

Concentración de mercurio total en plumas de aves silvestres de la Región de Valparaíso, Chile: Una prospección general

Tesis

Entregada a La

Universidad de Valparaíso

En Cumplimiento Parcial De Los Requisitos

Para Optar Al Grado De

Magister en Ciencias Biológicas Mención Biodiversidad y Conservación

Instituto de Biología

Facultad De Ciencias

Por

Paulette Estephanie Abarca Mora

Junio 2023

Director de Tesis:

Dra. Maritza Sepúlveda Martínez

INSTITUTO DE BIOLOGIA
FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE VALPARAISO

INFORME DE APROBACION
TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magister
presentada por el candidato.

Paulette Abarca Mora

Ha sido aprobada por la comisión de Evaluación de la tesis como requisito para optar al grado de
Magister en Ciencias Biológicas mención Biodiversidad y Conservación, en el examen de
Defensa de Tesis rendido el día 7 de Septiembre de 2023

Directores de Tesis:

Prof.

Dra. Maritza Sepúlveda Martínez

Prof.

Dra. María Gabriela Lobos Valenzuela

Comisión de Evaluación de la Tesis:

Prof.

Dr. Hernán Gaete Olivares

Dedicatoria:

A mi amada familia.

.

AGRADECIMIENTOS

Primeramente, quiero agradecer a Dios por su infinito amor y por sostenerme durante todo este proceso.

Agradecer también a mi familia, por su apoyo incondicional pese a la distancia. A mis colegas, amigas y todo mi equipo de trabajo, por su tiempo, comprensión, apoyo, palabras de aliento y distracciones, durante el desarrollo de este proyecto.

A la primera generación del magister, por el excelente grupo y amistad que hemos formado y cultivado, sin uds esta etapa no hubiese sido igual.

Además, extender mi más profundo agradecimiento a mi asesor de tesis, Dra. Maritza Sepúlveda, por su orientación, experiencia y valiosos comentarios, mi más profunda admiración.

También agradecer a la Dra. Gabriela Lobos y a todo su equipo de trabajo, por la activa participación en el desarrollo de este proyecto de investigación.

Agradecer a Diego, por las horas eternas de enseñanza y paciencia.

Y a todos aquellos que han formado parte de mi trayectoria académica, muchísimas gracias.

INDICE DE CONTENIDOS

AGRADECIMIENTOS	1
RESUMEN	2
ABSTRACT.....	4
I. INTRODUCCIÓN.....	6
1.1 Contaminación por metales pesados	6
1.2 Naturaleza y ciclo del mercurio (Hg) y sus efectos como contaminante ambiental	7
1.3 Bioacumulación de mercurio en las tramas tróficas	9
1.4 Aves como bioindicadores de contaminación por mercurio.....	10
1.5 Cuantificación del mercurio en organismos vivos.....	11
II. MATERIALES Y MÉTODOS	15
2.1 Recolección de muestras.....	15
2.2 Procesamiento de las muestras.....	17
2.3 Procedimiento general y determinación de la concentración de mercurio total (HgT)	18
2.4 Métodos de referencia.....	19
2.5 Análisis de datos	19
III. RESULTADOS.....	20
3.1 Concentración de mercurio total en aves de la Región de Valparaíso.....	20
3.2 Concentración de mercurio total en aves según clasificación taxonómica.....	22
3.3 Concentración de mercurio total en aves según hábitat.....	23
3.4 Concentración de mercurio total en aves según su nivel trófico	24
4.1 Concentración de mercurio total en aves de la Región de Valparaíso.....	26
4.2 Variabilidad de la concentración de mercurio total en aves según hábitat	28
4.4 Variabilidad de la concentración de mercurio total en aves según taxonomía	36
4.5 Recomendaciones para estudios futuros	38
V. CONCLUSIONES	39
VI. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

RESUMEN

El mercurio (Hg) es uno de los principales contaminantes a nivel global que puede bioacumularse y biomagnificarse a través de las tramas tróficas, y específicamente en las aves, puede causar muchos efectos adversos, como la disminución del éxito reproductivo, trastornos neurológicos y de comportamiento, alteración de la respuesta inmunológica y alteraciones hormonales (Whitney y Cristol, 2017).

El estudio de las aves puede ser útil en el biomonitoreo ambiental del mercurio, siendo las plumas una herramienta útil y confiable que permite obtener las concentraciones de este metal en el organismo de las aves, previo al proceso de muda.

La realización de este estudio permitió evaluar las concentraciones de mercurio total (HgT) en plumas de aves terrestres y acuáticas, lo que permite evaluar si hay una relación entre los niveles tróficos y las concentraciones de este metal. Además, permite determinar si existe alguna relación entre el hábitat en el que se desenvuelven las distintas especies y las concentraciones de mercurio. Se midió la concentración de mercurio total (HgT) mediante descomposición térmica, amalgamación con mercurio y detección de absorción atómica (DMA-80) en plumas cobertoras pectorales de diferentes especies de aves provenientes de la región de Valparaíso, Chile. Entre mayo a diciembre de 2022 se recolectaron plumas de 54 ejemplares, de 16 especies diferentes, que ingresaron a un centro de rehabilitación de fauna silvestre de la región.

Los resultados muestran que las concentraciones de mercurio en pluma variaron entre 0,0254 - 3,5 mg/kg de peso seco. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los grupos taxonómicos, el hábitat y el nivel trófico de las especies. De este modo, se observó un patrón creciente en la cantidad de mercurio total desde aves granívoras (herbívoras) hasta depredadores vertebrados, teniendo las mayores concentraciones las especies piscívoras. Se

registraron diferencias entre las concentraciones según los distintos hábitats, las especies que viven en ambientes acuáticos presentaron mayores concentraciones que las especies terrestres.

Aunque los niveles de mercurio obtenidos se sitúan por debajo del rango identificado por otros estudios como causante de cambios de comportamiento o alteraciones reproductivas (5-40 mg/kg), se registró una concentración de mercurio alta (5,6 mg/kg) en un espécimen carnívoro, donde se sugiere que esta concentración se debe principalmente al sitio de procedencia del ejemplar, ya que habitaba en una zona altamente contaminada de la región. Asimismo, otro ejemplar de hábitat acuático, presentó una concentración de 3,5mg/kg, lo que se puede atribuir no solamente al sitio de procedencia, sino que, a su nivel trófico, puesto que su dieta principal se compone de peces. Especies granívoras por su parte, presentaron los niveles más bajos de concentración, lo que también ha sido observado por otros autores.

Para estudios futuros, se recomienda aumentar el número de muestras por especie y complementar el muestreo con muestras de sangre, lo que permite identificar las concentraciones de mercurio más recientes. A su vez, tomar muestras de sedimento y agua, para tener una visión generalizada de lo que ocurre a nivel ambiental. Por último, se sugiere complementar este estudio con isotopos estables, para identificar las fuentes de contaminación, comprender la transferencia a lo largo de las cadenas alimentarias y evaluar los niveles tróficos en los que se acumula el mercurio.

Palabras claves: Mercurio total, biomagnificación, bioacumulación, aves, plumas, niveles trófico, contaminación.

ABSTRACT

Mercury (Hg) is one of the major global pollutants that can bioaccumulate and biomagnify through food webs. In birds specifically, it can cause various adverse effects such as reduced reproductive success, neurological and behavioral disorders, immune response alteration, and hormonal disruptions (Gworek, 2020; Spalding et al., 2000).

The study of birds can be useful in environmental mercury biomonitoring, with feathers being a reliable tool to assess mercury concentrations in bird organisms prior to the molting process. This study provided precise information on mercury concentrations in bird organisms, allowing us to evaluate the relationship between trophic levels and mercury concentrations. It also enables us to assess whether there is any relationship between the habitat of different species and mercury concentrations.

Total mercury (HgT) concentrations were measured in breast feathers of different bird species collected from the Valparaíso region, Chile. Feathers from 54 individuals representing 16 different species were collected between May and December 2022 from a wildlife rehabilitation center in the region.

The results showed that feather mercury concentrations ranged from 0.0254 to 3.5 mg/kg dry weight. There were statistically significant differences observed among taxonomic groups, habitat types, and trophic levels of the species. A pattern of increasing total mercury concentrations was observed from granivorous (herbivorous) birds to vertebrate predators, with the highest concentrations found in piscivorous species. Differences in concentrations were also observed among different habitats, with species living in aquatic environments having higher concentrations than terrestrial species.

Although the mercury levels obtained were below the range identified by other studies as causing behavioral changes or reproductive alterations (5-40 mg/kg), a high mercury concentration (5.6 mg/kg) was recorded in a carnivorous specimen, which suggests that this concentration is mainly due to the specimen's origin from a highly contaminated area in the region. Additionally, another specimen from an aquatic habitat showed a concentration of 3.5 mg/kg, which can be attributed not only to its origin but also to its trophic level, as its main diet consists of fish. Granivorous species, on the other hand, exhibited the lowest concentration levels, which has also been observed by other researchers.

For future studies, it is recommended to increase the number of samples per species and complement the sampling with blood samples to identify more recent mercury concentrations. Additionally, sediment and water samples should be collected to provide a comprehensive understanding of the environmental situation. Finally, the study suggests complementing the analysis with stable isotopes to identify contamination sources, understand mercury transfer through food chains, and evaluate the trophic levels at which mercury accumulates.

Keywords: Total mercury, biomagnification, bioaccumulation, birds, feathers, trophic levels, pollution.

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Contaminación por metales pesados

La contaminación por metales pesados y metaloides en recursos hídricos, suelos y aire plantea una de las problemáticas más relevantes para la salud ambiental (Reyes et al., 2016). Si bien se han reportado metales como nutrientes esenciales, que en bajas concentraciones se asocian a procesos bioquímicos y funciones fisiológicas (FAO, 1996), también existen otros elementos como el plomo (Pb), el cadmio (Cd), el arsénico (Ar), el cromo (Cr) y el mercurio (Hg) que no presentan funciones biológicas establecidas y son por tanto clasificados como no esenciales (Tchounwou et al., 2012). Estos elementos no esenciales son considerados de alta toxicidad y están entre los metales de gran importancia para la salud pública ya que, aún en niveles bajos de exposición, pueden provocar múltiples alteraciones a nivel de los sistemas urogenital, cardiovascular, nervioso, digestivo, óseo, entre otros (Ferrer, 2003; Poma, 2008; Tolins et al., 2014). Según la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU. (US EPA) y la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC), todos estos elementos no esenciales se clasifican como carcinógenos, tanto en humanos como en animales. Por ejemplo, se ha observado que personas expuestas por tiempos prolongados a metales pesados durante sus jornadas laborales tienen una mayor propensión a desarrollar cáncer de pulmón, estómago, tiroides, riñones, entre otros (ATSDR 1992; 1999; 2012). En el caso de animales, estudios realizados en ratones y ratas de laboratorio confirman que la exposición crónica a estos contaminantes induce la formación de tumores en la próstata (Chandrasekaran et al., 2020), pérdida de vellosidades y daño de criptas intestinales, lo que a su vez puede derivar en un cáncer intestinal y otras lesiones (Thompson et al. 2011).

La contaminación ambiental por metales pesados puede ocurrir de forma natural en el ecosistema como resultado de procesos de evaporación de metales del suelo y del agua, la re-suspensión de sedimentos, la erosión del suelo y la descomposición de la corteza terrestre (Nrigau, 1989). Sin embargo, la fuente principal de la contaminación ambiental por estos metales no esenciales se debe a actividades de origen antropogénico, siendo las principales la minería, las fundiciones e industrias relacionadas con metales, la lixiviación de metales en vertederos, los depósitos de residuos y el flujo de automóviles (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar, 2014). Asimismo, otra fuente relevante en la contaminación por estos metales se debe a su utilización en pesticidas en campos agrícolas (Rizvi et al., 2002; Tchounwou et al., 2012).

1.2 Naturaleza y ciclo del mercurio (Hg) y sus efectos como contaminante ambiental

El mercurio puede estar presente en tres formas en la naturaleza, como mercurio elemental (Hg_0), mercurio inorgánico (Hg^{+2} y Hg^{+1}), y en formas orgánicas, como el etilo ($\text{C}_2\text{H}_5\text{Hg}^+$) y el metilmercurio (CH_3Hg^+), siendo esta última su forma más tóxica (de Almeida Rodríguez et al., 2019; Gworek et al., 2020). El mercurio elemental es la forma predominante en la atmósfera y tiene un tiempo de permanencia de 0,5 a 2 años (Li et al., 2009). Además, puede ser transportado y depositado en lugares remotos incluso a 1000 km de distancia de su fuente de origen (Li et al., 2009). Este elemento cuando se encuentra como compuesto soluble inorgánico en el ambiente, puede ser transformado en metilmercurio (MeHg) en condiciones anaeróbicas por intervención de microorganismos (Morel et al., 1998). En el ambiente marino en particular, el mercurio pasa por un proceso de metilación, donde su forma inorgánica a través de microorganismos se transforma en MeHg, siendo ésta la forma más preocupante de este elemento (Ullrich et al., 2001).

El mercurio puede ingresar a través de dos formas a la atmósfera, mediante procesos naturales como actividad volcánica y meteorización de rocas, o debido a actividades antropogénicas asociadas a la quema de combustibles fósiles, especialmente carbón; procesos industriales como la fundición de metales, producción de cemento, soda cáustica, acero, entre otros; explotaciones mineras, incineración de residuos, plantas de celulosa, etc. (Selin, 2009). Se ha estimado que las actividades antropogénicas han aumentado las concentraciones de mercurio atmosférico en un 300-500% durante el último siglo y este impacto ha generado un aumento del mercurio acumulado en suelos y océanos. Este metal, una vez volatilizado, puede ser transportado por todo el mundo a través del aire, ser depositado en sedimentos o en cuerpos de agua (UN environment, 2019).

El mercurio es un elemento no esencial reconocido como un contaminante neurotóxico, persistente y móvil (Gworek, 2020; Selin, 2009). De acuerdo a Spalding et al. (2000), en la medida que este contaminante se bioacumula y alcanza altas concentraciones en el organismo, va generando diversos cambios a nivel histopatológico, como una alteración del sistema nervioso central debido a la degeneración neuronal y medular, degeneración neural y desmielinización, alteración del sistema inmune, cambios en sistema endocrino y médula ósea, entre otros. Estas alteraciones a nivel sistémico se pueden evidenciar mediante signos clínicos, como por ejemplo ataxia, debilidad, pérdida de la movilidad, parálisis e incluso la muerte (Spalding et al., 2000; Estrada-Guerrero y Soler Tovar, 2014). Con respecto al sistema endocrino, pueden producirse alteraciones en la liberación de hormonas de estrés, que puede afectar el éxito reproductivo, o alteraciones en la liberación de la prolactina, que se asocia al comportamiento parental, como la incubabilidad de los huevos y el suministro de alimento para las crías (Tartu et al., 2015).

Las concentraciones y el impacto del mercurio en el ambiente terrestre y marino pueden variar según diversos factores, siendo los principales la cercanía a las fuentes contaminantes, las variaciones en el transporte y dispersión del elemento, y la bioacumulación que tenga en los distintos organismos (Beckers y Rinklebe, 2017). En ambientes marinos en particular, existe una mayor capacidad de metilación, biomagnificación y toxicidad del mercurio que en ecosistemas terrestres (Wiener et al., 2002), debido a que las condiciones biogeoquímicas en ambientes acuáticos favorecen la metilación del mercurio (Ullrich et al., 2001). Esto hace que en ambientes terrestres las concentraciones de este elemento son generalmente más bajas tanto en el suelo, como en plantas y animales (Gnamus et al., 2000). Un ejemplo de esto son los estudios de Ullrich et al. (2001) y McGrew et al. (2014), quienes midieron las concentraciones medias de mercurio total en aves y en lobos grises, respectivamente. De acuerdo a estos autores, aquellos animales que residían en hábitats oceánicos y de marismas salinos presentan valores más elevados en comparación a aquellos de hábitats terrestres. Sin embargo, se han identificado algunas excepciones en áreas cercanas a fuentes de contaminación, en donde consumidores terrestres presentan niveles similares que consumidores acuáticos (Cristol et al., 2008). Esto podría deberse a que aún no se comprende completamente los factores ambientales que controlan la acumulación y magnificación del mercurio en los ecosistemas terrestres, por lo que se necesitan investigaciones más exhaustivas en diversos ecosistemas terrestres para obtener un mayor entendimiento (Luo et al., 2020).

1.3 Bioacumulación de mercurio en las tramas tróficas

El mercurio tiende a bioacumularse en el organismo,. Esto se debe a que este elemento presenta una rápida absorción, mientras que la tasa de excreción se produce lentamente en el

organismo, por lo que el contaminante se deposita en sus tejidos u órganos (Kidd et al., 2011). Cuando el mercurio bioacumulado es transferido de un nivel trófico a otro, incrementando su concentración a través de la trama trófica, se considera que ha ocurrido el proceso de biomagnificación, donde la concentración de mercurio en un consumidor es mayor a la de sus presas (Gray, 2002). En el caso particular del mercurio, la biomagnificación ocurre solo en su forma orgánica como MeHg (Kidd et al., 2011). Por ejemplo, en Papúa, Nueva Guinea, se encontró un incremento de MeHg de 30 veces en una trama compuesta por cuatro niveles tróficos, desde el seston hasta peces piscívoros (Bowles, 2001). Asimismo, los estudios de Eagles-Smith et al. (2009) y Ackerman et al. (2016) demostraron que aves acuáticas piscívoras presentan concentraciones más altas de HgT en sus tejidos en comparación a especies herbívoras y granívoras.

1.4 Aves como bioindicadores de contaminación por mercurio

Las aves son un grupo taxonómico ampliamente utilizado como indicadores biológicos en estudios de contaminación ambiental (Ma et al., 2021). Esto se debe a que este grupo presenta una serie de ventajas, como la amplia distribución de un gran número de especies, su longevidad, además de que son fáciles de observar y monitorear (Dauwe et al. 2000; Espín et al., 2012). Asimismo, y en comparación con otras especies de animales, son excelentes bioindicadores cualitativos y cuantitativos de algunos cambios ambientales específicos, como contaminación por productos químicos (pesticidas, metales pesados, etc.), alteración o fragmentación de hábitat, cambio climático, entre otros (Parra, 2014; Dauwe et al., 2000), respondiendo ante estos cambios en términos fisiológicos, reproductivos y/o demográficos (Becker, 2003). Por último, al ser especies que se encuentran en diferentes niveles tróficos y en distintos ambientes, pueden ser

utilizadas para evaluar el efecto de distintas fuentes de contaminación (aire, agua y alimento) y la acumulación de estos elementos (Estrada-Guerrero y Soler Tovar, 2014).

Los efectos adversos de contaminantes en las aves se han estudiado ampliamente desde la década de los 60's (Burger y Gochfeld, 1997; Dauwe et al., 2000). Para el caso particular del mercurio, distintos estudios han evidenciado efectos negativos asociados a su alta toxicidad, tales como la disminución de la incubabilidad de los huevos (Custer et al., 2007), producción de huevos con cáscaras débiles (Becker, 2003), disminución del número polluelos que abandonan el nido (Albers et al., 2007; Jackson et al., 2011), alteraciones hormonales (Franceschini et al., 2009; Tartu et al., 2015), disminución de la capacidad de generar una respuesta de estrés (Moore et al., 2014), alteraciones durante la migración (Seewagen C., 2020), alteraciones en neurotransmisores cerebrales (Bennet et al., 2009), debilidad en extremidades (Bhatnagar M.K. et al., 1982) e incluso la muerte (Wiener et al., 2002).

1.5 Cuantificación del mercurio en organismos vivos

Una de las técnicas descritas para el biomonitoreo de metales pesados es el análisis de órganos y tejidos. Esto, a pesar de ser considerada una técnica letal e invasiva, es calificada como el “gold estándar”, puesto que permite obtener información concreta sobre la acumulación de estos elementos a largo plazo. Al emplear esta técnica se analizan órganos como hígado y riñones, ya que muchos metales tienden a acumularse en estos tejidos (Durkalec et al., 2022). Si bien este procedimiento nos permite obtener información certera y actual de la carga de contaminantes, presenta una gran desventaja ya que se requiere sacrificar animales para su muestreo, o conlleva la dificultad de encontrar cadáveres que no se encuentren en un estado avanzado de descomposición (Durkalec et al., 2022). Otros tejidos que han sido utilizado para el

análisis de metales pesados son músculos, huesos, vísceras y huevos (e.g. Burger y Gochfeld 2004, Nam et al. 2005; Cifuentes et al., 2003). Asimismo, los análisis de sangre también pueden entregar información útil y reciente sobre la acumulación de contaminantes a través de la dieta, pero puede ser un procedimiento complejo en aves pequeñas debido a la dificultad de obtener un volumen sanguíneo suficiente para los análisis (Sánchez-Virosta et al., 2020).

Una herramienta alternativa menos invasiva pero útil para evaluar la exposición a contaminantes en las aves es el análisis de plumas, el que ha sido ampliamente utilizado en diversos estudios (. Burger y Gochfeld, 1997; Dauwe et al., 2000; Espín et al., 2012; Ma et al., 2021). En el caso particular del mercurio, el 70-90% almacenado en tejidos internos de forma orgánica como MeHg, es excretado hacia las plumas durante el período de muda (Espín et al. 2012; García-Fernández 2014; Quadri et al., 2022). Este proceso ocurre debido a que las plumas son estructuras epidérmicas de queratina, una proteína rica en aminoácidos, los cuales contienen grupos sulfhidrilos ($-SH$) que entregan resistencia y durabilidad a su estructura. En la medida que la pluma va creciendo, ésta se encuentra irrigada por una arteria axial por donde se transportan elementos para su formación (Martinez et al., 2012). Por esta misma vía se traspasan metales pesados, y en especial el mercurio, ya que presenta gran afinidad con los grupos $-SH$, por lo que se acumula quedando secuestrado las 2 a 3 semanas que tarda su formación y crecimiento hasta su nuevo recambio (Burger y Gochfield, 1997; Bottini et al., 2021).

Tal como se mencionó anteriormente, los niveles de mercurio en aves y otros animales pueden variar debido a diversos factores. Uno de ellos es el tiempo de exposición al contaminante, donde especies que han estado expuestas durante más tiempo a mercurio pueden acumular mayores concentraciones de este contaminante, por ejemplo, especies como el Negrón costero (*Melanitta perspicillata*) que llegaron a un estuario en su época reproductiva,

aumentaron tres veces la concentración de mercurio en tres meses, mientras que el charran de Forster (*Sterna forsteri*) aumentó su concentración hasta cinco veces desde que llegó al estuario hasta su época reproductiva, siendo importante el sitio de alimentación y el tiempo en que estuvieron expuestos al contaminante. Eagles-Smith et al. 2009). Además, el nivel trófico en el que se ubique la especie también influye, ya que por el proceso de biomagnificación, las aves que se encuentran en mayores niveles tróficos tienden a tener concentraciones más altas de mercurio que aves de niveles tróficos inferiores (Campbell et al., 2003; da Silva et al., 2009). Por ejemplo, aves que tenían una dieta basada en animales mostraron niveles de mercurio más altos que especies de aves con dieta herbívora (Ackerman et al. 2019; Ma et al. 2021). Asimismo, el hábitat también juega un papel, ya que las aves que se alimentan en áreas cercanas a fuentes contaminantes pueden estar expuestas a concentraciones más altas de dichos contaminantes (Burger et al., 2012). Por ejemplo, un estudio en la garza boyera (*Bubulcus ibis*) mostró que animales que habitaban en áreas más antropogenizadas tenían mayores concentraciones de contaminantes que aquellas que viven y se alimentan en áreas no industrializadas (Burger et al., 1992). Por último, las aves migratorias pueden verse afectadas por la contaminación a lo largo de su ruta migratoria y al llegar a su sitio de invernada, donde pueden estar expuestas a fuentes adicionales de contaminación (Moura et al., 2018).

La presente tesis se centra en el análisis de plumas como una herramienta para obtener resultados sobre las concentraciones de mercurio total en aves acuáticas y terrestres, con el fin de determinar y comparar los niveles de contaminación por mercurio, y cómo varía de acuerdo a los factores nivel trófico y hábitat. Este estudio es uno de los más recientes en la región, lo que nos permitirá obtener una visión general y actualizada de la exposición de las aves ante este

contaminante, lo que permitirá a su vez evaluar potenciales riesgos para la salud de las poblaciones de aves.

Hipótesis

Se espera que la concentración de mercurio total (HgT) en aves varíe dependiendo de la composición de la dieta y del hábitat en el que se encuentre el animal. De esta manera se predice que aves de niveles tróficos superiores presentarán una mayor concentración de HgT. Asimismo, se predice que aves acuáticas mostrarán concentraciones mayores de HgT en comparación a las aves terrestres.

Objetivo general

Evaluar las concentraciones de mercurio total (HgT) en plumas de aves terrestres y acuáticas en la Región de Valparaíso, Chile, y analizar cómo estas concentraciones varían en relación con la composición de la dieta y el hábitat de las aves.

Objetivos específicos

- Determinar los niveles de mercurio total (HgT) en plumas de aves que habitan ambientes acuáticos y terrestres.
- Analizar las especies de aves con mayores concentraciones de mercurio total y los posibles patrones relacionados a su sitio de distribución.
- Comparar las concentraciones de HgT en plumas entre las distintas especies de aves muestreadas y relacionar las diferencias con sus hábitos tróficos

II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Recolección de muestras

Las muestras de plumas utilizadas en este estudio fueron obtenidas desde el Centro de Rehabilitación de Fauna Silvestre (CRFS), Fundación Ñamku. Este centro se encuentra emplazado en la comuna de Concón, Región de Valparaíso. Desde mayo a diciembre de 2022 se muestrearon un total de 54 ejemplares de aves que ingresaron heridas o enfermas al centro, pertenecientes a 16 especies (Tabla 1). Las muestras provienen de distintas comunas de la región (Figura 1), zonas al interior de la región y otras provenientes del borde costero, principalmente Viña del mar, Valparaíso y Concón. De cada ejemplar se extrajeron entre 5 y 20 plumas cobertoras pectorales, al momento de ingresar al centro, las que fueron almacenadas en sobres individuales a temperatura ambiente para su posterior análisis.

Tabla 1. Resumen de las especies muestreadas, tipo de hábitat y nivel trófico. N: número de muestras.

Orden	Nombre común	Nombre científico	N	Hábitat	Nivel trófico
Charadriiformes	Gaviota dominicana	<i>Larus dominicanus</i>	19	Marino	Piscívoro
	Gaviota garuma	<i>Leucophaeus modestus</i>	1	Marino	Piscívoro
	Queltehue	<i>Vanellus chilensis</i>	1	Terrestre	Insectívoro
Pelecaniforme	Pelícano	<i>Pelecanus thagus</i>	4	Marino	Piscívoro
	Huairavo	<i>Nycticorax nycticorax</i>	1	Acuático	Piscívoro
Suliformes	Cormorán yeco	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	1	Acuático	Piscívoro
	Cormorán guanay	<i>Leucocarbo bougainvillii</i>	2	Marino	Piscívoro
	Piquero común	<i>Sula variegata</i>	1	Marino	Piscívoro
Sphenisciforme	Pingüino Humboldt	<i>Spheniscus Humboldti</i>	1	Marino	Piscívoro
	Pingüino Magallanes	<i>Spheniscus magellanicus</i>	1	Marino	Piscívoro
Strigiforme	Lechuza	<i>Tyto alba</i>	2	Terrestre	Carnívoro

	Tucúquere	<i>Bubo magellanicus</i>	5	Terrestre	Carnívoro
Accipitriforme	Peuco	<i>Parabuteo unicinctus</i>	10	Terrestre	Carnívoro
Falconiforme	Tiuque	<i>Milvago chimango</i>	2	Terrestre	Carnívoro
Columbiforme	Tórtola	<i>Zenaida auriculata</i>	2	Terrestre	Granívoro
Passeriforme	Loica	<i>Leistes loyca</i>	1	Terrestre	Insectívoro

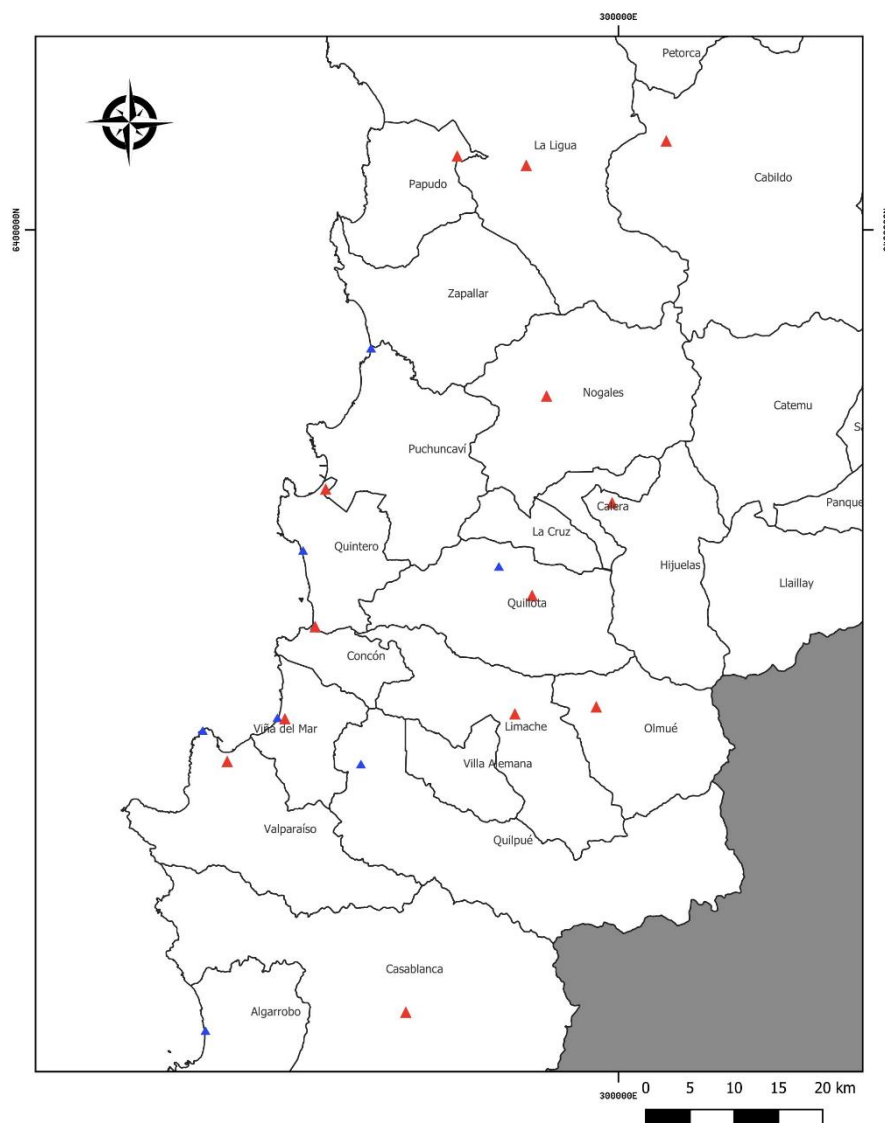


Figura 1. Mapa de la Región de Valparaíso. Se observan los puntos de donde provenían las aves muestreadas. Triángulo azul: aves acuáticas y marinas; triángulo rojo: aves terrestres.

De acuerdo a las adaptaciones que presentan las aves para obtener su alimento, las especies muestreadas fueron clasificadas según su dieta, siguiendo a Martínez-Piña y González-Cifuentes (2017), además, se consideró que, si una especie consumía diversos tipos de presa, se consideraba el tipo de alimento principal. Se clasificaron en piscívoras, aquellas que se alimentan principalmente de peces; carnívoras aquellas que se alimentan de otros vertebrados como pequeños mamíferos, reptiles, anfibios o aves más pequeñas; insectívoras aquellas que se alimentan de invertebrados; y, por último, las granívoras que se alimentan principalmente de semillas y granos, aunque pueden complementar su dieta con frutas y bayas (Martínez-Piña y González-Cifuentes, 2017).

Además, de acuerdo a sus características y adaptaciones de hábitat, fueron clasificadas en terrestres aquellas que habitan principalmente en entornos como bosques, praderas, desiertos y selvas (Weller, 2003); marinas aquellas que se han adaptado para vivir y reproducirse en entornos marinos y costeros y por último aves acuáticas, ya que pueden encontrarse tanto en agua dulce como salada (Schreiber y Burger, 2002)

2.2 Procesamiento de las muestras

Las muestras almacenadas fueron trasladadas al Laboratorio de Ecología Aplicada de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Valparaíso. Cada pluma fue lavada con agua desionizada y acetona tres veces, con el objetivo de eliminar toda contaminación externa disponible (Goede y Bruin, 1984). Posteriormente, cada pluma fue almacenada en papel mantequilla y puesta a secar a 60°C por 24 h en una estufa Memmer. Las plumas secas fueron cortadas en trozos pequeños con tijeras quirúrgicas de acero y posteriormente trasladadas al

Laboratorio de Química Analítica y Ambiental de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Valparaíso.

2.3 Procedimiento general y determinación de la concentración de mercurio total (HgT)

El procedimiento para la determinación de la concentración de HgT se llevó a cabo en dos etapas: La primera etapa correspondió a la construcción de curva de calibrado. Para esta curva se utilizó una solución comercial patrón de Hg^{2+} (Merck; $C = 1000 \text{ mg/L}$ $\delta = 1,054 \text{ kg/L}$) para preparar las siguientes diluciones: 100 mg/L de Hg^{2+} , 10 mg/L de Hg^{2+} , 1 mg/L Hg^{2+} ; a partir de las cuales se prepararon los estándares ($1\text{-}1000 \text{ ng}$ de Hg) que fueron empleados para construir las curvas de calibrado que van de los $0,5$ a los 1000 ng/ul .

La segunda etapa correspondió a la medición de la concentración de mercurio. Para ello primero se pesaron aproximadamente 10 mg de muestra en una balanza analítica electrónica modelo AUX220 de Shimadzu. Posteriormente, la muestra pasó directamente a un contenedor de níquel del equipo DMA-80, y se llevó al muestreador automático del mismo sistema. Luego en el equipo DMA-80, se transcribió la masa de la alícuota pesada y se seleccionó la calibración realizada en la primera etapa para llevar a cabo la determinación. Después se inició el proceso de tratamiento de la muestra al interior del equipo (descomposición térmica, amalgamación y AAS). Finalmente, se obtuvo el contenido de HgT en nanógramos por la interpolación de la señal analítica (absorbancia a $253,7 \text{ nm}$) medida para la muestra, frente a la curva de calibración externa construida para este propósito.

2.4 Métodos de referencia

Los métodos analíticos seleccionados (SAM) para la remediación y recuperación ambiental de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) fueron el método 7473 (SW-846) para la determinación de los compuestos de Hg (como HgT) en sólidos y soluciones por descomposición térmica, amalgamación y AAS. Los métodos analíticos seleccionados señalan que la integración de la preparación de muestras por descomposición térmica y la detección por AAS reduce el tiempo total de análisis (5-6 minutos), ya sea en el laboratorio o en el campo (Anzjøn, 2022). Asimismo, que el HgT en sólidos y soluciones, puede determinarse sin pretratamiento químico de la muestra usando este método (Método EPA 7473 (SW-846), 2007).

Para evaluar el desempeño analítico del método trabajado, se midió el contenido de HgT en los siguientes materiales de referencia certificados (MRC): DORM-4 (elaborado por el Concejo Nacional de Investigación de Canadá) y 2711a Montana II (elaborado por el Instituto Nacional de Estándares y Tecnología de EE.UU.). Se ocupó aire (de ALPHAGAZ) como gas de arrastre.

Las muestras fueron analizadas por duplicado, por lo que los resultados son el promedio de la concentración obtenida a partir de todas las determinaciones junto con su respectiva desviación estándar, como intervalo de confianza. Los resultados de las concentraciones se muestran en peso seco (p.s.)

2.5 Análisis de datos

Se realizaron análisis de las concentraciones medias de HgT en cada muestra y se compararon variables de acuerdo al orden taxonómico, lugar de procedencia de las aves, hábitat y nivel trófico de cada especie. Para evaluar las diferencias en las concentraciones de HgT entre las diferentes especies, se realizaron pruebas estadísticas y/o análisis de residuos del modelo,

verificando previamente la normalidad de los datos mediante el test de Shapiro-Wilk. Para evaluar las diferencias en las concentraciones de HgT entre las especies, se aplicaron análisis no paramétricos debido a la falta de cumplimiento de los supuestos de normalidad. Se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis, seguida de un test post-hoc de Mann-Whitney. Los resultados estadísticamente significativos se establecieron utilizando un nivel de significancia de $\alpha = 0,05$. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa IBM SPSS versión 29.0.1.0.

III. RESULTADOS

3.1 Concentración de mercurio total en aves de la Región de Valparaíso

En la Tabla 2 se presentan las concentraciones promedio de HgT expresadas en (mg/kg) peso seco (p.s.). Se detectaron diferentes niveles de mercurio total en todas las muestras. La concentración de HgT por especies varió entre 0,0254 mg/kg (tórtola) hasta 3,5 mg/kg (cormorán yeco). La especie más abundante en el muestreo fue la gaviota dominicana, especie marina que presentó en promedio una concentración de 1,5 mg/kg de HgT. En el caso de las especies acuáticas, la especie cormorán yeco obtuvo el valor de concentración de HgT más alto, arrojando una concentración de 3,5 mg/kg. En cuanto a las especies terrestres, un ejemplar de peuco presentó la concentración más alta de las aves terrestres 5,6 mg/kg, y del total de las especies muestreadas.

Las concentraciones promedio en las especies de hábitat marino fue de 1,374 mg/kg, en el caso de las especies acuáticas fue de 2,260 mg/kg y, por último, en las especies de hábitos terrestres la concentración fue de 0,529 mg/kg.

Tabla 2. Concentración de mercurio total (mg/kg p.s.) en plumas pectorales de aves de la región de Valparaíso. Los valores corresponden a la media y la desviación estándar (D.S.). N: número de muestras.

Especie	N	Mercurio total	Hábitat
		Media $\pm$ D.S.	
Gaviota dominicana	19	1,5394 $\pm$ 0,61504	Marino
Pelícano	4	1,0810 $\pm$ 0,66934	
Cormorán guanay	2	0,5362 $\pm$ 0,09023	
Gaviota garuma	1	1,4	
Pingüino de Humboldt	1	1,18	
Pingüino de Magallanes	1	0,81	
Piquero común	1	1,81	
HgT marinos	29	1,374 $\pm$ 0,626	
Cormorán yeco	1	3,5	Acuático
Huairavo	1	1,02	
HgT acuático	2	2,260 $\pm$ 1,753	
Peuco	10	0,6973 $\pm$ 1,73581	Terrestre
Tucúquere	5	0,6033 $\pm$ 0,91209	
Lechuza	2	0,1317 $\pm$ 0,09643	
Tiuque	2	0,2047 $\pm$ 0,09504	
Queltehue	1	1,4097	
Tórtola	2	0,0254 $\pm$ 0,00078	
Loica	1	0,043	
HgT terrestre	23	0,529 $\pm$ 1,221	
Total	54	1,0447 $\pm$ 1,04615	

3.2 Concentración de mercurio total en aves según clasificación taxonómica

En la evaluación taxonómica realizada, se determinó que el orden Charadriiformes presentó la concentración media más alta de mercurio, mientras que el orden Columbiforme la más baja (Tabla 3).

Tabla 3. Concentración de mercurio total (mg/kg p.s.) en plumas, según orden taxonómico.

Orden	N	Media	D.S.
Charadriiformes	21	1,526	0,584883
Pelecaniformes	5	1,068	0,580307
Suliforme	4	1,59560	1,405407
Sphenisciforme	2	0,99500	0,261630
Accipitriforme	10	0,69730	1,735808
Falconiforme	2	0,20466	0,095040
Strigiforme	7	0,46855	0,780455
Columbiforme	2	0,02541	0,000776
Passeriforme	1	0,04	0,01

De acuerdo a esta clasificación, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones de HgT entre los distintos órdenes taxonómicos de las aves muestreadas (H: 29,423; $p=0,001$). Específicamente, mediante el test post-hoc, se observaron diferencias significativas entre los órdenes Columbiformes y Charadriiformes (H: 37,190; $p=0,050$), así como entre los órdenes Accipitriformes y Charadriiformes (H: 23,290; $p=0,004$) (Figura 2).

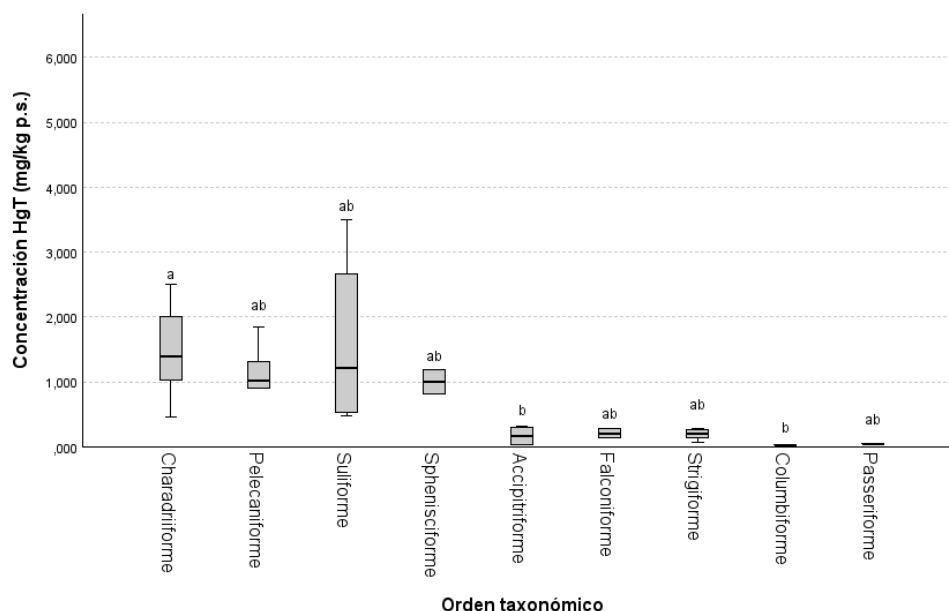


Figura 2. Concentración de mercurio total (mg/kg p.s.) en plumas de aves, según su orden taxonómico. Letras diferentes indican diferencias significativas.

3.3 Concentración de mercurio total en aves según hábitat

En la evaluación por hábitat, las especies terrestres presentaron una concentración media de 0,529 mg/kg, las especies marinas una concentración media de 1,374 mg/kg y las especies acuáticas 2,260 mg/kg.

De acuerdo a estas concentraciones de HgT, se aprecia que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las concentraciones de mercurio total y el tipo de hábitat de las aves (H: 23,777; $p=0,000$). Específicamente, mediante el test post-hoc se puede observar que las aves marinas presentaron concentraciones similares a las aves acuáticas (H: -5,129; $p=1,000$) pero significativamente mayores que las aves terrestres (H: 20,686; $p=0,000$) (Figura 3). En el caso de las aves de hábitat terrestres y acuáticas, no existen diferencias estadísticamente significativas (H: -25,815; $p=0,078$)

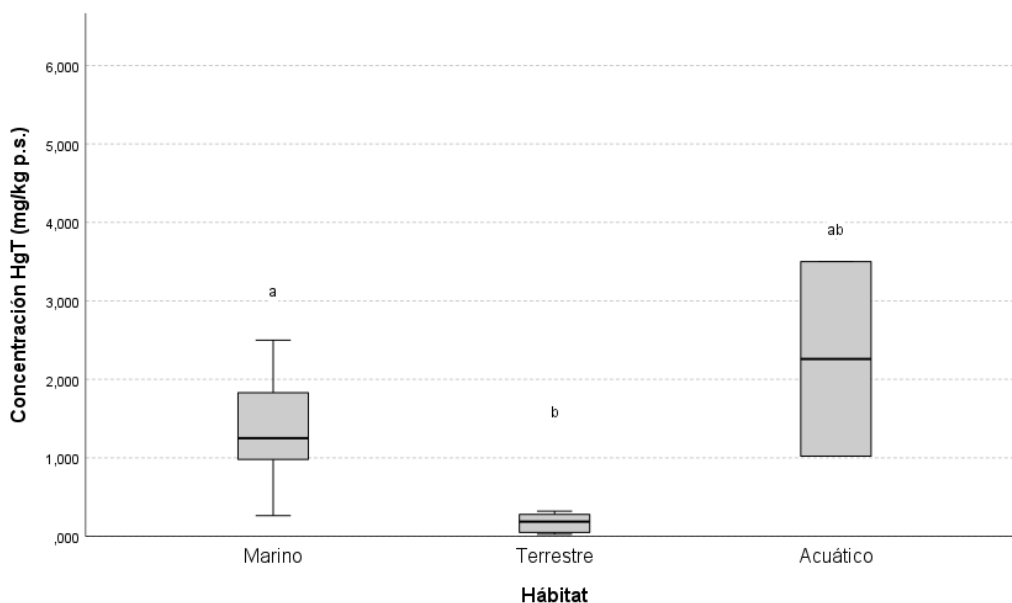


Figura 3. Comparación de las concentraciones de mercurio total (mg/kg p.s.) en plumas de aves, según tipo de hábitat. Letras diferentes indican diferencias significativas entre habitat.

3.4 Concentración de mercurio total en aves según su nivel trófico

Las especies fueron clasificadas en orden creciente de concentraciones de HgT, donde se observó que las especies piscívoras presentaron las concentraciones más elevadas $1,4311 \pm 0,719$ mg/kg, seguido de las especies insectívoras $0,726 \pm 0,966$ mg/kg y las especies carnívoras $0,561 \pm 1,318$ mg/kg, mientras que los granívoros mostraron la concentración más baja $0,025 \pm 0,001$ mg/kg. Se encontró una diferencia estadísticamente significativa en las concentraciones de mercurio total entre los diferentes niveles tróficos (H: 25,634; $p=0,001$). Específicamente, mediante el test post-hoc se observaron diferencias significativas entre los niveles tróficos de carnívoros y piscívoros (H: 20,446; $p=0,001$), así como entre granívoros y piscívoros (H: 34,952; $p=0,014$), (Figura 4).

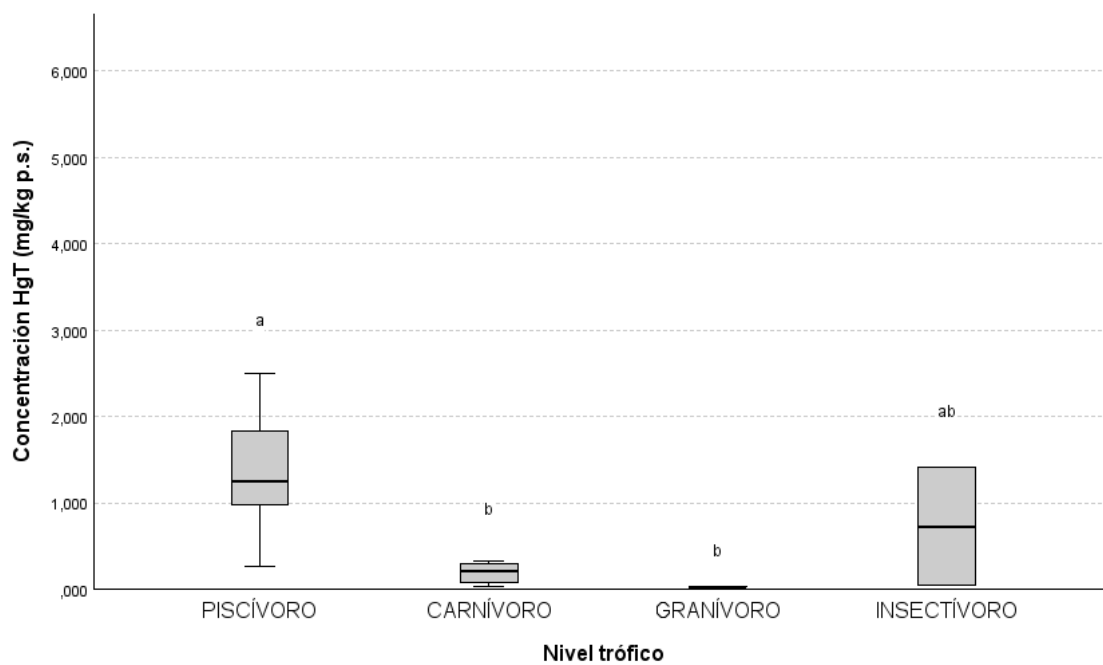


Figura 4. Comparación de las concentraciones de mercurio total (mg/kg p.s.) en aves, según su nivel trófico. Letras diferentes indican diferencias significativas entre niveles tróficos.

IV. DISCUSIÓN

4.1 Concentración de mercurio total en aves de la Región de Valparaíso

En este estudio, se encontró un rango de concentraciones de HgT que osciló entre 0,0254 en las tórtolas y 3,5 mg/kg en el caso del cormorán yeco. Llama la atención, sin embargo, que un ejemplar de peuco registró una concentración de 5,6 mg/kg, superando la concentración de todas las especies muestreadas. Se han reportado pocos estudios de concentración HgT en aves en Chile, lo que dificulta la comparación de los valores encontrados en este estudio. Particularmente, se han evaluado concentraciones de HgT en aves marino costeras del país, reportándose concentraciones de HgT entre 0,11 $\mu\text{g/g}$ en plumas de carancas (*Chloephaga hybrida*) y $7,3 \pm 0,8$ $\mu\text{g/g}$ en plumas de fardelas de Masafuera (*Pterodroma longirostris*), siendo estas especies pelágicas las que presentan las más altas concentraciones de mercurio. (Ochoa-Acuña et al, 2002). Otros estudios en el país, registran una concentración de HgT de 0,59 $\mu\text{g/g}$ (rangos 0,47-0,74 $\mu\text{g/g}$) en sangre y 2,41 $\mu\text{g/g}$ (rangos 2,17–2,68 $\mu\text{g/g}$) en plumas de pingüinos de Humboldt (Álvarez-Varas et al., 2018), y de 1,53 $\mu\text{g/g}$ (1,49–1,57 $\mu\text{g/g}$) en plumas de pingüinos de barbijo (*Pygoscelis antarcticus*) (Álvarez-Varas et al., 2018). Estudios realizados en huevos de gaviotas dominicanas de las costas de Chile, mostraron concentraciones de 0,167 $\mu\text{g/g}$ (Muñoz y Becker, 1999).

En comparación con los estudios que han investigado la concentración de mercurio en especies marino-costeras de Chile, los pingüinos de Humboldt analizados en este estudio presentan concentraciones menores, representando aproximadamente la mitad de los valores reportados por Álvarez-Varas et al. (2018). En el caso de las gaviotas dominicanas, si bien los valores de este estudio son 9 veces más elevados que los registrados por Muñoz y Becker (1999),

se debe considerar que sus valores fueron establecidos mediante el análisis de huevos, que en general, presentan menores concentraciones que en plumas de la misma especie (Burger et al., 2008; Tsipoura et al., 2011). Estas variaciones se relacionan principalmente con la ecología trófica, y el nivel de exposición al contaminante según el tipo de hábitat en que viven.

En Chile no existe una norma específica para la concentración de mercurio en aves, solo existe una norma en relación al consumo de peces, donde según el Reglamento Sanitario de los Alimentos (RSA), en el artículo 160 establece que, el límite máximo de mercurio en pescados es de 0,5 mg/kg para consumo. Además, según el Reglamento (UE) 2018/73 de la Unión Europea, el límite permisible de Hg en carne de pato (de cría y silvestre) es de 0,04 mg/kg para productos alimenticios. La mayoría de los resultados obtenidos en este estudio superan el límite permisible de la Unión Europea para productos alimenticios. Si se considera ese límite aplicable en Chile, se tiene que la única especie que muestra una concentración menor a dicho límite es la tórtola, mientras que todas las demás especies muestreadas lo superarían. La tórtola es la única especie que se utiliza para consumo humano, siendo permitida su caza por el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG, 2015). Si bien el cormorán yeco también se puede cazar, no se hace para consumo humano, y solo se puede hacer dentro de los límites urbanos de los centros poblados de las regiones XV de Arica y Parinacota a la IV Región de Coquimbo, debido a que en esas zonas se considera una especie silvestre perjudicial o dañina, para ello se debe contar con previa autorización del SAG. El resto de las especies estudiadas no tienen cuotas de caza vigentes (SAG, 2015).

Por otro lado, los niveles de HgT reportados en plumas que podrían causar efectos perjudiciales en general en las aves es de 5 - 40 mg/kg (Burger y Gochfeld, 1997). Otros autores mencionan que las concentraciones de mercurio en plumas por sobre los 5 mg/kg, ya consideran

una exposición severa y pueden generar alteraciones en la reproducción y esterilidad (Wolfe et al., 1998; Eisler, 2000), en el caso de las concentraciones en huevos, valores superiores a 0,5 µg/g pueden generar efectos embriotóxicos (Wolfe et al., 1998; Muñoz y Becker, 1999). En general, es importante destacar que los valores registrados en este estudio se sitúan por debajo de los niveles asociados a efectos adversos en aves, lo que indica que, a pesar de las concentraciones de mercurio obtenidas, estas no representan un riesgo significativo para su salud. Específicamente, exceptuando el caso del peuco, cuyas concentraciones fueron más altas, los demás resultados indican que las aves no están expuestas a niveles preocupantes de mercurio

4.2 Variabilidad de la concentración de mercurio total en aves según hábitat

De acuerdo a los promedios de concentración de HgT según hábitat, tenemos que la menor concentración se encontró en el hábitat terrestre (media = 0,529 mg/kg), seguido por el hábitat marino (media = 1,374 mg/kg), y por último el hábitat acuático (media = 2,260 mg/kg). Si bien los resultados manifiestan que las especies acuáticas tienen una mayor concentración, es importante señalar que este valor está representado por dos ejemplares (huairavo y cormorán yeco). Por tanto, si se descartan estos resultados, se tiene que en el ambiente marino las concentraciones de HgT fue casi el triple de lo que se encontró en el ambiente terrestre.

Las especies muestreadas en este estudio utilizan una amplia gama de hábitats, desde lagunas o cuerpos de agua hacia el interior como el huairavo y cormorán yeco, zona litoral hasta el océano abierto como gaviotas, cormorán guanay, piquero, pelícanos, pingüinos y zonas terrestres como peucos, lechuzas, tucúqueres, tiuques, queltehue y tórtolas, (Martínez-Piña y González-Cifuentes 2017). Al comparar estos resultados con otros estudios, ha sido posible apreciar que las aves que viven en ambientes terrestres tienen niveles de mercurio más bajos que las aves que

viven en ambientes acuáticos marinos. Por ejemplo, especies como la abubilla (*Upupa epops*), un ave terrestre, tiene concentraciones de mercurio hasta 76 veces más bajas que aves acuáticas como el ganso común (*Anser anser*) (Ahmadpour et al., 2016). Además, las aves marinas, como los albatros, pueden tener concentraciones de mercurio más altas, teniendo registros de incluso $34,60 \pm 12,50 \text{ mg/kg}$ de HgT (Bustamante et al., 2016). Estas diferencias se deben a las características del hábitat en el que viven las aves y su forma de alimentarse.

En Chile, se han realizado pocos estudios sobre la acumulación y movimiento de metales pesados en el suelo y el agua. Algunos de estos estudios indican que altos niveles de mercurio están asociados con las actividades de plantas de energía a base de carbón y otras actividades industriales en las áreas circundantes (Perez et al., 2019). Por ejemplo, se ha observado que los sedimentos en la bahía de Coronel, producto del desarrollo industrial y urbano presentan concentraciones de mercurio superiores a los niveles considerados naturales (Hidalgo, 2017). En Laguna Verde, una bahía que presenta dos centrales termoeléctricas, se encontraron concentraciones de mercurio de $20 \mu\text{g/L}$ en la capa superficial del agua y $\leq 1 \mu\text{g/L}$ en la capa profunda, por lo que estas aguas no serían aptas para el desarrollo de comunidades acuáticas o para el desarrollo de actividades pesqueras (Pavez, 2015). Por otra parte, estudios realizados en laguna La Señoraza, en Concepción, presentó valores de mercurio en la columna de agua que estuvieron por debajo del límite de detección, mientras que en el sedimento fluctuaron entre $0,130$ y $0,234 \text{ mg/kg}$. Estas concentraciones son indicativas de una moderada contaminación debido a actividades antropogénicas y la deposición atmosférica de mercurio (Badilla, 2018).

Es importante destacar que la presencia de metales disueltos en el agua no siempre se relaciona con una mayor bioacumulación de metales en los tejidos de los organismos acuáticos. La variabilidad en las concentraciones de metales pesados en los tejidos está influenciada por la

posición trófica y los hábitos alimentarios de las especies, así como por la capacidad de cada especie para bioacumular metales y las características específicas de cada metal (Ahumada, 1994). Esto significa que las concentraciones de mercurio en sedimentos y agua no son un indicador directo de la contaminación en los organismos, sino que la ecología trófica de las especies y otros factores juegan un papel importante en la acumulación y transferencia de metales en la cadena alimentaria.

Si bien las aves terrestres en general presentaron concentraciones de mercurio más bajas, es importante destacar la concentración de HgT en uno de los pocos de este estudio, ya que está por sobre la media del resto de las especies. Este hallazgo puede estar asociado directamente a la ubicación geográfica del espécimen en cuestión. El ejemplar presentó una concentración de 5,6 mg/kg de HgT y habitaba en el perímetro de las instalaciones de Codelco División Ventanas, una refinería y planta de ácido sulfúrico situada en una zona industrial de la comuna de Quintero. Esta área se ha visto afectada por diversos problemas ambientales y se considera una "zona de sacrificio" (Sturna, 2020). En este contexto, es esperable que los niveles de mercurio total en esta zona sean más elevados, ya que se ha demostrado que los niveles de Hg aumentan considerablemente en las proximidades de las actividades industriales, como la fundición local (Yin et al., 2009). Estas actividades generan una mayor carga ambiental de mercurio, lo que a su vez conduce a una mayor bioacumulación en los organismos que habitan en la zona (Durkalec et al., 2022). Es importante destacar, que la mayoría de los metaloides emitidos por las actividades industriales, como por ejemplo el mercurio, plomo, arsénico, entre otros; permanecen almacenados y prácticamente inamovibles de los ecosistemas por procesos naturales, lo que genera su acumulación y persistencia en el medio ambiente (Gayo et al., 2022). Además, estudios realizados en esta zona a lo largo del tiempo, han mostrado un aumento de los

contaminantes en sedimentos, esto debido al aumento de las emisiones antropogénicas, desde el inicio de la expansión industrial y la falta de medidas efectivas de mitigación (Gayo et al., 2022). De acuerdo a una evaluación realizada por el Ministerio del Medio Ambiente (MMA, 2021), en sedimentos superficiales en la bahía de Quintero-Puchuncaví, el mercurio presentó una concentración de $0,047 \pm 0,019 \mu\text{g/g}$, cercano a la costa, frente a instalaciones de AES Gener, Puerto Ventana y Codelco. Otro estudio realizado en suelo de áreas cercanas a Puchuncaví, mostraron que las concentraciones de mercurio de esa zona son más altas que áreas rurales, revelando niveles intermedios a altos de contaminación en la zona, lo que indica un riesgo ecológico (Bernalte et al., 2013).

Otro de los ejemplares que obtuvo una concentración más elevada que la media fue un cormorán yeco ($3,5 \text{ mg/kg}$), este resultado sugiere tener relación al hábitat, ya que esta especie se encuentra tanto en ambientes de agua dulce como marinos (Blanco et al., 2008) y su dieta se basa principalmente de peces, los que puede obtener en ambos ambientes (Martínez-Piña y González-Cifuentes, 2017). Este ejemplar habitaba en una fuente de agua al interior de la región, en la comuna de Quillota, lo que pudo generar una mayor bioacumulación de HgT, ya que se ha visto que aves piscívoras que viven en hábitats de agua dulce, tienden a presentar mayores concentraciones de mercurio en comparación con individuos de su misma especie que vivan en hábitats estuarinos o marinos cercanos (Scheuhammer et al., 2007).

En ambos casos, estos valores corresponden a un individuo de cada especie, por lo que esta información no es concluyente, sino una aproximación y posible explicación a los resultados obtenidos. Para obtener información más certera respecto a la especie y la relación de las concentraciones de mercurio respecto a su distribución, es necesario aumentar el número de muestras por especie y por sitio de estudio.

4.3 Variabilidad de la concentración de mercurio total en aves según su nivel trófico

Se encontraron diferencias en las concentraciones de HgT de acuerdo a la composición de la dieta y nivel trófico de las especies estudiadas. Es así que las especies piscívoras fueron las que presentaron las concentraciones más altas de HgT ($1,431 \pm 0,719$ mg/kg), seguido por las especies insectívoras ($0,726 \pm 0,966$ mg/kg), carnívoras ($0,561 \pm 1,318$ mg/kg) y finalmente las granívoras ($0,025 \pm 0,001$ mg/kg). En el caso de las especies piscívoras, los rangos de concentración oscilaron entre $0,5362 \pm 0,090$ mg/kg (cormorán guanay) y 3,5 mg/kg (cormorán yeco). Al comparar con estudios realizados en especies de distinto nivel trófico y con características similares a las de este estudio, los resultados coinciden en que estas especies piscívoras presentan concentraciones más elevadas que los demás niveles tróficos (Aazami et al., 2011; Le Croizier et al., 2022; Sepúlveda y González-Acuña, 2014; Mashroofeh et al., 2015; Ackerman et al., 2016; Quadri-Adroque et al., 2022). Las diferencias de concentración de HgT con el resto de las especies, se puede explicar, ya que, en los organismos acuáticos y marinos como los peces, el Hg ingresa y comienza un proceso de metabolización intracelular que impide su fácil eliminación (Vargas-Licona y Marrugo-Negrete, 2019), por lo que se comienza a bioacumular y de acuerdo a los hábitos alimenticios de los distintos organismos, se inicia el proceso de biomagnificación (Borga et al., 2006; Ackerman et al., 2016). Las especies marinas, suelen ocupar posiciones tróficas más altas, por lo que están expuestas a una mayor bioacumulación de mercurio a lo largo de la cadena trófica. Esta mayor exposición ocurre principalmente por las condiciones biogeoquímicas que presentan los ambientes acuáticos para la metilación del Hg, con respecto a ambientes terrestres (Ullrich et al., 2001).

Entre las aves piscívoras, es posible encontrar variaciones en la concentraciones de HgT, lo que puede ser explicado por las diversas elecciones de especies presa que tiene cada especie, si bien su dieta principal se basa en peces, algunas especies como las gaviotas, se pueden adaptar y explorar fácilmente otros nichos de dieta, consumiendo incluso carroña o alimentos en basurales (Martínez-Piña y González-Cifuentes, 2017), asimismo, especies como el huairavo o el yeco, se mueven entre ambientes acuáticos, pudiendo adaptarse a la disponibilidad de las presas en el ambiente en que habitan (Martínez-Piña y González-Cifuentes, 2017) y con ello recibir distintas concentraciones de mercurio a través de la dieta.

En el caso de las especies carnívoras, los rangos de concentración de HgT oscilaron entre $0,1317 \pm 0,9643$ (lechuzas) y $0,6973 \pm 1,7358$ (peucos), aunque dentro de estas concentraciones esta la excepción del ejemplar de peuco que salió de la media (5,6 mg/kg). Al comparar estos resultados, con otros estudios que analizan la concentración de HgT en especies de diferentes niveles tróficos, se observó que las especies carnívoras tienen un nivel trófico superior y que presentaban concentraciones más altas de mercurio. Sin embargo, cuando se incluían en los estudios las especies piscívoras, estas últimas mostraban una mayor concentración de mercurio en comparación con las especies carnívoras (Burger y Gochfeld, 2001; Durmus, 2018; Ackerman et al., 2016). A pesar de que las especies carnívoras tienen niveles tróficos altos, en general las concentraciones son menores que en las especies piscívoras, debido a que en el ecosistema terrestre la deposición de mercurio atmosférico es menor y también la biodisponibilidad de este metal es más baja que en ecosistemas acuáticos (Gworek et al., 2020).

Al comparar entre las especies carnívoras, se puede apreciar que existen variaciones en las concentraciones de HgT, esto puede estar aparentemente condicionado por diversos factores, como por ejemplo el hábito de búsqueda de alimento (Evers et al., 2012), puesto que los búhos

en general tienen hábitos más bien nocturnos, en comparación a otras especies como peucos o halcones que tienen hábitos diurnos (Muñoz-Pedreros et al., 2004), pese a esto, aún se desconoce si esta diferencia en el comportamiento contribuye a la mayor o menor bioacumulación de Hg en estas especies (Lodenius y Solonen, 2013), otra explicación a estas variaciones puede ser en relación a la composición específica de la dieta, pero para ello se sugiere que en estudios futuros se complemente la investigación con análisis más exhaustivos, como por ejemplo la utilización de isótopos estables, para comprender la transferencia de mercurio a lo largo de la cadena alimentaria y determinar en qué niveles tróficos se acumula.

En el caso de las especies insectívoras, las concentraciones de HgT oscilaron entre 0,043 mg/kg en Loica (*Leistes loyca*) y 1,4097 mg/kg en el queltehue (*Vanellus vanellus*). De acuerdo a la evidencia, las aves que se alimentan principalmente de invertebrados están expuestas a mayores concentraciones de mercurio en sus tejidos incluso que aves piscívoras del mismo ecosistema (Evers et al., 2005), esto ocurre debido a que las especies presas como insectos y artrópodos, pueden presentar altas concentraciones de mercurio según el medio en el que habiten (Luo et al., 2020). Existen algunos registros en que insectos acuáticos acumulan metales pesados en proporción a la concentración de metales en el agua. (Nehring, 1976). En el caso del queltehue, es una especie que se alimenta principalmente de larvas de insectos y en menor medida por arácnidos. (Gantz et al., 2009). En este caso en particular, este ejemplar provenía de un humedal, siendo estos ambientes muy propicios para la producción y bioacumulación de MeHg (Buelvas-Soto 2022), lo que podría explicar que haya tenido una concentración mayor que las especies carnívoras. Además, se debe tener presente que este nivel trófico solo está representado por 2 individuos, uno de cada especie, por lo que solo nos permite obtener una aproximación a las concentraciones en este grupo.

La principal ruta de exposición al mercurio en los vertebrados es a través de la alimentación, especialmente de presas contaminadas. Las especies granívoras se alimentan principalmente de semillas, granos y frutas (Martínez-Piña y González-Cifuentes, 2017), los cuales tienden a tener una menor probabilidad de estar contaminados con mercurio en comparación con organismos acuáticos o carnívoros que consumen presas que pueden haber bioacumulado el metal a lo largo de la cadena alimentaria (Zolfaghari et al., 2007).

Estos resultados coinciden con los de Ackerman et al. (2019), quienes encontraron que los niveles más altos de Hg se pueden encontrar en especies de aves que tienen una dieta basada en animales, en comparación a aquellas que tienen dietas herbívoras.

Las especies granívoras generalmente se encuentran en niveles tróficos inferiores, lo que implica que están más alejadas de las fuentes de mercurio en comparación con los consumidores superiores, por lo que, a medida que el mercurio se mueve a través de la cadena alimentaria, tiende a acumularse y aumentar en concentración a medida que se transfiere de presa a depredador (Dauwe et al., 2000; Zolfaghari et al., 2009). Por lo tanto, las especies granívoras que se encuentran en niveles tróficos más bajos tienen menos oportunidades de acumular altas concentraciones de mercurio (Bajracharya et al., 2022; Abassi et al., 2015). Otro factor influyente en las concentraciones de mercurio, asociado a la ecología trófica de estas especies y el ambiente en que viven, es que se espera que aquellas que se alimentan en ambientes urbanizados, estén expuestas a mayores concentraciones de mercurio, sin embargo, se requiere más investigación para comprender completamente la relación entre el entorno rural y urbano y las concentraciones de mercurio en estas aves (Bajracharya et al., 2022) En general, el mercurio se bioacumula a lo largo del gradiente de la cadena alimentaria y sus niveles aumentan con el aumento del nivel trófico (Kidd et al., 2012).

4.4 Variabilidad de la concentración de mercurio total en aves según taxonomía

Al analizar las concentraciones de mercurio total (HgT) en las plumas de aves de diferentes grupos taxonómicos, se observó que las concentraciones más altas se encontraron en los cormoranes y piqueros (Suliformes), seguidos por las gaviotas y queltehues (Charadriiformes), los pingüinos (Sphenisciformes), los peucos (Accipitriformes), los búhos (Strigiformes), los tiuques (Falconiformes) y, por último, con una menor concentración, las tórtolas (Columbiformes). Aunque las concentraciones más altas se registraron en el orden Suliformes, las diferencias estadísticamente significativas se observaron entre los órdenes Charadriiformes-Accipitriformes y Charadriiformes-Columbiformes.

Estas diferencias entre los grupos taxonómicos, se puede asociar a factores como el nivel trófico, es decir, según el tipo de presa que consumen pueden presentar mayores o menores niveles de concentración de mercurio, y también, puede haber factores relacionados al hábitat, ya que en ambientes acuáticos se describe una mayor concentración de este metal (Mashroofeh et al., 2015; Zolfaghari et al., 2007).

En el caso de los Suliformes, cormoranes y piqueros son especies especialistas tróficas, por lo que se alimentan exclusivamente de peces (Muñoz-gil et al., 2012), debido a esto, presentan mayores concentraciones de mercurio. Los Charadriiformes, al ser aves que se encuentran en zonas costeras, sus presas pueden presentar una mayor concentración de Hg debido a las características biogeoquímicas que presentan estos ambientes, al existir una mayor metilación del mercurio, puede existir una mayor bioacumulación entre las especies presa (Ullrich et al., 2001). Los Accipitriformes, tienden a ocupar hábitats terrestres y aéreos, en comparación con especies acuáticas, pueden presentar menores concentraciones de mercurio, sin embargo, esta

concentración puede aumentar en la medida que consuman presas con un mayor nivel trófico, incluso otras aves (Zolfaghari et al., 2007). Por último, los Columbiformes, se denominan consumidores primarios, por lo que en general, la bioacumulación de mercurio en estos grupos es menor (Skibniewska y Skibniewski, 2023).

Existen otros factores asociados a la afiliación taxonómica que pueden influenciar las diferencias en las concentraciones de mercurio en aves, tales como el tamaño, peso corporal, sexo, edad, metabolismo de absorción y excreción del mercurio, etc., que no fueron abordadas en este estudio. Sería interesante que futuras investigaciones pudieran incorporar estas variables, ya que se ha visto en algunas especies, que los machos pueden presentar mayores concentraciones que las hembras, puesto que las hembras pueden eliminar este metal a través de la postura de huevos (Gochfeld et al., 1996; Pan et al., 2008), también se ha visto que individuos juveniles presentan menores concentraciones de mercurio que los adultos, debido a presentar un menor tiempo de bioacumulación (Kenou et al., 2019); entre otros. Se podría incluir además los patrones de muda de las distintas especies, ya que diversos autores han informado acerca de la variación en la concentración de mercurio y otros metales en las diferentes plumas (Furness et al., 1986; Martínez et al., 2012; Roque et al., 2015 y en su secuencia de muda (Dauwe et al. 2003).

En general, los resultados de este estudio indican que tanto el hábitat como el nivel trófico de las especies afecta las concentraciones de mercurio total en sus plumas. hallazgos respaldan la idea de que la dieta y el hábitat desempeñan un papel crucial en la acumulación de mercurio en las aves.

4.5 Recomendaciones para estudios futuros

Se espera en el futuro realizar un muestreo sistemático, que permita obtener resultados más representativos, por lo que se recomienda aumentar la diversidad y el número de muestras por especie, lo que permitirá una mejor comprensión de las concentraciones de mercurio entre los distintos grupos taxonómicos y hábitats. Además, incorporar muestras de sangre para obtener información reciente de las concentraciones de HgT en las distintas especies. Asimismo, incluir otros análisis como muestras de suelo y agua para poder identificar las fuentes contaminantes y comprender de mejor forma la transferencia de este contaminante a lo largo de las tramas tróficas; por último, complementar con isótopos estables para identificar las fuentes locales de contaminación y evaluar los niveles tróficos en los que se acumula el mercurio. Incluir también análisis de las presas. Si bien los niveles de mercurio total encontrados en nuestras muestras no superaron los umbrales críticos, es fundamental seguir monitoreando y evaluando regularmente las concentraciones de mercurio en las aves, especialmente en aquellas especies con mayores concentraciones y que habitan en áreas sensibles o cercanas a “zonas de sacrificio”. Todo lo anterior nos permitirá obtener datos más completos acerca de la contaminación ambiental y el posible impacto en la salud de las poblaciones de aves.

V. CONCLUSIONES

- Se logró identificar las especies de aves con mayores concentraciones de mercurio total.
- Se observaron diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones de mercurio entre los diferentes grupos taxonómicos, niveles tróficos y hábitats.
- El orden Charadriiformes presentó las concentraciones más altas de mercurio, mientras que el orden Columbiforme mostró las concentraciones más bajas.
- Las aves marinas presentaron concentraciones de mercurio significativamente más altas que las aves terrestres, mientras que las aves acuáticas mostraron concentraciones intermedias.
- Las especies piscívoras que habitan en ambientes marinos o acuáticos mostraron las concentraciones más altas de mercurio, mientras que las especies granívoras (herbívoras) presentaron las concentraciones más bajas.
- En general, se registraron concentraciones por debajo de los rangos identificados como causantes de cambios de comportamiento o alteraciones reproductivas, excepto por la concentración en un ejemplar de peuco, que obtuvo una concentración de 5,6 mg/kg.

De acuerdo a lo anterior, se acepta la hipótesis, puesto que aves de niveles tróficos superiores presentaron una mayor concentración de HgT en su organismo. Asimismo, las aves acuáticas mostraron concentraciones mayores de HgT que las aves terrestres.

VI. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aazami, J., Esmaili-Sari, A., Bahramifar, N., Ghasempouri, M., & Savabieasfahani, M. 2011.** Mercury in Liver, Kidney, Feather and Muscle of Seabirds from Major Wetlands of the Caspian Sea, Iran. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86(6), 657–661. doi:10.1007/s00128-011-0271-6
- Abbasi, N. A., Jaspers, V. L. B., Chaudhry, M. J. I., Ali, S., & Malik, R. N. 2015.** Influence of taxa, trophic level, and location on bioaccumulation of toxic metals in bird's feathers: a preliminary biomonitoring study using multiple bird species from Pakistan. *Chemosphere*, 120, 527–537. <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.054>>
- Ackerman, J. T., Hartman, C. A., & Herzog, M. P. 2019.** Mercury contamination in resident and migrant songbirds and potential effects on body condition. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 246, 797–810. <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.060>>
- Ackerman, J.T., C.A. Eagles-Smith, M.P. Herzog, C.A. Hartman, S.H. Peterson, D.C. Evers, A.K. Jackson, J.E. Elliott, S.S. Vander Pol and C.E. Bryan, 2016.** Avian mercury exposure and toxicological risk across western North America: A synthesis. *Science of the Total Environment*, 568:749-769.
- Ahmadpour, M., Lan-Hai, L., Ahmadpour, M., Hoseini, S. H., Mashrofeh, A., & Binkowski, L. J. 2016.** Mercury concentration in the feathers of birds from various trophic levels in Fereydunkenar International wetland (Iran). *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(12), 666. <<https://doi.org/10.1007/s10661-016-5671-y>>

Ahumada R. 1994. Nivel de concentración e índice de bioacumulacion para metales pesados (Cd, Cr, Hg, Ni, Cu, Pb y Zn) en tejidos de invertebrados bénticos de Bahía San Vicente, Chile. *Revista Biología Marina, Valparaíso* 29(1): 77-87.

Albers, P. H., Koterba, M. T., Rossmann, R., Link, W. A., French, J. B., Bennett, R. S., & Bauer, W. C. 2007. Effects of methylmercury on reproduction in American kestrels. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(9), 1856–1866. <<https://doi.org/10.1897/06-592R.1>>

Álvarez-Varas, R., Morales-Moraga, D., González-Acuña, D., A Klarian S. y A. Vianna J. 2018. Mercury Exposure in Humboldt (*Spheniscus humboldti*) and Chinstrap (*Pygoscelis antarcticus*) Penguins Throughout the Chilean Coast and Antarctica. *Arch Environ Contam Toxicol* 75, 75–86 <<https://doi.org/10.1007/s00244-018-0529-7>>

AMAP/UN Environment, 2019. Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2018. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway/UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch, Geneva, Switzerland. viii + 426 pp including E-Annexes.

ANÓNIMO IARC. 2012. Monographs on the evaluation of carcinogen risks to humans. Arsenic, Metals, Fibres and Dusts. A review of human carcinogens. Volumen 100 C. International Agency for Research on Cancer, IARC, Lyon, France.

ATSDR. 1999. Toxicological Profile for Cadmio Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

ATSDR. 1999. Toxicological profile for mercury (update). Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

ATSDR. 2012. Toxicological profile for chromium. Place Published: Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Available at <<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp7.pdf>>

Badilla C. 2018. Evaluación del grado de contaminación con mercurio (hg) en laguna la señoraza: agua, sedimentos y biota. Tesis pregrado. Facultad de ciencias ambientales. Ingeniería ambiental. Universidad de Concepción. 93 pp.

Bajracharya, S. S., Zahor, D. L., Glynn, K. J., Gratz, L. E., & Cornelius, J. M. 2022. Feather mercury concentrations in omnivorous and granivorous terrestrial songbirds in Southeast Michigan. *Ecotoxicology* (London, England), 31(5), 797–807. <<https://doi.org/10.1007/s10646-022-02545-3>>

Becker Peter H., 2003. Biomonitoring with birds. *Capther* 19 Págs. 677-736 en: B. A. Markert, A. M. Breure & H. G. Zechmeister (eds). *Bioindicators and biomonitors*. Kidlington, Oxford, Inglaterra.

Beckers, F., Rinklebe, J., 2017. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47:9, 693-794, <DOI: 10.1080/10643389.2017.1326277.>

Bennett, R.S., French, J.B., Rossmann, R., Haebler, R., 2009. Dietary toxicity and tissue accumulation of methylmercury in American kestrels. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 56, 149–156. <<http://dx.doi.org/10.1007/s00244-008-9168-8>>

Bernalte, E., Salmanighabeshi, S., Rueda-Holgado, F., Palomo-Marín, M. R., Marín-Sánchez, C., Cereceda-Balic, F., & Pinilla-Gil, E. 2015. Mercury pollution assessment in soils affected by industrial emissions using miniaturized ultrasonic probe extraction and ICP-MS. *International Journal of Environmental Science and Technology: IJEST*, 12(3), 817–826. <<https://doi.org/10.1007/s13762-013-0461-3>>

- Bhatnagar, M. K., Vrablic, O. E., & Yamashiro, S. 1982.** Ultrastructural alterations of the liver of Pekin ducks fed methyl mercury-containing diets. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 10(6), 981–1003. <<https://doi.org/10.1080/15287398209530311>>
- Blanco, D.E.; Blagún, R. & López-Lanus, B. 2008.** Neotropic Cormorant in South America fact sheet Wetland International for the Global Avian Influenza Network for Surveillance/WCS/USAID
- Borgå, K., Campbell, L., Gabrielsen, G. W., Norstrom, R. J., Muir, D. C. G., & Fisk, A. T. 2006.** Regional and species specific bioaccumulation of major and trace elements in Arctic seabirds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(11), 2927–2936. <<https://doi.org/10.1897/05-574r1.1>>
- Bottini, C. L. J., MacDougall-Shackleton, S. A., Branfireun, B. A., & Hobson, K. A. 2021.** Feathers accurately reflect blood mercury at time of feather growth in a songbird. *The Science of the Total Environment*, 775(145739), 145739. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145739>>
- Bowles, K. C., Apte, S. C., Maher, W. A., Kawei, M., and Smith, R., 2001.** Bioaccumulation and biomagnification of mercury in Lake Murray, Papua New Guinea, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58, 888–897.
- Buelvas-Soto, J., Marrugo-Madrid, S., & Marrugo-Negrete, J. 2022.** Bioacumulación de mercurio y plomo en el pato *Dendrocygna autumnalis* en la subregión de la Mojana, Colombia. *Revista MVZ Cordoba*, 27(1), e2337. <<https://doi.org/10.21897/rmvz.2337>>
- Burger J, Gochfeld M, 1997.** Risk, mercury levels, and birds: relating adverse laboratory effects to field biomonitoring. *Environmental Research* 75:160–172

- Burger, J., & Gochfeld, M. 2001.** Metal levels in feathers of cormorants, flamingos and gulls from the coast of Namibia in southern Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, 69(2), 195–203. <<https://doi.org/10.1023/a:1010710108434>>
- Burger, J., & Gochfeld, M. 2004.** Marine birds as sentinels of environmental pollution. *EcoHealth*, 263–274. <<https://doi.org/10.1007/s10393-004-0096-4>>
- Burger, J., Gochfeld, M., Sullivan, K., Irons, D., & McKnight, A. 2008.** Arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury, and selenium in feathers of Black-legged Kittiwake (*Rissa tridactyla*) and Black Oystercatcher (*Haematopus bachmani*) from Prince William Sound, Alaska. *The Science of the Total Environment*, 398(1–3), 20–25. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.051>>
- Bustamante, P., Carravieri, A., Goutte, A., Barbraud, C., Delord, K., Chastel, O., Weimerskirch, H., & Cherel, Y. 2016.** High feather mercury concentrations in the wandering albatross are related to sex, breeding status and trophic ecology with no demographic consequences. *Environmental Research*, 144(Pt A), 1–10. <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.10.024>>
- Campbell, LM., Norstrom, RJ., Hobson KA., Muir, DCG., Backus, S., Fisk, AT., Mercury. 2005.** and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). *Sci Total Environ* 351:247–263
- Cifuentes, J. M., Becker, P. H., Sommer, U., Pacheco, P., & Schlatter, R. 2003.** Seabird eggs as bioindicators of chemical contamination in Chile. *Environmental Pollution*, 126, 123–137.
- Cristol, D.A., Brasso, R.L., Condon, A.M., Fovargue, R.E., Friedman, S.L., Hallinger, K.K., Monroe, A.P., White, A.E., 2008.** The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. *Science* 320, 335. <<http://dx.doi.org/10.1126/science.1154082>>

Custer, C.M., Custer, T.W., Hill, E.F., 2007. Mercury exposure and effects on cavity-nesting birds from the Carson River. Nevada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 52, 129–136. <<http://dx.doi.org/10.1007/s00244-006-0103-6>>

Chandrasekaran, B., Dahiya, N. R., Tyagi, A., Kolluru, V., Saran, U., Baby, B. V., Damodaran, C. 2020. Chronic exposure to cadmium induces a malignant transformation of benign prostate epithelial cells. Oncogenesis, 9(2). <[doi:10.1038/s41389-020-0202-7](https://doi.org/10.1038/s41389-020-0202-7)>

Dauwe T, Bervoets L, Pinxten R, Blust R, Eens M. 2003. Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey: effects of molt and external contamination. Environmental Pollution 124:429–36.

Dauwe T., Bervoets L., Blust R., Pinxten R., Eens M. 2000. Can excrement and feathers of nestling songbirds be used as Biomonitors for heavy metal pollution? Archives of Environmental contamination and toxicology 39, 541-546. <<https://doi.org/10.1007/s002440010138>>

de Almeida Rodrigues, P., Ferrari, R.G., dos Santos, L.N., Conte Junior, C.A., 2019. Mercury in aquatic fauna contamination: A systematic review on its dynamics and potential health risks. Journal of Environmental Sciences (China). DOI: <<http://dx.doi.org/10.15446/abc.v24n2.74128>>

Durkalec, M., Martínez-Haro, M., Nawrocka, A., Pareja-Carrera, J., Smits, J. E. G., & Mateo, R. 2022. Factors influencing lead, mercury and other trace element exposure in birds from metal mining areas. Environmental Research, 212(PtD), 113575. <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113575>>

Durmus, A. 2018. The Mercury (Hg) Concentrations in Feathers of Wild Birds. Applied Ecology Environmental. Res.16, 29732981 <https://doi.org/10.15666/aeer/1603_29732981>

- Eagles-Smith, C. A., Ackerman, J. T., De La Cruz, S. E. W., & Takekawa, J. Y. 2009.** Mercury bioaccumulation and risk to three waterbird foraging guilds is influenced by foraging ecology and breeding stage. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 157(7), 1993–2002. <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.030>>
- Eisler R. 2000.** Handbook of Chemical Risk Assessment. CRC Press. <<https://doi.org/10.1201/9781420032741>>
- Espín Silvia, Martínez-López Emma, Gómez-Ramírez Pilar, María-Mojica Pedro, García-Fernandez Antonio J. 2012.** Razorbills (*Alca torda*) as bioindicators of mercury pollution in the southwestern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 64; 2461-2470.
- Estrada-Guerrero Diana María y Soler-Tovar Diego. 2014.** Birds as bioindicators of heavy metal contamination in wetlands. *Ornitología Colombiana* 14: 145-160.
- Evers, D. C., Burgess, N. M., Champoux, L., Hoskins, B., Major, A., Goodale, W. M., Taylor, R. J., Poppenga, R., & Daigle, T. 2005.** Patterns and interpretation of mercury exposure in freshwater avian communities in northeastern north America. *Ecotoxicology* (London, England), 14(1–2), 193–221. <<https://doi.org/10.1007/s10646-004-6269-7>>
- Ferrer, A. 2003.** Intoxicación por metales. *Anales del Sistema Sanitario de Navarra*, 26(Supl. 1), 141-153. Recuperado en 31 de mayo de 2023, de <http://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S113766272003000200008&lng=es&tlng=es>
- Franceschini, M.D., Lane, O.P., Evers, D.C., Reed, J.M., Hoskins, B., Romero, L.M., 2009.** The corticosterone stress response and mercury contamination in free-living tree swallows, *Tachycineta bicolor*. *Ecotoxicology* 18, 514–521. <<http://dx.doi.org/10.1007/s10646-009-03092>>

- Furness, R.W., Muirhead, S.J., Woodburn, M., 1986.** Using bird feathers to measure mercury in the environment: relationships between mercury content and moult. *Marine Pollution Bulletin* 17, 27–30.
- Gantz A, S Sade & J Rau. 2009.** Winter diet and feeding preferences of the southern lapwing (*Vanellus chilensis*, Molina 1782) in pastures of southern Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 15(2): 87-93.
- García-Fernández, A.J., 2014.** Avian ecotoxicology. In: Wexler, P. (Ed.), *Encyclopedia of Toxicology* 2, 3rd edition Elsevier Inc., Academic Press, pp. 289–294.
- Gayo, E. M., Muñoz, A. A., Maldonado, A., Lavergne, C., Francois, J. P., Rodríguez, D., Klock-Barría, K., Sheppard, P. R., Aguilera-Betti, I., Alonso-Hernández, C., Mena-Carrasco, M., Urquiza, A., & Gallardo, L. 2022.** A cross-cutting approach for relating anthropocene, environmental injustice and sacrifice zones. *Earth's Future*, 10(4). <<https://doi.org/10.1029/2021ef002217>>
- Gnamus, A., Byrne, A. R., & Horvat, M. 2000.** Mercury in the soil–plant–deer–predator food chain of a temperate forest in Slovenia. *Environmental Science & Technology*, 34, 3337–3345.
- Gochfeld M, Belant JL, Shukla T, Benson T, Burger J. 1996** Heavy metals in laughing gulls: gender, age and tissue differences. *Environmental Toxicology Chemistry* 15:2275–2283.
- Gray, J. 2002.** Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin* 45: 46-52
- Gworek Barbara, Dmuchowski Wojciech and Baczewska-Dąbrowska Aneta H. 2020.** Mercury in the terrestrial environment: a review. *Environmental Science Europe* 32:128.

Hidalgo M. 2017. Evaluación temporal del contenido de metales pesados en sedimentos de la bahía de Coronel, Chile. Tesis pregrado. Facultad de ciencias naturales y oceanográficas, Universidad de Concepción. 56pp.

Jackson, A. K., Evers, D. C., Etterson, M. A., Condon, A. M., Folsom, S. B., Detweiler, J., Schmerfeld, J., & Cristol, D. A. 2011. Mercury exposure affects the reproductive success of a free-living terrestrial songbird, the Carolina Wren (*Thryothorus ludovicianus*). *The Auk*, 128(4), 759–769. <<https://doi.org/10.1525/auk.2011.11106>>

Kenow KP, Houdek SC, Fara LJ, Erickson RA, Gray BR, Harrison TJ, Monson BA, Henderson CL. 2019. Patterns of mercury and selenium exposure in minnesota common loons. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2019 Mar;38(3):524-532. <doi: 10.1002/etc.4331>

Kidd, K., Clayden, M., & Jardine, T. 2011. Bioaccumulation and Biomagnification of Mercury through Food Webs. *Environmental Chemistry and Toxicology of Mercury*, 453–499. <doi:10.1002/9781118146644.ch14.>

Kidd, K.A., Muir, D.C.G., Evans, M.S., Wang, X., Whittle, M., Swanson, H.K., Johnston, T., Guildford, S., 2012. Biomagnification of mercury through lake trout (*Salvelinus namaycush*) food webs of lakes with different physical, chemical and biological characteristics. *Sci. Total Environmental*. 438, 135–143. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.057>>

Le Croizier, G., Point, D., Renedo, M., Munaron, J.-M., Espinoza, P., Amezcua-Martinez, F., Lanco Bertrand, S., & Lorrain, A. 2022. Mercury concentrations, biomagnification and isotopic discrimination factors in two seabird species from the Humboldt Current ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, 177(113481) <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113481>>

- Li, P., Feng, X. B., Qiu, G. L., Shang, L. H., & Li, Z. G. 2009.** Mercury pollution in Asia: a review of the contaminated sites. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2–3), 591–601. <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.031>>
- Lodenius, M., & Solonen, T. 2013.** The use of feathers of birds of prey as indicators of metal pollution. *Ecotoxicology* (London, England), 22(9), 1319–1334. <<https://doi.org/10.1007/s10646-013-1128-z>>
- Luo, K., Xu, Z., Wang, X., Quan, R.-C., Lu, Z., Bi, W., Zhao, H., & Qiu, G. 2020.** Terrestrial methylmercury bioaccumulation in a pine forest food chain revealed by live nest videography observations and nitrogen isotopes. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 263(114530) <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114530>>
- Ma, Y., Hobson, K. A., Kardynal, K. J., Guglielmo, C. G., & Branfireun, B. A. 2021.** Inferring spatial patterns of mercury exposure in migratory boreal songbirds: Combining feather mercury and stable isotope ($\delta^2\text{H}$) measurements. *The Science of the Total Environment*, 762(143109), 143109. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143109>
- Martínez Piña, D. y González Cifuentes, G. 2017.** Aves de Chile. Santiago, Chile: Ediciones del Naturalista.
- Martínez, A., Crespo, D., Fernández, J. Á., Aboal, J. R., & Carballeira, A. 2012.** Selection of flight feathers from *Buteo buteo* and *Accipiter gentilis* for use in biomonitoring heavy metal contamination. *The Science of the Total Environment*, 425, 254–261. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.017>
- Martínez, A., Crespo, D., Fernández, J. Á., Aboal, J. R., & Carballeira, A. 2012.** Selection of flight feathers from *Buteo buteo* and *Accipiter gentilis* for use in biomonitoring heavy metal

contamination. The Science of the Total Environment, 425, 254–261.
<<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.017>>

Mashroofeh, A., Bakhtiari, A. R., Ghobeishavi, A., Ahmadpour, M., Asadi, A., Ahmadpour, M., Hosseini, S. H., Eskandari, T., & Burger, J. 2015. Mercury levels in avian feathers from different trophic levels of eight families collected from the northern region of Iran. Environmental Monitoring and Assessment, 187(5), 275. <<https://doi.org/10.1007/s10661-015-4482-x>>

McGrew, A. K., Ballweber, L. R., Moses, S. K., Stricker, C. A., Beckmen, K. B., Salman, M. D., & O'Hara, T. M. 2014. Mercury in gray wolves (*Canis lupus*) in Alaska: increased exposure through consumption of marine prey. The Science of the Total Environment, 468–469, 609–613. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.045>>

Moore, C.S., Cristol, D.A., Maddux, S.L., Varian-Ramos, C.W., Bradley, E.L., 2014. Lifelong exposure to methylmercury disrupts stress-induced corticosterone response in zebra finches (*Taeniopygia guttata*). Environ. Toxicol. Chem. 33, 1072–1076. <<http://dx.doi.org/10.1002/etc.2521>>

Morel Francoise M.M., Kraepiel Anne M.L., Amyot Marc. 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. Annual Review of Ecology and Systematics. 29, 543-566.

Muñoz, J., & Becker, P. H. 1999. The Kelp Gull as bioindicator of environmental chemicals in the Magellan region. A comparison with other coastal sites in Chile. Scientia marina, 63(S1), 495–502.< <https://doi.org/10.3989/scimar.1999.63s1495>>

Muñoz-Gil, J., Marín-Espinoza, G., Andrade-Vigo, J., Zavala, R., & Mata, A. 2013. Trophic position of the Neotropic Cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*): integrating diet and stable

isotope analysis. *Journal of Ornithology*, 154(1), 13–18. <<https://doi.org/10.1007/s10336-012-0863-x>>

Muñoz-Pedreros, Rau J. y Yañez J. 2004. Aves Rapaces de Chile. Valdivia, Chile: CEA Ediciones, p. 505-520, 2019

Nam, D.-H., Anan, Y., Ikemoto, T., Okabe, Y., Kim, E.-Y., Subramanian, A., Saeki, K., & Tanabe, S. 2005. Specific accumulation of 20 trace elements in great cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from Japan. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 134(3), 503–514. <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.09.003>>

Nehring, R. B. 1976. Aquatic insects as biological monitors of heavy metal pollution. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 15(2), 147–154. <<https://doi.org/10.1007/bf01685153>>

Nellie Tsipoura, Joanna Burger, Michael Newhouse, Christian Jeitner, Michael Gochfeld, David Mizrahi, Lead, mercury, cadmium, chromium, and arsenic levels in eggs, feathers, and tissues of Canada geese of the New Jersey Meadowlands. 2011. *Environmental Research*, Volume 111, Issue 6, Pages 775-784, ISSN 0013-9351, <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.05.013>>

Nriagu, J. O. 1989. A Global Assessment of Natural Sources of Atmospheric Trace Metal. *Nature*, 338, 47-49. <<https://doi.org/10.1038/338047a0>>

Ochoa-acuna, H., Sepulveda, M.S., Gross, T.S., 2002. Mercury in feathers from Chilean birds: influence of location, feeding strategy, and taxonomic affiliation. *Mar. Pollution. Bulletin*. 44, 340–349.

Pan C, Zheng G, Zhang Y. 2008. Concentrations of metals in liver, muscle and feathers of tree sparrow: age, inter-clutch variability, gender, and species differences. *Bull Environmental Contamination Toxicology* 81:558–560

Parra E. 2014. Aves silvestres como bioindicadores de contaminación ambiental y metales pesados. *Revista CES Salud Pública* 5(1): 59-69

Pavez, J. 2015. Contenido de metales pesados en la columna de agua y sedimentos en la bahía Laguna Verde, Valparaíso, Chile. Tesis pregrado. Facultad de ciencias del mar y geografía. Escuela de ciencias del mar. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. 83pp.

Pérez, P. A., Hintelmann, H., Lobos, G., & Bravo, M. A. 2019. Mercury and methylmercury levels in soils associated with coal-fired power plants in central-northern Chile. *Chemosphere*, 237(124535), 124535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124535>

Poma, Pedro A. 2008. Intoxicación por plomo en humanos. *Anales de la Facultad de Medicina*, 69(2), 120-126. Recuperado en 30 de mayo de 2023, de <http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1025-55832008000200011&lng=es&tlng=es>

Quadri-Adrogué, A., Gómez-Ramírez, P., García-Fernández, A. J., García, G. O., Seco-Pon, J. P., & Miglioranza, K. S. B. 2022. Feather mercury levels in beached Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) in northern Argentina during the non-breeding season. *Environmental Science and Pollution Research International*, 29(17), 24793–24801. <<https://doi.org/10.1007/s11356-021-17539-7>>

Reglamento (CE) N° 1831/2006 de la Comisión de 19 de diciembre de 2006 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. *Diario oficial de la Unión Europea*

Reglamento Sanitario de los Alimentos, Decreto Supremo 977/96.

Reyes, Y.C., Vergara, I., Torres, O.E., Díaz-Lagos, M., & González, E.E. 2016. Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Revista Ingeniería Investigación y Desarrollo*, 16 (2), pp. 66-77. <<http://dx.doi.org/10.1080/20016491089226>>

Rizvi, A., Zaidi, A., Ameen, F., Ahmed, B., AlKahtani, M. D. F., & Khan, M. S. 2020. Heavy metal induced stress on wheat: phytotoxicity and microbiological management. *RSC Advances*, 10(63), 38379–38403. <https://doi.org/10.1039/d0ra05610c>

Roque, I., Lourenço, R., Marques, A., Coelho, J. P., Coelho, C., Pereira, E., Roulin, A. 2015. Barn owl feathers as biomonitors of mercury: sources of variation in sampling procedures. *Ecotoxicology*, 25(3), 469–480. <[doi:10.1007/s10646-015-1604-8](https://doi.org/10.1007/s10646-015-1604-8)>

SAG (Servicio Agrícola y Ganadero) 2015. La ley de caza y su reglamento. Santiago: División de Protección de los Recursos Naturales Renovables, SAG.

Sánchez-Virosta, P., Espín, S., García-Fernández, A. J., & Eeva, T. 2015. A review on exposure and effects of arsenic in passerine birds. *The Science of the Total Environment*, 512–513, 506–525. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.069>>

Scheuhammer, A. M., Meyer, M. W., Sandheinrich, M. B., & Murray, M. W. 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio*, 36(1), 12–18. <[https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36)>

Seewagen, C. L. 2020. The threat of global mercury pollution to bird migration: potential mechanisms and current evidence. *Ecotoxicology (London, England)*, 29(8), 1254–1267. <<https://doi.org/10.1007/s10646-018-1971-z>>

Selin, N.E., 2009. Global biogeochemical cycling of mercury: A review. *Annual Review of Environment and Resources* 34, 43–63.

Sepúlveda, M, & Gonzalez-Acuña, D. 2014. Comparison of heavy metals from resident *Larus dominicanus* and migratory *Leucophaeus pipixcan* collected in Talcahuano, Chile. *Archivos de medicina veterinaria*, 46(2), 299-304. <<https://dx.doi.org/10.4067/S0301-732X2014000200016>>

Skibniewska, E. M., & Skibniewski, M. 2023. The total mercury concentration in organs of Eurasian magpies (*pica pica*) and common woodpigeons (*Columba palumbus*) from the Warsaw municipal area. *Animals: An Open Access Journal from MDPI*, 13(4). <<https://doi.org/10.3390/ani13040575>>

Spalding, MG., Frederick, PC., McGill, HC., Bouton, SN., Richey, LJ., Schumacher IM., Blackmore, CG., Harrison, J. 2000. Histologic, neurologic, and immunologic effects of methylmercury in captive great egrets. *J Wildl Dis.* Jul;36(3):423-35. <[doi:10.7589/0090-3558-36.3.423](https://doi.org/10.7589/0090-3558-36.3.423)>

Sturna, Gino. 2020. Smelting and Refining Copper in Chile: The Importance of Local Pollutants.

Tartu, S., Angelier, F., Wingfield, J.C., Bustamante, P., Labadie, P., Budzinski, H., Weimerskirch, H., Bustnes, J.O., Chaste I.O., 2015. Corticosterone, prolactin and egg neglect behavior in relation to mercury and legacy POPs in a long-lived Antarctic bird. *Sci. Total Environmental* 505, 180–188. <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.008>>

Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. 2012. Heavy Metal Toxicity and the Environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*, 133–164. <[doi:10.1007/978-3-7643-8340-4_6](https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6)>

- Thompson, C. M., Proctor, D. M., Haws, L. C., Hébert, C. D., Grimes, S. D., Shertzer, H. G., Harris, M. A. 2011.** Investigation of the Mode of Action Underlying the Tumorigenic Response Induced in B6C3F1 Mice Exposed Orally to Hexavalent Chromium. *Toxicological Sciences*, 123(1), 58–70. <doi:10.1093/toxsci/kfr164>
- Tolins, M., Ruchirawat, M., & Landrigan, P. 2014.** The Developmental Neurotoxicity of Arsenic: Cognitive and Behavioral Consequences of Early Life Exposure. *Annals of Global Health*, 80(4), 303. <doi:10.1016/j.aogh.2014.09.005>
- Ullrich, S.M., Tanton, T.W., Abdrashitova, S.A., 2001.** Mercury in the aquatic environment: a review of factors affectingmethylation. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 31, 241–293.
- Vargas-Licona SP, Marrugo-Negrete JL. 2019.** Mercurio, metilmercurio y otros metales pesados en peces de Colombia: riesgo por ingesta. *Acta biología. Colombia* 24(2):232-242.
- Wiener, J., Krabbenhoft, D. P., Heinz, G., & Sheuhammer, A. 2003.** Ecotoxicology of mercury. In D. J. Hoffman (Ed.), *Handbook of ecotoxicology* (2nd ed., pp. 407–461). Boca Raton: CRC Press
- Wolfe, M. F., Schwarzbach, S., & Sulaiman, R. A. 1998.** Effects of mercury on wildlife: A comprehensive review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(2), 146–160. <https://doi.org/10.1002/etc.5620170203>
- World Health Organization, International Atomic Energy Agency & amp; Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1996.** Trace elements in human nutrition and health. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/37931>
- Yin, X., Yao, C., Song, J., Li, Z., Zhang, C., Qian, W., Luo, Y. 2009.** Mercury contamination in vicinity of secondary copper smelters in Fuyang, Zhejiang Province, China: Levels and

contamination in topsoils. *Environmental Pollution*, 157(6), 1787–1793.
<doi:10.1016/j.envpol.2009.02.018>

Zolfaghari, G., Esmaili-Sari, A., Ghasempour, S.M., Baydokhti, R.R., Kiabi, B.H., 2009. A multispecies-monitoring study about bioaccumulation of mercury in Iranian birds (Khuzestan to Persian Gulf): Effect of taxonomic affiliation and trophic level. *Environ. Res.* 109, 830–836.

Zolfaghari, G., Esmaili-Sari, A., Ghasempouri, S. M., & Kiabi, B. H. 2007. Examination of mercury concentration in the feathers of 18 species of birds in southwest Iran. *Environmental Research*, 104(2), 258–265. <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.12.002>>