Universidad del Mar
Campus Puerto Escondido

Biomonitoreo de elementos traza en plumas de *Ardea ibis*, *Nannopterum brasilianum* y *Ardea alba* del parque nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México

TESIS

Que para obtener el grado de

Maestra en Ciencias: Manejo de Fauna Silvestre

Presenta

Bióloga Abigail Santos Canseco

Director

Dr. Juan Manuel Villa Hernández

Co-Director

Dr. César Paúl Ley Quiñónez

Puerto Escondido, Oaxaca, 2025

No quiero admitir que soy mala en algo, hasta haberlo intentado lo suficiente. Solo porque soy mala ahora, no significa que seguiré siéndolo en el futuro.

Anónimo

DEDICATORIA

"Biyubí ca bacaanda' stílu'"

A mis padres, Florentina Canseco Martínez y Saul Santos Antonio†, por permitirme siempre perseguir mis sueños y apoyarme incondicionalmente en todas las circunstancias, a pesar de las dificultades. Este trabajo está dedicado a ustedes; aunque uno de los dos no pudo ver su culminación, sé que me cuida y me guía desde donde se encuentre.

A mis hermanos, Brenda y Saul, por siempre apoyarme, compartir conmigo cada logro y por recordarme siempre que todo es posible.

A mi querido Miguel A., mi compañero de vida, por estar siempre a mi lado y motivarme a dar lo mejor de mí en todo momento.

A todos aquellos que lean este escrito, espero que la información aquí presentada les sea de utilidad en el futuro y los motive a complementar y enriquecer lo plasmado aquí.

Y Finalmente, a mí, por el esfuerzo, la dedicación y la perseverancia demostrados desde el inicio en todos los ámbitos.

AGRADECIMIENTOS

Al posgrado de Maestría en Ciencias: Manejo de Fauna Silvestre de la Universidad del Mar campus Puerto Escondido, Oaxaca, por ser un bonito lugar para estar, contar con las instalaciones para el desarrollo del proyecto y brindarme la formación profesional.

Al Instituto Politécnico Nacional (IPN), particularmente al laboratorio de Vida Silvestre y Enfermedades Emergentes del CIIDIR-SINALOA. Por aceptar mi estancia profesional y facilitarme las instalaciones necesarias para el desarrollo de este proyecto.

Al Consejo Nacional de Humanidades Ciencias y Tecnología (CONAHCYT) por la beca No.1250101 que me permitió realizar mis estudios de Maestría.

A las autoridades de la CONANP del parque nacional Lagunas de Chacahua, así como a las comunidades de La Isla, La Grúa y Zapotalito, y a la SEMARNAT (09/ks-0425/03/23) por los permisos otorgados para la realización de los muestreos y colectas.

A la organización de IDEA-WILD por su donación de equipo, fundamental para el desarrollo de este proyecto.

Al Dr. Miguel Ángel De Labra Hernández, al Dr. César Paúl Ley Quiñónez y al Dr. Juan Manuel Villa Hernández, por ser excelentes personas y directores. Su valiosa enseñanza, las innumerables horas extras dedicadas y su constante apoyo en la dirección de este trabajo han sido clave para su culminación. Espero de corazón que se sientan orgullosos de este logro.

A los miembros del comité y revisores, al Dr. Roberto López Pozos, a la Dra. María Luisa Leal Acosta y la Dra. Susana García Ortega, por sus valiosas observaciones y comentarios acertados que contribuyeron significativamente a mejorar y enriquecer esta investigación.

A nuestro guía, Hermes Arellanes Martínez, por su invaluable apoyo en los recorridos entre los manglares y las extensas lagunas, además de compartirnos su vasto conocimiento sobre las poblaciones de aves del parque. Extiendo mi agradecimiento a su familia, quienes nos recibieron con calidez y nos hicieron sentir como un miembro más en sus hogares.

A mis amigos Misael, Daniel Peralta y Leslie A. Santiago, quienes, a pesar del hambre, el sueño, las mordeduras de terminas, el excremento de aves, el calor y el frío, me brindaron su apoyo incondicional durante el trabajo de campo. También a Valeria Vecchi, por su ayuda, compañía y las agradables conversaciones en el laboratorio.

Y finalmente, a mis queridas amigas Ariana Palestina, Nanaxhi Zarate, Esmeralda Florean y Dioselina Díaz, cada una con su personalidad única. Sin ustedes, la maestría no habría sido la misma. Gracias por todos los momentos compartidos y por compartir.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL ..... **V**

GLOSARIO ..... **VIII**

ACRÓNIMOS ..... **X**

ÍNDICE DE TABLAS ..... **XI**

ÍNDICE DE FIGURAS ..... **XII**

RESUMEN ..... **XIII**

ABSTRACT ..... **XIV**

1. INTRODUCCIÓN **1**

2. MARCO CONCEPTUAL **4**

2.1. Propiedades de los elementos traza 4

2.2. Biomonitoreo de elementos traza en aves 6

2.3. Efecto de los elementos traza en las aves 7

2.4. Niveles de elementos traza reportados en *Ardea alba, Ardea ibis y Nannopterum brasilianum* a nivel mundial. 11

2.5. Los humedales y su importancia 13

2.6. Parque nacional Lagunas de Chacahua 14

3. ANTECEDENTES **16**

3.1. Estudios de elementos traza en aves acuáticas en el mundo 16

3.2. Estudios de elementos traza en aves acuáticas en México 19

3.3. Estudios de elementos traza en el parque nacional Lagunas de Chacahua 21

4. ESPECIES DE ESTUDIO **24**

4.1. Garza ganadera 24

4.2. Cormorán o pato buzo 25

4.3. Garza grande o blanca 26

5. JUSTIFICACIÓN 27

6. HIPÓTESIS 28

7. OBJETIVOS 28

7.1. General 28

7.2. Específicos 28

8. ÁREA DE ESTUDIO 29

8.1. Clima 30

8.2. Hidrología 30

8.3. Sistema lagunar 30

8.4. Vegetación 31

8.5. Avifauna 31

9. MATERIALES Y MÉTODOS 32

9.1. Premuestreo 32

9.2. Muestreos y captura de individuos 32

9.3. Colecta de plumas 32

9.4. Preparación de muestras 33

9.5. Preparación y digestión de muestras 33

9.6. Determinación de elementos traza y control de calidad 34

9.7. Análisis estadísticos 35

10. RESULTADOS 36

11. DISCUSIÓN 39

12. CONCLUSIONES 50

13. REFERENCIAS 51

14. ANEXO I 65

15. ANEXO II 66

16. ANEXO III 67

17. ANEXO IV 68

18. ANEXO V 69

19. ANEXO VI 70

GLOSARIO

Actividad antropogénica: acción o intervención realizada por los seres humanos que tiene un efecto en el medio ambiente.

Bioacumulación: proceso mediante el cual los organismos absorben ciertos contaminantes a través de la respiración, alimentos o la piel, y se almacenan en ciertos tejidos u órganos más rápido de lo que se metabolizan o excretan a lo largo del tiempo.

Bioconcentración: acumulación de un compuesto en un tejido específico del organismo.

Biodisponibilidad: capacidad de ciertos elementos o compuestos de quedar disponibles en el ambiente para su uso o almacenamiento en los tejidos del organismo.

Bioindicador: organismo o grupo de organismos que por sus características cuantitativas y cualitativas permite evaluar el estado de salud de un ecosistema.

Biomagnificación: Es causada por la bioacumulación de un contaminante hacia los niveles tróficos más altos. Condición de un organismo a presentar concentraciones elevadas de contaminantes en comparación con la fuente proveniente.

Biomonitoreo: método que permite evaluar la presencia o los niveles de compuestos y sustancias en los ecosistemas o en organismo bioindicador.

Contaminación: Presencia de un compuesto o sustancia en el ambiente que, por su composición química o concentración, provocan efectos adversos o indeseables en los ecosistemas.

Contaminante: compuesto o sustancia introducida en el ambiente que causa daños o alteraciones negativas a los ecosistemas, a la salud humana o al medio ambiente.

Efecto letal: exposición o cantidad de una sustancia, compuesto a agente que provoca la muerte de un organismo

Efectos subletal: efecto de una sustancia, compuesto o agente en un organismo que puede provocar alteraciones en su salud.

Elemento traza: u oligoelementos que desempeñan un papel fisiológico en los organismos o presentan toxicidad potencial, suelen encontrarse en cantidades inferiores a 250 mg/g en los tejidos corporales, alimentos o el agua o estar presentes en la Tierra en concentraciones < 0.0001%.

Escorrentía: movimiento del agua que se produce por la superficie o por debajo de la tierra.

Especie centinela: organismo que, por sus características biológicas y ecológicas, acumula sustancias o compuestos, lo que permite detectar y monitorear la salud del medio ambiente. Ejemplos: aves y tortugas marinas.

Fungicida: sustancia química utilizada para prevenir, controlar y/o eliminar hongos.

Herbicida: producto químico diseñado para controlar y/o eliminar plantas no deseadas.

Lixiviación: fenómeno de desplazamiento de sustancias solubles como arcilla, sales, o contaminantes debido al movimiento del agua en el suelo.

Órgano blanco: también conocido como órgano diana, parte específica de un organismo (órgano, tejido o célula) donde una sustancia, hormona o compuesto ejerce su efecto principal, ya que posee los receptores necesarios para reconocer y responder a la señal química.

Pluma: estructura queratinizada que forma parte del sistema integumentario de las aves.

Población: grupo de individuos u organismos de la misma especie que habitan, interaccionan y se reproducen en un área determinada, dejando descendencia fértil.

Red trófica: proceso de transferencia de energía alimenticia entre los diferentes organismos de en un ecosistema, en el que un organismo consumo a otro y, a su vez, es el alimento del siguiente.

ACRÓNIMOS

AICA: Área de Importancia para la Conservación de las Aves.

ALA-D: *Delta-Aminolevulinic Acid Dehydratase.*

ANP: Área Natural Protegida.

CONANP: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

EPA: *Environmental Protection Agency.*

ET: Elementos Traza.

FDA: *Food and Drugs Administration.*

ICP-OES: *Inductively Coupled Plasma in Optical Emission Spectroscopy.*

LPC: Límite Practico de Cuantificación

MRC: Material de Referencia Certificado

OMS: Organización Mundial de la Salud.

PNLCH: Parque Nacional Lagunas de Chacahua.

R: Coeficiente de correlación

RAMSAR: humedal de importancia internacional.

RHTMP: Región Hidrológica Terrestre y Marina Prioritaria.

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Niveles de elementos traza reportados en *Ardea alba, Ardea ibis y Nannopterum brasilianum* a nivel mundial. 12

Tabla 2. Concentraciones de elementos traza en plumas de tres especies de aves acuáticas en el parque nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México. 36

Tabla 3. Correlaciones de elementos traza en plumas de tres especies de aves acuáticas en el parque nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México. 37

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Garza ganadera (*Ardea ibis*) en temporada reproductiva.....24

Figura 2. Cormorán o pato buzo (*Nannopterum brasilianum*).....25

Figura 3. Garza grande o blanca (*Ardea alba*). 26

Figura 4. Ubicación del parque nacional Lagunas de Chacahua y sitios de muestreo: (1) el embarcadero Zapotalito, (2) Las Piñuelas, (3) Isla de Las Garzas 1, (4) Isla de las Garzas 2, (5) Laguna Palmarito y (6) palmarito. 29

Figura 5. Concentración (μg/g) de elementos traza registrados en plumas de *Ardea alba*, *Ardea ibis* y *Nannopterum brasilianum*, del PNLCH, Oaxaca, México. Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD: $p < 0.05$). 38

RESUMEN

El parque nacional Lagunas de Chacahua (PNLCH), es un Área Importante para la Conservación de las Aves, así como sitio RAMSAR. El parque enfrenta problemas de contaminación ambiental que pueden repercutir en la salud de los organismos. Entre los contaminantes, los elementos traza (ET) también conocidos como oligoelementos, tienen la capacidad de acumularse en los organismos a través de la red trófica y provocar desequilibrios ecológicos. En este estudio se evaluó la bioacumulación de ET mediante el análisis de plumas pectorales y primarias de *Ardea ibis, Nannopterum brasilianum* y *Ardea alba*, aves acuáticas residentes del PNLCH. Durante marzo a junio del 2023, mediante el método de captura directa, red de aro y encandilamiento, se capturaron 57 individuos adultos, 17 *A. ibis*, 20 *N. brasilianum* y 20 *A. alba*. Por individuo se colectaron 10 plumas pectorales y dos primarias. La concentración de ET se realizó mediante espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente. Se determinaron seis ET (zinc, cobre, plomo, cadmio, arsénico y mercurio). La distribución de las concentraciones de los ET fue: *A. ibis* Zn>Cu>Pb>Hg>As>Cd; *N. brasilianum* y *A. alba* Zn>Cu>Pb>Cd>As>Hg respectivamente. *Ardea ibis* presentó la mayor concentración de Pb, Cd, As y Hg en comparación con las otras dos especies. Además, ocurrió correlación positiva entre Hg - Cd y negativa entre Pb - Zn para *N. brasilianum*. En general, las concentraciones de los ET en las plumas de las tres especies de aves acuáticas del PNLCH, se encuentran dentro de los rangos que no afectan su fisiología. Por lo tanto y hasta el momento no representan un riesgo para la salud de estas poblaciones y pueden ser consideradas como comunes en estas especies.

Palabras claves: aves acuáticas, contaminación, espectrometría de emisión óptica, oligoelementos, sistema lagunar.

ABSTRACT

The Lagunas de Chacahua National Park (PNLCH) is an important area for the conservation of birds, as well as a RAMSAR site. The PNLCH faces environmental pollution problems that can impact the health of organisms. Among the pollutants, trace elements (TE), also known as oligoelements, could accumulate in organisms through the food web and cause ecological imbalances. The present study aimed to assess the bioaccumulation of TE by analyzing the pectoral and primary feathers of *Ardea ibis*, *Nannopterum brasilianum*, and *Ardea alba*, the resident waterbirds of the PNLCH. From March to June 2023, by direct capture method, ring net dazzling techniques, 57 adult individuals were captured, 17 *A. ibis*, 20 *N. brasilianum* and 20 *A. alba*. For each individual, 10 pectoral feathers and two primary feathers were collected. The concentration of TE in the feathers was analyzed using inductively coupled plasma optical emission spectrometry. The presence of six TE (zinc, copper, lead, cadmium, arsenic, and mercury). The distribution of TE's concentrations was: *A. ibis* Zn>Cu>Pb>Hg>As>Cd; *N. brasilianum* and *A. alba* Zn>Cu>Pb>Cd>As>Hg respectively. *Ardea ibis* presented the highest concentration of Pb, Cd, As, and Hg compared to the other two species. Furthermore, a positive correlation occurred between Hg – Cd and negative correlation between Pb - Zn in *N. brasilianum*. In general, the TE's concentrations in feathers of the three species of waterbirds of the PNLCH were within the ranges that do not affect their physiology. Therefore, these TE do not currently constitute a risk to the health of waterbird populations at the PNLCH and can be considered common in these species.

Key words Oligoelements, optical emission spectrometry pollution, water birds, wetland

1. INTRODUCCIÓN

Los humedales son ecosistemas claves por mantener y conservar la biodiversidad, además regulan el ciclo del agua y del carbono, entre otros ciclos biogeoquímicos. A su vez, actúan como receptores finales de contaminantes tóxicos provenientes de descargas de aguas residuales, escorrentías agrícolas y lixiviados urbanos (Solgi *et al*., 2020). Entre estos contaminantes se encuentran los elementos traza (ET) u oligoelementos que, al acumularse y persistir en el ambiente, pueden provocar desequilibrios ecológicos y alteraciones en la salud pública (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Pabón *et al*., 2020; Varagiya *et al*., 2022).

De acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés: *USA Environmental Protection Agency*), los ET son considerados contaminantes prioritarios, entre los que destacan el mercurio (Hg), cadmio (Cd), cromo (Cr), plomo (Pb), cobre (Cu), níquel (Ni) y zinc (Zn), además de metaloides como el arsénico (As) y selenio (Se) (Varagiya *et al*., 2022).

Algunos de los elementos antes mencionados son considerados no esenciales o tóxicos por ser innecesarios para el funcionamiento de los organismos y por su potencial daño a la salud e incluso pueden causar la muerte respectivamente (*vgr*. As y Pb). Por otra parte, los elementos esenciales, son aquellos que cumplen funciones metabólicas claves en los organismos (*vgr*. Se y Cu). Sin embargo, en concentraciones elevadas pueden generar efectos negativos (Soto-Jiménez 2011; Pabón *et al*., 2020).

El biomonitoreo de los ET se realiza por diversos propósitos. Por ejemplo, para medir su concentración, evaluar los efectos en las especies, incluido el ser humano (bioacumulación) y finalmente para comprender las fuentes que los generan (biomagnificación) (Riper y Lester 2016; Liu *et al*., 2019).

El biomonitoreo de ET se realiza mediante el estudio de organismos bioindicadores (González *et al*., 2018). Estos organismos deben cumplir con ciertas características específicas, como ser residentes, abundantes, de amplia distribución, encontrarse en el tope de la cadena trófica, de biología conocida y presentar sensibilidad a los contaminantes presentes en el ambiente (Parra 2014; Solgi *et al*., 2020).

Diversos estudios consideran a las aves acuáticas como excelentes bioindicadores de contaminación ambiental por cumplir con las características antes mencionadas, como lo sugieren Estrada-Guerrero y Soler-Tovar (2014), Parra (2014), González *et al*. (2018), Solgi *et al*. (2020) y Varagiya *et al*. (2022).Durante las últimas décadas, la bioacumulación de ET en las aves acuáticas se ha analizado mediante el estudio de las plumas; que es un método poco invasivo que no implica sacrificar a las aves (González *et al*., 2018; Solgi *et al*., 2020; Ahsan *et al*., 2021; Ghahraman y Kooshafar 2021; Buelvas-Soto *et al*., 2022; Varagiya *et al*., 2022).

La bioacumulación de ET en las plumas ocurre cuando los contaminantes que circulan en el torrente sanguíneo del ave se unen a la queratina de las plumas. Una vez que la pluma deja de crecer es sellada y ya no tiene interacción con la fisiología del ave, permitiendo reflejar los contaminantes acumulados durante el crecimiento o muda (Vizuete *et al*., 2018; Liu *et al*., 2019; Zaman *et al*., 2022).

Investigaciones relacionadas con el biomonitoreo de ET en aves acuáticas reportan cambios en la concentración entre gremios con mayor acumulación en especies piscívoras (Egwumah *et al*., 2017). Además, los estudios reportan diferencias entre especies, así como entre juveniles y adultos (He *et al*., 2019). Por otra parte, se resalta la importancia de estudiar la bioacumulación en aves acuáticas residentes, debido a que la exposición de los contaminantes en aves migratorias estaría en función de sus patrones de migración y no a la

exposición local (González *et al*., 2018; Solgi *et al*., 2020; Ghahraman y Kooshafar 2021; Buelvas-Soto *et al*., 2022).

En México, uno de los humedales de mayor importancia por su riqueza en aves acuáticas, es el parque nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México (PNLCH) (Bojorges-Baños 2011; CONANP 2014). Sin embargo, el crecimiento poblacional, el avance tecnológico y la industrialización son factores claves que contribuyen al aumento de la contaminación ambiental, particularmente de los ET (Arroyo 2021).

Dentro del PNLCH, se han realizado estudios que analizan la presencia de ET en los lechos de los ríos Verde y San Francisco, el sistema lagunar Chacahua-Pastoría, así como en organismos bentónicos que reveló niveles que pueden provocar efectos letales o subletales en los organismos, principalmente de elementos como el plomo, cobre y mercurio (Arcega 2001; Mendoza *et al*., 2015; Arroyo 2021). Por lo tanto, el presente estudio tiene como propósito evaluar la contaminación por ET en tres especies de aves acuáticas residentes del PNLCH mediante el análisis de plumas, con el fin de conocer el estado de salud de las poblaciones de aves acuáticas.

2. MARCO CONCEPTUAL

2.1. Propiedades de los elementos traza

De acuerdo con Marcovecchio *et al*. (2013), los elementos traza u oligoelementos se caracterizan por estar presentes en la Tierra en concentraciones < 0.0001%. Pombo *et al*. (2001) considera que los ET suelen encontrarse en cantidades inferiores a 250 mg/g en tejidos corporales, alimentos o el agua. En geoquímica, los ET presentan concentraciones inferiores al 0.1% en la corteza terrestre y, en niveles fisiológicos adecuados, pueden ser esenciales para los organismos. En ocasiones el término "metales pesados" se usa como sinónimo de ET, aunque, este último término depende de factores como la densidad (*vgr.* > 4 g/cm^3 o ≥ 5 g/cm^3), número atómico (*vgr.* > 20) y peso atómico (*vgr.* metales con un peso atómico alto ó masa atómica alta). En Oceanografía Química, los metales pesados quedan incluidos entre los elementos traza dada sus concentraciones muy bajas en el agua y ambiente" (Marcovecchio *et al*., 2013). Los ET esenciales se encuentran asociados a metaloenzimas y metaloproteínas, que en bajas concentraciones cumplen funciones bioquímicas y metabólicas en los seres vivos, y son considerados como elementos traza (Hazrat *et al*., 2019; Sun *et al*., 2022; Varagiya *et al*., 2022). Con base en lo descrito anteriormente, en esta investigación se utilizará el término "elementos traza", los cuales se clasifican en esenciales y no esenciales, aunque la composición de cada grupo varía según diferentes autores (Anexo I) (Marcovecchio *et al*., 2013; Hazrat *et al*., 2019; Sun *et al*., 2022).

Es importante considerar que los ET esenciales cuentan con tres niveles de actividad biológica: 1) concentraciones necesarias para el crecimiento y desarrollo, 2) cifras de almacenamiento (homeostáticas) y 3) concentraciones tóxicas (Zavala 2021). No obstante, a dosis elevadas tienden a generar signos de toxicidad (expresando la acción toxicológica del elemento), produciendo enfermedades o en casos más severos, la muerte (Alarcón-Corredor

2009; Zoroddu *et al*., 2019). Sin embargo, estos elementos pueden ser esenciales para un grupo determinado de organismos, pero no serlo para otro. Es así como las interacciones de los ET con los diferentes organismos se vuelven complejas (Hazrat *et al*., 2019; Zoroddu *et al*., 2019). Entre estos se encuentran: cromo (Cr), cobre (Cu), flúor (F), yodo (I), hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), selenio (Se), vanadio (Va), zinc (Zn), níquel (Ni), silicio (Si), arsénico (As) y estaño (Sn). Otros elementos que se pueden clasificar dentro de este grupo son: bario (Ba), boro (B), bromo (Br) y estroncio (Sr) (Anexo I) (Alarcón-Corredor 2009; Sun *et al*., 2022).

Por otro lado, los ET no esenciales y metaloides son elementos tóxicos no necesarios para el funcionamiento de los organismos que pueden causar diversas enfermedades e incluso la muerte (Hazrat *et al*., 2019; Rai *et al*., 2019). En este grupo se encuentran: aluminio (Al), mercurio (Hg), plomo (Pb), antimonio (Sb), germanio (Ge), rubidio (Rb), plata (Ag), oro (Au), bismuto (Bi), titanio (Ti) y circonio (Zr). Algunos de estos elementos son transportados y distribuidos a los ecosistemas a través del suelo, agua y aire hasta incorporarse en la red trófica (productores primarios, consumidores, entre otros) (Pérez *et al*., 2013; Londoño *et al*., 2016). Una vez incorporados en los organismos, mimetizan el funcionamiento de un ET esencial, logrando acumularse en órganos "blanco"; por ejemplo, el Pb se mimetiza como elemento esencial cuando existe deficiencia de Ca y al no ser degradados o expulsados del organismo en lapsos cortos, tienden a bioacumularse y generar enfermedades e incluso, la muerte (Hazrat *et al*., 2019; Zavala 2021).

Los ET se encuentran en el planeta desde su formación, tienen un origen natural y son propios del ambiente. No obstante, también se generan por fuentes antrópicas, por ejemplo, actividades industriales, mineras, agrícolas, entre otras (Hazrat *et al*., 2019; He *et al*., 2019). Además, factores como el efecto invernadero, el cambio climático y la disminución de

recursos naturales, aumentan la concentración de estos contaminantes en la naturaleza (Londoño *et al*., 2016). Consecuentemente, a través de los procesos de bioacumulación, bioconcentración y biomagnificación, se afecta a toda la red trófica y finalmente a los humanos (Hazrat *et al*., 2019; Rai *et al*., 2019; Zavala 2021).

2.2. Biomonitoreo de elementos traza en aves

El biomonitoreo permite evaluar el estado de los ecosistemas a través del tiempo, con la finalidad de conocer el nivel de contaminación (oligoelementos), su repercusión en la calidad del agua, la salud de la fauna silvestre y la pública (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Solgi *et al*., 2020). Para evaluar la calidad del hábitat, es fundamental llevar a cabo estudios en organismos bioindicadores, cuyas características permiten analizar cuantitativa y cualitativamente el estado del ambiente (Ley-Quiñónez 2014; Pabón *et al*., 2020; Varagiya *et al*., 2022).

En particular, las aves acuáticas son considerados excelentes bioindicadores de un ecosistema por ser especies "centinelas", ubicarse en el tope de la red trófica, ser abundantes, de amplia distribución y presentar susceptibilidad a la exposición de ET a través del alimento, agua y el aire (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Parra 2014; González *et al*., 2018; Solgi *et al*., 2020; Varagiya *et al*., 2022).

Además, existe amplia información sobre la reproducción, alimentación, distribución geográfica, requerimientos ecológicos y fisiológicos, atributos que les permite constituirse como bioindicadores ideales (Solgi *et al*., 2020; Varagiya *et al*., 2022). Por ello, las aves acuáticas se consideran indicadores cualitativos (problemas reproductivos, adelgazamiento del cascarón de huevos, muerte, entre otros) y cuantitativos de ET que permiten exponer el

daño generado a un ecosistema o en una población de aves (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Rodríguez 2021).

Los ET tienen afinidades por diferentes tejidos, por lo cual, la elección del tejido en el biomonitoreo se encuentra en función de la especie de ave, la edad, el sexo, la posición en la red trófica, el periodo de colecta de la muestra y el tipo de ecosistema (He *et al*., 2019; Canova *et al*., 2020; Varagiya *et al*., 2022; Zaman *et al*., 2022). En las últimas décadas, las plumas se han utilizado para evaluar la bioacumulación de ET, técnica poco invasiva que no requiere el sacrificio de las aves (González *et al*., 2018; Solgi *et al*., 2020; Ahsan *et al*., 2021; Ghahraman y Kooshafar 2021; Buelvas-Soto *et al*., 2022; Varagiya *et al*., 2022).

2.3. Efecto de los elementos traza en las aves

Los ET no solo afectan el equilibrio de los ecosistemas, sino también el bienestar de la fauna silvestre en general, así como la del humano (Ferrer 2003; Mora *et al*., 2021). Por consiguiente, identificar a organismos bioindicadores del ambiente permite detectar cuantitativa y cualitativamente el estado de este (Egwumah *et al*., 2017). Algunos estudios sugieren que las aves acuáticas tienen la capacidad de bioacumular ciertos oligoelementos que se encuentran biodisponibles en el ambiente (Zavala 2021; Buelvas-Soto *et al*., 2022).

Los efectos de los ET pueden ser analizados a través de procesos como la "bioconcentración" y la "bioacumulación". La bioconcentración implica la acumulación de un compuesto en un tejido específico u organismo, y es más significativo en especies situadas en los últimos eslabones de una red trófica (Rodríguez 2021; Zavala 2021). Por su parte, la bioacumulación, implica la acumulación de ET en diversos tejidos a lo largo del tiempo, intensificándose cuando los ET se almacenan en los órganos blanco más rápido de lo que son metabolizados o excretados (Hazrat *et al*., 2019; Rodríguez 2021).

Estos contaminantes son transferidos entre los eslabones de las redes tróficas, presentándose diversos riesgos en el organismo (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Varagiya *et al*., 2022). Proceso que puede ser analizado por medio de la biomagnificación, que se define como la condición de un organismo a presentar concentraciones elevadas de contaminantes en comparación con la fuente proveniente (Varagiya *et al*., 2022).

Existen ET que pueden o no cumplir alguna función metabólica en el organismo. Por ejemplo, en las aves se han estudiado al Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Fe y As, siendo el Hg, Pb y Cd los más estudiados, principalmente por ser tóxicos, no esenciales para funcionamiento de los organismos y por ejercer efectos nocivos sobre las especies, llegando incluso a ser letales (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Rodríguez 2021). En las aves algunos efectos negativos de los ET son:

1. El zinc (Zn), es un elemento esencial necesario para diferentes reacciones metabólicas, como reacciones enzimáticas, además interviene en procesos como la replicación del ADN y la síntesis de proteínas (Huerta 2022). Sin embargo, se ha reportado que niveles séricos de Zn en aves intoxicadas varía entre 0.6 y 3.2 µg/g, aunque estos valores pueden diferir según el autor (Carpenter *et al*., 2004; Abdullah *et al*., 2015; Innamorato-Costas *et al*., 2018; Hussain y Tabassum 2019).

   Por ejemplo, en aves de engorda y cautiverio concentraciones de 0.5 µg/g puede provocar anorexia, diarrea, una reducción del crecimiento, afectar la producción de huevos y muda de plumas, así como presentar lesiones en órganos como molleja y páncreas (Calnek 2000; Innamorato-Costas *et al*., 2018). Sin embargo, Huerta (2022) reportó niveles de Zn superiores a 80 µg/g en plumas de dos especies de aves silvestres (*Sula nebouxii* y *S. leucogaster*) del Golfo de California

en México, sin que estos niveles representaran un riesgo a la salud de las poblaciones de estas aves.

2. El cobre (Cu) es considerado un elemento esencial debido a su importancia para el crecimiento y el metabolismo óptimo de los organismos (Varagiya *et al*., 2022). Sin embargo, en concentraciones > 0.25 μg/g puede afectar el hígado, el riñón, el cerebro y generar problemas renales, hepáticos, parálisis, convulsiones, pérdida de peso y anemia en aves adultas (Chiou *et al*., 1999; Solgi *et al*., 2020).

3. El plomo (Pb), es considerado un ET no esencial que puede generar efectos subletales en diferentes organismos (Mora *et al*., 2021). Este elemento se absorbe a través del sistema gastrointestinal y se distribuye en órganos como el hígado, riñón, músculos y cerebro (Liu *et al*., 2019).

   En el caso de las aves acuáticas, la contaminación por Pb puede tener dos orígenes: endógeno y exógeno. En el primer caso, se produce por el consumo de alimentos contaminados con Pb, lo que se refleja en su contenido en la sangre a medida que se distribuye a varios órganos y tejidos internos, acumulándose significativamente en el tejido óseo y las plumas durante su desarrollo inicial (Abdullah *et al*., 2015).

   Por otro lado, el Pb exógeno puede ser un indicador de la contaminación del aire. Las actividades industriales, mineras, agrícolas y de transporte urbano contribuyen a la deposición de plomo en el ambiente (Castro 2020; Sheikh *et al*., 2023). El Pb presente en el aire se convierte en un importante receptor y puede

depositarse en las plumas de especies residentes, lo que indica contaminación atmosférica (Sheikh *et al*., 2023).

Además, Pb puede actuar como un veneno y neurotóxico, ya que se une a enzimas esenciales inactivándolas, lo que provoca malformaciones anatómicas, pérdida de apetito, letargo, debilidad, reducción de la capacidad reproductiva y afecta significativamente el comportamiento, tamaño del huevo, grosor y estructura del cascarón (Burger y Gochfeld 2004; Egwumah *et al*., 2017; Solgi *et al*., 2020).

Estudios han demostrado que concentraciones > 4 μg/g de Pb en las plumas puede tener un impacto en el comportamiento, la termorregulación y la movilidad de los polluelos, lo que resulta en una menor supervivencia (Liu *et al*., 2019; Solgi *et al*., 2020; Varagiya *et al*., 2022).

4. El cadmio (Cd), es considerado un oligoelemento no esencial que puede remplazar al Ca en las plumas y huesos de las aves, lo que resulta en efectos nocivos sobre la producción, la generación de huevos y el adelgazamiento de cascarones. En las crías, retrasa el crecimiento y provoca alteraciones en el comportamiento, como falta de reacción ante depredadores (Soto-Jiménez 2011; Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Abdullah *et al*., 2015; Innamorato-Costas *et al*., 2018; Sheikh *et al*., 2023).

5. El arsénico (As) es considerado un ET no esencial y a nivel global se reconoce como uno de los contaminantes ambientales más significativos y un carcinógeno bioacumulativo persistente (Egwumah *et al*., 2017; Campbell y Kumar 2021). En organismos sanos, es común encontrar niveles inferiores a 3 μg/g, los cuales no representan un riesgo para la salud (Vizuete *et al*., 2018; Pereda-Solís *et al*., 2023).

Sin embargo, algunas investigaciones han demostrado que niveles > 10 mg/kg en aves acuáticas puede provocar problemas hepáticos y renales, interrumpir la reproducción y causar efectos subletales como debilidad, pérdida de reflejos y convulsiones (Burger *et al*., 2018; Campbell y Kumar 2021).

6. El mercurio (Hg), es considerado un elemento no esencial, que en concentraciones de 0.3 µg/g en plumas de aves acuáticas, puede alterar el comportamiento reproductivo y provocar efectos como esterilidad, bajo peso de los huevos, adelgazamiento del cascarón, incapacidad para volar, inmunodepresión, ceguera y convulsiones. Por otra parte, se ha documentado que niveles superiores a 5 µg/g genera baja tasa de eclosión, malformaciones embrionarias y baja supervivencia de las crías (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Hamesadeghi *et al*., 2019; Liu *et al*., 2019).

2.4. Niveles de elementos traza reportados en *Ardea alba, Ardea ibis y Nannopterum brasilianum* a nivel mundial.

En aves acuáticas no existen normas establecidas sobre las concentraciones de ET y sus riesgos toxicológicos. No obstante, a nivel mundial se han realizado estudios de ET en diversas aves acuáticas y descrito los efectos que pueden causar estos elementos. Estas investigaciones se enfocan en el análisis de plumas como principal herramienta para evaluar la contaminación por ET en ambientes acuáticos. En la Tabla 1 se presentan los niveles de ET encontrados a nivel mundial en tres especies de aves acuáticas (*Ardea alba, Ardea ibis y Nannopterum brasilianum*) y del género *Egretta*.

Tabla 1 Niveles de elementos traza reportados en *Ardea alba, Ardea ibis y Nannopterum brasilianum* a nivel mundial.

Elemento traza	Nivel	Especie	Edad	Argumento	Referencia
Zinc (Zn)	226–529 µg/g	*Ardea ibis*	Adulto	Niveles considerados letales para la especie.	Abdullah *et al*., 2015
	1.10 µg/g	Genero *Egretta*		Los resultados son similares o inferiores a los reportados en otras especies.	Sun *et al*., 2022
Cobre (Cu)	Raquis 20.5 µg/g Barba 27.8 µg/g	*Ardea alba*		Sin diferencias significativas entre barba y raquis. Los niveles reportados se consideran letales para la especie.	González *et al*., 2018
	0.204 µg/g	*Nannopterum brasilianus*		Los resultados se encuentran por debajo de los niveles que pueden causar efectos letales o subletales en la especie.	Mora *et al*., 2021
	0.64 µg/g	Genero *Egretta*		Los resultados son similares o inferiores a los reportados en otras especies.	Sun *et al*., 2022
Plomo (Pb)	Timoneras 37.5 - 76.5 µg/g	*Ardea ibis*	Cría	Los resultados se consideran letales y puede causar efectos adversos en la población de *A. ibis*.	Naseem y Zeb 2009
	270 – 300 µg/g	*Ardea ibis*	Adulto	Niveles considerados letales para la especie y puede causar efectos adversos, relacionados con actividades industriales.	Abdullah *et al*., 2015
	Raquis 8.7 µg/g Barba 7.1 µg/g	*Ardea alba*		Sin diferencias significativas entre barba y raquis. Concentraciones > 4 µg/g se consideran anormales y pueden causar efectos adversos en aves.	González *et al*., 2018
	2.64 µg/g	*Nannopterum brasilianus*		Los resultados se encuentran por debajo de los niveles de preocupación por efectos letales o subletales en la especie.	Mora *et al*., 2021
Cadmio (Cd)	1.290 µg/g	*Nannopterum brasilianus*		Los resultados son similares o inferiores a los reportados en otras especies.	Burger y Gochfeld 2004
	Timoneras: 2.4 - 3.1 µg/g	*Ardea ibis*	Cría	Los resultados se consideran letales y puede causar efectos adversos en la población de *A. ibis*.	Naseem y Zeb 2009
	41 µg/g	*Ardea ibis*	Adulto	Niveles considerados letales y puede causar efectos adversos, relacionados con actividades industriales.	Abdullah *et al*., 2015
	Raquis12.6 µg/g Barba 5.7 µg/g	*Ardea alba*		Sin diferencias significativas entre barba y raquis. Concentraciones > 3 µg/g se consideran elevados e incluso en concentraciones más bajas (0.1-2 µg/g) puede alterar los patrones de crecimiento y causar efectos letales.	González *et al*., 2018
	0.041 µg/g	*Nannopterum brasilianus*		Los resultados se encuentran por debajo de los niveles de preocupación por efectos letales o subletales en la especie.	Mora *et al*., 2021
	41.1 µg/g	*Ardea ibis*		Los resultados se consideran letales y puede causar efectos adversos en *A. ibis*	Varagiya *et al*., 2022
Arsénico (As)	19 - 21 µg/g	*Ardea ibis*		Niveles considerados letales que puede causar efectos adversos, relacionados con actividades industriales.	Abdullah *et al*., 2015
	Raquis 8.2 µg/g Barba 5.9 µg/g	*Ardea alba*		Sin diferencias significativas entre barba y raquis. Los niveles reportados son similares o inferiores a los reportados en otras especies.	González *et al*., 2018
	0.459 µg/g	*Nannopterum brasilianus*		Los resultados se encuentran por debajo de los niveles de preocupación por efectos letales o subletales en la especie.	Mora *et al*., 2021
Mercurio (Hg)	4.260 µg/g	*Nannopterum brasilianus*		Los resultados son similares o inferiores a los reportados en otras especies.	Burger y Gochfeld 2004
	Raquis 0.36 µg/g Barba 0.62 µg/g	*Ardea alba*		Diferencias significativas entre barba y raquis. Los niveles reportados son similares o inferiores a los reportados en otras especies.	González *et al*., 2018
	0.93 µg/g	Genero *Egretta*		Los resultados se encuentran por debajo de los niveles de preocupación por efectos letales o subletales en la especie.	Sun *et al*., 2022

2.5. Los humedales y su importancia

Los humedales son extensiones de marismas, pantanos, turberas, aguas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres, incluyendo las extensiones de agua marina, que no sobrepasen seis metros de profundidad con respecto al nivel medio de la marea baja. Son zonas donde el agua es el principal factor que controla el medio, la vida vegetal y animal, y se caracterizan por presentar niveles fluctuantes de agua y diferentes tipos de sustratos (RAMSAR 1971). Los humedales constituyen ecosistemas claves por mantener y conservar la biodiversidad de flora y fauna, regular diferentes ciclos biogeoquímicos. Asimismo, los humedales funcionan como reservorio de agua natural, evitan inundaciones y controlan la erosión del suelo (Díaz *et al*., 2018; González *et al*., 2018; Solgi *et al*., 2020).

Los humedales son hábitats importantes para la reproducción, refugio y alimentación de aves acuáticas, terrestres, residentes y migratorias (Cayetano-Rosas *et al*., 2023). Es así como algunas aves solo ocupan estos ambientes durante una temporada del año, con el fin de cubrir una etapa de su ciclo biológico, por ejemplo, durante la reproducción o la muda (Mera-Ortíz *et al*., 2021). Por otra parte, las aves acuáticas cumplen importantes roles en los humedales, al ser consumidores, depredadores topes, presas, modifican el ambiente y aportan materia orgánica y energía (Mera-Ortíz *et al*., 2021; Cayetano-Rosas *et al*., 2023).

A pesar de que los humedales se encuentran entre los ecosistemas más productivos del planeta, son hábitats en constante amenaza por la contaminación de compuestos organoclorados, hidrocarburos, desechos sólidos, plásticos (micro y macro), fármacos, elementos traza, entre otros (Arriaga *et al*., 2021; Leal-Acostas *et al*., 2022). De estos, los ET son de importancia ecotoxicológica por sus efectos negativos en los organismos (Varagiya *et al*., 2022).

Por lo descrito anteriormente, las investigaciones de los ET deben considerar medir su concentración (biodisponibilidad), comprender sus fuentes y evaluar los efectos de los contaminantes en las especies, las poblaciones y su impacto nocivo en los seres humanos (Riper y Lester 2016; Liu *et al*., 2019). Por ello, es importante realizar el biomonitoreo de ET con el propósito de conocer los niveles de contaminación y su repercusión ambiental como en la salud de los organismos (Solgi *et al*., 2020).

2.6. Parque nacional Lagunas de Chacahua

Lagunas de Chacahua fue decretada en 1937 como la primera Área Natural Protegida (ANP), con categoría de parque nacional a la bahía de Chacahua, así como las lagunas y la vegetación asociada (DOF 1937), principalmente por sustentar una gran diversidad biológica que incluye especies vulnerables, en peligro o comunidades ecológicas amenazadas (CONANP 2014).

El ANP cuenta con 248 especies de aves, 92 de mamíferos, 61 de reptiles, 21 de anfibios, 66 de peces y 53 de invertebrados. Con un total de 86 especies de flora y fauna incluidas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (CONANP 2014). Asimismo, el ANP es una Región Hidrológica Terrestre y Marina Prioritaria (RHTMP) por su alta calidad ecológica, así como un Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA) (CONANP 2014). En el 2008, fue catalogada como sitio RAMSAR por ser considerado humedal de importancia a nivel internacional (FIR 2007).

Respecto a los poblados humanos desarrollados dentro del ANP, en 1930 se estableció la primera comunidad conocida como Chacahua. Actualmente, existen siete comunidades establecidas, con un total de 2,633 personas, de las cuales el 50.1 % se dedica a la pesca o agricultura y el resto a la ganadería o actividades turísticas (Alfaro y Escalona 2000; CONANP

2014). Esta dinámica socioeconómica ha generado problemas de carácter ambiental. Detectándose cambios del uso del suelo que generan problemas de desequilibrio fluviomarino, contaminación y eutrofización de las lagunas costeras; que inciden en la destrucción paulatina del manglar, la pérdida de biodiversidad, el arrastre de fertilizantes químicos provocando el establecimiento de elementos traza tanto en el suelo como el agua (Arcega 2001; Mendoza *et al*., 2015; Arroyo 2021).

En sistemas acuáticos la contaminación con oligoelementos puede ocurrir por diversos procesos biogeoquímicos o por el resultado de actividades antropogénicas (Arriaga *et al*., 2021). Cuando son incorporados en los cuerpos de agua alteran el equilibrio de la red trófica y provocan riesgos en la naturaleza, desencadenando problemas en la salud humana y animal (Arcega 2001; Mendoza *et al*., 2015; Arriaga *et al*., 2021; Varagiya *et al*., 2022). En la actualidad, la contaminación de los humedales aumentó globalmente, sin embargo, poco se conoce sobre las concentraciones de los contaminantes en el ambiente y sus efectos adversos (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Díaz *et al*., 2018; Arriaga *et al*., 2021; Varagiya *et al*., 2022).

3. ANTECEDENTES

3.1. Estudios de elementos traza en aves acuáticas en el mundo

El aumento exponencial de las actividades urbanas (industria, agricultura, ganadería), han provocado la acelerada contaminación ambiental global, con repercusiones directas en los ambientes acuáticos (Arriaga *et al*., 2021; Buelvas-Soto *et al*., 2022; Mukherjee y Subhra 2022; Varagiya *et al*., 2022). El biomonitoreo es una forma efectiva de cuantificar la abundancia y biodisponibilidad de ET en el ambiente (Solgi *et al*., 2020). Las aves acuáticas son consideradas especies centinelas que permiten abordar los problemas toxicológicos naturales y antropogénicos en ambientes acuáticos (González *et al*., 2018; Solgi *et al*., 2020; Ahsan *et al*., 2021; Ghahraman y Kooshafar 2021; Buelvas-Soto *et al*., 2022; Varagiya *et al*., 2022).

Durante los últimos años, el estudio de ET en las aves acuáticas se ha centrado en el análisis de plumas, permitiendo comparar concentraciones de oligoelementos entre individuos juveniles, adultos e incluso polluelos, así como entre hembras y machos (Varagiya *et al*., 2022). Ghahraman y Kooshafar (2021), analizaron la concentración de Pb y Cd en plumas de *Anas platyrhynchos*, evaluando su efecto sobre la condición corporal, la edad y el sexo de los ejemplares. Los resultados indicaron que no existían diferencias estadísticas en las concentraciones de Pb y Cd respecto a los parámetros de condición corporal, sexo y edad. Los autores concluyen que las concentraciones de Pb y Cd en las plumas de *A. platyrhynchos* no dependen del género, edad y los índices de condición corporal.

Por otro lado, los estudios de ET consideran a las aves residentes en comparación con las migratorias, debido a que en estas últimas la exposición de los oligoelementos se encuentra en función de sus patrones de migración y no de la exposición local del sitio (Solgi *et al*., 2020). Por lo tanto, los hábitos migratorios pueden hacer que las aves no sean adecuadas como bioindicadores

del ambiente con respecto a las residentes, debido a que los individuos pueden diferir en sus migraciones en un grado incierto y dificultar la determinación de ET en la escala espacial que representan. Además, Burger y Gochfeld (2004), describen que las presas de aves migratorias pueden contaminarse dependiendo del nivel trófico posicionado, lo que contribuye a una variación espacial en los niveles de contaminantes por ET.

Naseem y Zeb (2009), analizaron Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Ni, Pb y Zn, en plumas de tres poblaciones de *Ardea ibis*, en dos causes de ríos en Punjab, Pakistán. Con respecto a las áreas de estudio existieron diferencias significativas en la concentración de ET. Sin embargo, la presencia del Cu, Cd, Co, Pb, Ni, Zn, Fe, Mn y Li, se asoció principalmente con procesos antropogénicos. Mientras que el Cd, Pb y Cr fueron los elementos que presentaron un umbral por encima de los niveles considerados elevados para aves acuáticas.

Abdullah *et al*. (2015), evaluaron concentraciones de Zn, Fe, Ni, Cu, Cd, Mn, Cr, As y Li en plumas de *Ardea ibis*, en dos áreas industriales, Lahore y Sialkot, en Pakistán. En este caso, solo Fe, Ni y Zn presentaron diferencias significativas entre zonas. Las concentraciones de ET en plumas de *A. ibis* para este estudio, estuvieron entre las más elevadas reportadas hasta el 2015 en aves acuáticas. Las concentraciones de Cr y Pb se encontraron por encima del umbral que tiene efectos en el éxito reproductivo. Los autores concluyen que la bioacumulación de ET se debe principalmente a las actividades antropogénicas de la zona, además confirman que el uso de plumas de *A. ibis* es una herramienta efectiva para evaluar la contaminación por ET.

Mora *et al*. (2021), colectaron plumas pectorales de cormoranes (*Nannopterum brasilianus*) para conocer la bioacumulación de Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sr, V y Zn, en dos colonias de anidación del lago Livingston y Richland Creek, Texas. Los resultados determinaron que las concentraciones medias de Al, As, Cr, Cu, Fe, Pb, Sb, Se, no presentaron

diferencias significativas entre sitios ni por sexo. Sin embargo, Co, Mn, Ni, V y Zn fueron significativamente diferentes entre las poblaciones de ambos lagos. Los autores concluyeron que los valores reportados se encontraban por debajo de los niveles considerados elevados y recomiendan el uso de plumas de *N. brasilianus* como indicador de contaminantes por ET en el ambiente.

Por su parte, Riaz *et al*. (2021) analizaron la exposición de Pb, Cd, Ni y Cr en sangre y plumas de *Egretta garzetta, Anas platyrhynchos* y *A*. *crecca* en Pakistán. Los resultados determinaron que el Pb, Cr y Ni presentaron las concentraciones más elevadas, mientras que el Pb y el Ni, tanto en sangre como en pluma, fueron los que presentaron el umbral más alto con respeto a los otros. Se concluye que tanto la sangre como las plumas son excelentes indicadores de contaminantes ambientales por oligoelementos.

Buelvas-Soto *et al*. (2022), estudiaron la bioacumulación de Hg y Pb en *Dendrocygna autumnalis* en dos zonas de humedales y cauces de ríos, en La Mojana, Colombia. Observaron que los niveles de Hg superaron el límite permisible (40 µg/g) en las plumas, mientras que el Pb (100 µg/g) tanto en sangre como en las plumas se encontraba en cantidades consideradas superiores. Los autores sugieren que los altos niveles de Hg y Pb en *D*. *autumnalis*, se encuentran relacionados con las actividades mineras y agrícolas realizadas cerca del área de estudio.

Por último, Mukherjee y Subhra (2022), evaluaron el riesgo potencial a la exposición de Cu, Zn, Pb y Cr en *Anas acuta,* en dos humedales periurbanos del distrito de Purulia de Bengala Occidental, India. Por medio del análisis de su dieta alimentaria (plantas) y las vías de consumo (sedimento), determinaron que la dosis de exposición total de los cuatro elementos fue más alta que su ingesta diaria tolerable, por tanto, los ET podrían representar amenazas para las poblaciones

de todas las aves acuáticas herbívoras de la zona. El Cr y Pb fueron los contaminantes que presentaron mayor abundancia en el sitio debido a la cercanía con la población urbana.

3.2. Estudios de elementos traza en aves acuáticas en México

De alrededor de 10,500 especies de aves conocidas a nivel global, entre 1,123 y 1,150 habitan en México lo que representan cerca del 11 % del total mundial. Esto coloca al país en el décimo primer lugar a nivel mundial de acuerdo con su riqueza avifaunística y en el cuarto lugar en proporción de endemismo (Navarro-Sigüenza *et al*., 2014). Aproximadamente el 77 % de aves son residentes permanentes, siendo Chiapas, Veracruz y Oaxaca los estados con mayor riqueza de aves (Navarro-Sigüenza *et al*., 2014). Respecto a las aves acuáticas, marinas y de agua dulce, en México no existe un consenso determinado sobre la riqueza y abundancia. Aunado a esto, existen pocos estudios enfocados en determinar las concentraciones de ET en aves acuáticas. No obstante, los estudios de biomonitoreo por oligoelementos se han enfocado en utilizar como herramienta el hígado, seguido de las plumas y la sangre.

Entre los primeros estudios en México de ET en aves (de cultivos), Anderson (1995), en el Valle de Mexicali, Baja California, estudio las concentraciones de Se, Br, Zn, Cd, Cu y Cr, en hígado de *Ardea ibis*, *Zenaida macroura*, *Quiscalus mexicanos* y *Agelaius phoeniceus*. Los resultados determinaron diferencias significativas en la concentración de estos elementos entre especies (a excepción del Zn). De acuerdo con el autor, *A*. *ibis* presentó concentraciones altas de Se con respecto a las demás aves, debido a que este elemento se acumula principalmente en las redes alimentaria acuáticas y al ser un ave con hábitos alimenticios acuáticos se encuentra en mayor riesgo de contaminación.

Por otra parte, Rendón-von Osten *et al*. (2001) identificaron plomo en plumas de 12 especies de aves de la familia Anatidae, en la laguna de Pabellón, Sinaloa. Los resultados determinaron que las concentraciones más altas de Pb se presentaron en individuos juveniles de *Anas crecca* con respecto a las demás. Sin embargo, el 79 % de las especies fueron migratorias y solo el 21 % residentes. Por lo tanto, los autores mencionan que los niveles de Pb registrados en las aves no era un indicador de presencia para el área de estudio, debido a que es difícil establecer el lugar donde las aves estuvieron expuestas a este contaminante. No obstante, recomiendan el uso de las plumas como indicador de la concentración de Pb para aves acuáticas.

En México, la cacería es una actividad común en los humedales, donde habitan una gran diversidad de aves acuáticas residentes y migratorias. Convirtiendo al Pb de interés social por su aplicación en la fabricación de municiones para escopetas. Al ser un ET no esencial y altamente tóxico, expone a las aves acuáticas cuando los "perdigones de plomo" se esparcen durante la cacería; esta situación ha generado la mortalidad de diversas aves acuáticas (Pereda-Solís *et al*., 2012).

Pereda-Solís *et al*. (2012), estudiaron las concentraciones de Zn, Pb, Cd y As en hígado de tres grupos de aves acuáticas afectadas por cacería (patos *Anas*, gansos *Chen* y aves playeras *hymantopus, Limodromus* y *Recurvirostra*), dentro de un humedal influenciado por aguas residuales de la ciudad de Durango, México. Los resultados de Zn, Cd y As no fueron significativos para los tres grupos de aves, sin embargo, el Pb fue mayor en los gansos con respecto a los otros dos grupos. A pesar de que los niveles de los elementos se encontraban por debajo de los considerados como elevados.

Torres *et al*. (2014), realizaron el primer estudio en el Lago Chapala, México, con el fin de evaluar la concentración de Hg en las plumas de *Ardea alba* y *Pelecanus erythrorhynchos*, así

como de su principal presa (*Oreochromis aureus*). Encontraron que las concentraciones de Hg no fueron significativamente diferentes entre años ni entre especies. Posteriormente, González *et al*. (2018), estudiaron la bioacumulación de Ag, As, Cd, Cr, Hg, Pb, Sr y Ti en plumas de *Ardea alba, Egretta thula* y *Nycticorax nycticorax* en la misma zona. Los autores reportaron que el Cr fue el elemento con mayor concentración en las plumas, mientras que por especies *A. alba* presentó niveles más altos de Pb y para *E. thula* de Ti, Cr y Hg. Los autores concluyen que las plumas de aves acuáticas residentes son una herramienta no letal y útil para el biomonitoreo de la contaminación por oligoelementos.

Considerando la información previamente mencionada, los estudios de biomonitorización de ET en aves acuáticas, tanto a nivel mundial como en México, se han enfocado principalmente en especies residentes, abundantes, de amplia distribución y con alimentación piscívora (Abdullah *et al*., 2015; González *et al*., 2018; Mora *et al*., 2021). Con base en esta información y siendo el PNLCH un sitio de alta diversidad de aves acuáticas (Bojorges-Baños 2011; CONANP 2014), el presente estudio considera a las especies *Nannopterum brasilianum, Ardea alba* y *Ardea ibis* como posibles bioindicadores de ET mediante el análisis de sus plumas.

3.3. Estudios de elementos traza en el parque nacional Lagunas de Chacahua

Dentro del PNLCH no se han realizado estudios que analicen la presencia de ET en aves acuáticas. Sin embargo, existen tres estudios en el lecho de los ríos Verde y San Francisco, y en el sistema lagunar Chacahua-Pastoría, así como en un organismo bentónico, que presentan niveles de ET que podrían provocar efectos letales o subletales en los organismos (Arcega 2001; Mendoza *et al*., 2015; Arroyo 2021).

Arcega (2001), analizó los sedimentos de los ríos Verde, San Francisco y el Sistema Lagunar Estuarino Chacahua-Pastoría, determinando la presencia de Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn y Li. Los resultados indicaron que las concentraciones de estos elementos están dentro de los rangos permitidos por la Agencia de Protección Ambiental (*EPA*; por sus siglas en inglés: *Environmental Protección Agency*) para sistemas poco contaminados. Además, señaló que la distribución de los ET en los sedimentos depende de interacciones entre ET, el porcentaje de materia orgánica y los carbonatos. Mientras que la presencia de los ET es generada por fuentes minerales-naturales y orgánicas, arrastrados por procesos de lixiviación y escorrentía o depositados en áreas de alta salinidad o baja corriente.

Por otro lado, Mendoza *et al*. (2015), analizaron la concentración de ET como el Zn, Ni, Pb, Cu, Cr, Cd, Hg y As, junto con materia orgánica en sedimentos del Sistema Lagunar Chacahua Pastoría y sus principales afluentes; los ríos San Francisco y Chacalapa. Los resultados mostraron que la distribución de los ET varía en diferentes puntos de la laguna, con mayores concentraciones en áreas cercanas con actividades humanas o en zonas con mayores aportes de sedimentos. Por ejemplo, la Laguna de Pastoría presentó la concentración más alta de Cd (1.07 mg/kg) y de Hg (0.83 mg/kg), en comparación con los ríos San Francisco y Chacalapa. Aunque estos valores se consideran mínimos de acuerdo con bibliografía citada por Mendoza *et al*. (2015), los autores señalan que en México no existe una legislación específica para evaluar la calidad de los sedimentos estuarinos.

Arroyo (2021), evaluó la estructura de tallas de la población del bivalvo o mejillón de laguna (*Mytella strigata*) en la Laguna de Pastoría, parte del parque nacional Lagunas de Chacahua, y su relación con la bioacumulación de ET como el Hg, Pb, Cu y Cd. Se encontró que todos los elementos, excepto el cadmio, fueron bioacumulados por *M. strigata*. Además, los mejillones de

mayor talla presentaron concentraciones más bajas de ET, mientras que los de menor talla registraron concentraciones más altas, especialmente de cobre (5.0 µg/kg hasta 7.1 µg/kg en peso fresco), mercurio (1.4 µg/kg hasta 1.9 µg/kg en peso fresco) y plomo (1.0 µg/kg y 1.2 µg/kg en peso fresco). El autor concluyó que las concentraciones de Hg y Pb encontradas en *M. strigata*, exceden las Normas Mexicanas (NOM-242-SSA1-2009), pero no los límites permisibles por la Administración de Alimentos y Medicamentos (*FDA*, por sus siglas en inglés: *Food and Drugs Adminitration*).

4. ESPECIES DE ESTUDIO

4.1. Garza ganadera

La garza ganadera, *Ardea ibis*, pertenece al orden Pelecaniforme y a la familia Ardeidae. Es un ave de tamaño mediano (45 a 53 cm) con distribución cosmopolita, principalmente asociada a zonas tropicales (Gómez de Silva *et al*., 2005). Presenta un plumaje totalmente blanco, pico color amarillo y patas grises. Solo en temporada reproductiva que inicia en febrero y termina en agosto, llega a presentar colores en el plumaje beige o canela en la corona y espalda, mientras que las patas y pico se tornan anaranjados (Fig. 1). Esta especie suele anidar en colonias mixtas con otras aves en árboles o manglares cerca del agua. *A. ibis* suele alimentarse de pequeños peces, insectos, entre otros (Mohammedi *et al*., 2020).

Figura 1. Garza ganadera (*Ardea ibis*) en temporada reproductiva.

4.2. Cormorán o pato buzo

El cormorán, *Nannopterum brasilianum*, pertenece al orden Pelecaniforme y a la familia Phalacrocoracidae. Presenta una distribución amplia desde el sur de Estados Unidos, pasando por México, Centroamérica, hasta Sudamérica (Conde-Tinco y Iannacone 2013). De acuerdo con la lista roja de especies amenazadas de la UICN, *N. brasilianum* se encuentra catalogada como especie amenazada en la categoría de menor preocupación (IUCN 2023). Esta especie se reconoce por tener un cuello largo en forma de "S", plumaje negro, un pico delgado y ganchudo (Fig. 2). Además, se caracteriza por ser un ave piscívora que se alimenta mediante buceo en medios marinos, dulceacuícolas y estuarinos; a menudo se posan sobre rocas o ramas que sobresalen en el agua con las alas extendidas para secarlas (Tette-Pomarico *et al*., 2020). Los cormoranes anidan en comunidades de 30 o más individuos para protegerse de los depredadores, la temporada de anidación abarca de febrero a julio, los nidos son construidos sobre islotes de manglar o arbustos (Harding y Mesler 2022).

Figura 2. Cormorán o pato buzo (*Nannopterum brasilianum*).

4.3. Garza grande o blanca

La garza blanca, *Ardea alba*, pertenece al orden Pelecaniforme y a la familia Ardeidae. Presenta una distribución cosmopolita en todos los continentes, salvo la Antártida (Reyes 2023). De acuerdo con la lista roja de especies amenazadas de la UICN, *Ardea alba* se encuentra catalogada como especie amenazada en la categoría de menor preocupación (IUCN 2023). Esta especie se caracteriza por alcanzar tallas de 130 a 170 cm y pesos corporal de 800 a 1500 g, con un plumaje color blanco en todo su cuerpo, pico y patas amarillas (Fig. 3) (Reyes 2023). Habita generalmente en zonas pantanosas, medios marinos, dulceacuícolas y estuarinos, sitios donde se alimenta de invertebrados, peces y anfibios. Es una especie que anida en colonias mixtas con otras aves, sobre islotes de manglar, árboles o arbustos cerca del agua, entre abril y agosto (Mera-Ortíz *et al*., 2021).

Figura 3. Garza grande o blanca (*Ardea alba*).

5. JUSTIFICACIÓN

El parque nacional Lagunas de Chacahua (PNLCH) es un ANP con ecosistemas tropicales que resguarda una biodiversidad de 851 especies de flora y fauna. Esta diversidad ha permitido que el PNLCH sea reconocido como sitio RAMSAR y AICA (CONANP 2014). Particularmente, se han reportado 248 especies de aves agrupadas en 160 géneros y 50 familias (Bojorges-Baños 2011; CONANP 2014), equivalente al 33.7 % de la riqueza avifaunística de Oaxaca (Navarro-Sigüenza *et al*., 2014). Esta característica, ubica al PNLCH como un área clave para el estudio y conservación de las aves a nivel regional.

En el PNLCH, los estudios relacionados con las aves se han enfocado en reportar la riqueza y diversidad alfa, así como monitoreos permanentes con el propósito de identificar tendencias poblacionales (Bojorges-Baños 2011). Sin embargo, hasta la fecha no se cuentan estudios que evalúen el efecto potencial de la contaminación por ET. Actualmente, la compleja dinámica socioeconómica del PNLCH y las numerosas actividades agrícolas y ganaderas en los alrededores del parque, son temas críticos que pueden repercutir en problemas de salud ambiental, debido a las constantes fuentes de contaminación. Por lo cual, las aves podrían potencialmente ser vulnerables a las actividades antrópicas y fuentes de contaminación por oligoelementos.

Por lo tanto, el presente estudio se enfoca en el biomonitoreo de ET del PNLCH al evaluar la bioacumulación de contaminación en las aves acuáticas residentes mediante el análisis de sus plumas. Los resultados del estudio permitirán conocer los ET de mayor incidencia del PNLCH que pueden provocar efectos nocivos en las aves acuáticas residentes y afectar la salud del ecosistema a través de los diferentes niveles tróficos en la cadena alimentaria.

6. HIPÓTESIS

Las aves acuáticas residentes del parque nacional Lagunas de Chacahua presentarán niveles detectables de elementos traza en plumas existiendo diferencias entre especies.

7. OBJETIVOS

7.1. General

Evaluar la presencia de elementos traza en plumas de *Nannopterum brasilianum, Ardea alba y Ardea ibis* del parque nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca.

7.2. Específicos

1. Determinar la concentración de elementos traza en plumas de *Ardea ibis*, *Nannopterum brasilianum* y *Ardea alba*.
2. Comparar los niveles de elementos traza entre las especies de aves acuáticas residentes.
3. Correlacionar las concentraciones entre elementos traza.

8. ÁREA DE ESTUDIO

El parque nacional Lagunas de Chacahua (PNLCH) se ubica en la planicie costera de Oaxaca, en el municipio de Villa de Tututepec de Melchor Ocampo, distrito de Juquila (15º57'02.37" - 16º03'05.96" N y 97º31'57.15" - 97º48' 01.01" O). Limita al norte con las poblaciones rurales La Pastoría y San José del Progreso, al sur con el océano Pacífico, al oeste con el río Verde y al este con Zapotalito y Cerro Hermoso (CONANP 2014). El PNLCH cuenta con una superficie de 14,897 hectáreas, dentro de las cuales se establecieron seis sitios de colecta por ser zonas de alimentación, anidación y dormideros de las especies seleccionadas (Fig. 4).

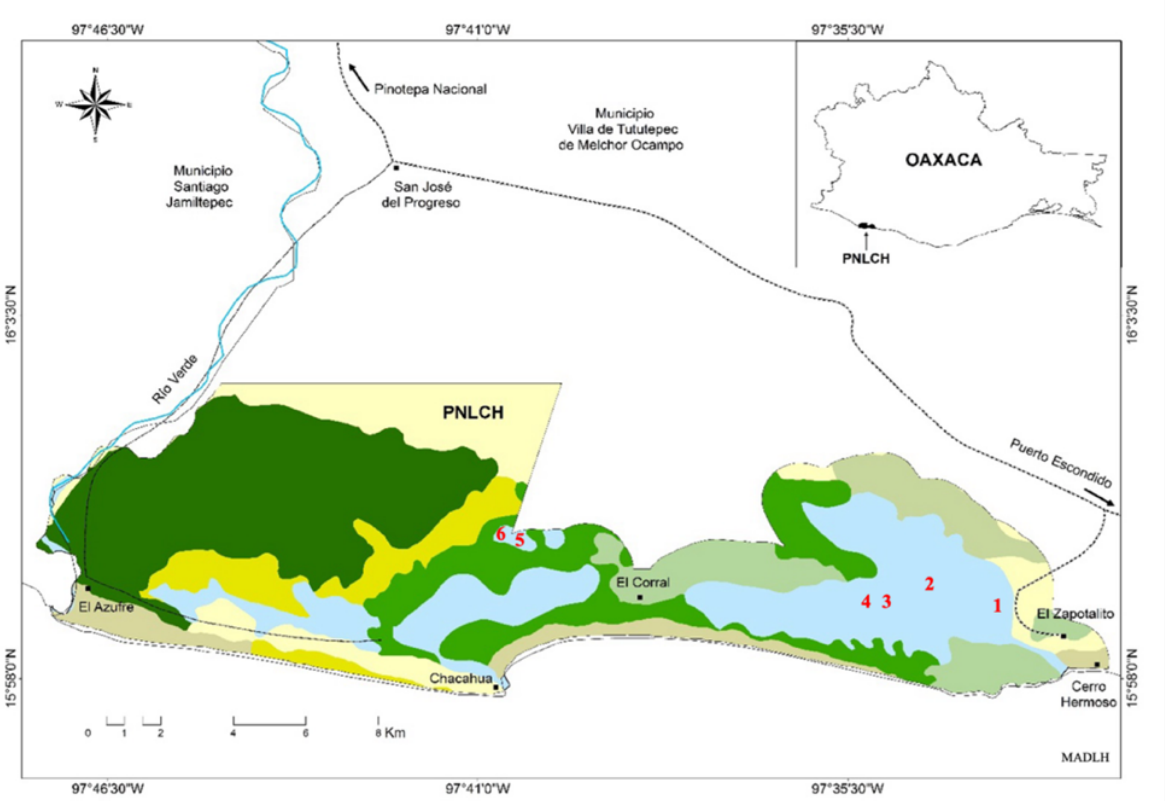


Figura 4. Ubicación del parque nacional Lagunas de Chacahua y sitios de muestreo: (1) el embarcadero Zapotalito, (2) Las Piñuelas, (3) Isla de Las Garzas 1, (4) Isla de las Garzas 2, (5) Laguna Palmarito y (6) palmarito.

8.1. Clima

El clima de la región es cálido subhúmedo $Aw_0(w)$ (INEGI 2010), con una temperatura media anual superior a los 28°C, temperatura media máxima de 37°C y mínima de 23.2°C. El mes más frío supera los 18°C, con lluvias concentradas en verano y principios del otoño, generalmente de julio a octubre. La precipitación media anual es de aproximadamente 1 000 mm (Hernández-Santos 2009; CONANP 2014).

8.2. Hidrología

El PNLCH se ubica en la Región Hidrológica RH-21, denominada Costa de Oaxaca (Puerto Ángel), en colindancia con la Región Hidrológica RH-20 Costa Chica- río Verde; abarca segmentos de las cuencas hidrográficas llamadas Lagunas de Chacahua-Pastoría y río Verde (CONANP 2014). Los ríos Verde, San Francisco y Chacalapa de la RH-21 son escurrimientos que llegan al parque. Sin embargo, en la laguna río Verde se ha presentado un mayor azolvamiento debido al desvío del cauce de ríos para la agricultura (Huerta y Propin 2000). Lo que provoca cambios de salinidad por la falta de comunicación con el mar, en consecuencia, se presentan salinidades elevadas por los factores de insolación y la escasa precipitación. A diferencia de la laguna La Pastoría, que tiene comunicación permanente con el mar, presenta condiciones de mayor estabilidad estacional de salinidad (Pantaleón-López *et al*., 2005; CONANP 2014).

8.3. Sistema lagunar

El sistema lagunar Chacahua-La Pastoría tiene una longitud de 23 kilómetros, con una superficie de 2833 hectáreas. Conformado por seis lagunas: La Pastoría, Chacahua, Salina o Tianguisto, Poza de los Corraleros, La Palizada y Poza del Mulato (CONANP 2014). La Laguna de Chacahua tiene

una superficie aproximada de 623 hectáreas, una longitud de 5 kilómetros y 2.5 kilómetros de ancho y 7 m de profundidad. Se comunica con la laguna de La Pastoría a través de un canal de 3.5 kilómetros de largo (Pérez-Delgado 2002). Tiene comunicación con el mar a través de un canal que desemboca a la bahía de Chacahua en la parte norte de Punta Galera. Las lagunas Poza del Mulato y Palizada se encuentran en la parte norte del Sistema Lagunar, siendo cuerpos de agua muy someros que no superan el metro de profundidad (CONANP 2014). La laguna de La Pastoría es la más grande del sistema, tiene una superficie de cerca de 1 000 hectáreas y posee comunicación permanente con el mar en su porción oriental (Pérez-Delgado 2002; CONANP 2014).

8.4. Vegetación

El tipo de vegetación del PNLCH incluye: selva baja caducifolia, selva baja subperennifolia inundable, selva mediana subperennifolia inundable, selva mediana subperennifolia, vegetación halófila, dunas costeras, manglar, palmar y pastizal halófilo. Por otra parte, la vegetación secundaria ocupa menos del 15 % de la superficie del parque. Además, el 22 % son áreas agrícolas y ganaderas (Pérez-Delgado 2002; Raymundo *et al*., 2014).

8.5. Avifauna

El PNLCH se encuentra catalogado como un AICA por la gran diversidad de aves que alberga. Los estudios de riqueza y diversidad de aves revelan que el PNLCH cuenta con 248 especies de aves, 42 especies asociadas al manglar (31 residentes y 11 migratorias), 7 endémicas y 32 catalogadas en algún estatus de riesgo por la NOM-059-2010 (Bojorges-Baños 2011; CONANP 2014).

9. MATERIALES Y MÉTODOS

9.1. Premuestreo

Previo a la colecta de los datos, en febrero 2023, se realizaron tres salidas al PNLCH con el propósito de obtener los permisos con las autoridades de la CONANP y de las comunidades de La Isla, La Grúa y Zapotalito. Además, se realizó una prospección de los diferentes sitios de anidación, percha y alimentación de las especies de estudio, con el objetivo de seleccionar las áreas de muestreo.

9.2. Muestreos y captura de individuos

Los muestreos se realizaron de marzo a julio del 2023. Los individuos fueron capturados por la mañana de 06:00 a 10:00 h y por la noche de 20:00 a 00:00 h. Por la mañana, las aves fueron capturadas por medio de una red de aro y de forma manual en los sitios de anidación, mientras que, por la noche, las aves se capturaron con la red de aro en combinación con el método por encandilamiento en sitios de alimentación y dormideros (Anexo II). El tiempo total de manipulación, desde la captura del ave hasta la liberación, fue de aproximadamente ocho minutos. Tanto el horario de captura como el tiempo de manipulación fueron estandarizados para evitar el estrés de las aves.

9.3. Colecta de plumas

Una vez capturadas las aves, se colectaron de 10 a 15 plumas pectorales y dos primarias por individuo (Anexo II). Las plumas se cubrieron con papel secante y se colocaron en bolsas limpias con cierre hermético previamente etiquetadas con la fecha, sitio de muestreo, especie, edad, tipo

de muestra y observaciones generales, posteriormente fueron almacenadas a temperatura ambiente, hasta su análisis en el laboratorio de Biología de la Universidad del Mar, campus Puerto Escondido.

9.4. Preparación de muestras

En el laboratorio de Biología de la Universidad del Mar, campus Puerto Escondido, las plumas fueron lavadas tres veces con agua desionizada y una vez con etanol absoluto 100° para eliminar cualquier contaminación externa. Posteriormente se dejaron secar durante tres horas a temperatura ambiente para retirar el exceso de humedad. Una vez secas, las plumas fueron colocadas en una estufa de secado a 80°C durante ocho horas. Posteriormente, fueron cortadas en pequeños fragmentos < 5 mm y trituradas en un mortero de porcelana. Se realizo una mezcla compuesta de plumas pectorales y primarias, las cuales fueron almacenadas en frascos de plástico transparente, previamente etiquetadas con fecha y número de serie (ANEXO III) (González *et al*., 2018).

9.5. Preparación y digestión de muestras

La digestión de muestras se realizó en el laboratorio de Vida Silvestre y Enfermedades Emergentes del CIIDIR-Sinaloa. Se tomó un gramo de muestra seca (plumas primarias y pectorales) y se adicionaron 7 ml de una mezcla ácida de HCl y HNO_3 INSTRA-ANALYZED® 69-70 % grado analítico en relación 3:4 en tubos digestores de 60 ml Savillex®. Posteriormente, la mezcla se colocó en una placa de calentamiento a 160°C por 180 min. Una vez a temperatura ambiente, las digestiones se filtraron con papel filtro Whatman® no. 1 con tamaño de poro de 11 µm y se aforaron a 10 ml con agua desionizada. La digestión obtenida fue clara y transparente, y se almacenó en frascos de plástico transparente, hasta su análisis (ANEXO IV) (Ley-Quiñónez 2014).

9.6. Determinación de elementos traza y control de calidad

El análisis de la concentración de ET en plumas fue realizado por el laboratorio Nacional Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C., mediante espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (*ICP-OES*, por sus siglas en inglés: *Inductively coupled plasma in optical emission spectroscopy*). La concentración final de los ET se calculó utilizando la formula establecida por NOM-117-SSA1-1994 (DOF 1994):

$$\mu g/g = \frac{A*B}{C} =$$

Donde:

µg/g = lectura obtenida directamente de la concentración del elemento.

A= concentración en µg/ml la muestra a interpolar en la curva de calibración.

B= volumen final a la que se llevó la muestra (ml).

C = peso muestra (g).

En el ANEXO V se presentan las curvas de calibración y el límite práctico de cuantificación para cada ET analizado. Los porcentajes de recuperación obtenidos por el equipo para todos los elementos estuvieron entre 89-96 % y se calcularon con base en la formula establecida por NOM-117-SSA1-1994 (DOF 1994):

$$\%R = \frac{CM-C}{CA} X\ 100 =$$

Donde:

%R = porcentaje de recuperación

CM = concentración de la muestras fortificada

C = concentración de la muestra

CA = concentración equivalente de analito añadido a la muestra

100 = constante

Para controlar la calidad de los resultados en los análisis de ET, se utilizaron materiales de referencias certificados del Consejo de Investigación Nacional de Canadá (TORT-3), tres muestras fortificadas con estándares de referencia para conocer el porcentaje de evaporización y recuperación de los oligoelementos analizados, al igual que muestras blanco cada diez muestras para conocer una posible contaminación (ANEXO VI) (Ley-Quiñónez 2014).

9.7. Análisis estadísticos

Con la información obtenida, se elaboraron bases de datos en el *Software Excel* para el manejo y análisis de la información. Los resultados se reportan en µg/g como unidad de medida para las concentraciones de ET obtenidos. Para conocer si los datos seguían una distribución normal, se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov (Zar 1999). Posteriormente, para contrastar las concentraciones medias de los elementos traza entre las especies de aves acuáticas, se aplicó un análisis de varianza de una vía (ANDEVA) y la prueba de comparación múltiple de *Tukey* HSD. Finalmente, para conocer la relación entre las concentraciones de los elementos traza se realizó el análisis de correlación de *Pearson* (Zar 1999). En todos los análisis, se consideró un valor de $p < 0.05$ como diferencias significativas. Los análisis estadísticos se realizaron en el programa R versión 3.3.0 (R Core Team 2016). Los datos se acompañan con la media ± desviación estándar y los valores mínimos-máximos.

10. RESULTADOS

En total se capturaron 57 individuos adultos de las tres especies de aves acuáticas: 17 para *Ardea ibis* (30 %), 20 para *Nannopterum brasilianum* (35 %) y 20 para *Ardea alba* (35 %). La distribución de las concentraciones de elementos traza en las plumas de las aves acuáticas presentaron variaciones de acuerdo con el siguiente patrón: *A. ibis* Zn>Cu>Pb>Hg>As>Cd; *N. brasilianum* y *A. alba* Zn>Cu>Pb>Cd>As>Hg (Tabla 2). De manera general, el Zn fue el elemento más abundante en las plumas de las tres especies de aves acuáticas. Mientras que el Cd en *A. ibis* y el Hg en *N. brasilianum* y *A. alba* fueron los elementos con menor concentración (Tabla 2). Por otro lado, los elementos detectados en las plumas de las aves acuáticas presentaron diferencias significativas en Pb (F = 165, gl =2, 26, p <0.001), Cd (F = 7.9, gl = 2, 41, p <0.001), As (F = 60.9, gl =2, 36, p <0.001) y Hg (F = 122, gl =2, 21 p <0.001) (Fig. 5 C-F).

Tabla 2. Concentraciones de elementos traza en plumas de tres especies de aves acuáticas en el parque nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México.

Especie	n	Zn	Cu	Pb	Cd	As	Hg
Ardea ibis	17	0.700 ± 0.230 0.377 – 1.057	0.131 ± 0.068 0.015 – 0.230	0.044 ± 0.008 0.032 – 0.057	0.009 ± 0.003 0.006 – 0.014	0.016 ± 0.003 0.010 – 0.020	0.025 ± 0.002 0.022 – 0.028
Nannopterum brasilianum	20	0.675 ± 0.231 0.348 – 1.137	0.118 ± 0.067 0.020 – 0.215	0.007 ± 0.002 0.005 – 0.010	0.006 ± 0.003 0.002 – 0.010	0.006 ± 0.003 0.002 – 0.010	0.004 ± 0.001 0.003 – 0.006
Ardea alba	20	0.561± 0.175 0.258 – 0.876	0.107± 0.059 0.011 – 0.208	0.007 ± 0.002 0.003 – 0.009	0.006 ± 0.002 0.003 – 0.009	0.004 ± 0.001 0.002 – 0.007	0.003 ± 0.001 0.002 – 0.005

Los valores se expresan en µg/g (peso seco) y se acompañan con la media ± DS (min.-máx.), n = tamaño de muestra.

Correlación entre los elementos traza

El análisis de correlación entre las concentraciones de los ET en las plumas de las aves acuáticas indicó que únicamente ocurrió correlación positiva entre el Hg y Cd (r = 0.67, $p < 0.05$), y correlación negativa entre el Pb y Zn (r = -0.604, $p < 0.05$) para *N. brasilianum* (Tabla 3).

Tabla 3. Correlaciones de elementos traza en plumas de tres especies de aves acuáticas en el parque nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México.

Especie	ET	Zn	Cu	Cd	As	Pb	Hg
Ardea ibis	**Zn**		-0.006	0.106	-0.101	0.236	-0.715
	Cu			-0.396	-0.094	0.181	0.936
	Cd				-0.252	0.235	-0.011
	As					-0.604	-0.321
	Pb						0.388
	Hg						
Nannopterum brasilianum	**Zn**		0.391	-0.200	0.170	**-0.604***	0.189
	Cu			-0.213	0.272	0.119	0.281
	Cd				-0.119	-0.107	**0.666***
	As					0.058	-0.346
	Pb						0.027
	Hg						
Ardea alba	**Zn**		0.170	-0.294	0.005	0.616	0.373
	Cu			-0.063	-0.292	0.184	-0.038
	Cd				0.281	-0.153	0.094
	As					0.625	0.095
	Pb						0.169
	Hg						

ET = elementos traza, * = diferencias significativas (p <0.05).

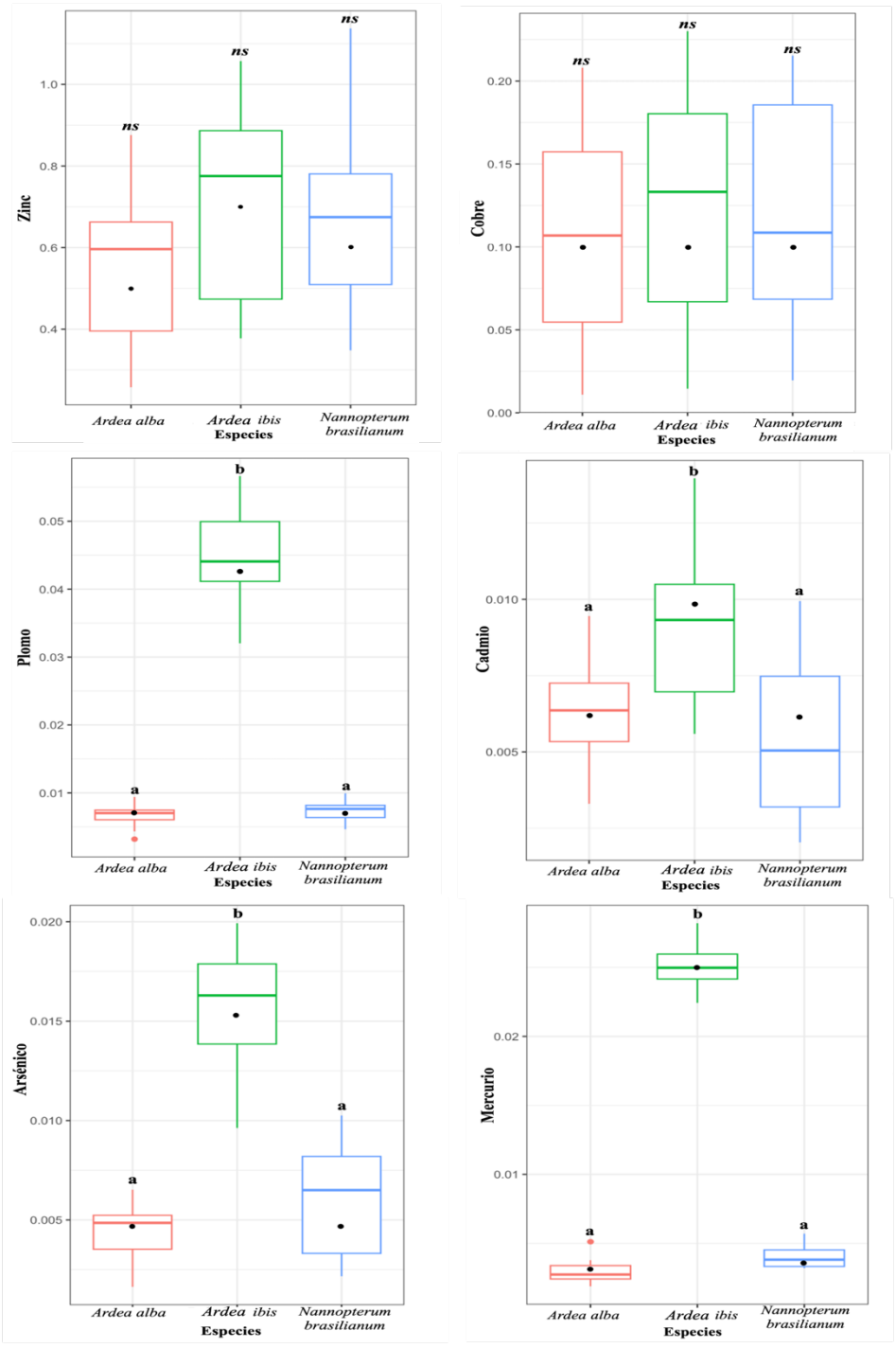


Figura 5. Concentración (µg/g) de elementos traza registrados en plumas de *Ardea alba*, *Ardea ibis* y *Nannopterum brasilianum*, del PNLCH, Oaxaca, México. Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey HSD: $p < 0.05$).

11. DISCUSIÓN

Los ecosistemas acuáticos están expuestos a diferentes contaminantes uno de estos son los ET que son generados por actividades industriales, domésticas y agrícolas (Vizuete *et al*., 2018; Pandiyan *et al*., 2023). La presencia de estos oligoelementos en el ambiente puede impactar negativamente las poblaciones de aves acuáticas, como disminuir su abundancia, distribución y diversidad de especies (Canova *et al*., 2020). En este estudio, se observó que las concentraciones de ET en las plumas de las tres especies de aves acuáticas estudiadas (*Nannopterum brasilianum*, *Ardea alba* y *Ardea ibis*) son similares a los reportados para otras especies de aves acuáticas a nivel mundial (Abdullah *et al*., 2015; González *et al*., 2018; Vizuete *et al.,* 2018; Mora *et al*., 2021; Sun *et al*., 2022; Pereda-Solís *et al*., 2023). Un patrón general es que cada especie concentra los oligoelementos en diferente orden (Tabla 1). A continuación, se discute la variación de cada uno de los elementos detectados en las plumas.

Zinc

El hecho de que las plumas de las tres especies mostraran mayor concentración de Zn con respecto a los demás ET podría corresponder, en parte, a que el Zn es un elemento esencial implicado en varios procesos metabólicos y fisiológicos, como el crecimiento corporal, la muda o la espermiogénesis (Castro 2020). Otra característica importante del Zn es su participación en la síntesis de la pigmentación de plumas, por ejemplo, la eumelanina es la responsable de generar el color oscuro en plumas y tiende a unirse con iones metálicos como el Zn (Niecke *et al*., 1999).

En el caso de las aves acuáticas, la exposición por contaminación de Zn en el ambiente está determinada principalmente por la historia geológica del sitio en donde se encuentran o bien por las diversas actividades antrópicas, entre las que destacan la inadecuada gestión de desechos sólidos

y aguas residuales, así como el uso de herbicidas y fungicidas en áreas de cultivo (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Becerril-González 2022; Huerta 2022; Pereda-Solís *et al*., 2023).

Investigaciones sugieren que los signos de envenenamiento en aves ocurren cuando los niveles séricos de Zn oscilan entre 0.6 y 3.2 µg/g (Carpenter *et al*., 2004; Abdullah *et al*., 2015; Innamorato-Costas *et al*., 2018; Hussain y Tabassum 2019). Cuando las concentraciones de Zn sobrepasan estos límites permisibles, pueden provocar en aves la reducción de crecimiento, daño en el páncreas, inhibir la reproducción y muda de plumas, incluso causar la muerte (Innamorato-Costas *et al*., 2018; Huerta 2022). Es importante destacar que el Zn es uno de los elementos que presenta mayor movilidad en el ambiente y es bioacumulable (Becerril-González 2022).

En relación con las especies *A. ibis*, *N. brasilianum* y *A. alba* del PNLCH, no se observaron diferencias significativas entre especies para este ET (Fig. 5). Por otro lado, y con base en lo expuesto previamente, los resultados de concentración de Zn en las plumas de las aves acuáticas estudiadas muestran valores similares o inferiores a los reportados en otras especies a nivel mundial (Tabla 1). Por lo tanto, se sugiere que estos niveles podrían estar relacionados con los mecanismos metabólicos de las aves, que les permiten regular los niveles de Zn en su organismo (Beyer *et al*., 2004). De acuerdo con Beyer *et al*. (2004), la presencia del Zn podría estar relacionada con la regulación de otros elementos considerados tóxicos (*vgr*. Hg, Pb y Cd). Por ejemplo, Hutton y Goodman (1980), demostraron que el Zn puede ser antagónico a la toxicidad del plomo, reduciendo su acumulación en los tejidos y reactivando la enzima ALA-D (ALA-D, por sus siglas en inglés: *Delta-aminolevulinic acid dehydratase*), la cual se encarga de inhibir el plomo.

Cobre

La presencia de Cu en hábitats acuáticos se debe a diversas fuentes, como prácticas agrícolas, lixiviados de residuos antropogénicos, vertedero de aguas residuales y contaminación por industrias y fábricas (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Pereda-Solís *et al*., 2023). Estas actividades coinciden con las prácticas económicas llevadas a cabo dentro del PNLCH (CONANP 2014). Por lo tanto, es posible que la presencia de Cu en las plumas de las aves acuáticas se relacione con sus hábitos alimenticios o ecológicos en un medio contaminado (Naseem y Zeb 2009; Mora *et al*., 2021).

En relación con las especies *A. ibis*, *N. brasilianum* y *A. alba* del PNLCH, no se obtuvieron diferencias significativas entre especies (Fig. 5) (Tabla 2). Estos resultados concuerdan con el estudio realizado por González *et al*. (2018), quienes analizaron los niveles de Ag, As, Cd, Cr, Cu, Hg y Pb en plumas de *Ardea alba*, *Egretta thula* y *Nycticorax nycticorax* aves acuáticas residentes del Lago de Chapala, México.

En cuanto a las concentraciones de Cu en las plumas de las tres especies de aves acuáticas del PNLCH, los niveles reportados en esta investigación son similares o inferiores a los asociados con envenenamiento, y también coinciden con los valores reportados a nivel mundial (Tabla 1) (Chiou *et al*., 1999; Innamorato-Costas *et al*., 2018; Solgi *et al*., 2020).

Por lo tanto, es importante considerar que diversos estudios han confirmado que la presencia de Cu en niveles bajos es esencial para llevar a cabo procesos fisiológicos, como el crecimiento (Solgi *et al*., 2020; Mora *et al*., 2021; Varagiya *et al*., 2022). En este sentido, se podría considerar que las concentraciones de Cu en las plumas de *A. ibis*, *N. brasilianum* y *A. alba* del sistema lagunar Chacahua son normales y no representan un riesgo para la salud estas especies.

Plomo

El Pb es considerado un oligoelemento no esencial que puede provocar efectos subletales en diferentes organismos (Mora *et al*., 2021). El Pb, debido a su estado de oxidación +2 y su tamaño iónico similar al del calcio, presenta una alta afinidad química que le permite interactuar y asociarse con la queratina presente en las plumas. Esto provoca su acumulación y posteriormente su inmovilización dentro de la pluma (Ferrer 2003; Sheikh *et al*., 2023).

En ambientes acuáticos la contaminación por Pb proviene principalmente de actividades agrícolas, mineras, fábricas recicladoras, perdigones de plomo utilizados en la caza o pesca, así como del revestimiento de cables, pigmentos y productos químicos (Buelvas-Soto *et al*., 2022). Se considera que una concentración > 4 μg/g de Pb en plumas de aves acuáticas puede provocar síntomas clínicos como anemia, letargo, falta de movilidad, pérdida de peso, ataxia, parálisis y convulsiones (Burger y Gochfeld 2004; Egwumah *et al*., 2017; Solgi *et al*., 2020).

Con respecto a las aves acuáticas, se han reportado concentraciones elevadas de Pb en la especie *Ardea ibis* (79.66 ± 106.43 μg/g) en países como Pakistán, China, Hong Kong, India, Irán, Corea del Sur, Indonesia y Japón (Varagiya *et al*., 2022). Por ejemplo, Abdullah *et al*. (2015) registraron concentraciones de Pb superiores a 250 μg/g en plumas de *A. ibis* en dos áreas industriales de Pakistán: Lahore y Sialkot. En esta investigación, los niveles de Pb encontrados en las aves acuáticas del PNLCH fueron 100 veces menores que las reportados en los estudios antes mencionados, e incluso por debajo de las concentraciones < 4 μg/g, que están asociadas con envenenamiento (Tabla 1). No obstante, al igual que en otros estudios, la especie *A. ibis* presentó la concentración más alta de Pb (0.044 μg/g) en comparación con *N. brasilianum* y *A. alba* (0.007 μg/g en ambos casos).

Por otro lado, se presentaron diferencias significativas en las concentraciones de Pb en las plumas de las tres especies de aves acuáticas (Fig. 5). Esto podría estar relacionado con la absorción y acumulación de Pb, que puede depender de múltiples factores, como la dieta, la edad y el metabolismo de las aves, lo que influye en su exposición al Pb (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Solgi *et al*., 2020; Mora *et al*., 2021; Zaman *et al*., 2022; Sheikh *et al*., 2023).

Cadmio

El Cd es considerado un ET no esencial, con un estado de oxidación +2 y un radio iónico de aproximadamente 95-97 pm, similar al del Calcio (100 pm). Esta similitud permite que el Cd sustituya al calcio en las plumas y huesos de las aves. La exposición de Cd puede generar efectos nocivos en las aves sobre la formación de huevos, la reproducción, el crecimiento y causar daños renales (Abdullah *et al*., 2015; Hussain y Tabassum 2019; Sheikh *et al*., 2023). La presencia de Cd en el ambiente se debe principalmente a las actividades antropogénicas, como la utilización de fertilizantes, descargas de aguas residuales e incineración de basura (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Egwumah *et al*., 2017; Hussain y Tabassum 2019).

A nivel mundial, estudios sobre niveles de Cd en plumas de diferentes especies de aves acuáticas reportan concentraciones promedio de Cd de aproximadamente 2 μg/g (Burger y Gochfeld 2004; Naseem y Zeb 2009; Varagiya *et al*., 2022). Por especie, las concentraciones más altas de Cd se han reportado en *Ardea ibis* (41.1 μg/g) en países como India, Pakistan e Indonesia (Varagiya *et al*., 2022). Las concentraciones encontradas en las aves acuáticas del PNLCH son hasta 40 veces menores que las reportados por Varagiya *et al*. (2022) , además, de encontrarse por debajo del promedio global de 2 μg/g. Sin embargo, al igual que en otros estudios, la especie *A.*

ibis presentó los niveles más altos de Cd en comparación a *N. brasilianum* y *A. alba*, con diferencias significativas en la concentración de Cd entre especies (Fig. 5, Tabla 2).

Por otro lado, se sugiere que una baja concentración de Cd en un organismo considerado sano podría estar relacionado con los procesos de desintoxicación mediados por las metalotioneínas (Hutton y Goodman 1980; Zavala 2021). Estas proteínas de bajo peso molecular desempeñan un papel crucial en la desintoxicación de este elemento (Ferrer 2003; Vizuete *et al*., 2018; Zavala 2021). Según Vizuete *et al*. (2018), este proceso implica la unión del Cd a las metalotioneínas, lo que, resulta en su inactivación química antes de ser almacenado (*vgr.* plumas) o excretado a través de fluidos corporales (*vgr*. orina). Por lo tanto, considerando los valores de Cd obtenidos en las aves acuáticas del PNLCH y los reportes de estudios globales, los niveles de Cd obtenidos en esta investigación pueden considerarse como comunes para aves acuáticas.

Arsénico

El As se considera como un ET no esencial y a nivel global es reconocido como uno de los contaminantes ambientales más importantes y un carcinógeno bioacumulativo persistente (Egwumah *et al*., 2017; Campbell y Kumar 2021). Su presencia en los ecosistemas acuáticos se atribuye principalmente a fuentes antropogénicas, como la extracción de minerales, la quema de basura, y el uso de fungicidas, insecticidas, herbicidas y conservantes de madera (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; Campbell y Kumar 2021; Pereda-Solís *et al*., 2023).

De acuerdo con la literatura, concentraciones superiores a 10 µg/g en aves acuáticas pueden inducir a problemas hepáticos y renales, interrumpir la reproducción y generar efectos subletales como debilidad, pérdida de reflejos, convulsiones, entre otros (Burger *et al*., 2018; Campbell y Kumar 2021). No obstante, diversas investigaciones hacen referencia que el As suele encontrarse

comúnmente en concentraciones inferiores a 3 µg/g en especies consideradas sanas (Vizuete *et al*., 2018; Pereda-Solís *et al*., 2023). Por lo tanto, los niveles de As encontrados en las plumas de las aves acuáticas del PNLCH se encuentran por debajo de los valores reportados para especies sanas. En consecuencia, se puede asumir que las concentraciones de As detectadas en este estudio no representan un riesgo toxicológico para las aves acuáticas del parque nacional Lagunas de Chacahua.

Con respecto a las especies, se observaron diferencias significativas en las concentraciones de As entre las tres especies de aves acuáticas (Fig. 5). La especie *A. ibis* presentó los niveles más altos de As en comparación con *N. brasilianum* y *A. alba*, que mostraron menor concentración (Tabla 2). Investigaciones previas, reportan concentraciones altas de As en aves de la familia Ardeidae, que se alimentan de macroinvertebrados acuáticos o artrópodos en áreas cercanas a cultivos, como lo proponen Ali y Khan (2018) y Canova *et al*. (2020). Por lo tanto, las diferencias significativas en las concentraciones de As en las plumas de las aves acuáticas del PNLCH posiblemente fueron bioacumuladas por los diferentes niveles tróficos en la cadena alimentaria, como lo sugiere Canova *et al*. (2020) y Liu *et al*. (2021).

Mercurio

El mercurio (Hg) es un ET no esencial que puede estar presente en forma orgánica o inorgánica en los ecosistemas acuáticos (Varagiya *et al*., 2022; Pereda-Solís *et al*., 2023). El Hg se encuentra con mayor frecuencia en regiones donde se utilizan herbicidas, fungicidas y en áreas con presencia de industrias y minerías (Vizuete *et al*., 2018; Varagiya *et al*., 2022). Una vez que ingresa en los sistemas acuáticos, el Hg puede permanecer en el agua o depositarse en los sedimentos (en su forma inorgánica Hg^{2+}), lo que permite a este elemento acumularse en los tejidos de las especies dentro

de las cadenas tróficas (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; González *et al*., 2018; Varagiya *et al*., 2022).

De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS) se considera aceptable una concentración de Hg en el agua de 0.001 mg/L, y en humanos una concentración de 0.2 μg/g, sin que estas concentraciones representen un riesgo a la salud (Ferrer 2003; Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014). Por otro lado, Varagiya *et al*. (2022) proponen que concentraciones de 0.3 μg/g de Hg en plumas de aves acuáticas, se encuentran asociadas con efectos adversos en el comportamiento reproductivo. Por su parte, Burger y Gochfeld (2004), observaron que niveles superiores a 5.0 μg/g de Hg en plumas, podían ocasionar problemas de malformación, esterilidad, así como presentar signos de inmunodepresión, convulsiones, entre otros efectos.

Bracey *et al*. (2020) no reportaron efectos visibles en el crecimiento de crías y adultos de dos colonias de *Sterna hirundo* cuando las concentraciones de Hg alcanzaron niveles superiores a 4.95 μg/g. Sin embargo, González *et al*. (2018) y Pereda-Solís *et al*. (2023) sugieren que pueden existir efectos adversos del Hg en las aves acuáticas, incluso por debajo del nivel establecido por la OMS. Por consiguiente, es importante considerar las diferentes perspectivas presentadas en las investigaciones para comprender mejor los posibles impactos del Hg en las poblaciones de aves acuáticas y tomar medidas adecuadas para su conservación.

En relación con los resultados de esta investigación, se identificaron diferencias significativas en las concentraciones de Hg en las plumas de las tres especies de aves acuáticas del PNLCH (Fig. 5). Específicamente, se observó que la especie *A. ibis* presentó los niveles más elevados de Hg en comparación con *N. brasilianum* y *A. alba* (Tabla 2). Estas diferencias podrían estar relacionadas con los patrones de comportamiento ecológico en la selección de alimentos por

parte de las especies, lo que resulta en su biomagnificación dentro de la red alimentaria, como sugiere Vizuete *et al*. (2018).

Sin embargo, las concentraciones detectadas en nuestro estudio se mantuvieron por debajo de los niveles considerados perjudiciales para las aves acuáticas, de acuerdo con lo reportado por Bracey *et al*. (2020), Varagiya *et al*. (2022) y Pereda-Solís *et al*. (2023). No obstante, se debe considerar que estas especies pueden estar en riesgo latente de exposición a otros contaminantes peligrosos, como los plaguicidas, que han sido reportados en la zona de estudio por Leal-Acostas *et al*. (2022). Por lo tanto, es importante establecer monitoreos continuos que permitan evaluar el estado de salud del ecosistema.

Correlación entre elementos traza por especie

Debido a sus características acumulativas y persistentes, los ET pueden generar interacciones entre oligoelementos esenciales y no esenciales, incluso entre aquellos con la misma afinidad (He *et al*., 2019; Yao *et al*., 2023). Esto sucede cuando el metabolismo de un elemento no esencial imita al de uno esencial, o, por el contrario, cuando existe una relación entre elementos con la misma afinidad, por ejemplo, entre elementos no esenciales (He *et al*., 2019; Parra 2014). Esta cualidad generalizada que presentan los ET plantea preocupaciones sobre los efectos negativos y su impacto en los ecosistemas (Varagiya *et al*., 2022).

Diversos estudios han demostrado que una manera de obtener información sobre las repercusiones ambientales de las interacciones entre elementos es a través de las correlaciones entre ellos, tal como sugieren He *et al*. (2019), Picone *et al*. (2019) y Yao *et al*. (2023). En este estudio, al analizar las relaciones entre los ET, solo se obtuvo que para *N. brasilianum* ocurrió correlación

positiva entre el Hg y el Cd, así como una correlación negativa entre el Pb y el Zn. Para el resto de las especies, no se observaron interacciones entre oligoelementos.

Las asociaciones encontradas entre los ET en *N. brasilianum* podrían estar relacionadas con el porcentaje de materia orgánica presente en el sistema lagunar, las fuentes minerales-naturales, carbonatos y, finalmente, con las actividades humanas en la zona, de acuerdo con Arcega (2001) y Mendoza *et al*. (2015). Cabe destacar que las tres especies de aves acuáticas son residentes y se alimentan principalmente en hábitats locales (Bojorges-Baños 2011; CONANP 2014). Sin embargo, también es relevante considerar que estas especies presentan diferentes ecologías con respecto a la selección de su alimento y características fisiológicas que las distinguen (Mohammedi *et al*., 2020; Tette-Pomarico *et al*., 2020; Mera-Ortíz *et al*., 2021). Por ejemplo, *N. brasilianum* es piscívora y posee un plumaje negro, mientras que *A. alba* se alimenta de peces y anfibios, *A. ibis* amplia su adieta a peces e insectos; las dos últimas especies presenta plumaje completamente blanco (Mohammedi *et al*., 2020; Tette-Pomarico *et al*., 2020; Mera-Ortíz *et al*., 2021). Lo anterior, podría explicar por qué solo *N. brasilianum* mostró correlación entre los elementos, con respecto a las especies *A. ibis* y *A. alba*.

La asociación positiva encontrada entre los niveles de Hg y Cd en *N. brasilianum* puede estar relacionada con las actividades agrícolas dentro del área de estudio, las cuales podrían contribuir a la presencia de estos elementos (Arcega 2001; Mendoza *et al*., 2015; Arroyo 2021) (Tabla 3). Tanto el Hg como el Cd son componentes comunes de herbicidas, fungicidas y aguas residuales (Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014; González *et al*., 2018; Hussain y Tabassum 2019). Su presencia en el ambiente podría provocar su acumulación en las plumas de *N. brasilianum*, generando potenciales efectos negativos. Sin embargo, a pesar de que varios estudios

han reportado esta interacción, aún no se ha descrito los efectos adversos que podría generar en las aves acuáticas (Vizuete *et al*., 2018; Bauer *et al*., 2024).

En cuanto a la interacción negativa entre el Pb y el Zn en las plumas de *N. brasilianum*, es posible que esté relacionado con los mecanismos de acumulación y las características fisiológicas de esta especie, la cual se caracteriza por tener un plumaje completamente negro (Picone *et al*., 2019; Tette-Pomarico *et al*., 2020) (Tabla 3). Se ha observado que el Zn se acumula en las plumas debido a su importancia para el desarrollo, así como por su papel en la pigmentación generada por la eumelanina, responsable de producir el color oscuro en plumas (Niecke *et al*., 1999). Por otro lado, el Pb tiende a interactuar y asociarse con la queratina presente en las plumas, lo que provoca una competencia con el Zn por los mismos sitios de unión (Ferrer 2003; Burger y Gochfeld 2004; Sheikh *et al*., 2023).

Lo anterior, podría explicar por qué esta interacción entre el Zn y Pb solo se presenta en *N. brasilianum* y no en *A. ibis* y *A. alba*, especies que suelen tener un plumaje completamente blanco (Mohammedi *et al*., 2020; Reyes 2023). Con respecto a la interacción negativa observada entre el Zn y Pb podría deberse a la competencia que ambos elementos tienen en el organismo, lo que provoca que la presencia de uno de estos elementos disminuya la presencia del otro (He *et al*., 2019; Picone *et al*., 2019; Tajchman *et al*., 2023). Además, se ha observado que el Zn actúa como un desintoxicante de elementos no esenciales, como el Hg, Pb, Cd y As, a través de la inducción de metalotioneínas (Ferrer 2003; Zavala 2021). Estas proteínas son clave en la regulación de la concentración de elementos no esenciales en el organismo, como es el caso del Pb (Juárez-Rebollar y Méndez-Armenta 2016).

Estos hallazgos sugieren que el Zn inhibe la absorción, acumulación o promueve la desintoxicación del Pb a través de las plumas de *N. brasilianum* (Juárez-Rebollar y Méndez-

Armenta 2016; He *et al*., 2019). En conjunto, estos resultados resaltan la importancia de considerar las interacciones entre diferentes elementos traza y su biomonitoreo ambiental para comprender mejor el impacto negativo que dichos elementos pueden tener en las poblaciones de aves acuáticas, el medio ambiente y la salud pública.

12. CONCLUSIONES

- El estudio de elementos traza en las aves acuáticas del parque nacional Lagunas de Chacahua mostró que las plumas reflejan la bioacumulación de estos elementos, por lo que pueden ser consideradas como un excelente tejido de análisis.
- Las diferencias en los niveles de ET observados entre *Ardea ibis, Nannopterum brasilianum* y *Ardea alba*, posiblemente se deba a la bioacumulación a lo largo de los diferentes niveles tróficos en la cadena alimentaria.
- La bioacumulación en *Nannopterum brasilianum* puede explicarse por las características fisiológicas y la capacidad acumulativa de esta especie.
- El análisis de elementos traza en las plumas de las aves acuáticas del parque nacional Lagunas de Chacahua mostró la bioacumulación de elementos esenciales y tóxicos. Sin embargo, los niveles de ET observados en las aves acuáticas analizadas presentan concentraciones menores a las reportadas en aves de otros sistemas lagunares, en cantidades que no representan un riesgo para su salud y pueden considerarse comunes para las aves acuáticas residentes del PNLCH.

13. REFERENCIAS

Abdullah, M., M. Fasola, A. Muhammad, S.A. Malik, N. Bostan, H. Nokhari, M.A. Kamran, M.N. Shafqat, A. Alamdar, M. Khan, N. Ali y S.A.M.A.S. Eqani. 2015. Avian feathers as a non-destructive bio-monitoring tool of trace metals signatures: A case study from severely contaminated areas. Chemosphere, 119: 553-561.

Ahsan, M.R., A. Riaz, A. Rasheed, M. Ilyas, H. Asif y U. Rafi. 2021. Comparative analysis of heavy metal accumulation pattern and genotoxicity in waterfowl. MARKHOR The Journal of Zoology, 2(1): 30-36.

Alarcón-Corredor, O.M. 2009. Los elementos traza. Revista Médica de la Extensión Portuguesa, 4(3): 107-124.

Alfaro, M. y I. Escalona. 2000. Diagnóstico socioeconómico del Parque Nacional Lagunas de Chacahua y su entorno, Oaxaca. CIESAS-SEMARNAP.

Ali H. y E. Khan. 2018. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs - Concepts and implications for wildlife and human health. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 25(6): 1353-1376.

Anderson, D.W. 1995. Selenium, boron, and heavy metals in birds from the Mexicali Valley, Baja California, Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 54: 198-206.

Arcega, C.R.E. 2001. Metales traza en sedimentos recientes de los ríos Verde y San Francisco, y el Sistema Lagunar estuarino Chacahua-Pastoría, Oaxaca. Tesis de Maestría, Universidad del Mar campus Puerto Ángel, Oaxaca, México, 81 pp.

Arriaga, M.J.A., F.J.V. González, M.M. Domínguez, A.G.M. Piedra y A.C.G. Espinosa. 2021. Contaminantes emergentes en el agua: causas y efectos. IMPLUVIUM, 17: 76.

Arroyo, S.M. 2021. El mejillón de laguna o tichinda (*Mytella strigata*) como bioindicador de calidad ambiental en la Laguna de Pastoría, Villa de Tututepec, Oaxaca, México. Tesis de Licenciatura, Universidad El Bosque Facultad de Ciencias Naturales, Bogotá, Colombia, 100 pp.

Bauer, A.B., B. de A. Linhares, G.N. Tavares, P.C. Gomes, Y.Z. Dornelles, A. Bianchini y L. Bugoni. 2024. Temporal changes in metal and arsenic concentrations in blood and feathers of tropical seabirds after one of the largest environmental disasters associated with mining. Environmental Research, 248: 118-240.

Becerril-González, M. 2022. Una revisión sobre la migración de las aves rapaces y los efectos toxicológicos de los metales pesados. Espacio I+D, Innovación más Desarrollo, 11(31): 55-73.

Beyer, W.N., J. Dalgarn, S. Dudding, J.B. French, R. Mateo, J. Miesner, L. Sileo y J. Spann. 2004. Zinc and lead poisoning in wild birds in the tri-state mining district (Oklahoma, Kansas, and Missouri). Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 48: 108-117.

Bojorges-Baños, J.C. 2011. Riqueza y diversidad de especies de aves asociadas a manglar en tres sistemas lagunares en la región costera de Oaxaca, México. Revista Mexicana de Biodiversidad, 82: 205-215.

Bracey, A.M., M.A. Etterson, F.C. Strand, S.W. Matteson, G.J. Niemi, F.J. Cuthbert y J.C. Hoffman. 2020. Foraging ecology differentiates life stages and mercury exposure in Common Terns (*Sterna hirundo*). Integrated Environmental Assessment and Management, 17(2): 398-410.

Buelvas-Soto, J., S. Marrugo-Madrid y J. Marrugo-Negrete. 2022. Bioacumulación de mercurio y plomo en el pato *Dendrocygna autumnalis* en la subregión de la Mojana, Colombia. Revista MVZ Córdoba, 27(1): e2337.

Burger J., D. Mizrahi, N. Tsipoura, C. Jeitner y M. Gochfeld. 2018. Mercury, lead, cadmium, cobalt, arsenic and selenium in the blood of semipalmated sandpipers (*Calidris pusilla*) from Suriname, South America: age-related differences in wintering site and comparisons with a stopover site IN New Jersey, USA. Toxics, 6(2): 27.

Burger, J. y M. Gochfeld. 2004. Marine birds as sentinels of environmental pollution. EcoHealth, 1: 263-274.

Calnek, B. 2000. Enfermedades de las aves. Pp: 1007 *In*: Julian, R.J. y T.P. Brow (eds.), Otras toxinas y venenos. Segunda edición, Manual moderno, Distrito Federal, México.

Campbell, M.O. y K.J. Kumar. 2021. Critical research techniques in animal and habitat ecology international examples. Pp: 105-152 *In*: Campbell, O'Neal M. (eds.), Environmental chemistry and the conservation biology of raptors and waterbirds. Nova Science Publishers, New York, E.U.

Canova, L., M. Sturini, A. Profumo y F. Maraschi. 2020. Evidence of low-habitat contamination using feathers of three heron species as a biomonitor of inorganic elemental pollution. International Journal of Environmental Research and Public Health, 17(21): 7776.

Carpenter, J.W., G.A. Andrews y W.N. Beyer. 2004. Zinc toxicosis in a free-flying Trumpeter Swan (*Cygnus buccinator*). Journal of Wildlife Diseases, 40: 769-774.

Castro, M.F. 2020. Estudio del contenido de metales pesados (Cd y Pb) y elementos traza esenciales (Zn) en varios tejidos de seis especies de aves de Tenerife. Tesis de licenciatura, Universidad de la Laguna, Santa Cruz de Tenerife, España, 29 pp.

Cayetano-Rosas, H., M.H. Ramírez, J.O. Gómez-Garduño, N.S. Piñón, R. Bautista-Trejo, J.G.N. Valverde y J.E. Ramírez-Albores. 2023. Composición espacial y temporal de aves acuáticas y rapaces en humedales del centro de México. UNED Research Journal, 15(1): e4382.

Chiou, P.W.S., C.L. Chen, K.L. Chen y C.P. Wu. 1999. Effects of high dietary copper on the morphology of gastro-intestinal tract in broiler chickens. Asian-Australasian Journal of Animal Sciences, 12(4): 548–53.

CONANP. 2014. Programa de manejo del Parque Nacional Lagunas de Chacahua. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, 219 pp.

Conde-Tinco, M.A. y J. Iannacone. 2013. Bioecología del *Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin, 1789) (Pelecaniformes: Phalacrocoracidae) en Sudamérica. The Biologist, 11(1): 151-166.

Díaz, I.A.C., E.E.J.L. Sedas y M.C. Burguillo. 2018. Servicios ecosistémicos en humedales. GM-Espejo Imagen, Veracruz, México, 437 pp.

DOF. 1937. Decreto que declara Parque Nacional Lagunas de Chacahua, los terrenos de la Costa Occidental del estado de Oaxaca, que el mismo limita, México. Consultado el 10 de diciembre 2022: https://www.dof.gob.mx/index.php?year=1937&month=7&day=9#gsc.tab=0

DOF. 1994. Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por

espectrofotometría de absorción atómica._Consultado el 24 de noviembre 2024: http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69541.pdf

Egwumah, F.A., P.O. Egwumah y D. Edet. 2017. Paramount roles of wild birds as bioindicators of contamination. International Journal of Avian & Wildlife Biology, 2(6): 194-199.

Estrada-Guerrero, D.M.G. y D.T. Soler-Tovar. 2014. Las aves como bioindicadores de contaminación por metales pesados en humedales. Ornitología Colombiana, 14: 145-160.

Ferrer, D.A. 2003. Intoxicación por metales. Anales del Sistema Sanitario de Navarra, 26 (Supl. 1): 141-153.

FIR. 2007. Ficha Informativa de los humedales de RAMSAR, compilada por la Sociedad Mexicana de Ornitología. Laboratorio de vertebrados, Departamento de Biología Comparada, Facultad de Ciencias, UNAM, México, 34 pp. Consultado el 10 de diciembre 2022: https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1819RIS.pdf

Ghahraman, P.M. y A. Kooshafar. 2021. The effect of age group, sex, and body condition indices on the concentration of heavy metals (Pb, Cd) in Mallard's feather. Journal of Natural Environment, 74(2): 358-371.

Gómez de Silva, H., A. Oliveras de Ita y R.A. Medellín. 2005. *Bubulcus ibis ibis*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB -CONABIO. Proyecto U020. México. D.F.

González, D., D.B. Álvarez, M. Mora, R.H. Buelna-Osben y R.J. Ruelas-Insunza. 2018. Biomonitoreo de metales pesados en plumas de aves acuáticas residentes del Lago de

Chapala, México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 34(2): 215-224.

Hamesadeghi, Y., R. Rahmani y A. Mansouri. 2019. Coot, *Fulica atra*, and Mallard, *Anas platyrhynchos* as indicators of mercury contamination in Zarivar wetland from Western of Iran. Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management, 11: 1-12.

Harding, L.E. y J.I. Mesler. 2022. Cormorant abundance, diet, and foraging habits in Arizona. Journal of Field Ornithology, 93(3): 6.

Hazrat, A., K. Ezzat y I. Ikram. 2019. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. Hindawi, Journal of Chemistry, 4: 1-14.

He, C., T. Su, S. Liu, A. Jiang, E. Goodale y G. Qiuc. 2019. Heavy metal, arsenic, and selenium concentrations in bird feathers from a region in southern China impacted by intensive mining of nonferrous metals. Environmental Toxicology and Chemistry, 39(2): 371-380.

Hernández-Santos, I. 2009. Propuesta de programa para el manejo integral de la zona costera. Caso: Municipio de Villa de Tututepec de Melchor Ocampo, Oaxaca, México. Tesis de Licenciatura. Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca, México.

Huerta, G.M.A. y F.E. Propin. 2000. Las dependencias regionales de los asentamientos humanos localizados en el Parque Nacional "Lagunas de Chacahua", Oaxaca. Investigaciones Geográficas, 41: 96-106.

Huerta, H.V. 2022. Comparación del nicho trófico y bioacumulación de metales pesados en dos colonias de cría de *Sula nebouxii* y *Sula leucogaster* en el Golfo de California.

Tesis de Maestría, Centro de investigaciones biológicas el Noreste, S.C, México, 65 pp.

Hussain, S. y R. Tabassum. 2019. Effect of heavy metals (zinc and cadmium) on serum enzymes activities and relative weight of liver and kidneys of pigeon, *Columba livia domestica*. International Journal of Biology and Biotechnology, 16(2): 513-520.

Hutton, M. y G.T. Goodman. 1980. Metal contamination of feral pigeons (*Columba livia*) from the London area: Part 1-Tissue accumulation of lead, cadmium and zinc. Environmental Pollution (Series A), 40: 207-217.

INEGI. 2010. Compendio de información geográfica municipal 2010 Villa de Tututepec de Melchor Ocampo Oaxaca. Consultado el 6 de septiembre 2024: https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/20/20334.pdf

Innamorato-Costas, F., J. Muñoz-Gil y G. Marín-Espinoza. 2018. Contenido de metales pesados (Cr, Cu, Zn, Pb y Cd) en sangre y plumas de la codorniz (*Coturnix coturnix japonica*) y su relación con el peso y el sexo de las aves. The Biologist (Lima), 16(2): 323-334.

IUCN. 2023. *Ardea alba*. Consultado el 18 de junio 2024: https://www.iucnredlist.org/species/22697043/155465940

IUCN. 2023. *Nannopterum brasilianus*. Consultado el 4 de diciembre 2023: https://www.iucnredlist.org/species/22696773/133550739

Juárez-Rebollar D. y M. Méndez-Armenta. 2016. Aspectos funcionales de la metalotioneina en el sistema nervioso central. Archivos de Neurociencias, 19(1): 34-4.

Leal-Acostas, M.L., P.J. Bastidas-Bastidas , E. Cruz-Acevedo, E.E. Aguilar-Jiménez, X.P. Perea-Domínguez, I. G. Martínez-Álvarez y J.B. Leyva-Morales. 2022. Pesticides in water and sediments of Chacahua-Pastoría Lagoon System, Oaxaca, Mexico. Marine Pollution Bulletin, 174.

Ley-Quiñónez, C.P. 2014. Determinación de metales pesados en sangre y análisis hematológico de *Caretta caretta* y *Chelonia mydas* en áreas del noroeste de México. Tesis de Doctorado en Biotecnología. Universidad Autónoma de Sinaloa. 109 pp.

Liu, F., M. Li, J. Lu, Z. Lai, Y. Tong y M. Wang. 2021. Trace Metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) and Stable Isotope Ratios ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$) in Fish from Wulungu Lake, Xinjiang, China. International Journal of Environmental Research and Public Health, 18: 9007.

Liu, L., L. Xiao-Guang, Y. Sun, P. Zi-Han, X. Hong-Ying, L. Wen-Xiu y W. Zhi-Hong. 2019. Trace elements in the feathers of waterfowl from Nanhaizi Wetland, Baotou, China. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 102: 778-783.

Londoño, F.L.F., P.T.M. Londoño y F.G.G. Muñoz. 2016. Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial, 14 (2): 145-153.

Marcovecchio, J. y R. H. Freije. 2013. Procesos Químicos en Estuarios. Capitulo: 10 *In*: Botté, S.E., J.E. Marcovecchio, M.D.S. Fernández, V.L. Negrin, M.V. Panebianco, P. Simonetti, N. Buzzi y F. Delucchi. Ciclo de metales pesados. Universidad Tecnológica Nacional, Buenos Aires, Argentina.

Mendoza, E., J. Seim, L. Contreras y V. Martínez. 2015. Distribución de elementos traza y materia orgánica en los sedimentos del sistema lagunar Chacahua-Pastoría, Oaxaca. Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias, 6(13): 20-29.

Mera-Ortíz, G., P.L. Enríquez, J.F. Valle-Mora y E. Palacios-Castro. 2021. Distribución espacio temporal de ocho especies de garzas (Ardeidae) durante la reproducción en Isla Pájaros, Oaxaca-Chiapas, México. Caldasia, 44(1): 69-81.

Mohammedi, A., M. Kouidri, A. Mahmoudi y A. Ababou. 2020. Ecological and biological behavior of nesting colony of *Bubulcus ibis* in north-western Algeria. Lebanese Science Journal, 21(1): 1-11.

Mora, M.A., C. Sandoval y R. Taylor. 2021. Metals and Metalloids in Feathers of Neotropic Cormorants (*Phalacrocorax brasilianus*) Nesting in Lake Livingston and Richland Creek, Texas, USA. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 107: 406-411.

Mukherjee, S.P.A. y K.M.P.D. Subhra. 2022. Heavy metal exposure to a migratory waterfowl, Northern Pintail (*Anas acuta*), in two peri-urban wetlands. Science of The Total Environment, 851(1): 158238.

Naseem, M.R. y N. Zeb. 2009. Assessment of environmental contamination using feathers of *Bubulcus ibis* L., as a biomonitor of heavy metal pollution, Pakistan. Ecotoxicology, 18: 522-536.

Navarro-Sigüenza, A.G., M.F. Rebón-Gallardo, A. Gordillo-Martínez, A.P. Townsend, H. Berlanga-García y L.A. Sánchez-González. 2014. Biodiversidad de aves en México. Revista Mexicana de Biodiversidad, 85: 476-495.

Niecke, M., Heid, M. y Kruger, A. 1999. Correlation between melanin pigmentation and element concentration in feathers of white-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*). Journal of Ornithology, 140: 355-362.

Pabón, S.E., R. Benítez, R.A. Sarria-Villa y J.A. Gallo. 2020. Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. Entre Ciencia e Ingeniería, 14 (27): 9-18.

Pandiyan, J., R. Arumugam, K.A. Al-Ghanim, N. Sachivkin, M. Nicoletti y M. Govindarajan. 2023. Heavy Metals in Wetland Ecosystem: Investigating Metal Contamination in Waterbirds via Primary Feathers and Its Effect on Population and Diversity. Soil Systems, 7(104): 2-14.

Pantaleón-López, B., G. Aceves y I. Castellanos. 2005. Distribución y abundancia del zooplancton del complejo lagunar Chacahua-La Pastoría, Oaxaca, México. Revista Mexicana de Biodiversidad, 76: 63-70.

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

Pereda-Solís, M.E., J.H. Martínez-Gue y J.A. Toca-Ramirez. 2012. Estimation of hepatic levels of heavy metals and metalloids in aquatic birds from a wetland irrigated with residual water in the city of Durango, Mexico. Journal of Animal and Veterinary Advances, 11(6): 826-830.

Pereda-Solís, M.E., M., Salazar-Borunda, J. Martínez-Guerrero, A. Vargas-Duarte, J. Rendon-Von-Osten y V. Carrillo-Buentello. 2023. Elementos inorgánicos potencialmente tóxicos en hígado de aves acuáticas invernantes en Laguna de Santiaguillo, Durango. Abanico Veterinario, 13: 1-18.

Pérez-Delgado, P. 2002. Estado de conservación de la vegetación del Parque Nacional Lagunas de Chacahua: propuesta para su rehabilitación. Pp. 21-38, *In*: M. Alfaro y G. Sánchez (eds.). Chacahua: reflejos de un parque. Plaza y Valdés, México.

Pérez, P.A., M.D.L. Gómez, J. Weiss, M.E. Gutiérrez-Cortines, E.C. Gallego, J.J.S. Martínez, J.C. Vicente, M.L. Aguado, P.B. Periago, Á.C. Faz, J.A.A. Acosta, M.Á.G. Muñoz, R.M.A. Rosales, P.G. Sánchez, J.C. Moreno, R.B. Zornoza, B.G. Martín, J.M.M. Molina, D.G. Fernández-Pacheco y T.V. López. 2013. Programa educativo "Rutas biotecnológicas". 1ª edición, Murcia, España, Consultado el 17 de junio 2024: http://ftp.murciaeduca.es/programas_educativos/Nuevo1/LIBROETSIA/33_anlisis_de_residuos_metales_pesados_solubles_en_agua.html#:~:text=Los%20metales%20solubles%20en%20agua,y%2Fo%20complejos%20metálicos%20disueltos.

Picone, M., F. Corami, C. Gaetanan, M. Basso, A. Battiston, L. Panzarin y A.G. Volpi. 2019. Accumulation of trace elements in feathers of the Kentish plover *Charadrius alexandrinus*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 179: 62-70.

Pombo, M., L. Castro y J. Barreiro. 2001. El crecimiento, el desarrollo y los elementos traza. Anales de Pediatría, 54(S1): 63-71.

R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rai, P.K., S.S. Lee, M. Zhang, Y.F. Tsang y K.H. Kim. 2019. Heavy metals in food crops: health risks, fate, mechanisms, and management. Environment International, 125: 365-385.

RAMSAR. 1971. ¿Qué son los humedales? Consultado el 15 de diciembre 2023: https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/info2007sp-01.pdf

Raymundo, T., E. Escudero-Leyva, I. Ortega-López, D. Castro- Bustos, H. León-Avendaño y R. Valenzuela. 2014. *Ascomycetes* of the tropical dry forest in the Lagunas Chacahua National Park, Oaxaca, Mexico. Boletín de la Sociedad Micológica Castellana, 38: 9-21.

Rendón-von Osten, J., F.E. Galán y C. Tejeda. 2001. Survey of lead in feathers of Anatidae's from the Pabellon inlet, Sinaloa, Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 67: 276-281.

Reyes, S.E.A. 2023. Comportamiento poblacional de *Ardea alba* (garza blanca) en el manglar de la Parroquia Manglaralto, Santa Elena, Ecuador. Tesis de licenciatura, Universidad Estatal Península De Santa Elena, Ecuador, 70 pp.

Riaz, M.A., A. Riaz, A. Rasheed, M. Ilyas, H. Asif y U. Rafi. 2021. Comparative analysis of heavy metal accumulation pattern and genotoxicity in waterfowl. Markhor (The journal of Zoology), 2(1): 30-36.

Riper, C.V. y M. Lester. 2016. The distribution and extent of heavy metal accumulation in song sparrows along Arizona's upper Santa Cruz River. Environmental Monitoring and Assessment, 186: 4779-4791.

Rodríguez, H.D. 2021. Metales pesados y salud. Correo Científico Médico, 25(4).

Sheikh, M.A., N.A. Abbasi1, G. Mustafa, M.H. Zaman, M. Majid y S.R. Ahmad. 2023. Non-invasive bio-monitoring investigation of toxic trace elements in remiges (flight), contours (body), and rectrices (tail) feathers in *Bubulcus ibis* (cattle egrets). Pakistan Journal of Science, 75(4): 672-683.

Solgi, E., E. Mirzaei-Rajeouni y A. Zamani. 2020. Feathers of three waterfowl bird species from northern Iran for heavy metals biomonitoring. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 104: 727-732.

Soto-Jiménez, M.F. 2011. Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas. Hidrobiológica, 21(3): 239-248.

Sun, Y., Z. Lu, K. Xiao, L. Zeng, J. Wang, Y. Zhang y G.G. Wing. 2022. Spatial and interspecific variation of accumulated highly toxic trace elements between fifteen bird species feathers from Antarctic, Arctic and China. Environmental Technology & Innovation, 27: 102479.

Tajchman, K., K. Drabik, A. Ukalska-Jaruga, P. Janiszewski, D. Spustek y K. Wengerska. 2023. The screening method for use of wild pheasant feathers in the monitoring of environmental pollution with heavy metals. Scientific Reports, 13: 6540.

Tette-Pomarico, A., A. López-Peña, R. Franke-Ante y L.O. Duarte. 2020. Dieta y amplitud del nicho trófico del cormorán neotropical [*Nannopterum brasilianus* (Gmelin, 1789)] en el Santuario de Flora y Fauna Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe de Colombia. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 49: 193-208.

Torres, Z., M.A. Mora, R.J. Taylor, D. Alvarez-Bernal, H.R. Buelna y A. Hyodo. 2014. Accumulation and hazard assessment of mercury to waterbirds at lake Chapala, Mexico. Environmental Science & Technology, 48(11): 6359-6365.

Ullah, K., M.Z. Hashmi y R.N. Malik. 2014. Heavy-metal levels in feathers of cattle egret and their surrounding environment: a case of the Punjab Province, Pakistan. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 66: 139-153.

Varagiya, D., B. Jethva y D. Pandya. 2022. Feather heavy metal contamination in various species of waterbirds from Asia: a review. Environmental Monitoring Assessment, 194: 26.

Vizuete, J., M. Pérez-López, M.P. Míguez-Santiyán y D. Hernández-Moreno. 2018. Mercury (Hg), Lead (Pb), Cadmium (Cd), Selenium (Se), and Arsenic (As) in Liver, Kidney,

and Feathers of Gulls: A Review. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 62 pp.

Yao, T., G. Wang y C. Li. 2023. Bird's blood and feathers as bioindicators for the oxidative stress induced by metal(loid)s in polymetallic contaminated areas. Ecological Indicators, 146: 109909.

Zaman, M.H., G. Mustafa, M.A. Sheikh, A. Qadir, S.U. Shahid y N.A. Abbasi. 2022. A multitissue biomonitoring investigation of toxic trace elements and their trophic transfer potential in a semi aquatic bird species, the Cattle Egret (*Bubulcus ibis*). Chemosphere, 300: 134582.

Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Fourth Edition. Prentice Hall Inc, New Jersey, USA. 960 pp.

Zavala, F.K.A. 2021. Determinación de metales pesados en tortuga marina *Lepidochelys kempii* del golfo de México. Tesis de Maestría, Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-SINL, México, 76 pp.

Zoroddu, M.A., J. Aaseth, G. Crisponi, S. Medici, M. Peana y V.M. Nurchi. 2019. The essential metals for humans: a brief overview. Journal of Inorganic Biochemistry, 195: 120-129.

14. ANEXO I

Elementos traza esenciales, no esenciales y metaloide (Adaptado de Alarcón-Corredor 2009 y Estrada-Guerrero y Soler-Tovar 2014).

Elemento traza	Símbolo químico	Metaloide	Esencial / No esencial	Tóxico
Cromo	Cr	No	Esenciales	Si supera el umbral fisiológico o si existe una deficiencia.
Cobre	Cu			
Flúor	F			
Yodo	I			
Hierro	Fe			
Manganeso	Mn			
Molibdeno	Mo			
Selenio	Se			
Vanadio	Va			
Zinc	Zn			
Níquel	Ni			
Silicio	Si	Si		
Astaño	Sn	No	Posibles esenciales	
Bario	Ba			
Boro	B	Si		
Bromo	Br	No	No esenciales	Sí, hasta en concentraciones bajas por acumulación crónica.
Estroncio	Sr			
Aluminio	Al			
Mercurio	Hg			
Plomo	Pb			
Antimonio	Sb	Si		
Arsénico	As			
Germanio	Ge			
Rubidio	Rb	No		
Plata	Ag			
Oro	Au			
Bismuto	Bi			
Titanio	Ti			
Circonio	Zr			

15. ANEXO II

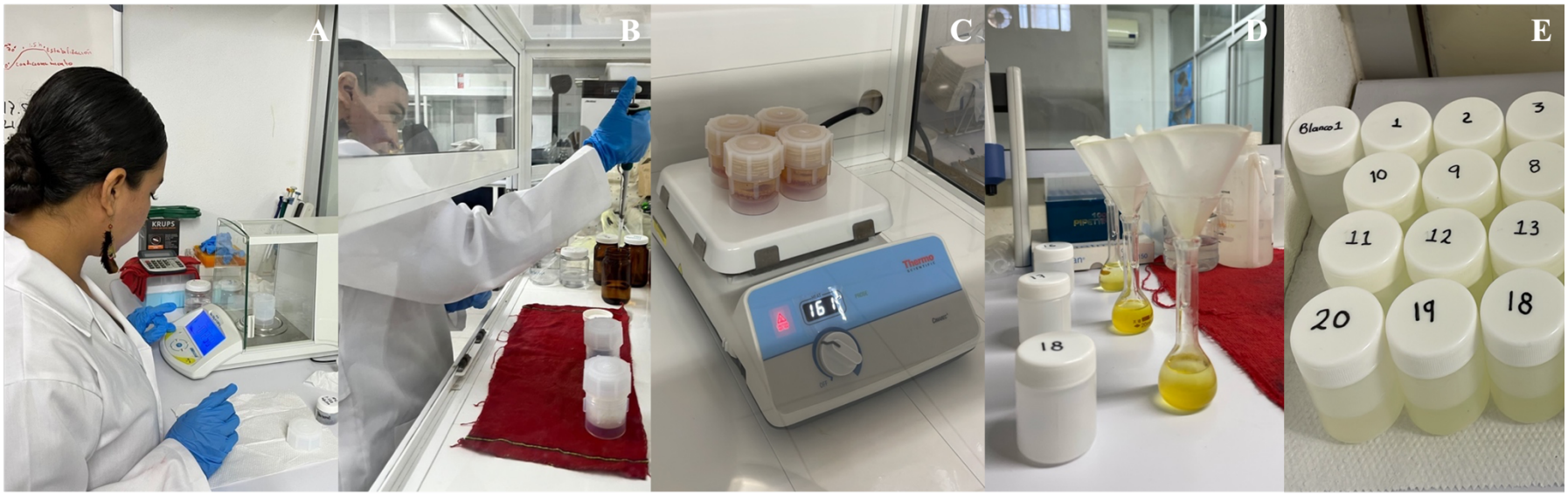
Métodos de captura y colecta de plumas de aves acuáticas del PNLCH: A) red de aro, B) método por encandilamiento, C) captura manual en zona de anidación, D) obtención de plumas primarias, E) obtención de plumas pectorales y F) almacenamiento de muestras.

16. ANEXO III

Almacenamiento y preparación de muestras en el laboratorio de biología de la Universidad del Mar campus Puerto Escondido: A) secado de plumas a temperatura ambiente, B) etiquetado de muestras, C) preparación de muestras en el laboratorio, D) segmentación de plumas, E) trituración y homogenización de muestras y F) registro de información.

17. ANEXO IV

Digestión de muestras en el laboratorio de Vida Silvestre y Enfermedades Emergentes del Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-Sinaloa: A) obtención de 1 gramo de muestra, B) Mezcla de HCl, HNO3 y plumas, C) proceso de digestión en placa de calentamiento, D) filtrado y E) almacenamiento.

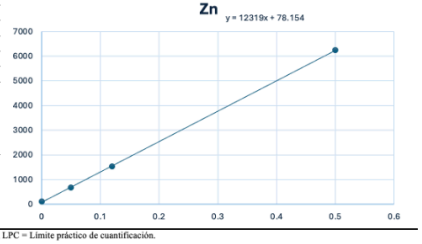


18. ANEXO V

Curvas de calibración y límite practico de cuantificación de los elementos traza: A) Zinc, B) Cobre, C) Plomo, D) Cadmio y E) Arsénico.

A

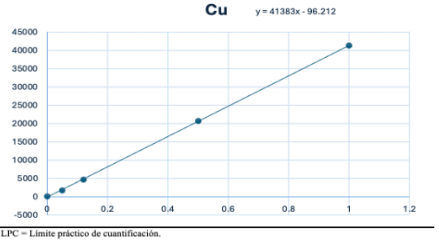
Zn	
Concentración	**Intensidad**
0	105.366
0.05	683.536
0.12	1533.17
0.5	6244.37
1	12408.4
R	0.99999323
LPC	0.05 ug/ml



ug/ml = microgramos por mililitros, R = coeficiente de correlación, LPC = Límite práctico de cuantificación.

B

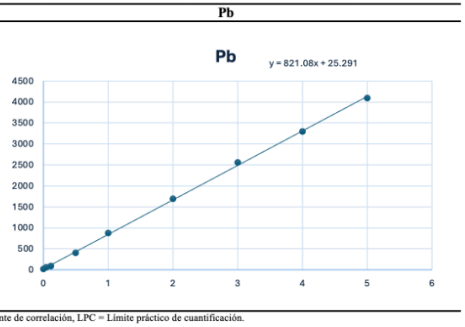
Cu	
Concentración	**Intensidad**
0	177.926
0.05	1802.24
0.12	4679.89
0.5	20705.2
1	41262.7
R	0.99993701
LPC	0.05 ug/ml



ug/ml = microgramos por mililitros, R = coeficiente de correlación, LPC = Límite práctico de cuantificación.

C

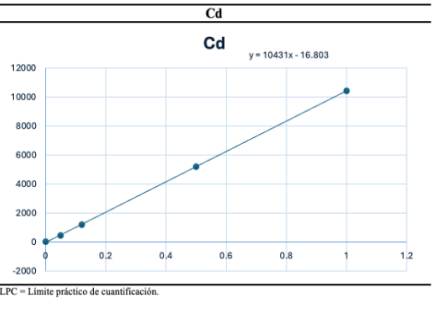
Pb	
Concentración	**Intensidad**
0	24.2828
0.05	61.9579
0.12	92.0058
0.5	403.681
1	878.667
2	1693.43
3	2556.88
4	3292.5
5	4090.55
R	0.99972555
LPC	0.05 ug/ml



ug/ml = microgramos por mililitros, R = coeficiente de correlación, LPC = Límite práctico de cuantificación.

D

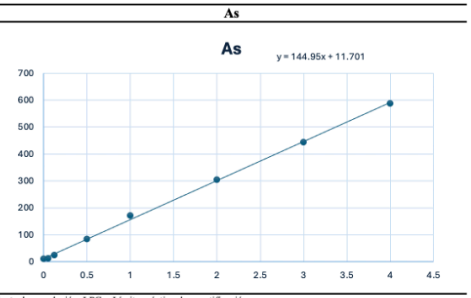
Cd	
Concentración	**Intensidad**
0	38.252
0.05	461.609
0.12	1221.94
0.5	5193.14
1	10420.3
R	0.99996677
LPC	0.05 ug/ml



ug/ml = microgramos por mililitros, R = coeficiente de correlación, LPC = Límite práctico de cuantificación.

E

As	
Concentración	**Intensidad**
0	10.4814
0.05	12.3113
0.12	24.9624
0.5	83.9279
1	171.304
2	305.013
3	443.774
4	588.457
R	0.99954618
LPC	0.05 ug/ml



ug/ml = microgramos por mililitros, R = coeficiente de correlación, LPC = Límite práctico de cuantificación.

19. ANEXO VI

Control de calidad y porcentaje de recuperación de elementos traza en plumas de tres especies de aves acuáticas en el parque nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México.

ET	Longitud de onda	Valor de MRC obtenido (µg/g)	Valor de MRC esperado (µg/g)	Porcentaje de recuperación (%)
Zn	213.9	40.140	45	89
Cu	327.3	25.432	26.5	96
Pb	220.3	0.082	0.0875	94
Cd	214.4	6.979	6.675	93
As	188.9	--	--	--
Hg	--	--	--	--

ET = elemento traza, MRC = Material de Referencia Certificado, -- sin dato.