

Los mamíferos salvajes terrestres como bioindicadores: nuevos avances en Ecotoxicología

M. HERMOSO DE MENDOZA GARCÍA, F. SOLER RODRÍGUEZ, M. PÉREZ LÓPEZ

Unidad de Toxicología. Facultad de Veterinaria (UEX)
Universidad de Extremadura
e-mail: *mhermoson@alumnos.unex.es*

Recibido: 10 de enero del 2008

Aceptado: 28 de julio del 2008

RESUMEN

La Ecotoxicología como ciencia busca identificar adecuadamente los problemas derivados de la presencia y efecto de sustancias químicas en el medio ambiente y los seres vivos. Dentro de este campo, la presencia de metales pesados en los ecosistemas constituye un serio problema, tanto por su elevada persistencia medioambiental como por su alta toxicidad para todos los organismos vivos. En este sentido, el presente trabajo realiza una revisión sobre los avances más recientes ocurridos en las modernas metodologías de biomonitorización, empleando para ello mamíferos salvajes y haciendo distinción en la metodología empleada (métodos destructivos y no destructivos).

Palabras clave: biomonitorización, bioindicador, fauna salvaje, mamíferos terrestres, metales pesados.

Wild terrestrial mammals as bioindicators: new advances in Ecotoxicology

ABSTRACT

Ecotoxicology as science pretends to correctly identify problems associated to the presence and the effect of chemical substances in the environmental and the wildlife. In this field, the presence of heavy metals on ecosystems constitutes a serious problem, for both their elevated environmental persistence and high toxicity for wildlife. In this sense, the present paper shows a review concerning more recent advances in the modern biomonitoring methodologies, using wild mammals and making differences between destructive and non-destructive methods.

Keywords: biomonitoring, bioindicator, wildlife, terrestrial mammals, heavy metals.

Les mammifères sauvages terrestres comme bioindicateurs: nouveau progrès en Ecotoxicologie

RÉSUMÉ

L'Ecotoxicologie comme science cherche identifier correcte des problèmes dérivés de la présence et effet des substances chimiques dans l'environnement et les êtres vivants. Dans ce domaine, la présence des métaux lourds dans les écosystèmes constitue un problème très sérieux, pour son élevé persistance environnementale et son haute toxicité pour tous les organismes vivants. Dans ce sens, le présent travail fait une révision à propos des progrès dans les modernes méthodologies de biomonitoring, avec l'emploi des mammifères sauvages et en faisant une distinction à la méthodologie employée (méthodes destructives et non destructives).

Mots clé: biomonitoring, bioindicateur, vie sauvage, mammifères terrestres, métaux lourds.

I. BIOMONITORIZACIÓN AMBIENTAL

Actualmente, se considera que no existe en todo nuestro planeta un ecosistema que pueda ser considerado exento de trazas de actividad humana, e incluso los ambientes localizados en zonas alejadas de toda colonización humana presentan al menos niveles significativos de diversos agentes potencialmente contaminantes, que son aportados por los movimientos de las masas de aire, las corrientes marinas u oceánicas o los más diversos fenómenos atmosféricos (Lagadic y col., 1998) y a los que hay que sumar, los agentes derivados de los procesos naturales (Ames y col., 1990).

En muchos casos, la liberación por parte del hombre de estas sustancias al medio ambiente no viene acompañada de los conocimientos parejos sobre su peligrosidad potencial (Lagadic y col., 1998). Resulta por tanto, de suma importancia poder disponer de una metodología que nos permita evaluar el estado toxicológico de un ecosistema, pretendiendo así evidenciar los distintos problemas asociados a la presencia de las sustancias químicas en el medio ambiente, a fin de poder disponer de datos fiables y contrastados sobre el comportamiento de estas y de los efectos globales causados en el conjunto del ecosistema. En definitiva, gestores y legisladores necesitan información referente a los peligros potenciales que pueden causar ciertas sustancias químicas para así poder establecer las valoraciones de riesgo adecuadas para asentar límites seguros y prevenir la degradación ambiental (Fossi y Leonzio, 1993).

Es en este punto donde aparece la Ecotoxicología, una moderna rama dentro de la Toxicología, que se encarga de determinar los riesgos químicos que provocan las más de 45000 sustancias químicas conocidas en el medio ambiente y en los seres vivos que en él habitan. La Ecotoxicología pretende, como uno de sus objetivos, evaluar los ecosistemas mediante valoración o cuantificación de la concentración del contaminante en el medio ambiente a través de distintos compartimentos: suelo, agua o aire. No obstante, esta cuantificación por sí sola no permite evaluar los efectos concretos de los agentes potencialmente contaminantes sobre los organismos vivos, pues, generalmente, excluye del estudio factores tales como la biotransformación, la biodisponibilidad de la sustancia o la especiación del xenobiótico, determinantes todos ellos de la toxi-

cidad de una sustancia en dichos organismos (Henderson y col., 1989). Para mitigar estas limitaciones, la Ecotoxicología ha recurrido a una novedosa herramienta, basada en la observación cualitativa y/o cuantitativa de los efectos causados por los agentes químicos en los organismos vivos (Lagadic y col., 1998). Este proceso de biomonitorización (así denominado por trabajar con seres vivos) proporciona información acerca de las relaciones entre las condiciones ambientales y los seres vivos (Moreno, 2003), incluyendo distintos componentes (Burger, 1997; Burger y Gochfeld, 2000):

- Análisis de las concentraciones tisulares (del agente químico en cuestión) en el bioindicador.
- Valoración de la salud potencial y los efectos en las poblaciones estudiadas y en sus depredadores.
- Evaluación de las interferencias con los niveles tisulares o efectos observables en las presas.
- Estudio de la tendencia espacial o temporal de los niveles de contaminantes.

Gracias a esta nueva herramienta, es posible recoger y analizar gran cantidad de información sobre los efectos de los agentes químicos en los seres vivos a lo largo de su existencia. Esto permite, así mismo, hacer comparaciones entre distintos estados fisiológicos, pues se dispone de datos del organismo a lo largo del tiempo, de modo que, a su vez, la información obtenida puede servir para predecir futuros cambios medioambientales que lleguen a ser importantes para el conjunto del ecosistema (Moreno, 2003).

Una de las nuevas herramientas de trabajo requeridas en dichos programas de biomonitorización son los bioindicadores que según Capó (2002) son “organismos vivos que por sus características ecológicas presentan una elevada sensibilidad a los cambios ambientales y reaccionan ante ellos como si fueran estímulos específicos” y cuya acumulación de contaminantes traza se manifiesta mucho antes que en muestras abióticas (Spanh y Sherry, 1999).

En definitiva, la monitorización se presenta como la base para poder desarrollar programas de control y gestión medioambiental efectivos, con lo cual son fundamentales las líneas básicas de monitorización como puntos de partida para los trabajos futuros que pretendan evaluar cambios en la calidad físico-química de los ecosistemas (Capó, 2002).

II. METALES PESADOS: IMPLICACIÓN TOXICOLÓGICA

Si bien existe una gran variedad de agentes químicos, la presente revisión se centra tan sólo en los metales pesados, al ser estos uno de los grupos de contaminantes ambientales cuyas repercusiones toxicológicas son más importantes. El recurso del adjetivo “pesados” para referirnos a estos metales se debe a que estos poseen una elevada densidad y peso atómico. Algunos no poseen funciones conocidas en los organismos y son altamente tóxicos a bajas dosis, mientras que otros, a pesar de estar considerados como nutrientes esenciales para la vida, también a partir de ciertas concentraciones poseen una toxicidad demostrada. Además, son bioacumulables, pues al organismo afectado le resulta imposible mantener la velocidad necesaria de excreción, por lo que sufren una retención y acumulación en el interior del mismo

(Martín y Santamaría, 2004). Dentro de esta amplia familia destacan agentes tales como Cd, Pb, Hg, As, Se, Zn...

La importancia que poseen los metales en los ecosistemas y en sus compartimentos fue evaluada inicialmente mediante medidas directas de los niveles de estos metales en agua, suelo, aire y sus potenciales efectos en los diferentes organismos. Posteriormente, se llevaron a cabo experimentos en laboratorio, que conducían a examinar los efectos en los organismos de una determinada exposición. Estos experimentos, junto con las observaciones de la concentración del metal en el medio y en los organismos, así como sus efectos, determinaron la identificación de otros parámetros que afectarían a dichos efectos tanto en el medio como en los propios organismos. Estos parámetros incluyen, por ejemplo, la biodisponibilidad del metal en el medio, la edad, el género, el tamaño o la susceptibilidad de los organismos a dichos metales (Peakall, 2003). Por ello, a la hora de medir y evaluar los efectos de los metales en el medio ambiente existen serias complicaciones, pues a la extremada complejidad de aspectos como la biodisponibilidad y susceptibilidad, hay que añadir también otros factores como las herramientas de medida y los límites de detección, las condiciones ambientales y las ausencia de correlaciones entre los distintos metales (Rattner y Heath, 1995), además de las particularidades de los metales en sí (forma química en que se presentan, especiación, etc...).

En concreto, el elemento Aluminio es ubicuo en la naturaleza, donde se encuentra formando parte de diferentes tipos de suelos, que al ser meteorizados y erosionados, lo derivan a la cadena trófica. Las fuentes antropogénicas son básicamente debidas a la producción industrial y a su uso como aditivos en comida y cosméticos. Es un elemento no esencial y bajo ciertas circunstancias, puede resultar tóxico. Los estudios de toxicidad aguda y crónica muestran que es un mutágeno y cancerígeno, que afecta a la respiración, al sistema nervioso central, esquelético y hematopoyético (Schäfer y Jahreis, 2006).

En cuanto al Arsénico, es un metaloide extremadamente tóxico. En la naturaleza, se encuentra formando parte de rocas y suelos sulfúricos. Las fuentes antropogénicas derivan de la fabricación del vidrio, las fundiciones de cobre, zinc y plomo y las industrias químicas (Klaassen y Watkins, 2005). La exposición crónica de los seres vivos a este elemento produce efectos neurotóxicos, inmunológicos y cancerígenos, pudiendo atravesar en mamíferos la placenta y provocar malformaciones o incluso la muerte del feto (Capó, 1998).

El Cadmio, junto con el Plomo, es uno de los metales pesados del que mayor información se tiene gracias a la extensa bibliografía de que se dispone. Las fuentes naturales del cadmio son las erupciones volcánicas, la erosión y lavado de rocas graníticas y los incendios forestales. Sin embargo, las fuentes antropogénicas se asocian a la utilización de fertilizantes fosfatados y a las emisiones de la industria metalúrgica, con lo que llega a la cadena trófica gracia a la deposición previa en suelos. No hay evidencias de que el cadmio sea biológicamente esencial, y por el contrario, se ha demostrado que a concentraciones relativamente bajas, es tóxico para todas las formas de vida (Capó, 1998). Los bioindicadores generalmente parecen ser muy sensibles al cadmio, con lo que el número de individuos que se encuentran en una zona afectada por cadmio informa del daño potencial que este elemento causa (Vargha y col., 2002). Su toxicidad se deriva de la capacidad que posee como inhibidor enzimático, provocando disfunciones en el crecimiento y metabolismo (Antón

y Lizaso, 2001) y como antagonista de elementos esenciales, provocando así mismo alteraciones renales (Capó, 1998).

El Cobalto es un elemento esencial en cantidades traza. En el medio ambiente se encuentra en rocas, suelo, agua, plantas y animales, siendo las fuentes naturales más importantes la erosión de esos suelos y rocas y las erupciones volcánicas. Las actividades humanas que liberan cobalto en mayor concentración son los procesos industriales, pues se utiliza en la galvanización y aleación de metales y la combustión de combustibles fósiles (Capó, 1998). El efecto tóxico que produce en los organismos deriva de su afinidad por los grupos tiónicos, lo que provoca la inhibición de la respiración celular y la disponibilidad de energía (Repetto, 1995).

En cuanto al Cobre, hay que señalar que a bajas concentraciones es indispensable para la vida pues actúa como catalizador enzimático. No obstante, elevadas concentraciones pueden causar efectos respiratorios, gastrointestinales, hemáticos y nerviosos (Repetto, 1995). Este elemento se acumula predominantemente en el hígado y en el músculo (Melanen y col., 2000). Es uno de los elementos químicos que ha sido utilizado por el hombre desde la antigüedad, pues en la naturaleza se encuentra en su forma nativa. Sus fuentes antropogénicas derivan de la industria eléctrica y automovilística fundamentalmente.

El Cromo se encuentra en la naturaleza formando parte de rocas y suelos, por lo que la erosión de estos y los procesos volcánicos son nuevamente una de sus principales fuentes. También existe en plantas y animales, al tratarse de un elemento esencial, cumpliendo un papel fundamental en la regulación del metabolismo de glucosa y lipídico. Es sin embargo el cromo hexavalente el que más efectos tóxicos tiene, produciendo desde corrosión de la piel hasta cáncer pulmonar (Repetto, 1995).

Al igual que el anterior metal, el Hierro también es esencial para todos los organismos por su capacidad de transportar oxígeno al encontrarse en la hemoglobina y mioglobina y de sufrir reacciones reversibles de oxidación-reducción. Las fuentes antropogénicas más destacables son las actividades metalúrgicas y su uso como fungicida. Su acción tóxica se debe a su facilidad para generar radicales libres, lo que provoca la modificación de ácidos grasos de membrana y peroxidación lipídica. Además, inhibe el metabolismo oxidativo. La intoxicación aguda afecta gravemente al sistema digestivo, mientras que la crónica provoca problemas respiratorios y hepáticos (Repetto, 1995).

Sobre el Magnesio hay que reseñar que también se trata de un metal esencial, participando como cofactor de numerosas enzimas. Su efecto tóxico se debe a que se presenta como antagonista del calcio. Un elevado contenido en magnesio puede provocar efectos sobre el aparato digestivo o renal y deprimir las funciones neuromusculares (Repetto, 1995). Este elemento no se encuentra libre en la naturaleza, sino formado parte de numerosos compuestos. Aún así, abunda en la corteza terrestre y es el tercero más disuelto en agua de mar. Es liberado al medio ambiente, por su uso en industrias químicas y metalúrgicas, agricultura y construcción (Capó, 1998).

El Manganeso es el metal menos tóxico de los elementos esenciales. Tiene un papel tanto estructural (preciso en el tejido conectivo y huesos), como enzimático (cofactor de enzimas indispensables para el crecimiento, metabolismo de carbohidratos y lipídico) (Repetto, 1995). En la naturaleza se encuentra formando parte de cientos de minerales, aunque sólo unos pocos tienen interés industrial. Exposiciones prolongadas a sus compuestos pueden provocar efectos adversos en el sistema nervioso y respiratorio.

La acción tóxica del Mercurio es debida a su actuación al unirse a grupos tiol en las proteínas de la superficie celular, provocando una alteración de la permeabilidad de la membrana, acompañada en muchos casos de un hinchamiento celular. La intoxicación por mercurio en mamíferos se manifiesta neurológicamente, con lesiones cerebrales, coma y muerte. El riñón es su órgano diana (en su forma inorgánica) y en menor medida, el hígado y el tracto gastrointestinal (Capó, 1998). En la naturaleza se encuentra formando parte de diferentes rocas, de modo que la mayor fuente antropogénica de liberación de este metal al medio ambiente es mediante los procesos de extracción del mismo (Repetto, 1995).

El Molibdeno se presenta en la naturaleza formando parte de rocas y minerales, y se aplica fundamentalmente en aleaciones. Tiene además un papel biológico, formando parte de enzimas como las oxotransferasas y nitrogenasas. La intoxicación se manifiesta con alteraciones neurológicas (Repetto, 1995).

En cuanto al Níquel, hay que decir que la principal fuente humana de vertido de este metal al medio ambiente es la industria del acero, junto con la combustión de combustibles fósiles (Vargha y col., 2002). Aunque es esencial en algunos microorganismos, en otros seres vivos dicha esencialidad es dudosa. La exposición a una elevada concentración de este metal cursa con dermatosis (si es por contacto) y problemas respiratorios (si es por inhalación) (Capó, 1998).

El Plomo fue uno de los primeros elementos metálicos conocidos por el hombre. En la naturaleza aparece formando parte de minerales y rocas. Históricamente, la fuente más importante ha sido la gasolina plomada. No obstante, con la prohibición del uso de este tipo de gasolina, las emisiones se han reducido drásticamente. Actualmente, las fuentes más significativas derivan del tráfico, de la combustión de combustibles fósiles, de la producción de metales no ferrosos, hierro y aluminio. La toxicidad de este elemento cursa con alteraciones de comportamiento, pues afecta a las células neuronales del cerebro y de su periferia. También causa efectos en la función de ciertas enzimas, generalmente de aquellas que están asociadas con la producción de hemoglobina y citocromos (Nielsen y col., 2000). Además, presenta un demostrado efecto carcinógeno en animales (Sanz-Gallén y col., 1993).

En cuanto al Selenio es un metaloide presente en la naturaleza en rocas y suelos. La combustión de combustibles fósiles por parte del hombre es la responsable de su liberación a la atmósfera, desde donde, mediante la lluvia y el agua de escorrentía, se desplaza hacia los sistemas acuáticos, donde se acumulan (Jones, 1990). La intoxicación por selenio puede causar severas malformaciones.

Y por último, el Zinc, que es uno de los elementos esenciales más abundantes en el organismo, desempeñando un papel fundamental en el desarrollo de las funciones biológicas y enzimáticas y evitando, además, la absorción del cadmio (Stewart y col., 1996). Dado que se trata de un metal esencial, la mayoría de los organismos regulan sus niveles fisiológicamente. La industria minera es la principal fuente de contaminación de este metal. Para que sus compuestos originen trastornos tóxicos, son necesarias cantidades considerables en sangre y tejidos. Las intoxicaciones agudas causan gastroenteritis, defectos de mineralización en los huesos, anemia y hemorragias varias (Méndez, 2003). Al igual que el Cobre, se acumula en el hígado y en el músculo (Melanen y col., 2000).

III. ELECCIÓN DE UN BIOINDICADOR

Como se ha mencionado anteriormente, la característica fundamental que ha de poseer una especie bioindicadora es que reaccione con elevada sensibilidad a los cambios que se produzcan en el medio ambiente. No obstante, los cambios que esa especie experimente en muchas ocasiones pueden verse modificados por las características individuales de la especie elegida, dando lugar a errores. Es por ello que se hace necesario considerar no sólo las características que como especie se deben cumplir para ser bioindicador, sino también los aspectos individuales de dicha especie a la hora de establecer su utilidad como bioindicador (Capó, 2002).

Una especie que sea elegida como bioindicador debe permitir extender la interpretación de los resultados ecotoxicológicos a partir de ella obtenidos al mayor número de especies posibles, e incluso al conjunto del ecosistema. Por tanto, a cualquier especie que sea empleada como bioindicadora han de poseer las siguientes características (Tataruch y Kierdorf, 2003):

- Representatividad espacial: las especies han de habitar una extensión geográfica lo suficientemente amplia, que permita realizar comparaciones a gran escala. Así, habrá que hacer investigaciones previas para determinar si las condiciones ecológicas influyen de alguna manera en el contenido o efecto del tóxico. También deben existir suficientes individuos en el área considerada.
- Disponibilidad, accesibilidad para la recolección de especímenes e idoneidad experimental: tanto el tamaño como el número de individuos debe ser suficientemente grande como para poder llevar a cabo la toma de muestras para el análisis en el laboratorio. Además debe ser posible manipular las especies con facilidad para corroborar en el laboratorio las conclusiones que se hayan tomado sobre el terreno.
- Representatividad ecológica: debe existir una correlatividad entre el contenido de contaminante en el animal y la concentración efectiva de este agente en la cadena trófica y, por tanto, en el ecosistema.
- Sensibilidad: la población debe ser tolerante a los contaminantes estudiados y, al mismo tiempo, sensibles a los mismos. La especie debe acumular el contaminante sin fallecer ni ver alterada su reproducción (en el caso contrario, su papel como bioindicador se verá seriamente comprometido).
- Longevidad de la especie, ya que las especies longevas permiten evidenciar fenómenos de toxicidad a largo plazo.
- Reproducibilidad de la recogida de individuos: los procedimientos de recogida de individuos deben ser estandarizados para que sea posible la comparación con estudios que utilizarán las mismas especies pero en diferentes áreas.
- Semejanza a los humanos: dado el papel que van a realizar los bioindicadores como centinelas de los riesgos para la salud humana, es necesario que compartan un cierto grado de semejanzas fisiológicas.

Muy pocas especies cumplen todos y cada uno de estos requisitos, por lo que, al final, se hace necesario escoger aquellas especies que al menos reúnan el mayor número posible de los requisitos antes mencionados.

Por otra parte, existen otra serie de factores, posiblemente de menor entidad, que han de ser tenidos en consideración a la hora de proceder con el desarrollo de un pro-

grama de biomonitorización ambiental. Es el caso de aspectos relacionados directamente con la especie bioindicadora, tales como la ecología, el sexo, la edad, el estado de salud, la alimentación de dicha especie, que pueden dar lugar a importantes errores de interpretación a la hora de realizar una evaluación toxicológica de un determinado ecosistema (Kolf-Clauw y col., 2007).

IV. APTITUDES DE LOS MAMÍFEROS SALVAJES TERRESTRES COMO BIOINDICADORES

Al igual que el resto de los seres vivos, los mamíferos asimilan contaminantes a lo largo del tiempo y de una determinada zona, pero a diferencia de otros grupos animales, estos resultan especialmente útiles como bioindicadores, por poseer una serie de características específicas (Tataruch y Kierdorf, 2003):

- De ellos se conocen más parámetros fisiológicos y más preferencias alimenticias que de otros seres vivos.
- Las técnicas para la determinación de la edad son más fidedignas.
- El tamaño de sus cuerpos es mayor que otras especies, proporcionando suficiente muestra para los análisis químicos.
- En muchos casos, son animales sometidos a la caza, por lo que no es necesario sacrificarlos intencionadamente para los estudios ecotoxicológicos.
- Acumulan metales traza, un hecho que no siempre es evidente en plantas.
- Debido a sus largos ciclos vitales, los efectos de una determinada exposición pueden ser estudiados durante más tiempo.
- También los humanos son mamíferos, por lo que los resultados obtenidos son más válidos para evaluar y predecir riesgos la salud humana.

Sin embargo, es necesario señalar que además de estas características, los mamíferos también presentan una serie de importantes inconvenientes:

- Los niveles de contaminantes en los tejidos dependen de factores endógenos, como la edad y el sexo, pero los factores exógenos son determinantes a la hora de elegir una especie como bioindicadora y para poder determinar estos últimos se necesita un estudio previo en un gran número de individuos.
- Cuanto mayor es el número de muestras, mayor es el coste de la monitorización.
- En la gran mayoría de los casos el muestreo implica la muerte del animal, así que sólo es posible un muestreo por cada animal obtenido.
- Los mamíferos reaccionan mucho más lentamente a los contaminantes ácidos que las plantas.

Aún así, se puede considerar que los mamíferos en general son uno de los grupos biológicos que más aptitudes presentan como biomonitores, reflejando fielmente la contaminación presente en su hábitat, ya sea en comida, suelo, agua o aire. Cualquiera que sea la contaminación presente en el área de influencia del animal considerado podrá tener efectos en su salud.

No obstante, se ha observado que existe una relativa abundancia de literatura científica especializada que versa acerca de la utilidad de los pequeños mamíferos para los estudios de biomonitorización. Precisamente por ello, la presente revisión

pretende abarcar los grandes mamíferos terrestres, aclarando, en primer lugar, qué se entienden por tales.

Hasta hace poco, se han considerado como tales, aquellos cuyo peso de un individuo adulto superara los 5 Kg (Bourliere, 1975). Incluye, por tanto, los mamíferos carnívoros y los grandes herbívoros. Recientemente, se han definido los grandes herbívoros como aquellos cuyo peso supera tan sólo los 2 Kg (Ritchie y Olf, 1999; Olf y col., 2002), lo que permite separar los grandes herbívoros de la mayoría de los ungulados y de los herbívoros marsupiales (Fisher y col., 2001). No obstante, análisis más recientes hacen una pequeña restricción para especies de América y África (Lovegrove y Haines, 2004) fijando el peso en algo menos de 10 Kg, separando así, los micro-herbívoros (roedores, lagomorfos...) de los grandes herbívoros (mayormente ungulados). Sin embargo, para esta revisión, será la definición antes mencionada de Bourliere de 1975 la que se tenga en consideración (> 5 Kg).

La mayor ventaja que presentan los grandes mamíferos frente a los pequeños, cuando son utilizados para los estudios de biomonitorización, deriva del hecho de que, de todos los taxones existentes, estos presentan el potencial de acumulación de residuos más elevado (Verschueren, 1983). Acumulan gran cantidad de sustancias químicas, pues están situados cerca de la cumbre de la cadena trófica, mostrando así los efectos tóxicos de diferentes sustancias en variedad de ecosistemas. Así, las especies herbívoras acumulan metales, flúor y radionucleidos en mayor concentración que los carnívoros, mientras que así mismo monitorizan mejor los compuestos organohalogenados lipofílicos (Tataruch y Kierdorf, 2003). De hecho, los mamíferos salvajes son conocidos por ser unos estupendos indicadores de la contaminación por metales pesados (Chyla, 1998; Chyla y col., 2000).

Además, a diferencia de los pequeños mamíferos, generalmente presentan un tamaño y un peso relativamente constante a lo largo de toda su vida e independientemente de la estación del año, reflejando la acumulación de los contaminantes estudiados de forma más homogénea. Precisamente el tamaño es un inconveniente a la vez que ventaja, pues los muestreos resultan costosos, tanto económica como personalmente, al igual que el transporte de las muestras tomadas y su almacenamiento (sobre todo, cuando se tratan de órganos internos) (Tataruch y Kierdorf, 2003).

Estos animales poseen también, una vida relativamente larga, asimilando los efectos del estrés ambiental a lo largo de periodos de tiempo prolongados.

Por último, hay que añadir que, por el hecho de compartir algunas características fisiológicas con los humanos, pueden reflejar los mecanismos por los cuales la contaminación influye en la salud humana (Furness, 1993).

V. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

A continuación se realiza una revisión de los datos recogidos en varios estudios (publicados desde el 2000 hasta la actualidad) referentes a la concentración de metales pesados cuantificada en diferentes mamíferos salvajes terrestres. No obstante, ha resultado sumamente interesante además hacer una distinción entre los diferentes métodos que han permitido la determinación de dichas concentraciones, haciendo una distinción entre los destructivos y no-destructivos. Y es que, actualmente, hay

un creciente interés por el desarrollo de estos últimos, pues así se evitan los problemas y las implicaciones éticas y ecológicas resultantes del muestreo destructivo (en los que se sacrifica al animal objeto de estudio) que implica obtener los órganos internos del individuo para su análisis) (Fossi y Leonzio, 1993), así como su transporte y almacenamiento. Además, en diversos estudios científicos se ha demostrado que muchos agentes tóxicos analizados mediante técnicas no-destructivas, poseen una correlación positiva con la concentración presente en los órganos internos, lo que valida la utilización de dichas técnicas de manera fiable para reflejar la contaminación ambiental.

EL ANÁLISIS DESTRUCTIVO Y NO DESTRUCTIVO DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS EN MAMÍFEROS SALVAJES TERRESTRES

Como se ha mencionado anteriormente, en los últimos años la Ecotoxicología está incrementando el uso de bioindicadores para evaluar el riesgo de ciertos compuestos químicos y su repercusión en la salud ambiental. Así, para la determinación de la salud toxicológica de un determinado ecosistema se recurre al estudio de la población que en él habite, siendo inevitable utilizar métodos analíticos y de muestreo que den una idea del contenido de determinados tóxicos en los órganos internos, habida cuenta de que se sabe que muchos de estos se acumulan particularmente en unos órganos y no en otros. A esto hay que añadir, que en los últimos años, la realización de análisis destructivo se ha regularizado legalmente. Por una parte, dicho análisis en individuos de especies salvajes que habitan en un determinado lugar sólo se realiza cuando estos individuos mueren por causas naturales. Por la otra, los estudios en que es necesaria la aplicación de una dosis a una población determinada bajo unas condiciones concretas, para así ver la evolución de estos tóxicos en el organismo, ya está regulado legalmente, indicando la legislación el protocolo a aplicar. Dicho protocolo indica, no sólo las especies aptas para este tipo de estudio y análisis, sino también qué se hará con dichas especies una vez acabado el experimento, su alimentación, cómo manipularlos, etc.

En la **Tabla 1** se expone un resumen referente a distintos trabajos científicos en que se evaluaron los contenidos de distintos metales pesados analizados en diferentes mamíferos terrestres mediante métodos destructivos.

La elección de las técnicas no destructivas frente a las destructivas no responde únicamente a una cuestión ética. No consiste en participar de algunos movimientos que dicen que el animal, como individuo, debe ser salvado a toda costa, pues desde el punto de vista ecológico, el valor de la población o de la comunidad en general es mayor que la de un individuo en sí. Así, partiendo de esta premisa, el sacrificio (siempre controlado y, obviamente, reducido al máximo) es inevitable si además contribuye a obtener datos que ayuden a la conservación de dicha población o comunidad. Pero hay que preguntarse si esta búsqueda de información no es más dañina para la población que el propio contaminante. Pues existen varios ejemplos de poblaciones de especies protegidas, ya de por sí estresadas por la contaminación y actividades antropogénicas, que se han visto reducidas (en número) de forma alarmante debido al muestreo con motivos ecotoxicológicos. Así, en el caso de las poblaciones de especies protegi-

Tabla 1. Algunos ejemplos de la utilización de mamíferos terrestres para la determinación del contenido en metales pesados mediante métodos destructivos. Las concentraciones están referidas al peso fresco, excepto aquellas en las que se indica lo contrario (p.h).

Órgano	Especie	Metal Pesado	Concentración	Referencia
Hígado				
	Carnívoros			
	Zorro ártico (<i>Alopex lagopus</i>)	Cd	0,18 ± 0,03 µg/g	Hoekstra, 2003
		Cu	7,1 ± 0,49 µg/g	
		Fe	344 ± 16 µg/g	
		Mn	3,7 ± 0,16 µg/g	
		Pb	0,53 ± 0,10 µg/g	
		Se	0,88 ± 0,12 µg/g	
		Zn	29 ± 1,8µg/g	
	Lobo (<i>Canis lupus</i>)	Hg	30 µg/g	Shore, 2001
	Oso polar (<i>Ursus maritimus</i>)	Cd	0,120 – 1,98 µg/g 1,88 µg/g (p.s)	Dietz y col. 2000 Woshner y col., 2001
		Hg	2,13 – 22,0 µg/g 1,1 – 35,6 µg/g	Dietz y col. 2000 Sonne y col., 2007
		Se	1,20 – 9,80 µg/g	Dietz y col. 2000
		Zn	42,9 – 67,6 µg/g	
	Zorro (<i>Vulpes vulpes</i>)	As	0,38 ± 0,38 mg/kg	Piskorová y col., 2003
		Cd	0,52 ± 0,51 mg/kg 0,21 ± 0,12 mg/kg 0,10 ± 0,02 mg/kg	Dip, 2001 Piskorová y col., 2003 Alleva y col., 2006
		Cr	0,26 ± 0,19 mg/kg 0,03 ± 0,01 mg/kg	Piskorová y col., 2003 Alleva y col., 2006
		Cu	20,2 ± 18,8 mg/kg	Dip, 2001
		Hg	0,22 ± 0,23 mg/kg 0,03 ± 0,01 mg/kg	Piskorová y col., 2003 Alleva y col., 2006
		Pb	1,20 ± 3,61 mg/kg 0,35 ± 0,12 mg/kg 0,37 ± 0,03 mg/kg	Dip, 2001 Piskorová y col., 2003 Alleva y col., 2006
		Zn	44,9 ± 16,7 mg/kg	Dip, 2001

Órgano	Especie	Metal Pesado	Concentración	Referencia
	Herbívoros			
	Alce (<i>Alces alces</i>)	Cd	3,13 ± 2,5 mg/kg 1,4 – 2,4 µg/g (p.s) 0,71 – 1,28 mg/kg 0,06 – 9,0 µg/g	O'Hara y col., 2001 Custer, 2004 Venäläinen y col., 2005 Arnold y col., 2006
		Cu	9,80 ± 12,66 mg/kg 29,7 – 63,8 µg/g (p.s) 33,0 – 50,5 mg/kg	O'Hara y col., 2001 Custer, 2004 Venäläinen y col., 2005
		Cr	0,7 µg/g (p.s)	Custer, 2004
		Fe	120,53 ± 51,81 mg/kg 789 – 908 µg/g (p.s)	O'Hara y col., 2001 Custer, 2004
		Pb	0,04 – 0,07 mg/kg 0,008 – 0,026 µg/g (p.s)	Venäläinen y col., 2005 Custer, 2004
		Mg	546 – 595 µg/g (p.s)	Custer, 2004
		Mn	7,9 – 8,0 µg/g (p.s)	
		Mo	2,3 – 3,4 µg/g (p.s)	
		Ni	0,09 – 0,10 µg/g (p.s)	
		Se	1,2 – 2,7 µg/g (p.s)	
		Zn	66, 53 ± 58,13 mg/kg 167 - 219 µg/g (p.s) 23,7 – 32,1 mg/kg	O'Hara y col., 2001 Custer, 2004 Venäläinen y col., 2005
	Corzo (<i>Capreolus capreolus</i>)	Cd	0,015 – 2,306 mg/kg	Pompe-Gotal y col., 2002
		Pb	0,18 – 0,40 mg/kg	Alleva y col., 2006
	Ciervo (<i>Cervus elaphus</i>)	Cd	2,44 ± 0,60 µg/g (p.s.) 0,221 – 1,904 mg/kg 0,19 mg/kg 0,21 ± 0,14 mg/kg	Parker, 2001 Kramárová, 2005 Falandysz, 2005 Gallego, 2006
		Co	1,99 ± 0,26 µg/g (p.s.)	Parker, 2001
		Cr	0,18 ± 0,01 µg/g (p.s.)	
		Cu	108,81 ± 23,11 µg/g (p.s.)	
		Fe	386,65 ± 50,54 µg/g (p.s.)	
		Ni	0,71 ± 0,06 µg/g (p.s.)	

Órgano	Especie	Metal Pesado	Concentración	Referencia	
		Pb	1,47 ± 0,11 µg/g (p.s.) 0,26 mg/kg 0,57 ± 1,53 mg/kg	Parker, 2001 Falandysz, 2005 Gallego, 2006	
		Zn	74,77 ± 15,01 µg/g (p.s.) 19 – 43 mg/kg	Parker, 2001 Falandysz, 2005	
	Reno (<i>Rangifer tarandus</i>)	Al	5,61 µg/g 2,01 – 15,7 µg/g	Macdonald y col., 2002	
		Cd	5,2 µg/g 3,35 – 8,06 µg/g		
		Cr	0,19 µg/g 0,08 – 0,47 µg/g		
		Cu	18,5 µg/g 10,1 – 34,1 µg/g		
		Hg	0,8 µg/g 0,46 – 1,38 µg/g		
		Pb	1,08 µg/g 0,60 – 19,5 µg/g		
		Zn	87,7 µg/g 68,3 – 112 µg/g		
	Omnívoros				
		Jabalí (<i>Sus scrofa</i>)	As	0,21 ± 0,36 mg/kg	Piskorová y col., 2003
			Cd	0,28 ± 0,23 mg/kg	Piskorová y col., 2003
Cr			0,28 ± 0,16 mg/kg 0,15 ± 0,12 mg/kg	Gallego, 2006 Piskorová y col., 2003	
Hg			0,24 ± 0,2 mg/kg	Piskorová y col., 2003	
Pb			0,24 ± 0,1 mg/kg 2,61 ± 8,35 mg/kg	Piskorová y col., 2003 Gallego, 2006	
Riñón					
Carnívoros					
	Oso polar (<i>Ursus maritimus</i>)	Cd	2,16 – 28,9 µg/g 37,76 µg/g (p.s)	Dietz y col. 2000 Woshner y col. 2001	
		Hg	2,87 – 32,0 µg/g 1 – 50 µg/g	Dietz y col. 2000 Sonne y col., 2007	
		Se	2,34 – 13,9 µg/g	Dietz y col. 2000	
		Zn	19,7 – 41,0 µg/g		

Órgano	Especie	Metal Pesado	Concentración	Referencia	
	Zorro (<i>Vulpes vulpes</i>)	As	0,3 ± 0,28 mg/kg	Piskorová y col., 2003	
		Cd	1,45 ± 1,43 mg/kg 0,25 ± 0,08 mg/kg	Dip, 2001 Piskorová y col., 2003	
		Cr	0,29 ± 0,16 mg/kg	Piskorová y col., 2003	
		Cu	6,3 ± 4,1 mg/kg	Dip, 2001	
		Hg	0,63 ± 0,51 mg/kg	Piskorová y col., 2003	
		Pb	0,57 ± 0,90 mg/kg 0,38 ± 0,17 mg/kg	Dip, 2001 Piskorová y col., 2003	
		Zn	21,2 ± 7,8 mg/kg	Dip, 2001	
	Herbívoros				
	Alce (<i>Alces alces</i>)	Al	0,34 ± 2,33 µg/g	Gamberg y col. 2005	
		As	0,06 ± 0,47 µg/g	Gamberg y col. 2005	
		Cd	21,6 ± 20,8 mg/kg 27,87 ± 91,55 µg/g 4,95 – 6,18 mg/kg 0,10 – 65,7 µg/g	O'Hara y col., 200 Gamberg y col. 2005 Venäläinen y col., 2005 Arnold y col., 2007	
		Co	0,09 ± 0,22 µg/g	Gamberg y col. 2005	
		Cr	0,21 ± 0,72 µg/g	Gamberg y col. 2005	
		Cu	3,72 ± 0,60 mg/kg 3,37 ± 4,80 µg/g 3,57 – 3,80 mg/kg	O'Hara y col., 2001 Gamberg y col. 2005 Venäläinen y col., 2005	
		Fe	37,9 ± 7,59 mg/kg	O'Hara y col., 2001	
		Hg	0,02 ± 0,10 µg/g	Gamberg y col. 2005	
		Pb	0,04 ± 1,13 µg/g 0,05 – 0,07 mg/kg	Gamberg y col. 2005 Venäläinen y col., 2005	
		Se	1,02 ± 2,00 µg/g	Gamberg y col. 2005	
		Zn	43,0 ± 26,5 mg/kg 29,39 ± 41,38 µg/g 30,0 – 32,4 mg/kg	O'Hara y col., 2001 Gamberg y col. 2005 Venäläinen y col., 2005	
	Corzo (<i>Capreolus capreolus</i>)	As	0,50 ± 0,23 mg/kg (p.s.)	Pokorny y col., 2004	
		Cd	0,223 – 27,686 mg/kg 1,01 ± 0,20 mg/kg (p.s.)	Pompe-Gotal y col., 2002 Pokorny y col., 2004	
Hg		0,08 ± 0,04 mg/kg (p.s.)	Pokorny y col., 2004		
Pb		3,24 ± 1,70 mg/kg (p.s.)			

Órgano	Especie	Metal Pesado	Concentración	Referencia
	Ciervo (<i>Cervus elaphus</i>)	Cd	24,64 ± 8,23 µg/g (p.s.) 0,115 – 0,561 mg/kg 0,099 mg/kg 2,2 mg/kg 2,16 ± 1,05 mg/kg	Parker, 2001 Kramárová, 2005 Lazarus y col., 2005 Falandysz, 2005 Gallego, 2006
		Cu	9,21 ± 4,96 µg/g (p.s.)	Parker, 2001
		Fe	267,39 ± 45,63 µg/g (p.s.)	Parker, 2001
		Ni	1,23 ± 0,07 µg/g (p.s.)	Parker, 2001
		Hg	0,362 mg/kg	Lazarus y col., 2005
		Pb	1,95 ± 0,17 µg/g (p.s.) 0,578 mg/kg 0,31 mg/kg 0,57 ± 1,53 mg/kg	Parker, 2001 Lazarus y col., 2005 Falandysz, 2005 Gallego, 2006
	Reno (<i>Rangifer tarandus</i>)	Zn	164,47 ± 63,96 µg/g (p.s.) 17 – 41 mg/kg	Parker, 2001 Falandysz, 2005
		Al	7,35 µg/g 2,67 – 20,3 µg/g 0,58 ± 3,99 µg/g	Macdonald y col., 2002 Gamberg y col. 2005
		As	0,09 ± 0,38 µg/g	Gamberg y col. 2005
		Cd	45,6 µg/g 24,9 – 83,4 µg/g 9,08 ± 27,78 µg/g	Macdonald y col., 2002 Gamberg y col. 2005
		Co	0,12 ± 0,29 µg/g	Gamberg y col. 2005
		Cr	0,22 µg/g 0,08 – 0,63 µg/g 0,28 ± 1,18 µg/g	Macdonald y col., 2002 Gamberg y col. 2005
		Cu	21,9 µg/g 16,7 – 28,7 µg/g 5,24 ± 3,96 µg/g	Macdonald y col., 2002 Gamberg y col. 2005
Hg	6,15 µg/g 5,64 – 8,16 µg/g 0,41 ± 0,89 µg/g	Macdonald y col., 2002 Gamberg y col. 2005		
Pb	0,55 µg/g 0,34 – 0,89 µg/g 0,09 ± 1,96 µg/g	Macdonald y col., 2002		
Se	1,01 ± 1,64 µg/g	Gamberg y col. 2005		

Órgano	Especie	Metal Pesado	Concentración	Referencia
		Zn	121 µg/g 92,0 – 159 µg/g	Macdonald y col., 2002
			25,03 ± 19,77 µg/g	Gamberg y col. 2005
	Omnívoros			
	Jabalí (<i>Sus scrofa</i>)	As	0,17 ± 0,22 mg/kg	Piskorová y col., 2003
		Cd	0,56 ± 0,69 mg/kg 2,16 ± 1,05 mg/kg	Piskorová y col., 2003 Gallego, 2006
		Cr	0,19 ± 0,11 mg/kg	Piskorová y col., 2003
		Hg	0,52 ± 0,42 mg/kg	
		Pb	0,39 ± 0,21 mg/kg 0,33 ± 0,32 mg/kg	Piskorová y col., 2003 Gallego, 2006
Músculo				
	Carnívoros			
	Oso polar (<i>Ursus maritimus</i>)	Cd	0,015 – 0,048 µg/g	Dietz y col. 2000
		Hg	0,034 – 0,191 µg/g	
		Se	0,200 – 0,452 µg/g	
		Zn	49,9 – 76,0 µg/g	
	Zorro (<i>Vulpes vulpes</i>)	As	0,17 ± 0,2 mg/kg	Piskorová y col., 2003
		Cd	0,03 ± 0,02 mg/kg	
		Cr	0,33 ± 0,2 mg/kg	
		Hg	0,013 ± 0,019 mg/kg	
		Pb	0,14 ± 0,13 mg/kg	
	Herbívoros			
	Alce (<i>Alces alces</i>)	Cd	0,003 – 0,004 mg/kg	Venäläinen y col., 2005
		Cu	1,78 ± 1,69 mg/kg 0,97 – 1,07 mg/kg	O'Hara y col., 2001 Venäläinen y col., 2005
		Fe	46,67 ± 22,95 mg/kg	O'Hara y col., 2001
		Pb	0,02 – 0,03 mg/kg	Venäläinen y col., 2005
		Zn	33,88 ± 3,92 mg/kg 56,9 – 62,1 mg/kg	O'Hara y col., 2001 Venäläinen y col., 2005
	Corzo (<i>Capreolus capreolus</i>)	Cd	0,003 – 0,065 mg/kg	Pompe-Gotal y col., 2002

Órgano	Especie	Metal Pesado	Concentración	Referencia	
	<i>Ciervo (Cervus elaphus)</i>	Cd	0,17 ± 0,02 µg/g (p.s.) 0,10 mg/kg	Parker, 2001 Falandysz, 2005	
		Co	0,54 ± 0,05 µg/g (p.s.)	Parker, 2001	
		Cr	0,39 ± 0,10 µg/g (p.s.)		
		Cu	2,99 ± 0,50 µg/g (p.s.)		
		Fe	156,07 ± 22,62 µg/g (p.s.)		
		Ni	0,62 ± 4,96 µg/g (p.s.)		
		Pb	1,09 ± 0,06 µg/g (p.s.) 0,22 mg/kg	Parker, 2001 Falandysz, 2005	
	<i>Omnívoros</i>	<i>Jabalí (Sus scrofa)</i>	As	0,07 ± 0,1 mg/kg	Piskorová y col., 2003
			Cd	0,04 ± 0,04 mg/kg	
			Cr	0,29 ± 0,42 mg/kg	
			Hg	0,018 ± 0,021 mg/kg	
			Pb	0,17 ± 0,17 mg/kg	
Hueso					
	<i>Herbívoros</i>	<i>Ciervo (Cervus elaphus)</i>	Cd	0,51 ± 0,03 µg/g (p.s.)	Parker, 2001
			Co	1,57 ± 0,17 µg/g (p.s.)	
			Cu	1,43 ± 0,06 µg/g (p.s.)	
			Fe	40,33 ± 8,41 µg/g (p.s.)	
			Ni	2,91 ± 0,21 µg/g (p.s.)	
			Pb	6,78 ± 0,47 µg/g (p.s.)	
			Zn	102,02 ± 6,83 µg/g (p.s.)	

das con número de individuos límite o los individuos que son requeridos para un determinado número de muestreos a lo largo de un periodo determinado de tiempo, el muestreo destructivo se hace impensable (Fossi, 1994).

Estos métodos presentan una serie de ventajas, entre la que destacan la minimización de estrés para la población estudiada o la posibilidad de realizar sucesivas

biomonitorizaciones en las mismas poblaciones e individuos, además de la mayor facilidad de muestreo, transporte y almacenamiento de las muestras, ya referido (Fossi y Leonzio, 1993).

En la **Tabla 2** se exponen los contenidos de distintos metales pesados analizados en diferentes especies de mamíferos, mediante métodos no destructivos.

Conviene señalar que estos métodos no siempre muestran una relación estadísticamente significativa con los contenidos metálicos en órganos internos, aunque en la mayoría de los casos sí se aprecia una relación positiva entre ambos, como demuestra el estudio de Sobanska (2005), realizado en pelo de jabalí para determinar la concentración de mercurio. Previamente, ya se había concluido que el pelo humano era un buen indicador no-destructivo de la contaminación ambiental (Burguer y col., 1994). Aún así hay que decir que existen pocos trabajos que utilicen el pelo animal para tales propósitos.

ASPECTOS DE LOS MAMÍFEROS SALVAJES TERRESTRES QUE AFECTAN AL CONTENIDO DE METALES PESADOS:

Hábitat y estacionalidad

Las variaciones geográficas y estacionales están ligadas a cambios en comportamiento, bioquímica, morfología, fisiología y reproducción.

El tipo de área es decisiva a la hora de elegir especies animales como bioindicadores ambientales. Así, los animales que viven cerca de zonas de actividad humana son un reflejo de la contaminación que caracteriza esa zona. Sin embargo, las especies que viven en biotopos naturales son útiles para monitorizar pequeños cambios en la polución provocada por la contaminación difusa (Frank, 1986). Por ejemplo, en el contenido en cadmio van a ejercer una significativa influencia las propiedades geológicas del hábitat, en particular el suelo. De modo que los mamíferos que vivan en un hábitat con pH ácidos muestran un contenido más elevado comparado con individuos de la misma especie que viven en zonas calizas, donde son las plantas las que muestran el contenido en cadmio más elevado (Tataruch y Kierdorf, 2003).

En cuanto a la estacionalidad, existen numerosos estudios que demuestran que las concentraciones de metales en el pelo presentan su máximo a finales de verano y otoño (Flynn y col., 1977). Estos patrones responden a la actividad estacional del folículo capilar y a la elevada disponibilidad de metales en las hojas comparadas con la disponibilidad en las raíces en invierno (White y col., 1987). También se ve claramente reflejado el efecto que produce la estacionalidad en el caso del plomo, pues se acumula en mayor cantidad en aquellos animales cuya dieta es superior en otoño que en primavera. Las variaciones estacionales correspondientes al contenido en plomo en los órganos ya han sido consideradas en la realización de muchos programas de monitorización. Sin embargo, en otros elementos, como es el caso del cadmio, las variaciones estacionales tienen un efecto insignificante en la distribución del cadmio en los tejidos animales debido a la prolongada vida media que este elemento posee (Tataruch y Kierdorf, 2003).

Tabla 2. Algunos ejemplos de la utilización de mamíferos terrestres para la determinación del contenido en metales pesados mediante métodos no-destructivos. Las concentraciones están referidas al peso fresco, excepto aquellas en las que se indican lo contrario (p.h).

Tejido	Especie	Metal Pesado	Concentración	Referencia
Pelo				
	Herbívoros			
	Alce (<i>Alces alces</i>)	Cu	2,87 ± 1,08 mg/kg	O'Hara y col., 2001
		Fe	59,1 ± 22,8 mg/kg	
		Zn	435,6 ± 432,1 mg/kg	
	Camello (<i>Camelus bactrianus</i>)	Co	0,98 ± 0,23 mg/kg (p.s.)	Zongping, 2003
		Cu	4,8 ± 0,8 mg/kg (p.s.)	
		Fe	330 ± 156 mg/kg (p.s.)	
		Mn	4,72 ± 1,46 mg/kg (p.s.)	
		Mo	0,41 ± 0,18 mg/kg (p.s.)	
		Se	0,22 ± 0,15 mg/kg (p.s.)	
	Ciervo (<i>Cervus elaphus</i>)	Pb	1,319 ± 4,033 mg/kg	Gallego, 2007
		Zn	146,9 ± 18,2 mg/kg (p.s.)	
	Omnívoros			
	Jabalí (<i>Sus scrofa</i>)	Hg	0,060 – 0,306 mg/kg (p.s.)	Sobanska, 2005
		Pb	2,270 ± 4,310 mg/kg	Gallego, 2007
Sangre				
	Herbívoros			
	Camello (<i>Camelus bactrianus</i>)	Co	0,61 ± 0,12 mg/kg (p.s.)	Zongping, 2003
		Cu	0,8 ± 0,3 mg/kg (p.s.)	
		Fe	560 ± 104 mg/kg (p.s.)	
		Mn	0,34 ± 0,10 mg/kg (p.s.)	
		Mo	0,43 ± 0,09 mg/kg (p.s.)	
		Se	0,29 ± 0,09 mg/kg (p.s.)	
	Zn	14,9 ± 3,1 mg/kg (p.s.)		
Astas				
	Herbívoros			
	Corzo (<i>Capreolus capreolus</i>)	Pb	2,1 mg/kg (p.s.) 1,6 – 2,6 mg/kg (p.s.)	Kierdorf, 2002

Tejido	Especie	Metal Pesado	Concentración	Referencia
	Ciervo (<i>Cervus elaphus</i>)	Cd	0,174 ± 0,107 mg/kg (p.s.)	Dobrowolska, 2002
		Co	0,272 ± 0,192 mg/kg (p.s.)	
		Cr	2,920 ± 0,671 mg/kg (p.s.)	
		Cu	0,579 ± 0,262 mg/kg (p.s.)	
		Fe	103,80 ± 34,36 mg/kg (p.s.)	
		Hg	0,003 ± 0,001 mg/kg (p.s.)	
		Mn	6,68 ± 4,71 mg/kg (p.s.)	
		Pb	0,174 ± 0,107 mg/kg (p.s.)	
		Zn	76,42 ± 13,93 mg/kg (p.s.)	

Alimentación

La influencia de la dieta en la concentración de contaminantes está reflejada en numerosa bibliografía. Los consumidores primarios, al poseer una dieta relativamente baja en energía, son más indicados para su uso como bioindicadores que los secundarios. Esto implica que ingieran considerables cantidades de comida, incorporando por tanto, mayor cantidad de sustancias potencialmente tóxicas. Por el contraste, los consumidores secundarios, normalmente ingieren alimentos de alto contenido energético, con lo que las cantidades ingeridas son moderadas, acumulando menos cantidades de sustancias tóxicas (Funke y col., 1993).

Así pues, los herbívoros estrictos están expuestos a ciertos metales pesados (plomo y cadmio) vía ingestión de plantas, frente a los carnívoros, cuya forma de incorporación de estas sustancias se lleva a cabo mediante la magnificación producida en la cadena trófica (Gamberg y col., 2005). De hecho, la contaminación por plomo en los herbívoros no sólo está influenciada por el contenido en plomo que poseen las plantas, sino también por el hecho de que estos animales están mucho más expuestos a las partículas del suelo y al polvo que otras especies herbívoras. En cuanto al cadmio, los niveles en los órganos de los grandes carnívoros son generalmente muy bajos, lo que se explicaría por los bajos niveles de acumulación de cadmio en el músculo, que representa la mayor parte de la comida de los carnívoros (Tataruch y Kierdorf, 2003).

Género

Existen varios ejemplos en que se demuestra que las sustancias químicas afectan de manera diferente a machos o hembras, implicando unas consecuencias importantes, en ambos individuos y en la estabilidad de la población. En el caso de algunos metales pesados, las hembras parecen tener en sus tejidos unos niveles más elevados que los machos. Cuando comparamos el efecto de los contaminantes en función del género, es

indispensable examinar el estado reproductivo de las gónadas y la edad de los organismos, porque la diferencia en estos aspectos puede implicar diferencias en los perfiles metabólicos, genómicos y hormonales de machos y hembras (Burger y col., 2007).

La influencia del sexo en los niveles de cadmio ya ha sido demostrada en varias especies en las que las hembras presentan concentraciones más elevadas que los machos, posiblemente debido a que las hembras consumen más comida por kilogramo de peso que los machos (Tataruch et Kierdorf, 2003). Además, la lactancia no es un modo de excreción del cadmio, pues el contenido de cadmio en la lecha es muy bajo (Stoeppler, 1991).

Un estudio del pelo de jabalí como indicador de la contaminación por mercurio (Sobanska, 2005) establece que existen pequeñas diferencias (sin significación estadística) en función del género, siendo ligeramente superior en hembras que en machos. Sin embargo, en cuanto al plomo, el sexo no parecen ser relevante a la hora de hablar de su acumulación (Tataruch y Kierdorf, 2003).

Edad

La edad del animal es un factor ligado fuertemente a la cantidad de contaminante medido pues determina, especialmente frente a xenobióticos bioacumulables, la duración de la acumulación de este en el organismo.

La bibliografía consultada afirma que el más típico de los metales pesados cuyo contenido se incrementa con la edad es el cadmio. Debido a la extremadamente larga vida media del cadmio en los riñones, para poder interpretar correctamente los resultados analíticos hay que tener en seria consideración la edad de los individuos (Tataruch y Kierdorf, 2003). Incluso, en el estudio realizado por Dietz y col. (2000) efectuado en osos polares, se demuestra la existencia de una relación positiva entre la edad y la acumulación hepática del cadmio además del mercurio y selenio (ya referida por Nostrom y col., 1986, Braune y col., 1991). En cuanto al plomo, la edad no parece ser un factor significativo en la acumulación del mismo en los tejidos blandos, pero sí lo es en los tejidos calcificados del esqueleto, debido a la prolongada vida media que el plomo posee en los huesos (Tataruch y Kierdorf, 2003).

En el estudio realizado por Sobanska (2005) también existen diferencias significativas en el contenido de mercurio en pelo de jabalí en función de la edad de los individuos, siendo superior la concentración en pelo de aquellos que tienen entre 1 y 2 años, frente a los menores y mayores que estos.

Aunque la determinación de la edad en la fauna salvaje es difícil y la mayor parte de las veces se da de forma imprecisa, sólo los animales del mismo grupo de edad deberían ser cotejados para obtener una comparación fiel de niveles de los diferentes metales pesados (Tataruch y Kierdorf, 2003).

Otros

Se llega a estudiar cómo puede influir el color del pelo en el contenido de mercurio (el pelo rojo de jabalí posee una concentración superior al negro) Sobanska

(2005) o en qué parte del pelo se concentra más el mercurio (parte final frente a media o basal) Sobanska (2005).

BIBLIOGRAFÍA

- ALLEVA E., FRANCIA N., PANDOLFI M., DE MARINIS A.M., CHIAROTTI F., SANTUCCI D. (2006). Organochlorine and heavy metal contaminants in wild mammals and birds of Urbino-Pesaro Province, Italy: An analytic overview for potential bioindicators. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 51: 123-134.
- AMES B.N., PROFET M., GOLD L.S. (1990). Dietary pesticides (99,99% all natural). *Proc. Natl. Acad. Sci.* 19: 7777-7781.
- ANTÓN A., LISAZO J. (2001). En: *Los metales pesados en la alimentación* (Ed. Fundación Ibérica para la Seguridad Alimentaria). Madrid, España.
- ARNOLD S.M., ZARNKE R.L., LYNN T.V., CHIMONAS M.R., FRANK A. (2006). Public health evaluation of cadmium concentrations in liver and kidney of moose (*Alces alces*) from four areas of Alaska. *Sci. Total Environ.* 357: 103-111.
- BOURLIERE F. (1975). Mammals small and large: the implication of the size. En: *Small mammals: their productivity and population dynamics (1-8)* (Ed. Golley F.B., Petruszewicz K. & Ryskowski L. Cambridge Univ. Press). Cambridge, Reino Unido.
- BRAUNE B.M., NORSTROM R.J., WONG M.P., COLLINS B.T., LEE J. (1991). Geographical distribution of metals in livers of polar bears from the Northwest Territories, Canada. *Sci. Total Environ.* 100: 283-299.
- BURGER J., MÁRQUEZ M., GOECHFELD M. (1994). Heavy metals in the hair of opossum from Palo Verde, Costa Rica. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27(2): 154-161.
- BURGER J. (1997). Heavy metals and selenium in herring gulls (*Larus argentatus*) nesting in colonies from eastern Long Island to Virginia. *Environ. Monit. Assess.* 48: 285-96.
- BURGER J., GOECHFELD M. (2000). On developing bioindicators for human and ecological health. *Environ. Monit. Assess.* 66: 23-46.
- BURGER J., FOSSI C., MCCLELLAN-GREEN P., ORLANDO E.F. (2007). Methodologies, bioindicators and biomarkers for assessing gender-related differences in wildlife exposed to environmental chemicals. *Environ. Res.* 104: 135-152.
- CAPÓ M.A. (1998). En: *Incidencia ecotoxicológica de los metales pesados en poblaciones humanas* (Ed. Ciencias Veterinarias). Madrid, España.
- CAPÓ M.A. (2002). En: *Principios de Ecotoxicología. Diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente* (Ed. McGraw-Hill Profesional). Madrid, España.
- CHYLA M.A. (1998). Feathers and hair as non-destructive indicators of heavy metals pollution – a critical analysis. Master of Science thesis. Department of Environmental Sciences and Policy. Central European University. Budapest (Hungría).
- CHYLA M.A., TRZEPIEREZYNSKA I., CHYLA A. (2000). Animal hair as non-destructive indicator of heavy metal pollution – preliminary attempt. 5th International Symposium of Environmental Contamination. Praga (República Checa).
- CUSTER T.W., COX E., GRAY B. (2004). Trace elements in moose (*Alces alces*) found dead in Northwestern Minnesota, USA. *Sci. Total Environ.* 330: 81-87.

- DIETZ R., RIGET F., BORN E.W. (2000). Geographical differences of zinc, cadmium, mercury and selenium in polar bears (*Ursus maritimus*) from Greenland. *Sci. Total. Environ.* 245: 25-47.
- DIP R., STIEGER C., DEPLAZES P., HEGGLIN D., MÜLLER U., DAFFLON O., KOCH H., NAEGELI H. (2001). Comparison of heavy metal concentrations in tissues of red foxes from adjacent urban, suburban, and rural areas. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40: 551-556.
- DOBROWOLSKA A. (2002). Chemical composition of the red deer (*Cervus elaphus*) antlers, with a particular reference to the toxic metal contents. *Z. Jagdwiss.* 48: 148-155
- FALANDYSZ J., SZYMCZYK-KOBRZYŃSKA K., BRZOSTOWSKI A., ZALEWSKI K., ZASADOWSKI A. (2005). Concentrations of heavy metals in the tissues of red deer (*Cervus elaphus*) from the region of Warmia and Mazury, Poland. *Food Addit. Contam.* 22: 141-149.
- FISHER D.O., OWENS I.P.F., JOHNSON C.N. (2001). The ecological basis of life history variation in marsupials. *Ecology* 82: 3531-3540.
- FLYNN A., FRANZMANN A.W., ARNESON P.D., OLDEMEYER J.L. (1977). Indications of copper deficiency in a subpopulation of Alaskan moose. *J. Nutr.* 107: 1182-1189.
- FOSSI C., LEONZIO C. (1993). The use of non-destructive biomarkers in the hazard assessment of vertebrate populations. En: *Non-destructive biomarkers in vertebrates* (Eds. Lewis Publishers). Boca Raton, USA.
- FOSSI C. (1994). Non-destructive biomarkers in ecotoxicology. *Environ. Health Perspectives.* 102: 49-54.
- FRANK A. (1986). In search of biomonitors for cadmium: cadmium content of wild Swedish fauna during: 1973-1976. *Sci. Total Environ.* 57: 57-65.
- FUNKE W., FEIGE G.B., JAHNKE S., REIDL K. (1993). Bioindikatoren. En: *Handbuch zur Ökologie Analytica* (Ed. Kuttler W.). Berlin, Alemania.
- FURNESS R.W. (1993). Birds as monitors of pollutants. En: *Birds as monitors of environmental change* (Eds. Furness R.W., Greenwood J.J.D. Chapman & Hall). Londres, Reino Unido.
- GALLEGO RODRÍGUEZ E. (2006). En: *Metales pesados en especies cinegéticas (ciervo y jabalí) y su repercusión en la salud pública*. Trabajo de Grado. Universidad de Extremadura, España.
- GALLEGO RODRÍGUEZ E., PÉREZ LÓPEZ M., HERNÁNDEZ D., ROY T.J., SOLER F. (2007). Evaluación de plomo y cadmio en pelo como indicadores de los niveles tisulares en especies cinegéticas mayores. *Rev. Toxicol.* 24 (2 y 3): 80-81.
- GAMBERG M., PALMER M., ROACH P. (2005). Temporal and geographic trends in trace element concentrations in moose from Yukon, Canada. *Sci. Total Environ.* 351/352: 530-538.
- HENDERSON R.F., BECHTOLD W.E., BOND J.A., SUN J.D. (1989). The use of biological markers in toxicology. *Crit. Rev. Toxicol.* 20: 65-82.
- HOEKSTRA P.F., BRAUNE B.M., ELKIN B., ARMSTRONG F.A.J., MUIRA D.C.G. (2003). Concentrations of selected essential and non-essential elements in arctic fox (*Alopex lagopus*) and wolverines (*Gulo gulo*) from the Canadian Arctic. *Sci. Total Environ.* 309: 81-92.

- JONES D.R. (1990). Batch leaching studies of Rondle oil shale. *J. Environ. Qual.* 19: 418-413.
- KIERDORF H., KIERDORF U. (2002). Reconstruction of a decline of ambient lead levels in the Ruhr area (Germany) by studying lead concentration in antlers of roe deer (*Capreolus capreolus*). *Sci. Total Environ.* 296: 153-58.
- KLAASSEN C.D., WATKINS J.B. (2005). Efecto tóxico de los metales. En: Casarett y Doull: *Fundamentos de Toxicología* (Ed. McGraw - Hill Interamericana). Madrid, España.
- KOLF-CLAUW M., GUÉNIN A., PÉREZ LÓPEZ M. (2007). Micromamíferos y metales pesados: Biomonitorización del medio ambiente. *Obs. Medioamb.* 10: 19-37.
- KRAMÁROVÁ M., MASSÁNYI P., SLAMECKA J., TATARUCH F., JANCOVÁ A., GASPARIK J., FABIS M., KOVACIK J., TOMAN R., GALOVÁ J., JURCIK R. (2005). Distribution of cadmium and lead in liver and kidney of some wild animals in Slovakia. *J. Environ. Sci. Health Tox. Hazard Subst. Environ. Eng.* 40(3): 593-600.
- LAGADIC L., CAQUET T., AMIARD J.C., RAMADE F. (1998). En: *Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement* (Ed. Lavoisier, Tec&Doc). París, Francia.
- LAZARUS M., VICKOVIC I., ŠOŠIĆ B., BLANUŠA M. (2005). Heavy metal levels in tissues of red deer (*Cervus elaphus*) from Eastern Croatia. *Arhiv za Higijenu Rada i Toksikologiju* 56: 233-240.
- LOVEGROVE E.G., HAINES L. (2004). The evolution of placental mammal body sizes: evolutionary history, form and function. *Ecology* 138: 13-27.
- MARTÍN A., SANTAMARÍA J.M. (2004). En: *Diccionario terminológico de contaminación ambiental* (Ed. Ediciones Universidad de Navarra S.A. EUNSA). Navarra, España.
- MCDONALD C.R., ELKIN B.T., ROACH P., GAMBERG M., PALMER M. (2002). Inorganic elements in caribou in the Yukon, NWT, and Nunavut from 1992 to 2000: spatial and temporal trends and the effect of modifying factors. En: Manuscript for Northern Contaminants Program. Ottawa, Canadá.
- MELANEN M., EKQUIST M., MUNKHERJEE A.B., AUNELA – TAPOLA L., VERTA M., SALMIKANGAS T. (2000). Atmospheric emissions of heavy metal in Finland in the 1990s. The Finnish environment 329, Ministry of the Environment, Helsinki (Finlandia).
- MÉNDEZ M. (2003). En: *Evolución temporal de la contaminación de metales pesados en la zona intermareal de la Ría de Vigo*. Trabajo de Grado. Universidad de Santiago de Compostela, España.
- MORENO M.D. (2003). En: *Toxicología Ambiental. Evaluación de Riesgo para la Salud Humana* (Ed. McGraw-Hill). Madrid, España.
- NIELSEN V., KAMP J.J., GRANDJEAN P., WHITE R.F. (2000). Environmental lead exposure and neurodevelopmental outcome in Danish preschool children. *Neurotoxicology* 21: 896-897.
- NOSTROM R.J., SWEINBERG R.E., COLLINS B.T. (1986). Heavy metals and essential elements in liver of the polar bear (*Ursus maritimus*) in the Canadian Arctic. *Sci. Total Environ.* 48: 195-212.

- O'HARA T.M., CARROLL G., BARBOZA G., MUELLER P., BLAKE K., WOSHNER J. (2001). Mineral and heavy metal status as related to a mortality event and poor recruitment in a moose population in Alaska. *J. Wildl. Dis.* 37: 509-522.
- OLFF H., RITCHIE M.E., PRINS H.H.T. (2002). Global environment controls of diversity in large herbivores. *Nature* 415: 901-904.
- PARKER G.H., HAMR J. (2001). Metal levels in body tissues, forage and faecal pellet of elf (*Cervus elaphus*) living near the ore smelters at Sudbury, Ontario. *Environ. Pollut.* 113: 347-355.
- PEAKALL D., BURGER J. (2003). Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 56: 110-121.
- PISKOROVÁ L., VASILKOVÁ Z., KRUPICER I. (2003). Heavy metal residues in tissues of wild boars (*Sus scrofa*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in the Central Zemplin region of the Slovak Republic. *Czech. J. Anim. Sci.* 48(3): 134-138.
- POKORNY B., AL SAYEGH-PETKOVSKÝ S., RIBARIČ-LASNIK C., VRTAČNÍK J., DOGANOC D.Z., ADAMIC, M. (2004). Fungi ingestion as an important factor influencing heavy metal intake in roe deer: Evidence from faeces. *Sci. Total Environ.* 324: 223-234.
- POMPE-GOTAL J., CRNIC A.P. (2002). Cadmium in tissues of roe deer (*Capreolus capreolus*) in Croatia. *Veterinarski Archiv.* 72: 303-310.
- RATTNER B.A., HEATH A.C. (1995). Environmental factors affecting contaminant toxicity in aquatic and terrestrial vertebrates. En: *Handbook of Ecotoxicology* (Ed. Lewis Publishers). Boca Raton, USA.
- REPETTO M. (1995). En: *Toxicología avanzada* (Eds. Díaz Santos). Madrid, España.
- RITCHIE M.E., OLFF H. (1999). Spatial scaling laws yield a synthetic theory of biodiversity. *Nature* 400: 557-560.
- SANZ-GALLÉN P., NOGUÉ S., CORBELL J. (1993). Metales. En: *Toxicología clínica* (Ed. Marruecos L., Nogué S., Nolla J. Springer Verlag Ibérica S.A). Barcelona, España.
- SCHÄFER U., JAHREIS G. (2006). Exposure, bioavailability, distribution and excretion of aluminum and its toxicological relevance to humans. *Trace Elements and Electrolytes* 23: 162-172.
- SHORE R.F., CASULLI A., BOLOGOV V., WIONBURG C.L., AFSAR A., TOYNE P., DELL'OMO G. (2001). Organochlorine pesticide, polychlorinated biphenyl and heavy metal concentrations in wolves (*Canis lupus L. 1758*) from north-west Russia. *Sci. Total Environ.* 280: 45-54.
- SOBANSKA M.A. (2005). Wild boar hair (*Sus scrofa*) as a non – invasive indicator of mercury pollution. *Sci. Total Environ.* 339: 81-8.
- SONNE C., DIETZ R., LEIFSSON P.S., ASMUND G., BORN E.W., KIRKEGAARD M. (2007). Are liver and renal lesions in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*) associated with high mercury levels. *Environ. Health* 6: art. 11.
- SPANH S.A., SHERRY T.W. (1999). Cadmium and lead exposure associated with reduced growth rates, poorer fledging success of little blue heron chicks (*Egretta caerulea*) in south Louisiana wetlands. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 377-384.
- STEWART F.M., FURNESS R.W., MONTEIRO L.R. (1996). Relationships between heavy metal and metallothionein concentrations in lesser black-backed gulls

- biphenyl and heavy metal concentrations in wolves (*Canis lupus* L. 1758) from north-west Russia. *Sci. Total Environ.* 280: 45-54.
- SOBANSKA M.A. (2005). Wild boar hair (*Sus scrofa*) as a non – invasive indicator of mercury pollution. *Sci. Total Environ.* 339: 81-8.
- SONNE C., DIETZ R., LEIFSSON P.S., ASMUND G., BORN E.W., KIRKEGAARD M. (2007). Are liver and renal lesions in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*) associated with high mercury levels. *Environ. Health* 6: art. 11.
- SPANH S.A., SHERRY T.W. (1999). Cadmium and lead exposure associated with reduced growth rates, poorer fledging success of little blue heron chicks (*Egretta caerulea*) in south Louisiana wetlands. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 377-384.
- STEWART F.M., FURNESS R.W., MONTEIRO L.R. (1996). Relationships between heavy metal and metallothionein concentrations in lesser black-backed gulls (*Larus fuscus*) and Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 30: 299-305.
- STOEPLER M. (1991). Cadmium. En: *Metals and their compounds in the environment* (Ed. Merian E). Weinheim, Alemania.
- TATARUCH F., KIERDORF H. (2003). Mammals as bioindicators. En: *Bioindicators and Biomonitors: principles, concepts and applications* (Ed. Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G. Elsevier). Amsterdam, Países Bajos.
- VARGHA B., ÖTVÖS E., TUBA Z. (2002). Investigations on ecological effects of heavy metal pollution in Hungary by moss – dwelling – water bears (Tardigrada) as bioindicators. *Ann. Agric. Environ. Med.* 9: 141-146.
- VENÄLÄIEN E.R., ANTTILA M., PELTONEN K. (2005). Heavy metals in tissue samples of finnish moose (*Alces alces*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 74: 526-536.
- VERSCHUEREN K. (1983). En: *Handbook of environmental data on organic chemicals* (Ed. Van Nostrand Reinhold). New York – Melbourne, USA-Australia.
- WHITE R.G., HOLLEMAN D.F., HUBBERT M.E., STAALAND H. (1987). Herbivores in cold climates. En: *Nutrition of herbivores* (Ed. J. B. Hacker & J. H. Ternouth., Academic Press). Sydney, Australia.
- WOSHNER V.M., O'HARA T.M., BRATTON G.R., BEASLEY V.R. (2001). Concentrations and interactions of selected essential elements in ringed seals and polar bears of arctic Alaska. *J. Wildl. Dis.* 37: 711-721.
- ZONGPING L. (2003). Studies on the haematology and trace elements status of adult Bactrian camels (*Camelus bactrianus*) in China. *Vet. Res. Commun.* 27: 397-405.