



UNIVERSIDAD DE MURCIA

FACULTAD DE VETERINARIA

LOS MACROPARÁSITOS DIGESTIVOS DE LA
PALOMA (*Columba livia*) COMO BIOMONITORES DE
CONTAMINACIÓN AMBIENTAL POR METALES.

Dña. Elena Goyena Salgado

2012

AGRADECIMIENTOS

En la elaboración del presente estudio han sido muchas las personas que de una u otra forma han colaborado. Sin su ayuda este trabajo no hubiera sido posible y espero saber transmitir mediante estas líneas mi inmensa gratitud a todas ellas.

En primer lugar quiero expresar mi más sincero agradecimiento a los profesores Dña. Juana Ortiz Sánchez, D. Carlos Martínez-Carrasco Pleite y D. Miguel Motas Guzmán por haber aceptado la dirección de este trabajo, poniendo a mi disposición todos los medios, tanto materiales como humanos, necesarios para su elaboración, así como por su infatigable constancia, paciencia y guía. No olvidaré su amistad, su cariño y su comprensión.

A Rocío, por permitirme abusar de su paciencia, amistad y confianza. Por haber acudido a mi llamada en todo momento. Por su ánimo constante. Por su pronta respuesta a todas mis preguntas. Muchísimas gracias.

Igualmente quiero dar las gracias a Laura, Eduardo y Paco por su amistad y su apoyo continuo.

A Diego, nuestro Coordinador de Máster, mi agradecimiento por su generosidad y sus palabras de aliento, sobre todo en los momentos de crisis.

Agradezco asimismo a Silvia sus valiosas enseñanzas, consejos y ayuda desinteresada.

De igual modo, quiero agradecer a todos los alumnos internos su ayuda que ha hecho más llevadero mi trabajo en el laboratorio.

A M^a José y Lola, del Servicio Universitario de Instrumentación Científica (SUIC) perteneciente al Servicio de Apoyo a la investigación (SAI) de la Universidad de Murcia por su ayuda en la realización de los análisis toxicológicos, así como a Magdalena del Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica (SAIT) de la Universidad Politécnica de Cartagena.

Quiero agradecer a Antonio Maurandi su paciencia infinita en la realización del trabajo estadístico, siempre dispuesto a encontrar un momento en su apretada agenda.

A mis padres y hermanos, por su apoyo incondicional, no sólo a lo largo de la realización de esta tesis, sino en todo momento. Sólo espero ser capaz de devolverles algún día lo mucho que me han dado.

A mi hermana Marina, a la que no nunca podré devolver las horas que me ha dedicado desde los primeros momentos de mi vida. Gracias por estar siempre disponible.

A Jorge, María y Sergio por jugar y pelearse sin hacer demasiado ruido y por su infantil incomprensión ante la frase tantas veces repetida “no puedo jugar porque tengo que trabajar”.

A Manolo por estar siempre a mi lado, por su aliento, su paciencia y comprensión. Gracias por seguir conmigo.

Por último, quiero agradecer a la Fundación Séneca la financiación de este trabajo.



ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	6
2.1. LA PALOMA DOMÉSTICA (<i>Columba livia</i> Gmelin, 1789).....	7
2.2. LOS METALES COMO CONTAMINANTES MEDIOAMBIENTALES	11
2.2.1. Manganeseo	17
2.2.2. Cinc	19
2.2.3. Plomo.....	22
2.2.4. Cadmio	26
2.2.5. Cromo	30
2.3. PARÁSITOS DE LA PALOMA	31
2.3.1. Estudios realizados sobre la parasitofauna de la paloma doméstica.....	31
2.3.2. Descripción de los principales macroparásitos digestivos de la paloma.....	39
2.3.2.1. Cestodos	40
2.3.2.2. Nematodos	43
2.4. LA PALOMA COMO BIOMONITOR DE CONTAMINACIÓN POR METALES ...	46
2.5. LOS MACROPARÁSITOS COMO BIOMONITORES DE CONTAMINACIÓN POR METALES	60
3. MATERIAL Y MÉTODOS	78
3.1. POBLACIÓN DE ESTUDIO	79
3.2. ESTUDIO DE LOS MACROPARÁSITOS INTESTINALES	79
3.2.1. Recogida y conservación de los parásitos.....	80
3.2.2. Identificación específica	81
3.3. RECOGIDA, CONSERVACIÓN Y PROCESADO DE LAS MUESTRAS PARA EL ANÁLISIS TOXICOLÓGICO	83
3.3.1. Desecación de las muestras.....	83
3.3.2. Digestión de las muestras	84
3.3.3. Análisis de metales	86
3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	88

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	89
4.1. RESULTADOS PARASITOLÓGICOS	90
4.2. RESULTADOS TOXICOLÓGICOS.....	97
4.2.1. Parasitaciones simples por <i>Railletina tetragona</i>	98
4.2.1.1. Manganeso	101
4.2.1.2. Cinc.....	106
4.2.1.3. Plomo.....	110
4.2.1.4. Cadmio.....	115
4.2.1.5. Cromo	119
4.2.2. Parasitaciones simples por <i>Ascaridia columbae</i>	122
4.2.2.1. Manganeso	125
4.2.2.2. Cinc.....	128
4.2.2.3. Plomo.....	130
4.2.2.4. Cadmio.....	133
4.2.2.5. Cromo	136
4.2.3. Parasitaciones dobles por <i>Railletina tetragona</i> y <i>Ascaridia columbae</i>	139
4.2.4. Correlaciones	143
4.2.4.1. Correlaciones entre las concentraciones de cada metal en los tejidos y en los parásitos	143
4.2.4.1.1. Parasitaciones simples por <i>Railletina tetragona</i>	144
4.2.4.1.2. Parasitaciones simples por <i>Ascaridia columbae</i>	147
4.2.4.1.3. Parasitaciones dobles por <i>Railletina tetragona</i> y <i>Ascaridia columbae</i>	148
4.2.4.2. Correlaciones entre las concentraciones de los metales en cada tejido y en los parásitos	149
4.2.4.2.1. Parasitaciones simples por <i>Railletina tetragona</i>	149
4.2.4.2.2. Parasitaciones simples por <i>Ascaridia columbae</i>	151
4.2.4.2.3. Parasitaciones dobles por <i>Railletina tetragona</i> y <i>Ascaridia columbae</i>	151
4.3. CONSIDERACIONES FINALES	152
5. CONCLUSIONES	156

6. RESUMEN.....	158
7. SUMMARY	161
8. BIBLIOGRAFÍA	164
9. ANEXOS.....	177
9.1. Anexo I: Estudios parasitológicos en palomas	178
9.2. Anexo II: Estudios de concentraciones de metales en palomas	183

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Prevalencia, intensidad y abundancia de las parasitaciones por <i>R. tetragona</i> y <i>A. columbae</i> en la población de estudio (media±desviación estándar –de-).....	93
Tabla 2: Concentración de metales en diferentes tejidos de la paloma (n=50) y en <i>R. tetragona</i> (µg/g ps; media±de)	98
Tabla 3: Factores de bioconcentración de Mn, Pb, Zn, Cd y Cr detectados en <i>R. tetragona</i> en relación a los tejidos de la paloma (media ±de)	100
Tabla 4: Estadísticos descriptivos de las concentraciones (µg/g ps) de Mn halladas en los tejidos de la paloma y <i>R. tetragona</i>	101
Tabla 5: Estadísticos descriptivos de las concentraciones (µg/g ps) de Zn halladas en los tejidos de la paloma y <i>R. tetragona</i>	106
Tabla 6: Estadísticos descriptivos de las concentraciones (µg/g ps) de Pb halladas en los tejidos de la paloma y <i>R. tetragona</i>	110
Tabla 7: Estadísticos descriptivos de las concentraciones (µg/g ps) de Cd halladas en los tejidos de la paloma y <i>R. tetragona</i>	115
Tabla 8: Estadísticos descriptivos de las concentraciones (µg/g ps) de Cr halladas en los tejidos de la paloma y <i>R. tetragona</i>	119
Tabla 9: Concentración de metales en diferentes tejidos de la paloma y en <i>A. columbae</i> (µg/g ps; media±de).	122
Tabla 10: Factores de bioconcentración de Mn, Pb, Zn, Cd y Cr detectados en <i>A. columbae</i> en relación con los tejidos de la paloma (media±de).	124
Tabla 11: Estadísticos descriptivos de las concentraciones (µg/g ps) de Mn halladas en los tejidos de la paloma y <i>A. columbae</i>	125
Tabla 12: Estadísticos descriptivos de las concentraciones (µg/g ps) de Zn halladas en los tejidos de la paloma y <i>A. columbae</i>	128
Tabla 13: Estadísticos descriptivos de las concentraciones (µg/g ps) de Pb halladas en los tejidos de la paloma y <i>A. columbae</i>	130
Tabla 14: Estadísticos descriptivos de las concentraciones (µg/g ps) de Cd halladas en los tejidos de la paloma y <i>A. columbae</i>	133
Tabla 15: Estadísticos descriptivos de las concentraciones (µg/g ps) de Cr halladas en los tejidos de la paloma y <i>A. columbae</i>	136
Tabla 16: Concentración de metales en diferentes tejidos y parásitos de palomas portadoras de <i>R. tetragona</i> y <i>A. columbae</i> (µg/g ps; media±de).	139

Tabla 17: Factores de bioconcentración de Mn, Pb, Zn, Cd y Cr detectados en <i>R. tetragona</i> en parasitaciones dobles en relación con los tejidos de la paloma (media±de).	141
Tabla 18: Factores de bioconcentración de Mn, Pb, Zn, Cd y Cr detectados en <i>A. columbae</i> en parasitaciones dobles en relación con los tejidos de la paloma (media±de).	141
Tabla 19: Correlaciones significativas entre el nivel de Mn, Zn Pb, Cd y Cr en los tejidos de la paloma y <i>R. tetragona</i>	144
Tabla 20: Correlaciones significativas entre el nivel de Mn, Zn Pb, Cd y Cr en los tejidos de la paloma y <i>A. columbae</i>	147
Tabla 21: Correlaciones significativas entre el nivel de Mn, Zn Pb, Cd y Cr en los tejidos de la paloma, <i>R. tetragona</i> y <i>A. columbae</i>	148
Tabla 22: Correlaciones entre Mn, Zn, Pb, Cd y Cr en diferentes tejidos de la paloma y <i>R. tetragona</i>	149
Tabla 23: Correlaciones entre Mn, Zn, Pb, Cd y Cr en diferentes tejidos de la paloma y <i>A. columbae</i>	151

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Interacciones entre distintos elementos (Barba, 2007).....	17
Figura 2: Digestor Milestone. Modelo Ethos Sel.....	85
Figura 3: Equipo “ICP-MS Agilent 7500 ce.	87
Figura 4: Escolex (A) y proglótidos maduros (B) de <i>Railletina tetragona</i> . Tinción Carmín acético de Semichon (40x).....	91
Figura 5: Alas laterales cefálicas (A) y espículas de un ejemplar macho (B) de <i>Ascaridia columbae</i> . Preparación en fresco examinada mediante estereomicroscopio (4x).....	92
Figura 6: Prevalencia de parasitaciones simples, por <i>R. tetragona</i> o <i>A. columbae</i> y parasitaciones dobles	93
Figura 7: Concentración media de metales esenciales ($\mu\text{g/g ps}$) en la paloma y en <i>R. tetragona</i>	99
Figura 8: Concentración media de metales pesados ($\mu\text{g/g ps}$) en la paloma y en <i>R. tetragona</i>	99
Figura 9: Diagrama de cajas de la concentración de Mn ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en <i>R. tetragona</i>	102
Figura 10: Porcentajes de distribución de Mn en los tejidos de paloma y en <i>R. tetragona</i>	102
Figura 11: Resultado de las comparaciones de la concentración de Mn en los tejidos de la paloma y en <i>R. tetragona</i>	104
Figura 12: Diagrama de cajas de la concentración de Zn ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en <i>R. tetragona</i>	106
Figura 13: Porcentajes de distribución de Zn en los tejidos de paloma y en <i>R. tetragona</i>	107
Figura 14: Resultado de las comparaciones de la concentración de Zn en los tejidos de la paloma y en <i>R. tetragona</i>	109
Figura 15: Diagrama de cajas de la concentración de Pb ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en <i>R. tetragona</i>	111
Figura16: Porcentajes de distribución de Pb en los tejidos de paloma y en <i>R. tetragona</i>	111
Figura 17: Resultado de las comparaciones de la concentración de Pb en los tejidos de la paloma y en <i>R. tetragona</i>	113

Figura 18: Diagrama de cajas de la concentración de Cd ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en <i>R. tetragona</i>	116
Figura 19: Porcentajes de distribución de Cd en los tejidos de paloma y en <i>R. tetragona</i>	116
Figura 20: Resultado de las comparaciones de la concentración de Cd en los tejidos de la paloma y en <i>R. tetragona</i>	117
Figura 21: Diagrama de cajas de la concentración de Cr ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en <i>R. tetragona</i>	119
Figura 22: Porcentajes de distribución de Cr en los tejidos de paloma y en <i>R. tetragona</i>	120
Figura 23: Resultado de las comparaciones de la concentración de Cr en los tejidos de la paloma y en <i>R. tetragona</i>	121
Figura 24: Concentración media de metales esenciales ($\mu\text{g/g ps}$) en la paloma y en <i>A. columbae</i>	123
Figura 25: Concentración media de metales pesados ($\mu\text{g/g ps}$) en la paloma y en <i>A. columbae</i>	123
Figura 26: Diagrama de cajas de la concentración de Mn ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en <i>A. columbae</i>	125
Figura 27: Porcentajes de distribución de Mn en los tejidos de paloma y en <i>A. columbae</i>	126
Figura 28: Resultado de las comparaciones de la concentración de Mn en los tejidos de la paloma y en <i>A. columbae</i>	126
Figura 29: Diagrama de cajas de la concentración de Zn ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en <i>A. columbae</i>	128
Figura 30: Porcentajes de distribución de Zn en los tejidos de paloma y en <i>A. columbae</i>	129
Figura 31: Resultado de las comparaciones de la concentración de Zn en los tejidos de la paloma y en <i>A. columbae</i>	129
Figura 32: Diagrama de cajas de la concentración de Pb ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en <i>A. columbae</i>	131
Figura 33: Porcentajes de distribución de Pb en los tejidos de paloma y en <i>A. columbae</i>	131
Figura 34: Resultado de las comparaciones de la concentración de Pb en los tejidos de la paloma y <i>A. columbae</i>	132

Figura 35: Diagrama de cajas de la concentración de Cd ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en <i>A. columbae</i>	134
Figura 36: Porcentajes de distribución de Cd en los tejidos la paloma y en <i>A. columbae</i>	134
Figura 37: Resultado de las comparaciones de la concentración de Cd en los tejidos de la paloma y en <i>A. columbae</i>	135
Figura 38: Diagrama de cajas de la concentración de Cr ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en <i>A. columbae</i>	137
Figura 39: Porcentajes de distribución de Cd en los tejidos la paloma y en <i>A. columbae</i>	137
Figura 40: Resultado de las comparaciones de la concentración de Cr en los tejidos de la paloma y en <i>A. columbae</i>	138
Figura 41: Concentración media de metales esenciales ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de palomas con doble parasitación, así como en <i>R. tetragona</i> y <i>A. columbae</i>	140
Figura 42: Concentración media de metales pesados ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de palomas con doble parasitación, así como en <i>R. tetragona</i> y <i>A. columbae</i>	140



1. INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

Los metales se encuentran de manera natural presentes en todos los ecosistemas, pero la creciente actividad industrial y la urbanización han incrementado considerablemente su concentración en el medio ambiente. Desde hace varias décadas hemos asistido a un constante aumento de la preocupación que la sociedad y las autoridades sanitarias tienen acerca del impacto que la contaminación por metales puede tener en los seres vivos (Burger y Gochfeld, 1997a).

Los metales son capaces de provocar efectos nocivos en los seres vivos. Por lo tanto, el seguimiento y monitorización de éstos últimos en el medio ambiente es imprescindible para llegar a conocer la magnitud de la contaminación, anticiparse a los posibles efectos patógenos, tomar decisiones acerca de la salud pública o protección del medio ambiente, establecer prioridades de investigación y, además, proporcionar una base científica para la adopción de medidas reglamentarias (Cid *et al.*, 2009).

Actualmente, la contaminación ambiental se puede medir de forma directa tomando muestras del aire, agua o suelo, o bien se pueden utilizar seres vivos a los que se conoce con el nombre de biomonitores. El uso de biomonitores permite evaluar la exposición, funcionando como sistemas de alerta temprano del deterioro del medio ambiente. Sin embargo, evaluar la salud de los ecosistemas de forma adecuada por medio de la biomonitorización requiere la selección de especies que sean representativas (Burguer, 1993). El empleo de estos seres vivos ofrece la ventaja de permitirnos determinar exclusivamente las fracciones biodisponibles de los metales y, por lo tanto, las que son susceptibles de ser absorbidas y acumuladas por los seres vivos (Sures, 2004).

De esta manera, se han estudiado distintos organismos para evaluar su potencial como monitores biológicos de diferentes formas de contaminación. Así, se ha observado, que ciertas especies son altamente sensibles a la presencia de contaminantes en el medio que les rodea y pueden responder ante éstos modificando su respuesta fisiológica y/o su comportamiento

(Indicadores de efecto) o acumulándolos en sus tejidos (Indicadores de acumulación) (Sures, 2001, 2004).

Entre los biomonitores más estudiados destacan organismos acuáticos tales como el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) (Sures *et al.*, 1997; Sures, 2004) o el mejillón mediterráneo (*Mytilus galloprovincialis*) (Laffon *et al.*, 2006; Sureda *et al.*, 2011). Con respecto a las aves, determinadas especies tienen un importante valor como biomonitoras y han sido empleadas previamente para evaluar distintos contaminantes ambientales (Deng *et al.*, 2007). En relación a éstas, la mayoría de los estudios se centran en las aves acuáticas (Mendes *et al.*, 2008; Ribeiro *et al.*, 2009; Navarro *et al.*, 2010) y en las rapaces (García-Fernández *et al.*, 2008; Pérez-López *et al.*, 2008; Naccari *et al.*, 2009; Guillén, 2010). Recientemente, uno de los animales que ha demostrado tener un alto valor como biomonitor de contaminación medioambiental es la paloma doméstica (*Columba livia*) (Nam *et al.*, 2004a; Barba, 2007; Liu *et al.*, 2009). Esta especie de ave forma grandes grupos, distribuidos por todo el mundo y, asociados en la mayoría de las ocasiones con entornos sometidos a la actividad humana. Así, al compartir el mismo hábitat, la paloma doméstica está expuesta a los mismos contaminantes que el hombre y, por lo tanto, nos permite valorar los niveles urbanos de metales como el manganeso, cinc, plomo, cadmio y cromo.

En los últimos años, diversos investigadores han centrado sus estudios en los parásitos y en su relación con la contaminación ambiental, observando que éstos pueden proporcionarnos incluso más información sobre la misma que los animales que los albergan, gracias a su capacidad para concentrar los metales u otros contaminantes de manera más eficaz que sus hospedadores (Sures *et al.*, 1999; Sures, 2004). De hecho, ciertos parásitos, sobre todo los acantocéfalos, pueden responder más rápidamente a cambios en la exposición a metales y son indicadores más fiables de la calidad medioambiental que los organismos a los que parasitan (Sures *et al.*, 1997; Zimmermann *et al.*, 1999; Sures, 2001).

Las palomas pueden hospedar distintos tipos de parásitos, entre los que se encuentran los helmintos; en este grupo se incluyen los cestodos y los nematodos, que son parásitos que, por su tamaño, pueden ser detectados a simple vista. Estos macroparásitos se caracterizan por tener un ciclo biológico que, en muchas ocasiones, es indirecto, estando presentes de manera más o menos constante en casi todas las zonas donde hay palomas.

Los macroparásitos que se sitúan en el tracto intestinal de los hospedadores tienen la característica de que desarrollan la totalidad de su vida adulta en el interior del ave, en contacto con el contenido gastrointestinal y, por tanto, con la posibilidad de verse expuestos a los mismos contaminantes, entre ellos los metales, que entran en contacto con el hospedador. Con respecto a hábitats urbanos, los datos sobre el uso de los parásitos como biomonitores de contaminación por metales son escasos y hacen referencia, sobre todo, a modelos del tipo mamíferos terrestres/cestodos (Sures *et al.*, 1998; Jankovská *et al.*, 2010b; Torres *et al.*, 2011).

Los metales elegidos para este trabajo han sido el Mn, el Pb, el Zn, el Cd y el Cr. El criterio para la elección de dichos metales se ha basado en su elevada toxicidad y en la frecuencia con la que se encuentran en los ambientes urbanos y periurbanos. Así, el Pb, al haber sido utilizado hasta hace una década como antidetonante de la gasolina, presenta unas elevadas concentraciones en el medio ambiente. Por otro lado, los niveles de Mn han ido aumentando en los últimos años como consecuencia, entre otros factores, de ser sustitutivo del Pb en su uso como antidetonante de la gasolina. Asimismo, las concentraciones de Cd también son elevadas, debido a su elevado uso a nivel industrial y a que este metal presenta una eliminación lenta, por lo que tiende a acumularse en los organismos, estando entre los metales más tóxicos que se conocen. Además de los metales anteriormente citados, se han elegido el Zn y el Cr por su posible capacidad tóxica y, además por su interferencia con los anteriores.

En base a los argumentos previamente expuestos, el objetivo general de este trabajo es evaluar el posible empleo de los macroparásitos digestivos más frecuentes de la paloma doméstica (*Columba livia*) como biomonitores de acumulación de contaminación por metales en zonas urbanas.

Este objetivo general se concretará a partir de la consecución de los siguientes objetivos particulares:

1. Determinar la prevalencia y la carga de los principales macroparásitos gastrointestinales en la paloma doméstica en la zona de estudio.
2. Evaluar la exposición de la paloma al manganeso, cinc, plomo, cadmio y cromo, estudiando la distribución tisular de estos metales.

3. Estudiar la capacidad acumuladora de los macroparásitos gastrointestinales de la paloma respecto a los distintos metales seleccionados.

4. Analizar las posibles correlaciones entre las concentraciones de cada metal en los tejidos de la paloma y en los parásitos, así como las correlaciones entre las concentraciones de metales en cada tejido y en cada especie de macroparásito.



2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. LA PALOMA DOMÉSTICA (*Columba livia* Gmelin, 1789)

Taxonómicamente la paloma pertenece al Reino Animalia, Phylum Chordata, Clase Aves, Subclase Neornithes, Orden Columbiformes, Familia Columbidae, Subfamilia Columbinae y Género *Columba*.

Las palomas se originaron en Asia hace varios millones de años. Actualmente, existen más de 300 especies en todo el mundo. Las más habituales en las ciudades españolas son: la paloma bravía (*Columba livia*), la paloma torcaz (*Columba palambus*) y la paloma zurita (*Columba oenas*).

Las características morfológicas de estas tres especies son muy similares, variando sobre todo en el tamaño y en el color del plumaje (Zanoni, 1980).

La paloma bravía (*C. livia*) es el ancestro de la paloma doméstica en la que se centra nuestro estudio. Ésta, a causa de continuos cruces, ha perdido muchos de los aspectos morfológicos que caracterizan a la bravía.

Estas aves miden entre 30 y 36 cm de longitud y pesan alrededor de 0,6 a 0,7 kg dependiendo de su estado de salud, de su edad y de la disponibilidad de alimento. Tienen las patas, el cuello y la cabeza cortos y el cuerpo robusto. Los ojos son grandes y redondos. El color de su plumaje es gris con una mancha iridiscente verde y púrpura en el cuello. Presentan dos franjas alares negras y su cola es larga y de un color oscuro. En cualquier caso, la variación en el color del plumaje es muy grande. El obispillo es de color blanco. Tienen también una protuberancia carnosa o cerúlea llamada cera, en la base del pico (Zanoni, 1980).

Las palomas son gregarias, les gusta congregarse en grandes bandos que pueden llegar a ser de varios cientos de individuos, con unos miembros más dominantes que otros.

Una colonia de palomas incluye aproximadamente un porcentaje igual de machos y de hembras, pero únicamente el 60% de la población se reproducirá; el resto serán aves jóvenes, seniles y enfermas. Se pueden aparear en cualquier época del año (especialmente en las ciudades, donde tienen los recursos suficientes para reproducirse durante todo el año), aunque con especial intensidad en primavera y otoño (Mutaner *et al.*, 1983).

Estas aves son monógamas, formando pareja para toda la vida. Anidan en las grietas, entre las rocas, en los riscos de las montañas, en cuevas y en los edificios. Construyen nidos sueltos y poco tramados. La hembra pone 1 ó 2 huevos que son incubados por ambos progenitores. Las aves jóvenes pueden volar a los 35 días y son sexualmente maduras a los 5 meses.

Las palomas se alimentan de granos que recogen de la tierra. Complementan su dieta granívora con pequeñas frutas, moluscos y otros invertebrados, así como restos variados de alimentos procedentes del hombre (Zanoni, 1980). Desde el punto de vista epidemiológico, la ingestión de pequeños invertebrados como caracoles, hormigas, cucarachas, etc, tiene gran importancia ya que intervienen en el desarrollo del ciclo biológico indirecto de ciertas especies de parásitos que afectan a estas aves.

Las palomas consumen grandes cantidades de agua, hasta el 15% de su peso todos los días, por lo que se las ve frecuentemente en las ciudades, cerca de fuentes y charcos.

A pesar de su gran sentido de la orientación, las palomas son aves sedentarias, obedeciendo sus desplazamientos a la necesidad de alimento, descanso o anidación; son, en esencia, aves muy rutinarias en el espacio y en el tiempo, disponiendo además de una sorprendente memorización de lugares, personas y horarios para satisfacer el hambre (Ferrán, 1981).

A lo largo de la historia, la paloma ha estado asociada con el hombre de distintas maneras. Ha sido y sigue siendo considerada como un símbolo de paz y entendimiento entre las personas, más allá de las diferencias de raza, cultura y religión. De hecho, fue objeto de adoración en la India y figura mitológica para los Incas. Por otra parte, gracias a su gran sentido de la orientación y a su capacidad para volver a su nido desde lugares lejanos fue adiestrada como mensajera en Egipto, China, Grecia e Italia (Zanoni, 1980).

Actualmente se siguen utilizando estas aves con diferentes propósitos, tales como deporte (caza y carreras), recreación (exposiciones de razas ornamentales o habilidades acrobáticas), experimentación (animales de laboratorio) y como alimento (Adang *et al.*, 2008).

Para muchas personas, las palomas callejeras son importantes porque son de los pocos animales libres que se pueden observar en la ciudad. Traen vida a las calles, acercan un poco más el mundo animal a los niños y constituyen una fuente de recreación, en particular para sectores de la población de edad avanzada. Sin embargo, para otras personas la opinión que les merece es totalmente distinta, provocando un evidente rechazo por parte de la población, debido a las molestias que conlleva la existencia de estas aves en entornos urbanos (Haag, 2005).

Aunque la paloma bravía y el hombre llevan muchos años conviviendo, la sobrepoblación de estas aves en las ciudades es reciente. La excesiva proliferación de palomas en las ciudades se atribuye generalmente a la gran disponibilidad de alimento (Haag, 1995). Asimismo, el crecimiento metropolitano, un microclima más suave y la ausencia de depredadores explican en parte que esta especie aviar de campo se haya vuelto tan urbana (Haag, 2005). A esta invasión de las ciudades contribuye también su fácil adaptación a hábitats muy variados, de manera que en muchos lugares han llegado a constituir una de las plagas más dañinas para la salud y la calidad ambiental que se puede dar en el interior de los núcleos urbanos. Otras características que han provocado el elevado crecimiento de las poblaciones urbanas de palomas es el hecho de que estas aves tienen capacidad de producir hasta 12 pichones por pareja y año y, además, presentan una baja mortalidad en individuos adultos. Asimismo, hay que añadir que se trata de aves relativamente longevas, que pueden llegar a vivir hasta 15 ó 20 años, aunque debido al desgaste fisiológico al que están sometidas, su longevidad media se estima sobre los 5 años.

Como hemos indicado, la superpoblación de palomas llega a ser una plaga que ocasiona múltiples problemas (Henderson *et al.*, 2000), entre los que podemos destacar los siguientes:

a) *Daños en edificios y monumentos*

Una paloma puede producir alrededor de 10-12 kg de excrementos cada año (Kösters *et al.*, 1991). Los excrementos de estas aves son muy ácidos, sobre todo por su gran contenido en ácido fosfórico y ácido úrico. Éste último, al transformarse en alantoína por acción de la uricasa, alcanza un alto poder corrosivo que desintegra el cemento, el hormigón y la piedra caliza; además deteriora gravemente el resto de los materiales de construcción y mobiliario urbano. Asimismo, las heces de las palomas pueden proporcionar condiciones ideales para el crecimiento de mohos que contribuyen a la erosión de los edificios y monumentos históricos (Méndez-Tovar *et al.*, 1995).

Las palomas, por otra parte, picotean los materiales deleznable (por ejemplo, revocos de fachadas y cementos de tejados) para conseguir los aportes minerales necesarios de los que son deficitarios en su dieta. Además, durante la construcción de los nidos, se sirven de cables eléctricos y otros elementos constructivos.

Una de las peores consecuencias de la actividad de estas aves en los edificios deriva de la progresiva acumulación de excrementos en canaletas y desagües, que junto con plumas, nidos y cuerpos de aves muertas terminan por provocar su taponamiento, con la consiguiente aparición de goteras y humedades. Por último, las estructuras de madera también pueden verse afectadas debido al desarrollo de hongos y plagas de insectos (incluidos xilófagos) que tienen su origen en nidos y excrementos (Haag, 2005).

b) *Amenaza para la salud*

Las aves no sólo sufren enfermedades comunes a los seres humanos, sino que además constituyen un importante vehículo de transmisión de agentes infectocontagiosos desde los focos de contaminación (sobras de comida, basuras, excrementos de perros y gatos, etc.) hasta los hombres.

Diversos autores han puesto en evidencia el papel de la paloma como vector, tanto de agentes infecciosos como parasitarios, de gran importancia para la salud pública (Weber, 1979; Toro *et al.*, 1999; González-Acuña *et al.*, 2007). De hecho, estas aves son capaces de transmitir a las personas alrededor de 40 enfermedades diferentes, entre las cuales destacan la salmonelosis, la colibacilosis, la histoplasmosis y distintas parasitosis (Long, 1981; Dautel *et al.*, 1991). El contacto directo con los excrementos y la inhalación de los mismos en forma de aerosol, en algunos casos, son suficientes para llegar a ocasionar estos graves trastornos (Haag, 2005). Además, los propios nidos suelen ser fuente de infección para otras especies de aves (Gottdenker *et al.*, 2005; Bunbury *et al.*, 2008), y son el origen de muchos

insectos y otras plagas molestas, como son las ocasionadas por ácaros, piojos, pulgas y garrapatas.

c) *Costes económicos*

Las palomas, en el medio urbano, ensucian fachadas, vehículos, ropa tendida en patios interiores, etc, lo que supone un gasto presupuestario extra en pintura y limpieza de los edificios, mobiliario urbano, así como de parques y jardines. De hecho, Zuconni *et al.* (2003), estiman el daño ocasionado por las palomas en 23,7-33,5 €/paloma y año.

d) *Otros problemas*

- Destacan, por su frecuencia, la activación de alarmas y, por su peligrosidad, la obturación de las salidas de gas.
- La actividad de las palomas supone una serie de molestias a los usuarios del inmueble, como el ruido (sobre todo por la noche y a primeras horas de la mañana, provocado por sus movimientos y especialmente por sus arrullos), los olores desprendidos y el efecto estético negativo que supone la presencia de sus excrementos.
- Si la densidad de población de estas aves es alta pueden destrozar los parterres de los jardines y sus plantas ornamentales.
- Sus excrementos suelen ser resbaladizos, por lo que pueden resultar peligrosos para los transeúntes (Haag, 2005).

Todos estos problemas han llevado a catalogar a las palomas como plaga urbana y, por tanto, justifican los diferentes programas de control que habitualmente se plantean en las ciudades para reducir sus poblaciones. Algunos de estos programas consisten en el depósito o traslado de las aves a otras zonas; otros incluyen hasta el sacrificio de un número determinado de las mismas (Bunbury *et al.*, 2008).

2.2. LOS METALES COMO CONTAMINANTES MEDIOAMBIENTALES

La contaminación ambiental se puede definir como la introducción o presencia de sustancias, organismos o formas de energía en ambientes o sustratos a los que no pertenecen o en cantidades superiores a las propias de dichos sustratos, por un tiempo suficiente y bajo

condiciones tales que esas sustancias interfieren con la salud y la comodidad de las personas, dañan los recursos naturales o alteran el equilibrio ecológico de la zona. Otra definición es la que considera, simplemente, que la contaminación ambiental es la acumulación indeseable de sustancias, organismos o formas de energía en un sustrato (Albert, 2004).

Son muchos los contaminantes que pueden encontrarse en el medio ambiente; cada uno de ellos cuenta con un patrón propio de presentación, y sus efectos son diferentes. Por lo general, los efectos más graves de la contaminación ocurren cuando la entrada de sustancias (naturales o sintéticas) al ambiente rebasa la capacidad de los ecosistemas para asimilarlas y/o degradarlas (Albert, 2004).

Actualmente, asistimos a una presión sin precedentes sobre el medio ambiente debido, por un lado, al rápido crecimiento demográfico que ha experimentado la población humana en los últimos años y, por otro, al desarrollo tecnológico que va aparejado a una sociedad de nuestras características. La contaminación atmosférica afecta a millones de personas de todo el mundo, especialmente a aquellas que viven en los grandes núcleos urbanos, en áreas fuertemente industrializadas y con denso tráfico de vehículos. Las emanaciones de polvo y los gases nocivos están provocando un deterioro en la calidad del aire y en su capacidad para regenerarse que es necesario controlar (Biasioli *et al.*, 2007).

La salud y el medio que nos rodea están íntimamente relacionados. El aire, el agua, el entorno y el interior de los edificios tienen una gran implicación en el bienestar y, por ende, en su salud. Por ese motivo, la calidad y la salubridad de nuestro ambiente son vitales para una buena salud (Swaileh y Sansur, 2006).

El medio ambiente es un asunto cada vez más cercano a las preocupaciones y prioridades de la población. Numerosas encuestas señalan que las cuestiones medioambientales se sitúan en un primer orden de importancia en su relación con la calidad de vida, por encima de otros factores, como son los económicos o sociales (Mateo, 2010). Además, las agencias gubernamentales y el sector privado están cada vez más interesados en la evaluación, no solo del bienestar del hombre, sino también el de otras especies y sus ecosistemas. Vemos pues, que la contaminación ambiental ha dejado de ser una mera preocupación social para convertirse en una preocupación política. Numerosos países han

establecido programas de control con diferentes grupos de trabajo cuya función es aconsejar a los gobiernos en temas relacionados con la contaminación para poder estar en condiciones de promover políticas de prevención y vigilancia, con el fin de disminuir las emisiones de diferentes contaminantes y reducir al máximo los efectos perjudiciales para los seres vivos. Esta preocupación se ha concretado en diversos convenios y normativas como, por ejemplo, el Convenio de 1979 sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a gran distancia en materia de metales pesados (ratificado recientemente por el gobierno español mediante el RD 17490/11 de 7 de noviembre que entró en vigor el 20 de diciembre de 2011), el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (ratificado por España mediante el RD 11653/2004), la prohibición del uso de gasolina con plomo (RD 785/2001) o la prohibición del uso de municiones que contengan plomo en determinadas zonas húmedas (RD 581/2001).

Esta preocupación se manifiesta también en el creciente número de publicaciones e investigaciones encaminadas a monitorizar, evaluar, controlar y remediar los daños ecológicos ocasionados por la contaminación ambiental (Pérez-López *et al.*, 2008).

El origen de la contaminación ambiental puede estar en las fuentes naturales de metales de la corteza terrestre o puede surgir como consecuencia del desarrollo industrial y de otras actividades realizadas por el hombre, muy difundidas actualmente. Normalmente, las fuentes de contaminación natural (emisiones volcánicas, incendios forestales, etc.) son muy dispersas y no provocan concentraciones altas de contaminación, excepto en zonas muy concretas, por lo que sus efectos adversos, sobre todo a largo plazo, son menores. La contaminación de origen antropogénico, en cambio, se concentra en áreas más localizadas y, para la mayor parte de los contaminantes, es mucho más peligrosa que la natural. En este caso, las principales fuentes de contaminación incluyen el uso de fertilizantes, herbicidas y plaguicidas en la agricultura, así como los vertidos de sustancias peligrosas y residuos tóxicos, cada vez mayores, de las zonas industriales y urbanas (Albert, 2004). No obstante, cuando se valora el impacto de los xenobióticos en el medio ambiente, nos encontramos con la dificultad técnica de poder evaluar con exactitud los componentes bióticos y abióticos que influyen en la modificación del ecosistema (Movalli, 2000; Moreno, 2003).

Los metales están entre los tóxicos más antiguos conocidos por el hombre (Ferrer, 2003). La contaminación del medio ambiente por éstos ha aumentado exponencialmente

desde los últimos cien años, quedando pocos países en el mundo en los que la contaminación por metales no se haya convertido en objeto de debate (Mas y Azcue, 1993; Fan, 1996). Los metales representan una amenaza para la salud humana cuando se absorben en cantidades suficientes, debido a la tendencia que presentan a acumularse en el organismo (Burger, 2008). Actualmente, las fuentes de exposición a metales las podemos encontrar tanto en el ámbito laboral como en ambientes contaminados, el agua o los alimentos.

Los metales difieren de otras sustancias tóxicas en que no son sintetizados ni destruidos por el hombre. Una parte de los metales presentes en el medio ambiente tiene una fuente de origen natural, por fenómenos geológicos, pero en otras ocasiones deriva de la actividad humana; de hecho, la presencia de la mayor parte de estos metales es debida hoy en día a actividades antropogénicas, siendo este origen el más relevante en el ciclo biogeoquímico de dichos contaminantes (ICES ACME Reports, 2001). Algunos metales tienen una toxicidad baja, mientras que otros son tóxicos para muchos organismos a concentraciones muy bajas. El uso que se haga de los metales es importante para determinar el potencial que tienen de producir efectos en la salud humana y en el equilibrio de los ecosistemas (Battaglia *et al.*, 2005). Estos efectos en la salud podrían ocurrir, por lo menos, a través de dos mecanismos: en primer lugar, el aumento de las concentraciones de los metales en el aire, el agua, el suelo y los alimentos y, en segundo lugar, la modificación de la estructura de la sustancia química (Goyer, 1996; ATSDR, 2008).

Los metales se clasifican en dos grupos:

- Oligoelementos, metales traza o micronutrientes, que son los requeridos en pequeñas cantidades por plantas y animales; desempeñan una función bioquímica específica (transferencia de electrones, metaloproteínas, metaloenzimas) y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. Estos oligoelementos, pasado cierto umbral, son tóxicos. Dentro de este grupo están el arsénico (As), boro (B), cobalto (Co), cobre (Cu), hierro (Fe), molibdeno (Mo), manganeso (Mn), níquel (Ni), selenio (Se) y cinc (Zn).
- Metales sin función biológica conocida y cuya existencia, en determinadas cantidades en los seres vivos, conlleva disfunciones en los mismos. Son altamente tóxicos, pueden acumularse en los organismos vivos y su presencia

se debe únicamente a la exposición a las fuentes de contaminación. Son principalmente el bario (Ba), cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb), antimonio (Sb) y bismuto (Bi).

En relación al modo de acción de los metales, la mayoría de éstos afectan a sistemas múltiples, interfiriendo procesos bioquímicos específicos (enzimas) y/o membranas celulares o de orgánulos. El efecto tóxico del metal normalmente supone una interacción entre el ión metálico libre y su diana (Mas y Azcue, 1993).

El desarrollo de la acción tóxica puede producirse a través de una afectación de la estructura celular, o de una alteración de la función celular (Repetto, 2009), como seguidamente se expone.

A.- Afectación de la estructura celular: diversos metales se fijan en las membranas o se introducen en el interior de las células modificando su composición; reaccionando con sus constituyentes, o intercambiándose con elementos que cumplen misiones fisiológicas, de todo lo cual se derivan alteraciones de la estructura, e incluso la muerte celular.

B.- Alteraciones de la función celular

1.- Modificación de la permeabilidad de la membrana: puede ser de forma directa por alteración del contenido de sodio, potasio o calcio, implicados en los fenómenos de polarización o bien de forma indirecta actuando sobre los enzimas de transporte.

2.- Modificación de la actividad enzimática:

- Inhibición enzimática: muchos elementos establecen una clara competencia con los metales esenciales por los sitios específicos de las enzimas, desplazándolas de las metaloenzimas, coenzimas y sustratos. Esta interferencia se debe generalmente a la unión con los grupos sulfhidrilos. La formación de mercaptanos altera la normalidad funcional de enzimas tales, como las deshidrogenadas, esenciales en la respiración celular; consecuentemente se afecta el proceso de la fosforilación oxidativa de la membrana mitocondrial y, por tanto, la activación del oxígeno, el trabajo químico, el trabajo mecánico así como el osmótico.

- Inducción enzimática: diversos metales inducen la acción o síntesis de determinadas enzimas como, por ejemplo, la metalotioneína por parte del Cd y del Zn, o la hemooxigenasa por parte del Cr, Mn, Zn, Cd y Pb.

C.- Participación en procesos inmunitarios: algunos metales tienen capacidad inmunosupresora, son alergizantes a través del contacto con la piel, modifican la inmunidad humoral, etc.

D.- Interacción con el material genético: los metales son un grupo importante de carcinógenos ocupacionales y ambientales por su posible unión con el ADN, formación de uniones cruzadas entre ADN y proteínas, así como por el deterioro que producen en la replicación del ADN o del ARN.

En base a los criterios establecidos por Repetto (1995), la intensidad de un efecto tóxico depende principalmente de:

- La concentración y la persistencia del tóxico final en su sitio de acción.
- Su grado de oxidación o valencia y el tipo de molécula que forma con otros elementos químicos, pues de ello deriva la facilidad para formar iones, de la que depende la hidro- o liposolubilidad de los compuestos y consecuentemente, su facilidad para atravesar las membranas celulares.
- Las condiciones del individuo (edad, perfil genético, estado de salud y estado inmunitario).
- Las condiciones externas (vías, formas y momento de la absorción, concomitancia con otros tóxicos, temperatura).

Dentro del organismo animal es importante tener en cuenta que existen interacciones entre los diferentes elementos, ya que la exposición y absorción en exceso de un elemento esencial puede condicionar la cinética de otros elementos (Martín, 1994; Barba, 2007).

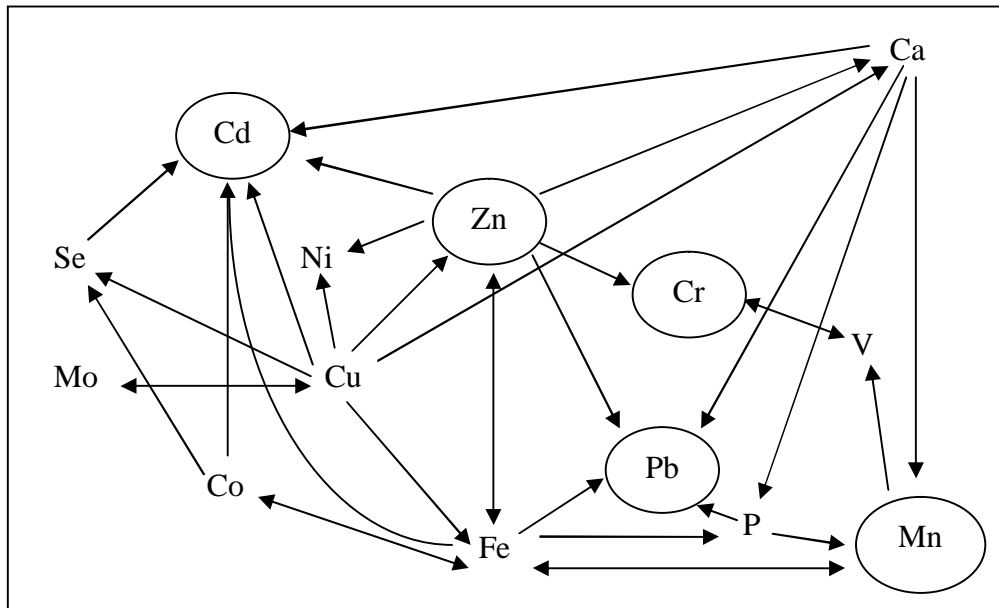


Figura 1: Interacciones entre distintos elementos (Barba, 2007).

A continuación resumimos las principales características de los metales analizados en el presente trabajo.

2.2.1. Manganeso

El Mn es un metal muy refractario, de color y brillo acerado, quebradizo, de peso atómico 54,9, densidad 7,2, punto de ebullición 1.962°C y punto de fusión 1.244°C (Lauwerys, 1994; Gil y Gisbert, 2004). Su vida media biológica es de 37 días (Goyer, 1996).

El Mn es, entre los metales esenciales, el que se presenta en menor proporción de todos. Se encuentra en todos los organismos vivos (Goyer, 1996) y es necesario para la correcta formación del tejido conectivo y los huesos y, por tanto, para el crecimiento. Además, el Mn es esencial para el metabolismo de los lípidos, proteínas y carbohidratos, pues actúa como cofactor de determinadas enzimas, como son la piruvato carboxilasa, arginasa y fosfatasas (Goyer, 1996; Leggett, 2011).

El Mn es una sustancia natural que está presente en diversos tipos de rocas y en el suelo. Sin embargo, no se produce en el medio ambiente como un metal puro, sino que se

encuentra normalmente en el aire, el suelo, el agua y los alimentos combinado con otras sustancias tales como oxígeno, azufre y cloro (ATSDR, 2008; Leggett, 2011).

Este metal esencial se encuentra de forma natural en muchos alimentos, tales como vegetales, frutas, nueces, granos, té, determinadas especias (Santamaría, 2008) pero también se añade para formar parte de suplementos nutritivos. Además, se utiliza para fabricar aleaciones de acero, hierro, cobre, estaño y níquel, baterías de pila seca, bobinas eléctricas, cerillas, como colorante en la industria del vidrio y cerámica, en soldaduras, como fertilizante y como aditivo de alimentos para animales. También se puede usar como aditivo en la gasolina para mejorar el octanaje de la gasolina (Gerber *et al.*, 2002; Gil y Gisbert, 2004; ATSDR, 2008; Moreno *et al.*, 2011).

El Mn no puede ser degradado en el medio ambiente; solamente puede cambiar de forma o adherirse o separarse de partículas. El estado químico del Mn y el tipo de suelo determina la rapidez con que se moviliza a través del suelo y la cantidad que es retenida en éste. En el agua, tiende a adherirse a partículas o a depositarse en el sedimento (Santamaría, 2008). El aditivo para la gasolina que contiene Mn puede degradarse rápidamente en el ambiente cuando se expone a la luz natural, liberando así Mn (ATSDR, 2008).

Por lo que respecta a la toxicocinética del Mn, la principal vía de entrada en el organismo es la respiratoria, seguida de la digestiva (que únicamente representa un 5% de la absorción total de Mn) (Goyer, 1996). En el caso de las aves la absorción del Mn es escasa (Tudor, 1991).

Después de su absorción, el Mn se transporta ampliamente en el plasma unido a la transferrina. También puede aparecer ligado a la albúmina y a compuestos de bajo peso molecular (Goyer, 1996). Las concentraciones de Mn circulante son muy bajas (Gerber *et al.*, 2002). La distribución del Mn en el organismo sigue un patrón bien establecido, en la que algunos de los tejidos presentan niveles altos de Mn, mientras que en otros las concentraciones son mínimas. El Mn se concentra en las mitocondrias, de manera que aquellos tejidos ricos en estos orgánulos presentan mayores concentraciones de este elemento. Uno de los tejidos en los que el Mn se encuentra en mayor proporción es el hígado, además de en el riñón, cerebro, hipófisis, páncreas, intestino, testículo y pulmón (Goyer, 1996; Gil y Gisbert, 2004). El Mn que se acumula en el hueso, prácticamente queda

inmovilizado y no se puede considerar como metabolizable. En algunos tejidos, como el muscular, su presencia es prácticamente nula (Mas y Azcue, 1993). Por otra parte, se ha demostrado que el Mn puede atravesar la barrera hematoencefálica (Goyer, 1996; Fitsanakis *et al.*, 2007).

La bilis constituye la principal vía de eliminación y en consecuencia la mayor parte de este elemento se elimina por las heces. Por la orina apenas hay excreción. En líneas generales, la eliminación del Mn es muy lenta y se prolonga durante años (Gil y Gisbert, 2004). En las aves se elimina exclusivamente por las heces (Tudor, 1991).

A pesar de que el Mn produce efectos tóxicos si se ingiere o inhala en cantidades excesivas este metal, con frecuencia es considerado como uno de los menos tóxicos para aves y mamíferos (Hurley y Keen, 1987). El Mn ejerce su acción tóxica principal a nivel del sistema nervioso central. Asimismo, tiene una acción irritante en aparato digestivo, respiratorio y en hígado (Gil y Gisbert, 2004).

En animales de laboratorio se ha demostrado que el Mn atraviesa la barrera hematoencefálica y una cantidad limitada también es capaz de atravesar la placenta durante la gestación, lo que le permite llegar al feto en desarrollo (Santamaría, 2008). La inhalación de Mn causa irritación de los pulmones que puede derivar en neumonía. Por otro lado, altas dosis orales de Mn originan trastornos del sistema nervioso, incluidos cambios en el comportamiento, daños en el sistema reproductor de machos y hembras, así como alteraciones en los riñones y el tracto urinario que incluyen inflamación y formación de cálculos renales (ATSDR, 2008).

2.2.2. Cinc

El Zn puro es un metal brillante blanco-azulado. Su punto de fusión es de 420°C y el de ebullición de 907°C (Lauwerys, 1994). Su vida media biológica es de 162 a 500 días (Repetto, 1995).

El Zn se encuentra en el aire, el suelo y el agua siendo uno de los elementos más comunes en la corteza terrestre. Asimismo está presente en todos los alimentos (Goyer, 1996).

El Zn es uno de los elementos esenciales más abundantes en el hombre y los animales. Actúa como cofactor y, además, es un componente de al menos 200 enzimas, como deshidrogenasas, esterasas, peptidasas, fosfatasa alcalina, anhidrasa carbónica, superóxido-dismutasa, así como ADN y ARN polimerasas. Asimismo, asegura la estabilidad de moléculas biológicas como el ADN, de estructuras biológicas como membranas y ribosomas y tiene, por otra parte, una gran influencia en la funcionalidad del sistema inmune (Themelis *et al.*, 2000; Eisler, 2007).

Las mayores fuentes de liberación de Zn tienen su origen en la industria, donde es usado principalmente como galvanizador del hierro y el acero, debido a su poder anticorrosivo; además, se utiliza en la industria como componente de distintas aleaciones, especialmente del latón. Por otra parte, el óxido de zinc se utiliza como pigmento en pinturas, como rellenedor en llantas de goma y como pomada antiséptica y emético en medicina. Y, por último, el cloruro de zinc se emplea para preservar la madera y como fluido soldador (Goyer, 1996; ATSDR, 2005; Eisler, 2007).

Aunque es un elemento esencial requerido en diferentes actividades biológicas, cuando su concentración se incrementa en el medio ambiente, el Zn puede generar serios problemas toxicológicos (Pérez-López *et al.*, 2006). No obstante, como ocurre con otros elementos esenciales, el Zn está regulado metabólicamente, de manera que un incremento en su concentración orgánica no significa necesariamente una exposición a elevadas concentraciones ambientales (Ek *et al.*, 2004).

La lluvia y la nieve son capaces de arrastrar las partículas de polvo con Zn del aire. Dependiendo del tipo de suelo, algunos compuestos de Zn pueden movilizarse al agua subterránea y a lagos, arroyos o ríos. Sin embargo, la mayor parte del Zn permanece adherido a partículas del suelo y no se disuelve en agua.

Respecto a su presencia en seres vivos, se sabe que el Zn se acumula en peces y en otros organismos, pero no en plantas (ATSDR, 2005).

La absorción del Zn ocurre en el tracto gastrointestinal, principalmente a nivel del intestino delgado. La cantidad de Zn absorbido es variable (20-30%), lo que se debe a que

su mecanismo de absorción es un proceso dinámico que está controlado homeostáticamente (Goyer, 1996).

El Zn se encuentra normalmente en todos los tejidos en concentraciones muy variables (Goyer, 1996). Una vez absorbido en el intestino, una parte importante del mismo pasa al hígado y, desde allí, se redistribuye a otros órganos del cuerpo, principalmente el riñón. El Zn se distribuye fundamentalmente unido a la anhidrasa carbónica eritrocitaria, en plasma y leucocitos. Se fija a metalotioneínas de todos los tejidos, sobre todo de músculo y hueso (Fraga, 2005). Estos tejidos contienen aproximadamente el 90% del total del Zn presente en el cuerpo. Además, forma parte de una gran cantidad de sistemas enzimáticos (Stefanidou *et al.*, 2006).

La principal vía de eliminación de Zn es a través de las heces. En las deyecciones se encuentra no sólo el Zn ingerido y no absorbido sino también Zn endógeno que se elimina para mantener el balance entre absorción y necesidades en equilibrio fisiológico. También existe una eliminación de este metal a través del jugo pancreático, orina y leche y en menor medida a través de la saliva, el pelo y el sudor (Jurado, 1989).

Por lo que respecta a los mecanismos de acción y efectos del Zn, interviene en un gran número de reacciones bioquímicas, siendo sin duda alguna el elemento esencial cuyo requerimiento es más elevado en cualquier organismo vivo. Entre los mecanismos de acción que se le atribuyen al Zn está el desplazamiento del cobre, con alteración de la hematopoyesis y alteración de la actividad fosfatásica (Stefanidou *et al.*, 2006).

Los efectos del Zn son muy numerosos, tanto por exceso como por defecto, debido al papel que desempeña en la homeostasis del organismo. El Zn también tiene una importante función en el metabolismo y la fisiología de los tejidos epitelial y conectivo, a nivel de síntesis de proteínas y probablemente en la división celular de estos tejidos (Mas y Azcue, 1993).

En general, las mayores concentraciones de Zn en aves aparecen en hígado y riñón y las menores en músculo (Roder, 2002). Los principales efectos adversos de la intoxicación por este elemento tienen lugar sobre el crecimiento, reproducción y supervivencia del propio individuo. También origina inmunosupresión, ataxia, paresia, cianosis y pérdida del control

muscular de las patas, con parálisis en algunos casos. Otras lesiones que pueden presentarse son diarrea, debilidad, inflamación del hígado, riñón y del páncreas, así como erosiones en la molleja. El daño pancreático incluye reducción de la actividad de la mayoría de enzimas digestivas, incremento de la actividad de las amilasas plasmáticas, digestibilidad reducida del almidón y disminución de la actividad de la vitamina A (Eisler, 1993).

Los mamíferos domésticos y los animales de laboratorio son relativamente resistentes a los altos niveles de Zn, aunque la inhalación o ingesta de cantidades excesivas puede tener efectos drásticos sobre la supervivencia, el metabolismo y produce una amplia variedad de efectos neurológicos, hematológicos, hepáticos, inmunológicos, renales, cardiovasculares, de desarrollo y genotóxicos. Los signos de intoxicación aguda incluyen anorexia, depresión, enteritis, diarrea, disminución de la producción de leche, incremento del consumo de agua y alimentos y, en casos severos, convulsiones y muerte (Eisler, 1993). Cuando la vía de entrada del Zn es la respiratoria se observa una caída transitoria de la temperatura corporal, seguida de leucocitosis. Además, en la mayoría de los animales expuestos aparecen signos de bronconeumonía, esterilidad e irritación de la piel (Eisler, 1993; ATSDR, 2005).

Al igual que ocurre con otros metales, los individuos jóvenes son mucho más sensibles a la intoxicación por Zn que los adultos (Jurado, 1989).

2.2.3. Plomo

El Pb es un metal pesado de color gris azulado, maleable y dúctil. Es mal conductor de la electricidad y se funde fácilmente. Su punto de fusión es de 327°C y el de ebullición de 1.525°C (Lauwerys, 1994; Villanueva, 2004; ATSDR, 2007). Es resistente al ácido sulfúrico, se disuelve rápidamente en ácido nítrico y es solubilizado por los ácidos orgánicos (ácido acético, alimentos ácidos) y por el agua cuando contiene nitratos y sales de amonio (Villanueva, 2004). Su vida media biológica es de 5 años (Ferrer, 2003; Villanueva, 2004).

Este metal se encuentra de forma natural en pequeñas cantidades, en la corteza terrestre, pero las fuentes de contaminación principales son antropogénicas (ATSDR, 2007). El Pb está ampliamente distribuido en el ambiente y, aunque no es esencial, abunda mucho en los mamíferos (Goyer, 1996). El Pb existe tanto en forma orgánica como inorgánica. La

mayor parte de este metal que se encuentra hoy en día en el ambiente es de tipo inorgánico, pero el Pb orgánico puede ser más tóxico que el inorgánico, puesto que el organismo lo absorbe más fácilmente.

El Pb es un elemento relativamente abundante que se encuentra en el aire, agua, rocas, plantas y animales. Sus fuentes naturales son la erosión del suelo, el desgaste de los depósitos minerales de Pb y las emisiones volcánicas. Por otra parte, el Pb contenido en el aire puede diseminarse a grandes distancias desde la fuente emisora antes de depositarse, permaneciendo en los suelos durante años (ATSDR, 2007).

La resistencia del Pb a la corrosión atmosférica y a la acción de los ácidos hace que este metal haya sido muy empleado en la edificación, en las instalaciones de fábricas de productos químicos, en tuberías y como aislante de cables. También se emplea en la fabricación de pinturas, en plaguicidas, en la producción de acumuladores y baterías y en el blindaje de fuentes radiactivas (en centrales nucleares y cubriendo aparatos radiográficos) (Villanueva, 2004). Sin embargo, el uso del Pb como aditivo antidetonante en las gasolinas es lo que más ha contribuido a la acumulación de este metal en el medio ambiente (Kenntner *et al.*, 2003). De hecho, el Pb procedente de las gasolinas supone el 76% de las emisiones de este metal a la atmósfera (Rubio *et al.*, 2004). En nuestro país, con el RD 785/2001, de 6 de julio, se adelanta la prohibición de la comercialización de gasolinas con Pb al 1 de agosto de 2001. Desde la introducción de la gasolina sin Pb los niveles de Pb atmosférico en España han disminuido en más de un 95%. Sin embargo, el Pb no se degrada, por lo que los millones de toneladas de Pb lanzadas al aire por el uso de la gasolina con Pb han contaminado los suelos, especialmente en las áreas urbanas y continúa siendo una fuente de exposición a tener en cuenta (Trasobares, 2010).

El Pb atmosférico tiene gran importancia, no sólo porque una vez en ese medio el contaminante pueda llegar a otras regiones por la acción del viento sino, además, porque es una fuente de exposición por inhalación para los seres vivos (Nybo *et al.*, 1996). También por vía aérea, el Pb llega a depositarse en diversos sustratos, como el suelo, el agua y la vegetación. Además, en los últimos años se ha prestado especial atención al impacto ambiental de los perdigones empleados en la caza, estando prohibido el empleo de esta munición de Pb en zonas de humedales (Mateo y Guitart, 2003). En relación con esta última fuente de contaminación, podemos indicar que, en España, se ha calculado que en los 10 cm

superiores del sedimento de distintas zonas de humedales, hay unos valores medios situados en el intervalo de 22,5-85,7 perdigones de Pb/m² (Mateo *et al.*, 2007).

El Pb es uno de los metales tóxicos más ubicuos. No desempeña función nutricional, bioquímica o fisiológica alguna, y dado que no existe ninguna necesidad biológica demostrada y que es tóxico para la mayoría de los seres vivos, por el momento, la mayor preocupación se centra en la dosis a la cual se vuelve tóxico (Goyer, 1996). Este metal no se degrada, pero los compuestos de Pb son transformados por la luz natural, el aire y el agua. Cuando se libera Pb al aire, éste puede movilizarse a largas distancias antes de depositarse en el suelo. Una vez que cae al suelo, generalmente se adhiere a partículas del mismo. La movilización de este metal desde el suelo al agua subterránea dependerá del tipo de compuesto de Pb y de las características del suelo (ATSDR, 2007).

Las principales vías de absorción del Pb son la respiratoria (30% del total del Pb que ingresa en el organismo), la digestiva (10%) y, en menor grado la cutánea (Villanueva, 2004; ATSDR, 2007). La absorción del Pb inhalado depende de su forma química y del tamaño de sus partículas, llegando a depositarse en los pulmones casi todo el Pb inhalado (Goyer, 1996). Debido fundamentalmente a la insolubilidad del Pb, la absorción por vía digestiva es muy baja por la influencia del pH en la digestión, siendo únicamente absorbido un 10% del Pb ingerido. Por otra parte, la absorción gastrointestinal es mayor en individuos jóvenes y aumenta si hay un déficit de hierro, calcio o Zn (Goyer, 1996).

El Pb absorbido se distribuye y acumula en el organismo siguiendo distintos esquemas según los autores que se estudien. De todos los modelos propuestos el más aceptado es el sistema de intercambio del Pb en el organismo propuesto por Rabinowitz *et al.*, en 1976, que sigue vigente, en el que se propone un modelo tricompartmental en el organismo: el sanguíneo (con un 2% del contenido total), el de los tejidos blandos (con el 8% del contenido total) y el óseo (que representa el 90% del contenido total). El Pb circula en un 95-99% transportado por los hematíes, unido a la hemoglobina. Este compartimento central está en contacto directo con las vías de absorción y excreción renales, y con los otros compartimentos, con los que mantiene una situación de equilibrio. Además de este Pb ligado a los hematíes, hay otra fracción sérica ligada a las proteínas ricas en azufre. El segundo compartimento lo forman los tejidos blandos, principalmente el riñón y el hígado. El tercer compartimento lo constituye el hueso, que contiene el 90% del Pb almacenado en

el organismo Inicialmente el hueso se comporta como un compartimento tipo II, del que puede movilizarse para pasar a la sangre (Rubio *et al.*, 2004; Villanueva, 2004; Fisher *et al.*, 2006). Posteriormente el Pb es incorporado a los cristales de hidroxapatita, de los cuales puede ser liberado muy lentamente, siguiendo un metabolismo paralelo al del calcio. Este depósito de Pb en los huesos colabora en el mantenimiento de sus concentraciones en sangre mucho tiempo después de que haya cesado la exposición (Rubio *et al.*, 2004). Las concentraciones de Pb en hueso reflejan una exposición crónica, mientras que las presentes en tejidos blandos indican una exposición reciente. Por otra parte, el Pb atraviesa la barrera hematoencefálica, con mayor facilidad en individuos jóvenes así como la barrera fetoplacentaria (Lauwerys, 1994; Gangoso *et al.*, 2009).

El Pb se excreta fundamentalmente por orina (80%) y heces (Villanueva, 2004). Otras vías menos importantes son el sudor, la saliva, las plumas y otros faneros y la leche (Honda *et al.*, 1986; Villanueva, 2004; Rubio *et al.*, 2004), además de las egagrópilas (Redig y Arent, 2008). En lo referente a la vida media del Pb circulante, es de unos 25 días, en tanto que la del Pb de los tejidos blandos es de unos 40 días, y la del Pb depositado en los huesos puede ser de hasta 30 años (Ferrer, 2003).

El Pb ejerce su poder tóxico interfiriendo con el grupo tiol de numerosas enzimas, por lo que provoca rotura de los lisosomas y liberación de la fosfatasa ácida necesaria para la producción de energía y síntesis de proteínas. Por otra parte, interfiere sobre determinadas enzimas implicadas en la síntesis del grupo hemo, y bloquea también la incorporación del hierro a esta molécula. Por esto, produce anemia hemolítica e inhibe la síntesis de hemoglobina. Asimismo, se han asociado diversos trastornos renales con la intoxicación por Pb. Estos efectos renales pueden ser de dos tipos; el primero de ellos es de tipo tubular (aminoaciduria, hiperfosfaturia y glucosuria), que es reversible y se produce como consecuencia de una exposición relativamente breve; el segundo efecto, caracterizado por esclerosis y fibrosis intersticial, funcionalmente reduce la capacidad de filtración. Estas alteraciones, de naturaleza progresiva, pueden culminar en insuficiencia renal (Villanueva, 2004).

Los principales síntomas que encontramos en los animales están asociados al efecto que tiene el Pb sobre el sistema nervioso central, y son principalmente alteraciones de la conducta, convulsiones, ataxia, irritabilidad, parálisis de los nervios craneales y ceguera

(Burger y Gochfeld, 2000; Eisler, 2007; Romero *et al.*, 2007). Estos síntomas se pueden presentar al poco tiempo de una exposición a concentraciones subletales de Pb y persisten incluso después de la eliminación de la fuente de contaminación (Burger y Gochfeld, 1997b, 2000). El sistema nervioso de embriones e individuos jóvenes es particularmente vulnerable (Roder, 2002; Mateo *et al.*, 2003; Eisler, 2007). Otros síntomas que aparecen son anorexia, adelgazamiento progresivo, dolores musculares, cólicos, diarrea, alteración del patrón del sueño, paresia, hipertensión, anemia, mucosas pálidas, salivación excesiva, síntomas respiratorios y renales, mayor susceptibilidad a procesos infecciosos, reducción del crecimiento y de la esperanza de vida y problemas de aprendizaje (Jurado, 1989; Burger y Gochfeld, 2000; Eisler, 2007).

En el caso de las aves se observa pérdida de peso, anorexia, emaciación, letargia, debilidad, anemia, diarrea, parálisis de patas y alas, producción de huevos sin cáscara, sed intensa y muerte (Jurado, 1989; Mateo *et al.*, 1998; Eisler, 2007). La acumulación de Pb es mayor en hembras que en machos (Mateo *et al.*, 2003). Otros problemas, relacionados con la reproducción, que se pueden presentar son un descenso de la producción de huevos, disminución del peso de los testículos y reducción de las tasas de eclosión (Mateo *et al.*, 2003). En algunas especies de aves, también se han manifestado anomalías en la conducta (Burger, 1993) así como incremento del peso del riñón, alteraciones de la estructura y función mitocondrial, presencia de cuerpos de inclusión intranucleares en células renales, desarrollo esquelético anormal, edema cefálico, disminución del peso del cerebro, impactación esofágica y, además, depresión de la actividad de la δ -aminolevulínico-deshidratasa (ALAD) en cerebro, sangre, hígado y riñón (Hutton y Goodmann, 1981; Mateo *et al.*, 2003; Eisler, 2007). El examen postmortem muestra edema de pulmón, presencia de líquido seroso en la cavidad pleural, regurgitación de bilis, alteraciones en la mucosa de la molleja y en los huesos, así como presencia de niveles elevados de Pb en hígado, riñón y sangre (Eisler, 2007).

2.2.4. Cadmio

El Cd es un metal de color blanco, brillante, con un ligero matiz azulado, dúctil y maleable (Lauwerys, 1994; Gil y Gisbert, 2004). Su peso atómico es 112,40, su densidad 8,65 g/cm³, su punto de fusión es de 320,9°C y el de ebullición de 765°C (Gil y Gisbert, 2004). Su vida media biológica es de 10 a 30 años en el hombre (Goyer, 1996; Ferrer,

2003). Es divalente en todos sus compuestos estables. El Cd es fácilmente soluble en ácidos minerales, con los que forma las sales correspondientes; es insoluble en agua, aunque sus sales de cloro y sulfato sí son solubles.

Este metal, a concentraciones relativamente bajas, es tóxico para todas las formas de vida, incluyendo microorganismos, plantas, animales y el hombre, ya que no existen mecanismos homeostáticos (Eisler, 1985; Mas y Azcue, 1993).

El Cd raramente se encuentra en estado puro en la Naturaleza, y casi siempre aparece asociado a otros metales como el Zn, el Pb, el hierro o el cobre. La fuente natural proviene principalmente de la actividad volcánica, lixiviación de rocas e incendios forestales (ATSDR, 2008). Sin embargo, su ubicuidad y persistencia en el medio ambiente, así como su acumulación en organismos, hace que sea un metal al que se está expuesto de forma continua, aunque sea a bajas dosis (Nybo *et al.*, 1996; Martínez-López *et al.*, 2005).

Los principales usos del Cd son los galvanizados, debido a sus propiedades no corrosivas, como pigmento en pinturas y plásticos, como cátodo en baterías de níquel-cadmio, en amalgamas para odontología y manufacturas de cristal, cerámica y plata. También lo encontramos en fertilizantes fosfatados y, aunque ha disminuido notablemente su uso en la industria, los tratamientos de aguas residuales y de residuos urbanos, así como la incineración, siguen contribuyendo a la contaminación del medio ambiente. De hecho, la actividad humana está considerada como la principal fuente del Cd presente en la atmósfera, sobre todo debido a la actividad minera y a las fundiciones siderúrgicas (García-Fernández *et al.*, 1996; Goyer, 1996; Gil y Gisbert, 2004). Asimismo, está presente en el humo del tabaco y en los alimentos, principalmente en vísceras de animales, moluscos, crustáceos y champiñones (Goyer, 1996; Gil y Gisbert, 2004; ATSDR, 2008).

El Cd es uno de los elementos traza más peligrosos tanto en los alimentos como en el medio ambiente, no sólo por su alta toxicidad, sino también por su persistencia (Battaglia *et al.*, 2005). Las partículas de Cd en el aire pueden diseminarse a largas distancias antes de depositarse en la tierra o el agua. El Cd atmosférico depositado en la superficie terrestre puede ser absorbido o retenido por las partículas del suelo y pasar a formar parte de estructuras biológicas. Por su parte, el Cd disuelto es fácilmente absorbido por las plantas y se filtra rápidamente al subsuelo, contaminando las aguas subterráneas (Monteiro *et al.*,

2009). De hecho, la transferencia del Cd desde el suelo hasta los cultivos es significativamente mayor que la de otros elementos (Goyer, 1996; Cabrera *et al.*, 1998).

En relación a la toxicocinética del Cd, se comporta según un modelo tricompartmental. Su absorción ocurre por vía respiratoria y digestiva. La absorción pulmonar es la más eficiente, y oscila entre un 15 y un 30% del Cd inhalado, dependiendo del tamaño de las partículas, del tipo de compuesto de Cd y de la solubilidad del mismo. La absorción digestiva es relativamente baja (alrededor de un 5%) y depende del tipo de dieta (dietas pobres en calcio, hierro y proteínas aumentan su absorción, mientras que dietas pobres en Zn la disminuyen), de la solubilidad de los compuestos de Cd y del estado nutricional (Goyer, 1996). Sin embargo, está demostrado que el alimento contaminado es la principal fuente del Cd en las aves (Cain *et al.*, 1983) La absorción dérmica es muy limitada (Goyer, 1996).

El Cd es transportado vía sanguínea al hígado y otras partes del cuerpo. En la sangre se encuentra en un 90-95% en el interior de los eritrocitos, fijado a la hemoglobina y a las proteínas plasmáticas de alto peso molecular, en particular a la albúmina (Lauwerys, 1994; Goyer, 1996; Gil y Gisbert, 2004). En aves, la mitad del Cd corporal se almacena en hígado y riñón unido a la metalotioneína, proteína de bajo peso molecular rica en grupos SH, cuya síntesis es estimulada por el propio metal (Scheuhammer, 1987; Battaglia *et al.*, 2005); el resto del Cd se acumula repartido por casi todos los tejidos, pero sobre todo en cerebro y huesos (Eisler, 1985; García-Fernández *et al.*, 1996; Goyer, 1996). Además, alcanza una mayor concentración en aves de más edad (Eisler, 2007).

La eliminación se realiza principalmente por heces y orina. Se trata de una eliminación lenta (la vida media del Cd en el organismo es de 10 años), lo que condiciona su acumulación (Eisler, 1985; Mencías y Mayero, 2000; Gil y Gisbert, 2004). Además, se ha demostrado que el Cd también se elimina en las aves durante el crecimiento de la pluma y mediante la ovoposición (Burger y Gochfeld, 2000).

En lo concerniente a los mecanismos de acción y efectos del Cd, debemos indicar que es uno de los elementos tóxicos más peligrosos para el hombre y los animales, y su interés radica en su marcado carácter acumulativo. Sus efectos nocivos se deben a la inhibición de las enzimas que utilizan como cofactor el Zn, a la competencia con el calcio,

alterando el metabolismo del calcio y del fósforo (Furnes, 1996) y a la inhibición de las enzimas que poseen grupos tiol. Como consecuencia, se inhibe la fosforilación oxidativa, se desacoplan reacciones de óxido-reducción y fosforilación en la mitocondria, se inhibe la β -oxidación de los ácidos grasos, etc. Por otra parte, el Cd aumenta el catabolismo de ciertas proteínas reabsorbidas por el riñón (Bertin y Averbek, 2006). En el hígado, el Cd induce la síntesis de proteínas de bajo peso molecular ricas en azufre (metalotioneína) El complejo Cd-metalotioneína se considera menos tóxico que el Cd no enlazado, pudiendo por tanto actuar la proteína como agente detoxicante. La liberación del complejo desde el hígado a la sangre es lenta, lo que da como resultado una acumulación del Cd en este órgano (Furnes, 1996; Goyer, 1996).

Los síntomas asociados a la intoxicación por Cd en las aves son consecuencia de un fallo renal, alteraciones del metabolismo del calcio, incremento de la susceptibilidad al estrés, inducción de la síntesis de metalotioneína así como descenso de la ingesta de alimento (Furness, 1996; Eisler, 2007). Otros síntomas provocados por dosis subletales de este metal son retraso en el crecimiento y anemia (Burger, 1993). También se observa daño testicular (disminución del peso de los testículos y fallo en la espermatogénesis), descenso de la producción de huevos y adelgazamiento de la cáscara de huevo (Burger, 1993; Furness, 1996; Eisler, 2007). La resistencia relativamente elevada de las aves al Cd se explica por los altos niveles de metalotioneína que se han encontrado en su organismo. También se ha observado esta correlación en mamíferos (Mas y Azcue, 1993; Eisler, 2007).

Algunos estudios en animales indican que los individuos jóvenes absorben más Cd que los adultos, y que también son más susceptibles a la pérdida de tejido óseo y al aumento de fragilidad de los huesos a causa de la exposición al Cd (ATSDR, 2008). Por otra parte, hay estudios realizados en animales que indican que la exposición a niveles suficientemente altos de Cd antes de nacer puede reducir el peso de las crías y afectar el desarrollo del esqueleto (ATSDR, 2008).

Además, este metal también está asociado a procesos de carcinogénesis, mutagénesis y teratogénesis (Burger, 1993; Goyer, 1996; Eisler, 2007; Burger, 2008).

2.2.5. Cromo

El Cr es un elemento de aspecto metálico, de color blanco grisáceo, muy resistente al desgaste (Gil y Gisbert, 2004). Tiene un peso atómico de 52,0, densidad de 7,20, punto de fusión de 1.890°C y de ebullición de 2.482°C (Gil y Gisbert, 2004). Su vida media biológica tiene fases de 0,5, 5,9 y 83 días.

El Cr es un elemento abundante y sus estados de oxidación varían desde Cr^{2+} hasta Cr^{6+} , pero únicamente las formas trivalente y hexavalente tienen importancia biológica. La forma trivalente es la que se observa con mayor frecuencia, estando considerada como un elemento esencial (Goyer, 1996). Sus derivados orgánicos participan en la homeostasis de la glucosa como factores de tolerancia (Goyer, 1996; Stern, 2010).

El Cr elemental no se encuentra libre en la Naturaleza pero sus compuestos sí que están muy diseminados en el suelo, en el aire y el agua (ATSDR, 2008). Sólo las formas trivalente y hexavalente tienen estabilidad en el medio ambiente, siendo la primera de ellas la forma más frecuente en la Naturaleza, en tanto que la forma hexavalente está asociada a las actividades antropogénicas (Goyer, 1996; Stern, 2010). Este metal se emplea en colorantes y pigmentos, en el cromado o galvanoplastia para aumentar la resistencia de otros metales frente a la corrosión, en plaguicidas, en el curtido de cueros, en conservación de la madera, en cerámica metálica, en explosivos, etc, (Gil y Gisbert, 2004; ATSDR, 2008).

Este metal generalmente no permanece en la atmósfera, sino que se deposita en el suelo y el agua. El Cr puede transformarse fácilmente de una forma a otra de oxidación en el agua y el suelo, dependiendo de las condiciones presentes.

La absorción del Cr depende de la forma en la que se presente el Cr. La vía respiratoria es la más importante seguida de la digestiva y de la cutánea. Por vía inhalatoria se absorbe fundamentalmente en forma Cr^{3+} (Stern, 2010). En relación a su distribución, el Cr^{6+} es permeable a las membranas y se acumula en los núcleos celulares de hueso, bazo, testículo y epidídimo; sin embargo, el Cr^{3+} no es permeable. Por lo que respecta a su eliminación el 80% de los compuestos de Cr se eliminan por orina y el resto por heces, faneros y leche (Stern, 2010).

El Cr potencia la acción de la insulina, facilitando su unión a los receptores; además, aumenta la utilización de glucosa y el transporte de la D-galactosa (Goyer, 1996).

En el caso de una intoxicación crónica por Cr el principal efecto observado es la necrosis de los túbulos renales. También es frecuente encontrar necrosis hepatocelular, trombocitopenia, asma y shock cardiovascular. Asimismo, hay claras evidencias de sus efectos carcinógenos (Goyer, 1996; Stern, 2010).

En aves expuestas a altos niveles de Cr^{6+} se pueden desarrollar procesos de carcinogénesis, mutagénesis y teratogénesis. Las deformaciones incluyen aparición de miembros deformados y de menor longitud, microftalmia, exencefalia, evertido de vísceras, retraso del crecimiento y aparición de picos de loro (Eisler, 2000, 2007). Además, se ha demostrado que altas concentraciones de Cr^{6+} en la dieta dan lugar a alteraciones del patrón de crecimiento y supervivencia reducida (Eisler, 2000, 2007).

En mamíferos, este metal también se asocia a mutagénesis y carcinogénesis. Asimismo, puede ocasionar aparición de úlceras en la piel, dermatitis irritativa, úlceras en membranas mucosas y perforación del tabique nasal como consecuencia de su alto poder corrosivo (Eisler, 2007).

En animales de laboratorio, el Cr da lugar a la formación de carcinomas en músculos y en piel así como lesiones en hígado y riñón, además de problemas de tipo reproductivo (Eisler, 2007).

2.3. PARÁSITOS DE LA PALOMA

2.3.1. Estudios realizados sobre la parasitofauna de la paloma doméstica

Numerosos estudios ponen de manifiesto la importancia de conocer el estado sanitario de las palomas domésticas. La presencia de distintas especies de parásitos en estas aves supone un importante factor de riesgo para la salud humana debido al estrecho contacto que éstas mantienen con el hombre en algunas zonas, especialmente en las ciudades. No debemos olvidar que, aunque las palomas no presenten signos clínicos de enfermedad

pueden actuar como reservorios y transmisores de diferentes enfermedades parasitarias al hombre (Weber, 1979; Toro *et al.*, 1999; González-Acuña *et al.*, 2007).

De igual modo, las palomas pueden ser una importante vía de infección para otras aves domésticas con las que interactúan, afectando gravemente a la productividad y rendimiento de las mismas y, por tanto, a la rentabilidad de la industria avícola (Basit *et al.*, 2006).

Por otra parte, en determinados países, las palomas se presentan como una fuente alternativa de proteína de origen animal lo cual está contribuyendo a un importante incremento en la producción de estas aves (Basit *et al.*, 2006; Natala *et al.*, 2009). La presencia de parásitos en las palomas repercute en su salud y esto se traduce en un bajo peso corporal, retrasos en el crecimiento, problemas reproductores, mayor predisposición a las infecciones secundarias e incluso la muerte, especialmente de los animales más jóvenes (Dranzoa *et al.*, 1999; Adang *et al.*, 2008). Todo ello va a provocar elevadas pérdidas económicas para este sector productivo, al mismo tiempo que el consumo de palomas supone un factor de riesgo potencial para la salud pública, especialmente si no están bien cocinadas (Adang *et al.*, 2008).

Además, no hay que olvidar que las palomas también pueden transmitir sus propios parásitos a determinadas especies de aves en peligro de extinción, empeorando aún más su delicada situación de conservación (Cooper, 1989).

Por todos estos motivos, la prevalencia y los factores epidemiológicos de diferentes parásitos han sido objeto de estudio por parte de diversos autores en todo el mundo (Senlik *et al.*, 2005; Adang *et al.*, 2008; Martínez-Carrasco *et al.*, 2009; Tanveer *et al.*, 2011) (Ver tablas I, II y III del anexo I).

Así, en España, uno de los primeros trabajos es el estudio de Acosta *et al.* (1980), que citan por primera vez el cestodo *Sobolevicanthus columbae* como parásito de la paloma doméstica en nuestro país.

En Barcelona, en un estudio realizado en 1987 por Trullols *et al.*, se recogen e identifican las siguientes especies de helmintos gastrointestinales: *Brachylaima fuscata* var.

nicolli (prevalencia del 4,3%), *Killigrewia delafondi* (1,7%), *Raillietina joyeuxi* (16,5%), *Raillietina micracantha* (4,9%), *Raillietina bonini* (5,9%), *Raillietina* sp (4,2%) y *Sobolevicanthus columbae* (9,9%). Estos mismos autores, en 1988, en otro trabajo realizado con palomas de la misma ciudad aíslan *Ascaridia columbae* en un 31,3% de las aves, *Capillaria obsignata* en un 50,8% y *Tetrameres fissispina* en un 11,5% de la población de estudio.

Asimismo, en Barcelona, Selva *et al.* (1987) centran su estudio en la población de piojos malófagos presentes en las palomas de esta ciudad. Sus resultados muestran que el 100% de las palomas estudiadas están parasitadas por alguna de las cuatro especies de malófagos aislados. Éstas se identificaron como *Columbicola columbae* (100%), *Campanulotes bidentatus* (97,8%), *Hohorstiella lata* (33,1%) y *Bonomiella columbae* (10,1%). Los hallazgos de estas dos últimas constituyen primeras citas en España.

Martínez-Moreno *et al.* (1989) estudian la parasitofauna de la paloma en la provincia de Córdoba. Entre los protozoos encontrados, la especie más frecuente fue *Trichomonas gallinae*, con una prevalencia de 79,2%, seguida de *Eimeria labbeana*, con un 68,31% y *Haemoproteus columbae*, con un 26,73%. Entre los cestodos, aislaron *Raillietina micracantha*, *Sobolevicanthus columbae*, *Aporina delafondi* e *Hymenolepis columbae* con unas prevalencias del 38,61%, 30,69%, 0,99% y 0,99% respectivamente. Del grupo de los trematodos únicamente encontraron una especie, *Brachylaemus columbae*, en un 2,97% de las aves analizadas. Respecto al grupo de los nematodos, identificaron las siguientes especies: *Capillaria obsignata* (40,59%), *Tetrameres fissispina* (23,76%), *Capillaria columbae* (8,91%), *Ascaridia columbae* y *Dispharynx nasuta* (6,93%) y *Ascaridia galli* (2,97%). Finalmente, *Columbicola columbae*, *Campanulotes bidentatus* y *Hohorstiella lata* fueron los ectoparásitos aislados, con unas prevalencias del 49,5%, 35,64% y 3,96%, respectivamente.

En 1996, Albaladejo *et al.*, encuentran en Murcia una prevalencia del 52,8% para el cestodo *Raillietina tetragona*, siendo la primera cita en nuestro país de esta especie como parásito de la paloma doméstica.

Foronda *et al.* (2004) realizan un estudio de la prevalencia y la intensidad de parasitación en palomas de Santa Cruz de Tenerife (Islas Canarias) encontrando los

siguientes resultados: *Dermanyssus gallinae* (6% de prevalencia), *Tinaminyssus melloi* (10%), *Columbicula columbae* (100%), *Campanulotes bidentatus* (94%), *Pseudolynchia canariensis* (36%), *Haemoproteus columbae* (82%), *Eimeria* sp (50%), *Raillietina micracantha* (44%), *Tetrameres fissispina* (4%), *Dispharynx spiralis* (8%), *Ascaridia columbae* (40%) y, por último, *Aanchotheca* sp (18%).

En la ciudad de Alicante, Doménech (2004) estudia la parasitofauna de la paloma doméstica. Los parásitos aislados por este autor son: *Trichomonas gallinae* (prevalencia del 84,33%), *Eimeria labbeana* (79,52%), *Haemoproteus columbae* (97,59%), *Toxoplasma gondii* (1,20%), *Cryptosporidium* sp (7,22%), *Raillietina tetragona* (51,81%), *Capillaria obsignata* (4,82%), *Ascaridia columbae* (6,02%), *Columbicola columbae* (87,95%), *Campanulotes bidentatus* (51,80%) y *Pseudolynchia canariensis* (2,41%).

Ese mismo año, Alonso *et al.* (2004), realizan un estudio similar en la ciudad de Murcia que aporta los siguientes datos: *Columbicola columbae* (85,7%), *Campanulotes bidentatus* (49,2%), *Mesonyssus melloi* (29,4%), *Pseudolynchia canariensis* (0,8%), *Ascaridia columbae* (19,8%), *Tetrameres fissispina* (30,2%), *Capillaria obsignata* (21,4%), *Raillietina tetragona* (38,9%), *Brachylaemus columbae* (17,5%), *Eimeria labbeana* (62,7%), *Trichomonas gallinae* (51,6%) y *Haemoproteus columbae* (100%).

Martínez-Carrasco *et al.* (2009), en un estudio realizado con 165 palomas adultas capturadas en siete parques de Murcia, concluyen que aunque las palomas presentaban una buena condición física y no mostraban signos clínicos de enfermedad, el 17,6% de las mismas estaba parasitado por *Tetrameres (Petrowimeres) fissispina*.

El mismo año, Goyena *et al.* (2009) reflejan en su investigación sobre 40 palomas recogidas en Almería, una prevalencia del 47,5% para *Raillietina tetragona* y del 5% para *Ascaridia columbae*.

En el resto de Europa, también se han realizado distintos estudios sobre la parasitofauna de las palomas. Así, Bernard y Biesemans (1987) en Bélgica, analizan 79 palomas obteniendo las siguientes prevalencias de nematodos gastrointestinales: *Raillietina bonini* (15,2%), *Capillaria caudinflata* (28%), *Capillaria obsignata* (20%) y *Ascaridia columbae* (32,9%).

Kulišić (1988) estudia los endoparásitos en palomas de la ciudad de Belgrado (República de Serbia). Del total de las aves examinadas, el 71,97% es positivo a la presencia de algún tipo de parásito. Concretamente, en un 27,82% se detectaron protozoos y en un 54,78% helmintos. Las especies de endoparásitos identificadas son: *Eimeria columbarum* (24,24%), *Raillietina bonini* (7,5%), *Echinoparyphium recurvatum* (0,75%), *Ascaridia columbae* (31,81%), *Capillaria columbae* (35,6%) y *Capillaria gallinae* (0,75%). Este mismo autor, un año más tarde, realiza un estudio similar también en la ciudad de Belgrado, observando la diferencia de parasitación entre palomas jóvenes y palomas sexualmente maduras. En ambos casos el índice de parasitación es similar, 81,93% y 95,90% respectivamente.

Dovč *et al.* (2004) estudian el estado sanitario de las palomas domésticas de la ciudad de Ljubljana (Eslovenia) y observan ooquistes de coccidios en el 71,9% de las muestras de heces analizadas, huevos de *Capillaria* sp. en el 26,6% y huevos de *Ascaridia columbae* en el 4,3%. Además, el 7,9% de las aves presentan *Trichomonas gallinae* en raspados orofaríngeos.

En el norte de Polonia, Stenzel y Koncicki (2007) analizan heces de palomas mensajeras y heces de palomas de exhibición. Con respecto a las primeras, los análisis demuestran que están parasitadas por ooquistes de coccidios (56,4%), huevos de *Capillaria obsignata* (3,6%), *Ascaridia columbae* (5,5%) y *Trichomonas gallinae* (61,8%). Estos resultados difieren con los encontrados en las palomas de exhibición, que presentan unos índices de prevalencia mucho mayores. Así, aparecen ooquistes de coccidios en el 90,9% de las aves examinadas, huevos de *Capillaria obsignata* en el 36,4%, *Ascaridia columbae* en un 15,5% y *Trichomonas gallinae* en el 100% de las muestras examinadas.

En el continente africano, destaca el estudio de Dranzoa *et al.* (1999) realizado en Kampala (Uganda). Sus resultados muestran que, respecto a los ectoparásitos, *Pseudolynchia canariensis* es el díptero más prevalente, apareciendo en el 100% de las aves analizadas, seguido de los piojos malófagos *Columbicola columbae*, *Chelopistes meleagridis*, *Menacanthus stramineus* y *Menopon gallinae*, con unas prevalencias del 94,1%, 70%, 64,7% y 55,9% respectivamente. En cuanto a los cestodos, observan proglótidos en las heces del 23,5% de las palomas. En este caso, las especies no fueron identificadas por no poder aislar los escólex de dichos cestodos. Respecto a hemoparásitos,

identifican dos géneros: *Haemoproteus* sp, con una mayor prevalencia, (76,5%) y *Plasmodium* sp (47,1%).

También en África, Mushi *et al.* (2000) estudian la población de helmintos en las palomas en Sebele (Botswana). Estos autores aíslan cestodos del género *Raillietina* (75%), así como dos especies de nematodos, *Dispharynx spiralis* y *Ascaridia columbae*. Dichos autores realizan ese mismo año también en Sebele un estudio más completo de la parasitofauna de las palomas. En este caso, las prevalencias encontradas son del 80% para *Haemoproteus columbae*, 30% para *Ascaridia columbae*, 10% para *Dispharynx spiralis*, 80% para *Raillietina* sp, 40% para ooquistes de coccidios, 50% para *Pseudolynchia canariensis* y 30% para *Columbicola columbae*. Además, en el 100% de la muestra de palomas estudiadas encuentran un alto título de anticuerpos frente a *Toxoplasma gondii*.

En relación a la prevalencia de parásitos sanguíneos en las palomas de Nigeria, Akinpelu (2008) analiza frotis sanguíneos de 248 palomas, encontrando que el 31% de la población de estudio albergaba algún parásito hemático. La identificación de éstos indicó la presencia de los géneros *Haemoproteus* (prevalencia del 6,5%), *Plasmodium* (12,1%), *Trypanosoma* (6,9%), *Microfilariae* (6%) y *Leucocytozoon* (2%).

En ese mismo país, Adang *et al.* (2008) realizan estudios sobre los helmintos gastrointestinales de las palomas de Zaria. El estudio indica que, en este caso, el parásito más frecuentemente encontrado es *Raillietina tetragona* apareciendo en un 27,1% de las palomas, seguido de *Raillietina echinobothrida*, con una prevalencia del 10,6%. Con mucha menos frecuencia aíslan *Hymenolepis cantaniana* (1,7%), *Hymenolepis carioca* (1,3%), *Raillietina cestocillus* (0,45%) y *Amoebotaenia cuneata* (0,83%). Respecto a los nematodos, sólo detectan la presencia de *Ascaridia columbae*, *Ascaridia galli* y *Heterakis gallinarum*, con unas prevalencias del 11,3%, 3,3% y 3,3%, respectivamente.

También en Zaria (Nigeria), Natala *et al.* (2009) encuentran en palomas parásitos de los siguientes grupos: protozoos de las especies *Eimeria* sp (49,2%), *Haemoproteus columbae* (15,6%), *Leucocytozoon* sp (6,4%) y *Plasmodium relictum* (0,8%); los cestodos *Raillietina tetragona* (4,9%), *Raillietina cestocillus* (3%) y *Raillietina echinobothrida* (7,6%); entre los nematodos detectados, figuran *Ascaridia columbae* (1,2%), *Ascaridia galli*

(1,2%) y *Capillaria anatis* (0,8%); y, en el grupo de los ectoparásitos, encuentran *Pseudolynchia canariensis* en el 17,6% de las palomas estudiadas.

En Asia, existen estudios recientes sobre la presencia de diferentes parásitos en las palomas, como el realizado por Senlik *et al.* (2005) en Bursa (Turquía). Estos autores estudian el efecto de la edad, el sexo y la estación del año sobre la prevalencia y la intensidad de las infecciones por helmintos en las palomas domésticas. Al realizar las necropsias de las aves encuentran los siguientes helmintos gastrointestinales: *Baruscapillaria obsignata* (63%), *Ascaridia columbae* (42%) y *Raillietina echinobothrida* (1%).

Asimismo en Turquía (en concreto en Nigde), Sari *et al.* (2008) estudian la prevalencia de los parásitos en heces, tanto de palomas domésticas como de palomas silvestres, siendo mayor el porcentaje de infección en el caso de las palomas domésticas. En éstas, se identifican ooquistes de *Eimeria labbeana*, *E. columbarum*, *E. columbae* e *Isospora* sp en el 58,1%, 30,9%, 22,1% y 18,4% de las muestras, respectivamente. Estas prevalencias son mucho mayores que las halladas en las palomas silvestres, las cuales fueron 28,7% para *Eimeria labbeana*, 10,4% para *E. columbarum*, 5,2% para *E. columbae* y 13% para *Isospora* sp. En el caso de huevos de helmintos, se aíslan en el 23,5% de las palomas domésticas y en un 4,3% de las palomas silvestres. En concreto se identifican *Capillaria* sp (19,9%), *Ascaridia columbae* y *Heterakis* sp (3,7%) en el caso de las domésticas y *Capillaria* sp (4,3%) y *Syngamus* sp (1,7%) en el caso de las silvestres.

En la ciudad de Mymensingh (Bangladesh), Begum y Shaikh (1987) resaltan la alta incidencia de parasitación por helmintos en las palomas objeto de su estudio. Los porcentajes de prevalencia encontrados son: *Echinostoma revolutum* (15%), *Echinoparyphium paraulum* (5%), *Hypoderaeum conoideum* (14%), *Raillietina tetragona* (30%) *Raillietina echinobothrida* (20%), *Raillietina cestocillus* (23%), *Hymenolepis* sp (24%), *Ascaridia columbae* (1%), *Capillaria obsignata* (22%) y *Ornithostrongylus quadriradiatus* (29%).

En 2008, en la misma ciudad, Begum *et al.*, centran su estudio en la epidemiología y patología de *Trichomonas gallinae*. El 67,3% de las palomas examinadas aparecen infectadas por dicho parásito.

Tanveer *et al.* (2011), en Pakistán, investigan la presencia de nematodos gastrointestinales en 143 palomas a través del examen coprológico. Estos autores encuentran una prevalencia de aves parasitadas del 40,5%. Las dos especies de parásitos aisladas en su estudio fueron *Capillaria obsignata* y *Ascaridia columbae*, con unos porcentajes de prevalencia de 67,2% y 32,8%, respectivamente. Su estudio también refleja que no hubo diferencias significativas en la prevalencia con respecto al sexo de las palomas.

Respecto al continente americano, Kaminjolo *et al.* (1988), en Puerto España (Trinidad), examinan 44 palomas, encontrando las siguientes prevalencias: *Trichomonas gallinae* (20,4%), *Haemoproteus sp* (84%), Microfilariae (88,6%), *Cryptosporidium sp* (2,2%), *Ascaridia columbae* (4,5%), *Brachylaima mazzantii* (9%), *Pseudolynchia canariensis* (68,18%), *Columbicola columbae* (52,27%), *Colpocephalum turbinatum* (52,27%) y *Megninia sp* (52,27%).

Toro *et al.* (1999), en Chile, analizan 100 palomas recogidas en cuatro zonas diferentes de la ciudad de Santiago para conocer su estado de salud. Referente a los parásitos gastrointestinales, aíslan los siguientes: *Trichomonas gallinae* (11%), *Columbicola columbae* (41%), *Campanulotes bidentatus* (8%), *Laminosioptes cysticola* (1%), *Tetrameres sp* (14%), *Capillaria annulata* (1%), *Capillaria columbae* (11%), *Capillaria obsignata* (1%), *Ascaridia columbae* (5%), *Dispharynx spiralis* (2%), *Gongylonema ingluvicola* (2%) y *Aporina delafondi* (1%).

González *et al.* (2004), en la ciudad de Chillán (Chile), detectan las siguientes especies de endoparásitos: *Aporina delafondi* (3,5%), *Ascaridia columbae* (7%), *Capillaria caudinflata* (6%), *Capillaria columbae* (5%), *Capillaria sp* (3%), *Tetrameres sp* (8,5%) y *Eimeria labbeana* (11,5%). En el 100% de las palomas se presenta infestación por el ectoparásito *Columbicola columbae* y en un 22,4% por *Campanulotes bidentatus*. Además, en el 1% de las aves se registra la presencia del ácaro *Diplaegidia columbae*.

En el año 2007, en Santa Catarina (Brasil), Márcia *et al.*, estudian la presencia de parásitos en 58 palomas de diferente sexo y edad recogidas en varios puntos de la ciudad. Sus resultados muestran que el 100% de las mismas están parasitadas por *Pseudolynchia canariensis*. Además, el protozoo hemático *Haemoproteus sp* es aislado en un 67,24% de las aves, en tanto que los parásitos gastrointestinales aparecen en el 74,14% de las palomas,

siendo los protozoos el grupo con mayor prevalencia de entre estos últimos (86,05%). En todas las muestras positivas se aísla *Eimeria* sp. La prevalencia de los nematodos es del 32,56%, siendo el más prevalente de todos éstos el género *Ascaridia* sp, con un 92,85% de los casos de aves con nematodosis. También se identifica *Capillaria* sp, pero con una menor frecuencia (21,42%).

De todos los resultados anteriormente expuestos se deduce, que la paloma doméstica es un ave que está frecuentemente afectada por una amplia variedad de especies de parásitos. Dentro de éstos, los macroparásitos digestivos suponen un capítulo de gran importancia por sus efectos patógenos y sus altos índices de prevalencia en las poblaciones estudiadas, destacando el grupo de los cestodos.

2.3.2. Descripción de los principales macroparásitos digestivos de la paloma

En este apartado se describen las principales características morfológicas y el ciclo biológico de las especies de macroparásitos digestivos más frecuentemente descritos en las palomas. En concreto, hablaremos de los cestodos pertenecientes al género *Raillietina*, así como de los nematodos gastrointestinales pertenecientes al género *Ascaridia*. La ubicación taxonómica de estos parásitos queda recogida en la siguiente clasificación:

Phylum Platyhelminthes

Clase Cestoda

Orden Cyclophyllidea Van Beneden En Braun, 1900

Familia Davaineidae Braun, 1900

Subfamilia Davaineinae Braun, 1900

Género *Raillietina* Fuhrmann, 1920

Subgénero *Raillietina* Schmidt, 1986

Raillietina (R) echinobothrida Megnin, 1880

Raillietina (R) tetragona Molin, 1858

Raillietina (R) joyeuxi López-Neyra, 1929

Raillietina (R) micracantha (Fuhrmann, 1909) López-Neyra, 1929

Raillietina (R) friedbergi von Linstow, 1878

Subgénero *Skrjabinia* Schmidt, 1986

Raillietina (S) cesticillus Molin, 1858

Raillietina (S) bolivari López-Neyra, 1929 (sin, *Megittia bolivari*)

Raillietina (S) bonini Megnin, 1899

Subgénero *Paroniella* Schmidt, 1986

Subgénero *Fuhrmannetta* Schmidt, 1986

Raillietina (F) pluriuncinata Crety, 1890

Raillietina (F) crassula Rudolphi, 1819

Phylum Nematelminthes

Clase Nematoda

Orden Ascaridida

Superfamilia Heterakoidea Inglis, 1967

Familia Ascaridiidae (Travassos, 1919) Skrjabin y Mosgovoy, 1953

Género *Ascaridia* Dujardin, 1845

Ascaridia galli (Schrank, 1788) Freeborn, 1923 (sin, *A. lineata*)

Ascaridia columbae (Gmelin, 1790) Travassos, 1913

Ascaridia dissimilis López Viguera, 1931

Ascaridia compar Schrank, 1790

Ascaridia numidae Leiper, 1908

Ascaridia razia Akhtar, 1937

2.3.2.1. Cestodos

Género *Raillietina* Fuhrmann, 1920

Este género contiene más de 200 especies parásitas de mamíferos y aves. De los cuatro subgéneros en que se ha subdividido, el que engloba a las especies de más importancia en la paloma doméstica es el subgénero *Raillietina*.

La patogenicidad de las especies de este género es muy variable, siendo en el caso de *R. (R) tetragona* y *R. (R) echinobothrida* moderada, mientras que en las restantes especies es escasa. Estos cestodos se localizan en el intestino delgado del animal parasitado, con los escólex anclados a la mucosa. Esta acción traumática provoca la aparición de nódulos a

nivel de mucosa y submucosa, que pueden confundirse con lesiones tuberculosas. En casos de infecciones graves, provocan diarrea, alteraciones del equilibrio, convulsiones y muerte. En algunas ocasiones, un número elevado de parásitos puede llegar a provocar importantes obstrucciones intestinales (Cordero del Campillo *et al.*, 1999).

El ciclo biológico en todas las especies de este género es indirecto. Los proglótidos maduros se eliminan con las heces de las aves parasitadas, y son ingeridos por los hospedadores intermediarios. Entre éstos se han descrito numerosas especies de invertebrados. En ellos, tras la ingestión del proglótido se liberan las oncosferas, las cuales evolucionan hasta el estadio de cisticercoide en un plazo de unas tres semanas. Cuando las aves ingieren a los hospedadores intermediarios portadores de esta fase de metacestodo, se infectan y, en unos 14 días, los cisticercoides se desarrollan hasta formar los cestodos adultos, que permanecerán fijados a la mucosa del intestino delgado durante toda la vida del parásito, que es de varios meses (Cordero del Campillo *et al.*, 1999).

Las especies de este género descritas en palomas son (Cordero del Campillo *et al.*, 1994; Albaladejo *et al.*, 1996) las que se mencionan en los siguientes apartados:

***Raillietina (R) echinobothrida* Megnin, 1880**

Su rostelo mide entre 250 y 400 μm de longitud y está armado con unos 200 ganchos en "T", de 10 a 13 μm , dispuestos en dos coronas claramente visibles. Las cuatro ventosas del escólex son redondas y están muy desarrolladas, miden de 100 a 200 μm de diámetro y están provistas de 8-10 filas de espinas. Esta especie de cestodo puede llegar a tener hasta 13 cm de longitud y no presenta cuello. El saco del cirro mide entre 130-180 μm de longitud. Los poros genitales son unilaterales y se abren en el tercio posterior del borde poral de cada segmento. Las cápsulas ovígeras contienen de 8 a 12 huevos de 25-40 μm de diámetro. Sus hospedadores definitivos son la paloma, la gallina, el pavo y la perdiz. Entre sus hospedadores intermediarios se han descrito en Europa a hormigas de las especies *Tetramorium caespitum*, *T. semilaeve* y *Pheidole pallidula*, en tanto que en América del Norte es *P. vinelandica* (Euzéby, 1966; Cordero del Campillo *et al.* 1999).

***Raillietina (R) tetragona* Molin, 1858**

Posee un escólex de pequeño tamaño, con cuatro ventosas ovaladas, de 60-90 μm de diámetro, y armadas con 6 u 8 filas de pequeñas espinas. El rostelo está provisto de unos 100 ganchos en forma de "T" de pequeño tamaño (6-8 μm), dispuestos en una corona simple. La longitud de *R. (R) tetragona* alcanza hasta 25 cm y su anchura varía entre 1 y 4 mm. Tiene un cuello largo y delgado. El saco del cirro mide 75-100 μm de longitud. El poro genital de los proglótidos maduros es simple, unilateral y se abre siempre en el mismo lado, en el tercio anterior de cada segmento. Los proglótidos grávidos aparecen repletos de cápsulas ovígeras que contienen, cada una de ellas, de 3 a 7 huevos de 25-50 μm de diámetro. Esta especie de cestodo ha sido descrita también en gallinas, pavos y perdices. Los hospedadores intermediarios son moscas (*Musca domestica*) y hormigas de los mismos géneros que los indicados en la especie anterior (Euzéby, 1966; Cordero del Campillo *et al.*, 1999).

***Raillietina (R) joyeuxi* López-Neyra, 1929**

Mide entre 15 y 18 cm de longitud y 2,5 mm de anchura máxima. Sus ventosas tienen espinas y el rostelo presenta unos 110 ganchos dispuestos en doble corona. Es una especie de cestodo descrita en la paloma. Su ciclo biológico es similar al descrito en las otras dos especies de *Raillietina* (Cordero del Campillo *et al.*, 1999).

***Raillietina (R) micracantha* Fuhrmann, 1909**

Presenta una longitud de 10-18 cm y una anchura de 0,8-1,2 mm. Su escólex mide 180-200 μm de longitud. El rostelo mide 120 μm y está provisto de una doble corona circular, débilmente sinuosa de 150-200 ganchos de 12-14 μm de longitud. Los poros genitales se abren ligeramente por delante del borde poral. Los proglótidos grávidos contienen cápsulas ovígeras que presentan de 4 a 7 huevos cada una de ellas (Euzéby, 1966; Cordero del Campillo *et al.*, 1999). *R. (R.) micracantha* es una especie que parasita a la paloma, tórtola y perdiz roja.

***Raillietina (S) bonini* Megnin, 1899**

De 7 a 10 cm de longitud y hasta 1 mm de ancho. El escólex es de pequeño tamaño (160 μm). Posee un rostelo de 70 μm armado de doble corona con 120 ganchos cuya longitud es de 10-12 μm . Las cuatro ventosas están armadas con numerosos y pequeños ganchos. Los proglótidos son cuadrados o un poco más largos que anchos. El saco del cirro, bien desarrollado, sobrepasa el canal osmoregulador correspondiente. Los poros genitales, alternados irregularmente, se abren en el tercio anterior del proglótido. Presenta un ovario bilobulado, extendido longitudinalmente entre los canales osmoreguladores. Las cápsulas ovíferas contienen un único huevo de 45 μm de diámetro (Euzéby, 1966; Cordero del Campillo *et al.*, 1999). Al igual que *R. (R) micracantha*, sus hospedadores intermediarios son babosas y caracoles; en estos moluscos el cisticercoide se hace infectivo en 5-6 semanas y el ciclo se completa en la paloma en 10-12 días.

***Raillietina (F) crassula* Rudolphi, 1819**

Presenta un rostelo armado con una doble corona de 200-210 ganchos en forma de “T”. Mide entre 60 y 120 cm de longitud y entre 0,8 y 3 mm de anchura. Su hospedador es la paloma, presentando un ciclo biológico similar al del resto de especies del género *Raillietina* (Cordero del Campillo *et al.*, 1994).

2.3.2.2. Nematodos**Género *Ascaridia***

La ascaridiosis de las palomas se caracteriza por un retraso en el crecimiento de los animales afectados. Esto se debe a que los vermes adultos, que se localizan en el intestino delgado, desarrollan una enorme acción expoliatriz al alimentarse del contenido intestinal. En ocasiones, los parásitos pueden atravesar la pared intestinal, y vagar libremente por la cavidad abdominal, ocasionando una peritonitis. Los síntomas que habitualmente se aprecian son diarrea catarral o hemorrágica, anemia, adelgazamiento y debilidad. Ocasionalmente, en infestaciones masivas, se produce la muerte del animal. También pueden aparecer lesiones granulomatosas en pulmón e hígado cuando las larvas invaden estos órganos (Cordero del Campillo *et al.*, 1999).

Los nematodos pertenecientes a este género son de tamaño medio o grande, blanquecinos, rígidos y opacos. No tienen cápsula bucal, por lo que no se fijan a la mucosa intestinal. Las dos especies más importantes de este género descritas en paloma son *Ascaridia galli* y *Ascaridia columbae*.

***Ascaridia galli* (Schrank, 1788) Freeborn, 1923**

Es el nematodo gastrointestinal de mayor tamaño en las aves, midiendo los machos entre 50-76 mm y las hembras 72-116 mm de longitud. El cuerpo en los dos sexos es de color blanco-amarillento. La boca se halla rodeada de tres labios trilobulados, uno dorsal, de mayor tamaño y dos subventrales. La cara interna del lóbulo medial de cada uno de los labios tiene una fila de pequeños dentículos. Carecen de bulbo en el extremo posterior del esófago. *A. galli* presenta dos alas laterales que se extienden a lo largo de todo el cuerpo. La extremidad caudal de los machos tiene dos alas membranosas sostenidas por diez pares de papilas, tres de ellas precloacales y una ventosa precloacal circular, de 220 μm de diámetro, provista de un anillo quitinoso. Las espículas presentan distinto tamaño, ligeramente curvadas y sin alas, y miden 0,65-2,40 mm de longitud. Las hembras tienen la vulva en la mitad anterior del cuerpo. Los huevos son ovales, con cubierta lisa, y no están segmentados en el momento de su puesta. Miden 75-90 μm de longitud y 45-60 μm de anchura. Su principal hospedador es la gallina doméstica aunque también se ha descrito en la paloma, el pavo, el pato, la pintada y el ganso. Asimismo, se ha aislado en diversas aves silvestres, como la perdiz roja, urogallo, gallo lira, grévol, ánade rabudo, ánade real, faisán y, entre las falconiformes, el ratonero común (Cordero del Campillo *et al.*, 1999; Kajerova *et al.*, 2004).

El ciclo biológico de *A. galli* es directo. Las hembras adultas, que parasitan el intestino delgado, ponen huevos que aparecen en la luz intestinal sin segmentar y que salen al exterior con las heces. Éstos se desarrollan en el suelo y alcanzan el estadio infectante en 10-14 días, después de sufrir dos mudas. En ese momento el huevo, ya infectivo, contiene una larva de tercer estadio completamente desarrollada y muy resistente a condiciones adversas (Anderson, 2000).

Los huevos pueden permanecer viables durante un año en sitios oscuros y húmedos, pero mueren rápidamente en ambientes secos y calurosos, aún cuando se encuentren

protegidos bajo el suelo y tras congelaciones y descongelaciones repetidas (Cordero del Campillo *et al.*, 1999; Anderson, 2000).

La infestación por *A. galli* se produce por ingestión de agua o alimentos contaminados con los huevos larvados. Las lombrices de tierra pueden ingerir estos huevos, comportándose como hospedadores paraténicos; cuando, a su vez, las lombrices son ingeridas por las aves, transmiten la infestación de forma mecánica (Cordero del Campillo *et al.*, 1999; Anderson, 2000).

Los huevos ingeridos por las aves eclosionan en el proventrículo o en el intestino delgado del hospedador, liberando las larvas de tercer estadio, que viven durante los primeros 8-10 días postinfección (dpi) en el lumen intestinal. En este momento, migran a la mucosa intestinal, en donde sufren una muda que las convierte en larvas de cuarto estadio (L-IV), permaneciendo en la mucosa hasta el día 17 dpi, período en el que mudan al quinto estadio larvario (L-V) hacia los días 14 y 15 dpi. Vuelven a migrar seguidamente a la luz intestinal y de 18 a 23 días dpi mudan al sexto estadio larvario o adultos inmaduros (L-VI) y completan su desarrollo, siempre ya en la luz del intestino, alcanzando la madurez sexual en unos 50 días dpi, cuando los huevos del parásito aparecen en las heces (Cordero del Campillo *et al.*, 1999).

El período prepatente varía con la edad del hospedador y oscila entre 5-6 semanas en aves menores de tres meses hasta 8 semanas en aves de mayor edad (Anderson, 2000).

***Ascaridia columbae* Gmelin, 1790**

Es una especie algo más pequeña que la anterior. Los machos miden entre 1,5 y 3 cm de longitud y 1 mm de grosor; las hembras son mayores (3-4 cm de longitud y 1,5 mm de grosor). Se diferencia de *A. galli* únicamente en que la cara interna del lóbulo medial presenta dos pequeñas ventosas, las alas laterales son semielípticas y están limitadas a la parte anterior del cuerpo, y porque la ventosa preloacal es oval y mide 150-200 μm por 150-160 μm . En los machos, el número de papilas caudales es de 12-14 pares. Las espículas son iguales, tienen una longitud de 1,2-1,9 mm y están provistas de alas. En la hembra, la vulva se abre en el medio del cuerpo. Los huevos tienen una dimensión variable en función del tamaño de la hembra. Diversas aves columbiformes, además de la paloma doméstica y

de la paloma bravía son sus hospedadores (Cordero del Campillo *et al.*, 1999; Kajerova *et al.*, 2004).

El ciclo de *A. columbae* es similar al de la especie anteriormente descrita. El desarrollo del embrión hasta el primer estadio larvario tiene lugar en 12-15 días a temperaturas de laboratorio y, 4-5 días más tarde, se alcanza el tercer estado larvario o infectivo (L-III). La muda al cuarto estadio (L-IV) sucede al 3°-6° dpi y el quinto estadio (L-V) al 11°-15° dpi, llegando a ser finalmente adulto al 16°-19° dpi. El período de prepatencia es de 37-42 días, algo más corto que el de *A. galli* (Cordero del Campillo *et al.*, 1999).

Una destacada diferencia entre ambas especies de *Ascaridia* es que *A. columbae* presenta un ciclo intraorgánico en el que algunas de las larvas no detienen su migración a nivel de la mucosa intestinal, sino que atraviesan la pared del intestino, posiblemente por vía sanguínea, y alcanzando el hígado e incluso los pulmones, causan lesiones en estos órganos. Estas larvas no llegan a desarrollarse como individuos adultos y no parece que sean una fase característica del ciclo biológico de esta especie, sino que deben considerarse más bien como larvas erráticas (Cordero del Campillo *et al.*, 1999; Anderson, 2000).

2.4. LA PALOMA COMO BIOMONITOR DE CONTAMINACIÓN POR METALES

La creciente preocupación por la contaminación medioambiental y su repercusión en el hombre hace necesario monitorizar, evaluar, gestionar y corregir los daños ecológicos producidos por la misma. Para poder evaluar los cambios de los ecosistemas, es necesario medir todos sus componentes, funciones, propiedades, etc., lo cual es imposible (Burger y Gochfeld, 1997a). En su lugar, se han propuesto diferentes sistemas de vigilancia que permiten valorar de forma directa el contaminante que se deposita en el suelo, en el agua o que se encuentra en el aire. La monitorización del aire proporciona datos sobre las concentraciones atmosféricas de varios contaminantes; sin embargo, la monitorización utilizando especies animales que habitan zonas urbanas pueden ofrecer datos adicionales muy útiles con respecto a la biodisponibilidad y bioacumulación de determinados

contaminantes, así como información específica de los efectos producidos por la exposición a los mismos (Liu *et al.*, 2009).

Los bioindicadores son aquellos organismos o comunidades en los que su existencia, sus características estructurales, su funcionamiento y sus reacciones dependen del medio en que se desarrollan y cambian al modificarse las condiciones ambientales (Capó, 2002). Como organismos bioindicadores se han utilizado tanto especies vegetales como animales. Las plantas, al ser sésiles, pueden acumular metales del medio ambiente y pueden monitorizar la dinámica de poblaciones a largo plazo pero únicamente en una zona localizada. Los animales, y sobre todo las aves, gracias a su capacidad de movimiento, permiten identificar la contaminación en una escala espacial mucho más amplia (Zaccaroni *et al.*, 2003).

Capó (2002), habla de distintos tipos de bioindicadores en función de diferentes criterios; entre ellos distingue los organismos centinelas y los biomonitores. Los centinelas son bioindicadores sensibles o muy sensibles, que se introducen artificialmente en un medio y funcionan como alarmas, porque detectan rápidamente los cambios; se utilizan fundamentalmente para detectar contaminantes. Por otro lado, los biomonitores son especies que indican la presencia de contaminantes o perturbaciones no sólo de forma cualitativa, sino también de forma cuantitativa, porque sus reacciones son de alguna manera proporcionales al grado de contaminación o perturbación. Las especies pueden ser biomonitores bien porque reaccionen de una forma determinada, es decir, por sus reacciones manifiestas, o bien porque acumulen los contaminantes y lleguen a tenerlos en cantidades medibles, es decir por acumulación (Capó, 2002).

Los biomonitores de efecto nos proporcionan información sobre el estado químico del medio ambiente a través de cambios en su fisiología o comportamiento. Así, por ejemplo, una variación en la frecuencia habitual de apertura de las valvas del mejillón azul (*Mytilus galloprovincialis*), puede indicarnos la presencia de metales en el agua (Fdil *et al.*, 2006). Por el contrario, los biomonitores de acumulación son capaces de fijar sustancias tóxicas y alcanzar un equilibrio en el que la absorción de dicha sustancia esté compensada con la eliminación, sin que se produzca en el organismo ningún efecto tóxico (Sures, 2004).

El uso de biomonitores es ventajoso comparado con el análisis directo de los contaminantes en el biotopo porque sólo las fracciones biodisponibles son absorbidas y concentradas por los seres vivos. Además, los biomonitores de acumulación pueden integrar en su organismo los contaminantes a lo largo de un período de tiempo y también pueden servir para detectar sustancias aunque éstas no estén presentes de forma permanente en el medio (María-Mojica *et al.*, 1996). Finalmente, los biomonitores pueden usarse como ayuda para los análisis químicos en los casos en los que las concentraciones del contaminante en el medio ambiente sean relativamente bajas (Sures, 2004).

Para Sures (2004), los criterios que debe cumplir un determinado organismo para ser un buen biomonitor son los siguientes:

- 1.- Tener un alto potencial de acumulación y que exista, en todas las localizaciones y bajo las mismas condiciones, la misma correlación entre el contenido del contaminante en el biomonitor y en el ambiente.
- 2.- Tratar de animales que no se sacrifiquen o que tengan una vida reproductiva larga para que les dé tiempo a concentrar el máximo nivel de contaminante del medio.
- 3.- Presentar un comportamiento sedentario o con un grado de dispersión bien definido, para que los resultados correspondan al área que está siendo estudiada.
- 4.- Tener un tamaño corporal grande para proporcionar suficientes muestras de tejido para los análisis.
- 5.- Contar la especie biomonitora con una cantidad suficientemente grande de individuos como para que un número elevado pueda ser sacrificado o extraído sin alterar la pirámide de edad o sin que tenga otros efectos negativos sobre la población.
- 6.- Estar ampliamente extendido para facilitar la comparación entre diferentes áreas.
- 7.- Ser fácil de recolectar e identificar.
- 8.- Tener una fisiología bien conocida, incluyendo los efectos de la edad, el tamaño corporal, la estación del año y su actividad reproductiva sobre la asimilación del contaminante.
- 9.- Poder determinar con facilidad su edad, y presentar largos períodos de vida para permitir la bioacumulación de los contaminantes a lo largo del tiempo.

Capó (2002) añade algún criterio más, pero referidos todos a bioindicadores en sentido amplio:

- 1.- Dar respuestas de interés para el ecosistema que se esté estudiando y que éstas sean relativamente fáciles de observar y/o medir.
- 2.- Tener límites de tolerancia estrechos respecto a variables ambientales.
- 3.- Dar respuestas distintas ante estímulos diferentes.
- 4.- Deben ser resistentes a la acumulación de contaminantes (especialmente si se trata de bioindicadores de acumulación), permaneciendo vivos para poder observar sus respuestas, a menos que la mortalidad sea una de las variables a estudiar.

Rara vez vamos a encontrar un biomonitor que reúna todos estos criterios al mismo tiempo. En este sentido, las aves cumplen una gran parte de los mismos ya que (Burger, 1993; Burger y Gochfeld, 1999; Liu *et al.*, 2009):

- Son comunes, viven y se reproducen en amplias zonas, en una gran variedad de hábitats.
- Un gran número de especies son diurnas y, por lo tanto, son fáciles de observar y, en consecuencia, sus poblaciones se pueden monitorizar a lo largo de muchos años.
- Muchas especies e individuos son filopátricos, es decir, vuelven al mismo lugar para criar o invernar año tras año, lo que permite realizar su seguimiento.
- Los pollos y volantones, al ser alimentados exclusivamente con alimentos recogidos por los padres cerca de las áreas de reproducción, reflejan niveles locales de contaminación de dichas zonas.
- Exhiben una amplia gama de dietas (herbívoras, granívoras, omnívoras, piscívoras).
- Muchas especies están situadas en lo alto de la cadena trófica, donde se espera que acumulen un mayor nivel de contaminantes y esto nos puede servir de señal de alerta temprana.
- Son sensibles y exhiben efectos subletales a bajos niveles, lo que permite predecir riesgos.
- Sufren efectos tóxicos frente a numerosos contaminantes.
- A la opinión pública le interesan las aves y las amenazas de conservación que puedan sufrir.

Estos factores, combinados, hacen que las aves sean consideradas como organismos de biomonitorización apropiados a corto y largo plazo. Sin embargo, Burger (1993) indica que, a pesar de ello, su elección como biomonitores presenta una serie de desventajas, entre las cuales destacan las siguientes:

- Son especies móviles.
- Sus poblaciones pueden estar amenazadas o en peligro de extinción y, por lo tanto, no son fáciles de muestrear.
- La recogida de tejidos y plumas puede ser en algunos casos difícil.
- A diferencia de los organismos sésiles, las aves se alimentan a lo largo de amplias zonas, lo que dificulta la realización de determinaciones de contaminantes en fuentes puntuales. Sin embargo, esta regla no es general, pues algunas especies de aves son sedentarias y no se desplazan grandes distancias.

Todas estas características hacen que las aves hayan sido empleadas en numerosos estudios de biomonitorización de la contaminación ambiental por diversas sustancias como metales pesados (Adout *et al.*, 2007; Pérez-López *et al.*, 2008; Zaccaroni *et al.*, 2011), insecticidas organoclorados (María-Mojica *et al.*, 2000), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) (Sicolo *et al.*, 2010), etc. Estos contaminantes han sido determinados en diferentes tejidos como hígado (Mateo y Guitart, 2003; Pérez-López *et al.*, 2008; Kim *et al.*, 2009), riñón (Ribeiro *et al.*, 2009; Mendes *et al.*, 2008), tejido óseo (Nam *et al.*, 2004b) o huevos (Nam *et al.*, 2004b; Burger *et al.*, 2009), etc. Por otro lado, el uso de muestras de sangre (Scheifler *et al.*, 2006) o de plumas (Nam *et al.*, 2004a; Adout *et al.*, 2007; Burger *et al.*, 2009; Abdenndher *et al.*, 2011) presentan la ventaja de poder ser recogidas de forma no invasiva y esto es muy importante, especialmente en estudios realizados con especies protegidas o en peligro de extinción.

Dentro de las aves, las palomas presentan las siguientes características que las convierten en potenciales biomonitores de contaminación ambiental:

- Como demuestran los trabajos realizados por Delgado *et al.* (1994), Schilderman *et al.* (1997) y Nam *et al.* (2004a), la paloma tiene una alta capacidad para acumular metales en sus tejidos. Esta peculiaridad es debida a que poseen un alto ritmo metabólico ($0,98 \text{ ml O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) y una elevada frecuencia respiratoria ($350 \text{ ml aire min}^{-1} \text{ kg}^{-1}$) si se compara, por

ejemplo, con el hombre ($0,265 \text{ O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ y $100 \text{ ml aire min}^{-1} \text{ kg}^{-1}$) (Antonio García *et al.*, 1988, Schilderman *et al.*, 1997).

- Tienen una vida media relativamente larga (15-20 años).
- Su zona de campeo es reducida y su comportamiento es sedentario, permaneciendo en el entorno humano durante toda su vida, lo que la convierte en un biomonitor particularmente interesante para realizar estudios en áreas con influencia sinantrópicas.
- Su tamaño corporal es lo suficientemente grande como para poder obtener las cantidades de muestras necesarias para la realización de los diferentes análisis y, a la vez, es lo suficientemente pequeño para poder manejarla de una manera sencilla.
- Por lo general, el número de individuos en una determinada zona es lo bastante grande como para no distorsionar la población cuando se realizan los muestreos; incluso en muchas ocasiones, el número de palomas es excesivo, con lo que se hace necesario su control poblacional por parte de las autoridades sanitarias.
- Su distribución geográfica es amplia y la podemos encontrar extendida por todo el mundo excepto en el Ártico y en la Antártida, siendo especialmente abundantes en las regiones templadas y cálidas.
- Las palomas son aves fáciles de capturar y de mantener en animalarios el tiempo necesario para realizar diferentes pruebas y estudios laboratoriales.
- Su fisiología está bien estudiada.
- Sus hábitos de alimentación incluyen la ingestión de restos de comida, artrópodos, granos, arena y pequeñas piedras que recogen de las calles y parques y que, por tanto, pueden estar contaminados con residuos de metales y otros contaminantes.
- Están altamente expuestas a la presencia de contaminantes presentes en el medio ambiente, sobre todo en zonas urbanas y periurbanas.

Las principales vías de exposición de las palomas a los contaminantes son la inhalación de aire contaminado y la ingestión, tanto de alimentos como de partículas del suelo contaminadas por el depósito de los contaminantes aéreos (Antonio García *et al.*, 1988; Schilderman *et al.*, 1997; Sicolo *et al.*, 2010).

La acumulación de distintos metales en las palomas de ecosistemas urbanos ha sido objeto de estudio por parte de diversos autores. Así, hay datos disponibles de algunas ciudades como Ámsterdam, Madrid, Londres, México o Seúl que nos muestran diferencias regionales en la acumulación de metales en función de determinados factores. En general,

en casi todos estos trabajos se observan estrechas correlaciones entre las concentraciones de residuos y los lugares de estudio, especialmente en lo que respecta a sus características de densidad de tráfico o usos del suelo (urbano, rural, industrial, etc.).

En este sentido, Hutton y Goodman (1980), en un estudio realizado en Londres, observan cómo las concentraciones de Pb presentes en los huesos de las palomas, sobre todo de las hembras, crecen progresivamente conforme el hábitat de las mismas se acerca a las zonas de la ciudad donde se registran mayores niveles de contaminación atmosférica.

Otro ejemplo de investigación de las concentraciones de metales en aves lo constituye el trabajo de Delgado *et al.* (1994), quienes analizan 50 palomas de distintas zonas de la ciudad de México con el fin de medir las concentraciones de Pb, Cd y Cr y, además, de conocer el grado de depósito de estos metales en los tejidos de las aves examinadas. Sus resultados muestran que las mayores concentraciones de Pb se detectan en el riñón, seguidas de encéfalo, hígado y pulmón. En el caso del Cd, las concentraciones más altas son las del riñón, seguidas, por este orden, de las encontradas en hígado, encéfalo y pulmón. Para el Cr, las concentraciones más elevadas aparecen en riñón y, de forma decreciente, en encéfalo, pulmón e hígado. En general, las concentraciones superiores aparecen en las zonas de mayor contaminación mientras que las concentraciones más bajas de estos tres metales se obtienen siempre en la zona control, sin contaminación atmosférica aparente.

Otro estudio que confirma las diferentes concentraciones de metales en ambientes urbanos y no urbanos es el realizado en Canadá por Loranger *et al.* (1994), quienes miden durante un período de seis meses la concentración atmosférica de Mn en un ambiente urbano (Montreal) y en uno rural (Lachute), así como las concentraciones de este elemento en diferentes tejidos de palomas capturadas en cada uno de dichos hábitats. Los autores observan que la concentración de Mn es mayor en el aire de la zona urbana y que, de todos los tejidos analizados, el hígado es el mejor biomonitor para la contaminación por Mn, ya que, este órgano presenta un 35% más de este metal en las palomas urbanas que en las rurales.

En Europa, Schilderman *et al.* (1997) realizan un estudio en Holanda para determinar las concentraciones de Pb, Cd y Zn en distintos tejidos de paloma (riñón, hígado,

pulmón y sangre), diferenciando en su investigación varias zonas en función de la densidad del tráfico. En los resultados obtenidos por estos autores, se observa que las mayores concentraciones de Pb y de Cd aparecen en los tejidos de las palomas que viven en las zonas de alta densidad de tráfico, seguidas de las zonas de media y baja densidad de tráfico. Respecto al Zn, no existen diferencias significativas entre las concentraciones detectadas en los tejidos de las palomas de las distintas zonas, excepto en la sangre, donde las mayores concentraciones corresponden a zonas de alta y media densidad de tráfico.

En su estudio sobre los factores que causan variaciones en la acumulación de Cd y Pb en palomas, Nam *et al.* (2004b) muestran que el valor medio de la concentración de Pb en hueso y de Cd en riñón aumenta con la edad de las aves y con la ingestión de alimento contaminado por el depósito de estos elementos. Sin embargo, no encuentran una relación con el incremento de la densidad de tráfico.

Como hemos comentado anteriormente, además de los órganos internos, hay diversos estudios que han recurrido al análisis de las plumas para determinar las concentraciones de contaminantes en especies de aves, incluida la paloma (Brait y Antoniosi Filho, 2011). Es el caso del estudio realizado por Nam *et al.* (2004a), quienes observan que las plumas de las palomas pueden ser herramientas adecuadas de biomonitorización de la exposición local de Pb con respecto a los diferentes niveles atmosféricos en la ciudad de Seúl (Corea). Así detectan que en general, la acumulación de Pb en las plumas es mayor cuando la concentración de este metal aumenta en la atmósfera, de manera que las concentraciones en las plumas de las palomas que habitan en las áreas urbanas e industriales (4,99-9,01 $\mu\text{g/g ph}$), que poseen mayor contaminación, son de dos a cuatro veces superiores a las encontradas en las zonas rurales (2,55 $\mu\text{g/g ph}$).

Sirviéndose de un método de muestreo similar al antes indicado, Adout *et al.* (2007) determinan las concentraciones de 11 elementos traza (Mg, Al, Mn, Cu, Zn, Rb, Mo, Cd, Ba, Hg, Pb) y de S en las plumas de palomas procedentes de cinco hábitats diferentes (rural, industrial, urbano, natural y control) en el desierto de Negev (Israel). Sus resultados demuestran que, para la mayoría de los elementos analizados, por una parte su concentración a lo largo de las plumas va aumentando hacia la parte distal de las mismas y, por otra, que las concentraciones son mayores en la zona industrializada y menores en la zona control.

Por lo que respecta a los trabajos realizados en España para determinar las concentraciones de contaminantes en palomas, podemos citar el realizado por Antonio García *et al.* (1988) en la ciudad de Madrid. Estos autores seleccionan 82 palomas de tres zonas de la capital clasificadas en alta, media y baja densidad de tráfico. También establecen una zona control que se corresponde con un núcleo rural sin tráfico de coches. En estas zonas miden el Pb presente en la atmósfera y en el suelo, y lo comparan con el encontrado en el pulmón, tracto digestivo y hueso de las palomas objeto del estudio. Sus resultados muestran que el Pb presente en todos los tejidos analizados aumenta progresivamente con la densidad del tráfico y paralelamente a los valores atmosféricos y terrestres de este metal.

Recientemente en Murcia, Barba (2007) estudia la concentración de Zn, Pb, Cd, Cu y Hg en el hígado, músculo, riñón y plumas de las palomas capturadas en diferentes zonas de la ciudad y encuentra que, con respecto a los tejidos de las aves, los valores más altos de Pb, Zn y Cu aparecen en las plumas, mientras que el Cd y el Hg se acumulan más en el tejido renal. Asimismo, se encuentran diferencias significativas entre las concentraciones de metales presentes en las distintas zonas de estudio. Estos resultados confirman de nuevo la idoneidad de la paloma como biomonitor de la contaminación por metales en medios urbanos, pudiendo además discriminar las concentraciones de contaminación entre distintas zonas de una ciudad.

Al igual que las palomas, otras aves han sido objeto de diferentes estudios para observar si reúnen cualidades suficientes para poder ser utilizadas como biomonitoras de contaminación ambiental. La presencia de metales en el medio ambiente, tanto terrestre como marino, es francamente importante y, por esta razón, su biomagnificación a lo largo de la cadena trófica es una de las mayores preocupaciones que tienen hoy en día las autoridades sanitarias y los responsables de la gestión de especies protegidas de fauna silvestre, porque tanto las personas como los principales depredadores de los ecosistemas son susceptibles de consumir presas que contengan altos niveles de estos elementos potencialmente tóxicos (Bearhop *et al.*, 2000). Sin ánimo de ser exhaustivos, seguidamente citaremos diversas investigaciones en las que se ha recurrido a otras especies aviares distintas de la paloma para realizar estudios de biomonitorización.

En este sentido, respecto a las aves de biotopos terrestres, Dauwe *et al.* (2000), estudian las concentraciones de Zn, Cu, Pb, Cd, y As en plumas y en heces de pollos de carbonero común (*Parus major*) y herrerillo común (*Parus caeruleus*) que viven en una zona de alta contaminación. Estos autores comparan las concentraciones halladas con las encontradas en aves capturadas en una zona control de escasa contaminación. La conclusión a la que llegan estos autores es que las heces de ambas especies de pollos pueden ser utilizadas para biomonitorizar la presencia de Pb, Cd, As y Cu mientras que las plumas únicamente lo son con respecto al Pb.

Sin embargo, en contraposición a lo indicado por los anteriores autores, Janssens *et al.* (2001) sugieren que las plumas del carbonero común pueden usarse como herramientas de biomonitorización de la contaminación ambiental por metales, ya que, para la mayoría de los metales que analizan (entre ellos el Cd, Pb y Zn), las concentraciones fueron de 2 a 40 veces más altas en las plumas de las aves de hábitats con concentraciones atmosféricas mayores en comparación con las concentraciones halladas en las plumas de aves procedentes de la zona control con baja contaminación.

Otro ejemplo del estudio de metales en aves silvestres es el realizado por Adout *et al.* (2007), quienes comparan, por un lado, las concentraciones de distintos metales (Mg, Al, Mn, Cu, Zn, Rb, Mo, Cd, Ba, Hg, y Pb) encontrados en las plumas de cornejas cenicientas (*Corvus corone cornix*) con las de las plumas de palomas (*Columba livia*) en cinco hábitats con diferente nivel de contaminación del desierto de Negev (Israel) y, por otro, la distribución de dichos metales a lo largo de la pluma. Los autores observan que, en general, las plumas de los córvidos acumulan los metales en mayor proporción que las plumas de las palomas. Además, en relación a las concentraciones de la mayoría de los metales analizados, observan que éstas aparecen en las plumas de palomas y cornejas recogidas en las zonas más industrializadas, que coinciden con las de mayor contaminación medioambiental. Por otra parte, el análisis de la distribución de los metales a lo largo de la pluma pone de manifiesto que las concentraciones son mayores en la parte distal de la misma. A la vista de los resultados los autores concluyen que las plumas de aves comunes, recogidas directamente del suelo, pueden ser herramientas útiles de la biomonitorización de la contaminación ambiental por diferentes metales.

Las aves rapaces también han sido ampliamente estudiadas como biomonitores de contaminación ambiental ya que, al encontrarse en lo alto de la cadena trófica, pueden proporcionarnos información sobre una gran área alrededor de cada sitio de muestreo, no sólo sobre la biodisponibilidad de los contaminantes sino también sobre cómo, dónde y cuándo son éstos transferidos dentro de la cadena alimentaria (Jager *et al.*, 1996).

Así, Pérez-López *et al.* (2008), examinan las concentraciones de Pb, Cd y Zn en el hígado de diferentes especies de rapaces (diurnas y nocturnas) con el propósito de ofrecer información acerca de la contaminación de sus respectivos hábitats. De los elementos analizados, el Zn alcanza el mayor valor, con unos niveles medios que oscilan entre 174,7-298,3 ppm peso seco (ps) en las rapaces nocturnas y 250,7-273,3 ppm (ps) en las diurnas. Este metal es el único que se detectó en todas las muestras analizadas. La concentración media de Cd se sitúa entre 0,604-1,455 ppm (ps) en aves diurnas y 3,381-5,516 ppm (ps) en las nocturnas. Con respecto al Pb, los valores medios se hayan entre 2,75-6,64 ppm (ps). Es decir, como patrón general, los mayores valores se cuantifican en aves diurnas.

Continuando con los estudios realizados en rapaces diurnas, Naccari *et al.* (2009) demuestran en su trabajo con el ratonero común (*Buteo buteo*) que esta ave es un buen biomonitor de contaminación medioambiental, ya que en todos sus tejidos analizados (plumas, hígado, riñón, músculo, pulmón e intestino) se detecta la presencia de los diferentes elementos estudiados. Entre los metales tóxicos, el Pb alcanza el mayor valor medio en el hígado (14,53 µg/g), y de los elementos esenciales es el Zn el que presenta, también en el hígado, una concentración media superior (137,51 µg/g).

Otra rapaz en la que se ha estudiado la acumulación de diferentes metales ha sido el autillo europeo (*Otus scops*). En esta especie, Guillén (2010) analiza la presencia de Pb, Zn, Cd y Cr en plumas y sangre. Con respecto a las plumas, los valores más altos correspondieron al Zn y al Pb, seguidos de los del Cr y, en último lugar, los del Cd. El patrón de acumulación de metales encontrado por este autor en la sangre de las aves analizadas fue prácticamente idéntico al descrito en el caso de las plumas, si bien los valores registrados fueron ligeramente más bajos. Así, Guillén propone el empleo de las plumas de autillo europeo como una muestra útil para monitorizar la contaminación medioambiental por metales.

Por otro lado, García-Fernández *et al.* (1995) evalúan la acumulación de Pb y Cd en muestras de hígado, riñón, cerebro, huesos y sangre entera procedentes de aves de la Región de Murcia con distintos hábitos de alimentación: carroñeras, rapaces diurnas y nocturnas, omnívoras, piscívoras e insectívoras. Los resultados ponen de manifiesto la existencia de una clara relación entre las concentraciones de Cd y Pb y la alimentación de las aves. Así, las mayores concentraciones de Pb aparecen en la sangre de las aves carroñeras (media 40 µg/dl), mientras que el riñón de las aves omnívoras muestra las concentraciones más altas de Cd (media 4,43 µg/g). Los autores justifican estos resultados argumentando que las vísceras de las que se alimentan las aves carroñeras pueden tener niveles elevados de Pb, del mismo modo que la alimentación basada en marisco e invertebrados acuáticos propia de las aves omnívoras puede condicionar los valores registrados en estas últimas.

Un estudio similar es el realizado por Motas *et al.* (2005) con aves procedentes del Centro de Recuperación de la Fauna Silvestre de la Región de Murcia. Los autores valoran las concentraciones de Cu y Zn en la sangre y el hígado de distintos grupos de aves (carroñeras, rapaces diurnas, rapaces nocturnas, insectívoras y aves de zonas húmedas). Sus resultados muestran que, con respecto a la sangre, las mayores concentraciones medias de Cu corresponden a las aves carroñeras ($0,80 \pm 0,17$ µg/g ps) mientras que las concentraciones medias más altas de Zn aparecen en rapaces diurnas ($5,43 \pm 2,93$ µg/g ps). En relación al hígado, las aves de zonas húmedas presentan las mayores concentraciones medias de Cu ($58,28 \pm 42,52$ µg/g ps) y, de nuevo, las rapaces diurnas alcanzan los mayores niveles de Zn ($2545,2 \pm 79,82$ µg/g ps). Estos resultados indican que las concentraciones de Cu y Zn en sangre y de Zn en hígado son superiores a las descritas como normales.

Con respecto al ámbito urbano, se han realizado muy pocos estudios para averiguar qué aves, de las que viven en este hábitat, reúnen suficientes cualidades para ser empleados como biomonitores de contaminación ambiental por metales. En este sentido, Swaileh y Sansur (2006) estudian la acumulación de diferentes metales en el gorrión (*Passer domesticus*) para comprobar su posible empleo como biomonitor. Estos autores observan una gran variación en las concentraciones medias de los metales en los distintos tejidos y huevos analizados. Las concentraciones de Zn son las más altas en todos los tejidos estudiados, mientras que las de Cd son claramente las más bajas. Además, la concentración media de Cd varía entre 0,01 µg/g ps (cáscara de huevo) y 0,07 µg/g (hígado). Respecto al Cu, la concentración media está comprendida entre 0,81 µg/g (hueso) y 39,2 µg/g (hígado).

La concentración de Pb oscila entre 1,41 $\mu\text{g/g}$ (músculo) y 34,2 $\mu\text{g/g}$ (hígado), mientras que la de Zn varía entre 19,6 $\mu\text{g/g}$ (corazón) y 150 $\mu\text{g/g}$ (hueso). En general, las concentraciones de Zn y Cu encontradas en el mencionado estudio son siempre superiores a las de Pb y Cd. De los tejidos analizados, el hígado es el que presenta, en general, la mayor acumulación de metales, siendo la cáscara de huevo, por el contrario, la que tiene menores niveles de concentración. Por otro lado, el estudio de Swaileh y Sansur (2006) revela que los gorriones de las zonas urbanas presentan significativamente mayores concentraciones de Cu, Pb y Zn que los de las zonas rurales. Sin embargo, la concentración de Cd no muestra ninguna diferencia significativa entre las dos zonas. Por otra parte, es interesante destacar que, al comparar las concentraciones de los metales estudiados en los hígados de machos y hembras no se encuentran diferencias estadísticamente significativas entre ambos sexos. Por el contrario, al determinar la acumulación de los metales en relación a la edad de las aves (analizando huevos e individuos de diferentes edades) se observa que las concentraciones de Cu, Pb y Zn van aumentando significativamente con la edad de los gorriones mientras que las concentraciones de Cd no siguen este patrón de acumulación.

Otro ejemplo de ave de un ambiente urbano en la que se ha analizado la acumulación de Pb es el mirlo (*Turdus merula*) (Scheifler *et al.*, 2006). En este estudio, los autores determinan los niveles de Pb en sangre y plumas de mirlos que habitan dos zonas de diferente nivel de contaminación (rural y urbano) así como, en lombrices de tierra de las mismas zonas de estudio, para comprobar si existe un incremento a lo largo de la cadena trófica. Sus resultados muestran que los niveles de Pb son significativamente mayores tanto en los mirlos como en las lombrices de tierra del hábitat urbano, con lo que los autores concluyen que la persistencia del Pb en el suelo sigue suponiendo una amenaza para estas aves.

Otro grupo ampliamente investigado como biomonitor de contaminación ambiental es el de las aves acuáticas, principalmente marinas. Así, Mendes *et al.* (2008) estudian la acumulación de diferentes metales en 31 alcatraces comunes (*Morus bassanus*) y observan que, en general, las concentraciones más altas de los elementos analizados aparecen en el hígado y el riñón. En concreto, el mayor nivel de Se y Cd se detecta en el riñón, de Mn en el hígado y de Pb en las plumas.

Por otra parte, Ribeiro *et al.* (2009) proporcionan datos de acumulación de distintos elementos inorgánicos en el alca común (*Alca torda*). Sus resultados, coincidiendo con los de los autores anteriores, indican que la mayor acumulación de Se y Cd se detecta en riñón, los de Pb y Zn en la pluma y, por último, los de As y Mn en el hígado.

Del mismo modo, Egido (2009) establece la validez de las gaviotas de Audouin (*Larus audouinii*) como biomonitoras de contaminación por Cd y Pb. En su estudio se observa que la mayor concentración media de Cd aparece en el riñón (0,036 $\mu\text{g/g}$ ps) y de Pb en la pluma (1,716 $\mu\text{g/g}$ ps); además, se aprecia una mayor tendencia a la acumulación de Cd en las hembras mientras que el Pb lo hace en los machos, aunque en ninguno de los dos casos las diferencias son estadísticamente significativas.

Siguiendo la misma línea de investigación, Navarro *et al.* (2010) analizan las concentraciones de nueve elementos inorgánicos (Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Se, Cd y Pb) en diferentes tejidos de cormoranes grandes (*Phalacrocorax carbo*) encontrados en el Mar Menor (Región de Murcia). Los resultados obtenidos por estos autores confirman de nuevo la utilidad de esta ave marina como biomonitora de contaminación ambiental. Así, observan que las plumas son excelentes para la monitorización de la contaminación por Cr, Pb y Mn, obteniendo valores de acumulación del 76%, 96% y 36% de la carga corporal detectada, respectivamente. Respecto al Cd, el órgano de mayor acumulación es el riñón, con un 63% del total. Finalmente, el estudio revela que el Zn se acumula en un 31% en el hueso de estas aves.

A pesar de que, como se ha descrito, algunas aves silvestres, en ambientes urbanos, pueden acumular concentraciones superiores de contaminantes en sus tejidos, la paloma doméstica está considerada como la especie que puede ser un modelo de estudio más próximo al hombre; esto es debido a que, al convivir estrechamente con los humanos en ambientes urbanos y periurbanos, comparte el mismo ambiente y las rutas de exposición a los agentes contaminantes a los que están expuestas las personas (Hutton y Goodman, 1980; Nam y Lee, 2006). El empleo de la paloma como biomonitor permitiría, por tanto, identificar zonas de riesgo y predecir las consecuencias biológicas y patológicas de la contaminación ambiental, no sólo para los animales, sino también para la población humana que habita en las zonas de estudio (Brait y Antoniosi Filho, 2011). Además, como ya hemos indicado anteriormente, la abundancia de palomas en zonas sinantrópicas hace que esta

especie deba ser considerada como un excelente modelo para realizar estudios de biomonitorización.

2.5. LOS MACROPARÁSITOS COMO BIOMONITORES DE CONTAMINACIÓN POR METALES

El posible empleo de los parásitos como indicadores de calidad medioambiental ha sido objeto de numerosos estudios; en ellos se muestra que los parásitos pueden ser usados, de la misma forma que determinados organismos de vida libre, como indicadores de efecto (Valtonen *et al.*, 1997; Sures, 2004) y como indicadores de acumulación (Sures *et al.*, 1999; Sures 2004). De hecho, las modificaciones en el comportamiento de determinadas especies hospedadoras empleadas como monitores (indicadores de efecto), podrían manifestarse también en cambios en las comunidades de parásitos que el hospedador alberga y que, por lo general, están moduladas y se ven modificadas por las propias variaciones de las condiciones medioambientales (Valtonen *et al.*, 1997).

Por otro lado, los parásitos también pueden emplearse como indicadores de acumulación y, por tanto, pueden proporcionar una información valiosa acerca del grado de contaminación de su medio ambiente. De hecho, se ha demostrado que los macroparásitos son una valiosa herramienta de biomonitorización, no sólo en base a la presencia o ausencia de determinados contaminantes ambientales en su organismo, sino sobre todo por su capacidad de concentrarlos en sus tejidos a niveles que sobrepasan los valores del medio ambiente o los de sus hospedadores, como se ha descrito en el caso de los metales (Sures *et al.*, 1999, 2001, 2004; Baruš *et al.*, 2003; Torres *et al.*, 2004, 2006; Eira *et al.*, 2005).

En este sentido, y tal y como indican Sures *et al.* (1999), el empleo de parásitos como biomonitores de metales presenta las siguientes ventajas:

- Muchos parásitos tienen un amplio rango de distribución geográfica que, obviamente, depende de la propia distribución de sus hospedadores; por tanto, la elección de determinados parásitos como biomonitores permite seleccionar combinaciones hospedador-parásito que podrán ser escogidas como modelos de estudio en amplias zonas.

- Ciertos parásitos no sólo están ampliamente extendidos, sino que son abundantes y, además, sus hospedadores son fáciles de muestrear.
- Los metales, en concreto, se acumulan en determinados parásitos a concentraciones superiores a las presentes en el medio ambiente.
- La tolerancia de los parásitos a los metales parece ser elevada en el caso concreto de especies parásitas acumuladoras, aunque los efectos subletales todavía no se han estudiado en profundidad.
- Los parásitos pueden ser utilizados para determinar la exposición media de un hospedador móvil dentro de su territorio, en el cual los metales estarán distribuidos heterogéneamente.
- Los parásitos de un hospedador pueden ser empleados para estudiar la potencial amenaza que supone para un predador la ingestión de dicho hospedador, a través de la bioacumulación de los metales y otros agentes contaminantes.
- Muchos de estos parásitos tienen hospedadores tales como roedores y peces, que pueden ser fácilmente mantenidos en un laboratorio para realizar trabajos de cinética de acumulación de metales.
- Los parásitos son útiles para la biomonitorización “in situ”, tanto mediante el muestreo de la especie hospedadora habitualmente presente en un entorno, como mediante la introducción controlada de nuevos hospedadores parasitados en zonas seleccionadas.

A estas ventajas, MacKenzie (1999) añade otras tres buenas razones para seleccionar a los parásitos para su uso como bioindicadores. En primer lugar, argumenta que, hay más parásitos que especies de vida libre. En segundo lugar indica que en aquellas especies de parásitos con ciclos de vida complejos, el número potencial de indicadores aumenta con el número de los diferentes estadios de desarrollo. Y en tercer lugar, algunos parásitos son altamente sensibles a los cambios de su medioambiente, mientras que otros son mucho más tolerantes a dichos cambios.

Sin embargo, a pesar de estos aspectos positivos, el empleo de parásitos en estudios de biomonitorización presenta, según Sures *et al.* (1999), algunas desventajas, como las que se mencionan a continuación:

- La movilidad de muchas especies de hospedadores hace difícil identificar no sólo la fuente precisa de la contaminación por metales sino, también el tiempo y la duración de la exposición.
- En muchos casos, los parásitos tienen una vida media inferior a la de sus hospedadores.
- La variabilidad en las concentraciones que los metales alcanzan en los tejidos del hospedador y en el propio parásito es alta; además, estas diferencias también se aprecian al comparar distintos hospedadores, de manera que se reduce la precisión de cualquier estimación de la concentración de dichos elementos en un modelo hospedador-parásito. Esto puede deberse a la movilidad del hospedador, a la variabilidad en la edad de los parásitos analizados y, por tanto, al tiempo de exposición y/o a diferencias en las concentraciones de acumulación de metales entre distintos especímenes de parásitos
- La relación precisa entre la concentración de metales en el medio ambiente y las concentraciones en los tejidos de los parásitos necesita ser determinada para cada combinación hospedador-parásito.
- La ruta y el mecanismo de absorción del metal en los parásitos no siempre se conoce bien.

Diferentes organismos de vida libre han sido empleados tradicionalmente para detectar distintas formas de contaminación. Entre ellos destaca *Dreissena polymorpha* o mejillón cebra, el cual está considerado como un buen biomonitor para detectar la presencia de metales en ecosistemas acuáticos. No obstante, algunos estudios indican que, debido a su falta de movimiento, es más adecuado para detectar diferencias localizadas, en pequeña escala, de la contaminación por metales. Sin embargo, la mayor capacidad de concentración de metales por parte de los parásitos, permite que éstos sean indicadores más sensibles para detectar pequeñas concentraciones de los mismos. Así, Sures *et al.* (1997) comparan el binomio *Perca fluviatilis-Acanthocephalus lucii* con *Dreissena polymorpha*, con respecto a la acumulación de Pb y Cd. Estos autores indican que la mayor concentración de ambos metales se registró en el acantocéfalo *A. lucii* en cualquiera de las zonas muestreadas (contaminada y control). Los valores medios oscilaron entre 6,4-8,7 µg/g para el Pb y 0,7-1,3 µg/g para el Cd. De manera que, el parásito contiene entre 30 y 38 veces más Pb y 22 a 23 veces más Cd que el intestino del hospedador. Si lo comparamos con los valores

encontrados en los mejillones de ambas localizaciones, *A. lucii* contiene hasta 120-320 veces más cantidad de Pb y 10-12 veces más Cd.

La mayor parte de los estudios acerca del empleo de parásitos como biomonitores se han llevado a cabo analizando sistemas parásito-hospedador acuático, habiéndose observado que numerosos helmintos, sobre todo los acantocéfalos y los cestodos localizados en el interior del intestino del hospedador, tienen una gran capacidad para acumular metales (Lafferty, 1997; Sures *et al.*, 1999). Así, por ejemplo, Sures *et al.* (1994) determinan la presencia de Pb en individuos adultos del acantocéfalo *Pomphorhynchus laevis* y en su hospedador, la carpa (*Leuciscus cephalus*); el valor medio de este metal en el parásito es de 54 µg/g ph, lo que supone 284, 771 y 2700 veces más que el valor encontrado en el intestino, hígado y músculo de la carpa respectivamente.

En esta misma línea de investigación, Sures *et al.* (1997) analizan la concentración de Pb y Cd en los cestodos *Monobothrium wagneri* y *Bothriocephalus scorpii*, parásitos intestinales de la tenca (*Tinca tinca*) y del rodaballo (*Scophthalmus maximus*), respectivamente. En el primer caso (en el modelo *M. wagneri*-tenca), los análisis demuestran que el parásito contiene 5 veces más Cd y 30 veces más Pb que su hospedador. Con respecto al binomio *B. scorpii*-rodaballo, el Cd sigue un patrón similar al descrito en la tenca, con mayores niveles en el cestodo que en los tejidos del hospedador (de 4 a 6 veces más que el intestino). Por el contrario, el Pb se acumula en el parásito en una cantidad similar o inferior al intestino del rodaballo.

También en el medio acuático, Thielen *et al.* (2004) investigan la concentración de 21 elementos en el acantocéfalo *Pomphorhynchus laevis*, parásito del barbo (*Barbus barbus*) y observan cómo diez de estos 21 elementos (entre ellos el Pb y el Cd) aparecen en mayor concentración en *P. laevis* que en distintos tejidos (músculo, intestino, hígado y riñón) de su hospedador. El mayor factor de bioacumulación correspondió al Pb, que fue concentrado por el parásito 600 veces más que el tejido muscular del barbo. Estos datos se asemejan a los observados por Schludermann *et al.* (2003) en un estudio similar con el mismo sistema parásito-hospedador. En este caso, los metales analizados fueron Cd, Pb y Zn observándose diferencias significativas entre los órganos del barbo (intestino, músculo e hígado) y *P. laevis*, con niveles hasta 2860 veces mayores en el parásito.

Sures y Siddall (2003) plantean un estudio con el fin de conocer si las concentraciones de los metales en los parásitos continúan creciendo indefinidamente a lo largo del tiempo o, si por el contrario, llegan a un equilibrio en un momento determinado en función de la dosis de exposición inicial. Para ello, analizan carpas parasitadas experimentalmente con el acantocéfalo *P. laevis* y carpas no infectadas, sometidas a dos dosis diferentes de Pb durante cinco semanas. A una dosis inicial baja de Pb, no se observaron diferencias en las concentraciones presentes en el músculo y en el intestino de las carpas (infectadas y no infectadas) entre la 1ª y la 5ª semana de exposición. Por el contrario, en el hígado la concentración media sí fue creciendo con el tiempo de exposición, pero estas diferencias sólo fueron estadísticamente significativas en el grupo de peces infectados. En contraste con el hospedador, la concentración de Pb en los parásitos va creciendo, con valores significativamente mayores después de la 4ª y 5ª semana de exposición en comparación con los alcanzados en la 1ª semana. A diferencia de los órganos de la carpa, las concentraciones de Pb en *P. laevis* no crecen de forma continuada con el tiempo de exposición, sino que llegan a un determinado nivel (4ª semana) y permanecen sin cambios. Este nivel de equilibrio fue aproximadamente 9000 veces mayor que el nivel de Pb en el agua. Después de la 5ª semana de exposición, el parásito contenía 20, 58 y 930 veces más Pb que el intestino, el hígado y el músculo de su hospedador, respectivamente. Por otro lado, con una dosis alta de exposición, se observaron concentraciones significativamente mayores tanto en el parásito como en los órganos del hospedador después de tres semanas, comparadas con las presentes en las carpas expuestas a dosis bajas de Pb.

Malek *et al.* (2007) miden y comparan las concentraciones de Cd y Pb en los cestodos *Anthobothrium* sp. y *Paraorygmatobothrium* sp y en su hospedador, el tiburón cariblanco (*Carcharhinus dussumieri*). Las concentraciones de estos dos metales fueron mucho mayores en las dos especies de parásitos que en los tejidos del hospedador, con niveles de Cd de 278 y de Pb 332 veces más en *Anthobothrium* sp., y 455 y 438 veces más en *Paraorygmatobothrium* sp. que en el músculo del hospedador. Aunque las concentraciones en *Paraorygmatobothrium* sp. fueron mayores que en *Anthobothrium* sp., estas diferencias no fueron estadísticamente significativas.

También con un modelo del tipo acantocéfalo-pezu, Jankovská *et al.* (2011) analizan las concentraciones de Pb en los tejidos de la perca (*Perca fluviatilis*) y en el acantocéfalo *Acanthocephalus lucii*. El Pb se acumuló en mayores concentraciones en los acantocéfalos

(11,56 $\mu\text{g/g}$ de ps) que en diferentes tejidos (hígado, gónadas, el músculo con la piel y el hueso) de la perca. Con respecto a los tejidos del hospedador, las mayores concentraciones de Pb se encontraron en el hígado (1,24 $\mu\text{g/g}$ ps), seguido de las gónadas (0,57 $\mu\text{g/g}$ ps). Por otro lado, las concentraciones más bajas correspondieron al músculo y al hueso (0,21 $\mu\text{g/g}$ ps). Los factores de bioconcentración para el Pb indican que los parásitos acumulan este metal en mayor grado que los tejidos de la perca, ya que las concentraciones de Pb en *A. lucii* fueron 9,32, 19,27 y 55,05 mayores que en el hígado, las gónadas y los músculos del hospedador, respectivamente.

Por otra parte, debemos destacar que la mayoría de los autores coinciden en señalar que los nematodos muestran una gran variación en su habilidad para acumular metales. Así, unas pocas especies se consideran acumuladores eficientes (Tenora *et al.*, 2000; Baruš *et al.*, 2007; Pascual y Abollo, 2003), mientras que otras no acumulan o sólo acumulan ciertos metales en pequeña proporción y no otros (Szefer *et al.*, 1998; Baruš *et al.*, 2003). En general, los nematodos presentan menor poder de acumulación de metales que los acantocéfalos y los cestodos, e incluso que sus hospedadores (Sures, 2004). Así, Zimmermann *et al.* (1999), realizan un estudio comparando, entre otros factores, la capacidad de acumulación de Pb por parte de *Anguillicola crassus* (nematodo) y *Paratenuisentis ambiguus* (acantocéfalo), ambos parásitos de la anguila (*Anguilla anguilla*), y observan que las concentraciones de este metal detectadas en el nematodo, están por debajo de las halladas tanto en el hospedador como en el acantocéfalo. En concreto, dependiendo del modo de aplicación del Pb en este experimento (en la comida o en el agua), sus concentraciones fueron de 20 a 620 veces mayores en *P. ambiguus* que en *A. crassus*.

Estos datos coinciden con los de un estudio previo realizado por Sures *et al.* (1994), también en anguilas infectadas con los mismos parásitos; en este caso, las concentraciones de Pb fueron 100 veces mayores en *P. ambiguus* que en *A. crassus*, que a su vez, contenía concentraciones de este metal menores que las de los tejidos de su hospedador.

Aunque ésta parece ser la pauta normal, existen casos en los que los nematodos presentan una mayor capacidad para captar y almacenar diferentes metales con respecto a sus hospedadores. Esto lo vemos reflejado en los estudios de Szefer *et al.* (1998) quienes observan que el nematodo pulmonar *Pseudalius inflexus* acumula algunos metales en mayor proporción que los pulmones de su hospedador, la marsopa (*Phocoena phocoena*).

Concretamente, el parásito acumuló una media de 13,4 veces más el Zn, 12,8 el Cd, 2,76 el Pb, 3,39 el Cu, 3,97 el Cr, 45,7 el Mn y 3,33 veces más el Fe. En este caso, se observa que el valor más alto corresponde al Mn y el más bajo al Pb.

Siguiendo con los trabajos realizados con modelos del tipo nematodo-hospedador acuático, destaca el estudio de Pascual y Abollo (2003), cuyo objetivo fue determinar si *Anisakis simplex* es capaz de bioconcentrar los metales y en qué proporción con respecto a dos de sus hospedadores: el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*) y el calderón común (*Globicephala melas*). Para ello, analizan, la presencia de Cd, Pb, Zn y Cu en el nematodo y en el hígado y el riñón de ambos cetáceos y, en ambos casos, el parásito presenta mayor capacidad de acumulación de dichos metales. Los resultados muestran que en el caso del modelo *S. coeruleoalba/A. simplex*, el parásito acumula el Pb, el Zn y el Cu 23,83; 1,70 y 46,30 veces más que el hígado del hospedador. Con respecto al riñón, los factores de bioacumulación obtenidos son 23,83 en el caso del Pb, 1,66 para el Zn y 38,44 para el Cu. En relación al Cd, las concentraciones son mayores tanto en el hígado como en el riñón del hospedador. En lo referente al modelo *G. melas/A. simplex*, el parásito acumula el Cd 2,33 y 2,65 veces más que el hígado y el riñón del hospedador. En el caso del Pb, lo hace 13,93 y 7,94 veces más que los tejidos de *G. melas*. Para el Zn, la bioconcentración es 1,79 y 2,13 veces mayor en *A. simplex* con respecto al hígado y al riñón. Y, finalmente, las concentraciones de Cu son 40,95 y 63,20 veces mayores en el parásito.

También en especies acuáticas, Baruš *et al.* (2007) realizan un estudio con el propósito de determinar si el nematodo *Philometra ovata*, que parasita al gobio (*Gobio gobio*), es un biomonitor útil de contaminación ambiental teniendo en cuenta que el gobio es un pez de fondo ampliamente expuesto a los contaminantes presentes en el agua. En este caso, los resultados demuestran que el parásito acumula los metales en mayor proporción que su hospedador. Concretamente, los contenidos medios del Cr, Cu, Pb, Cd, Ni y Zn son respectivamente 122, 22, 20, 24, 8 y 3 veces mayores en el parásito que en el músculo del hospedador.

De igual modo, Selda Tekin-Özan (2007) examina el contenido de diferentes metales en el nematodo intestinal *Raphidascaris acus* y en su hospedador, el lucio (*Esox lucius*). El estudio reveló que la concentración de Zn en el parásito fue 86,9 veces mayor que en el hígado de su hospedador, así como la del Fe (68,4 veces mayor en el nematodo que en el

hígado). Con respecto al Cu, Mn y Cr, las concentraciones tanto en el parásito como en el hospedador estuvieron por debajo del límite de detección.

Eira *et al.* (2009), teniendo en cuenta que las anguilas europeas están consideradas como adecuados biomonitores de contaminación ambiental, estudiaron la eficacia del modelo *Proteocephalus macrocephalus* (que es un cestodo) con *Anguilla anguilla* y, a la vez, intentaron comprobar si este modelo es adecuado también cuando las anguilas están parasitadas con el nematodo *Anguillicola crassus*. Para ello, analizaron 20 anguilas que estaban únicamente parasitadas por *A. crassus* y otras 20 portadoras de ambos parásitos. En los hospedadores doblemente parasitados, el Cr fue el elemento que alcanzó la mayor concentración en el cestodo *P. macrocephalus*, pero no hubo diferencias entre los tejidos del hospedador y *A. crassus*. Sin embargo, en anguilas infectadas únicamente por el nematodo, éste presentó una menor concentración de metales con respecto a los tejidos del hospedador. Además, el hígado y el músculo de la anguila alcanzaron un mayor valor medio de metales en comparación con los valores obtenidos en anguilas infectadas también con el cestodo. La concentración media de Cr en *A. crassus* fue mayor en anguilas infectadas con *P. macrocephalus* que en aquellas libres de este parásito. Respecto al Pb, el hígado de la anguila alcanzó el mayor valor en comparación con el resto de los tejidos y de ambos parásitos. En cuanto al Cd, la concentración en el riñón fue mayor que la del resto de los tejidos y de los parásitos en ambos grupos. En anguilas parasitadas con el cestodo y el nematodo, el Zn alcanzó un mayor valor en el cestodo en comparación con los tejidos del hospedador y también en comparación con el nematodo. Al contrastar los valores obtenidos en el cestodo y en los tejidos del hospedador, el estudio reveló que *P. macrocephalus* concentró el Zn 2, 3 y 9 veces más que el riñón, el hígado y el músculo de la anguila; el Cr 9, 10 y 12 veces más que el músculo, riñón e hígado y el Pb 8 veces más que el músculo. Por otro lado, al comparar las concentraciones de los metales del hospedador con *A. crassus*, se observó que la concentración del Cr era 2,56 veces mayor en el nematodo que en el hígado de las anguilas parasitadas con *P. macrocephalus*; además, el Pb se acumuló 5,14 veces más en el nematodo que en el músculo de anguilas que también albergaban cestodos, así como 2,8 veces más que en el músculo de aquellas no parasitadas con *P. macrocephalus*.

En cuanto al estadio del ciclo biológico, la mayor parte de los estudios de biomonitorización de metales se han realizado con individuos adultos porque parece ser que, el fenómeno de captación y acumulación de metales, es más eficaz en las fases adultas

localizadas principalmente en el intestino del hospedador (Brown y Pascoe, 1989). Las fases larvarias, en la mayoría de los estudios realizados, concentran los metales en menor proporción que los tejidos de su hospedador y en algunas ocasiones, únicamente muestran una pequeña tendencia a acumularlos, a pesar del estrecho contacto que pueden llegar a tener sus hospedadores intermediarios con los contaminantes del medio con el que se relacionan (Sures y Taraschewski, 1995; Sidall y Sures, 1998).

En este sentido, Brown y Pascoe (1989) proporcionan datos de la concentración de Cd presente en el cistacanto del acantocéfalo *Pomphorhynchus laevis* y en su hospedador intermediario (el anfípodo crustáceo *Gammarus pulex*), que indican que las concentraciones de Cd medidas en *G. pulex* son más altas que las encontradas en la fase larvaria del parásito.

Sures y Taraschewski (1995) miden las concentraciones de Cd presentes en los acantocéfalos *Pomphorhynchus laevis* y *Acanthocephalus lucii* y las comparan con las encontradas en diferentes tejidos (músculo, hígado e intestino) de sus respectivos hospedadores, la carpa (*Leuciscus cephalus*) y la perca (*Perca fluviatilis*). Además, también determinan las concentraciones de Cd y de Pb en las larvas de *A. lucii* y en su hospedador intermedio (el crustáceo de agua dulce *Asellus aquaticus*). Con respecto a los acantocéfalos adultos, los parásitos muestran concentraciones de Cd significativamente mayores que los tejidos de sus hospedadores. En concreto, *P. laevis* presenta 31, 67 y 400 veces más Cd que el hígado, el intestino y el músculo de la carpa, respectivamente. En cuanto a *A. lucii*, las concentraciones medias de Cd acumuladas son 3 veces mayores que las del hígado de la perca, 18 veces más que las detectadas en el intestino y 133 veces mayores que las del músculo. Con respecto a los hospedadores definitivos, en ambos casos, el órgano que acumuló el Cd en una proporción significativamente mayor fue el hígado. Por el contrario, las larvas de *A. lucii* contienen menores niveles de Cd (16 veces menos) y Pb (7 veces menos) que los crustáceos que las albergan y hasta cerca de 180 veces menos que los cestodos adultos.

Siguiendo con los estudios realizados en peces parasitados por acantocéfalos, Sidall y Sures (1998) comparan las concentraciones de Pb en las fases larvaria y adulta de *Pomphorhynchus laevis* y en sus respectivos hospedadores (el crustáceo *Gammarus pulex* y la carpa) sometidos experimentalmente a dos concentraciones diferentes de este metal. Los autores observan que, en el caso del cistacanto, las concentraciones de Pb fueron menores

que las encontradas en los tejidos de su hospedador; en concreto *G. pulex* acumuló entre 2,6 (a dosis alta de exposición) y 4,5 (a dosis baja) veces más Pb que sus fases larvianas parásitas. Por el contrario, la fase adulta del acantocéfalo sí que concentró este metal en una proporción mayor que su hospedador definitivo (5, 18 y 360 veces más que el intestino, el hígado y el músculo de la carpa, respectivamente). Además, las concentraciones de Pb en el parásito adulto fueron 1,5 veces mayores que las del cistacanto a igualdad de tiempo y dosis de exposición.

Con el fin de estudiar el patrón de acumulación de metales en individuos adultos y fases larvianas de nematodos, Pascual y Abollo (2003) observan como las concentraciones medias de Cd, Cu y Zn son mayores en el nematodo adulto *Anisakis simplex* que en sus fases larvianas. Por el contrario, en el caso del Pb, la concentración media es mayor en las larvas y en su hospedador paraténico que en el hospedador final.

En algunas ocasiones, se ha demostrado que las fases larvianas de algunas especies de parásitos sí son adecuadas herramientas de monitorización, porque son capaces de concentrar los metales en mayor proporción que sus hospedadores. Un ejemplo lo encontramos en el estudio de Selda Tekin-Özan (2005). Este autor mide las concentraciones de diferentes metales en los tejidos de la tenca y en plerocercoides del cestodo *Ligula intestinalis* para evaluar, por un lado, el grado de correlación entre estas concentraciones y las presentes en el agua y en el sedimento de su hábitat y, por otro, para valorar la idoneidad de las fases larvianas del cestodo como biomonitoras de contaminación acuática. De los elementos analizados, el Cu, Fe, Zn y Mn fueron mayores en el parásito que en los tejidos del hospedador. En concreto, el Cu fue 4,6 veces mayor que en el hígado de la tenca; el Fe apareció 37,4; 2,4 y 5,6 veces más alto que en el músculo, el hígado y las branquias del hospedador; el Zn lo hizo 6,8, 3,3 y 2,49 veces más que en el músculo, las branquias y el hígado; y, finalmente el Mn presentó una acumulación que fue 2,3 y 1,6 veces mayor que el hígado y las branquias de la tenca. Por otro lado, se observaron correlaciones positivas para el Cu y negativas para el Fe, Mn y Zn entre las cantidades de estos metales en el agua y en los tejidos del parásito; mientras que fueron positivas para el Cu y Zn y negativas para el Fe y Mn entre la cantidad presente en el sedimento del fondo del agua y la del parásito.

Un estudio similar es el realizado por Oyoo-Okoth *et al.* (2010). Los autores determinan las concentraciones de cuatro elementos (Pb, Cd, Cu y Cr) presentes en

plerocercario de *Ligula intestinalis* y en su segundo hospedador intermediario (el ciprínido *Rastrineobola argentea*), con el fin de comprobar si la fase larvaria de este cestodo tiene capacidad de acumular metales y si este sistema parásito-hospedador puede utilizarse como biomonitor de la contaminación por metales en el lago Victoria (Kenia). El muestreo se llevó a cabo en zonas con diferente actividad (urbana, rural e industrial) y, por tanto, con distinta presencia de contaminantes. En todos los casos, los parásitos presentaron mayores concentraciones de los cuatro metales que el hospedador. El factor de bioacumulación más alto fue para el Cd (12-18) y el más bajo correspondió al Cu (1,5-2,5). El parásito concentró el Pb de 5 a 11 veces más y el Cr de 4-12 veces más que el hospedador.

Hasta aquí hemos comentado los diferentes trabajos que se han publicado respecto al empleo de parásitos de animales de vida acuática como biomonitores de metales. Por lo que respecta al biotopo terrestre, y refiriéndonos en concreto a los modelos que escogen endoparásitos de mamíferos en estudios de biomonitorización, debemos indicar que existen muy pocos trabajos realizados. De hecho, todavía existe controversia acerca de si los macroparásitos (sobre todo cestodos y nematodos) acumulan elementos tóxicos por encima de los valores detectados en los tejidos y órganos de sus hospedadores definitivos.

Algunos de estos estudios hacen referencia a animales de producción y sus parásitos. Así en el ganado porcino, Sures *et al.* (2000), estudian la acumulación de diferentes elementos en el acantocéfalo *Macracanthorhynchus hirudinaceus* y la comparan con la concentración hallada en diferentes tejidos de su hospedador. Con respecto al Pb y al Cd, en *M. hirudinaceus* los depósitos de ambos metales son mayores que en cualquiera de los tejidos del cerdo. En concreto, el parásito presenta 85, 85, 56 y 24 veces más Pb que el músculo, hígado, riñón e intestino de su hospedador, respectivamente. Además, la concentración media de Cd en el parásito es 32 veces mayor que la encontrada en el hígado del cerdo y 5 veces mayor que la del riñón. Estos autores, concluyen, a la vista de estos resultados, que *M. hirudinaceus* puede utilizarse como indicador de acumulación de metales en biotopos terrestres teniendo en cuenta que este parásito es muy abundante en ganado porcino de todo el mundo.

También estudiando los parásitos intestinales del ganado porcino como biomonitores de metales, Sures *et al.* (1998) encuentran resultados opuestos a los descritos anteriormente cuando analizan el modelo *Ascaris suum*-cerdo, ya que en este caso, las mayores

concentraciones de Pb y de Cd aparecen en el hospedador. En concreto, el Pb alcanza los mayores niveles en el hígado e intestino de los cerdos, con un valor medio de 0,13 $\mu\text{g/g}$; la concentración de este metal fue significativamente mayor en el hígado que en el riñón y en el nematodo (0,05-0,06 $\mu\text{g/g}$), pero no hubo diferencias significativas entre el nivel de Pb en el intestino con respecto a los otros tejidos analizados. En el caso del Cd, el riñón del hospedador es el que presentó significativamente un mayor nivel, con un valor medio de 0,12 $\mu\text{g/g}$, seguido del hígado y del nematodo *A. suum* (0,04 $\mu\text{g/g}$). En estos dos últimos, el Cd fue mayor a su vez que en intestino y músculo del hospedador.

Sures *et al.* (1998) también han estudiado el binomio *Fasciola hepatica*-ganado vacuno y encuentran que el Cd es significativamente mayor en el riñón de la vaca comparado con el músculo, el hígado y el trematodo. Sin embargo, al analizar el Pb vuelven a observar que las concentraciones de este metal son significativamente mayores en el parásito que en los tejidos del hospedador (172, 115 y 53 veces más que en el músculo, el riñón y el hígado, respectivamente).

Jankovská *et al.* (2010b) evalúan la acumulación de Cd en los tejidos de la oveja y en su cestodo (*Moniezia expansa*) con el fin de poder ofrecer un modelo útil de biomonitorización para un hábitat rural. La concentración media de Cd determinada en *M. expansa* fue 21,455 $\mu\text{g/g ph}$. En este caso, el cestodo concentró el Cd 31 y 1,5 veces más que el músculo y el riñón del hospedador, respectivamente. Sin embargo, el nivel de Cd en el cestodo fue únicamente 0,9 veces la cantidad encontrada en el hígado de la oveja (24,5 $\mu\text{g/g ph}$).

También existen estudios realizados con animales silvestres y sus parásitos, destacando los realizados por Scheef *et al.* (2000), quienes indican que el acantocéfalo *Moniliformis moniliformis*, parásito de las ratas, es un apropiado biomonitor de contaminación por Cd en ecosistemas terrestres, sobre todo en áreas urbanas, dada su gran capacidad para acumular dicho metal en sus tejidos. Estos autores encuentran que *M. moniliformis* acumula 20, 23 y 119 veces más Cd que el riñón, el hígado y el intestino de su hospedador, respectivamente.

Un estudio similar realizaron Sures *et al.* (2002), con el cestodo *Hymenolepis diminuta* en ratas (*Rattus norvegicus*), con el fin de investigar la capacidad de este parásito

para absorber y acumular Pb, observando también que *H. diminuta* concentra aproximadamente 17 veces más dicho metal que su hospedador.

Sures *et al.* (2003), también con el modelo parásito-roedor, realizan un estudio en la ciudad de El Cairo (Egipto) para comparar las concentraciones de Pb halladas en ratas capturadas en dos zonas con diferentes niveles de este metal y parasitadas con los cestodos *H. diminuta* (forma adulta, localizada en el intestino) y *Taenia taeniaeformis* (fase larvaria, localizada en el hígado). Sus resultados demuestran que el Pb aparece en concentraciones significativamente mayores en la fase adulta del parásito, seguidas del riñón del hospedador y de la forma larvaria, con pequeñas diferencias entre ellos. Los valores más bajos correspondieron al intestino y al hígado. En el caso del músculo, la concentración de Pb siempre estuvo por debajo del límite de detección. No se encontraron diferencias entre las ratas infectadas con adultos y larvas y las no infectadas. Concretamente, en la zona de muestreo de mayor contaminación, *H. diminuta* presentó 36, 29 y 6 veces más Pb que el intestino, hígado y riñón de las ratas y 6 veces más que *T. taeniaeformis*. En el caso de esta última, los factores de bioacumulación mostraron que *T. taeniaeformis* contiene 8, 6 y 1 veces más Pb que el intestino, hígado y riñón del hospedador. En la zona de menor contaminación por Pb los factores de bioconcentración para *H. diminuta* fueron 87, 87 y 11 con respecto al intestino, al hígado y al riñón del hospedador. Las ratas de esta zona no estuvieron parasitadas por *T. taeniaeformis*.

Asimismo, Torres *et al.* (2004) investigan el uso potencial de *Gallegoide sarfaai* como biomonitor para el Pb y el Cd teniendo en cuenta que su hospedador, el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) es el roedor más abundante en algunas zonas de España y que frecuentemente está parasitado con dicho cestodo. La concentración de Cd en el parásito fue mucho menor que la encontrada en los tejidos del hospedador (hígado y riñón). Sin embargo, las concentraciones de Pb fueron mayores en *G. sarfaai* que en el ratón (6, 20 y 24 veces mayor comparadas con riñón, hígado y músculo del hospedador). De esta forma, se pone de manifiesto que *G. sarfaai* sólo sería un buen biomonitor para monitorizar la contaminación ambiental por Pb pero no por Cd.

Torres *et al.* (2006) realizan un estudio similar al anterior, pero esta vez el parásito componente del binomio es el cestodo *Skrjabinotaenia lobata*. En este caso, a partir de animales capturados en una zona de alta y otra de baja contaminación atmosférica,

comparan las concentraciones de Pb y Cd encontradas en el ratón de campo y en el parásito. Los resultados muestran que las concentraciones de Cd tanto en hígado como en riñón son significativamente superiores a las del cestodo en la zona de mayor contaminación. Los factores de bioconcentración muestran que la concentración de este metal en *S. lobata* es 18 y 16 veces mayor que en el músculo del hospedador para cada una de las zonas estudiadas, respectivamente. Sin embargo, las concentraciones en el hígado y en el parásito fueron similares, y en el riñón sólo fueron 5,5 veces mayores en la zona de alta contaminación y 3 veces mayores en la de menor contaminación. Respecto al Pb, aunque las concentraciones también son superiores en la zona de alta contaminación, esta diferencia no fue significativa. Los valores de este metal en todos los tejidos del hospedador son significativamente menores que los obtenidos en el cestodo para cada una de las zonas muestreadas. En concreto, este parásito presentó 8,5, 53,2 y 81,4 veces más Pb que el riñón, el hígado y el músculo del ratón en la zona de alta contaminación. Esta misma tendencia se observa en la zona de baja contaminación (5,6, 33,1 y 52,4 respectivamente). Por tanto, los resultados de este trabajo permiten establecer este modelo como un prometedor biomonitor para evaluar la exposición de Pb en hábitats terrestres.

De igual forma, Eira *et al.* (2005) ensayan con el sistema *Oryctolagus cuniculus/Mosgovoyia ctenoides* y observan que, a diferencia de otros modelos de hospedadores mamíferos-cestodos, éste no es tan buen sistema biomonitor de contaminación medioambiental por metales ya que la concentración de Pb y de As en el parásito únicamente fue dos veces más alta que la encontrada en el riñón del conejo.

Otro ejemplo del estudio de metales en animales silvestres y sus parásitos es el realizado por Jankovská *et al.* (2009), quienes determinan el contenido, entre otros metales, de Cd, Cr, Mn, Pb y Zn en el topillo rojo (*Clethrionomys glareolus*), en el topillo agreste (*Microtus agrestis*) y en el cestodo *Paranoplocephala dentata*, que es específico de ambos roedores. Los resultados obtenidos por estos autores indican que el Pb, Mn y Zn son los elementos que mayor acumulación presentaron en el parásito. Así, en el caso del topillo agreste, los BFs para el Pb fueron 37 y 7,3 con respecto al hígado y al riñón del hospedador, respectivamente. En relación al Mn y al Zn, oscilaron entre 1,7 y 2,1 para el hígado y 4,4 y 2,1 para el riñón. Por último, el Cd y el Cr apenas se acumularon en el cestodo. Con respecto al topillo rojo, los resultados obtenidos fueron similares a los descritos en el modelo *M. agrestis/P. dentata*.

Otro estudio previo realizado también con un modelo roedor/macroparásito intestinal es el que hicieron Jankovská *et al.* (2008), con la intención de averiguar si la presencia de nematodos o cestodos puede afectar a las concentraciones de metales encontradas en los hospedadores. Para ello, midieron los valores de Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn en el hígado y en el riñón del topillo agreste y del ratón leonado (*Apodemus flavicolis*), parasitados con el cestodo *Paranoplocephala* sp o con el nematodo *Mastophorus muris*. En ambos casos, el riñón fue el tejido del hospedador que concentró la mayoría de los metales estudiados (Pb, Cd, Cr, Cu y Ni) en una proporción significativamente mayor. Al comparar el contenido de los metales en el hígado y en el riñón de los roedores infectados con cestodos o con nematodos, se observó que, en general, la mayor concentración apareció en los animales parasitados con nematodos, aunque sólo con el Cd y el Cr los valores encontrados fueron significativos. Por otro lado, el contenido de Cr, Cu, Ni y Zn en el hospedador decreció conforme aumentaba la carga parasitaria de cestodos. Por el contrario, las concentraciones de Cd, Cr, Cu y Zn en los tejidos del hospedador fueron mayores al aumentar el índice de parasitación de los nematodos.

En la misma línea de investigación, Jankovská *et al.* (2010a), determinaron la presencia de Cd, Cr, Cu, Pb, Mn, Ni y Zn en el hígado y riñón de 39 zorros de la República Checa parasitados con el cestodo *Mesocestoides* sp y/o el nematodo *Toxascaris leonina*. El contenido de Pb, Mn, Cu, Ni y Zn fue mayor en cualquiera de los parásitos que en los tejidos analizados de los zorros. En el caso concreto del Pb, la concentración media en el cestodo (45,6 µg/g ps) fue 52 veces mayor que la del hígado y riñón de zorros infectados con ambos parásitos (n=25) mientras que en el nematodo dicha concentración (8,98 µg/g ps) fue 8 veces superior que la de ambos tejidos. Para el resto de los elementos citados, los BFs oscilaron entre 1,9 y 24 en el caso de *Mesocestoides* sp., y entre 1,5 y 6 en el caso de *T. leonina*, dependiendo del tejido del hospedador y del elemento. Por el contrario, el Cd en ambos parásitos se acumuló en concentraciones similares o menores que las del hígado y riñón del hospedador. Los autores también observaron que el contenido de Pb en riñón fue menor en animales parasitados que en los no parasitados. Por el contrario, la concentración de Cu y Mn en el hígado de zorros parasitados fue mayor que en los no infectados; por otro lado, las concentraciones de estos elementos alcanzadas en *Mesocestoides* sp fueron significativamente mayores que las de *T. leonina*.

También con un modelo de biomonitorización del tipo roedor/parásito, Baruš *et al.* (2003), analizaron las concentraciones de cuatro metales en el nematodo *Protospirura muricola*, en el cestodo *Inermicapsifer arvicanthidis* y en hígado y el músculo de su hospedador, la rata-topo plateada (*Heliophobius argenteocinereus*). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas al comparar las concentraciones halladas en individuos parasitados y no parasitados. Respecto al Pb, la mayor concentración se encontró en el nematodo (valor medio: 2,15 µg/g ph) seguida del cestodo (1,42 µg/g ph). Concentraciones menores se encontraron en el hígado (0,55 µg/g ph) y en el músculo (0,27 µg/g ph) de los hospedadores no infectados. Por último, los valores más bajos correspondieron al hígado (0,27 µg/g ph) y al músculo (0,22 µg/g ph) de los roedores parasitados. En el caso del Cd, la concentración únicamente fue significativamente mayor en el cestodo (0,17 µg/g ph) que en el hígado (0,09 µg/g ph). Con relación al Cu, se observó que los mayores niveles correspondieron al nematodo (19,49 µg/g ph) y al hígado de roedores no parasitados (20,46 µg/g ph). Valores menores se encontraron en los cestodos (13,02 µg/g) y similares en el músculo de hospedadores infectados y no infectados (9,55 y 8,05 respectivamente). En el hígado de roedores infectados el valor medio encontrado fue de 16,04 µg/g ph. La diferencia entre las concentraciones presentes en los nematodos y en los tejidos del hospedador fue estadísticamente significativa. Finalmente, para el Zn, las concentraciones medias fueron: cestodos (584,57 µg/g ph), nematodos (315,68 µg/g ph), hígado infectado (212,36 µg/g ph), músculo infectado (115,43 µg/g ph), hígado no infectado (128,28 µg/g ph) y músculo no infectado (87,04 µg/g ph). Las diferencias, entre las concentraciones de este metal, de los cestodos y los tejidos del hospedador y entre nematodos y músculos del hospedador fueron significativas.

Con el fin de ensayar nuevos sistemas parásito-hospedador para la biomonitorización de la contaminación medioambiental por Cd y Pb, Torres *et al.* (2011) han ensayado en condiciones de campo, en la isla de El Hierro (España), los modelos *Moniliformis moniliformis/Rattus rattus* y *Rodentolepis microstoma/Mus domesticus*. Los resultados obtenidos por estos autores indican que, en ambos modelos, el parásito presenta una mayor capacidad de acumulación de dichos metales. En concreto, el acantocéfalo *M. moniliformis* presentó una concentración media más alta de Cd ($95,6 \pm 21,9 \text{ ng g}^{-1} \text{ ph}$), mientras que el cestodo *R. microstoma* alcanzó la mayor concentración media de Pb ($241,3 \pm 51,6 \text{ ng g}^{-1} \text{ ph}$). En relación a los BFs del Cd, en el caso del sistema *M. moniliformis/R. rattus*, fue de 77,8 y 14,7 respecto al riñón e hígado; para el Pb fue de 87,4 y 22,5 respecto a los mismos órganos.

En el caso del modelo *R. microstoma/M. domesticus*, los BF encontrados fueron 41,5 y 12,5 para el Cd y 9,2 y 13,3 para el Pb, referidos en ambos casos al riñón y al hígado.

Con respecto a las aves, se sigue discutiendo si los parásitos que albergan presentan el potencial bioacumulador de metales que poseen los helmintos de los peces. Entre los trabajos realizados con estos binomios aves-parásitos destacan los estudios de Baruš *et al.* (2000), que analizan cuatro sistemas cestodo-ave (dos de ellos ligados al medio acuático y los otros dos al medio terrestre), con respecto a la acumulación de Pb y Cd. En todos ellos, la habilidad para acumular distintas concentraciones de los metales estudiados fue mayor en los cestodos (*Ligula intestinalis*, *Contluaria capillaroides*, *Mesocestoides perlatus* y *Cladotaenia globitera*) que en sus respectivas aves hospedadoras (*Phalacrocorax carbo*, *Podiceps cristatus*, *Accipiter gentilis* y *Buteo buteo*). De los dos metales, el Pb fue el que más se acumuló aunque con diferencias entre los sistemas analizados. En el medio acuático, hubo una gran diferencia en la acumulación de Pb y Cd entre el parásito y los tejidos del hospedador, siendo esta diferencia estadísticamente significativa. En el medio terrestre, esta diferencia fue mucho menor y no significativa.

Otro estudio realizado con parásitos de aves es el de Baruš *et al.* (2001), quienes estudiaron el nematodo intestinal *Contraecaecum rudolphii*, anisákido del cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*), y observaron que el Cd se almacena en los tejidos del ave en concentraciones mayores que en el parásito. Además, esta capacidad de acumulación varió según el sexo del nematodo; así, los BFs de Cd entre los parásitos y el músculo del hospedador fueron 0,52 para los machos y 0,22 para las hembras y, en el caso del hígado, fueron 0,73 en machos y 0,32 en hembras. El Pb presentó un patrón de distribución diferente; en concreto, el hígado del hospedador concentró la mitad de Pb que el nematodo, pero en el músculo encontraron niveles mayores que en el parásito. De manera que, los BFs fueron 2,35 en machos y 1,81 en hembras en el caso del músculo, y 7,25 en machos y 5,58 en hembras con respecto al hígado del hospedador.

En el caso concreto de la paloma, Torres *et al.* (2010) estudian el binomio *Columba livia-Raillietina micracantha* con el fin de determinar la acumulación de metales en este modelo. En general, las plumas son las que presentaron los mayores niveles de los nueve metales analizados con excepción del Cd que alcanzó una mayor concentración media en riñón. En relación a *R. micracantha*, ésta presentó significativamente mayor nivel de Mn

que los tejidos blandos y plumas, más Pb que los tejidos blandos y más Zn que el riñón y el músculo de las palomas.

Otro ejemplo del estudio de la acumulación de metales en la paloma y sus parásitos es el realizado por Goyena *et al.* (2009), aunque en este caso el cestodo analizado fue *Raillietina tetragona*. En este estudio preliminar sobre el empleo de los macroparásitos intestinales de la paloma como biomonitor de contaminación ambiental por metales, los resultados mostraron que, en las infecciones simples por *R. tetragona*, el parásito concentra los cinco metales analizados en niveles superiores a los del hígado de la paloma (16,8 veces más el Mn, 6,7 veces más el Pb, 4 veces más el Zn, 10,2 veces más el Cr y 2 veces más el Cd que el tejido hepático del hospedador), siendo las diferencias significativas entre las concentraciones de metales en hígado y en *R. tetragona*, excepto para el Cd.

A pesar de todos estos estudios, la mayor parte de los autores (Sures *et al.*, 1998; Scheff *et al.*, 2000; Sures *et al.*, 2000), coinciden en señalar que es necesario continuar con la búsqueda de nuevos biomonitores, especialmente en biotopos urbanos, teniendo en cuenta la ventaja que supone poder disponer de una señal de alerta temprana, que nos permita adelantarnos y por lo tanto, prevenir en la medida de lo posible, los efectos perjudiciales de la contaminación sobre la salud del hombre y de los animales.



3. MATERIAL Y MÉTODOS

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. POBLACIÓN DE ESTUDIO

Se han analizado 250 palomas domésticas (*Columba livia*) en busca de animales con presencia de macroparásitos gastrointestinales. Las palomas fueron capturadas en la Finca Experimental La Hoya (Estación Experimental de Zonas Áridas) de Almería, entre los meses de octubre de 2009 y enero de 2011.

La captura de los ejemplares objeto de estudio se realizó de forma aleatoria, sin ningún tipo de selección individual, utilizando jaulas trampa y redes. Inmediatamente después de su captura, las aves fueron sacrificadas de acuerdo al R.D. 1201/2005 de 10 de octubre, sobre protección de los animales utilizados para experimentación y otros fines científicos, previa autorización del Comité de Bioética de la Universidad de Murcia, empleando CO₂ para su insensibilización y muerte. Finalmente, las palomas sacrificadas fueron introducidas en bolsas de plástico de forma individual y trasladadas, el mismo día de su muerte, a la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Murcia, donde fueron congeladas a -20°C hasta su posterior necropsia.

La necropsia de todas las aves se realizó en el plazo máximo de una semana. Para ello, las palomas fueron descongeladas a temperatura de laboratorio durante la noche anterior a la realización de su necropsia.

3.2. ESTUDIO DE LOS MACROPARÁSITOS INTESTINALES

Previo a su utilización, y con el fin de eliminar los posibles residuos de metales pesados que pudieran contener, todo el material empleado en la realización de las necropsias, recogida y almacenamiento de las muestras se preparó conforme al siguiente protocolo:

1. Lavado con detergente
2. Enjuagado con agua bidestilada y desionizada (Milli-Q)
3. Lavado con ácido nítrico (Suprapur[®], Merk, Darmstadt, Alemania) diluido al 2% en agua Milli-Q
4. Enjuagado con agua bidestilada y desionizada (Milli-Q)
5. Secado en estufa a 100°C

3.2.1. Recogida y conservación los parásitos

Al precisar únicamente la recogida de los grandes parásitos gastrointestinales no se realizaron necropsias regladas, sino que directamente se procedió al estudio del aparato digestivo y, más concretamente, del intestino delgado. Una vez extraído el paquete gastrointestinal, el intestino era extendido en una placa de Petri, que contenía agua Milli-Q, para proceder a su apertura longitudinal en busca de parásitos, ya fuesen cestodos o nematodos. En caso de hallarlos, se extraían, se mantenían por separado en agua Milli-Q y se preparaban para obtener, por un lado, las muestras para la identificación del parásito y, por otro, las muestras necesarias para el estudio toxicológico.

Los nematodos, inmediatamente después de ser extraídos y lavados en agua Milli-Q, fueron identificados en base a sus características morfométricas. Posteriormente, se conservaron en etanol 70° de elevada pureza (Suprapur[®]), con el fin de realizar las determinaciones toxicológicas.

En el caso de los cestodos que fueron aislados durante la necropsia, de cada uno de ellos se recogieron el escólex, proglótidos inmaduros, proglótidos maduros y proglótidos grávidos, porciones que fueron conservadas en etanol 70° para su tinción e identificación; el resto del parásito se mantuvo en etanol 70° purísimo (Suprapur[®]) para su análisis toxicológico.

Los datos de la carga parasitaria encontrada en nuestro estudio se expresan en forma de intensidad media y de abundancia media, siguiendo los criterios establecidos por Bush *et al.* (1997). En concreto, la intensidad media es el número total de especímenes de una especie particular de parásito, dividido entre el número de hospedadores infectados con

dichos parásitos; y la abundancia media es el número total de especímenes de una especie concreta de parásito, dividido entre el número total de hospedadores estudiados (tanto los infectados como los no infectados por dicha especie de parásito).

3.2.2. Identificación específica

Para la identificación morfológica de los parásitos aislados se emplearon, además del material fungible comúnmente usado en los estudios parasitológicos, los siguientes aparatos:

- Microscopio óptico marca NIKON, modelo Eclipse 50i.
- Lupa binocular marca NIKON, modelo SMZ800.
- Fuente de iluminación marca NIKON.

Procedimiento para la identificación de los cestodos

Para la tinción de cestodos se utilizó la técnica de Carmín Acético de Semichon. La metodología empleada en la preparación de esta solución de coloración es la indicada por Pritchard y Kruse (1982). En concreto, el primer paso consiste en mezclar dentro de un matraz de 250 ml, 10 ml de ácido acético glacial y 100 ml de agua destilada, y se añade a dicha solución una cantidad suficiente de carmín (aproximadamente 2 g) hasta obtener una solución saturada; se deja reposar la mezcla unos 15 minutos y posteriormente se calienta al baño María, retirándola antes de que llegue a ebullición. Se deja enfriar la solución fuera del baño y, seguidamente, se cuela a través de papel de filtro, de manera que el resultado es un líquido espeso de color rojo muy vivo. En ese momento se añaden 200 ml de etanol de 70°. Una vez finalizado todo el proceso, el carmín acético se puede conservar, por tiempo indefinido, a temperatura ambiente en un frasco de topacio.

A continuación se describe el protocolo de tinción de los cestodos aislados (Pritchard y Kruse, 1982):

1°.- Se procede a la deshidratación del ejemplar mediante pases sucesivos de 20 minutos en etanol de gradación creciente: 70°, 70°, 80°, 90° y 96°.

2°.- Se sumerge el cestodo en carmín acético durante un tiempo variable, en función de su grosor. En nuestro estudio, debido al pequeño grosor de los parásitos obtenidos, fue suficiente mantenerlos en el colorante durante cinco minutos.

3°.- Una vez acabada la tinción del cestodo, si se comprueba que el parásito ha quedado excesivamente teñido, se procede a eliminar este exceso de carmín sumergiendo el parásito en una solución de ácido clorhídrico al 2% en etanol. El parásito permanecerá en esta solución hasta que quede lo suficientemente aclarado.

4°.- A continuación se efectúan dos pases de 20 minutos cada uno en etanol de 100°.

5°.- Para diafanizar el parásito, empleamos metilsalicilato durante el tiempo necesario hasta que observemos, mediante el examen del cestodo bajo la lupa estereomicroscópica, que se transparentan sus estructuras internas.

6°.- Por último, montamos el parásito entre portaobjetos y cubreobjetos mediante DPX. De esta forma, se consigue una preparación permanente que permitirá estudiar las estructuras del escólex y de los distintos proglótidos mediante el microscopio de luz (10x, 40x y 100x).

Para la identificación específica de los cestodos obtenidos se emplearon las claves taxonómicas de Abuladze (1970), Euzéby (1966) y Schmidt (1986).

Procedimiento para la identificación de los nematodos

En este caso, la identificación se realizó observando, primero en fresco, las características morfológicas del parásito bajo la lupa estereomicroscópica y, posteriormente, sometiendo al nematodo a un proceso de diafanización o aclaramiento para observar sus órganos y estructuras internos. Dicho proceso se realiza por montaje extemporáneo, colocando los nematodos entre un portaobjetos y un cubreobjetos y usando como reactivo el lactofenol de Amman, cuya composición es la siguiente:

- Ácido férrico.....1 parte
- Ácido láctico.....1 parte
- Glicerina anhidra.....2 partes
- Agua destilada.....1 parte

Los inconvenientes de esta preparación son que no tiene carácter definitivo y que, en algunos casos, un tratamiento prolongado con lactofenol produce un aclaramiento excesivo

del ejemplar, con lo que se dificulta la visión de las estructuras. Sin embargo, la ventaja de esta técnica, es que un simple desplazamiento del cubreobjetos permite rotar el nematodo cuando se examina con el microscopio, lo que facilita observar sus estructuras desde distintas orientaciones.

Para la identificación de la especie de nematodo a la que pertenecían los ejemplares aislados de las palomas se emplearon las claves taxonómicas de Yamaguti (1961) y Euzéby (1963).

3.3. RECOGIDA, CONSERVACIÓN Y PROCESADO DE LAS MUESTRAS PARA EL ANÁLISIS TOXICOLÓGICO

Las palomas infectadas se clasificaron en función de la especie parasitaria detectada. Para realizar las determinaciones toxicológicas se analizaron el total de las aves de cada grupo hasta un límite máximo de 50 individuos. De cada paloma se tomaron muestras de hígado, músculo pectoral, plumas, hueso y riñón. Dichas muestras, una vez extraídas, se almacenaron individualmente en bolsitas de plástico, se etiquetaron y se conservaron a – 20°C hasta su procesamiento para la detección de metales.

Como ya se ha mencionado anteriormente, todo el material empleado durante la toma de muestras y su posterior conservación fue lavado para evitar posibles contaminaciones. Dicho lavado se realizó en ácido nítrico diluido al 2% durante 24 horas, enjuagándolo posteriormente con agua bidestilada y desionizada (Milli-Q) y secándolo en estufa a 70°C.

3.3.1. Desecación de las muestras

Las muestras de los tejidos de las palomas y los parásitos fueron desecadas en un Horno D 6450 (Heraeus Holding GMBH, Alemania) a 50° C hasta obtener un peso constante (24 horas), eliminando así posibles errores producidos por diferencias en el contenido en agua de cada muestra. Para favorecer su secado, las muestras se troceaban y dispersaban en un portaobjetos con el fin de aumentar la superficie de evaporación.

En el caso de las plumas, antes de someterlas al proceso de desecación y con el objetivo de eliminar cualquier posible contaminación externa, fueron lavadas con hidróxido de sodio 0,25 M y enjuagadas con agua bidestilada y desionizada (Milli-Q) (Scheifler *et al.*, 2006).

Para la comparación de nuestros datos de concentración media, expresados en $\mu\text{g/g}$ de peso seco (ps), con los de otros autores reflejados en peso húmedo (ph), los valores obtenidos se recalcularon utilizando un factor de conversión de 0,28 para el hígado, 0,26 para el riñón, 0,29 para el músculo, 0,85 para el hueso y 0,89 para las plumas.

3.3.2. Digestión de las muestras

Las muestras fueron sometidas a una digestión húmeda asistida por microondas, en vasos cerrados de teflón. La finalidad de este proceso es eliminar toda la materia orgánica que puedan contener las muestras, ya que lo que buscamos en ellas es la presencia de metales. Para esta digestión se tomaron desde 0,0006 g hasta 0,4109 g de muestra, según la disponibilidad que tuviésemos de cada una de ellas; estas muestras fueron transferidas a vasos de teflón, a los cuales se añadió una mezcla de $\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{O}_2:\text{H}_2\text{O}$ en una proporción 5:2:3 (Jerez *et al.*, 2010).

Posteriormente se utilizó el método de digestión para muestras biológicas “organic up to 0,4” propio del horno microondas “Milestone. Modelo Ethos Sel”, (Milestone Inc. USA) bajo condiciones de presión controladas, siguiendo las instrucciones establecidas por los fabricantes del equipo. Las características de este equipo son las siguientes:

- Rotor de alta presión MPR 1000/6M en sistema cerrado, con capacidad para seis muestras.
- Vaso cerrado de teflón de 100 ml.
- Control de temperatura automático mediante el sensor de temperatura ATC-400.

El programa de digestión “organic up to 0,4” al que se sometieron las muestras es el siguiente:

Paso	Tiempo (minutos)	Temperatura (° C)	Potencia (wattios)
	0	20	
1	5	85	700
2	3	145	500
3	10	210	1.000
4	20	210	1.000



Figura 2: Digestor Milestone. Modelo Ethos Sel

Las soluciones resultantes de la digestión, fueron enrasadas hasta un volumen final de 25 ml con agua bidestilada desionizada (Milli-Q) y conservadas en refrigeración a 4°C hasta su posterior análisis.

3.3.3. Análisis de metales

Las determinaciones de los niveles de metales se realizaron en las dependencias del Servicio Universitario de Instrumentación Científica (SUIC) perteneciente al Servicio de Apoyo a la investigación (SAI) de la Universidad de Murcia.

Se empleó la técnica de espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) en el equipo “ICP-MS Agilent 7500 ce”. Este equipo se encuentra instalado dentro de una sala blanca clase 10.000. Sus características son las siguientes:

- Nebulizador para alto contenido en sólidos.
- Fondo (para 5 u.m.a): ≤ 5 cps.
- Autoajuste.
- Rango de masas: 2-260 u.m.a.
- Sensibilidad:
 - * Li (7) ≥ 8 Mcps/ppm
 - * Y (89) ≥ 20 Mcps/ppm
 - * Tl (205) ≥ 12 Mcps/ppm
- Automuestreador CETAC ASX-510 en 201 posiciones.
- Conos de níquel.
- Control de flujo másico de argón en el plasma, línea auxiliar, línea de ajuste y gas portador.
- Óxidos (en Ce O⁺): $\leq 1,0\%$
- Cationes divalentes (en Ce²⁺): $\leq 3,0\%$

El equipo de IPC masas se calibra a lo largo de todas las masas del sistema periódico: a masas bajas (Be (9) ≤ 2 ppt), masas medias (In (115) ≤ 1 ppt) y masas altas (Bi (209) ≤ 1 ppt).

De los diferentes isótopos medidos, fueron seleccionados ⁶⁶Zn, ¹¹¹Cd, ²⁰⁸Pb, ⁵⁵Mn y ⁵²Cr, por ser menos interferidos por otros elementos.



Figura 3: Equipo “ICP-MS Agilent 7500 ce.

El control de calidad del método utilizado consistió en:

- Introducción de una muestra duplicada aleatoriamente durante los análisis.
- Introducción de los blancos al principio del análisis y cada 5 muestras.
- Análisis periódico de los patrones para la calibración.
- Comprobación del método de análisis usando material de referencia certificado (SRM 1577b).

Los blancos no contienen ninguna muestra y se prepararon usando la mezcla de $\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{O}_2:\text{H}_2\text{O}$ en una proporción 5:2:3 (Jerez *et al.*, 2010).

Para la realización de la recta de calibrado, se prepararon siete patrones de cada uno de los metales a analizar, a partir de soluciones madre comerciales (Merck[®]) siendo estabilizados con 20 μL de ácido nítrico calidad Suprapur[®]. Las concentraciones preparadas fueron: 1, 5, 10, 25, 50, 100 y 200 ppb. El índice de correlación obtenido en las rectas de calibrado fue de 0,999.

Se prepararon muestras con el material de referencia certificado SRM 1577b, siguiendo los mismos procedimientos que para el resto, sufriendo un proceso de desecación de 24 horas.

Todos los reactivos utilizados fueron de calidad Suprapur[®] en sus diluciones originarias de fabricación: HNO_3 65%, H_2O_2 30%. El agua utilizada en todo el procedimiento fue bidestilada y desionizada (Milli-Q).

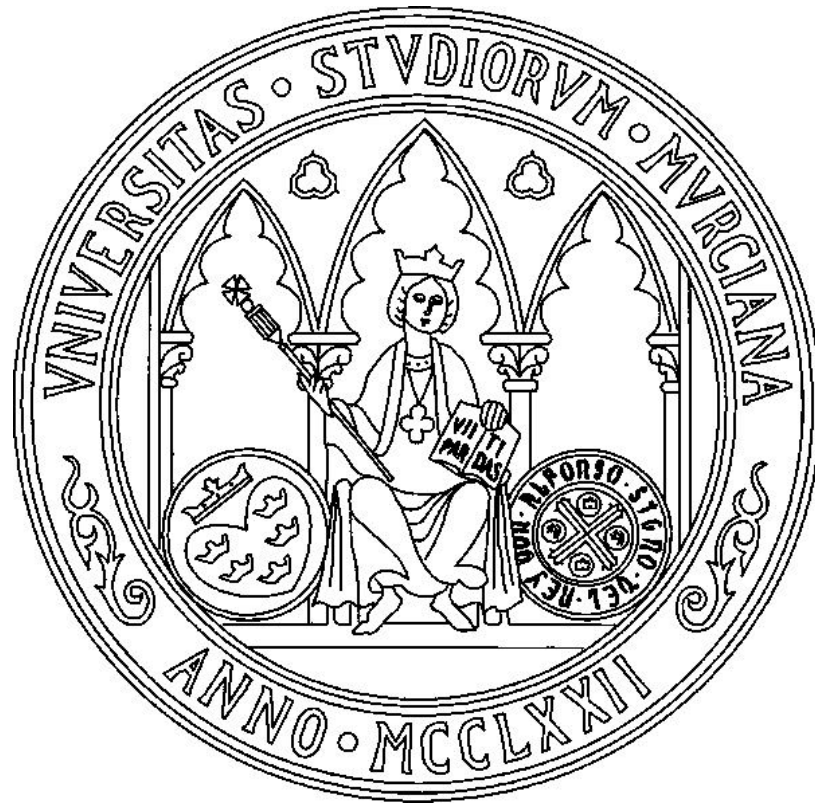
A partir de las concentraciones obtenidas se calculó el factor de bioacumulación (BF), el cual se define, para cada tejido del hospedador analizado, como la relación entre la concentración del metal en el parásito y la concentración del metal en dicho tejido (Sures *et al.*, 1999). Este factor facilita la comparación de la capacidad relativa de acumulación de los parásitos con respecto a los tejidos de su hospedador.

3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se pretende analizar si las concentraciones de los cinco metales (Mn, Pb, Zn, Cr y Cd) detectados en hígado, riñón, músculo, hueso y plumas de la paloma y en los parásitos encontrados en la misma son significativamente diferentes. Para ello, aplicaremos un test no paramétrico de Friedman, controlando la posible varianza entre diferentes ejemplares. En el gráfico obtenido las diferencias estadísticamente significativas quedan reflejadas con distintas letras. Los valores del eje de ordenadas, al tratarse de un test no paramétrico, no corresponden a las medias sino a la suma de los rangos.

A continuación estudiaremos para cada metal por separado, la existencia de posibles correlaciones entre los cinco tejidos analizados y los macroparásitos que se obtengan. Asimismo, se estudiarán las correlaciones entre los metales estudiados en los tejidos y en los parásitos. En ambos casos se empleará el test de correlación de Pearson.

Para el análisis descriptivo de los resultados obtenidos y el estudio de las correlaciones, se ha empleado el programa estadístico SPSS 15.0.1 para Windows, mientras que para evaluar la significación de las diferencias obtenidas se ha empleado el programa R versión 2.12.0 y R Studio versión 0.93, concretamente el paquete agricolae versión 1.0-9.



4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación vamos a reflejar los resultados del estudio parasitológico, toxicológico y estadístico de las muestras obtenidas, agrupándolas por tipo de parasitación detectada.

4.1. RESULTADOS PARASITOLÓGICOS

De las 250 palomas analizadas, 132 estaban infectadas con algún macroparásito digestivo, lo que supone una prevalencia del 52,8%. Las especies aisladas fueron solamente dos: el cestodo *Raillietina (R) tetragona* y el nematodo *Ascaridia columbae*.

El estudio morfométrico de los cestodos obtenidos, permitió clasificarlos como *Raillietina (R) tetragona* Molin, 1858, según las descripciones sobre dicha especie realizadas por diversos autores (Euzéby, 1966; Soulsby, 1987; Cordero del Campillo, 1999).

Nuestros ejemplares se caracterizaron por presentar un estróbilo largo (entre 8,5 y 34 cm), alcanzando la mayor anchura (hasta 2 mm) en los proglótidos grávidos. El escólex, redondo o ligeramente ovalado, presentaba 4 ventosas ovaladas armadas con ganchos espiniformes. El rostelo estaba provisto de una simple corona de ganchos circular, con aproximadamente 100 ganchos cuyo tamaño varió entre 8 y 10 μm . Los poros genitales, siempre unilaterales, se abrían en el tercio anterior de cada segmento. En los proglótidos maduros, la bolsa del cirro no sobrepasaba en longitud el nivel de los conductos osmorreguladores. En cada proglótido maduro se encontraban de 19 a 30 testículos, en tanto que el ovario, de forma lobulada, se localizó en el centro, presentando una glándula vitelógena en la región posterior del proglótido. En los proglótidos grávidos, el útero aparecía disociado en cápsulas uterinas parenquimatosas conteniendo una media de 5 huevos por cápsula.

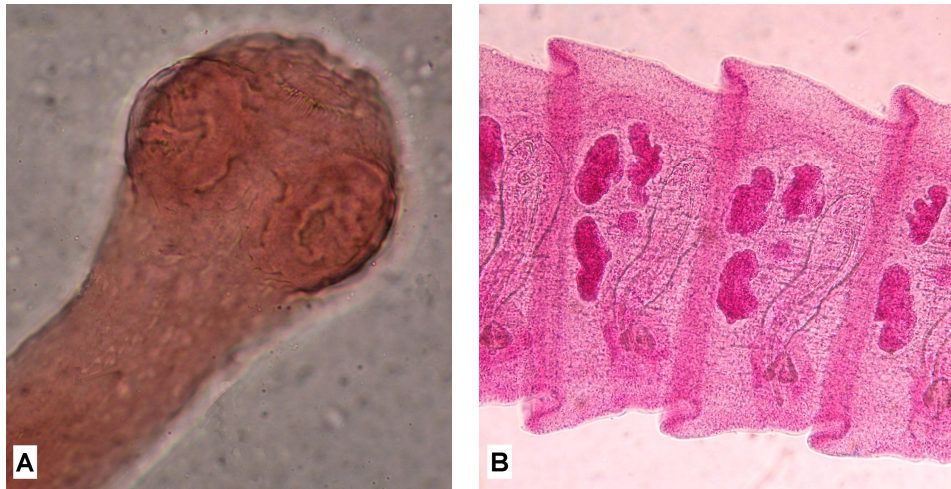


Figura 4: Escolex (A) y proglótidos maduros (B) de *Raillietina tetragona*. Tinción Carmín acético de Semichon (40x).

Esta especie es fácilmente diferenciable del resto de especies del subgénero *Raillietina* descritas en palomas ya que es la única en la que los ganchos que arman el roseto están dispuestos en una simple corona. Otra característica que nos permite su identificación específica es la localización siempre unilateral de sus poros genitales.

En el intestino delgado de las palomas examinadas, se ha encontrado una sola especie de nematodo que corresponde a *Ascaridia columbae* (Gmelin, 1790) Travassos 1913, habiéndose recurrido para su identificación a las claves morfométricas descritas por Euzeby (1963), Soulsby (1987), Cordero del Campillo (1999) y Kajerova *et al.*, 2004.

Los machos adultos midieron 30,8 mm de longitud media y 940 μm de anchura media, medida que fue tomada aproximadamente en la mitad del cuerpo. La hembra adulta se caracterizó por ser un poco mayor que el macho, con 35,5 mm de longitud media y 1286,36 μm de anchura. El cuerpo de los nematodos de ambos sexos era blanco y translúcido. La boca estaba provista de tres labios desarrollados de diferente tamaño y caudalmente a ella, aparecían 20-30 pares de papilas cervicales, las dos o tres primeras de las cuales se situaban en las alas cefálicas. Estas últimas se extendían desde la base de los labios hasta la zona posterior final del esófago. En el macho las espículas tenían alas y presentaban el mismo tamaño, con una longitud media de 928 μm . La cola era puntiaguda con 15 pares de papilas lateroventrales (5 pares postcloacales, 5 pares a cada lado de la cloaca y 5 pares precloacales). En la hembra, la vulva se situaba ligeramente por delante de

la mitad del cuerpo. El útero se encontraba repleto de huevos inmaduros presentando unas dimensiones variables, en función del tamaño de la hembra. Los huevos inmaduros presentaron un tamaño medio de 70 μm de longitud y 37 μm de anchura.

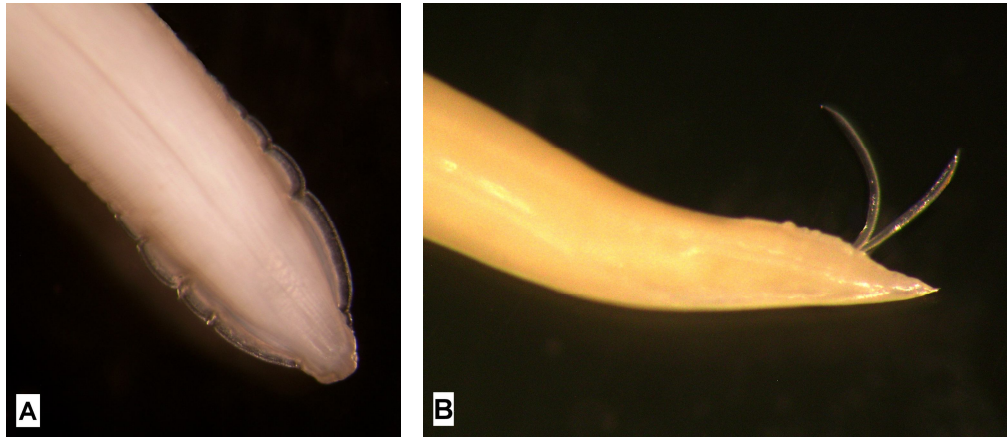


Figura 5: Alas laterales cefálicas (A) y espículas de un ejemplar macho (B) de *Ascaridia columbae*. Preparación en fresco examinada mediante estereomicroscopio (4x).

Ascaridia columbae podría confundirse con *A. galli*, también descrita en la paloma en la Península Ibérica (Cordero del Campillo *et al.*, 1994). Las principales características que nos permitieron diferenciar ambas especies fueron, por una parte, las alas cervicales (que en el caso de *A. galli* recorren toda su longitud corporal, mientras que en *A. columbae* quedan limitadas a la parte anterior del cuerpo), y, por otra, las espículas del macho (que en *A. galli* son subiguales, débilmente arqueadas, sin alas y de punta roma, mientras que en *A. columbae* las espículas tienen alas y presentan el mismo tamaño). Además, en *A. galli* el número de papilas es menor.

En el presente trabajo, de los dos parásitos descritos, *R. tetragona* apareció con mayor frecuencia en la población de estudio. En concreto, este cestodo fue aislado en 125 de las 250 palomas examinadas, lo que corresponde a un 50% del total. En relación con los nematodos, *A. columbae*, se observó con una frecuencia mucho menor, ya que únicamente se aisló en 10 palomas del total de la muestra estudiada, es decir, en un 4%.

En cuanto al número de especies parasitarias, considerando únicamente las palomas positivas, 129 (97,7%) presentaron parasitaciones simples, 122 por *R. tetragona* (92,4%) y 7

por *A. columbae* (5,3%). Sólo en 3 de las aves analizadas (2,3%) se hallaron simultáneamente ambos parásitos, *R. tetragona* y *A. columbae*.

Tabla 1: Prevalencia, intensidad y abundancia de las parasitaciones por *R. tetragona* y *A. columbae* en la población de estudio (media±desviación estándar –de-).

	Parasitaciones simples		Parasitaciones mixtas	
	<i>R. tetragona</i>	<i>A. columbae</i>	<i>R. tetragona</i>	<i>A. columbae</i>
Prevalencia (%)	48,8	2,8	1,2	
Intensidad	8,6±9,8	4,9±7,0	7,0±5,2	3,7±3,1
Abundancia	4,3±8,2	0,2±1,6	0,1±0,9	0,04±0,5

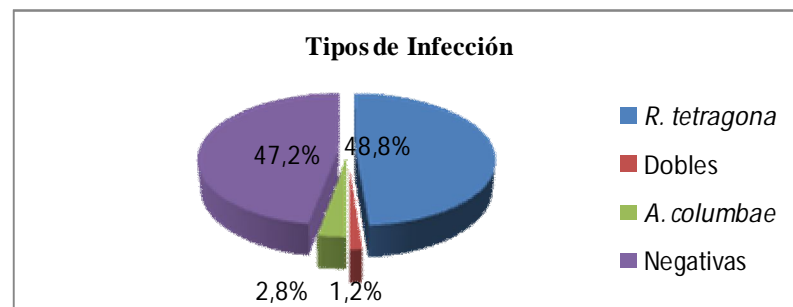


Figura 6: Prevalencia de parasitaciones simples por *R. tetragona* o *A. columbae* y parasitaciones dobles.

Las cargas parasitarias de las palomas oscilaron, en el caso de los cestodos, entre 1 y 65 especímenes, dando una intensidad media de $8,6 \pm 9,8$ cestodos por ave parasitada, así como una abundancia media de $4,3 \pm 8,2$ cestodos por ave examinada (1013/250); en el caso de los nematodos se encontraron cargas parasitarias comprendidas entre 1 y 23 individuos, con lo que se obtuvo una intensidad media de $4,9 \pm 7,0$ nematodos y una abundancia media de $0,2 \pm 1,6$ ejemplares (49/250). En las parasitaciones mixtas, la intensidad media con la que aparecieron *R. tetragona* y *A. columbae* fue $7,0 \pm 5,2$ y $3,7 \pm 3,1$ respectivamente. En relación a la abundancia media, en este tipo de parasitaciones, los datos obtenidos fueron $0,1 \pm 0,9$ cestodos y $0,04 \pm 0,5$ nematodos por paloma estudiada.

La alta prevalencia detectada de *R. tetragona* (50%) resulta elevada en comparación con los datos de *A. columbae* (4%), pero no sorprendente ya que estudios de otros autores realizados en provincias próximas a la de Almería, reflejan resultados similares o incluso superiores. Así, *R. tetragona*, fue citado por primera vez en España como parásito de la paloma por Albaladejo *et al.* (1996), quienes lo encontraron en Murcia con una prevalencia del 52,8%. También ha sido hallado por Doménech (2004) en Alicante, con una prevalencia similar (51,8%) y por Goyena *et al.* (2009) en Almería, con un valor del 47,5%. Sin embargo, en el estudio realizado por Alonso *et al.* (2004), en palomas de la ciudad de Murcia, la prevalencia fue algo menor (38,9%).

Otra especie de *Raillietina* frecuentemente descrita en España es *R. micracantha*, aunque su prevalencia es algo menor a la encontrada por nosotros para *R. tetragona*. Así, Martínez-Moreno *et al.* (1989) describen *R. micracantha* con un porcentaje del 38,6%, en Córdoba, en tanto que Foronda *et al.* (2004) describe una prevalencia del 44% en palomas de Tenerife. Sin embargo, Trullols *et al.* (1987) únicamente encuentran un 4,9% de prevalencia en Barcelona.

Respecto a los resultados de estudios realizados en otras partes del mundo, observamos, en general, unas prevalencias menores que las halladas en el presente estudio. Así, en palomas de Zaria (Nigeria), Adang *et al.* (2008) y Natala *et al.* (2009), aíslan *R. tetragona* en un 27,1% y 4,9% de las aves examinadas, respectivamente. Por otra parte, Begum y Shaikh (1987) encuentran una prevalencia del 30% en Bangladesh (Asia).

Yamaguti (1959) cita los distintos hospedadores intermediarios conocidos de *R. tetragona*. Los cisticercoides de dicho verme se encuentran tanto en *Musca domestica* como en gasterópodos del género *Helix* sp. y en distintas especies de hormigas naturalmente infectadas o bien infectadas experimentalmente con huevos del cestodo. Así pues, la razón de la alta prevalencia encontrada en nuestro estudio puede deberse al hecho de que las hormigas y las moscas son insectos muy habituales en ambientes mediterráneos y, por tanto, probablemente sea un recurso alimenticio fácil de obtener por parte de las palomas; de esta manera, existe la posibilidad de que estas aves se puedan infectar en dicho entorno, manteniéndose el ciclo biológico del parásito. De hecho, el grado de prevalencia está determinado por los niveles de estadios infectantes en el hospedador intermediario y, consecuentemente, por su disponibilidad para el hospedador definitivo (Natala *et al.*, 2009).

De manera que, la prevalencia encontrada, puede ser un indicador de la elevada presencia de los estadios infectantes y de sus hospedadores intermediarios en el hábitat de las palomas. En este sentido, sería conveniente realizar estudios en la zona de nuestro estudio que confirmen esta hipótesis.

Además de la abundante disponibilidad de hospedadores intermediarios parasitados en la zona de nuestro estudio, otra razón que puede contribuir a la presencia de *R. tetragona* a lo largo de todo el año es la larga vida del parásito que, en condiciones óptimas, puede ser viable durante más de un año (Cordero del Campillo *et al.*, 1994). Esto podría explicar que, con respecto a la distribución estacional de *R. tetragona*, ésta se halla encontrado en todas las aves capturadas a lo largo del período de realización de este estudio (octubre 2009-enero de 2011).

En cuanto a los nematodos, la única especie que hemos encontrado ha sido *A. columbae*, con una frecuencia de aparición bastante baja (4%), en relación con la que ha tenido *R. tetragona*. Este valor es similar, aunque algo inferior, al encontrado en otros estudios realizados en nuestro país, como el realizado por Martínez-Moreno *et al.* (1989) en Córdoba (6,93%), por Doménech (2004) en Alicante (6,02%) y por Goyena *et al.* (2009) en Almería (5%). Por el contrario, las prevalencias encontradas por otros autores han sido mucho mayores; así, Trullols *et al.* (1988), cifran en un 31,3% la presencia de este parásito en la ciudad de Barcelona, Foronda *et al.* (2004) en un 40% en Canarias y, por último, Alonso *et al.* (2004) encuentran este nematodo en el 19,8% de palomas de Murcia.

En el resto de Europa, también se han encontrado grandes diferencias en la prevalencia de *A. columbae*. Con unos valores similares a nuestros resultados lo aíslan Dovč *et al.* (2004) y Stenzel *et al.* (2007), que obtuvieron, respectivamente, una prevalencia del 4,3% y 5,5% en palomas mensajeras de Eslovenia y Polonia respectivamente. Por el contrario, una prevalencia mayor es la encontrada por Bernard y Biesemans (1987), Kulišić (1988) y Stenzel *et al.* (2007), que obtienen, respectivamente, prevalencias del 32,9%, 31,8% y 15,5% en palomas de Bélgica, Serbia y Polonia.

En África, Asia, y América se han realizado estudios similares en los que se han descrito prevalencias de *A. columbae* comprendidas entre el 1% y el 7%, que son semejantes a la descrita en nuestro estudio (Begum y Shaikh, 1987; Kaminjolo *et al.*, 1988; Toro *et al.*,

1999; González *et al.*, 2004; Sari *et al.*, 2008; Natala *et al.*, 2009). Sin embargo, nuestros resultados son inferiores a los encontrados por otros autores (Mushi *et al.*, 2000; Senlik *et al.*, 2005; Adang *et al.*, 2008), que encuentran prevalencias comprendidas entre el 11,3 y el 42%.

Con respecto a *A. galli* en los estudios en los que este nematodo se ha aislado de palomas, los valores de prevalencia siempre han sido menores a los descritos por nosotros para *A. columbae*. Así, en España, Martínez-Moreno *et al.* (1989) encuentra una prevalencia de 2,97% en palomas de Córdoba, mientras que en Zaria (Nigeria), Adang *et al.* (2008) y Natala *et al.* (2009) aíslan este parásito de palomas con unas prevalencias de 3,3% y 1,2%.

Como se puede observar, las prevalencias que *A. columbae* presenta en los estudios anteriormente mencionados son muy dispares. Debemos destacar que este nematodo presenta un ciclo biológico que se basa, principalmente, en la transmisión orofecal, de manera que son varios los factores geoclimáticos que condicionan su transmisión y, por tanto, la prevalencia que presenta en cada una de las zonas de estudio antes citadas. Por otra parte, es importante indicar que los diferentes hábitos de alimentación entre palomas urbanas y silvestres puede ser una de las razones que haga que las prevalencias de *A. columbae* sean diferentes en cada población de aves (Senlik *et al.*, 2005).

Coincidimos con Adang *et al.* (2008) al suponer que la baja prevalencia de *A. columbae* encontrada por nosotros, puede ser atribuible a los hábitos de búsqueda de los alimentos por parte de las palomas, ya que éstas picotean sobre el suelo pero no suelen escarbar la tierra, que es donde se encuentra la mayor cantidad de huevos larvados del parásito, los cuales son el estadio infectante de este nematodo.

Además, el hecho de que todas las aves examinadas en nuestro estudio fueran adultas, es otro condicionante que ha podido influir en la baja prevalencia que *A. columbae* ha tenido, puesto que los individuos adultos adquieren con el tiempo un grado de inmunidad que favorece la eliminación de esta parasitosis y que protege frente a las reinfecciones; esto, en consecuencia, es uno de los factores que determina que las prevalencias en aves adultas sean inferiores a las habitualmente encontradas en aves jóvenes (Adang *et al.*, 2008).

Otra razón que explicaría la diferencia entre las prevalencias de cestodos y nematodos que hemos encontrado en las palomas de Almería podría ser que cada uno de estos parásitos posee un ciclo biológico diferente y, obviamente, con particularidades que condicionan su desarrollo. Así, la abundante presencia en la zona de estudio de los hospedadores intermediarios de *R. tetragona* pudiera justificar el hecho de que esta cestodosis aparezca más frecuentemente en las palomas examinadas. Además, como señala Natala *et al.* (2009), probablemente también influya el hecho de que el ciclo biológico de *A. columbae* es directo, mediante transmisión orofecal y, por tanto, se ve más condicionado por las características del ambiente; de hecho, los huevos de este parásito se desecan y pierden su poder infectivo cuando hay temperaturas muy elevadas y baja humedad, como ocurre en la ciudad de Almería.

Finalmente, cabe señalar que ninguna de las palomas parasitadas presentó lesiones macroscópicas atribuibles a la presencia de macroparásitos gastrointestinales, ni siquiera las aves que sufrían las mayores cargas parasitarias, a pesar de que algunos autores señalan que *R. tetragona* tiene una patogenicidad de moderada a severa y que, en ocasiones, puede causar obstrucción intestinal, disminución del peso corporal y de la producción de huevos (Soulsby, 1982). Sin embargo, *A. columbae* presenta un poder patógeno bajo, de manera que ni siquiera cuando ocurren parasitaciones masivas aparecen efectos patógenos; no obstante, algunos autores describen lesiones granulomatosas focales hepáticas (Soulsby, 1982).

4.2. RESULTADOS TOXICOLÓGICOS

Antes de exponer y discutir nuestros resultados, debemos hacer unas consideraciones. La primera de ellas es que todos los tejidos analizados en este estudio pueden tener un uso potencial a la hora de monitorizar la contaminación por metales. Sin embargo, hay que tener en cuenta que las concentraciones de metales en ellos son dinámicas. Así, tras su absorción se produce una primera distribución por los tejidos más irrigados, que se encuentran en equilibrio con la sangre, para después dirigirse hacia los tejidos de acumulación correspondientes. Por ejemplo, en el caso de la pluma, los metales que se encuentran en sangre circulante se depositan en ella durante las 3-4 semanas que dura su crecimiento, de modo que una vez que cesa el aporte sanguíneo a la pluma los niveles de

metales se estabilizan e inmovilizan, pudiendo desempeñar un papel tanto de almacenamiento como de eliminación de metales (Burger 1993; Battaglia *et al.*, 2005).

Por otro lado, los niveles circulantes de metales pueden variar en función del grado de exposición a los mismos y de su movilización desde otros tejidos; por lo tanto, la concentración de metales en tejidos puede variar en función del tiempo (Burger y Gochfeld, 1997a). Por todo ello, nuestros resultados deben ser interpretados con prudencia, sabiendo que es un estudio prospectivo realizado en un momento concreto de la vida de cada paloma muestreada.

4.2.1. Parasitaciones simples por *Raillietina tetragona*

Las concentraciones medias detectadas en los tejidos analizados de la paloma (n=50) y en *R. tetragona* se muestran en la tabla 2.

Tabla 2: Concentración de metales en diferentes tejidos de la paloma (n=50) y en *R. tetragona* ($\mu\text{g/g}$ ps; media \pm de).

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>R. tetragona</i>
Mn	4,13 \pm 1,20	20,72 \pm 8,04	1,30 \pm 0,45	2,10 \pm 0,73	2,37 \pm 1,68	109,36 \pm 193,53
Zn	54,45 \pm 19,73	52,42 \pm 17,83	17,81 \pm 8,58	60,55 \pm 10,47	41,71 \pm 16,08	224,05 \pm 98,18
Pb	0,80 \pm 1,96	6,55 \pm 33,98	0,10 \pm 0,18	18,98 \pm 28,77	2,29 \pm 2,44	14,90 \pm 58,70
Cd	0,33 \pm 0,26	2,37 \pm 2,19	0,02 \pm 0,03	0,00 \pm 0,01	0,02 \pm 0,03	0,16 \pm 0,25
Cr	0,57 \pm 0,32	0,53 \pm 0,25	0,65 \pm 0,28	0,34 \pm 0,48	2,39 \pm 2,72	1,19 \pm 1,72

Las figuras 7 y 8 reflejan las concentraciones medias de los metales (esenciales y pesados) en la paloma y en *R. tetragona*.

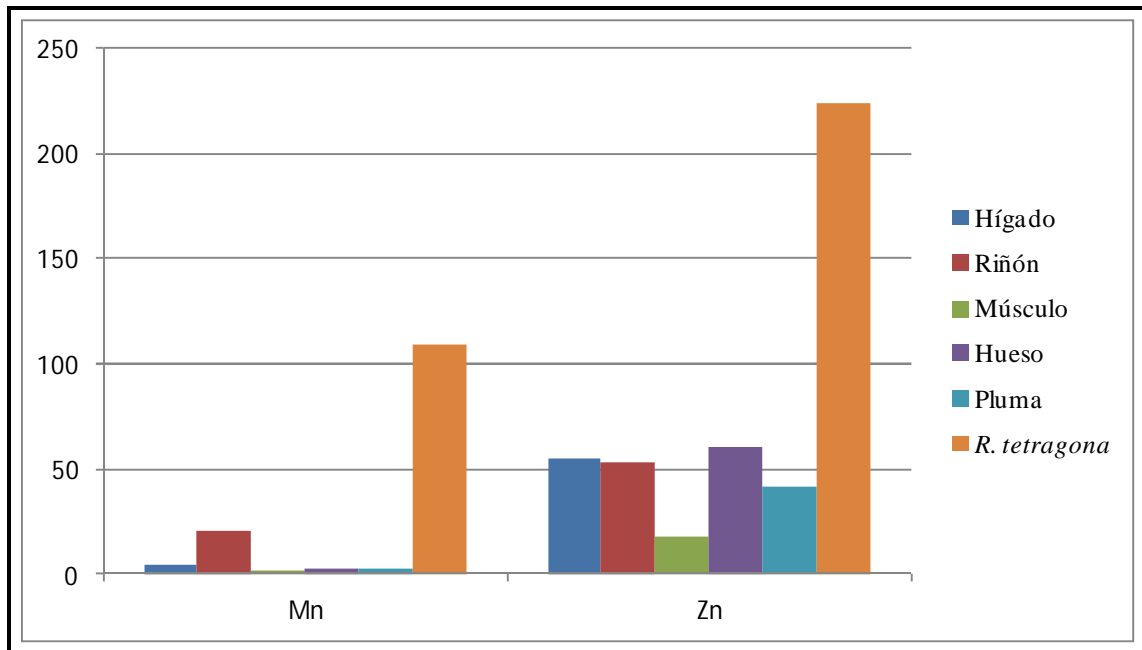


Figura 7: Concentración media de metales esenciales ($\mu\text{g/g ps}$) en la paloma y en *R. tetragona*.

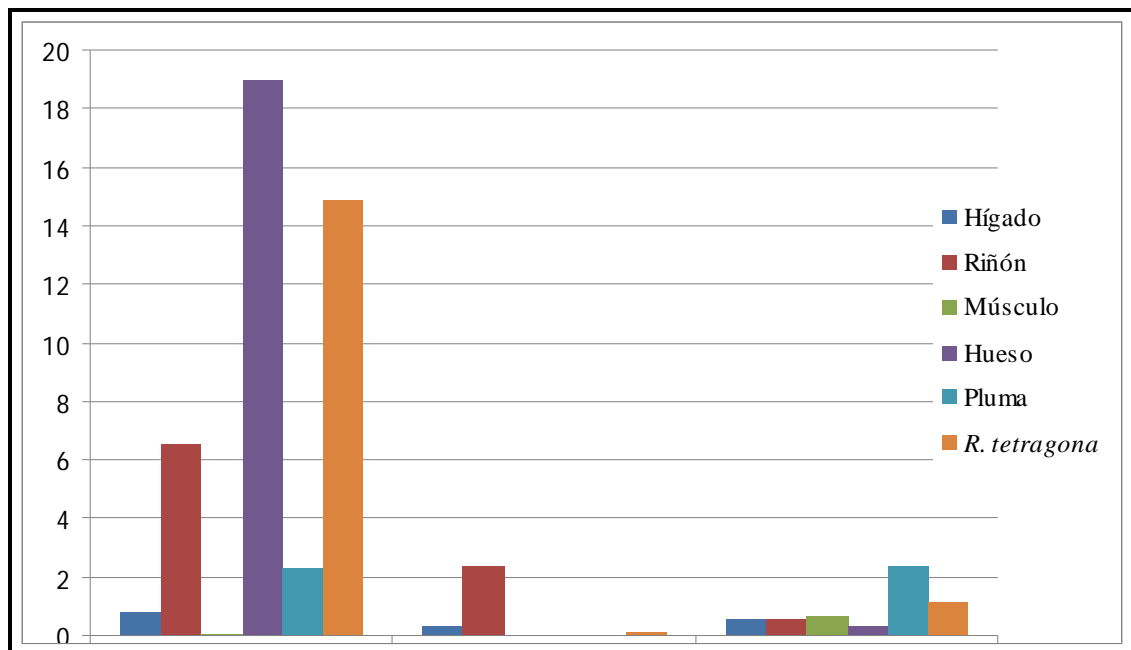


Figura 8: Concentración media de metales pesados ($\mu\text{g/g ps}$) en la paloma y en *R. tetragona*.

Como puede apreciarse en la tabla 2 y en la figura 7, *R. tetragona* acumula el Mn y el Zn en una concentración que supera los niveles alcanzados en riñón y hueso, que fueron, respectivamente, los tejidos de la paloma que presentaron mayor acumulación de dichos metales. Al considerar todos los metales estudiados, de forma global, destaca que las concentraciones más elevadas en todos los tejidos y en el parásito correspondieron al Zn. En el otro extremo, el elemento presente en menor concentración fue el Cd, con valores medios que, excepto en el riñón de la paloma, no superaron $1\mu\text{g/g}$.

Un parámetro que permite una buena interpretación de los resultados es el factor de bioconcentración (BF), que es la relación entre la concentración del metal en el parásito y la concentración del metal en un tejido del hospedador (Sures *et al.*, 1999). El cálculo de estos factores facilita la comparación de la capacidad relativa de acumulación de los parásitos con respecto a los tejidos de su hospedador.

Los factores de bioconcentración de los cinco metales analizados en *R. tetragona* comparados con el hígado, riñón, músculo, hueso y pluma de la paloma, se muestran en la tabla 3. Los valores reflejados en la tabla corresponden a las medias de los BF obtenidos para los cinco tejidos en las palomas estudiadas. En algunos tejidos, los BF son inferiores a 1, indicando que la concentración de ese elemento en el cestodo no supera el valor alcanzado en dicho tejido.

Tabla 3: Factores de bioconcentración de Mn, Pb, Zn, Cd y Cr detectados en *R. tetragona* en relación a los tejidos de la paloma (media \pm de).

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma
Mn	27,60 \pm 50,89	5,56 \pm 8,81	142,63 \pm 349,24	59,12 \pm 111,28	80,62 \pm 189,09
Zn	4,72 \pm 2,98	4,56 \pm 2,38	14,36 \pm 7,80	3,71 \pm 1,67	6,23 \pm 4,16
Pb	25,42 \pm 63,40	4,95 \pm 6,49	287,48 \pm 574,51	1,16 \pm 4,11	2,72 \pm 4,37
Cd	0,82 \pm 1,65	0,12 \pm 0,26	35,21 \pm 145,89	54,77 \pm 77,45	24,94 \pm 42,92
Cr	2,73 \pm 3,82	2,53 \pm 3,05	1,92 \pm 2,57	5,73 \pm 8,31	1,06 \pm 2,62

En los siguientes apartados se exponen y discuten los resultados obtenidos para cada uno de los metales estudiados en los distintos tejidos y en *R. tetragona*.

4.2.1.1. Manganeso

En la tabla 4 se detallan los valores estadísticos de los resultados de las concentraciones de Mn en los tejidos de la paloma y en el cestodo, expresados en $\mu\text{g/g}$ peso seco.

Tabla 4: Estadísticos descriptivos de las concentraciones ($\mu\text{g/g}$ ps) de Mn halladas en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>R. tetragona</i>
Media	4,13	20,72	1,30	2,10	2,37	109,36
Desviación típica	1,20	8,04	0,45	0,73	1,68	193,53
Mediana	4,33	19,81	1,38	2,02	1,88	43,88
Máximo	6,80	42,39	2,80	4,18	9,53	1048,36
Mínimo	1,23	7,68	0,19	0,93	0,33	6,26
n	50	50	50	50	50	50

En la siguiente figura se puede observar la tendencia central, dispersión y simetría de los datos de estudio de las concentraciones de Mn, tanto en *R. tetragona* como en los tejidos de la paloma, así como los valores atípicos encontrados.

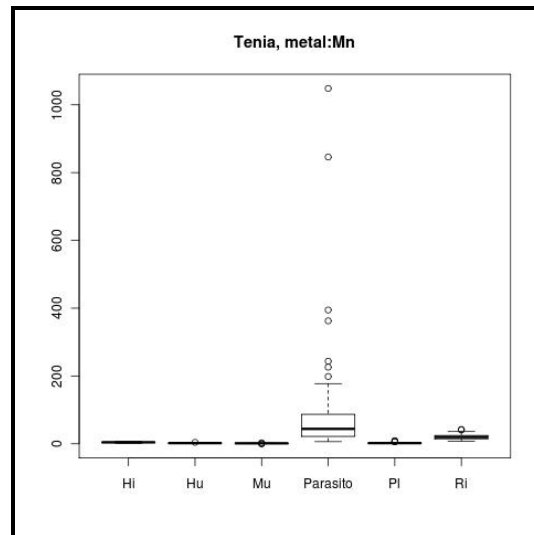


Figura 9: Diagrama de cajas de la concentración de Mn ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

Para interpretar de una forma más gráfica la importancia relativa de las concentraciones del metal en cada tejido y en el parásito hemos realizado la figura 10 en la que, considerando que la superficie total del histograma equivale a la suma de todas las concentraciones encontradas, se expresa en distintas porciones el porcentaje correspondiente a cada uno de ellas.

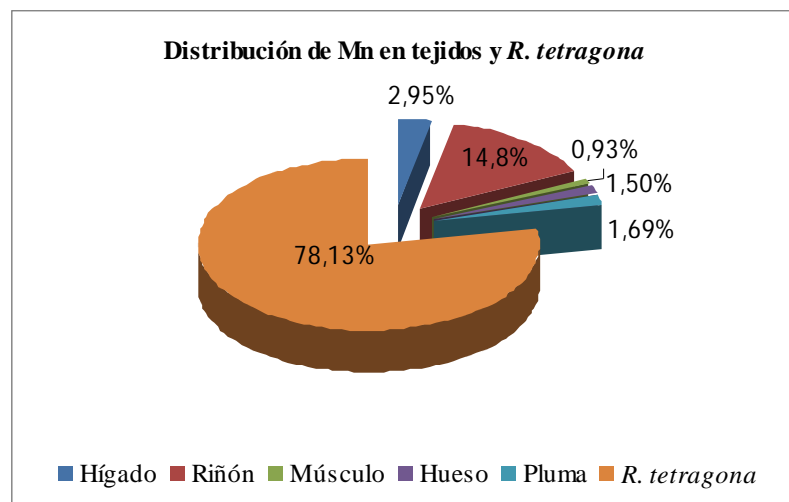


Figura 10: Porcentajes de distribución de Mn en los tejidos de paloma y en *R. tetragona*.

Considerando únicamente los tejidos de la paloma, observamos que la mayor concentración de Mn ($20,72 \pm 8,04 \mu\text{g/g ps}$, lo que equivale a $5,39 \mu\text{g/g ph}$) se alcanza en el riñón a niveles superiores a los alcanzados en los otros tejidos analizados. Este dato era esperable ya que el riñón, junto con el hígado, es uno de los principales órganos de acumulación de este metal (Merian, 1991; Torres *et al.*, 2004). De igual forma, la concentración media más baja ($1,30 \pm 0,45 \mu\text{g/g ps}$ / $0,38 \mu\text{g/g ph}$), encontrada en el músculo, era predecible, ya que su presencia es prácticamente nula en este tejido (Sierra *et al.*, 1998).

A pesar de ser la paloma una especie utilizada en estudios de biomonitorización de contaminación medioambiental, los datos sobre los niveles de Mn en la misma son escasos (Sierra *et al.*, 1998). En concreto, Loranger *et al.* (1994), obtienen valores de Mn en riñón de palomas, recogidas de dos zonas de Canadá con diferente densidad de tráfico, que varían entre $6,53 \pm 1,19$ y $7,48 \pm 2,01 \mu\text{g/g de ph}$. Estos valores son un poco más elevados que los obtenidos en el presente estudio. Por el contrario, Torres *et al.* (2010) en palomas de las Islas Canarias, encuentran un valor de Mn en el riñón que es aproximadamente la mitad ($2,69 \mu\text{g/g ph}$) que el detectado en nuestro estudio. Esto puede ser debido a factores como la diferente presión antropogénica (García-Fernández *et al.*, 1995; Naccari, 2009; Duong *et al.*, 2011) o la distinta edad de las aves examinadas (Ribeiro *et al.*, 2009).

Por lo que respecta a las concentraciones de Mn encontradas en músculo de las palomas de nuestro estudio, los valores son similares a los descritos en el estudio realizado por Torres *et al.* (2010), lo que concuerda con el hecho de que el músculo sea un tejido en el que este metal no tiende a acumularse (Sierra *et al.*, 1998). Por otro lado, los valores hallados en la pluma son de nuevo similares a los de Torres *et al.* (2010) pero están muy por encima de los encontrados por Loranger *et al.* (1994) (ver anexo II).

En relación a la concentración que el Mn alcanza en *R. tetragona* ($109,36 \pm 193,53 \mu\text{g/g ps}$), en nuestro estudio se observa que el cestodo supera la concentración encontrada en riñón; en efecto, teniendo en cuenta el factor de bioconcentración, se observa que la concentración del Mn es 5,5 veces superior en *R. tetragona* que en el riñón de la paloma. Esto puede ser debido al gran contenido en mitocondrias que tiene la capa externa del tegumento de los cestodos (Gállego, 2003), ya que este metal tiende a acumularse en tejidos ricos en mitocondrias como consecuencia del gran número de metaloenzimas dependientes del Mn que presentan estos orgánulos (Gavin *et al.*, 1999; Dorman *et al.*, 2006).

Los resultados del test de Friedman se expresan en la figura 11, en la que las letras asignadas a cada columna indican si las diferencias son estadísticamente significativas o no. En el caso de que existan diferencias significativas, las letras son distintas, mientras que en el caso contrario, las letras son las mismas.

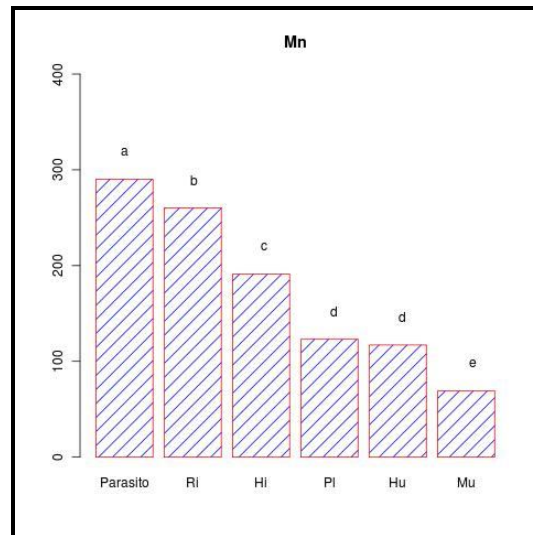


Figura 11: Resultado de las comparaciones de la concentración de Mn en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

Como se puede observar en la figura 11 las diferencias entre la concentración media de Mn en *R. tetragona* y en los tejidos de la paloma son significativas. En relación a la paloma, los únicos tejidos que no presentaron diferencias significativas entre ellos fueron el hueso y la pluma, probablemente por ser tejidos semejantes desde el punto de vista toxicocinético para el Mn.

En ecosistemas terrestres, los trabajos sobre bioconcentración de Mn en parásitos y sus hospedadores son escasos. Cabe destacar, como ya hemos comentado anteriormente, el trabajo realizado en las Islas Canarias por Torres *et al.* (2010) con el binomio *Columba livia-Raillietina micracantha*, en el cual también encuentran niveles altos de Mn en el parásito, con un BF respecto al riñón ligeramente superior (6,81) al detectado por nosotros. Este resultado puede deberse a factores biológicos como la edad del parásito o bien a factores fisiológicos propios de cada especie de cestodo, como es la diferente cantidad de mitocondrias que poseen. Sin embargo, esto es difícil de asumir dada la proximidad filogenética de las dos especies de cestodos. Con unos valores de bioacumulación algo

menores, Jankovská *et al.* (2009), obtienen en la República Checa, niveles de Mn en el cestodo *Paranoplocephala dentata* de 4,4 y 3,3 veces más que los acumulados en los riñones de sus hospedadores (los roedores *Microtus agrestis* y *Clethrionomys glareolus*) respectivamente. Este trabajo demuestra que también en otras especies de vertebrados, los cestodos son capaces de acumular cantidades de Mn que, como en este último caso, son superiores a los alcanzados en el tejido renal del hospedador y, por tanto, corroboran los resultados que hemos encontrado en el modelo *Columba livia/R. tetragona*.

Otro ejemplo que nos sirve para comparar nuestros resultados con los obtenidos por otros autores lo encontramos en ecosistemas marinos; en concreto, Selda Tekin-Özan (2005), en Turquía, al analizar plerocercoides del cestodo *Ligula intestinalis* que parasitaban tencas (*Tinca tinca*), obtiene un valor de acumulación de Mn que resulta inferior al encontrado en nuestro estudio. En concreto, el BF observado indica que el plerocercuido tiene un menor valor de acumulación (2,3) respecto al hígado de su hospedador. No obstante, este resultado debe ser tomado con precaución si lo comparamos con nuestros resultados, ya que el plerocercuido es la fase larvaria del cestodo y, por tanto, tiene un grado de madurez y un período de vida menor al de un cestodo adulto (como es el caso de los especímenes de *R. tetragona* que hemos analizado), de manera que es lógico pensar que ha tenido menos tiempo para poder acumular cantidades de Mn y, por ello, su concentración será menor a la hallada en los individuos adultos de dicho cestodo. Por otra parte, otros factores que puede que hayan influido en la menor acumulación de Mn por parte del plerocercuido es que éste es una fase larvaria extraintestinal y, además, presenta su ciclo biológico asociado a un biotopo marino, que es, evidentemente, muy diferente al ambiente en el que habitan las palomas. De hecho, algunos autores (Sures y Taraschewski, 1995; Sidall y Sures, 1998) atribuyen esta diferencia a la escasa tendencia que muestran las fases larvarias a acumular metales pesados, muchas veces no significativa, a pesar del estrecho contacto que en ocasiones tienen sus hospedadores intermediarios, con los contaminantes del medio en el que habitan.

Como ya hemos comentado existen muy pocos estudios realizados acerca de la captación y acumulación de Mn por parte de los diferentes grupos de parásitos. En el modelo *Raillietina/Columba livia* (tanto *R. tetragona* como *R. micracantha*), el cestodo presenta una gran capacidad de concentración de este elemento que puede permitir detectar de una forma precoz el aumento de los niveles ambientales de Mn.

4.2.1.2. Cinc

En la tabla 5 se indican las concentraciones de Zn que se han hallado en los tejidos de las palomas y en los cestodos que las parasitan.

Tabla 5: Estadísticos descriptivos de las concentraciones ($\mu\text{g/g ps}$) de Zn en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>R. tetragona</i>
Media	54,45	52,42	17,81	60,55	41,71	224,05
Desviación típica	19,73	17,83	8,58	10,47	16,08	98,18
Mediana	50,72	46,59	14,77	60,16	36,58	225,22
Máximo	93,62	107,01	47,36	88,83	80,28	469,02
Mínimo	13,24	27,28	8,33	39,95	15,61	23,08
n	50	50	50	50	50	50

Los datos de la concentración de Zn en hígado, riñón, músculo, hueso y pluma de las palomas y en los ejemplares de *R. tetragona* que las parasitaban mostraron la tendencia central, dispersión y simetría que se observa en la figura 12, donde también quedan reflejados los valores atípicos encontrados.

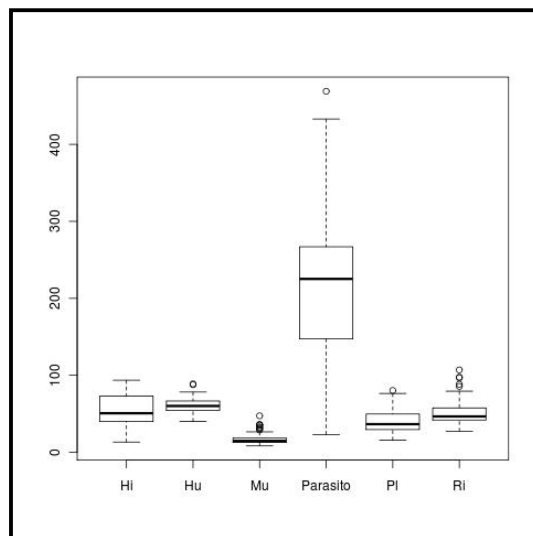


Figura 12: Diagrama de cajas de la concentración de Zn ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

La figura 13 representa la distribución porcentual de Zn en los tejidos de la paloma analizados y en *R. tetragona*.

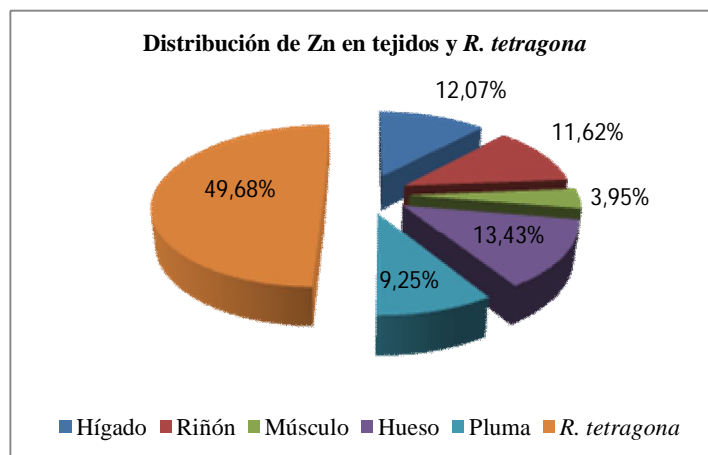


Figura 13: Porcentajes de distribución de Zn en los tejidos de paloma y en *R. tetragona*.

Como observamos en la tabla 5, con respecto a los tejidos de la paloma, este elemento se acumula con una mayor concentración ($60,55 \pm 10,47 \mu\text{g/g ps} / 51,47 \mu\text{g/g ph}$) en el hueso, seguido por el hígado ($54,45 \pm 19,73 \mu\text{g/g ps} / 15,25 \mu\text{g/g ph}$) y el riñón ($52,42 \pm 17,83 \mu\text{g/g ps} / 13,63 \mu\text{g/g ph}$). Estos tres tejidos concentran el 74% del total del Zn presente en las muestras analizadas. El alto valor encontrado en el hueso era de esperar ya que, el Zn, tras su absorción por vía respiratoria y digestiva, tiende a acumularse en este tejido unido a las metalotioneínas (Martiniaková *et al.*, 2001). Por el contrario, sorprende el hecho de que el valor más bajo haya correspondido al músculo ya que, éste es otro de los tejidos de mayor acumulación de Zn debido a que su contenido se intercambia menos rápidamente que en otros tejidos (Favier y Hininger, 1997; Brown y Wuehler, 2000).

Por otra parte, el alto valor de Zn encontrado, en relación a los demás metales analizados, puede deberse a que se trata de un elemento esencial, con un papel biológico determinado que se encuentra en todos los tejidos y que es cofactor de un gran número de sistemas enzimáticos (ATSDR, 2005).

Al consultar la bibliografía se observa que el Zn no se suele determinar en el hueso de las palomas, quizá debido a la dificultad en la obtención de este tipo de muestra, de

manera que no es posible comparar nuestros resultados con los obtenidos por otros autores; sin embargo, sí se puede hacer con los valores obtenidos en Palestina por Swaileh y Sansur (2006) en otra especie de ave urbana, el gorrión. En este caso, los autores encontraron un valor de $150,4 \pm 8,6 \mu\text{g/g ps}$, que es algo más del doble que el obtenido por nosotros ($60,55 \pm 10,47 \mu\text{g/g ps}$). Esta diferencia en los resultados puede ser debida, como ya se ha apuntado anteriormente, a un grado de contaminación distinto en las zonas de procedencia de las aves como consecuencia de una mayor presión ejercida por el hombre, o bien a posibles variaciones interespecíficas que determinan una mayor capacidad de acumulación del Zn por parte de los gorriones.

Los valores de Zn obtenidos en el hígado de nuestras palomas ($54,45 \pm 19,73 \mu\text{g/g ps}$ / $15,25 \mu\text{g/g ph}$), son inferiores a los encontrados por Schilderman *et al.* (1997) en las mismas aves, en Holanda, que citan niveles que oscilan entre $69,6 \pm 65,1$ y $31,2 \pm 11,9 \mu\text{g/g ph}$ en función de la densidad de tráfico; también son inferiores a los resultados obtenidos por Torres *et al.* (2010) en las Islas Canarias ($40,91 \mu\text{g/g ph}$). Al comparar nuestros datos de la concentración de este metal en riñón con los valores obtenidos por estos mismos autores vemos que vuelven a ser muy inferiores. Estas diferencias podrían atribuirse a los mismos factores que se han comentado en el caso del Mn referentes a la actividad antropogénica que se da en cada una de las distintas zonas de estudio y, además, a la edad de las aves muestreadas.

En relación a la concentración media de Zn en *R. tetragona*, se observa que presenta niveles de acumulación muy superiores ($224,05 \pm 98,18 \mu\text{g/g ps}$) a los encontrados en los tejidos de la paloma, traduciéndose en un BF de $3,71 \pm 1,67$ respecto al hueso y de $4,72 \pm 2,98$ y $4,56 \pm 2,38$ en el caso del tejido hepático y renal, respectivamente.

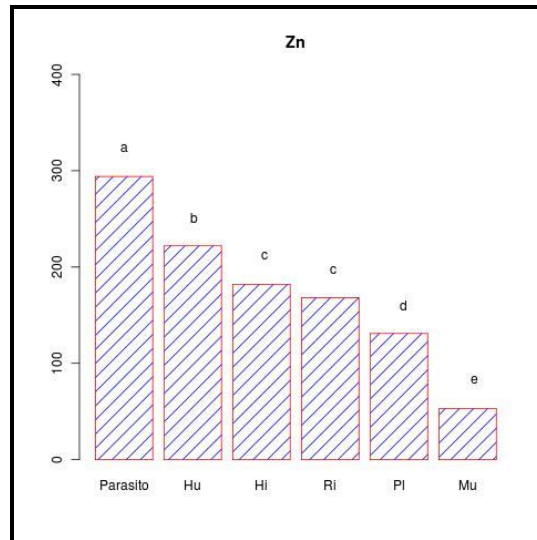


Figura 14: Resultado de las comparaciones de la concentración de Zn en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

Como podemos apreciar en la figura 14, el test de Friedman indica que la concentración media alcanzada por *R. tetragona* es diferente a cada una de las concentraciones medias alcanzadas por cualquiera de los tejidos analizados de su hospedador. En relación a la paloma, los únicos tejidos que no presentaron diferencias significativas entre ellos fueron hígado y riñón, probablemente por ser tejidos semejantes desde el punto de vista toxicocinético para el Zn ya que, una vez absorbido en el intestino, una parte importante del mismo pasa al hígado y, desde allí, se redistribuye a otros órganos del cuerpo, principalmente el riñón, para finalmente acumularse en hueso (Stefanidou *et al.*, 2006).

En la bibliografía consultada, si comparamos nuestros BFs respecto al hígado (4,72) y al riñón (4,56), vemos que son superiores a los obtenidos en otros modelos. Por ejemplo, Torres *et al.* (2010), en *Raillietina micracantha* citan valores de Zn que son 2,12 veces superiores en el parásito que en el riñón de la paloma; Jankovská *et al.* (2009), con su modelo *Paranoplocephala dentata/Microtus agrestis*, obtienen un BF de 2,1 respecto al hígado y al riñón del hospedador, en tanto que, Barůs *et al.* (2003), con el cestodo *Inermicapsifer arvicanthidis* encuentran un BF de 3,08 con respecto al hígado de su hospedador, la rata-topo plateada.

Al igual que ocurre con el Mn, observamos la gran capacidad de acumulación de Zn que presenta *R. tetragona*, haciéndola de nuevo útil para la detección temprana del aumento de este metal en el medio.

4.2.1.3. Plomo

Por lo que respecta al Pb, la acumulación en los distintos tejidos de las palomas analizadas, así como la concentración alcanzada en el cestodo *R. tetragona*, quedan recogidos en la tabla 6, además de los resultados del análisis estadístico descriptivo al que han sido sometidos estos datos.

Tabla 6: Estadísticos descriptivos de las concentraciones ($\mu\text{g/g}$ ps) de Pb en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>R. tetragona</i>
Media	0,80	6,55	0,10	18,98	2,29	14,90
Desviación típica	1,96	33,98	0,18	28,77	2,44	58,70
Mediana	0,33	0,93	0,02	8,89	1,50	2,48
Máximo	13,32	240,26	0,77	152,14	11,93	394,58
Mínimo	0,00	0,00	0,00	1,88	0,00	0,00
n	50	50	50	50	50	50

La tendencia central, dispersión y simetría de los resultados de las concentraciones de Pb, tanto en *R. tetragona* como en los tejidos de la paloma, así como los valores atípicos encontrados se puede observar en la figura siguiente. Llama la atención la gran dispersión de los datos, observada sobre todo en hueso y riñón y, de forma destacada, en el parásito.

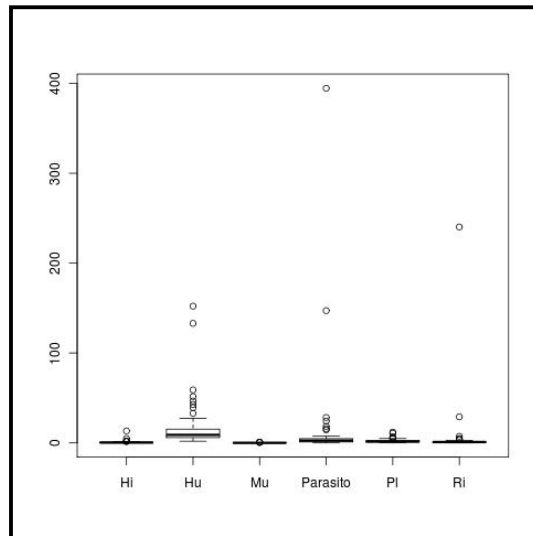


Figura 15: Diagrama de cajas de la concentración de Pb ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

En la figura 16 se muestra la distribución porcentual de Pb en los tejidos de la paloma analizados y en *R. tetragona*.

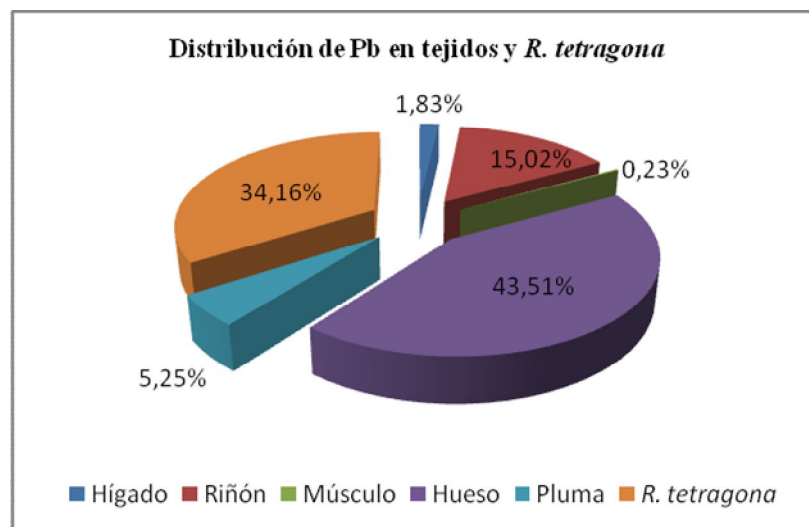


Figura 16: Porcentajes de distribución de Pb en los tejidos de paloma y en *R. tetragona*.

El hueso ha sido el tejido de la paloma que mayor concentración de Pb ha alcanzado ($18,98 \pm 28,77 \mu\text{g/g ps}$ / $16,13 \mu\text{g/g ph}$). El tejido que le sigue, el riñón, lo acumula en proporciones menores ($6,55 \pm 33,98 \mu\text{g/g ps}$ / $1,70 \mu\text{g/g ph}$). La menor acumulación de este metal ha correspondido al músculo. Estos resultados coinciden con el modelo

tricompartimental que presenta este metal tras su absorción, en el que el hueso termina almacenando el 90% y los tejidos blandos el 8% del Pb presente en el organismo (Rubio *et al.*, 2004). Llama la atención la enorme variabilidad en los resultados de las concentraciones obtenidas en todos los tejidos, traducida en una elevada desviación media. Probablemente este fenómeno se debe a que la cinética de este metal está influida de forma más decisiva que en el caso de otros metales por factores como la edad o el sexo, no controlados en la muestra de origen estudiada.

En relación a los niveles de Pb determinado en hueso, nuestros valores ($16,13 \mu\text{g/g ph}$) son ligeramente superiores a los descritos por Antonio García *et al.* (1988), en palomas de un ambiente rural de la Comunidad de Madrid ($15,04 \pm 1,09 \mu\text{g/g ph}$ en hembras y $9,19 \pm 1,46 \mu\text{g/g ph}$ en machos) y por Nam *et al.* (2004b) en huesos de palomas de una zona de escasa contaminación de Corea ($11 \pm 4,7 \mu\text{g/g ph}$); pero, sin embargo, nuestros resultados son muy inferiores a los encontrados por estos autores cuando las palomas proceden de zonas urbanas de medio y alto grado de contaminación, con valores que varían entre $75,75 \pm 37,89$ y $302,83 \pm 62,39 \mu\text{g/g ph}$ para la zona de Madrid y $30 \pm 21 \mu\text{g/g ph}$ en el caso de Seúl. Estos resultados nos inducen a pensar que en la ciudad de Almería los niveles medioambientales de Pb no son tan elevados como en grandes ciudades como Madrid o Seúl. En estas últimas, a la gran actividad industrial, responsable emisiones de Pb y otros metales al medio ambiente, se le une la gran dispersión de Pb que hubo durante muchos años procedente de la combustión de la gasolina con Pb (Duong *et al.*, 2011).

Con respecto a las concentraciones de Pb encontradas en el riñón de las palomas, en la bibliografía consultada, observamos, por un lado, valores superiores a los nuestros ($6,55 \pm 33,98 \mu\text{g/g ps}$ / $1,70 \mu\text{g/g ph}$), como los encontrados en zonas urbanas de alta densidad de tráfico por Schilderman *et al.* (1997) ($2,44 \pm 1,30 \mu\text{g/g ph}$) y por Nam y Lee (2006) ($4,1 \pm 1,3 \mu\text{g/g ph}$); sin embargo, las concentraciones encontradas en las palomas de Almería son similares a las descritas por Delgado *et al.* (1994) en una zona urbana de México ($7,61 \mu\text{g/g ps}$), y bastante superiores a las señaladas por Delgado *et al.* (1994), en una zona control de baja contaminación de México ($1,92 \mu\text{g/g ps}$), por Schilderman *et al.* (1997) en zonas de baja o media contaminación de Holanda ($0,30 \pm 0,19$ - $0,53 \pm 0,15 \mu\text{g/g ph}$) y por Torres *et al.* (2010) en las Islas Canarias ($0,29 \mu\text{g/g ph}$).

En relación a la concentración media de Pb en *R. tetragona* ($14,90 \pm 58,70 \mu\text{g/g ps}$), el parásito no alcanza el nivel del hueso pero sí supera el del riñón y el de la pluma de su hospedador.

En la figura 17 se muestran el resultado del test de Friedman aplicado sobre las concentraciones medias alcanzadas por el Pb en los distintos tejidos de paloma analizados y sobre el cestodo.

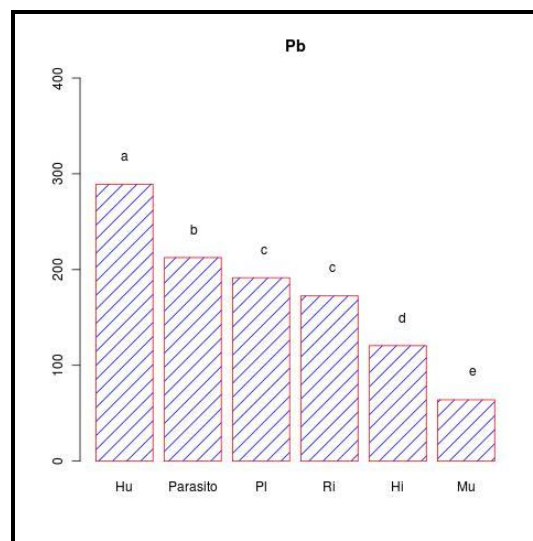


Figura 17: Resultado de las comparaciones de la concentración de Pb en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

Este test nos indica que las diferencias de las concentraciones de Pb entre los tejidos de la paloma y *R. tetragona* son significativas. Por otro lado, los dos únicos tejidos de la paloma que no mostraron diferencias significativas entre sí fueron la pluma y el riñón.

De nuevo destaca la variabilidad en los resultados de la concentración de Pb en el parásito ($14,90 \pm 58,70 \mu\text{g/g ps}$), que es muy superior a la observada en el resto de los metales analizados en el presente trabajo. En el mismo sentido, Sures *et al.* (2003) y Torres *et al.* (2004) encuentran incluso un mayor coeficiente de variación (112-135% y 102,5% respectivamente) cuando analizan la acumulación de Pb por parte del cestodo *Hymenolepis diminuta* y de su hospedador, el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*). Algunos estudios como los de Sures *et al.* (1997) sobre acumulación de metales en cestodos, parecen demostrar que ciertos elementos como el Pb y el Cd no se distribuyen uniformemente en el

cestodo, sino que se concentran en mayor proporción en los proglótidos grávidos. Así, la edad de los cestodos podría influir de forma decisiva en la concentración de este metal y, de esta manera, en los resultados de laboratorio obtenidos. Por tanto, coincidimos con Sures *et al.* (1997) y Torres *et al.* (2004) en la necesidad de estandarizar la toma de muestras para evitar estas variaciones.

En aves, Torres (2010), trabajando con *Raillietina micracantha* de la paloma, y Barůs *et al.* (2000) con otros modelos cestodos/aves, encuentran que los valores de BF en el caso del hígado del hospedador (10,38 y entre 1,19 y 10,07, respectivamente) son inferiores a los detectados en nuestro estudio (25,42). Y, en el conejo, Eira *et al.* (2005) cita valores de concentraciones de Pb aún mucho más bajos para el cestodo *Mosgovoyia ctenoides* (BF hígado=1,38).

En el caso de los roedores, y de acuerdo a la bibliografía consultada, encontramos una gran divergencia de resultados, con valores superiores, similares o inferiores con respecto a los nuestros. Así, Sures *et al.* (2003), describen que *Hymenolepis diminuta* presenta una enorme capacidad de acumulación, obteniendo unos BF muy superiores a los de nuestro estudio (87 y 11 con respecto al hígado y al riñón de su hospedador, *Rattus norvegicus*, en la zona de estudio de mayor contaminación). Igualmente ocurre en el estudio de Torres *et al.* (2006) que, empleando el modelo *Skrjabinotaenia lobata*/*Apodemus sylvaticus* citan valores superiores a los nuestros (53,2 y 8,5 respecto a los mismos órganos), así como con el estudio de Jankovská *et al.* (2009) con el modelo *Paranoplocephala dentata*/*Microtus agrestis*, en el que el cestodo es capaz de acumular el Pb 37 veces más que el hígado de su hospedador. Por otro lado, Torres *et al.* (2004) al analizar al cestodo *Gallegoide sarfaai* obtienen resultados parecidos a los nuestros (BF hígado=20 y BF riñón=6), al igual que ocurre con el estudio de Torres *et al.* (2011) en la isla de El Hierro con el modelo *Rodentolepis microstoma*/*Mus domesticus*, en el cual el parásito acumula este metal pesado una media de 18,1 veces más que el hígado del hospedador. Finalmente, los resultados de Baruš *et al.* (2003) con el modelo *Inermicapsifer arvicanthidis*/*Heliophobius argenteocinereus* son claramente inferiores (BF hígado= 6,09).

Estas diferencias de resultados del Pb entre los distintos modelos ya han sido comentadas por otros autores. Así, Eira *et al.* (2005) atribuyen este fenómeno a la existencia de posibles diferencias en los procesos de absorción entre las familias de cestodos. Sin

embargo, basándonos en las altas desviaciones observadas, nos inclinamos a pensar, coincidiendo con Sures *et al.* (2003) y Torres *et al.* (2004), que sea el tamaño del cestodo (y por tanto su grado de madurez) lo que condicione las diferencias en la concentración; es decir, cuanto más maduro sea un proglótido, mayor será la concentración de Pb que alcance, de manera que en función de la porción del estróbilo del cestodo que se analice, así serán mayores o menores las concentraciones detectadas en el laboratorio.

4.2.1.4. Cadmio

Los valores estadísticos de los resultados de las concentraciones de Cd en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*, expresados en $\mu\text{g/g}$ peso seco, se muestran en la tabla 7.

Tabla 7: Estadísticos descriptivos de las concentraciones ($\mu\text{g/g}$ ps) de Cd los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>R. tetragona</i>
Media	0,33	2,37	0,02	0,00	0,02	0,16
Desviación típica	0,26	2,19	0,03	0,01	0,03	0,25
Mediana	0,27	1,70	0,01	0,00	0,01	0,09
Máximo	1,48	11,39	0,13	0,04	0,13	1,00
Mínimo	0,04	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00
n	50	50	50	50	50	50

En la figura 18 se exponen la tendencia central, dispersión y simetría, así como los valores atípicos de Cd en los tejidos de las palomas analizadas y en los especímenes de *R. tetragona* encontrados en ellas.

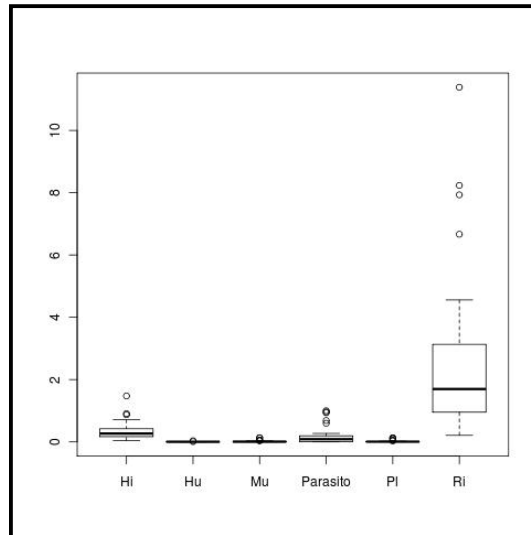


Figura 18: Diagrama de cajas de la concentración de Cd ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

La distribución porcentual de Cd en los tejidos de la paloma analizados y en *R. tetragona* se representa en la figura 19.

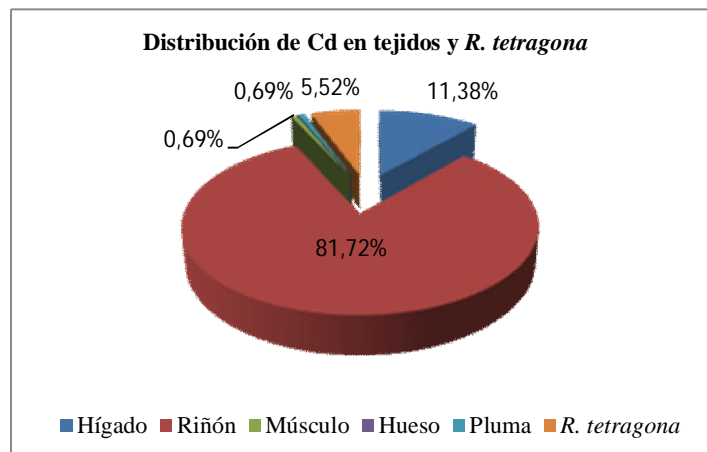


Figura 19: Porcentajes de distribución de Cd en los tejidos de paloma y en *R. tetragona*

El tejido de la paloma que mayor acumulación de Cd presenta es el riñón ($2,37 \pm 2,19 \mu\text{g/g ps} / 0,62 \mu\text{g/g ph}$). Este resultado era esperable ya que el Cd tiende a acumularse, en orden decreciente, en los siguientes tejidos de las aves: riñón, hígado, hueso y músculo (Thomson, 1990; Eisler, 2007). En el riñón se almacena unido a metalotioneínas, cuya síntesis es estimulada por el propio metal (Goyer, 1996). A esta tendencia de acumulación se une, además, una tasa de eliminación muy baja y una vida media del Cd en riñón de 10-

20 años (Mencías y Mayero, 2000). A la vista de los datos obtenidos, podemos pensar que estamos ante una exposición crónica a bajas dosis, como suele ser la que ocurre en el medio ambiental, y que se caracteriza porque provoca niveles renales superiores a los hepáticos (Scheuhammer, 1987). Por el contrario, en nuestro estudio no se ha detectado la presencia de Cd en el hueso, probablemente debido a que este metal no muestra afinidad por el tejido óseo (García-Fernández, 1996). Igualmente, la presencia de Cd en músculo ha sido prácticamente nula, coincidiendo con los resultados de Battaglia *et al.* (2005).

La concentración media de Cd en riñón ($2,37 \pm 2,19 \mu\text{g/g ps}$ / $0,62 \mu\text{g/g ph}$) obtenida en nuestro estudio, es semejante a los resultados obtenidos por Schilderman *et al.* (1997) en zonas de Holanda con baja contaminación ambiental, por Nam *et al.* (2004b) también en una zona control de Corea con escasa contaminación y, finalmente por Torres *et al.* (2010) en las Islas Canarias. Por el contrario, es bastante inferior a la descrita en los estudios realizados por Delgado *et al.* (1994) en México, Schilderman *et al.* (1997) en Holanda y Nam *et al.* (2004b) en Corea, en palomas que habitan zonas de alto y medio nivel de contaminación (ver anexoII). A la vista de estos resultados podemos pensar que la zona de estudio no presenta altos niveles de contaminación por este elemento.

Los niveles de Cd hallados en el cestodo ($0,16 \pm 0,25 \mu\text{g/g ps}$) son inferiores a los descritos en el riñón ($2,37 \pm 2,19 \mu\text{g/g ps}$), por lo que el BF correspondiente es de $0,12 \pm 0,26$.

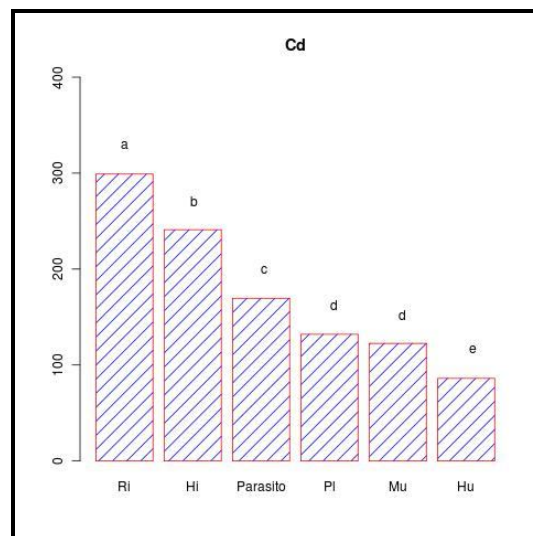


Figura 20: Resultado de las comparaciones de la concentración de Cd en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

El test de Friedman (figura 20) indica que las concentraciones medias presentes en *R. tetragona* tienen diferencias significativas respecto a las concentraciones medias de los tejidos de la paloma, al igual que ocurre entre los valores de Cd detectados en los restantes tejidos, salvo en el caso de la pluma y el músculo, que han sido los únicos tejidos que no han presentado diferencias estadísticamente significativas entre ellos.

Nuestros resultados coinciden con estudios previos realizados en ecosistemas terrestres en los que el parásito no supera los valores de Cd obtenidos en el riñón, aunque sí son superiores a las concentraciones detectadas en otros órganos del hospedador. Por ejemplo, Baruš *et al.* (2000) con dos modelos de aves rapaces (*Accipiter gentilis* y *Buteo buteo*) y los cestodos que las parasitan (*Mesocestoides perlatus* y *Cladotaenia globitera*), indican que los BF en relación al hígado son 1,43 y 2,26, respectivamente. En el estudio de Eira *et al.* (2005) con el sistema *Oryctolagus cuniculus/Mosgovoyia ctenoides*, el cestodo únicamente iguala o supera muy débilmente al hígado y músculo del hospedador. Torres *et al.* (2010), con *R. micracantha*, observan que el parásito únicamente supera el valor alcanzado por el músculo de la paloma (BF: 7,90). Estos mismos autores, cuando analizan otros parásitos de roedores, encuentran que, en el modelo *Apodemus sylvaticus/Skrjabinotaenia lobata*, los niveles de Cd en el cestodo son similares a los del hígado y entre 3 y 5,5 veces menores que los del riñón de su hospedador y, en el caso del modelo *Apodemus sylvaticus/Gallegoide sarfaai*, el parásito en ningún caso alcanza los valores de Cd de cualquier tejido analizado del hospedador (Torres *et al.*, 2004, 2006).

Por el contrario, Jankovská *et al.* (2010b), en el modelo *Ovis aries/Moniezia expanda*, detectaron que el cestodo era capaz de concentrar el Cd 1,5 veces más que el riñón del hospedador, aunque en este caso el hígado de la oveja acumuló más Cd que el cestodo. Unos valores similares obtienen Torres *et al.* (2011) en la isla de El Hierro (Canarias) con el modelo *Mus domesticus/Rodentolepis microstoma*, en el que la concentración de Cd fue 1,2 veces mayor en el cestodo que en el riñón de su hospedador.

A la vista de los resultados obtenidos en el presente estudio, el binomio *C. livia/R. tetragona* no parece recomendable como un efectivo sistema para biomonitorizar la contaminación medioambiental por Cd.

4.2.1.5. Cromo

Las concentraciones detectadas en hígado, riñón, músculo, hueso, pluma, así como en el cestodo *R. tetragona*, quedan recogidas en la tabla 8.

Tabla 8: Estadísticos descriptivos de las concentraciones ($\mu\text{g/g ps}$) de Cr en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>R. tetragona</i>
Media	0,57	0,53	0,65	0,34	2,39	1,19
Desviación típica	0,32	0,25	0,28	0,48	2,72	1,72
Mediana	0,47	0,46	0,64	0,24	1,52	0,93
Máximo	1,69	1,53	1,34	3,25	15,68	11,61
Mínimo	0,15	0,20	0,00	0,03	0,43	0,00
n	50	50	50	50	50	50

Los resultados registrados tras determinar la concentración de Cr en los cinco tejidos de las palomas seleccionados en este trabajo, así como en los ejemplares de *R. tetragona* que albergaban, mostraron la tendencia central, dispersión, simetría y valores atípicos que se han recogido en la figura 21.

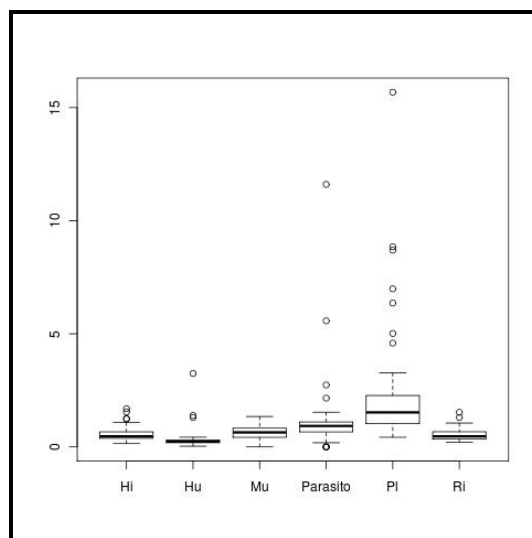


Figura 21: Diagrama de cajas de la concentración de Cr ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

La distribución porcentual de Cr en los tejidos de la paloma analizados y en *R. tetragona* se muestra en la figura 18.

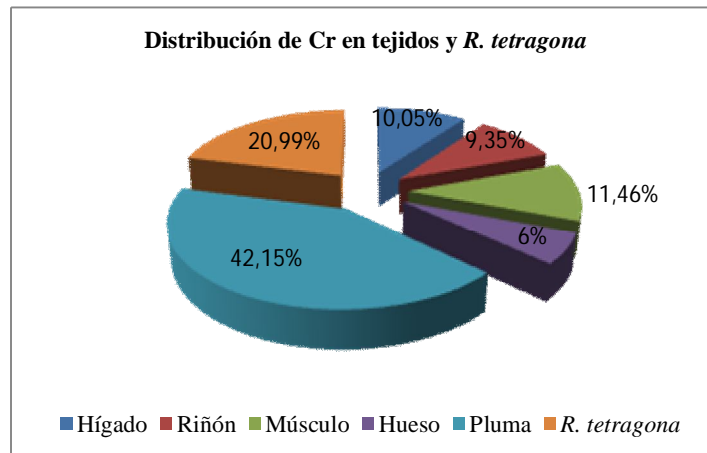


Figura 22: Porcentajes de distribución de Cr en los tejidos de paloma y en *R. tetragona*.

Al fijarnos únicamente en los tejidos de la paloma, observamos que la pluma ha alcanzado la mayor concentración de Cr ($2,39 \pm 2,72 \mu\text{g/g ps}/2,15 \mu\text{g/g ph}$), representando éstas el 53% del total de la carga corporal detectada de este metal. Por el contrario, los niveles más bajos se hallaron en hueso (8%). Estos resultados parecen indicar que el Cr presenta un transporte importante hacia la pluma lo cual no sorprende ya que éstas son lugares de eliminación del Cr (Burger, 1996).

Los niveles de Cr obtenidos en el presente estudio ($2,15 \mu\text{g/g ph}$) son similares a los descritos por Torres *et al.* (2010) en la pluma de palomas de las Islas Canarias ($2,66 \mu\text{g/g ph}$). Al comparar los datos del resto de los tejidos con los encontrados por mismos estos autores, vemos que las concentraciones presentes en músculo ($0,19 \mu\text{g/g ph}$), hígado ($0,16 \mu\text{g/g ph}$) y riñón ($0,14 \mu\text{g/g ph}$) de las palomas de Almería son menores ($0,61$, $0,52$ y $0,51 \mu\text{g/g ph}$, respectivamente). De igual forma, nuestros resultados ($2,39 \pm 2,72 \mu\text{g/g peso seco}$) son inferiores a los detectados por Delgado *et al.* (1994) en el riñón de palomas tanto de la zona control ($1,17 \mu\text{g/g peso seco}$) como de la zona urbana ($4,34 \mu\text{g/g peso seco}$) de la ciudad de México. Estos resultados nos inducen a pensar de nuevo que, en la ciudad de Almería, el grado de contaminación por Cr no es demasiado elevado.

Por lo que respecta a *R. tetragona*, no llega a alcanzar las concentraciones de Cr encontradas en la pluma del hospedador, pero el valor detectado en este cestodo es

aproximadamente el doble del resto de los tejidos analizados de la paloma (BFs medios: hígado=2,73, riñón=2,53, músculo=1,92, hueso=5,73).

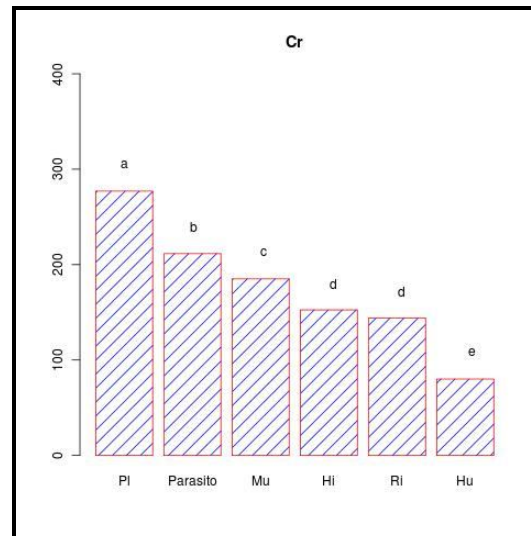


Figura 23: Resultado de las comparaciones de la concentración de Cr en los tejidos de la paloma y en *R. tetragona*.

Al observar la figura 23, que muestra el resultado del test de Friedman, vemos que la diferencia entre la concentración media de Cr en la pluma y en *R. tetragona* es significativa. Si nos fijamos solamente en los tejidos de la paloma vemos que las únicas concentraciones de Cr que no presentan diferencias significativas entre sí son las encontradas en hígado y riñón.

El Cr apenas ha sido contemplado en el modelo parásito-hospedador terrestre. En el caso de este metal, hay pocos datos en la bibliografía consultada ya que el Cr, en la mayoría de los estudios, aparece por debajo del límite de detección. En el estudio de Torres *et al.* (2010) con *Raillietina micracantha*, el parásito no alcanza los niveles de Cr que se obtienen en los diversos tejidos analizados del ave, mientras que en nuestro estudio, *R. tetragona* supera las concentraciones halladas en los tejidos internos de la paloma (hígado, riñón, músculo y hueso). Jankovská *et al.* (2010a), en su ensayo con el modelo *Vulpes vulpes/Mesocestoides* sp, únicamente analizan hígado y riñón del hospedador, y encuentran unos BFs medios (BF/hígado = 3,1 y BF/riñón = 2,5) similares a los nuestros. Valores mucho más bajos a los encontrados en nuestro estudio son los que describen Jankovská *et al.* (2009) en los modelos *Microtus agrestis/Paranoplocephala dentata* y *Clethrionomys*

glareolus/Paranoplocephala dentata, en los que el cestodo acumula el Cr únicamente 0,70 y 0,58 veces más que el hígado de sus respectivos hospedadores.

Según estos resultados, la facilidad en la recogida de las plumas, que no hace necesario el sacrificio del ave ni el empleo de métodos cruentos de toma de muestras o biopsias, y el hecho de que en ellas se concentre el Cr en mayor proporción que en otros tejidos de la paloma, indica que no es eficaz seleccionar al parásito como biomonitor en vez de recurrir a la recogida de plumas para analizar el contenido de este metal; no obstante, sólo en el caso de que se plantease un estudio de concentración de Cr en tejidos y órganos internos de la paloma, cabría la posibilidad de considerar la conveniencia de escoger al cestodo en lugar de alguno de los tejidos internos del ave.

4.2.2. Parasitaciones simples por *Ascaridia columbae*

El limitado tamaño de muestra del que disponemos (n=7), como consecuencia de la escasa prevalencia (2,8 %) de infecciones simples por *A. columbae*, hace que la discusión de los resultados obtenidos en este tipo de infecciones deba ser realizada con cautela, sin poder llegar a conclusiones definitivas hasta que no se aumente el tamaño muestral.

Las concentraciones detectadas en los tejidos analizados de la paloma (n=7) y en *A. columbae* se muestran en la tabla 9.

Tabla 9: Concentración de metales en diferentes tejidos de la paloma (n=7) y en *A. columbae* ($\mu\text{g/g}$ ps; media \pm de.).

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>A. columbae</i>
Mn	4,40 \pm 1,51	17,59 \pm 10,41	1,73 \pm 0,44	2,02 \pm 0,74	2,80 \pm 1,60	34,57 \pm 22,68
Zn	44,55 \pm 16,68	40,30 \pm 8,28	17,12 \pm 6,67	67,34 \pm 8,30	42,42 \pm 5,65	143,78 \pm 87,93
Pb	0,55 \pm 0,55	1,09 \pm 1,39	0,18 \pm 0,29	9,02 \pm 6,60	3,27 \pm 2,40	0,22 \pm 0,51
Cd	0,13 \pm 0,09	0,42 \pm 0,33	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,00	0,01 \pm 0,00	0,48 \pm 0,38
Cr	0,88 \pm 0,53	0,72 \pm 0,32	1,00 \pm 0,60	0,24 \pm 0,14	2,12 \pm 1,29	1,27 \pm 0,78

En las figuras 24 y 25 se reflejan las concentraciones medias de los metales (esenciales y pesados, respectivamente) en la paloma y en *A. columbae*.

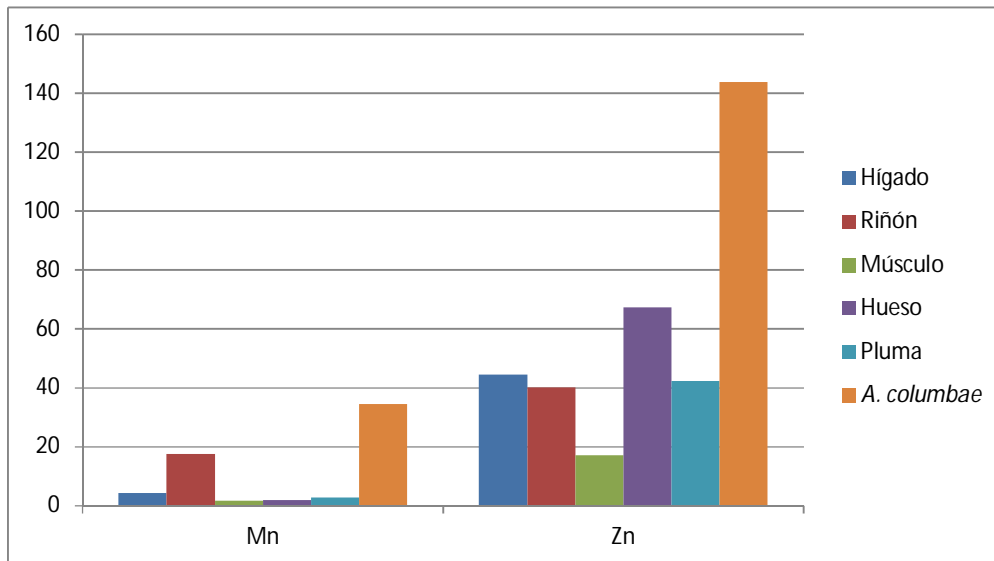


Figura 24: Concentración media de metales esenciales ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

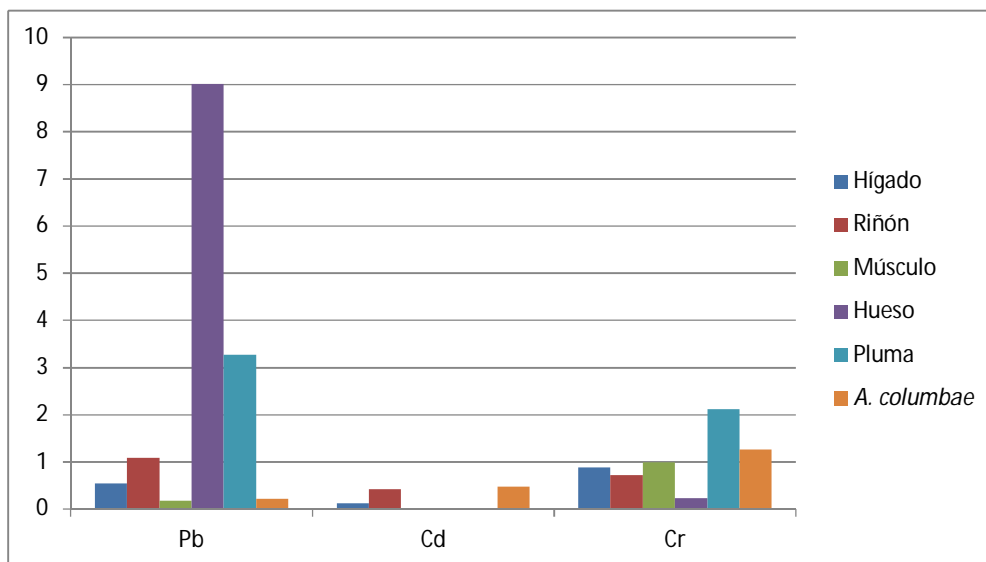


Figura 25: Concentración media de metales pesados ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

Se puede observar en la tabla 9 y en la figura 24 cómo *A. columbae* acumula el Mn y el Zn en una concentración que supera los niveles alcanzados en el riñón y en el hueso, que son respectivamente los tejidos en los que cada uno de estos metales esenciales alcanzó mayores concentraciones. En relación a los metales pesados, como vemos en la tabla 9 y en la figura 20, únicamente en el caso del Cd se ha detectado que *A. columbae* supera muy ligeramente el valor alcanzado por este metal en el tejido renal de la paloma.

Si nos fijamos exclusivamente en los tejidos de las palomas, vemos que el patrón toxicocinético de bioacumulación es el mismo que en el caso de parasitaciones simples por *R. tetragona*, es decir, el Mn y el Cd se concentran en mayor proporción en riñón, el Pb y el Zn en hueso y el Cr en la pluma. Parece por tanto, en este caso, que el tipo de parasitación no modifica cualitativamente el fenómeno de captación y acumulación de cada uno de estos metales en los tejidos de la paloma.

Los BFs de *A. columbae* con respecto a los tejidos de la paloma analizados se muestran en la tabla 10. Al comparar estos valores con los BFs obtenidos en las infecciones simples por *R. tetragona* observamos que este cestodo, concentra el Mn, Zn, Pb y, en general, el Cr en mayor proporción que *A. columbae*. Por el contrario, en relación al Cd, *A. columbae* presenta una mayor capacidad de acumulación de este metal.

Tabla 10: Factores de bioconcentración de Mn, Pb, Zn, Cd y Cr detectados en *A. columbae* en relación con los tejidos de la paloma (media±de).

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma
Mn	8,87±7,41	3,55±4,37	22,30±15,62	20,09±17,12	20,98±23,08
Zn	3,60±2,80	3,70±2,10	9,36±4,69	2,12±1,21	3,44±2,12
Pb	0,42±0,89	0,40±0,99	12,74±19,90	0,05±0,14	0,04±0,07
Cd	3,58±2,38	1,75±2,20	165,70±125,69	123,80±113,45	86,94±96,37
Cr	1,97±1,88	2,34±2,82	1,56±1,26	10,31±12,40	0,77±0,58

Los resultados obtenidos para cada uno de los metales estudiados en los distintos tejidos y en *A. columbae* se exponen y discuten en los siguientes apartados.

4.2.2.1. Manganeso

En la tabla 11 se detallan los resultados que se han obtenido al analizar la acumulación de Mn en los tejidos de la paloma y en el nematodo *A. columbae*.

Tabla 11: Estadísticos descriptivos de las concentraciones ($\mu\text{g/g ps}$) de Mn en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>A. columbae</i>
Media	4,40	17,59	1,73	2,02	2,80	34,57
Desviación típica	1,51	10,41	0,44	0,74	1,60	22,68
Mediana	4,10	15,14	1,70	1,95	2,90	31,16
Máximo	7,11	32,73	2,56	3,25	5,49	69,52
Mínimo	2,11	2,14	1,12	1,03	0,71	0,50
n	7	7	7	7	7	7

La tendencia central, dispersión y simetría de los datos de estudio de las concentraciones de Mn, tanto en *A. columbae* como en los tejidos de la paloma, así como los valores atípicos encontrados se detallan en la figura 26.

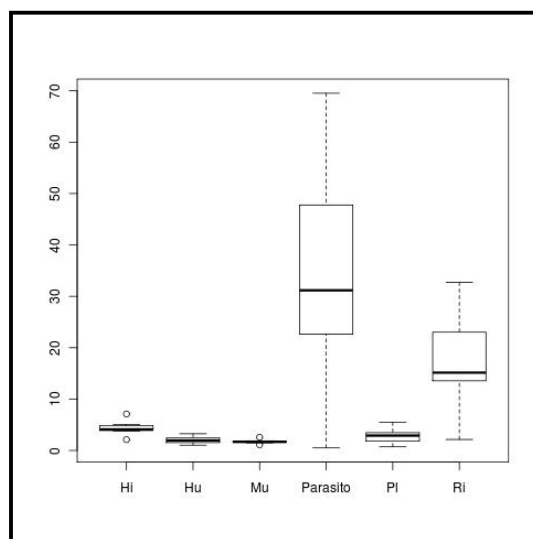


Figura 26: Diagrama de cajas de la concentración de Mn ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

En la figura 27 se muestra la distribución porcentual de Mn en los tejidos de la paloma analizados y en *A. columbae*.

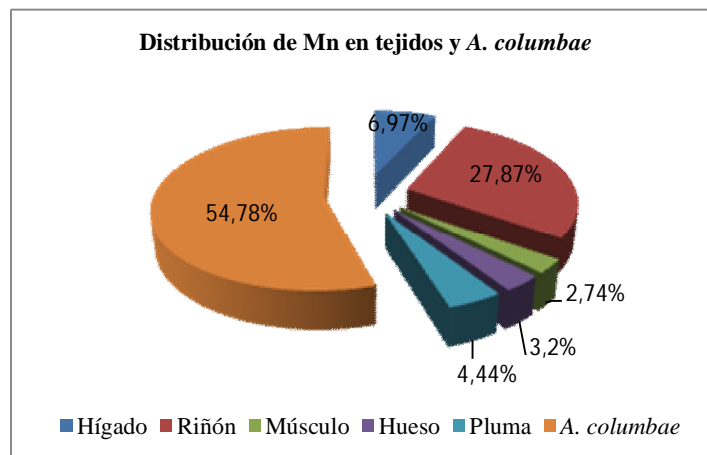


Figura 27: Porcentajes de distribución de Mn en los tejidos de paloma y en *A. columbae*.

En relación a este elemento, *A. columbae* presenta un valor mayor ($34,57 \pm 22,68 \mu\text{g/g ps}$) que el obtenido en el riñón de la paloma ($17,59 \pm 10,41 \mu\text{g/g ps}$), aunque la diferencia no llega a alcanzar el nivel de *R. tetragona*. Así, en el caso del cestodo, el BF del Mn en riñón es 5,56, en tanto que en el caso del nematodo, el BF del Mn en riñón es del 3,55.

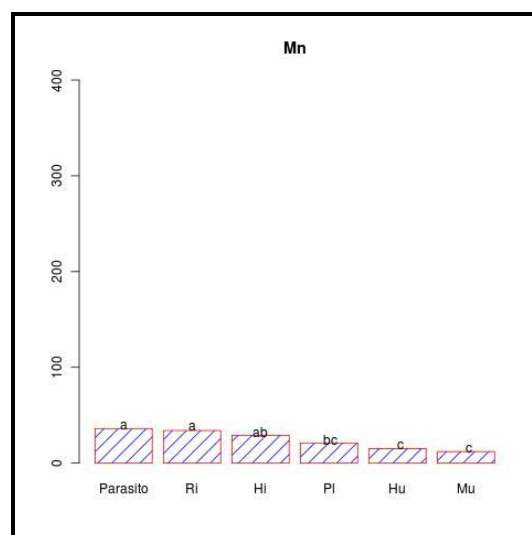


Figura 28: Resultado de las comparaciones de la concentración de Mn en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

Como podemos observar en la figura 28, el test de Friedman refleja que la diferencia entre la concentración de Mn en el parásito y en riñón e hígado de la paloma no es significativa. Por el contrario, las diferencias entre las concentraciones de este metal en *A. columbae*, en pluma, hueso y músculo sí son significativas. Al considerar únicamente los tejidos de la paloma no encontramos diferencias significativas entre las concentraciones de Mn en riñón e hígado, entre las alcanzadas en hígado y pluma y, por último, tampoco entre las concentraciones que el Mn alcanza en pluma, hueso y músculo.

Hasta la fecha, apenas disponemos de referencias de autores que hayan realizado estudios de la acumulación de Mn en nematodos que parasiten hospedadores de biotopos terrestres, ya sea en aves o en mamíferos. En biotopos marinos, el estudio de Selda Tekin-Özan (2007) determina el contenido de Mn en el binomio *Raphidascaris acus/Esox lucius* pero, tanto en el hospedador como en el nematodo, este metal esencial aparece por debajo del límite de detección. Por el contrario, Szefer *et al.* (1998) observan que el nematodo pulmonar *Pseudalius inflexus* acumula el Mn en mayor proporción que su hospedador, la marsopa (*Phocoena phocoena*). Concretamente, el parásito concentró este metal 45,7 veces más que el pulmón de la marsopa. Sin embargo, es difícil comparar estos resultados ya que estamos ante especies que viven en diferentes biotopos (marino y terrestre), ante distintos tejidos analizados y, además, se trata de estudios realizados sobre especies distintas de hospedadores.

Aunque nuestros resultados sugieren que *A. columbae* podría ser un organismo eficaz captando y acumulando Mn, la escasa frecuencia en que ha aparecido este nematodo en las palomas examinadas, así como la existencia de otros parásitos más eficaces y prevalentes en el mismo hospedador (como es el caso del cestodo *R. tetragona*), hacen que haya que tomar con reservas su utilidad práctica como biomonitor.

4.2.2.2. Cinc

A continuación (tabla 12) se recogen los valores de acumulación de Zn en los cinco tejidos de la paloma estudiados y en *A. columbae*.

Tabla 12: Estadísticos descriptivos de las concentraciones ($\mu\text{g/g ps}$) de Zn en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>A. columbae</i>
Media	44,55	40,30	17,12	67,34	42,42	143,78
Desviación típica	16,68	8,28	6,67	8,30	5,65	87,93
Mediana	37,15	41,93	17,25	71,23	43,18	165,67
Máximo	78,94	53,96	29,99	78,87	48,87	280,33
Mínimo	27,54	29,07	9,43	55,94	32,44	7,88
n	7	7	7	7	7	7

En la figura siguiente se representa la tendencia central, dispersión, simetría y valores atípicos que han presentado las concentraciones de Zn en los cinco tejidos de las palomas seleccionados en este trabajo, así como en *A. columbae*.

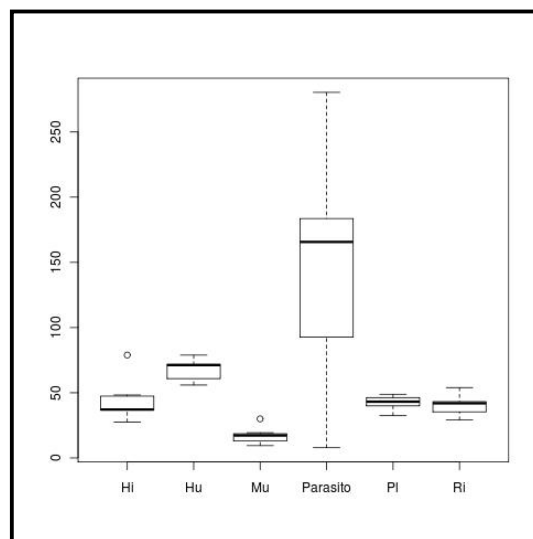


Figura 29: Diagrama de cajas de la concentración de Zn ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

La distribución porcentual de Zn en los tejidos de la paloma analizados y en *A. columbae* se muestran en la figura 30.

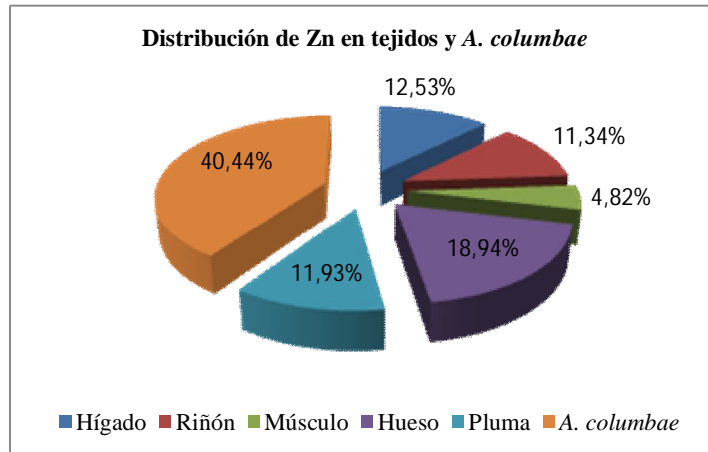


Figura 30: Porcentajes de distribución de Zn en los tejidos de paloma y en *A. columbae*.

En relación al Zn, el nematodo alcanza una concentración de $143,78 \pm 87,93 \mu\text{g/g ps}$, valor algo más del doble que el obtenido en el hueso de la paloma ($67,33 \pm 8,30 \mu\text{g/g ps}$). La relación entre ambas concentraciones se corresponde con un BF de 2,12, que es menor al observado en el caso de *R. tetragona* (BF=3,71).

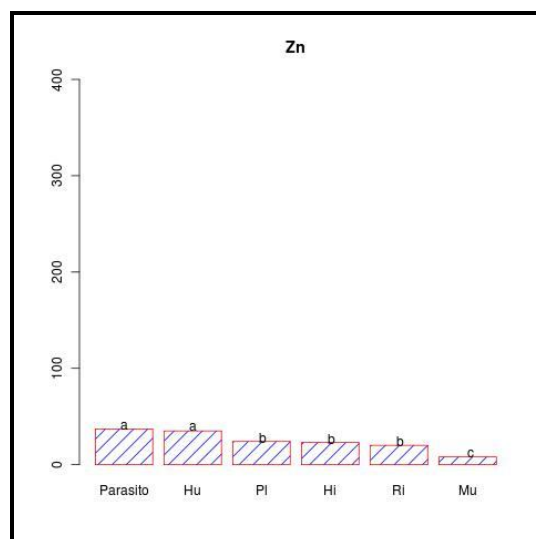


Figura 31: Resultado de las comparaciones de la concentración de Zn en los tejidos de la paloma y *A. columbae*.

El test de Friedman (figura 31) indica que la diferencia encontrada entre la concentración de Zn en *A. columbae* y en el hueso de la paloma no es significativa. Por el contrario, con respecto a la concentración de Zn en pluma, hígado, riñón y músculo sí aparecen diferencias significativas.

Baruš *et al.* (2003), también demuestran valores superiores de Zn en el nematodo *Protospirura muricola* al compararlo con el hígado y el músculo del roedor que lo hospeda (*Heliophobius argenteocinereus*) pero no lo analizan en el hueso, como nosotros, sino que lo hacen en relación al hígado y músculo. Con respecto a estos dos tejidos, nuestros valores de BF son también superiores (BF hígado: 3,60 vs 1,87 y BF músculo: 9,36 vs 2,72).

A la vista de los resultados obtenidos en nuestro estudio, *A. columbae* podría ser considerado como un buen indicador de contaminación por Zn debido a su capacidad para acumular este metal esencial pero, de nuevo y como hemos apuntado anteriormente, su escasa prevalencia hace que su elección como biomonitor deba ser considerada con prudencia.

4.2.2.3. Plomo

En la tabla 13 se detallan los resultados que hemos obtenido en el análisis estadístico de las concentraciones de Pb tanto en los tejidos de la paloma como en el nematodo *A. columbae*.

Tabla 13: Estadísticos descriptivos de las concentraciones ($\mu\text{g/g ps}$) de Pb en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>A. columbae</i>
Media	0,55	1,09	0,18	9,02	3,27	0,22
Desviación típica	0,55	1,39	0,29	6,60	2,40	0,51
Mediana	0,28	0,60	0,03	7,61	2,16	0,00
Máximo	1,49	4,20	0,81	19,67	6,92	1,36
Mínimo	0,07	0,21	0,00	3,25	0,76	0,00
n	7	7	7	7	7	7

Los datos de la concentración de Pb en hígado, riñón, músculo, hueso y pluma de las paloma y en los ejemplares de *A. columbae* que las parasitaban mostraron la tendencia central, dispersión y simetría que se observa en la figura 32, donde también quedan reflejados los valores atípicos encontrados.

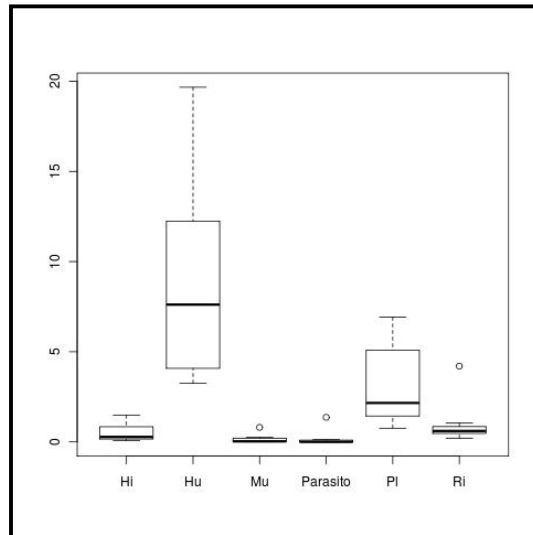


Figura 32: Diagrama de cajas de la concentración de Pb ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

En la siguiente figura se muestra la distribución porcentual de Pb en los tejidos de la paloma analizados y en *A. columbae*.

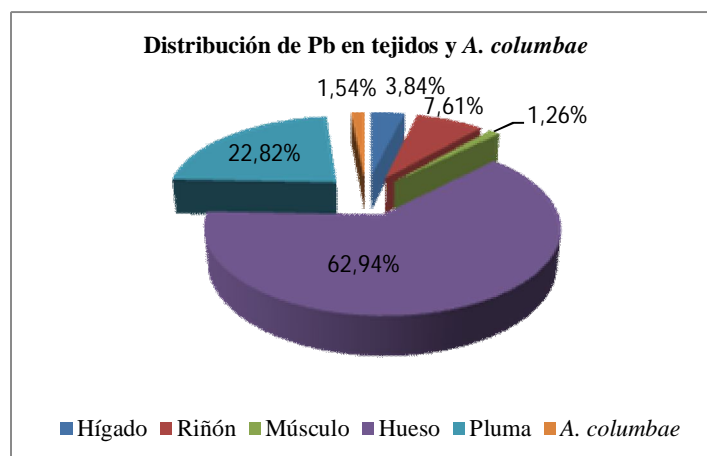


Figura 33: Porcentajes de distribución de Pb en los tejidos de paloma y en *A. columbae*.

Con respecto al Pb, *A. columbae* no se ha mostrado eficaz a la hora de acumular este metal ya que la concentración alcanzada en el nematodo ($0,22 \pm 0,51 \mu\text{g/g ps}$) únicamente supera, por muy poco, el valor alcanzado por el músculo del hospedador.

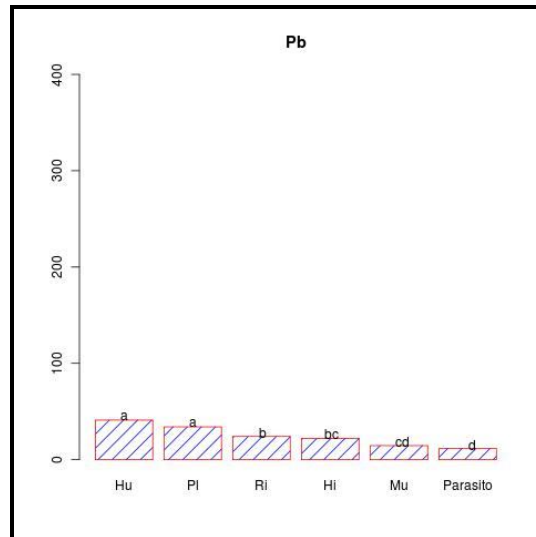


Figura 34: Resultado de las comparaciones de la concentración de Pb en los tejidos de la paloma y *A. columbae*.

En la figura 34 se muestran los resultados del test Friedman. En este caso, vemos que las diferencias de las concentraciones de Pb entre el parásito y hueso, pluma, riñón e hígado de la paloma son significativas. Por el contrario, no hay diferencias significativas entre el valor del Pb detectado en el nematodo y el músculo de su hospedador.

En este tipo de parasitaciones, la concentración media de Pb en el nematodo sigue presentando una alta desviación típica, aunque no tan elevada como la observada en las parasitaciones simples por *R. tetragona*.

En la bibliografía consultada existe una gran divergencia entre los resultados obtenidos a partir de distintos modelos de hospedador-parásito respecto a la acumulación del Pb. En algunos casos, el parásito no ofrece ninguna ventaja como biomonitor frente a los tejidos del hospedador. Así, Sures *et al.* (1998), encuentran que los tejidos del cerdo acumulan más Pb que su parásito *Ascaris suum*. Nuestros resultados están en consonancia con los ofrecidos por estos autores, pero difieren de los obtenidos por Baruš *et al.* (2001, 2003), aunque de nuevo, ninguno de estos autores analizan los valores en el hueso; en

concreto, con el modelo *Protospirura muricola/Heliophobius argenteocinereus*, estos últimos autores obtienen un BF de 14,32 y 11,13 para hígado y músculo, respectivamente, y con el modelo *Contraecum rudolphii/Phalacrocorax carbo* obtienen un rango de valores de BF entre 5,58 y 7,25 para el hígado y 1,81 y 2,35 para el músculo.

Estos resultados parecen indicar que los nematodos antes citados, en sus respectivos hospedadores terrestres, presentan una capacidad acumuladora de Pb muy variada, si bien sería necesario estudiar más modelos para poder establecer con carácter general esta afirmación. En biotopos marinos, los ascáridos sí han demostrado generalmente un mayor poder de bioacumulación. Así, Pascual y Abollo (2003), cita para *Anisakis simplex* unos valores de acumulación de Pb 23,83 veces superior al detectado en hígado y en tejido renal del delfín listado (*Stenella coeruleoalba*) y 13,93 y 7,94 veces superior a los mismos tejidos del calderón común (*Globicephala melas*).

4.2.2.4. Cadmio

Los resultados del análisis de la concentración de Cd en tejidos de las palomas analizadas y *A. columbae*, junto con los valores de la estadística descriptiva correspondiente, se resumen en la tabla 14.

Tabla 14: Estadísticos descriptivos de las concentraciones ($\mu\text{g/g ps}$) de Cd en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>A. columbae</i>
Media	0,13	0,42	0,01	0,01	0,01	0,48
Desviación típica	0,09	0,33	0,01	0,00	0,00	0,38
Mediana	0,10	0,44	0,00	0,00	0,01	0,34
Máximo	0,31	1,04	0,04	0,02	0,01	1,17
Mínimo	0,04	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
n	7	7	7	7	7	7

En la siguiente figura se exponen la tendencia central, dispersión y simetría, así como los valores atípicos de Cd en los tejidos de las palomas analizadas y en los ejemplares de *A. columbae* aislados en ellas.

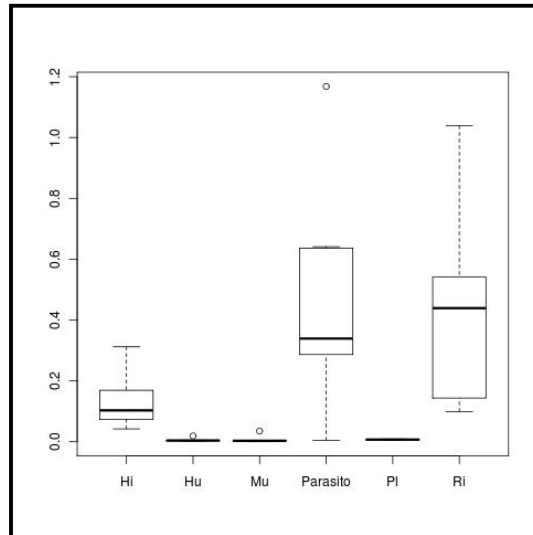


Figura 35: Diagrama de cajas de la concentración de Cd ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

La distribución porcentual de Cd en los tejidos de la paloma analizados y en *A. columbae* se muestran en la figura 36.

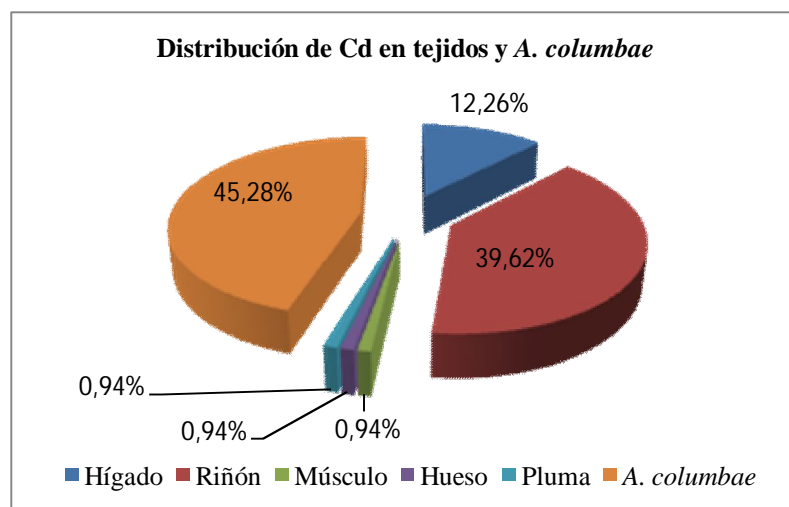


Figura 36: Porcentajes de distribución de Cd en los tejidos la paloma y en *A. columbae*.

En nuestro estudio, si examinamos de forma global las concentraciones que los metales analizados han obtenido en los distintos tejidos y en los dos parásitos, apreciamos que el Cd presenta unos resultados interesantes cuando se comparan los valores alcanzados en *A. columbae* con los detectados en el caso de *R. tetragona*. En concreto, mientras que en *R. tetragona* la concentración de Cd ($0,16 \pm 0,25 \mu\text{g/g ps}$) ha sido inferior a la del riñón de la paloma ($2,37 \pm 2,19 \mu\text{g/g ps}$), en *A. columbae* son ligeramente superiores (en el nematodo es $0,48 \pm 0,38 \mu\text{g/g ps}$, en tanto que en el riñón se ha obtenido una concentración de $0,42 \pm 0,33 \mu\text{g/g ps}$); si esta diferencia la referimos al BF en el riñón, observamos que la diferencia entre el cestodo y el nematodo es notable (0,12 y 1,75, respectivamente).

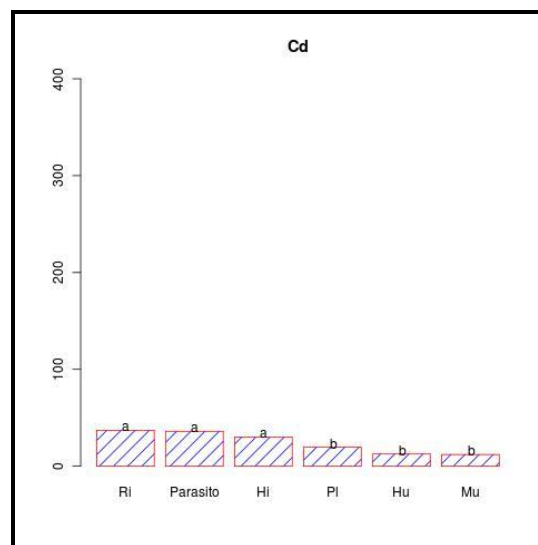


Figura 37: Resultado de las comparaciones de la concentración de Cd en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

Como podemos observar en la figura 37, el test de Friedman indica que las diferencias entre las concentraciones medias de Cd presentes en *A. columbae* son significativas si las comparamos con los valores medios detectados en pluma, hueso y músculo de su hospedador. Sin embargo, no se han detectado diferencias al compararlas con los resultados obtenidos en el riñón y el hígado.

En los estudios realizados hasta el presente, se aprecia que los resultados muestran una gran divergencia. Además, en ninguno de los modelos de parásito-hospedador estudiados se ha analizado la presencia de Cd en el riñón del hospedador, limitándose en todos los casos a analizar este metal pesado en hígado y músculo. Así, Baruš *et al.* (2003),

en el modelo *Protospirura muricola/Heliophobius argenteocinereus*, también encuentran valores superiores de Cd en el nematodo que en el hígado (BF: 1,25) y el músculo (BF: 3,64) del hospedador, aunque en ambos casos son inferiores a los obtenidos en nuestro estudio (3,58 y 165,70 respectivamente). Por el contrario, Baruš *et al.* (2001), trabajando con *Contracaecum rudolphii*, nematodo parásito del cormorán grande, y Sures *et al.* (1998) con *Ascaris suum* en el cerdo, indican que ambos nematodos carecen de eficacia acumuladora de Cd, tal y como también ocurre en los tejidos (hígado y músculo) de sus respectivos hospedadores.

Existen pocos datos en la bibliografía acerca de la capacidad de acumulación de Cd por parte de nematodos y, además, la mayoría hacen referencia al biotopo marino (Sures *et al.*, 1994; Szefer *et al.*, 1998 Tenora *et al.*, 2000). Por lo tanto, dada la necesidad de encontrar nuevos biomonitores en biotopos terrestres, *A. columbae* se presenta como una alternativa muy interesante para la monitorización de la contaminación por este metal. Asimismo, esta especie de nematodo podría ser un complemento ideal en el caso de parasitaciones dobles por *R. tetragona*, en las que el cestodo no supera las concentraciones de Cd presentes en el tejido de mayor acumulación del hospedador.

4.2.2.5. Cromo

En la tabla 15 quedan expresados los resultados de la estadística descriptiva después de analizar la presencia de Cr en los distintos tejidos de paloma y en el nematodo.

Tabla 15: Estadísticos descriptivos de las concentraciones ($\mu\text{g/g ps}$) de Cr en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>A. columbae</i>
Media	0,88	0,72	1,00	0,24	2,12	1,27
Desviación típica	0,53	0,32	0,60	0,14	1,29	0,78
Mediana	0,62	0,63	0,70	0,19	1,44	1,25
Máximo	1,68	1,10	2,02	0,44	4,36	2,40
Mínimo	0,37	0,28	0,50	0,04	0,87	0,00
n	7	7	7	7	7	7

La tendencia central, dispersión y simetría de los datos de estudio de las concentraciones de Cr obtenidas en el nematodo *A. columbae* y en los tejidos de la paloma, así como los valores atípicos encontrados quedan recogidos en la figura 38.

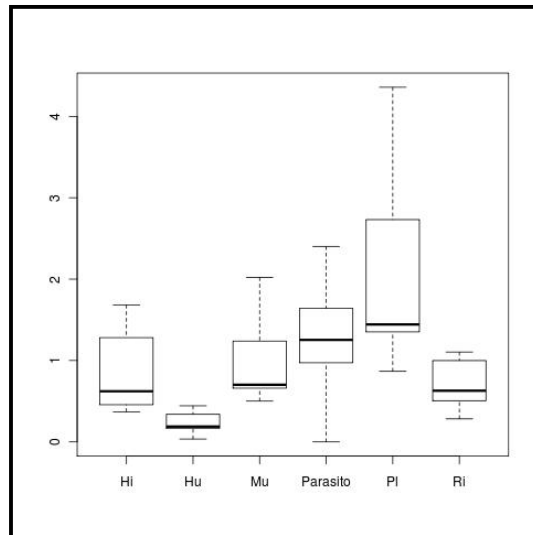


Figura 38: Diagrama de cajas de la concentración de Cr ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

En la figura 39 se muestra la distribución porcentual de Cr en los tejidos de la paloma analizados y en *A. columbae*.

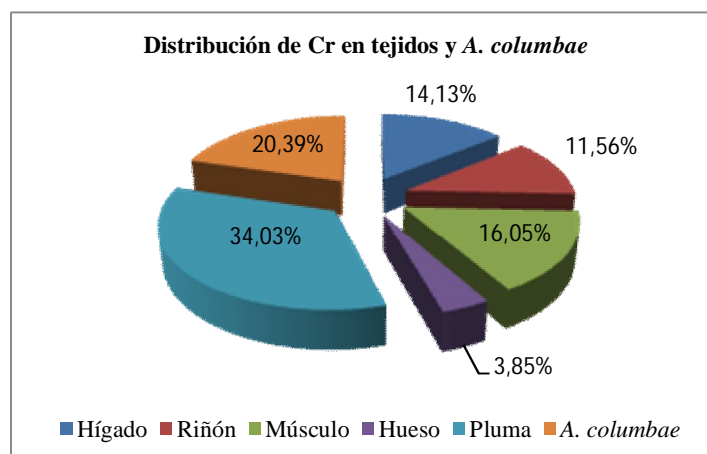


Figura 39: Porcentajes de distribución de Cr en los tejidos de paloma y en *A. columbae*.

Las concentraciones de Cr que se han detectado en *A. columbae* no han sido elevadas ($1,27 \pm 0,78 \mu\text{g/g ps}$) si se comparan con los valores encontrados en la pluma de la paloma ($2,12 \pm 1,29 \mu\text{g/g ps}$). Sin embargo, es de destacar que el nematodo es capaz de acumular este metal en concentraciones superiores a las de cualquier tejido interno de la paloma.

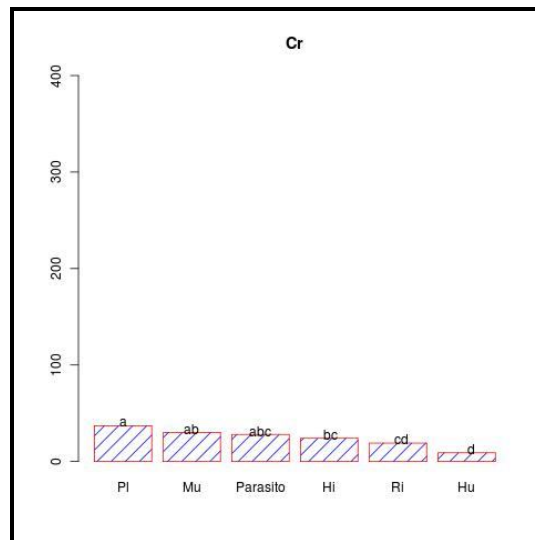


Figura 40: Resultado de las comparaciones de la concentración de Cr en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*.

En la figura 40 se expresan gráficamente los resultados obtenidos tras analizar mediante el test de Friedman las concentraciones de Cr. Se aprecia que los valores de este metal en el parásito únicamente muestran diferencias significativas con la concentración detectada en el hueso de la paloma.

En estudios realizados en biotopos marinos por autores como Baruš *et al.* (2007); Selda Tekin-Özan (2007) o Eira *et al.* (2009) se han encontrado de nuevo resultados divergentes. Así, Baruš *et al.* (2007), observa que el contenido medio de Cr en el nematodo *Philometra ovata* es alrededor de 122 veces mayor que el del músculo de su hospedador, el gobio. Este valor supera notablemente el obtenido por nosotros ($BF= 1,56$). Un valor similar (2,56), aunque algo mayor que el nuestro (1,97), es el que obtienen Eira *et al.* (2009) cuando analizan la concentración de Cr en el nematodo *Anguillicola crassus* y en el hígado de su hospedador, la anguila (*Anguilla anguilla*). Por el contrario, Selda Tekin-Özan (2007) con el

modelo *Raphidascaris acus/Esox lucius* no detectaron niveles de Cr ni en el parásito ni en el hospedador.

4.2.3. Parasitaciones dobles por *Railletina tetragona* y *Ascaridia columbae*

En cuanto a las parasitaciones dobles, dado que tenemos un escaso número de animales en este supuesto (n=3), los resultados que hemos obtenido deben ser valorados por ahora con precaución, a la espera de que, un futuro estudio en el que se incluyan mayor número de palomas con parasitaciones dobles de *A. columbae* y *R. tetragona*, permita llegar a conclusiones epidemiológicas y toxicológicas más sólidas. No obstante, nuestro estudio nos permite apreciar una tendencia, como seguidamente se discute.

Las concentraciones medias detectadas en los tejidos analizados de la paloma, en *R. tetragona* y en *A. columbae* se muestran en la tabla 16.

Tabla 16: Concentración de metales en diferentes tejidos y parásitos de palomas portadoras de *R. tetragona* y *A. columbae* ($\mu\text{g/g}$ ps; media \pm de).

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>R.tetragona</i>	<i>A. columbae</i>
Mn	5,77 \pm 1,62	19,02 \pm 3,30	1,80 \pm 0,36	2,40 \pm 0,30	1,79 \pm 1,38	73,20 \pm 78,18	53,17 \pm 17,17
Zn	59,66 \pm 27,06	49,38 \pm 5,08	17,70 \pm 2,85	64,58 \pm 8,13	27,84 \pm 7,31	209,98 \pm 13,84	149,64 \pm 60,96
Pb	0,46 \pm 0,19	0,79 \pm 0,17	0,03 \pm 0,03	10,85 \pm 2,52	1,23 \pm 0,88	1,40 \pm 0,26	2,60 \pm 0,93
Cd	0,24 \pm 0,09	1,59 \pm 0,36	0,01 \pm 0,00	0,00 \pm 0,00	0,05 \pm 0,07	0,04 \pm 0,02	0,71 \pm 0,62
Cr	0,90 \pm 0,73	0,34 \pm 0,03	0,91 \pm 0,47	0,34 \pm 0,12	1,84 \pm 1,06	0,98 \pm 0,23	1,00 \pm 0,45

En las figuras 41 y 42 se reflejan las concentraciones medias de los metales (esenciales y pesados) en la paloma, en *R. tetragona* y en *A. columbae*.

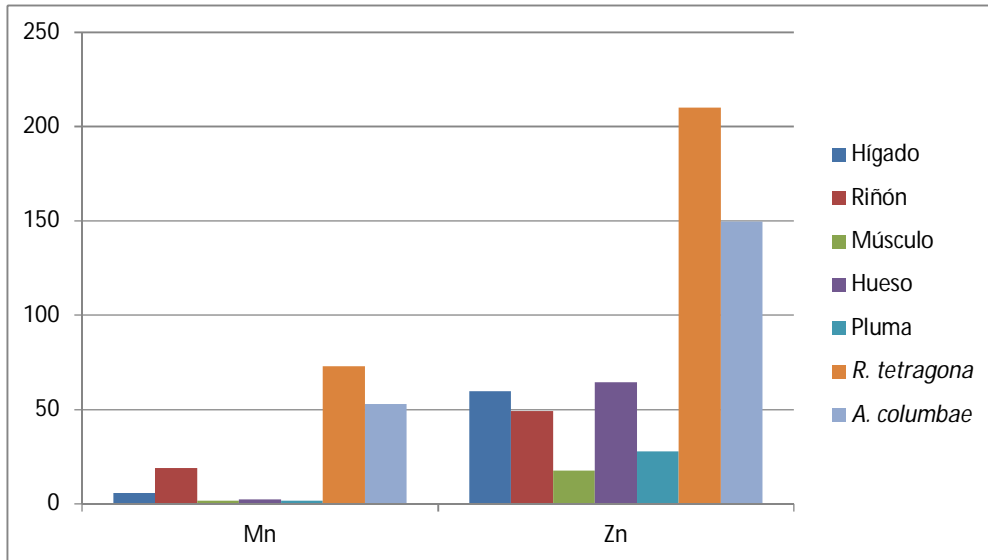


Figura 41: Concentración media de metales esenciales ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de palomas con doble parasitación, así como en *R. tetragona* y *A. columbae*.

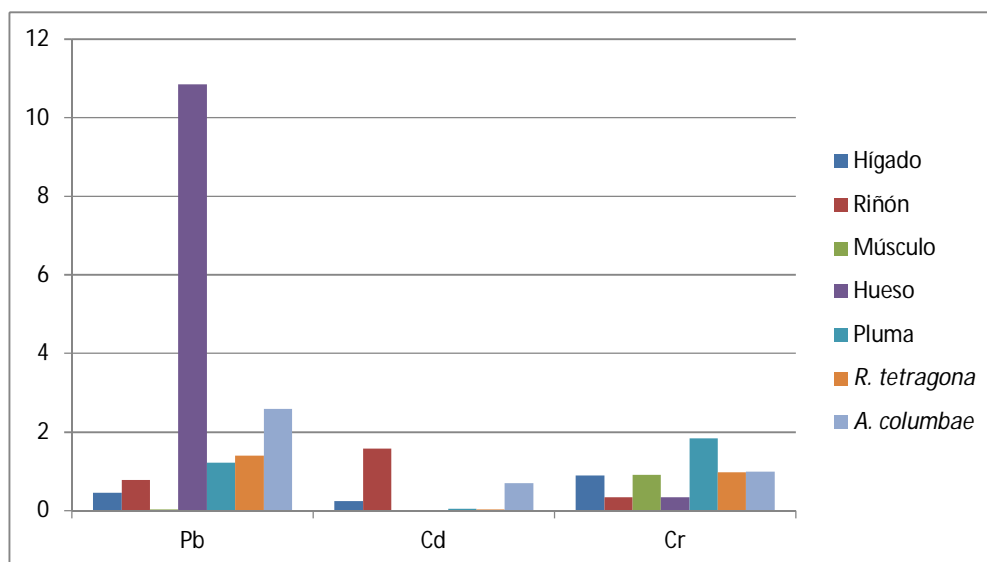


Figura 42: Concentración media de metales pesados ($\mu\text{g/g ps}$) en los tejidos de palomas con doble parasitación, así como en *R. tetragona* y *A. columbae*.

Los BFs de *R. tetragona* y *A. columbae* con respecto a los tejidos de la paloma analizados se muestran en las tablas 17 y 18, respectivamente.

Tabla 17: Factores de bioconcentración de Mn, Pb, Zn, Cd y Cr detectados en *R. tetragona* en parasitaciones dobles en relación con los tejidos de la paloma (media±de).

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma
Mn	14,98±17,08	3,52±3,25	37,41±33,72	33,38±39,04	74,23±91,89
Pb	3,47±1,71	1,83±0,47	19,70±17,28	0,14±0,05	2,59±3,05
Zn	4,31±2,68	4,30±0,73	12,01±1,46	3,30±0,57	8,01±2,74
Cd	0,21±0,21	0,02±0,01	6,55±5,06	15,89±13,02	10,99±16,92
Cr	1,46±0,72	2,91±0,94	1,28±0,59	3,28±1,94	0,68±0,43

Tabla 18: Factores de bioconcentración de Mn, Pb, Zn, Cd y Cr detectados en *A. columbae* en parasitaciones dobles en relación con los tejidos de la paloma (media±de).

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma
Mn	9,71±4,31	2,94±1,36	31,66±16,27	21,82±4,60	41,20±26,11
Pb	5,78±0,83	3,23±0,53	45,56±45,68	0,26±0,12	3,63±3,18
Zn	3,20±2,67	3,12±1,48	8,71±4,08	2,42±1,18	5,75±3,30
Cd	2,90±1,82	0,47±0,44	94,08±58,81	219,72±129,18	116,94±104,38
Cr	1,71±1,66	2,90±1,21	1,51±1,24	3,36±1,98	0,61±0,33

En las parasitaciones dobles se observa un patrón muy similar al apreciado en parasitaciones simples. De nuevo, ambos parásitos se muestran más eficaces que el hospedador en la acumulación de Mn y Zn, y de nuevo *R. tetragona* supera los valores de *A. columbae*. En relación al Cd, *R. tetragona*, al igual que ocurre en las parasitaciones simples, no supera el valor alcanzado por el riñón de la paloma. *A. columbae*, en parasitaciones dobles, no alcanza los niveles del riñón, tal y como sucedía en el caso de parasitaciones simples por este nematodo pero obtiene valores superiores al cestodo. Se vuelve a comprobar que ni el cestodo ni el nematodo son eficaces como biomonitores para detectar Pb en intoxicaciones crónicas ya que las concentraciones son siempre superiores en hueso y, además, ambos parásitos presentan una limitada vida media. Sin embargo, cuando la

exposición al Pb es reciente pueden ser de utilidad, debido a que acumulan este metal en mayor proporción que el hígado o el músculo de su hospedador. Por último, la concentración de Cr en ambos parásitos sigue siendo, en parasitaciones dobles, inferior a la de la pluma de la paloma, si bien es cierto que supera ligeramente los niveles de los tejidos internos.

Cuando comparamos las parasitaciones dobles con respecto a las simples, en casi todos los elementos analizados se observa cierta tendencia a una disminución de la concentración de los valores en el cestodo y a un incremento en el nematodo. Tan solo en el Cr no se observa este patrón, puesto que la concentración de este metal disminuye en *A. columbae* cuando el parásito procede de palomas con parasitaciones dobles. No obstante, y como hemos indicado al principio de este apartado, el escaso tamaño de la muestra (n=3 palomas con parasitaciones mixtas) limita las conclusiones con relevancia estadística a las que podemos llegar, por lo que sería recomendable continuar estudiando las concentraciones que aparecen en los tejidos y parásitos de palomas con parasitaciones dobles *R.tetragona/A.columbae*.

Nuestros resultados indican, coincidiendo con la mayoría de los autores, que la pertenencia del parásito a un determinado taxón condiciona su capacidad acumuladora de metales y, por tanto, su idoneidad como biomonitor. En este sentido, y como ya se ha comentado en el apartado de la revisión bibliográfica, los acantocéfalos, en casi todos los hospedadores, son los parásitos que más capacidad de acumulación de metales presentan. Así, por ejemplo, el mayor valor de bioacumulación detectado en este tipo de parásitos, ha sido en el acantocéfalo *Pomphorhynchus laevis* que parasita a la carpa. Este parásito concentró aproximadamente 2700 veces más Pb y 400 veces más Cd que el músculo de su hospedador (Sures *et al.*, 1994; Sures y Taraschewski, 1995). Sin embargo, en la práctica, la frecuencia con la que encontramos este tipo de parásitos en biotopos terrestres es muy escasa, con lo cual, a pesar de tener unos valores de concentración excelentes, no resulta práctico plantear su idoneidad como modelos de estudio de bioacumulación.

Por el contrario, los cestodos sí se presentan de forma abundante en hospedadores de ecosistemas terrestres, tanto en aves como en mamíferos. Concretamente, la paloma, animal ya de por sí considerado como una plaga, y por lo tanto, de fácil disponibilidad, tiene unas tasas de parasitación por cestodos muy elevadas. En nuestro estudio, *R. tetragona* ha

demostrado ser capaz de acumular el Mn y el Zn en unos niveles superiores al tejido que más lo hace en su hospedador (riñón y hueso, respectivamente). De esta forma, aunque la obtención y procesado de este parásito es más laborioso, el alto valor de sus factores de bioacumulación puede hacer rentable trabajar con este tipo de muestras para detectar, lo antes posible, cualquier incremento de la concentración de Mn y Zn en el medio ambiente y evitar, de esta forma, efectos indeseables en el hombre y animales. En relación al Pb, el nivel alcanzado en el cestodo únicamente es superado por el hueso de la paloma pero no por el resto de los tejidos, mientras que la concentración de Cr supera cualquiera de los tejidos internos del hospedador. Por lo tanto, nuestros resultados indican que *R. tetragona* también parece ser una buena opción para la biomonitorización de la contaminación por estos dos metales. Sin embargo, respecto al Cd *R. tetragona*, no se ha mostrado eficaz en la acumulación de este metal.

Aunque son necesarios más estudios para comprobar si los nematodos presentan la misma capacidad de acumulación de metales que los acantocéfalos y los cestodos, en nuestro estudio *A. columbae* ha demostrado su capacidad para concentrar el Cd en niveles superiores a los tejidos de la paloma. Sin embargo, la escasa frecuencia de aparición de este parásito en nuestro trabajo y en otros realizados hasta la fecha, es una importante razón que nos lleva a descartar, *a priori*, su empleo como biomonitor.

4.2.4. Correlaciones

4.2.4.1. Correlaciones entre las concentraciones de cada metal en los tejidos y en los parásitos

Según los criterios establecidos por Sures (2004), una condición importante para que un organismo pueda ser considerado como biomonitor es que haya una correlación significativa entre la concentración del elemento a monitorizar en dicho organismo y el medio en el que se encuentra. Por esta razón, en nuestro estudio hemos analizado la posible correlación paramétrica entre las concentraciones de Mn, Zn, Pb, Cd y Cr en los tejidos analizados y en las dos especies de parásitos encontradas, tanto en el caso de las parasitaciones simples como en el de las dobles.

Para ello se ha empleado el test paramétrico de Pearson que nos ha permitido obtener coeficientes de variación entre dichas variables.

Sin embargo, antes de analizar los resultados de las correlaciones es necesario puntualizar que el tamaño de la muestra obtenida, especialmente en las parasitaciones simples por *A. columbae* y en las parasitaciones dobles, es escaso con lo que en ambos casos únicamente se puede hablar de tendencias sin llegar a establecer conclusiones definitivas. En segundo lugar, se han estudiado individuos en condiciones de campo en las que no es posible homogenizar variables tales como la edad, sexo, tiempo de exposición, estado fisiológico y sanitario, requerimientos metabólicos, etc, factores todos ellos que podrían influir en los resultados finales. Estos inconvenientes explicarían que en la bibliografía consultada sobre estudios similares no siempre profundicen en la discusión de sus resultados. Por todo ello, se ha de ser cauto a la hora de interpretar nuestros datos.

4.2.4.1.1. Parasitaciones simples por *Railletina tetragona*

Seguidamente se analizan las correlaciones entre los distintos tejidos de la paloma y con respecto a *R. tetragona* para cada metal quedando expuestas en la tabla 19.

Tabla 19: Correlaciones significativas entre el nivel de Mn, Zn Pb, Cd y Cr en los tejidos de la paloma y *R. tetragona*.

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>R. tetragona</i>
Hígado						
Riñón	Zn r= 0,635 Cd r= 0,891					
Músculo	Zn r= 0,487 Pb r= 0,551 Cd r= 0,486 Cr r= 0,370	Zn r= 0,769 Cd r= 0,551				
Hueso			Mn r= -0,303			
Pluma	Zn r= 0,412	Zn r= 0,483	Mn r= 0,352 Zn r= 0,562	Pb r= 0,361		
<i>R. tetragona</i>	Pb r= 0,858		Pb r=0,550			

p<0,05

Al observar las correlaciones entre *R. tetragona* y los tejidos de la paloma se han encontrado dos correlaciones significativas; una corresponde a la concentración de Pb en el cestodo y en el músculo, y otra en el cestodo y el hígado del hospedador. Esta última puede ser debida a que al aumentar el nivel de Pb en hígado haya una eliminación del mismo por vía biliar hacia el intestino, siendo por tanto mayor la posibilidad de absorción por parte de *R. tetragona*. Además, los cestodos son muy eficientes en la captación de sales biliares en las que se han formado complejos organometálicos (más biodisponibles que los iones metálicos) que llegan a la luz intestinal con la bilis (Sures y Sidall, 1999). Estos resultados nos sugieren que *R. tetragona* es un buen biomonitor de contaminación por Pb en los casos de exposiciones recientes.

Entre los tejidos de la paloma, con respecto al Mn se han encontrado dos correlaciones estadísticamente significativas, una positiva entre el Mn en músculo y en pluma, y una correlación negativa entre el Mn presente en músculo y en hueso.

La relación directa entre los niveles de Mn en músculo y pluma puede ser debida a que, en una primera fase de distribución, haya un transporte de este metal desde la sangre hacia el músculo pectoral ya que éste es un tejido altamente irrigado, así como hacia la pluma durante el período de crecimiento de la misma, cuando ésta se encuentra conectada con el torrente sanguíneo a través de pequeños capilares (Burger, 1993; Dauwe *et al.*, 2000). La presencia, tanto de Mn como de los otros metales analizados en la pluma, también podría tener un origen exógeno y ser el resultado del depósito directo atmosférico en la superficie de la pluma (Kim *et al.*, 1998; Battaglia *et al.*, 2005). Sin embargo, esta posibilidad es poco probable, ya que en nuestro estudio todas las plumas analizadas fueron lavadas previamente de forma minuciosa.

La relación inversa entre los niveles de Mn en músculo y en hueso podría deberse al distinto comportamiento cinético que presenta este elemento en dichos tejidos. Así, en el músculo, el Mn se encuentra en equilibrio con las concentraciones presentes en la sangre, mientras que el hueso es un órgano de acumulación en el que se va incrementando el Mn conforme llega desde el músculo (Sierra *et al.*, 1998; Nordberg, 2001).

Al estudiar las correlaciones del Zn entre los distintos tejidos de la paloma y el parásito vemos que con este elemento es con el que mayor número de correlaciones

significativas se han obtenido, siendo todas ellas positivas. Las numerosas correlaciones encontradas entre los niveles de Zn en los diferentes tejidos puede deberse a la presencia de este elemento en la mayoría de los tejidos, pues participa en un gran número de funciones fisiológicas, debido a su papel como cofactor en más de 200 enzimas (Themelis *et al.*, 2000; Eisler, 2007), así como a su unión con metalotioneínas, cuya síntesis es estimulada por el propio Zn, con el posterior acúmulo de los complejos Zn-metaloneína en dichos tejidos (Richards y Cousins, 1975; Fraga, 2005).

Con respecto a las correlaciones de los niveles de Pb en los tejidos de la paloma se han obtenido correlaciones estadísticamente significativas entre el contenido de este metal en músculo e hígado y entre hueso y pluma. La correlación positiva entre el músculo e hígado puede deberse a que en una primera fase de distribución haya un paso de Pb hacia el músculo como consecuencia de su alta vascularización y, por tanto, su equilibrio con la sangre, así como un paso de Pb hacia el hígado ya que este tejido es uno de los primeros objetivos de este metal. La relación entre estos tejidos sería un índice de exposición reciente (Battaglia *et al.*, 2005).

Sin embargo, la correlación positiva encontrada entre el hueso y la pluma es indicativa de una exposición crónica con almacenamiento del Pb en ambos tejidos. El hueso puede acumular Pb a lo largo del proceso de osificación porque interactúa con el metabolismo del calcio (Hutton y Goodman, 1981) y también puede quedar inmovilizado en la pluma una vez que se atrofian los capilares sanguíneos que la irrigan (Burger, 1993; Dauwe *et al.*, 2000).

En relación al Cd se han obtenido correlaciones positivas entre el nivel de este metal en músculo, hígado y riñón. Estas correlaciones pueden ser debidas a una primera distribución entre estos tres tejidos como consecuencia de su gran vascularización (Goyer, 1996) para continuar con una fase de acumulación en riñón e hígado (Thompson, 1990).

Al realizar el estudio de las correlaciones con respecto al Cr se ha obtenido una correlación significativa entre el contenido de este metal en músculo y en hígado que, como hemos mencionado anteriormente, puede deberse a que la gran vascularización que presentan ambos tejidos permite el paso de este metal hacia ambos.

4.2.4.1.2. Parasitaciones simples por *Ascaridia columbae*

Antes de analizar la existencia de posibles correlaciones de cada metal en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*, (tabla 20), es preciso puntualizar el escaso número de individuos en los que se presenta esta parasitación, razón por la cual hay que interpretar con cautela las correlaciones obtenidas, siendo necesario un mayor tamaño muestral en ulteriores estudios para llegar a datos concluyentes. No obstante, como tendencia se observa una correlación positiva entre la concentración de Cd en el nematodo y el hígado de la paloma. Esta relación podría deberse a que, al aumentar la cantidad de Cd que llega al hígado, hay un mayor paso de este metal con la bilis hacia el intestino y por lo tanto una mayor disponibilidad para *A. columbae*.

Tabla 20: Correlaciones significativas entre el nivel de Mn, Zn Pb, Cd y Cr en los tejidos de la paloma y *A. columbae*.

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>A. columbae</i>
Hígado						
Riñón	Pb r= 0,774 Cd r= 0,775 Cr r= 0,920					
Músculo	Cr r= 0,877	Zn r= 0,912 Cr r= 0,767				
Hueso						
Pluma						
<i>A. columbae</i>	Cd r= 0,952					

p<0,05

Llama la atención que no siempre coinciden las correlaciones en cada tipo de parasitación. De hecho, entre las poblaciones de palomas parasitadas con *R. tetragona* frente a las parasitadas con *A. columbae* tan solo 3 de las 17 correlaciones halladas aparecen en ambos tipos (Zn: riñón-músculo, Cd: hígado-riñón, Cr: hígado-músculo), lo cual puede sugerir que el tipo de parasitación influya cuantitativamente en la cinética de los metales estudiados.

4.2.4.1.3. Parasitaciones dobles por *Railletina tetragona* y *Ascaridia columbae*

Se ha procedido al estudio de las correlaciones de cada metal en los tejidos de la paloma y en ambos parásitos, los cuales se muestran en la tabla 21. Teniendo en cuenta la limitación que supone realizar el estudio de correlaciones con un tamaño de muestra tan pequeño ($n=3$), debido a la escasa prevalencia de este tipo de parasitaciones, se ha creído conveniente incluir dichos resultados, por su posible utilidad como punto de partida para futuras investigaciones.

Tabla 21: Correlaciones significativas entre el nivel de Mn, Zn Pb, Cd y Cr en los tejidos de la paloma, *R. tetragona* y *A. columbae*.

	Hígado	Riñón	Músculo	Hueso	Pluma	<i>R. tetragona</i>	<i>A. columbae</i>
Hígado							
Riñón							
Músculo	Pb $r= -0,997$						
Hueso							
Pluma			Pb $r= -0,998$				
<i>R. tetragona</i>							
<i>A. columbae</i>		Pb $r= 0,998$	Cr $r= -0,999$				

$p<0,05$

4.2.4.2. Correlaciones entre las concentraciones de los metales en cada tejido y en los parásitos

4.2.4.2.1. Parasitaciones simples por *Railletina tetragona*

Las correlaciones encontradas entre los metales estudiados en los distintos tejidos de la paloma y *R. tetragona* quedan recogidas en la siguiente tabla.

Tabla 22: Correlaciones entre Mn, Zn, Pb, Cd y Cr en diferentes tejidos de la paloma y *R. tetragona*.

	Mn	Zn	Pb	Cd	Cr
Mn		Ri (r = 0,580)** Mu (r = -0,326)*	Pl (r = 0,329)*	Hi (r = 0,313)* Ri (r = 0,590)**	Hu (r = 0,406)**
Zn				Hi (r = 0,466)** Ri (r = 0,677)** Mu (r = 0,502)**	Hi (r = 0,402)** Hu (r = 0,301)*
Pb				Mu (r = -0,288)*	Hi (r = 0,384)** Ri (r = 0,349)* Hu (r = 0,560)**
Cd					Rt (r = 0,327)*
Cr					

* p<0,05 **p<0,01 Hi: hígado, Ri: riñón, Mu: músculo, Hu: hueso, Pl: pluma, Rt: *R. tetragona*.

El 93,75% de las correlaciones observadas entre pares de elementos fueron positivas. La predominancia de este tipo de correlaciones entre los elementos estudiados sugieren una ruta común de captación y almacenamiento o similares procesos de regulación y detoxicación en palomas como ocurre en otras aves (Nam y Lee, 2006; Pérez-López, 2006; Mendes *et al.*, 2008; Ribeiro *et al.*, 2009).

Con respecto a las correlaciones entre los metales en *R. tetragona*, se ha obtenido una correlación positiva entre el Cd y el Cr. Esta correlación podría deberse a la existencia de mecanismos comunes de captación y almacenamiento, tales como la inducción y unión de los metales a metalotioneínas, con su posterior localización en el cestodo (Torres *et al.*, 2010).

La acumulación de varios metales observada en riñón e hígado destaca el papel de almacenamiento metálico de estos tejidos (Torres *et al.*, 2010).

Se ha encontrado una correlación entre el Cd y el Mn en hígado y riñón. El Mn está regulado metabólicamente y su concentración en tejidos internos fluctúa con los requerimientos durante la muda o crecimiento y con el incremento de metalotioneínas debido a su alta afinidad por estas proteínas (Stewart *et al.*, 1994). Además, la unión simultánea de Cd a las metalotioneínas en función de la disponibilidad de los sitios de unión podría explicar la relación observada entre estos dos metales (Torres *et al.*, 2010).

La relación significativa entre las concentraciones del Mn y Pb en pluma, parece ser un buen indicador de las emisiones relacionadas con el tráfico, como una fuente importante de contaminación (Torres *et al.*, 2010), ya que ambos metales se han utilizado como aditivos antidetonantes en las gasolinas. Esta acumulación en pluma permite la eliminación de parte del contenido de metales tóxicos del organismo (Jerez *et al.*, 2011).

La correlación positiva entre Zn y Cd en hígado, riñón y músculo puede deberse al papel detoxicante que este elemento esencial desempeña frente a la toxicidad del Cd (Norheim, 1987; Jerez *et al.*, 2011). Altos niveles de Zn pueden proteger a las aves, al menos parcialmente, frente a los efectos tóxicos provocados por la exposición a altos niveles de Cd. Esta relación sugiere que los altos niveles hepáticos y renales de Zn se asocien probablemente con la inducción de metalotioneína por la acumulación crónica de Cd (Mendes *et al.*, 2008).

En tejidos blandos detectamos correlaciones positivas entre elementos esenciales como Zn-Cr y Mn-Zn, que pueden indicar la existencia de regulaciones metabólicas similares para estos pares de elementos (Ribeiro *et al.*, 2009).

Se han encontrado correlaciones positivas entre pares de elementos tóxicos (Pb-Cr, Pb-Cd, Mn-Cr) conocidos por estar relacionados con la presencia de actividades contaminantes tales como uso de combustibles, incineración de residuos, eliminación de aguas residuales, pinturas, baterías, lo que sugiere la existencia de fuentes comunes antropogénicas de estos metales en el área de estudio.

4.2.4.2.2. Parasitaciones simples por *Ascaridia columbae*

En la tabla se muestran las correlaciones significativas obtenidas entre Mn, Zn, Pb, Cd y Cr en los tejidos de la paloma y en *A. columbae*. De nuevo, dado el escaso número de muestra (n=7), se ha de ser muy prudentes a la hora de su interpretación.

Tabla 23: Correlaciones entre Mn, Zn, Pb, Cd y Cr en diferentes tejidos de la paloma y *A. columbae*.

	Mn	Zn	Pb	Cd	Cr
Mn		Mu (r = 0,916)**	Pl (r = 0,840)*	Mu (r = 0,806)* Pl (r = 0,840)*	
Zn				Mu (r = 0,863)*	
Pb				Pl (r = 0,881)**	
Cd					Pl (r = -0,871)*
Cr					

* p<0,05 **p<0,01 Hi: hígado, Ri: riñón, Mu: músculo, Hu: hueso, Pl: pluma, R t: *R. tetragona*.

Al observar la tabla podemos destacar la fuerte correlación que existe entre la concentración de Cd y Pb en la pluma, que al igual que la observada entre Pb y Mn en las parasitaciones simples por *R. tetragona*, parece ser un adecuado indicador de la contaminación por las emisiones del tráfico (Torres *et al.*, 2010).

4.2.4.2.3. Parasitaciones dobles por *Railletina tetragona* y *Ascaridia columbae*

Para este tipo de parasitaciones, al no contar más que con tres individuos, no se han calculado las correlaciones entre metales en los tejidos y en ambos parásitos.

Sin embargo, considerando que en la mayoría de los elementos se han encontrado covarianzas (Fisk *et al.*, 2005) y que algunas correlaciones pueden ser debidas al azar (Kim *et al.*, 1998) sería necesario realizar estudios posteriores acerca de la interacción entre los metales y su significación biológica, especialmente los relativos a las síntesis de metalotioneínas y de los efectos antagonistas entre los elementos (Mendes *et al.*, 2008).

4.3. CONSIDERACIONES FINALES

Nuestros resultados muestran que, en la mayoría de las ocasiones, tanto *R. tetragona* como *A. columbae* han sido capaces de acumular los metales estudiados en concentraciones que igualan o superan a las de su hospedador. No obstante, la realización de este trabajo nos ha planteado una serie de cuestiones que, sin duda, deberán ser resueltas en futuros estudios. Por ello, hemos creído conveniente, tras haber discutido nuestros resultados, acabar con las consideraciones finales que exponemos a continuación.

La frecuencia de aparición de los parásitos es fundamental a la hora de diseñar un estudio de biomonitorización. Como se ha comentado en el apartado de la revisión bibliográfica, los acantocéfalos, en casi todos los hospedadores, son los parásitos que más capacidad de acumulación de metales presentan. Sin embargo, en la práctica, la frecuencia con la que encontramos este tipo de parásitos en biotopos terrestres es muy escasa, con lo cual, a pesar de tener unos valores de concentración excelentes, no resulta práctico plantear su idoneidad como modelos de estudio de bioacumulación.

Por el contrario, los cestodos, sí que se presentan de forma abundante en hospedadores de ecosistemas terrestres, tanto en aves como en mamíferos. Concretamente, la paloma, clasificada como plaga y, por lo tanto, de fácil disponibilidad para realizar este tipo de estudios, tiene unas prevalencias de parasitación por cestodos muy elevadas. En nuestro estudio, además, *R. tetragona* ha demostrado ser capaz de acumular el Mn y el Zn en unos niveles superiores al tejido que mayores concentraciones ha alcanzado en su hospedador (riñón y hueso, respectivamente), lo que se traduce en un alto valor de sus factores de bioacumulación; por ello, estos resultados demuestran que es rentable trabajar con este tipo de parásito para detectar, lo antes posible, cualquier incremento de la concentración de Mn y Zn en el medio ambiente y evitar, de esta forma, efectos indeseables en el hombre y animales. En relación al Pb, el nivel alcanzado en el cestodo únicamente es superado por el hueso de la paloma pero no por el resto de los tejidos, mientras que la concentración de Cr en el parásito supera cualquiera de las alcanzadas en los tejidos internos del hospedador. Por lo tanto, *R. tetragona* también parece ser una buena opción para la biomonitorización de la contaminación por estos dos metales. Sin embargo, respecto al Cd, *R. tetragona* no presenta una buena capacidad de acumulación, al igual que ocurre con otros

cestodos como *Gallegoide sarfaai* (Torres *et al.*, 2004), *Mosgovoyia ctenoides* (Eira *et al.*, 2005) o *Skrjabinotaenia lobata* (Torres *et al.*, 2006).

Aunque son necesarias más investigaciones para comprobar si los nematodos presentan la misma capacidad de acumulación de metales que los acantocéfalos y los cestodos, en nuestro estudio hemos demostrado que *A. columbae* es capaz de concentrar el Mn, Zn, Pb y Cr, aunque en menor grado que *R. tetragona*. Sin embargo, la baja prevalencia de este nematodo en los estudios epidemiológicos realizados hace que su elección como biomonitor sea menos eficaz, desde un punto de vista práctico, que la de *R. tetragona*. No obstante, con respecto al Cd, *A. columbae* supera ligeramente las concentraciones halladas en los tejidos de la paloma; este resultado tiene especial interés ya que, a pesar de que los cestodos y los nematodos presentan, por lo general, escasa capacidad de acumulación de este elemento, nos indica que el modelo *Columba livia/A. columbae* debe ser tenido en cuenta como un buen complemento para otros sistemas biomonitores de Cd.

Para que un organismo sea un excelente biomonitor de acumulación, además de tener capacidad de concentración, debe cumplir una serie de criterios, como ya se expuso en la revisión bibliográfica (Sures, 2004). Muchos de estos criterios están presentes en *R. tetragona*: alta prevalencia, hábitat bien definido, amplia distribución, tamaño suficiente para realizar los análisis toxicológicos, así como facilidad de recolección e identificación del parásito. Sin embargo, otras de las características sugeridas por Sures tienen que ser estudiadas con mayor profundidad para comprobar si *R. tetragona* cumple los restantes criterios. Así, por ejemplo, es necesario conocer mejor su fisiología y, además, habrá que estudiar si existe una correlación entre las concentraciones de metales en *R. tetragona* y en el medio externo, aplicándolo a un amplio rango de ambientes contaminados. Todos estos conocimientos redundarán en una mayor exactitud en la interpretación de los resultados obtenidos a partir del empleo de *R. tetragona* como biomonitor de metales.

Por lo que respecta al nematodo *A. columbae*, el número de criterios que cumple como biomonitor es menor al de *R. tetragona*, ya que su prevalencia es inferior y no siempre aparecen los suficientes especímenes en la paloma como para proporcionar la cantidad de muestra necesaria para los análisis toxicológicos. Además, y al igual que ocurre con *R. tetragona*, su fisiología tampoco se conoce bien y, como en el caso del cestodo, hay que estudiar las posibles correlaciones entre las concentraciones de metales en el parásito y

en el medio, con el fin de que su empleo como biomonitor permita interpretar y caracterizar, con el menor error posible, la presencia de contaminación ambiental en una determinada zona.

La falta de argumentos suficientemente sólidos que hubieran podido ayudarnos a interpretar algunos de nuestros resultados, así como los interrogantes surgidos a lo largo de la realización de este trabajo, nos inducen a plantearnos la posibilidad de futuras líneas de investigación, como las que seguidamente enumeramos:

1.- Analizar órganos y tejidos de palomas parasitadas por *R. tetragona* y *A. columbae*, junto a otras no parasitadas, para estudiar si la presencia de estos parásitos afecta a la capacidad de acumulación de metales por parte de los tejidos de la paloma. La información acerca del impacto de los parásitos en la captación de metales por sus hospedadores es controvertida. Así, Sures *et al.* (2002) encuentran una reducción en la acumulación de Pb en el riñón de ratas parasitadas con *Hymenolepis diminuta* con respecto a las no parasitadas. Igualmente, Jankovská *et al.* (2010) describen una disminución del nivel de Pb en el riñón de zorros parasitados con el nematodo *Toxascaris leonina* y el cestodo *Mesocestoides* sp en comparación con zorros no parasitados. En este sentido, algunos autores atribuyen al cestodo un papel detoxicante para el hospedador, debido a la separación de los proglótidos grávidos y su posterior eliminación a través de las heces (Baruš *et al.*, 2001); por el contrario, Jankovská *et al.* (2010) no observan este comportamiento respecto al Cd en el modelo *Moniezia expansa/Ovis aries* ni Jankovská *et al.* (2010) con el Mn en el modelo *Mesocestoides* sp/*Vulpes vulpes*.

2.- Analizar la concentración de metales en el medio ambiente de procedencia de los animales estudiados, seleccionando diferentes áreas con distintos grados de contaminación, con el fin de comprobar que las mayores concentraciones encontradas en los parásitos coinciden con las zonas de estudio de mayor contaminación ambiental. De hecho, puede ocurrir que, como ya se ha demostrado en estudios previos, el parásito, paradójicamente, presente concentraciones superiores en una zona clasificada como de baja contaminación y, por lo tanto, no sea adecuado para inferir diferencias locales de contaminación (Sures *et al.*, 2003).

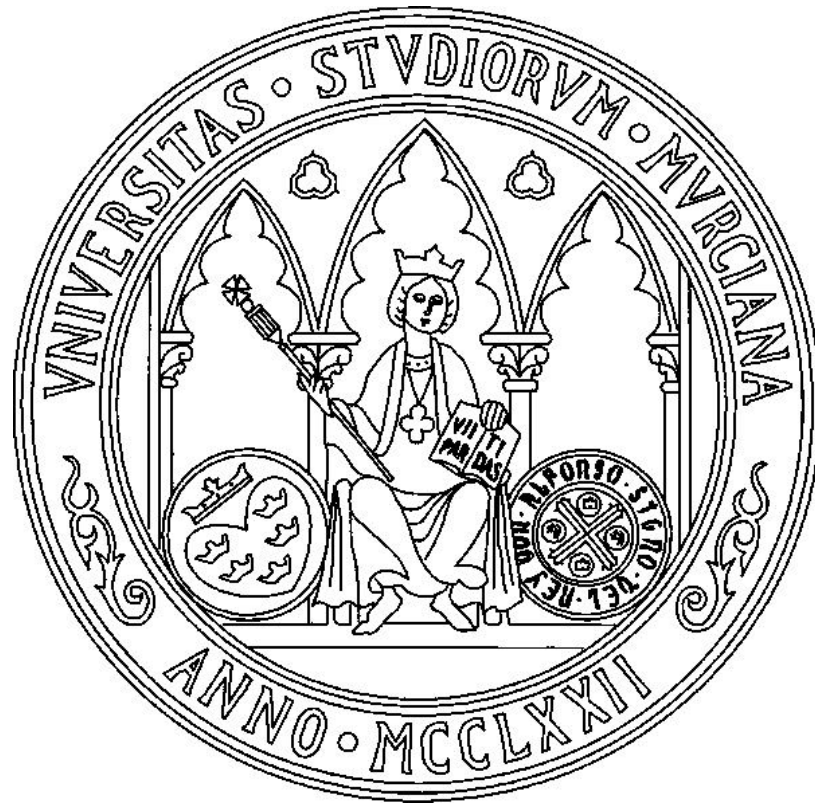
3.- Analizar por separado la concentración de metales en nematodos hembras y machos, con el fin de comprobar si existen diferencias, en función del sexo del nematodo,

respecto a su capacidad de acumular metales. En este sentido, existen discrepancias entre los modelos hospedador-parásito consultados en la bibliografía. Así, Baruš *et al.* (2001) observan diferencias estadísticamente significativas en la capacidad de acumulación de Cd y Pb entre machos y hembras del nematodo *Contraecum rudolphii*; por el contrario, Sures *et al.* (1998), mediante el modelo *Ascaris suum*/cerdo, no encuentran diferencias entre nematodos de distinto sexo.

4.- Comparar las concentraciones de metales pesados en distintas porciones del cestodo (proglótidos inmaduros, maduros y grávidos), para determinar en cuál de ellas se acumulan en mayor cantidad los elementos estudiados. Según la bibliografía consultada, parece que ciertos elementos como el Pb y el Cd, no se distribuyen uniformemente a lo largo del cestodo, sino que se concentran especialmente en los proglótidos grávidos (Sures *et al.*, 1997).

5.- A la vista de los dos puntos anteriores, estandarizar los procedimientos de selección de la muestra parasitaria a estudiar para minimizar la desviación estándar observada en los metales analizados.

6.- Estudiar, en palomas parasitadas simultáneamente por nematodos y cestodos, si existen fenómenos de competencia entre parásitos a la hora de captar y acumular metales. Esta futura investigación se sustenta, ineludiblemente, en la obtención de un mayor número de palomas analizadas, con el fin de garantizar el suficiente número de aves con infecciones dobles.



5. CONCLUSIONES

5. CONCLUSIONES

PRIMERA: La alta prevalencia de *Raillietina tetragona*, junto con su capacidad de acumulación de manganeso, cinc y cromo, hace que el modelo *Columba livia/Raillietina tetragona* pueda emplearse como biomonitor de contaminación por dichos metales. A pesar de la ausencia de correlaciones entre las concentraciones de estos metales en el parásito y en los tejidos del hospedador, se recomienda su empleo como sistema de alerta temprano del aumento de su presencia en el medio.

SEGUNDA: La escasa prevalencia de *Ascaridia columbae* y la ausencia de correlaciones entre las concentraciones de manganeso, cinc, plomo y cromo en el parásito y en los tejidos del hospedador nos hace plantear con reservas la utilidad práctica del binomio *Columba livia/Ascaridia columbae* como biomonitor, a pesar de que este nematodo ha demostrado capacidad de acumulación de dichos metales.

TERCERA: Considerando que las concentraciones de plomo encontradas en *Raillietina tetragona* son superiores a las detectadas en los tejidos blandos de la paloma, y teniendo en cuenta la correlación positiva existente entre la concentración de dicho metal en el parásito y la detectada en hígado y músculo, podemos afirmar que el binomio *Columba livia/Raillietina tetragona* es apropiado para monitorizar la presencia de plomo en el medio ambiente.

CUARTA: El binomio *Columba livia/Ascaridia columbae* se presenta como un complemento apropiado para determinar las concentraciones de cadmio en estudios basados en la biomonitorización de contaminación ambiental realizados con macroparásitos de la paloma, ya que este nematodo puede alcanzar concentraciones superiores a las encontradas en los tejidos de la paloma, capacidad que no presenta *Raillietina tetragona*.



6. RESUMEN

6. RESUMEN

La contaminación ambiental se puede medir de forma directa tomando muestras del aire, agua o suelo, o bien indirectamente, gracias al empleo de seres vivos a los que se conoce con el nombre de biomonitores. Su uso ofrece la ventaja de permitirnos determinar exclusivamente las fracciones biodisponibles de los contaminantes y, por lo tanto, las que son susceptibles de ser absorbidas y concentradas por el hombre y los animales. Recientemente diversos autores han observado que algunos parásitos, sobre todo acantocéfalos y cestodos, son capaces de acumular ciertos metales en concentraciones superiores a las presentes en sus hospedadores.

En este estudio, intentamos determinar si los macroparásitos digestivos de la paloma doméstica (*Columba livia*) pueden ser utilizados como biomonitores de contaminación ambiental por manganeso, cinc, plomo, cadmio y cromo. Para ello, realizamos la necropsia de 250 palomas procedentes de la Finca Experimental La Hoya (Estación Experimental de Zonas Áridas, Almería), aislando sus parásitos digestivos y muestras de cinco tejidos de importancia toxicocinética e indicativos de diferentes tipos de exposición, a saber, hígado, riñón, músculo, hueso y plumas. La técnica empleada para determinar las concentraciones de los metales fue la espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente.

El 50% del total de los animales que conformaban la muestra de estudio estaba parasitada por el cestodo *Raillietina tetragona*, el 4% presentó el nematodo *Ascaridia columbae* y sólo el 1,2% de las palomas estaba parasitado al mismo tiempo por ambas especies.

Los análisis toxicológicos nos muestran que en el caso de las parasitaciones simples por *R. tetragona*, el parásito acumula el Mn y el Zn en una concentración que supera, en algo más de 5 y 3 veces, respectivamente, las concentraciones alcanzadas en los tejidos de la paloma que más acumularon, es decir, riñón y hueso. *Raillietina tetragona* presenta una menor capacidad de acumulación de Pb y Cr que la descrita para los metales anteriormente citados, aunque sus concentraciones son superiores a las alcanzadas en los tejidos blandos

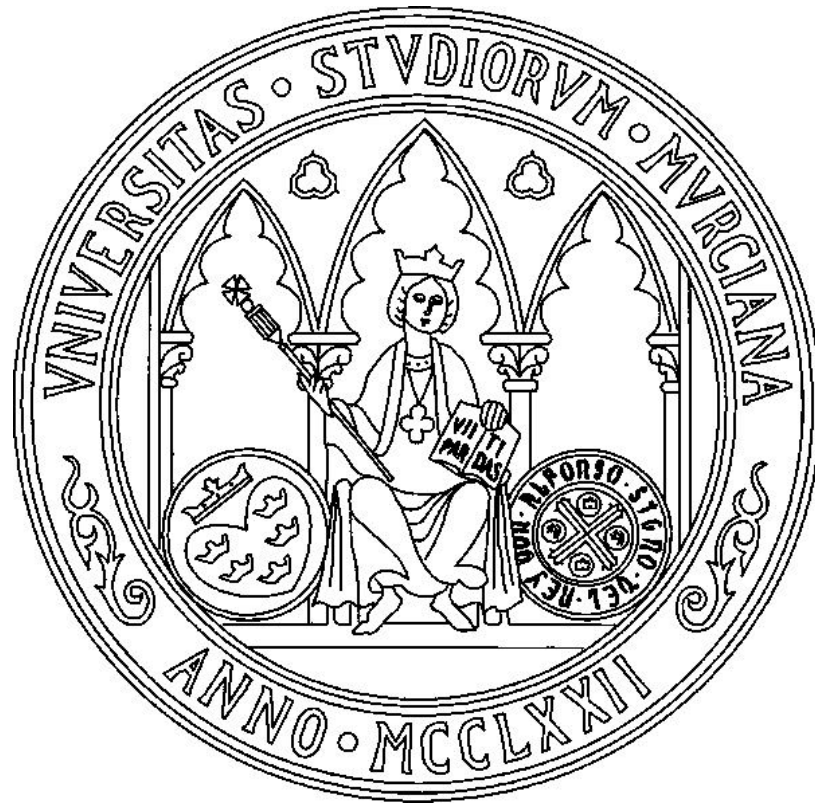
del ave. Las concentraciones de Cd también son superiores en el parásito que en su hospedador, con la excepción de los valores registrados en riñón e hígado.

En las parasitaciones por *A. columbae* se observó el mismo patrón de acumulación de Mn, Zn, y Cr, aunque los factores de bioacumulación son ligeramente inferiores a los descritos en el caso de *R. tetragona*. Así, la concentración de Mn fue 3,55 veces superior a la del riñón, la del Zn fue 2,12 veces mayor que la del hueso, y la del Cr fue 1,56 veces superior a la del músculo. Por otra parte, en el nematodo no se alcanzan concentraciones de Pb superiores a las registradas en los tejidos de su hospedador; sin embargo, las concentraciones de Cd en *A. columbae* son similares o incluso superiores a las descritas en las palomas. No obstante, el escaso número de individuos encontrados con este tipo de parasitación simple (n=7, prevalencia=5,3%) y, sobre todo, con parasitaciones dobles (n=3, prevalencia=2,3%) no nos permite extraer conclusiones definitivas de estos datos.

El estudio de las correlaciones tan solo ofreció resultados significativos entre las concentraciones de Pb en *R. tetragona* e hígado y entre los valores de este metal en el cestodo y el músculo del hospedador. Igualmente, existió una asociación significativa entre las concentraciones de Cd en *A. columbae* y el hígado.

En base a nuestros resultados proponemos el modelo *Columba livia/Raillietina tetragona* como un adecuado sistema de alerta temprana ante el aumento de las concentraciones de Mn, Zn y Cr en biotopos terrestres, así como una herramienta útil para la biomonitorización de exposiciones recientes de Pb. Además, el modelo *Columba livia/Ascaridia columbae* puede ser mejor que el anterior en el caso de biomonitorizar la contaminación por Cd.

Los resultados que hemos obtenido plantean nuevos interrogantes que sugieren que es necesario seguir investigando acerca de los sistemas parásito-hospedador, lo que permitirá ahondar en el conocimiento sobre la contaminación ambiental, su temprana detección y sus efectos sobre la salud del hombre.



7. SUMMARY

7. SUMMARY

Environmental pollution can be measured directly by air, water or soil sampling, or indirectly, by the use of living beings called biomonitors. Its use allows to determine the bioavailable fraction of contaminants, which is absorbed and concentrated by man and animals. Recently, several authors have noted that some parasites, mainly acanthocephalans and cestodes, can accumulate different metals more efficiently than their hosts do.

The aim of this study was to determine whether digestive macroparasites of the domestic pigeon (*Columba livia*) can be used as biomonitors of environmental contamination by manganese, zinc, lead, cadmium and chromium. Two hundred and fifty pigeons from the Experimental Farm La Hoya (Estación Experimental de Zonas Áridas) in Almería were necropsied to collect their digestive helminths and samples from liver, kidney, muscle, bone and feathers. Mass spectrometry with inductively coupled plasma was used to determine metal concentrations.

Fifty percent of the studied animals were parasitized by the cestode *Raillietina tetragona*, 4% harboured the nematode *Ascaridia columbae* and only 1.2% of the pigeons were infected simultaneously by both parasite species.

Toxicological analysis showed that, in monospecific infections, *R. tetragona* accumulated Mn and Zn reaching five and three times the level detected in kidney and bone (host tissues that showed the highest accumulation values), respectively. Accumulation records of Pb and Cr in the cestode were lower than the above mentioned, although always higher than those in any soft tissue. Cadmium concentration is also greater in the parasite than in the host, except values registered for kidney and liver.

When pigeons were infected with *A. columbae*, both alone or combined with *R. tetragona*, the nematode showed the same pattern of accumulation of Mn, Zn and Cr than *R. tetragona* did, although with BFs slightly lower. Thus, these metals concentrations in the parasite were 3.55, 2.12 and 1.56 times higher than levels obtained in birds' kidney, bone

and muscle, respectively. The nematode does not seem to improve the ability of host tissues to accumulate Pb; nevertheless, its levels of Cd were similar or even higher than the ones detected in pigeons. However, the scarce number of birds with simple parasitization by *A. columbae* (7 pigeons, prevalence of 5.3%) and specially with double infections (3 animals, prevalence of 2.3%) constituted a serious handicap to draw conclusions.

Correlations between metal concentrations both in macroparasites and host tissues gave significant results in pigeons parasitized with *R. tetragona* only in Pb accumulation between cestode-liver and cestode-muscle. Also Cd accumulation in *A. columbae* and liver of monospecificly infected pigeons showed significant correlation.

Based on our results, we propose the *Columba livia/Raillietina tetragona* model as a suitable early warning system to detect increasing concentrations of Mn, Zn and Cr in terrestrial biotopes and, also, as a useful tool for biomonitoring Pb recent exposures. The *Columba livia/Ascaridia columbae* model could be better than the above mentioned model for biomonitoring Cd pollution.

Our results arise new questions, and so further studies on host/parasite systems would be desirable to increase biomonitoring environmental pollution knowledge and to develop early detection systems to control its negative effects on human health.



8. BIBLIOGRAFÍA

8. BIBLIOGRAFÍA

- ABDENNDHER, A., RAMÍREZ, F., ROMDHANE, M., RUÍZ, X., JOVER, L., SANPERA, C. (2011). Little Egret (*Egretta garzetta*) as a bioindicador of trace element pollution in Tunisian aquatic ecosystems. *Environ. Monit. Asses.* 175: 677-684.
- ABULADZE, K.I. (1970). Essentials of Cestodology of animals and man and the diseases caused by them. Vol. IV. Ed. K. I. Skrjabin. 549 pp.
- ACOSTA, I., NAVARRETE, I., HERNÁNDEZ, S., MARTÍNEZ, F. (1980). Primera cita en España de *Sobolevicanthus columbae* (Cestoda, Hymenolepididae), parásito de la paloma *Columba livia*. *Rev. Ibér. Parasitol.* 40: 257-260.
- ADANG, K.L., ONIYE, S.J., AJANUSI, O.J., EZEALOR, A.U., ABDU, P.A. (2008). Gastrointestinal helminths of the domestic pigeons (*Columba livia domestica* Gmelin, 1789 Aves: Columbidae) in Zaria, Northern Nigeria. *Sci. World J.* 3 (1): 33-37.
- ADOUT, A., HAWLENA, D., MAMAN, R., PAZTAL, O., KARPAS, Z. (2007). Determination of trace elements in pigeon and raven feathers by ICPMS. *Int. J. Mass Spectrom.* 267: 109-116.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). (2005). Toxicological profile for zinc. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta. Georgia. 582 pp.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). (2007). Toxicological profile for lead. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta. Georgia.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). (2008). Toxicological profile for chromium. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta. Georgia.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). (2008). Toxicological profile for cadmium. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta. Georgia.
- 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. 539 pp.
- AKINPELU, A.I. (2008). Prevalence and Intensity of Blood Parasites in Wild Pigeons and Doves (Family: Columbidae) from Shasha Forest Reserve, Ile-Ife, Nigeria. *Asian J. Anim. Vet. Adv.* 3: 109-114.
- ALBALADEJO, A., ACOSTA, I., ALONSO, F.D. (1995-1996). Hallazgo del cestodo *Raillietina (R) tetragona* (Molin, 1858) como parásito de la paloma doméstica (*Columba livia*). *An. Vet.* (Murcia). 11-12: 51-56.
- ALBERT, L.A. (2004). Toxicología ambiental. Universidad autónoma de Ciudad de Juárez. 453 pp.
- ALONSO, F.D., ESPIGARES, D., RUÍZ DE YBÁÑEZ, M.R., GARIJO, M., MARTÍNEZ-CARRASCO, C. (2004). Parasites of common pigeons (*Columba livia*) trapped in parks of Murcia City. *Proceedings del VIII Congreso Ibérico de Parasitología*. Valencia. Pag. 587.
- ANDERSON, R.C. (2000). Nematode parasites of vertebrates. Their development and transmission. 2nd Edition CABI 2006. 650 pp.
- ANTONIO GARCÍA, M.T., MARTÍNEZ-CONDE, E., CORPAS VÁZQUEZ, I. (1988). Lead levels of feral pigeons (*Columba livia*) from Madrid (Spain). *Environ. Pollut.* 54 (2): 89-96.
- BARBA, C. (2007). Estudio de la paloma común como bioindicador de la contaminación por metales pesados en el municipio de Murcia. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- BARUŠ, V., JARKOVSKÝ, J., PROKEŠ, M. (2007). *Philometra ovata* (Nematoda: Philometroidea): a potential sentinel species of heavy metal accumulation. *Parasitol. Res.* 100: 929-933.
- BARUŠ, V., TENORA, F., KRÁČMAR, S. (2000). Heavy metal (Pb, Cd) concentrations in adult tapeworms (Cestoda) parasitizing birds (Aves). *Helminthologia* 37 (3): 131-136.
- BARUŠ, V., TENORA, F., ŠUMBERA, R. (2003). Realtime concentrations of four heavy metals in the parasites *Protospirura muricola* (Nematoda) and *Inermicapsifer arvicanthidis* (Cestoda) in their definitive host silvery mole-rat (*Heliophobius argenteocinereus*: Rodentia). *Helminthologia* 40 (4): 227-232.
- BARUŠ, V., TENORA, F., KRÁČMAR, S., PROKEŠ, M. (2001). Cadmium and lead concentrations in *Contracaecum rudolphii* (Nematodo) and its host, the Cormorant *Phalacrocorax carbo* (Aves). *Folia Parasit.* 48: 77-78.

- BASIT, M.T., PERVEZ, K., AVAIS, M., RABBANI, I. (2006). Prevalence and chemotherapy of nematodes infestation in wild and domestic pigeons and its effects on various blood components. *J. Anim. Pl. Sci.* 16 (1-2): 24-27.
- BATTAGLIA, A., GHIDINI, S., CAMPANINI, G., SPAGGIARI, R. (2005). Heavy metal contamination in little owl (*Athene noctua*) and common buzzard (*Buteo buteo*) from northern Italy. *Ecotox. Environ. Safe.* 60: 61-66.
- BEARHOP, S., WALDREON, S., THOMPSON, D., FURNESS, R. (2000). Bioamplification of mercury in great skua and catharacta skua chicks: the influence of trophic status as determined by stable isotope signatures of blood and feathers. *Mar. Pollut. Bull.* 40: 181-185.
- BEGUM, N.J., SHAIKH, H. (1987). Prevalence of helminth parasites of pigeon (*Columba livia*). *Bangladesh Vet. J.* 21 (3-4): 83-93.
- BEGUM, N., MAMUN, M.A.A., RAHMAN, S.A., BARI, A.S.M. (2008). Epidemiology and pathology of *Trichomonas gallinae* in the common pigeon (*Columba livia*). *J. Bangladesh Agril. Univ.* 6 (2): 301-306.
- BERNARD, J., BIESEMANS, W. (1987). Helminthes endoparasites des pigeons de l'agglomeration bruxelloise. *Bull. Rech. Agron. Gembloux* 22 (1): 81-85.
- BERTIN, G., AVERBECK, D. (2006). Cadmium: cellular effects, modifications of biomolecules, modulation of DNA repair and genotoxic consequences (a review). *Biochimie.* 88: 1549-1559.
- BIASOLI, M., GRČMAN, H., KRALJ, T., MADRID, F., DÍAZ-BARRIENTOS, E., AJMONE-MARSAN, F. (2007). Potentially toxic elements contamination in urban soils: a comparison of three European cities. *J. Environ. Qual.* 36: 70-79.
- BRAIT, C.H.H., ANTONIOSI FILHO, N.R. (2011). Use of feathers of feral pigeons (*Columba livia*) as a technique for metal quantification and environmental monitoring. *Environ. Monit. Assess.* 179: 457-467.
- BROWN, A. F., PASCOE, D. (1989). Parasitism and host sensitivity to cadmium : an acanthocephalan infection of the freshwater amphipod *Gammarus pulex*. *J. Appl. Ecol.* 26: 473-487.
- BROWN, K. H., WUEHLER, S. E. (2000) Zinc and human health: results of recent trials and implications for program interventions and research. The Micronutrient Initiative, Ottawa, Canada
- BUNBURY, N., JONES, C.G., GREENWOOD, A.G., BELL, D.J. (2008). Epidemiology and conservation implications of *Trichomonas gallinae* infection in the endangered Mauritian pink pigeon. *Biol. Conserv.* 141: 153-161.
- BURGER, J. (1993). Metals in avian feathers: Bioindicators of environmental pollution. *Rev. Environ. Toxicol.* 5: 203-311.
- BURGER, J. (1996). Heavy metal and selenium levels in feathers of Franklin's Gulls in interior North America. *Auk.* 113: 399-407.
- BURGER, J. (2008). Assessment and management of risk to wildlife from cadmium. *Sci. Total Environ.* 389: 37-45.
- BURGER, J., GOCHFELD, M. (1997a). Heavy metal and selenium concentrations in feathers of egrets from Bali and Sulawesi, Indonesia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 32: 217-221.
- BURGER, J., GOCHFELD, M. (1997b). Lead and neurobehavioral development in gulls: a model for understanding effects in the laboratory and the field. *Neurotoxicology* 18: 495-506.
- BURGER, J., GOCHFELD, M. (1999). On developing bioindicators for human and ecological health. *Environ. Monit. Assess.* 66: 23-46.
- BURGER, J., GOCHFELD, M. (2000). Effect of lead on birds (Laridae): A review of laboratory and field studies. *J. Toxicol. Env. Heal. B.* 3 (2): 59-78.
- BURGER, J., GOCHFELD, M., JEITNER, C., BURKE, S., VOLZ, C., SNIGAROFF, R., SNIGAROFF, D., SHUKLA, T., SHUKLA, S. (2009). Mercury and other metals in eggs and feathers of glaucous-winged gulls (*Larus glaucescens*) in the Auletians. *Environ. Monit. Asses.* 152: 179-194.
- BUSH, A.O., LAFFERTY, K.D., LOTZ, J.M., SHOSTAK, A.W. (1997). Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al.* revisited. *J. Parasitol.* 83 (4): 575-583.
- CABRERA, C., ORTEGA, E., LORENZO, M., LÓPEZ, M. (1998). Cadmium contamination of vegetable crops, farmlands and irrigation waters. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 154: 55-81.
- CAIN, B.W., SILEO, L., FRANSON, J.C., MOORE, J. (1983). Effects of dietary cadmium on Mallard ducklings. *Environ. Res.* 32: 286-297.

- CAPÓ MARTÍ M. (2002). Principios de Ecotoxicología. Diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente. McGraw-Hill. Madrid.
- CID, F.D., GATICA-SOSA, C., ANTÓN, R.I., CAVIEDES-VIDAL, E. (2009). Contamination of heavy metal in birds from Embalse la Florida (San Luis, Argentina). *J. Environ. Monit.* 11: 2044-2051.
- CORDERO DEL CAMPILLO, M., CASTAÑÓN, L., REGUERA, A. (1994). Índice-catálogo de zooparásitos ibéricos. Ed. Universidad de León. Secretariado de publicaciones. León. España. 650 pp.
- CORDERO DEL CAMPILLO, M., ROJO VÁZQUEZ, F. A. (1999). Parasitología veterinaria. Ed. Mc Graw Hill. 968 pp.
- COOPER, J.E. (1989). Disease and threatened birds. Technical report N° 10. Cambridge: International Council for bird preservation.
- DAUTEL, H., KAHL, O., KNULLE, W. (1991). The soft tick, *Argas reflexus* (F) (Acari; Argasidae) in urban environments and its medical significance in Berlin (West). *J. Appl. Entomol.* 111: 380-390.
- DAUWE, T., BERVOEST, L., BLUST, R., PINXTEN, R., EENS, M. (2000). Can excrement and feathers of nestling songbirds be used as biomonitor for heavy metal pollution? *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39 (4): 541-546.
- DELGADO, R., FORTOUL, T., ROSILES, R. (1994). Concentraciones de plomo, cadmio y cromo y su relación con algunas modificaciones morfológicas en tejidos de palomas *Columba livia* de la ciudad de Méjico e Ixtlahuaca, Estado de Méjico. *Vet. Mex.* 25 (2): 109-115.
- DENG, H.L., ZHANG, Z.W., CHANG, C.Y., WANG, Y. (2007). Trace metal concentrations in Great Tit (*Parus major*) and Greenfinch (*Carduelis sinica*) at the Western Mountain of Beijing, China. *Environ. Pollut.* 148: 620-626.
- DOMÉNECH, G. (2004). Parasitofauna de palomas domésticas (*Columba livia*) de la ciudad de Alicante. Tesina de Licenciatura. Universidad de Murcia.
- DORMAN, D.C., STRUVE, M.F., MARSHALL, M.W., PARKINSON, C.U., JAMES, R.A., WONG, B.A. (2006). Tissue manganese concentrations in young male rhesus monkeys following subchronic manganese sulfate inhalation. *Toxicol. Sci.* 92: 201-210.
- DOVČ, A., ZORMAN-ROJS, O., VERGLES RATA, J.A., BOLE-HRIBOVŠEK, V., KRAPEŽ, U., DOBEIC, M. (2004). Health status of free-living pigeons (*Columba livia domestica*) in the city of Ljubljana. *Acta. Vet. Hung.* 52 (2): 219-226.
- DRANZOA, C., OCAIDO, M., KATETE, P. (1999). The ecto-, gastro-intestinal and haemo-parasites of live pigeons (*Columba livia*) in Kampala, Uganda. *Avian Pathol.* 28: 119-124.
- DUONG, T., LEE, B-K. (2011). Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *J. Environ. Manage.* 92: 554-562.
- EGIDO, L. (2009). Evaluación de la exposición a metales pesados y su bioacumulación en gaviota de audouin (*Larus audouinii*). Proyecto Fin de Carrera. Facultad de Biología y Ciencias Ambientales. Universidad de Murcia.
- EK, K.H., MORRISON, G.M., LINDBERG, P., RAUCH, S. (2004). Comparative tissue distribution of metals in birds in Sweden using ICP-MS and laser ablation ICP-MS. *Environ. Contam. Toxicol.* 47: 259-269.
- EIRA, C., TORRES, J., MIQUEL, J., VAQUEIRO, J., SOARES, A.M.V.M., VINGADA, J. (2009). Trace element concentrations in *Proteocephalus macrocephalus* (Cestoda) and *Anguillicola crassus* (Nematoda) in comparison to their fish host, *Anguilla anguilla* in Ria de Aveiro, Portugal. *Sci. Total Environ.* 409: 991-998.
- EIRA, C., TORRES, J., VINGADA, J., MIQUEL, J. (2005). Concentration of some toxic elements in *Oryctolagus cuniculus* and in its intestinal cestode *Mosgovoyia ctenoides*, in Dunas de Mira (Portugal). *Sci. Total Environ.* 364: 81-86.
- EISLER, R. (1985). Cadmium Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report N° 85(1.2). Washington, DC.
- EISLER, R. (1993). Zinc Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review. Fish and Wildlife Service, Biological Report N° 26. Washington, DC.
- EISLER, R. (2000). Handbook of chemical risk assessment: health hazards to humans, plants and animals. Volumen 1. Lewis Publishers. 1903 pp.
- EISLER, R. (2007). Eislser's Encyclopedic of Environmentally Hazardous Priority Chemicals. Elsevier, Amsterdam. 950 pp.

- EUZÉBY, J. (1963). Les maladies vermineuses des animaux domestiques et leurs incidences sur la pathologie humaine. Tome 1- Fascicule 2. Maladies dues aux némathelminthes. Vigot Frères. Paris. 843 pp.
- EUZÉBY, J. (1966). Les maladies vermineuses des animaux domestiques et leurs incidences sur la pathologie humaine. Tome 2. Maladies dues aux plathelminthes. Fascicule 1. Cestodes. Vigot Frères. Paris. 663 pp.
- FAN, A.M. (1996). An introduction to monitoring and environmental and risk assessment of metals. In: Magos, L., Suzuki, T. (Eds.), Toxicology of Metals. CRC Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 5-9.
- FAVIER, M., HININGER, I. (1997). Oligoéléments: zinc, cuivre, selenium, chrome. Coséquences d'une carence, d'un excès en oligoéléments et intérêt d'une supplémentation systématique. *J. Gynecol. Obstet. Biol. Reprod.* 26: 109-114.
- FDIL, M.A., MOUABAD, A., OUTZOURHIT, A., BENHRA, A., MAAROUF, A., PIHAN, J.C. (2006). Valve movement response of the mussel *Mytilus galloprovincialis* to metals (Cu, Hg, Cd and Zn) and pópate industry effluents from Moroccan Atlantic. *Ecotoxicology* 15 (5): 477-486.
- FERRÁN ANDREU, J.M. (1981). Las palomas mensajeras. Cómo se crían. Cómo se adiestran. Ed. De Vecchi S.A. Barcelona. 240 pp.
- FERRER, A. (2003). Intoxicación por metales. *Anales Sis San Navarra.* 26 (1): 141-153.
- FISHER, I.J., PAIN, D.J., THOMAS, V.G. (2006). A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biol. Conserv.* 131: 421-432.
- FISK, A., WIT, C., WAYLAND, M., KUZYK, Z., BURGESS, N., LETCHER, R., BRAUNE, B., NORSTROM, R., POLISCHUK, S., SANDAU, C., LIE, E., LARSEN, H., SKAARE, J., MUIR, D. (2005). An assessment of the toxicological significance of anthropogenic contaminants in Canadian arctic wildlife. *Sci. Total Environ.* 351-352: 57-93.
- FITSANAKIS, V.A., PICCOLA, G., DOS SANTOS, A. P., ASCHNNER, J.L., ASCHNNER, M. (2007). Putative proteins involved in manganese transport across the blood-brain barrier. *Hum. Exp. Toxicol.* 26: 295-302.
- FORONDA, P., VALLADARES, B., RIVERA-MEDINA, J.A., FIGUERUELO, E., ABREU, N., CASANOVA, J.C. (2004). Parasites of *Columba livia* (Aves: Columbiformes) in Tenerife (Canary Islands) and their role in the conservation biology of the laurel pigeons. *Parasite.* 11: 311-316.
- FRAGA, C.G. (2005). Relevance, essentiality and toxicity of trace elements in human health. *Mol. Aspects Med.* 26: 235-244.
- FURNESS R.W. (1996). Cadmium in birds. In: Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW, editors. Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations. Boca Raton, Fl: Lewis Publi. 389-404.
- GÁLLEGO, J. (2003). Manual de Parasitología. Morfología y biología de los parásitos de interés sanitario. Universidad de Barcelona. 516 pp.
- GANGOSO, L., ÁLVAREZ-LLORET, P., RODRÍGUEZ-NAVARRO, A.A., MATEO, R., HIRALDO, F., DONAZAR, J.A. (2009). Long-term effects of lead assessment of lead exposure in Spanish imperial eagle poisoning on bone mineralization in vultures exposed to ammunition sources. *Environ. Pollut.* 157: 569-574.
- GARCÍA-FERNÁNDEZ, A.J., SÁNCHEZ-GARCÍA, J.A., JIMÉNEZ-MONTALBÁN, P., LUNA, A. (1995). Lead and cadmium in wild birds in Southeastern Spain. *Environ. Toxicol. Chem.* 14 (12): 2049-2058.
- GARCÍA-FERNÁNDEZ, A.J., SÁNCHEZ-GARCÍA, J.A., GÓMEZ-ZAPATA, M., LUNA, A. (1996). Distribution of cadmium in blood and tissues of wild birds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 30: 252-258.
- GARCÍA-FERNÁNDEZ A.J., CALVO J.F., MARTÍNEZ-LÓPEZ E., MARÍA-MOJICA P., MARTÍNEZ J.E. (2008). Raptor ecotoxicology in Spain: a review on persistent environmental contaminants. *Ambio.* 37 (6): 432-439.
- GAVIN, C.E., GUNTER, K.K., GUNTER, T.E. (1999). Manganese and calcium transport in mitochondria: implications for manganese toxicity. *Neurotoxicology.* 20 (2-3): 445-453.
- GERBER, G.B., LÉONARD, A., HANTSON, PH. (2002). Carcinogenicity, mutagenicity and teratogenicity of manganese compounds. *Crit. Rev. Oncol. Hematol.* 42: 25-34.
- GIL, F., GISBERT, J.A. (2004). Intoxicación por otros metales. En: Medicina Legal y Toxicología. 6ª edición. Ed. Elsevier Masson. Barcelona. 964-980.
- GONZÁLEZ, D., CASTILLO, G., LÓPEZ, J., MORENO, L., DONOSO, S., SKEWES, O., MARTÍNEZ, R., CABELLO, J. (2004). Parásitos

- gastrointestinales y externos de la paloma doméstica (*Columba livia*) en la ciudad de Chillán, Chile. *Agro-Ciencia* 20 (2): 107-112.
- GONZÁLEZ-ACUÑA D., SILVA F., MORENO L., CERDA F., DONOSO S., CABELLO J., LÓPEZ J. (2007). Detección de algunos agentes zoonóticos en la paloma doméstica (*Columba livia*) en la ciudad de Chillán, Chile. *Chil. Infect.* 24 (3): 199-203.
- GOTTDENKER, N.L., WALSH, T., VARGAS, H., MERKEL, J., JIMÉNEZ, G.U., MILLER, R.E., DAILEY, M., PARKER, P.G. (2005). Assessing the risks of introduced chickens and their pathogens to native birds in the Galápagos Archipelago. *Biol. Conserv.* 126: 429-439.
- GOYENA, E.; JEREZ, S.; MOTAS, M.; MARTÍNEZ-CARRASCO, C.; AMAT, M.; ORTIZ, J. (2009). Empleo de los macroparásitos intestinales de la paloma (*Columba livia*) como bioindicadores de contaminación ambiental. Estudio preliminar. XI Congreso Ibérico de Parasitología. Lisboa.
- GOYER, R.A. (1996). Toxic effects of metals. In: Casarett and Doull's Toxicology: The basic science of poisons. Klaasen, C.D., Amdur, M.O. y Doull, J. 5ª ed. Ed. McGraw Hill. New York. 691-736.
- GUILLÉN, M.J. (2010). Evaluación de la exposición a metales pesados en autillos (*Otus scops*) (Linnaeus, 1758) de la Comunidad de Madrid y sus posibles efectos inmunodepresores. Proyecto Fin de Carrera. Facultad de Ciencias Ambientales. Universidad de Murcia.
- HAAG-WACKERNAGEL, D. (1995). Regulation of the street pigeon in Basel. *Wildl. Soc. Bull.* 23(2): 256-260.
- HAAG-WACKERNAGEL, D. (2005). Parasites from feral pigeons as a health hazard for humans. *Ann. Appl. Biol.* 147: 203-210.
- HENDERSON, I.G., COOPER, J., FULLER, R.J., VICKERY, J. (2000). The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *J. Appl. Ecol.* 37: 335-347.
- HONDA, K. MIN, B.Y., TATSUKAMA, R. (1986). Distribution of heavy metals and their age-related changes in the eastern Great White Egret, *Egretta alba modesta*, in Korea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 5: 185-197.
- HURLEY, L.S., KEEN, C.L. (1987). Manganese. Trace elements in human and animal nutrition. 5 th ed. Academic Press, NY. Pp 185-223.
- HUTTON, M., GOODMAN, G.T. (1980). Metal contamination of feral pigeons *Columba livia* from the London area. Part I: tissue accumulation of lead, cadmium and zinc. *Environ. Pollut. (Series A)*. 22: 207-217.
- HUTTON, M. (1981). Metal contamination of feral pigeons *Columba livia* from the London area: Part 2: biological effects of lead exposure. *Environ. Pollut. (Series A), Ecol. Biol.* 22(4): 281-293.
- ICES ACME Report, 2001. Nature Conservation and Biodiversity: Seabird Issues. Sigulda, Latvia (Chapter 12).
- Instrumento de Ratificación del Protocolo al Convenio de 1979 sobre contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia en materia de metales pesados, hecho en Aarhus (Dinamarca) el 24 de junio de 1998. BOE nº 268, de 7 de noviembre de 2011.
- Instrumento de Ratificación del Protocolo al Convenio de Estocolmo de 2001 sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, hecho en Estocolmo (Suecia) el 22 de mayo de 2001. BOE nº 151, de 23 de junio de 2004.
- JAGER, L.P., RIJNIERSE, F.V.J., ESSELINK, H., BAARS, A.J. (1996). Biomonitoring with the buzzard *Buteo buteo* in the Netherlands: heavy metals and sources of variation. *J. Ornithol.* 137: 295-318.
- JANKOVSKÁ, I., LANGROVÁ, I., BEJCEK, V., MIHOLOVÁ, D., VADLEJCH, J., PETRTÝL, M. (2008). Heavy metal accumulation in small terrestrial rodents infected by cestodes or nematodes. *Parasite* 15: 581-588.
- JANKOVSKÁ, I., MIHOLOVÁ, D., LANGROVÁ, I., BEJCEK, V., VADLEJCH, J., KOLIHOVÁ, D., ŠULC, M. (2009). Influence of parasitism on the use of small terrestrial rodents in environmental pollution monitoring. *Environ. Pollut.* 157: 2584-2586.
- JANKOVSKÁ, I., MIHOLOVÁ, D., BEJCEK, V., VADLEJCH, J., ŠULC, M., SZÁKOVÁ, J., LANGROVÁ, I. (2010a). Influence of parasitism on trace element contents in tissues of red fox (*Vulpes vulpes*) and its parasites *Mesocestoides* spp. (Cestoda) and *Toxascaris leonina* (Nematoda). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58: 469-477.
- JANKOVSKÁ, I., MIHOLOVÁ, D., PETRTÝL, M., ROMOČUSKÝ, S., KALOUS, L., VADLEJCH, J., ČADKOVÁ, Z., LANGROVÁ, I. (2011). Intestinal parasite *Acanthocephalus lucii* (Acanthocephala) from European perch (*Perca fluviatilis*) as a bioindicator for lead pollution in the Stream "Jevanský potok" near

- Prague, Czech Republic. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 86: 342-346.
- JANKOVSKÁ, I., VADLLEJCH, J., SZÁKOVÁ, J., MIHOLOVÁ, D., KUNC, P., KNÍŽKOVÁ, I., ČADKOVÁ, Z., LANGROVÁ, I. (2010b). Experimental studies on the cadmium accumulation in the cestode *Moniezia expansa* (Cestoda: Anoplocephalidae) and its final host (*Ovis aries*). *Ex. Parasitol.* 126: 130-134.
- JANSSENS, E., DAUWE, E., BERVOEST, L., EENS, M. (2001). Heavy metals and selenium in feathers of great tits (*Parus major*) along a pollution gradient. *Environ. Toxicol. Chem.* 20 (12): 2815-2820.
- JEREZ, S., MOTAS, M., CÁNOVAS, R., TALAVERA, J., ALMELA, R., BAYÓN DEL RÍO, A. (2010). Accumulation and tissue distribution of heavy metals and essential elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Spanish Mediterranean coastline of Murcia. *Chemosphere*.78: 256-264.
- JURADO COUTO, R. (1989). Toxicología veterinaria. 2ª Ed. Ed. Salvat. Barcelona. 618 pp.
- KAJEROVA, V., BARUS, V., LITERAK, I. (2004). Nematodes from the genus *Ascaridia* parasitizing psittaciform birds: a review and determination key. *Vet. Med.- Czech.* 49 (6): 217-223.
- KAMINJOLO, J.S., TIKASINGH, E.S., FERDINAND, G.A.A. (1988). Parasites of the common pigeon (*Columba livia*) from the environs of Port of Spain, Trinidad. *Bull. Anim. Health. Prod. Afri.* 36: 194-195.
- KENNTNER, N., KRONE, O., ALTENKAMP, R., TATARUCH, F. (2003). Environmental contaminants in liver and kidney of free-ranging northern goshawks (*Accipiter gentilis*) from three regions of Germany. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 45, 128-135.
- KIM, E.Y., 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.* 52: 431-440.
- KIM, E.Y., KOO, T.H. (2008). Heavy metal concentrations in feathers of Korean shorebirds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 55: 122-128.
- KIM, J., LEE, H-S., KOO, T-H. (2009). Heavy metal concentrations in three shorebird species from Okgu Mudflat, Gunsan, Korea. *Ecotoxicology.* 18: 61-68.
- KÖSTERS, J., KALETA, E.F., MONREAL, G., SIEGMANN, O. (1991). Das Problem der Stadttauben. *Deut. Tierärzteblatt* 4: 272-276.
- KULIŠIĆ, Z. (1988). Endoparasite fauna of pigeons (*Columba livia*) as detected in the city of Belgrade. *Acta Vet.* 1: 37-42.
- KULIŠIĆ, Z. (1989). Parasitological infection among pigeons (*Columba livia*) of different ages in the area of Belgrade. *Acta Vet.* 2-3: 155-162.
- LAFFERTY, K.D. (1997). Environmental parasitology: what can parasites tell us about human impacts on the environment? *Parasitol. Today* 13: 251-255.
- LAFFON, B., RÁBADE, T., PÁSARO, E., MÉNDEZ, J. (2006). Monitoring of the impact of Prestige oil spill on *Mytilus galloprovincialis* from Galician coast. *Environ. Int.* 32: 342-348.
- LAUWERYS, R. (1994). Toxicología industrial e intoxicaciones profesionales. Ed. Masson. Barcelona. 631 pp.
- LEGGETT, R.W. (2011). A biokinetic model for manganese. *Sci. Total Environ.* 409: 4179-4186.
- LIU, W.X., LING, X., HALBROOK, R. S., MARTINEAU, D., DOU, H., LIU, X., ZHANG, G., TAO, S. (2009). Preliminary evaluation on the use of homing pigeons as a biomonitor in urban areas. *Ecotoxicology.* 19: 295-305.
- LONG, J.L. (1981). Introduced birds of the world: the worldwide history, distribution, and influence of birds introduced to new environments. Universe Books, New York.
- LORANGER, S., DEMERS, G., KENNEDY, G., FORGET, E., ZAYED, J. (1994). The pigeon (*Columba livia*) as a monitor for manganese contamination from motor vehicles. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27: 311-317.
- LORGUE, G., LECHENET, J., RIVIÈRE, A. (1997). Toxicología clínica veterinaria. Ed. Acribia. Zaragoza. 237 pp.
- MACKENZIE, K. (1999). Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. *Mar. Pollut. Bull.* 38: 955-959.
- MALEK, M., HASELI, M., MOBEDI, I., GANJALI, M.R., MACKENZIE, K. (2007). Parasites as heavy metal bioindicators in the shark *Carcharhinus dussumieri* from the Persian Gulf. *Parasitology* 134: 1053-1056.
- MÁRCIA TIETZ MARQUES, S., MARINHO DE QUADROS, R., JARDIM DA SILVA, C., BALDO, M. (2007). Parasites of pigeons (*Columba livia*) in urban

- areas of lages, Southern Brazil. *Parasitol. Latinoam.* 62: 183-187.
- MARÍA-MOJICA, P., GARCÍA-FERNÁNDEZ, A.J., BARBA, A., RIBONI, I., ROMERO, D., SÁNCHEZ-GARCÍA, J.A. (1996). Organochlorine pesticide accumulation in several species of raptors from Southeastern Spain. *Toxicol. Lett.* 88: (Supp.1) 80.
- MARÍA-MOJICA, P., JIMÉNEZ, P., BARBA, A., NAVAS, I., GARCÍA-FERNÁNDEZ, A.J. (2000). Residuos de insecticidas organoclorados en Cernícalo común (*Falco tinnunculus*) de la Región de Murcia. *An. Vet. (Murcia)*. 16: 55-66.
- MARTÍN, R.B. (1994). Bioinorganic Chemistry of toxicity. En: SEILER, H.G. Handbook on metals in clinical and analytical chemistry. Marcel Dekker, Inc. New York.
- MARTÍNEZ-CARRASCO, C., MARTÍNEZ, C.M., RUÍZ DE YBÁÑEZ, M.R., ESPIGARES, D., TIZZANI, P., ALONSO, F.D. (2009). Tetrameriosis in feral pigeons from Murcia, Southeastern Spain. *Prev. Vet. Med.* 90: 284-286.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, E., MARÍA-MOJICA, P., MARTÍNEZ, J.E., CALVO, J.F., ROMERO, D., GARCÍA-FERNÁNDEZ, A.J. (2005). Cadmium in feathers of adults and blood of nestlings of three raptor species from a nonpolluted Mediterranean forest, southeastern Spain. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 74: 477-484.
- MARTÍNEZ MORENO, F.J., MARTÍNEZ MORENO, A., BECERRA MARTELL, C., MARTÍNEZ CRUZ, M.S. (1989). Parasitofauna de la paloma (*Columba livia*) en la provincia de Córdoba. *Rev. Ibér. Parasitol.* 49 (4): 279-281.
- MARTINIÁKOVÁ, M., OMEĽKAR., JANČOVÁ, A., STAWARTZ, R., FORMICKI, G. (2011). Concentrations of selected heavy metals in bones and femoral bone structure of Bank (*Myodes glareolus*) and Common (*Microtus arvalis*) Voles from different polluted biotopes in Slovakia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 60(3): 524-532.
- MAS, A., AZCUE, J.M. (1993). Metales en sistemas biológicos. Ed. Promociones y Publicaciones Universitarias (PPU). 324 pp.
- MATEO, R. (2010). Toxicology and wildlife conservation in Europe: the inadequacy of current EU regulations. *Vet. J.* 183: 241-242.
- MATEO, R., GUITART, R. (2003). Heavy Metals in Livers of Waterbirds from Spain. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 44: 398-404.
- MATEO, R., BELLIORE, J., DOLZ, C., AGUILAR SERRANO, J.M., GUITART, R. (1998). High prevalences of lead poisoning in wintering waterfowl in Spain. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35: 342-347.
- MATEO, R., BEYER, W.N., SPANN, W., HOFFMAN, D.J. (2003). Relationship between oxidative stress, pathology, and behavioral sign of lead poisoning in mallards. *J. Toxicol. Environ. Health. Part A.* 66 (14): 1371-1389.
- MATEO, R., GREEN, A. J., LEFRANC, H., BAOS, R., FIGUEROLA, J. (2007). Lead poisoning in wild birds from southern Spain: A comparative study of wetland areas and species affected, and trends over time. *Ecotox. Environ. Safe.* 66: 119-126.
- MATEO, R., TAGGART, M., MEHARG, A.A. (2003). Lead and arsenic in bones of birds of prey from Spain. *Environ. Pollut.* 126 (1): 107-114.
- MENCÍAS RODRÍGUEZ, E., MAYERO FRANCO, L.M. (2000). Manual de toxicología Básica. Ed. Díaz de Santos, S.A. Madrid. 886 pp.
- MENDES, P., EIRA, C., TORRES, J., SOARES, A.M.V.M., MELO, P., VINGADA, J. (2008). Toxic Element Concentration in the Atlantic Gannet *Morus bassanus* (Pelecaniformes, Sulidae) in Portugal. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 55: 503-509.
- MENDEZ-TOVAR, L.J., MAINOU, L.M., PIZARRO, S.A., FORTOUL-VANDERGOES, T., LÓPEZ-MARTÍNEZ, R. (1995). Fungal biodeterioration of colonial facades in Mexico City. *Rev. Mex. Micol.* 11: 133-144.
- MERIAN, E. (1991). Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance. Verlag Chemie, Weinheim New York.
- MONTEIRO, M.S., SANTOS, C., SOARES, A.M., MANN, R.M. (2009). Assessment of biomarkers of cadmium stress in lettuce. *Ecotox. Environ. Saf.* 72: 811-818.
- MORENO, M.D. (2003). Toxicología Ambiental. Evaluación de Riesgo para la Salud Humana. McGraw-Hill, Madrid.
- MORENO, T., PANDOLFI, M., QUEROL, X., LAVÍN, J., ALASTUEY, A., VIANA, M., GIBBONS, W. (2011). Manganese in the urban atmosphere: identifying

- anomalous concentrations and sources. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 18: 173-183.
- MOTAS-GUZMÁN, M., GUTIÉRREZ, A., MONTES, A., ALBERT, A., ALMELA, R., BAYON, A. (2005). Niveles de cobre y cinc en aves procedentes del C.R.F.S. de la Región de Murcia *XVI Congreso Español de Toxicología*. Cáceres.
- MOVALLI, P.A. (2000). Heavy metal and other residues in feathers of laggar falcon *Falco biarmicus* jagger from six districts of Pakistan. *Environ. Pollut.* 109: 267-275.
- MUSHI, E.Z., BINTA, M.G., CHABO, R.G., NDEBELE, R., PANZIRAH, R. (2000). Parasites of domestic pigeons (*Columba livia domestica*) in Sebele, Gaborone, Botswana. *J. S. Afr. Vet. Assoc.* 71 (4): 249-250.
- MUTANER, J., FERRER, X., MARTÍNEZ-VILALTA, A. (1983). *Atles dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Ketres editora, Barcelona.
- NACCARI, C., CRISTANI, M., CIMINO, F., ARCORACI, T., TROMBETTA, D. (2009). Common buzzards (*Buteo buteo*) bio-indicators of heavy metals pollution in Sicily (Italy). *Environ. In.* 35: 594-598.
- NAM, D. H., LEE, D. P. (2006). Reproductive effects of heavy metal accumulation on breeding feral pigeons. *Sci. Total Environ.* 366: 682-687.
- NAM, D. H., LEE, D. P., KOO, T. H. (2004a). Monitoring for lead pollution using feathers of feral pigeons (*Columba livia*) from Korea. *Environ. Monit. Assess.* 95: 13-22.
- NAM, D. H., LEE, D. P., KOO, T. H. (2004b). Factors causing variations of lead and cadmium accumulation of feral pigeons (*Columba livia*). *Environ. Monit.* 95: 23-35.
- NATALA, A.J., ASEMADAHUM, N.D., OKUBANJO, O.O., ULAYI, B.M. (2009). A survey of parasites of domesticated pigeon (*Columba livia domestica*) in Zaria, Nigeria. *Int. J. Soft. Comput.* 4 (4): 148-150.
- NAVARRO, G., JÉREZ, S., FARINÓS, F., ROBLEDANO, F., MOTAS, M. (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. Vet.* (Murcia). 26: 97-110.
- NORDBERG, G. (2001). Metales: propiedades químicas y toxicidad. In: *Enciclopedia de Salud y Seguridad en el Trabajo*. Gestión editorial Chantal Dufresne, BA. 63.1-63.51.
- NORHEIM G (1987). Levels and interactions of heavy metals in sea bird from Svalbard and the Antarctic. *Environ. Pollut.* 47:83-94.
- NYBO, S., FJELD, P., JERSTAD, K., NISSEN, A. (1996). Long-range air pollution and its impact on heavy metal accumulation in dippers *Cinclus cinclus* in Norway. *Environ. Pollut.* 94 (1): 31-38.
- OYOO-OKOTH, E., WIN, A., OSANO, O., KRAAK, M., NGURE, V., MAKWALI, J., ORINA, P.S. (2010). Use of the fish endoparasite *Ligula intestinalis* (L., 1758) in an intermediate cyprinid host (*Rastroneobola argentea*) for biomonitoring heavy metal contamination in Lake Victoria, Kenya. *Res. Manage.* 15: 63-73.
- PASCUAL, S., ABOLLO, E. (2003). Accumulation of heavy metals in the whaleworm *Anisakis simplex s. l.* (Nematoda: Anisakidae). *J. Mar. Ass.* U.K. 83: 905-906.
- PÉREZ-LÓPEZ, M., CID, F., OROPESA, A.L., HIDALGO, L.E., LÓPEZ BECEIRO, A., SOLER, F. (2006). Heavy metal and arsenic content in seabirds affected by the Prestige oil spill on the Galician coast (NW Spain). *Sci. Total Environ.* 359 (1-3): 209-220.
- PÉREZ-LÓPEZ, M., HERMOSO DE MENDOZA, M., LÓPEZ BECEIRO, A., SOLER RODRÍGUEZ, F. (2008). Heavy metal (Cd, Pb, Zn) and metalloid (As) content in raptor species from Galicia (NW Spain). *Ecotox. Environ. Safe.* 70: 154-162.
- PRITCHARD, M.H., KRUSE, G.O.W. (1982). *The collection and preservation of animal parasites*. University of Nebraska Press, 1-141.
- RABINOWITZ MB, WETHERILL GW, KOPPLE JD. (1976). Kinetic analysis of lead metabolism in healthy humans. *J. Clin. Invest.* 58(2): 260-70.
- REAL DECRETO 581/2001, de 1 de junio, por el que en determinadas zonas húmedas se prohíbe la tenencia y el uso de municiones que contengan plomo para el ejercicio de la caza y el tiro deportivo. BOE nº 143 de 15 de junio de 2001.
- REAL DECRETO 785/2001, de 6 de julio, por el que se adelanta la prohibición de comercialización de las gasolinas con plomo y se establecen las especificaciones de las gasolinas que sustituirán a aquéllas. BOE nº 162 de 7 de julio de 2001.
- REAL DECRETO 1201/2005, de 10 de octubre, sobre protección de los animales utilizados para

- experimentación y otros fines científicos. BOE nº 252 de 21 de octubre de 2005.
- REDIG, P.T., ARENT, L.R. (2008). Raptor toxicology. *Vet. Clin. N. Am-Exot.* 11: 261-282.
- REPETTO, M. (1995). Toxicología avanzada. Ed. Díaz de Santos, S.A. Madrid. 621 pp.
- REPETTO, M; REPETTO, G. (2009). Toxicología fundamental. 4ª ed. Ed. Díaz de Santos, S.A. Madrid. 587 pp.
- RIBEIRO, A.R., EIRA, C., TORRES, J., MENDES, P., MIQUEL J., SOARES, A.M.V.M., VINGADA, J. (2009). Toxic Element Concentration in the Razorbill *Alca torda* (Charadriiformes, Alcidae) in Portugal. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 56: 588-595.
- RICHARDS, M.P., COUSINS, R.J. (1975). Mamalian zinc homeostasis: Requirement for RNA and metallothionein synthesis. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 64: 1215-1223.
- RODER, J.D. (2002). Manual de Toxicología Veterinaria. Ed. Multimédica. Barcelona. 355 pp.
- ROMERO, D., MARTÍNEZ-LÓPEZ, E., NAVAS, I., MARÍA-MOJICA, P., PEÑALVER, J., GARCÍA-FERNÁNDEZ A.J. (2007). Alteraciones anatomo-patológicas en un flamenco común (*Phoenicopterus roseus*) por intoxicación aguda por plomo. *Rev. Toxicol.* 24: 52-55.
- RUBIO, C., GUTIÉRREZ, A.J., MARTÍN-IZQUIERDO, R.E., REVERT, C., LOZANO, G., HARDISSON, A. (2004). El plomo como contaminante alimentario. *Rev. Toxicol.* 21: 72-80.
- SANTAMARÍA, A.B. (2008). Manganese exposure, essentiality and toxicity. *Indian J. Med. Res.* 128: 484-500.
- SARI, B., KARATEPE, B., KARATEPE, M., KARA, M. (2008). Parasites of domestic (*Columba livia domestica*) and wild (*Columba livia livia*) pigeons in Niğde, Turkey. *Bull. Vet. Inst. Pulawy.* 52: 551-554.
- SCHEEF G, SURES B. AND TARASCHEWSKI H. (2000). Cadmium accumulation in *Moniliformis moniliformis* (Acanthocephala) from experimentally infected rats. *Parasitol. Res.* 86 (8): 688-91.
- SCHEIFLER, R., CŒURDASSIER, M., MORILHAT, C., BERNARD, N., FAIVRE, B., FLICOTEAUX, P., GIRAUDOUX, P., NOËL, M., PIOTTE, P., RIEFFEL, D., DE VAUFLEURY, A., BADOT, P.M. (2006). Lead concentrations in feathers and blood of common blackbirds (*Turdus merula*) and in earthworms inhabiting unpolluted and moderately polluted urban areas. *Sci. Total Environ.* 371: 197-205.
- SCHEUHAMMER, A.M. (1987). The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. *Environ. Pollut.* 46: 263-295.
- SCHMIDT, G.D. (1986). Handbook of tapeworm identification. Ed. CRC Press. 675 pp.
- SCHILDERSMAN, P., HOOGEWERFF, J., SCHOOTEN, F., MAAS, L., MOONEN, E., OS, B., WIJNEN, J., KLEINJANS, J. (1997). Possible Relevance of Pigeons as an Indicator Species for Monitoring Air Pollution. *Environ. Health Persp.* 105 (3): 322- 330.
- SCHLUDERMANN, C., KONECNY, R., LAIMGRUBER, S., LEWIS, J. W., SCHIEMER, F., CHOVANEC, A., SURES, B. (2003). Fish macroparasites as indicators of heavy metal pollution in river sites in Austria. *Parasitology* 126: S61-S69.
- SELDA TEKIN-ÖZAN, I.K. (2005). Comparative study on the accumulation of heavy metals in different organs of tench (*Tinca tinca* L. 1758) and plerocercoids of its endoparasite *Ligula intestinalis*. *Parasitol. Res.* 97: 156-159.
- SELDA TEKIN-ÖZAN, I.K. (2007). Accumulation of some heavy metals in *Raphidascaris acus* (Bloch, 1779) and its host (*Esox lucius* L., 1758). *Türkiye Parazit. Derg.* 327-329.
- SELVA, J.M., GONZÁLEZ, J., AGUIRRE, J.M., GALLEGO, M. (1987). Parasitofauna de las palomas (*Columba livia* var) de Barcelona. I. Mallophaga. *Rev. Ibér. Parasitol.* Vol. Extraordinario, 245-250.
- SENLİK, B., GULEGEN, E., AKYOL, V. (2005). Effect of age, sex and season on the prevalence and intensity of helminth infections in domestic pigeons (*Columba livia*) from Bursa province, Turkey. *Acta. Vet. Hung.* 53 (4): 449-456.
- SICOLO, M., TRINGALI, M., FUMAGALLI, P., SANTAGOSTINO, A. (2010). *Columba livia* as a Sentinel Species for the Assessment of Urban Air Genotoxicity. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 59: 484-491.
- SIDALL, R., SURES, B. (1998). Uptake of lead by *Pomphorhynchus laevis* cystacaths in *Gammarus pulex* and immature worms in chub (*Leuciscus cephalus*). *Parasitol. Res.* 84: 573-577.

- SIERRA, P., CHAKRABARTI, S., TOUNKARA, R., LORANGER, S., KENNEDY, G., ZAYED, J. (1998). Bioaccumulation of Manganese and Its Toxicity in Feral Pigeons (*Columba livia*) Exposed to Manganese Oxide Dust (Mn₂O₄). *Environ. Res.* 79: 94-101.
- SOULSBY, E.J.L. (1987). Parasitología y Enfermedades Parasitarias en los animales domésticos. Ed. Interamericana. 823 pp.
- STEFANIDOU, M., MARAVELIAS, C., DONA, A., SPILIOPOULOU, C. (2006). Zinc: a multipurpose trace element. *Arch. Toxicol.* 80: 1-9.
- STENZEL, T., KONCICKI, A. (2007). Occurrence of parasitic invasions in domestic pigeons (*Columba livia domestica*) in the northern Poland. *Pol. J. Vet. Sci.* 10 (4): 275-278.
- STERN, A.H. (2010). A quantitative assessment of the carcinogenicity of hexavalent chromium by the oral route and its relevance to human exposure. *Environ. Res.* 110: 798-807.
- STEWART, F. M., THOMPSON, D.R., FURNESS, R.W., HARRISON, N (1994) Seasonal variation in heavy metal levels in tissues of Common Guillemots, *Uria aalge* from Northwest Scotland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27:168-175.
- SUREDA, A., BOX, A., TEJADA, S., BLANCO, A., CAIXACH, J., DEUDERO, S. (2011). Biochemical responses of *Mytilus galloprovincialis* as biomarker of acute environmental pollution caused by *Don Pedro* oil spill (Eivissa Island, Spain). *Aquat. Toxicol.* 101: 540-549.
- SURES, B. (2001). The use of fish parasites as bioindicators of heavy metals in aquatic ecosystems: a review. *Aquat. Ecology.* 35: 245-255.
- SURES B. (2004). Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. *Trends Parasitol.* 20 (4): 170-177.
- SURES, B., SIDDALL, R. (1999). *Pomphorhynchus laevis*: the intestinal acanthocephalan as a lead sink for its fish host, chub (*Leuciscus cephalus*). *Exp. Parasitol.* 93: 66-72.
- SURES, B., SIDDALL, R. (2003). *Pomphorhynchus laevis* (Palaecanthocephala) in the intestine of chub (*Leuciscus cephalus*) as an indicator of metal pollution. *Int. J. Parasitol.* 33: 65-70.
- SURES, B., TARASCHEWSKI, H. (1995). Cadmium concentrations in two adult acanthocephalans, *Pomphorhynchus laevis* and *Acanthocephalus lucii*, as compared with their host and cadmium and lead levels in larvae of *A. lucii* as compared with their crustacean host. *Parasitol. Res.* 81: 494-497.
- SURES, B., FRANKEN, M., TARASCHEWSKI, H. (2000). Element concentrations in the archiacanthocephalan *Macracanthorhynchus hirudinaceus* compared with those in the porcine host from a slaughterhouse in La Paz, Bolivia. *Int. J. Parasitol.* 30: 1071-1076.
- SURES, B., GRUBE, K., TARASCHEWSKI, H. (2002). Experimental studies on the lead accumulation in the cestode *Hymenolepis diminuta* and its final host, *Rattus norvegicus*. *Ecotoxicology* 11: 365-368.
- SURES, B., JÜRGES, G., TARASCHEWSKI, H. (1998). Relative concentrations of heavy metals in the parasites *Ascaris suum* (Nematoda) and *Fasciola hepatica* (Digenea) and their respective porcine and bovine definitive hosts. *Int. J. Parasitol.* 28: 1173-1178.
- SURES, B., SIDDALL, R., TARASCHEWSKI, H. (1999). Parasites as accumulation indicators of heavy metal pollution. *Parasitol. Today* 15 (1): 16-21.
- SURES, B., TARASCHEWSKI, H., JACKWERTH, E. (1994). Lead accumulation in *Pomphorhynchus laevis* and its host. *J. Parasitol.* 80 (3): 355-357.
- SURES, B., TARASCHEWSKI, H., ROKICKI, J. (1997). Lead and cadmium content of two cestodes, *Monobothrium wagneri* and *Bothricephalus scorpii*, and their fish host. *Parasitol. Res.* 83: 618-623.
- SURES, B., TARASCHEWSKI, H., RYDLO, M. (1997). Intestinal fish parasites as heavy metal bioindicators: a comparison between *Acanthocephalus lucii* (Palaecanthocephala) and the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59: 14-21.
- SURES, B., SCHEIBLE, T., BASHTAR, A. R. AND TARASCHEWSKI, H. (2003). Lead concentrations in *Hymenolepis diminuta* adults and *Taenia taeniaeformis* larvae compared to their rat host (*Rattus norvegicus*) sampled from the city of Cairo, Egypt. *Parasitology* 127: 483-487.
- SWAILEH, K.M., SANSUR, R. (2006). Monitoring urban heavy metal pollution using the House Sparrow (*Passer domesticus*). *J. Environ. Monit.* 8: 209-213.
- SZEFER, P., ROKICKI, J., FRELEK, K., SKÓRA, K., MALINGA, M. (1998). Bioaccumulation of selected trace elements in lung nematodes, *Pseudalius inflexus*, of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) in a Polish zone of the Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 220: 19-24.

- TANVEER, M.K., KAMRAN, A., ABBAS, M., UMER, N.C., AZHAR, M.A., MUNIR, M. (2011). Prevalence and chemo-therapeutical investigations of gastrointestinal nematodes in domestic pigeons in Lahore, Pakistan. *Trop. Biomed.* 28(1): 102–110
- TENORA, F., BARŮS, V., KRACMAR, S., DVORACEK, J. (2000). Concentrations of some heavy metals in *Ligula intestinalis* plerocercoids (Cestoda) and *Philometra ovata* (Nematoda) compared to their hosts (Osteichtheys). *Helminthologia.* 37: 15-18.
- THEMELIS, D.G., TZANAVARAS, P.D., LIAKOU, A. A., TZANAVARAS, H.D., PAPANITRIOU, J.K. (2000). Normal and differential demasking flow-injection manifold for the direct spectrophotometric determination of zinc in biological materials and pharmaceutical formulations. *Analyst.* 125: 2106-2111.
- THIELEN, F., ZIMMERMANN, S., BASKA, F., TARASCHEWSKI, H., SURES, B. (2004). The intestinal parasite *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala) from barbel as a bioindicator for metal pollution in the Danube River near Budapest, Hungary. *Environ. Pollut.* 129: 421-429.
- THOMPSON, D.R. (1990). Metal levels in marine vertebrates. In: Furness, R.W., Rainbow, P.S. (Eds). *Heavy metals in the Marine Environment*. CRC Press, Boca Raton, FL. 143-182.
- TORO H., SAUCEDO C., BORIE C., GOUGH R., ALCAÍNO H. (1999). Health status of free-living pigeons in the city of Santiago. *Avian Pathol.* 28: 619-23.
- TORRES, J., DE LAPUENTE, J., EIRA, C., NADAL, J. (2004). Cadmium and lead concentrations in *Gallegoide sarfaai* (Cestoda: Anoplocephalidae) and *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae) from Spain. *Parasitol. Res.* 94: 468-470.
- TORRES, J., EIRA, C., MIQUEL, J., FORONDA, P., FELIU, C. (2011). Cadmium and lead concentrations in *Moniliformis moniliformis* (Acanthocephala) and *Rodentolepis microstoma* (Cestoda), and their definitive host, *Rattus rattus* and *Mus domesticus* in El Hierro (Canary Archipelago, Spain). *Acta Parasitol.* 56 (3): 320-324.
- TORRES, J., FORONDA, P., EIRA, C. (2010). Trace element concentrations in *Raillietina micracantha* in comparison to its definitive host, the feral pigeon *Columba livia* in Santa Cruz de Tenerife (Canary Archipelago, Spain). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58: 176-182.
- TORRES, J., PEIG, J., EIRA, C., BORRÁS, M. (2006). Cadmium and lead concentrations in *Skrjabinotaenia lobata* (Cestoda: Catenotaeniidae) and in its host, *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae) in the urban dumping site of Garraf (Spain). *Environ. Pollut.* 143: 4-8.
- TRABARES, E. (2010). Plomo y mercurio en sangre en una población laboral hospitalaria y su relación con factores de exposición. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- TRULLOLS, M., GRACENEA, M., SELVA, J.M. (1987). Parasitofauna de las palomas (*Columba livia* var.) de Barcelona. IV. Plathelminthes. *V Cong. Nac. Parasitol.* Salamanca. 101-102.
- TRULLOLS, M., GRACENEA, M., SELVA, J.M. (1988). Faunistic and ecological study on the helminth parasites of urban pigeons in Barcelona (Spain). *EMOP V*, Budapest. 184.
- TUDOR D.C. (1991) Pigeon health and disease. Iowa State University Press, Ames, IA.
- VALTONEN, E.T., HOLMES, J.C., KOSKIVAARA, M. (1997). Eutrophication, pollution and fragmentation: effects on parasite communities in roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*) in four lakes in central Finland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 572-585.
- VILLANUEVA, E. (2004). Intoxicación por plomo. En: *Medicina Legal y Toxicología*. 6ª edición. Ed. Elsevier Masson. Barcelona. 947-963.
- WEBER, W.J. (1979). Health Hazards from Pigeons, Starlings and English Sparrows: Diseases and Parasites Associated with Pigeons, Starlings, and English Sparrows which Affect Domestic Animals. Thomson Publications, Fresno.
- YAMAGUTI, S. (1959). *Systema helminthum*. Vol. II New York: Interscience Publishers. 860 pp.
- YAMAGUTI, S. (1961). Synopsis of digenetic trematodes of vertebrates. Vol. III. The nematodes of vertebrates. Ed. Keigatu Publishing Co. Tokio. 1261 pp.
- YEH, T-K., CHEN, J-K., LIN, C-H., YANG, M-H., YANG, C., CHOU, F-I, PEIR, J-J., WANG, M-Y., CHANG, W-H., TSAI, M-H., TSAI, H-T., LIN, P. (2012). Kinetics and tissue distribution of neutron-activated zinc oxide nanoparticles and zinc nitrate in mice: effects of size and particulate nature. *Nanotechnology.* 23: 1-8.
- ZACCARONI, A., AMORENA, M., NASO, B., CASTELLANI, G., LUCISANO, A., STRACCIARI, G.L. (2003). Cadmium, chromium and lead contamination of *Athene noctua*, the little owl, of

Bologna and Parma, Italy. *Chemosphere* 52 (7): 1251-1258.

ZACCARONI, A., NICCOLIA, C., ANDREANIB, G., SCARAVELLIA, D., FERRANTEC, M.C., LUCISANOC, A., ISANIB, G. (2011). Trace metal concentration in wild avian species from Campania, Italy. *Cent. Eur. J. Chem.* 9(1): 86-93.

ZANONI, G. (1980). La paloma. Cría y explotación. Ed. Mundi-Prensa, Madrid. 244 pp.

ZIMMERMANN, S., SURES, B., ARASCHEWSKI, H. (1999). Experimental studies on lead accumulation in the eel-specific endoparasites *Anguillicola crassus* (Nematoda) and *Paratenuisentis ambiguus* (acanthocephalan) as compared with their host, *Anguilla anguilla*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 190-195.

ZUCCONI, S., GALAVOTTI, S., DESERTI, R. (2003). I colombi in ambiente urbano. Sintesi del progetto di ricerca Nomisma. *Igiene Alimenti. Disinfestazione e Ambientale* nov/dic, 9-22.



9. ANEXOS

Tabla I: Prevalencia de parásitos de palomas descrita en España

Autor (Año)	Procedencia	Protozoos	Trematodos	Cestodos	Nematodos	Artrópodos
Acosta <i>et al.</i> (1980)	Córdoba (Urbanas)			<i>S. columbae</i>		
Trullols <i>et al.</i> (1987)	Barcelona (Urbanas)		<i>B. fuscata</i> (4,3%)	<i>K. delafondi</i> (1,7%) <i>R. joyeuxi</i> (16,5%) <i>R. micracantha</i> (4,9%) <i>R. bonini</i> (5,9%) <i>Railletina sp</i> (4,2%) <i>S. columbae</i> (9,9%)		
Trullols <i>et al.</i> (1988)	Barcelona (Urbanas)				<i>A. columbae</i> (31,3%) <i>C. obsignata</i> (50,8%) <i>T. fisispina</i> (11,5%)	
Selva <i>et al.</i> (1987)	Barcelona (Urbanas)					<i>C. columbae</i> (100%) <i>C. bidentatus</i> (97,8%) <i>H. lata</i> (33,1%) <i>B. columbae</i> (10,1%)
Martínez-Moreno <i>et al.</i> (1989)	Córdoba (Urbanas/ Particulares)	<i>T. gallinae</i> (79,2%) <i>E. labbeana</i> (68,3%) <i>H. columbae</i> (26,7%)	<i>B.columbae</i> (2,97%)	<i>R. micracantha</i> (38,6%) <i>S. columbae</i> (30,6%) <i>A. delafondi</i> (0,99%) <i>H. columbae</i> (0,99%)	<i>C. obsignata</i> (40,5%) <i>T. fisispina</i> (23,7%) <i>C. columbae</i> (8,91%) <i>A. columbae</i> (6,93%) <i>D. nasuta</i> (6,93%) <i>A. galli</i> (2,97%)	<i>C. columbae</i> (49,5%) <i>C. bidentatus</i> (35,6%) <i>H. lata</i> (3,96%)
Albaladejo (1996)	Murcia (Urbanas)			<i>R. tetragona</i> (52,8%)		
Foronda (2004)	Tenerife (Urbanas)	<i>H. columbae</i> (82%) <i>Eimeria sp</i> (50%)		<i>R. micracantha</i> (44%)	<i>T. fisispina</i> (4%) <i>D. spiralis</i> (8%) <i>A. columbae</i> (40%) <i>Ascaridia sp</i> (18%)	<i>D. gallinae</i> (6%) <i>T. melloi</i> (10%) <i>C. columbae</i> (100%) <i>C. bidentatus</i> (94%) <i>P. canariensis</i> (36%)
Domenech (2004)	Alicante (Urbanas)	<i>T. gallinae</i> (84,3%) <i>E. labbeana</i> (79,5%) <i>H. columbae</i> (97,5%) <i>T. gondii</i> (1,20%) <i>Cryptosporidium sp</i> (7,2%)		<i>R. tetragona</i> (51,8%)	<i>C. obsignata</i> (4,82%) <i>A. columbae</i> (6,02%)	<i>C. columbae</i> (87,9%) <i>C. bidentatus</i> (51,8%) <i>P. canariensis</i> (2,41%)
Alonso <i>et al.</i> (2004)	Murcia (Urbanas)	<i>T. gallinae</i> (51,6%) <i>E. labbeana</i> (62,7%) <i>H. columbae</i> (100%)	<i>B.columbae</i> (17,5%)	<i>R. tetragona</i> (38,9%)	<i>A. columbae</i> (19,8%) <i>T. fisispina</i> (30,2%) <i>C. obsignata</i> (21,4%)	<i>C. columbae</i> (85,7%) <i>C. bidentatus</i> (49,2%) <i>P. canariensis</i> (0,8%) <i>M. melloi</i> (29,4%)
Martínez-Carrasco <i>et al.</i> (2009)	Murcia (Urbanas)				<i>T. fisispina</i> (17,6%)	
Goyena (2009)	Almería (Urbanas)			<i>R. tetragona</i> (47,5%)	<i>A. columbae</i> (5%)	

Tabla II: Estudios parasitológicos de la paloma realizados en África, Asia y América

Autor (Año)	Procedencia	Protozoos	Trematodos	Cestodos	Nematodos	Artrópodos
Dranzoa <i>et al.</i> (1999)	Uganda (Urbanas)	<i>Haemoproteus</i> sp (76,5%) <i>Plasmodium</i> sp (47,1%)				<i>P. canariensis</i> (100%) <i>C. columbae</i> (94,1%) <i>C. meleagiris</i> (70%) <i>M. stramineus</i> (64,7%) <i>M. gallinae</i> (55,9%)
Mushi <i>et al.</i> (2000)	Sebele (Urbanas)	<i>H. columbae</i> (80%) Coccidios sp (40%)		<i>Raillietina</i> sp (80%)	<i>D. spiralis</i> (10%) <i>A. columbae</i> (30%)	<i>P. canariensis</i> (50%) <i>C. columbae</i> (30%)
Adang <i>et al.</i> (2008)	Zaria (Producción Mercado)			<i>R. tetragona</i> (27,1%) <i>R.echinobothrida</i> (10,6%) <i>H. cantaniana</i> (1,7%) <i>H. carioca</i> (1,3%) <i>R. cesticillus</i> (0,45%) <i>A. cuneata</i> (0,83%)	<i>A. columbae</i> (11,3%) <i>A. galli</i> (3,3%) <i>H.gallinarum</i> (3,3%)	
Natala <i>et al.</i> (2009)	Zaria (Producción)	<i>Eimeria</i> sp (49,2%) <i>H. columbae</i> (15,6%) <i>Leucocytozoon</i> sp (6,4%) <i>P. relictum</i> (0,8%)		<i>R. tetragona</i> (4,9%) <i>R. cesticillus</i> (3%) <i>R.echinobothrida</i> (7,6%)	<i>A. columbae</i> (1,2%) <i>A. galli</i> (1,2%) <i>C. anatis</i> (0,8%)	<i>P. canariensis</i> (17,6%)
Senlik <i>et al.</i> (2005)	Bursa (Urbanas)			<i>R.echinobothrida</i> (1%)	<i>C.obsignata</i> (63%) <i>A. columbae</i> (42%)	
Sari <i>et al.</i> (2008)	Nigde (Urbanas)	<i>E. labbeana</i> (58,1%) <i>E. columbarum</i> (30,9%) <i>E. columbae</i> (22,1%) <i>Isospora</i> sp (18,4%)			<i>Capillaria</i> sp (19,9%) <i>A. columbae</i> (5,1%) <i>Heterakis</i> sp (3,7%)	
Sari <i>et al.</i> (2008)	Nigde (Silvestres)	<i>E. labbeana</i> (28,7%) <i>E. columbarum</i> (10,4%) <i>E. columbae</i> (5,2%) <i>Isospora</i> sp (13%)			<i>Capillaria</i> sp (4,3%) <i>Syngamus</i> sp (1,7%)	

Autor (Año)	Procedencia	Protozoos	Trematodos	Cestodos	Nematodos	Artrópodos
Begum y Shaikh (1987)	Mymensingh (Producción Mercado)		<i>E. revolutum</i> (15%) <i>E. paraulum</i> (5%) <i>H. conoideum</i> (14%)	<i>R. tetragona</i> (30%) <i>R. echinobothrida</i> (20%) <i>R. cesticillus</i> (23%) <i>Hymenolepis sp</i> (24%)	<i>A. columbae</i> (1%) <i>C. obsignata</i> (22%) <i>O. quadriradiatus</i> (29%)	
Begum <i>et al.</i> (2008)	Mymensingh (Producción Mercado/ Granja)	<i>T. gallinae</i> (67,3%)				
Kaminjolo <i>et al.</i> (1988)	Puerto España (Silvestres)	<i>T. gallinae</i> (20,4%) <i>Haemoproteus sp</i> (84%) Microfilariae (88,6%) <i>Cryptosporidium sp</i> (2,2%)	<i>B. mazzantii</i> (9%)		<i>A. columbae</i> (4,5%)	<i>P. canariensis</i> (68,1%) <i>C. columbae</i> (52,2%) <i>C. turbinatum</i> (52,2%) <i>Megninia sp</i> (52,27%).
Toro <i>et al.</i> (1999)	Santiago de Chile (Urbanas/ Silvestres)	<i>T. gallinae</i> (11%)			<i>Tetrameres sp</i> (14%) <i>C. annulata</i> (1%) <i>C. columbae</i> (11%) <i>C. obsignata</i> (1%) <i>A. columbae</i> (5%) <i>D. spiralis</i> (2%) <i>G. ingluvicola</i> (2%) <i>A. delafondi</i> (1%)	<i>C. columbae</i> (41%) <i>C. bidentatus</i> (8%) <i>L. cysticola</i> (1%)
González <i>et al.</i> (2004)	Chillán (Urbanas)	<i>E. labbeana</i> (11,5%)			<i>Tetrameres sp</i> (8,5%) <i>C. caudinflata</i> (6%) <i>C. columbae</i> (5%) <i>Capillaria sp</i> (3%) <i>A. columbae</i> (7%) <i>A. delafondi</i> (3,5%)	<i>C. columbae</i> (100%) <i>C. bidentatus</i> (22,4%) <i>D. columbae</i> (1%)
Márcia <i>et al.</i> (2004)	Santa Catarina (Urbanas)	<i>Haemoproteus sp</i> (67,2%) <i>Eimeria sp</i> (86%)			<i>Ascaridia sp</i> (92,8%) <i>Capillaria sp</i> (21,4%)	<i>P. canariensis</i> (100%)

Tabla III: Prevalencia de parásitos de la paloma descrita en Europa

Autor (Año)	Procedencia	Protozoos	Trematodos	Cestodos	Nematodos	Artrópodos
Bernard y Biesemans (1987)	Bélgica (Urbanas)			<i>R. bonini</i> (15,2%)	<i>C. caudinflata</i> (28%) <i>C. obsignata</i> (20%) <i>A. columbae</i> (32,9%)	
Kulišić (1988)	Belgrado (Urbanas)	<i>E. columbarum</i> (24,2%)	<i>E. recurvatum</i> (0,75%)	<i>R. bonini</i> (7,5%)	<i>A. columbae</i> (31,8%) <i>C. columbae</i> (35,6%) <i>C. gallinae</i> (0,75%)	
Dovč <i>et al.</i> (2004)	Ljubljana (Urbanas)	Coccidios sp (71,9%) <i>T. gallinae</i> (7,9%)			<i>Capillaria</i> sp (26,6%) <i>A. columbae</i> (4,3%)	
Stenzel <i>et al.</i> , (2007)	Polonia (Mensajeras)	Coccidios sp (56,4%) <i>T. gallinae</i> (61,8%)			<i>C. obsignata</i> (3,6%) <i>A. columbae</i> (5,5%)	
Stenzel <i>et al.</i> , (2007)	Polonia (Exhibición)	Coccidios sp (90,9%) <i>T. gallinae</i> (100%)			<i>C. obsignata</i> (36,4%) <i>A. columbae</i> (15,5%)	

Tabla IV: Concentraciones (media \pm S.D.) ($\mu\text{g/g}$) de Mn, Pb,Zn, Cd y Cr en hígado de palomas en diferentes estudios

HÍGADO							
Especie	Loc.	Mn	Pb	Zn	Cd	Cr	Ref.
		Media \pm SD	Media \pm SD	Media \pm SD	Media \pm SD	Media \pm SD	
<i>Columba livia</i>	Almería	4,13 \pm 1,20* 1,16	0,80 \pm 1,96* 0,22	54,45 \pm 19,73* 15,25	0,33 \pm 0,26* 0,09	0,57 \pm 0,32* 0,16	Presente estudio
<i>Columba livia</i>	Canadá Rural	2,42 \pm 0,57					Loranger <i>et al.</i> , 1994
<i>Columba livia</i>	Canadá Urbana	3,13 \pm 0,55					Loranger <i>et al.</i> , 1994
<i>Columba livia</i>	México Urbana		3,93*		1,04*	1,77*	Delgado <i>et al.</i> , 1994
<i>Columba livia</i>	México Rural		1,09*		0,40*	0,62*	Delgado <i>et al.</i> , 1994
<i>Columba livia</i>	Holanda Urbana (B)		0,16 \pm 0,09	69,6 \pm 65,1	0,13 \pm 0,18		Schilderman <i>et al.</i> , 1997
<i>Columba livia</i>	Holanda Urbana (B)		0,13 \pm 0,12	31,2 \pm 11,9	0,27 \pm 0,30		Schilderman <i>et al.</i> , 1997
<i>Columba livia</i>	Holanda Urbana (M)		0,18 \pm 0,06	35,3 \pm 8,9	0,53 \pm 0,50		Schilderman <i>et al.</i> , 1997
<i>Columba livia</i>	Holanda Urbana (A)		1,21 \pm 0,75	35,8 \pm 6,5	0,43 \pm 0,29		Schilderman <i>et al.</i> , 1997
<i>Columba livia</i>	Corea Urbana		2,3 \pm 0,8		0,24 \pm 0,08		Nam <i>et al.</i> , 2004 Nam y Lee, 2006
<i>Columba livia</i>	Corea Rural		1,87 \pm 0,52		0,14 \pm 0,06		Nam <i>et al.</i> , 2004 Nam y Lee, 2006
<i>Columba livia</i>	Canarias	1,53	0,29	40,91	0,11	0,52	Torres <i>et al.</i> , 2009
<i>Passer domesticus</i>	Palestina Urbana		34,2 \pm 6,2*	131,4 \pm 14,3*	0,07 \pm 0,00*		Swaileh y Sansur, 2006
<i>Passer domesticus</i>	Palestina Rural		18,0 \pm 1,6*	97,0 \pm 3,7*	0,07 \pm 0,00*		Swaileh y Sansur, 2006

peso seco*/ peso húmedo; (A) alta contaminación (M) media contaminación (B) baja contaminación

Tabla V: Concentraciones (media±S.D.) (µg/g) de Mn, Pb, Zn, Cd y Cr en riñón de palomas de diferentes estudios

RIÑÓN							
Especie	Loc.	Mn	Pb	Zn	Cd	Cr	Ref.
		Media±SD	Media±SD	Media±SD	Media±SD	Media±SD	
<i>Columba livia</i>	Almería	20,72±8,04* 5,39	6,55± 33,98* 1,70	52,42±17,83* 13,63	2,37±2,19* 0,62	0,53±0,25* 0,14	Presente estudio
<i>Columba livia</i>	Canadá Rural	6,53±1,19					Loranger <i>et al.</i> , 1994
<i>Columba livia</i>	Canadá Urbana	7,48±2,01					Loranger <i>et al.</i> , 1994
<i>Columba livia</i>	México Urbana		7,61*		5,32*	4,34*	Delgado <i>et al.</i> , 1994
<i>Columba livia</i>	México Rural		1,92*		0,91*	1,17*	Delgado <i>et al.</i> , 1994
<i>Columba livia</i>	Holanda Urbana (B)		0,41±0,18	20,7±4,4	0,60±1,14		Schilderman <i>et al.</i> , 1997
<i>Columba livia</i>	Holanda Urbana (B)		0,30±0,19	29,0±12,7	0,67±0,83		Schilderman <i>et al.</i> , 1997
<i>Columba livia</i>	Holanda Urbana (M)		0,53±0,15	29,4±11,3	2,51±2,80		Schilderman <i>et al.</i> , 1997
<i>Columba livia</i>	Holanda Urbana (A)		2,44±1,30	30,2±7,6	2,73±2,61		Schilderman <i>et al.</i> , 1997
<i>Columba livia</i>	Corea Urbana		4,1±1,3		1,1±0,62		Nam <i>et al.</i> , 2004b Nam y Lee, 2006
<i>Columba livia</i>	Corea Rural		3,0±1,4		0,43±0,28		Nam <i>et al.</i> , 2004b Nam y Lee, 2006
<i>Columba livia</i>	Canarias	2,69	0,29	25,02	0,68	0,51	Torres <i>et al.</i> , (2009)

peso seco*/ peso húmedo; (A) alta contaminación (M) media contaminación (B) baja contaminación

Tabla VI: Concentraciones (media±S.D.) (µg/g) de Mn, Pb, Zn, Cd y Cr en músculo de palomas de diferentes estudios

MÚSCULO							
Especie	Loc.	Mn	Pb	Zn	Cd	Cr	Ref.
		Media±SD	Media±SD	Media±SD	Media±SD	Media±SD	
<i>Columba livia</i>	Almería	1,30±0,45* 0,38	0,10±0,18* 0,03	17,81±8,58* 5,16	0,02±0,03* 0,01	0,65±0,28* 0,19	Presente estudio
<i>Columba livia</i>	Canarias	0,51	0,11	12,22	0,0075	0,61	Torres <i>et al.</i> , (2009)
<i>Passer domesticus</i>	Palestina Urbana		1,4±0,2*	61,9±6,5*	0,03±0,01*		Swaileh y Sansur, 2006

peso seco*/ peso húmedo

Tabla VII: Concentraciones (media±S.D.) (µg/g) de Mn, Pb, Zn, Cd y Cr en hueso de palomas de diferentes estudios

Especie	Loc.	HUESO					Ref.
		Mn	Pb	Zn	Cd	Cr	
		Media±SD	Media±SD	Media±SD	Media±SD	Media±SD	
<i>Columba livia</i>	Almería	2,10±0,73* 1,79	18,98±28,77* 16,13	60,55±10,47* 51,47	0,00±0,01* 0,00	0,34±0,48* 0,29	Presente estudio
<i>Columba livia</i>	Madrid Rural		9,19±1,46 ^a 15,04±1,09 ^b				Antonio García <i>et al.</i> , 1988
<i>Columba livia</i>	Madrid Urbana (B)		53,53±43,22 ^a 75,75±37,89 ^b				Antonio García <i>et al.</i> , 1988
<i>Columba livia</i>	Madrid Urbana (M)		144,19±44,01 ^a 148,19±37,63 ^b				Antonio García <i>et al.</i> , 1988
<i>Columba livia</i>	Madrid Urbana (A)		231,92±72,58 ^a 302,83±62,39 ^b				Antonio García <i>et al.</i> , 1988
<i>Columba livia</i>	Corea Urbana		30±21				Nam <i>et al.</i> , 2004b Nam y Lee, 2006
<i>Columba livia</i>	Corea Rural		11±4,7				Nam <i>et al.</i> , 2004b Nam y Lee, 2006
<i>Passer domesticus</i>	Palestina Urbana		14,3±1,3*	150,5±8,6*	0,03±0,00*		Swaileh y Sansur, 2006

peso seco*/ peso húmedo; (A) alta contaminación (M) media contaminación (B) baja contaminación; a machos b hembras

Tabla VIII: Concentraciones (media±S.D.) (µg/g) de Mn, Pb, Zn, Cd y Cr en plumas de palomas de diferentes estudios

PLUMA							
Especie	Loc.	Mn	Pb	Zn	Cd	Cr	Ref.
		Media±SD	Media±SD	Media±SD	Media±SD	Media±SD	
<i>Columba livia</i>	Almería	2,37±1,68* 2,13	2,29±2,44* 2,06	41,71±16,08* 37,54	0,02±0,03* 0,02	2,39±2,72* 2,15	Presente estudio
<i>Columba livia</i>	Canadá Rural	0,35±0,18					Loranger <i>et al.</i> , 1994
<i>Columba livia</i>	Canadá Urbana	0,45±0,47					Loranger <i>et al.</i> , 1994
<i>Columba livia</i>	Corea Urbana		4,99±1,21				Nam <i>et al.</i> , 2004a
<i>Columba livia</i>	Corea Rural		2,55±0,49				Nam <i>et al.</i> , 2004a
<i>Columba livia</i>	Israel Urbana	9,7±10,5	6,99±6,21	131±96	3,23±2,9		Adout <i>et al.</i> , 2007
<i>Columba livia</i>	Israel Industrial	5,44±3,75	10,3±6,00	146±40	2,64±0,4		Adout <i>et al.</i> , 2007
<i>Columba livia</i>	Israel Rural	6,5±2,5	5,63±4,38	118±29	1,84±0,74		Adout <i>et al.</i> , 2007
<i>Columba livia</i>	Canarias	2,71	2,70	144,9	0,02	2,66	Torres <i>et al.</i> , (2009)
<i>Columba livia</i>	Goiás Urbana(A)	2,84±1,43*	5,02±6,01*	90,21±28,72*	0,20±0,14*	1,48±0,83*	Hoff y Antoniosi, 2011
<i>Columba livia</i>	Goiás Urbana(M)	9,05±6,21*	2,04±3,30*	125,12±30,72*	0,04±0,08*	0,84±1,12*	Hoff y Antoniosi, 2011
<i>Columba livia</i>	Goiás Rural	4,27±2,76*	0,58±0,28*	137,36±35,41*	0,08±0,07*	0,28±0,45*	Hoff y Antoniosi, 2011
<i>Turdus merula</i>	Francia Urbana		3,15±1,77*				Scheifler <i>et al.</i> , 2006
<i>Turdus merula</i>	Francia Rural		1,37±1,07*				Scheifler <i>et al.</i> , 2006
<i>Passer domesticus</i>	Palestina Urbana		8,1±1,3*	54,9±5,3*	0,02±0,00*		Swaih y Sansur, 2006

peso seco*/ peso húmedo; (A) alta contaminación (M) media contaminación