

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ**  
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA  
PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO EN CIENCIAS  
AMBIENTALES

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
**DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES**

**TRANSFERENCIA DE ELEMENTOS TÓXICOS RESULTANTES DE ACTIVIDADES  
MINERAS HACIA LAS POBLACIONES DE AVES TERRESTRES RESIDENTES DEL  
ALTIPLANO POTOSINO Y SUS EFECTOS SOBRE EL SISTEMA INMUNE**

PRESENTA:

**IDALIA KARINA MONZALVO SANTOS**

**DIRECTOR DE TESIS:**

DRA. MA. CATALINA ALFARO DE LA TORRE

**CO-DIRECTOR DE TESIS:**

DR. LEONARDO CHAPA VARGAS

**ASESORES:**

DR. GERARDO JAVIER CASTRO LARRAGOITIA

DR. RICARDO RODRÍGUEZ ESTRELLA

**ENERO 2018**

## Dedicatoria

A **Zyanya**, por llenar mi vida de alegría con sus ocurrencias y su fantástica personalidad. Te amo loquilla.

A **Leo**, por estos años de amor. Gracias por todo tu apoyo en este proceso, sin ti no lo hubiera logrado.

A mí querida mamá por su ejemplo de lucha. Gracias **Gemma** por brindarme tu ayuda con la alegría y optimismo que siempre te caracteriza.

Ustedes llenan mi vida. Es un placer caminar a su lado.

Los amo

## **Agradecimientos**

Esta tesis no hubiera sido posible sin la valiosa ayuda de tanta gente que me brindó su apoyo durante el largo proceso de realización:

De manera especial quiero agradecer a mi directora, Dra. Ma. Catalina Alfaro de la Torre por su disposición para recibirme en su grupo de trabajo, llevarme de la mano con sabiduría durante todo este tiempo y asesorarme con mucha paciencia. Gracias por su comprensión ante la inesperada llegada de Zyanya y por su apoyo en momentos de crisis (académicas y personales). Es una persona llena de paz.

A mis asesores de tesis: Dr. Leonardo Chapa Vargas, Dr. Javier Castro Larragoitia, Dr. Ricardo Rodríguez Estrella por el tiempo que le dedicaron a este proyecto, el cuál se vio fortalecido con sus acertados comentarios.

A los Doctores Fernando Villaseñor Gómez y Guillermo Espinosa Reyes por aceptar ser parte del Comité Evaluador y enriquecer con sus comentarios esta tesis.

Al Dr. Erik Espinosa Serrano por su valiosa ayuda durante el trabajo de laboratorio realizado en las instalaciones del Instituto de Geología, UASLP. Siempre estaré agradecida contigo Erik. A la Dra. Rebeca Pérez Rodríguez por su apoyo con información y asesoría en la digestión de sangre, Al QFB Eduardo Cristobal del Angel por su ayuda en la lectura de frotis sanguíneos, A la IBP Damaris Arévalo Rangel por su ayuda en la digestión de muestras de sangre en el ININ, A Daniel Guerrero, IQ Carina Don Juan, IQ Anayeli Castillo por su ayuda en el laboratorio.

Un maravilloso grupo de gente me brindó su apoyo para la realización del extenuante trabajo de campo: Dr. Gerardo Ham Dueñas, M.C. Ma. Guadalupe Ruiz García, Dr. Julio César Canales Delgadillo colaboraron en el muestreo de aves y Dr. Romero Tinajero en la colecta de artrópodos.

De manera especial quiero agradecer a Yolanda Rodríguez por su amistad y apoyo al inicio del Doctorado. Amiga, gracias por el tiempo que pasamos juntas. Los momentos poco afortunados fueron más leves contigo como compañera de desgracia.

A mis compañeros de laboratorio por los gratos momentos compartidos: Miriam, Anayeli, Mayra, Mirta, Sandra, Carina, Juan Carlos. Damaris y Ana Laura: fue maravilloso tenerlas de compañeras, las mega quiero. Todos ustedes hicieron que mi paso por la FCQ fuera divertido.

A mis amigas de maternidad: Silvia, Jenny, Claudia, Brenda, Sofi, Nancy Arlette, Nancy Lizet, Alix, Melissa, Belem y Lulú por ser un maravilloso apoyo y aguantar el mismo tema tantos años :D. Son un regalo inesperado que me trajo la llegada de Zyan. Las quiero mucho amigas.

A mis amigos Sam, Marco, Nazareth, Ricardo, Chely, Yun, Lina, Cristy, Mare, Yani, Lym y Dey por ser mis compañeros de desveladas aún en la distancia. Las largas noches de trabajo fueron más ligeras a su lado. Gracias!

De manera especial quiero agradecer a mi madre por todo el apoyo brindado siempre. Gracias por venir a cuidarme y apoyarme cuando más te necesité y por tu ayuda con Zyanya. Gracias por ser una gran abuelita. Eres pieza clave para la realización de este trabajo.

## Índice General

CAPITULO 1 Síntesis .....	1
Introducción .....	1
Marco teórico .....	4
Degradación del hábitat .....	4
Minería .....	7
Arsénico.....	11
Plomo.....	12
Cadmio.....	13
Antimonio.....	14
Características de los Biomonitores.....	15
Antecedentes.....	17
Biomarcadores .....	17
Metales en aves.....	20
Especies de estudio.....	23
<i>Toxostoma curvirostre</i> .....	23
<i>Camphylorhynchus brunneicapillus</i> .....	24
<i>Melozone fusca</i> .....	26
Justificación.....	27
Hipótesis.....	29
Objetivo general.....	30
Objetivos Específicos.....	30
Área de estudio.....	31
Metodología.....	33
Trabajo de campo.....	35
Suelo.....	35
Colecta de muestras biológicas.....	36
Aves.....	36
Artrópodos.....	38
Trabajo de laboratorio.....	39
Determinación de metales en suelo superficial.....	39
Determinación de metales en artrópodos.....	40
Determinación de metales en plumas de aves.....	41
Determinación de metales en sangre de aves.....	42
Hemoparásitos y Relación Heterófilos/Linfocitos .....	42
Parámetros poblacionales.....	43
Análisis estadísticos de los datos.....	44
Estructura de la tesis.....	45
Límites de detección.....	46
Literatura citada.....	47

CAPITULO 2 Arsenic and lead contamination in soil and in feathers of three resident passerine species in a semi-arid mining region of the Mexican plateau

Abstract.....	58
Introduction.....	59
Materials and Methods.....	61
Study Region.....	61
Soil samples .....	62
Feathers samples.....	64
Statistical analysis.....	64
Results.....	65
Arsenic And Pb In Soil Samples.....	66
Arsenic And Pb In Feather Samples.....	67
Discussion.....	71
Conclusion.....	76
Aknowledgment.....	77
References.....	77

CAPITULO 3 Relación de la concentración de metales entre aves paseriformes y artrópodos que forman parte de su dieta, en sitios expuestos a actividades mineras en el altiplano potosino

Introducción .....	82
Área de estudio .....	84
Materiales y Métodos.....	84
Resultados y Discusión.....	89
Metales en plumas de aves.....	89
Metales en sangre de aves.....	97
Metales en artrópodos.....	101
Relación entre artrópodos y suelo .....	107
Relación entre artrópodos y aves.....	108
Parámetros poblacionales.....	111
Conclusiones.....	119
Perspectivas.....	119
Literatura citada.....	120

CAPITULO 4 Hemosporidios en aves paseriformes de zonas semi-áridas de México: efectos de la presencia de elementos tóxicos originados por actividad minera	
Introducción .....	122
Área de estudio.....	124
Materiales y Métodos.....	125
Análisis estadísticos .....	126
Resultados y Discusión.....	127
Parasitemia .....	127
Prevalencia.....	130
Conclusiones.....	138
Perspectivas.....	138
Literatura citada.....	140
Anexos.....	142
Criterios de inclusión para seleccionar especies como biomonitores en sitios contaminados de México PRONAME.....	142
Listado de las especies capturadas durante el muestreo.....	143

## Índice de Figuras

Figura 1. Cuitlacoche. <i>Toxostoma curvirostre</i> .....	24
Figura 2. Matraca desértica. <i>Camphylorhynchus brunneicapillus</i> .....	26
Figura 3. Rascador pardo. <i>Melozone fusca</i> .....	27
Figura 4. Mapa de localización de los sitios de muestreo.....	35
Figure 5-Mean lead and arsenic concentrations (mg/Kg) in soil samples from different sites located in northern San Luis Potosí, Mexico.....	66
Figure 6-Mean lead concentrations ( $\mu\text{g/g}$ ) in feather samples from the Cactus Wren ( <i>Campylorhynchus brunneicapillus</i> ), the Canyon Towhee ( <i>Melozone fusca</i> ), and the Curved-billed Thrasher ( <i>Toxostoma curvirostre</i> ) from different sites located in northern San Luis Potosí, Mexico.....	68
Figure 7-Mean arsenic concentrations ( $\mu\text{g/g}$ ) in feather samples from the Cactus Wren ( <i>Campylorhynchus brunneicapillus</i> ), and the Curved-billed Thrasher ( <i>Toxostoma curvirostre</i> ) from different sites located in northern San Luis Potosí, Mexico.....	69
Figure 8–Effect of soil lead content on feather lead content obtained through linear regressions for the Cactus Wren ( <i>Campylorhynchus brunneicapillus</i> ), the Canyon Towhee ( <i>Melozone fusca</i> ), and the Curved-billed Thrasher ( <i>Toxostoma curvirostre</i> ) in different sites located in northern San Luis Potosí, Mexico.....	70
Figure 9–Effect of soil arsenic content on feather arsenic content obtained through linear regressions for the Cactus Wren ( <i>Campylorhynchus brunneicapillus</i> ), and the Curved-billed Thrasher ( <i>Toxostoma curvirostre</i> ) in different sites located in northern San Luis Potosí, Mexico.....	71
Figura 10. Concentración de arsénico, plomo y antimonio en plumas de aves en diferentes sitios en el municipio de Charcas. La barra azul representa a <i>Campylorhynchus brunneicapillus</i> , barra roja a <i>Melozone fusca</i> , barra verde a <i>Toxostoma curvirostre</i> .....	94

Figura 11. Concentraciones promedio de Sb en pumas de aves por sitio para cada especie.....	96
Figura 12. Concentración promedio de Pb en sangre de <i>M. fusca</i> por sitio de estudio.....	99
Figura 13. Concentración promedio de As en sangre de <i>M. fusca</i> por sitio de estudio .....	99
Figura 14. Concentración promedio de Cd en sangre de <i>M. fusca</i> por sitio de estudio.....	100
Figura 15. Concentración de Pb, As, Sb y Cd en artrópodos (todos los grupos combinados) por sitio de estudio.....	105
Figura 16. Concentración de metales por Orden de artrópodos, para cada sitio de estudio.....	107
Figura 17. Efecto de la concentración de Pb en suelo, sobre la concentración de Pb en artrópodos en sitios de estudio en el municipio de Charcas, San Luis Potosí.....	108
Figura 18. Relación entre la concentración de plomo en coleópteros ( $\mu\text{g/g}$ ) con la determinada en plumas de <i>M. fusca</i> , <i>T. curvirostre</i> y <i>C. bruneicapillus</i> en el municipio de Charcas, San Luis Potosí, México.....	109
Figura 19. Relación entre la concentración de arsénico en coleópteros ( $\mu\text{g/g}$ ) con la determinada en plumas de <i>T. curvirostre</i> y <i>C. bruneicapillus</i> en el municipio de Charcas, San Luis Potosí, México.....	109
Figura 20. Abundancia estimada mediante modelos lineales generalizados e intervalos de confianza de 95 % de <i>Melozone fusca</i> en sitios con diferentes niveles de exposición a la actividad minera en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.....	113
Figura 21. Abundancia estimada mediante modelos lineales generalizados e intervalos de confianza de 95 % para <i>Toxostoma curvirostre</i> en sitios con diferentes tipos de hábitat (izotal vs poblado) en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.....	113
Figura 22. Supervivencia aparente estimada mediante modelos de captura-marcaje-recaptura e intervalos de confianza del 95% para <i>Melozone fusca</i> en poblados vs izotales en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.....	115



Figura 23. Supervivencia aparente de <i>Melozone fusca</i> en dos tipos de hábitat (Izotal vs Poblado) por intervalos de muestreo.....	115
Figura 24. Supervivencia aparente estimada mediante modelos de captura-marcaje-recaptura e intervalos de confianza del 95% para <i>Melozone fusca</i> en sitios expuestos vs no expuestos en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.....	116
Figura 25. Supervivencia aparente estimada mediante modelos de captura-marcaje-recaptura e intervalos de confianza del 95% para <i>Campilorhyncus brunneicapullus</i> en poblados vs izotales en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.....	116
Figura 26. Supervivencia aparente estimada mediante modelos de captura-marcaje-recaptura e intervalos de confianza del 95% para <i>Campilorhyncus brunneicapullus</i> en sitios expuestos vs no expuestos en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.....	117
Figura 27 Supervivencia aparente estimada mediante modelos de captura-marcaje-recaptura e intervalos de confianza del 95% para <i>Toxostoma curvirostre</i> en poblados vs izotales en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.....	117
Figura 28 Supervivencia aparente estimada mediante modelos de captura-marcaje-recaptura e intervalos de confianza del 95% para <i>Toxostoma curvirostre</i> en sitios expuestos vs no expuestos en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.....	118
Figura 29. Concentraciones de Pb en muestras de plumas de <i>C. brunneicapillus</i> de acuerdo al grado de exposición del sitio.....	128
Figura 30. Concentraciones de As en muestras de plumas de <i>C. brunneicapillus</i> de acuerdo al grado de exposición del sitio.....	128
Figura 31. Concentraciones de Pb en plumas de <i>Melozone fusca</i> de acuerdo al grado de exposición del sitio.....	129
Figura 32. Concentraciones de Sb en plumas de <i>Melozone fusca</i> de acuerdo al grado de exposición del sitio.....	130
Figura 33. Efecto de la concentración de Sb sobre la prevalencia de parásitos haemosporidios en <i>Melozone fusca</i> .....	131
Figura 34. Efecto de la concentración de Pb sobre la prevalencia de parásitos haemosporidios en <i>Melozone fusca</i> .....	132

Figura 35. Parasitemia por parásitos haemosporidios en izotales vs poblados en <i>Melospiza fusca</i> .....	133
Figura 36. Efecto de la concentración de Sb sobre la parasitemia por parásitos haemosporidios en <i>Melospiza fusca</i> .....	134
Figura 37. Concentraciones de Pb en plumas de <i>Toxostoma curvirostre</i> de acuerdo al grado de exposición del sitio.....	135
Figura 38. Concentraciones de As en plumas de <i>Toxostoma curvirostre</i> de acuerdo al grado de exposición del sitio. ....	135

## Índice de Tablas

Tabla 1. Sitios de estudio.....	34
Tabla 2. Esfuerzo de muestreo por sitio.....	46
Tabla 3. Valores del LD por tipo de muestra y elemento analizado.....	46
Table 4. Mean metal concentrations in soil samples from different sites located in northern San Luis Potosi, Mexico.....	65
Tabla 5. Concentración promedio ( $\pm$ un error estándar) de Plomo, Arsénico, Antimonio y Cadmio en plumas de aves por sitio.....	91
Tabla 6 Concentración promedio ( $\pm$ un error estándar) de Plomo, Arsénico, Antimonio y Cadmio en plumas de aves por sitio para cada especie.....	93
Tabla 7. Concentraciones promedio y errores estándar de As, Cd y Pb en sangre de <i>M. fusca</i> en cada sitio de estudio.....	98
Tabla 8. Número de muestras de artrópodos colectadas por sitio.....	102
Tabla 9. Concentración de Cadmio ( $\mu\text{g/g}$ ) por sitio y por Orden de artrópodos analizados.....	103
Tabla 10. Concentración de Plomo ( $\mu\text{g/g}$ ) por sitio y por Orden de artrópodos analizados.....	103
Tabla 11. Concentración de Arsénico ( $\mu\text{g/g}$ ) por sitio y por Orden de artrópodos analizados.....	104
Tabla 12. Concentración de Antimonio ( $\mu\text{g/g}$ ) por sitio y por Orden de artrópodos analizados.....	104
Tabla 13. Comparación de modelos lineales generalizados que explican la variación en prevalencia de haemosporidios en muestras de sangre de <i>Melozona fusca</i> .....	131

Tabla 14. Parámetros promediados y pesados a través de los modelos, errores estándar, valores de importancia para cada parámetro, y valor de significancia para cada una de las variables que explican la variación en prevalencia por parásitos haemosporidios en <i>Melozona fusca</i> . .....	131
Tabla 15. Comparación de modelos lineales generalizados que explican la variación en parasitemia por parásitos haemosporidios en muestras de sangre de <i>Melozona fusca</i> .....	132
Tabla 16. Parámetros promediados y pesados a través de los modelos, errores estándar, valores de importancia para cada parámetro, y valor de significancia para cada una de las variables que explican la variación en parasitemia por parásitos haemosporidios en <i>Melozona fusca</i> .....	133
Tabla 17. Análisis del índice H:L por especie y por sitio. Con asterisco se marcan los tres sitios con elevados valores de Arsénico, Plomo y Antimonio.....	136

## RESUMEN

El objetivo del presente estudio fue evaluar como algunos procesos ecológicos (concentraciones de metales en sangre y plumas, abundancias relativas, supervivencia, estrés ecológico) en tres especies de aves paserinas y otros organismos con los que tienen relaciones interespecíficas (presas potenciales y parásitos sanguíneos) son afectados por la exposición a metales provenientes de actividades mineras desarrolladas en el Altiplano Potosino. Para cumplir con los objetivos se tomaron muestras de suelo, se capturaron artrópodos y aves a las cuales se les tomaron muestras de sangre y plumas y se marcaron con anillos ornitológicos. Los sitios de estudio representan un gradiente de exposición a la actividad minera en una zona semi-árida y dos tipos de hábitat con distinto grado de disturbio (Izotal y Poblado). Se cuantificaron los siguientes parámetros: concentraciones de As, Cd, Pb y Sb en todas las matrices muestreadas; porcentaje de aves parasitadas por hemosporidios, intensidad de parasitismo, estrés ecológico evaluado mediante la proporción de heterófilos y linfocitos, abundancias relativas de aves para cada especie y tasas de supervivencia. Finalmente, se evaluaron las relaciones entre los parámetros analizados a través de los gradientes estudiados. Los resultados sugieren que las concentraciones de metales se incrementan en todas las matrices en los sitios con actividades mineras. La prevalencia e intensidad de parasitismo son independientes al grado de exposición de metales posiblemente debido a que los vectores y parásitos también son afectados por los metales al igual que las aves. El estrés ecológico en general fue mayor en sitios expuestos pero no en todos los casos, reflejándose de esta manera las diferentes respuestas entre especies de aves. Las abundancias relativas fueron independientes de la exposición a metales, pero respondieron al tipo de hábitat en función de los hábitos de cada especie. Por último, no se pudieron detectar efectos en la supervivencia debidos al nivel de exposición y/o tipo de hábitat, lo cual se debe probablemente a la baja tasa de recaptura.

## **ABSTRACT**

The current study took place at the highland plateau of San Luis Potosí, Mexico. The aim was evaluating some ecological processes (blood and feather metal concentrations, relative abundances, survival, and ecological stress) in three passerine birds, and in some organisms that sustain interspecific relations with these birds (potential prey and blood parasites), and the effect of exposure to metals from mining activities on these processes. In order to fulfill the study objectives, soil samples were obtained, and arthropods, as well as birds were captured. Bird blood and feather samples were taken, and all specimens were banded with ornithological rings. The study sites represent a gradient of exposure to mining activity and two habitat types with different degrees of disturbance (Yucca-dominated scrublands vs villages) at a semi-arid region. The following parameters were quantified: As, Cd, Pb, and Sb concentrations in all sampled matrices, percentage of birds parasitized by haemosporidians, intensity of parasitism, ecological stress evaluated through the heterophyl-lymphocyte proportion, bird relative abundances for each species, and survival rates. Finally, the relationships among the analyzed parameters were evaluated through the study gradients. The results suggest that metal concentrations increase in all matrices in sites that are exposed to mining activity. Prevalence and parasitism intensity were independent of degree of exposure to metals, possibly due to the fact that both vectors and parasites, not only birds, are affected by metal exposure. In general, ecological stress was greater in exposed sites, but not in all species, thus reflecting differing responses among bird species. Relative abundances were unrelated to metal exposure, but responded to habitat type according to the habits of each species. Finally, effects on survival of exposure and/or habitat type were not significant, possibly due to the low recapture rates.

## **CAPITULO 1. SINTESIS**

### **Introducción**

El estudio de la fauna nativa natural de sitios que han sido modificados y/o deteriorados como resultado de las actividades antropogénicas, provee información relevante acerca de la viabilidad (la posibilidad que tiene una población, comunidad o ecosistema de persistir a mediano y largo plazo) y balance de los ecosistemas ya que no solo factores bióticos como la calidad y cantidad del alimento en el entorno y las relaciones inter e interespecíficas (ej. competencia, depredación, parasitismo, etc.), entre otras, sino también los factores antropogénicos como los cambios de uso del suelo y contaminación del aire, agua o suelo contribuyen a poner en riesgo la salud y supervivencia de las poblaciones a largo plazo (Smits y Fernie, 2012). Entre las diversas actividades humanas que han impactado a los ecosistemas semiáridos del centro de México se encuentran el cambio de uso de suelo para agricultura, la compactación del suelo por sobrepastoreo y la minería a través del depósito de residuos sin tratar que contienen concentraciones importantes de elementos tóxicos para la biota; entre ellos podemos mencionar al arsénico, plomo, cadmio, mercurio y otros.

En los sitios alterados, uno de los grupos taxonómicos más afectados por los impactos antropogénicos es el de las aves, ya que en su hábitat, la transformación de la estructura y composición vegetal alteran la disponibilidad de recursos y llevan a condiciones de poca disponibilidad de alimento, disminución de sitios para refugio y/o reproducción, entre otros, lo que puede generar estrés fisiológico. La exposición prolongada a agentes estresantes puede provocar un alto costo biológico ocasionando cambios inmunológicos, gastrointestinales y cardiovasculares que reducen la capacidad del animal de lidiar con un entorno ambiental determinado (Holst, 1998), mediante procesos que provocan efectos como deficiencias en la

nutrición y daños sobre la reproducción como consecuencia de bajos porcentajes de eclosión de huevos o reducción en el tamaño de nidada.

Particularmente, la minería provoca degradación de los suelos y exposición a metales que son dispuestos sobre los suelos sin haberse dado un tratamiento de los residuos o en condiciones inadecuadas de disposición. En México, los residuos mineros representan el 65% de los desechos industriales del país (SEDESOL, 1993) y una vez en el suelo, por acción del aire o del agua, pueden transportarse a través de los ecosistemas para posteriormente depositarse en el suelo o mezclarse con él, en otros sitios donde no hay actividad minera, donde pueden ser absorbidos por la vegetación o ingeridos directamente por animales y posteriormente acumularse a través de las cadenas tróficas (Castro-Larragoitia *et al.*, 1997; Mora *et al.*, 2003).

Se han detectado concentraciones de algunos elementos tóxicos de origen de minería en tejidos animales (hígado, sangre, musculo, etc.) y su presencia en los organismos parece estar relacionada con diversos daños a las aves como son: deformidades, supresión en el sistema inmune, bajos niveles de eclosión de huevos y altas tasas de mortalidad de adultos entre otros (Gilbertson *et al.*, 1991; Spahn y Sherry, 1999; Burger y Gochfeld, 2000; Mora *et al.*, 2003). Por lo anterior, la contaminación generada por minería podría ser una de las causas de la disminución del tamaño de la población de algunas aves y que se han registrado y reportado en la literatura (Peterjohn *et al.*, 1995).

Sin embargo, a pesar de las dimensiones de las actividades de la industria minera en México, especialmente en estados del centro del país como Zacatecas, Guanajuato y San Luis Potosí (Muhech, 2004; Monter, 2004), son pocos los estudios que se han llevado a cabo que dimensionen el impacto de la minería sobre la fauna en sitios contaminados y que cuantifiquen los niveles de contaminantes en muestras de tejidos de la fauna local para entender o para evaluar el efecto de estos con la salud y demografía de las poblaciones. Existen diversos mecanismos mediante los



cuales posiblemente la contaminación por jales y terreros, generados por la minería pueden contribuir a la disminución de las poblaciones de aves. Uno de ellos es la estimulación de cambios en las condiciones corporales, provocando una mayor susceptibilidad en los individuos como resultado del estrés al que están sometidos y que puede repercutir sobre el sistema inmunológico. Se sabe que la respuesta fisiológica de las aves al estrés ecológico consiste en el incremento de los niveles de glucocorticoides en el plasma sanguíneo, lo cual incrementa la susceptibilidad del organismo a enfermedades infecciosas (Davis *et al.*, 2008a). Las aves son modelos útiles para entender el efecto en el comportamiento de la acción toxicológica de algunos contaminantes debido a que estos organismos utilizan señales visuales y auditivas para su comunicación y tienen un período de desarrollo prolongado en el que dependen de sus padres para su protección y para la provisión del alimento (Burger y Gochfeld, 2000).

Tomando en cuenta los escasos estudios que existen acerca de los efectos que producen los contaminantes emitidos por la actividad minera sobre las poblaciones de aves, el presente trabajo pretende estimar la exposición a la que se encuentran sometidas poblaciones de aves del orden Paseriformes residentes de zonas con y sin actividad minera, en el municipio de Charcas, en el Altiplano Potosino y algunas consecuencias de esta exposición. Para tal efecto, se evaluaron los daños que los subproductos de la minería, a través de la concentración de metales en suelos, ocasionan en el sistema inmune de las aves como resultado del estrés ecológico al que están sometidas. Adicionalmente se correlacionó la información obtenida con parámetros poblacionales (abundancias relativas y tasas de supervivencia) de los sitios estudiados, con o sin contaminación aparente. Para ello, se cuantificó la presencia de metales y metaloides en el suelo superficial, y en artrópodos que conforman la dieta de las aves, así como en muestras de sangre y plumas de aves residentes de los sitios contaminados con el propósito de identificar la ruta de transferencia de los contaminantes elegidos en este trabajo que fueron cadmio (Cd), plomo (Pb), antimonio (Sb) y arsénico (As); estos elementos se eligieron en base a

ser los reconocidos como importantemente emitidos por la actividad minera, aunque Sb también podría originarse del propio origen geológico del suelo, en el Altiplano.

## **MARCO TEÓRICO**

En esta sección se describen los factores más importantes relacionados con la minería y que inciden en la degradación del hábitat y su relación con el impacto en la fauna nativa particularmente sobre las aves residentes.

### **Degradación del hábitat**

Existen varios factores que generan degradación del hábitat. A nivel global, se han producido cambios en el uso del suelo sobre todo para dedicarlos a tierras de cultivo, áreas para ganadería y zonas urbanas para proporcionar agua, alimento y espacios habitacionales para la población humana. En los sitios afectados, esto ha provocado deterioro en el hábitat y pérdida de la biodiversidad (Foley *et al.*, 2005). Además, actividades antropogénicas como la expansión de caminos, el pastoreo y la extracción de madera pueden degradar los ecosistemas afectando de manera directa la productividad, biomasa y composición de especies de las comunidades vegetales y animales y de manera indirecta promoviendo la introducción de plagas y patógenos (Nepstad *et al.*, 1999).

En las zonas áridas y semi-áridas del centro de México, las principales actividades económicas son la agricultura en su mayoría de temporal o de subsistencia siendo cultivados principalmente maíz y frijol, aunque también se registran otros cultivos a menor escala, y la ganadería (INEGI, 2008). Con respecto a ésta última, la intensidad del pastoreo crea patrones de degradación ecosistémica que pueden ser observables a escalas locales y de paisaje; estas modificaciones a la estructura y

cobertura vegetal pueden expresarse como cambios en la composición florística, de tal manera que en las áreas degradadas puede ser evidente una disminución en la cobertura vegetal de gramíneas y herbáceas que a su vez favorece la invasión de especies no nativas, en su mayoría efímeras y/o el incremento de especies poco palatables para el ganado como por ejemplo los arbustos (De Pietri, 1995; Asner *et al.*, 2004). Esta pérdida de la cobertura vegetal cuya causa principal es el pisoteo del ganado puede inducir una disminución en la capacidad de infiltración de agua en el suelo y el aumento de la escorrentía superficial, ambos procesos son acelerados por la compactación del suelo (Manzano y Návar, 2000).

De manera particular en el Altiplano potosino una de las principales actividades productivas es la crianza de ganado caprino y ovino. De acuerdo con INEGI (2008) esta actividad excede la capacidad de carga de la zona provocando la degradación del hábitat como resultado de la compactación del suelo por pisoteo del ganado y la pérdida de cobertura vegetal. La actividad agrícola en la región es a pequeña escala en cultivos de riego, principalmente de jitomate y la agricultura de temporal con siembras de alfalfa verde, avena, durazno, frijol, maíz, cebolla, chile y calabacita, además de que los productos naturales de la región como la tuna, son colectados para la obtención de recursos económicos por los habitantes (SAGARPA, 2012). Algunas de las tierras que han sido cultivadas en el pasado, han sido abandonadas debido a la escasa productividad que presentan o bien, como resultado de la migración de los hombres hacia Estados Unidos. la extracción de especies del género *Yucca* para su utilización como alimento para el ganado, extracción de ixtle y para la construcción de cercos vivos para delimitar propiedades es otro factor de cambio que puede contribuir a la modificación del paisaje y que ha provocado que este recurso (la *Yucca*) disminuya de manera drástica (Cavazos y Arredondo, 1981).

Aunque ha sido ampliamente documentado el proceso por el cual la estructura del hábitat es alterada por la ganadería, los efectos que esta actividad tiene sobre las poblaciones de avifauna son menos conocidos (Martin y Possingham, 2005). El

sobrepastoreo por ganadería es un proceso que altera la estructura del hábitat y subsecuentemente provoca impactos sobre las poblaciones de aves (Dambach y Good, 1940; Dambach, 1944).

Particularmente con respecto de las aves, se han estudiado algunos de los mecanismos por los cuales los parámetros poblacionales se modifican en respuesta a la degradación ambiental. Se ha documentado que las transformaciones de la estructura del hábitat modifican la disponibilidad de alimento y de sitios de anidación, cobertura vegetal y que la estructura vegetal es una variable altamente correlacionada con la abundancia de las especies (González, 2003, Sáenz *et al.*, 2005). Adicionalmente, pueden existir efectos a nivel individual que eventualmente afectan los parámetros demográficos de las poblaciones. Los cambios ambientales pueden provocar alteraciones en el nivel de estrés fisiológico que se manifiesta en los individuos debido a que la manutención del sistema inmunológico demanda un alto costo nutricional y energético, y este puede verse comprometido o suprimido cuando el ave se enfrenta a factores como la competencia por recursos, el estrés ecológico o infecciones (Machado-Filho, 2010).

En resumen, el resultado de la pérdida incrementada de la cobertura vegetal la degradación de los ecosistemas ha impactado sobre las comunidades y poblaciones de plantas y animales. De acuerdo con Noss (1987), la mayor amenaza sobre las poblaciones de animales a nivel global es la pérdida de su hábitat, sin embargo existen otros factores que influyen a las mismas poblaciones afectándolas negativamente, cuyos efectos no son despreciables y han sido poco estudiados, como es el caso de la contaminación que genera la minería (Chapa-Vargas *et al.*, 2010). La presencia de contaminantes en el ambiente forma parte de los diferentes aspectos que se han identificado como parte del cambio ambiental global. No obstante, actualmente se desconoce si la presencia de estos contaminantes rebasa los límites que el planeta puede soportar antes de perder el equilibrio, tal y como recientemente se ha documentado para otros aspectos del cambio ambiental global,

como la pérdida de diversidad genética y los flujos bioquímicos de fósforo y nitrógeno (Steffen *et al.*, 2015). Por lo que el estudio de los contaminantes y los procesos mediante los cuales la exposición a estos contaminantes afecta a la biota es de alta prioridad.

La degradación del hábitat es uno de los factores que más afecta sobre las poblaciones de aves. Robinson y colaboradores (1996) reportan que el porcentaje de áreas con cambio de uso del suelo a escalas de más de 10 km en el medio oeste de EU disminuye el éxito reproductivo de las aves. También hay algunos estudios que han mostrado que los cambios antropogénicos en la estructura de la vegetación en Norteamérica afectan a algunos aspectos de abundancia y éxito reproductivo de las poblaciones de aves. Sin embargo, estos aspectos no se han estudiado en matorrales del centro de México ni se han evaluado ampliamente los efectos en otros aspectos de las poblaciones, especialmente en aspectos fisiológicos y de salud. De manera particular en la región Altiplano de San Luis Potosí, se ha encontrado que los cambios de uso de suelo afectan algunas relaciones interespecíficas como el parasitismo, pero las respuestas varían entre especies (Reinoso-Pérez *et al.*, 2016; Ham *et al.*, 2017), por lo tanto se requiere de más estudios y en diferentes contextos, como en interacciones con otros factores antrópicos (como la exposición a distintos tipos de contaminantes).

## **Minería**

Esta es una de las principales actividades económicas en el mundo (UNEP, 2000). Particularmente México ocupa el segundo lugar a nivel mundial en la producción de plata, bismuto y fluorita; destaca en la producción de arsénico, plomo, cadmio, antimonio, zinc, barita, grafito y yeso, entre otros. San Luis Potosí ocupa el sexto lugar en la producción minera nacional (INEGI 2010).

No obstante los beneficios económicos que esta actividad genera, existe una problemática ambiental en relación a la industria minero-metalúrgica debido a que figura dentro de las actividades humanas que mayor degradación al medio ambiente han provocado (UNEP, 2000), afectando a la biota asociada mediante la remoción de vegetación y capa superficial del suelo, desplazamiento de fauna, liberación de contaminantes y la generación de ruido. El impacto ambiental resultante de la extracción de metales está determinado por varios factores entre los que se incluyen las características del sitio, el tipo, origen y profundidad del depósito, su composición química, el proceso de extracción y principalmente, el tipo de disposición de los residuos generados. El impacto ambiental de los residuos mineros no solo es local sino que también es regional y global sobre todo de aquellos elementos tóxicos que pueden ser resuspendidos desde el suelo o los residuos y vía la atmósfera pueden alcanzar sitios lejanos a la fuente de emisión, tal es el caso de elementos atmófilos como el plomo.

La explotación de yacimientos y el beneficio de minerales, altera de manera negativa al entorno, principalmente durante las fases de explotación, beneficio y refinación, dando como resultado subproductos que no son de interés económico. Estos residuos pueden contener elementos potencialmente tóxicos como arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb), cobre (Cu), mercurio (Hg) y zinc (Zn) que son dispersados al entorno por diferentes medios (Romero *et al.*, 2008). De manera particular, la presencia de los contaminantes en el suelo es importante por ser este el principal receptor de los metales, actuando como regulador natural del transporte de los elementos tóxicos hacia aire, agua y biota (Garret, 2005).

Los procesos de extracción de metales generan residuos de tipo jales y terreros, sin importancia comercial, que son depositados en presas de jales o terreros al aire libre. Esos residuos mineros invariablemente contienen grandes cantidades de material fino enriquecido en metales pesados y metaloides, expuestos a factores climáticos que facilitan la movilidad de estos elementos tóxicos. En zonas áridas y semi-áridas donde el crecimiento de la vegetación es limitado, el viento y la erosión

contribuyen sustancialmente a la dispersión de esos desechos contaminantes (Taylor, 2011).

Los desechos mineros también pueden afectar la salud de los organismos a diversos niveles, incluso puede verse comprometida su vida si las concentraciones de esos contaminantes son elevadas o bien, si la exposición es crónica. Algunos de estos metales son necesarios para distintas funciones fisiológicas, pero otros no poseen funciones reconocidas en los seres vivos, siendo tóxicos incluso en dosis muy bajas, como es el caso del plomo y el cadmio (Thompson *et al.*, 1992).

Las actividades mineras pueden contaminar el suelo, el agua y la vegetación a través del depósito de residuos y de la dispersión de los mismos por el viento. Los contaminantes más reconocidos de esta actividad son Hg, As, Pb y Cd. Estudios con diversos grupos taxonómicos han revelado efectos adversos que incluyen daño genotóxico provocado a roedores como resultado de la exposición a As, Pb y Cd, fragmentación del ADN (Nies, 1999; Espinosa-Reyes, 2010), lesiones proliferativas crónicas en la piel, neumonía (Biswas *et al.*, 2000), estrés oxidativo provocando que sean incapaces de defenderse contra cantidades crecientes de radicales libres y daños en el hígado (Hoffman *et al.*, 2000).

En aves, existen muchos estudios relacionados con la presencia de metales pero son pocos los que se han realizado en un contexto de sitios mineros y aún más escasos aquellos que se enfocan al grupo de aves paseriformes. De manera general se ha demostrado que los organismos expuestos en forma crónica a la presencia de metales pueden presentar alteraciones sobre el sistema endócrino, reproductivo y nervioso, las cuales se han relacionado con declives poblacionales de un número importante de especies (Lucía *et al.*, 2010). Daños a nivel óseo como fracturas, estructura ósea anormal e incluso daños bioquímicos fueron observados por Smits y Fernie (2000) sobre especies paseriformes de un sitio en España afectado por la ruptura de un dique de mina. También se ha demostrado además que la contaminación por metales puede afectar la expresión del comportamiento del canto

en paseriformes de vida silvestre, provocando menor repertorio de melodías y menor volumen de canto (Gorissen *et al.*, 2005; Ham *et al.*, 2017), influir negativamente en la supervivencia y reproducción, ocasionando adelgazamiento de la cáscara del huevo, menor tasa de incubación y mayor tasa de mortalidad (Zhang y Ma, 2011).

Entre los pocos estudios realizados en sitios con actividad minera intensa, se incluyen los realizados por Chapa-Vargas y colaboradores (2010) que registraron la presencia de plomo en sangre de aves paseriformes aunque únicamente se enfocaron en la determinación de la presencia del metal y no evaluaron los efectos sobre las aves. Por su parte Ham Dueñas (2017) encontró que la estructura del canto en *A. bilineata* se modifica en una zona con exposición a actividad minera.

Los metales pueden ser agrupados en tres categorías: esenciales no tóxicos como el calcio y el magnesio, los esenciales potencialmente tóxicos como hierro, manganeso, zinc y cobre; y los elementos considerados como tóxicos, que incluyen Hg, Cd, As, Pb y Cu. Dentro de los metales existen aquellos que se encuentran en niveles de concentración muy baja denominados traza y son los principalmente tóxicos ya que a pesar de que algunos de ellos son esenciales para la vida, la mayoría de los organismos son incapaces de adaptarse a exposiciones elevadas de ellos (Duffus, 1983).

La contaminación en áreas mineras activas e inactivas, por As, Pb, Cd y Hg ha sido ampliamente documentada, con concentraciones generalmente elevadas de estos elementos en el suelo impactado (Hudson-Edwards *et al.*, 1997; Sánchez *et al.*, 1998; Razo *et al.*, 2004). Adicionalmente, algunos estudios (Scheuhammer, 1987; García Fernández *et al.*, 1997) señalan a Cd, Pb y Hg como los elementos más peligrosos desde el punto de vista toxicológico y de salud pública debido a que no se descomponen y no se degradan en el ambiente, pudiendo estar presentes durante largos periodos de tiempo. Los elementos más tóxicos reconocidos por la Organización Mundial de la Salud son Pb, As, Hg y Cd provenientes de la minería,



Cr y Se provenientes de industria y agricultura. Este trabajo considerará particularmente As, Sb, Pb y Cd que se consideran provenientes de actividades mineras actuales o históricas. A continuación se describen los elementos de interés para el presente estudio.

**Arsénico.** Este elemento se encuentra ampliamente distribuido en la corteza terrestre y es constituyente de más de 20 minerales por lo que su presencia es ubicua (Smedley y Kinninburg, 2002). Su biodisponibilidad es variable pero se ha demostrado que en sitios con actividad minera o donde han sido aplicados plaguicidas o herbicidas con arsénico, las concentraciones pueden ser muy elevadas (ATSDR, 2007)

Está clasificado como metaloide debido a que presenta propiedades tanto físicas como químicas de metales y a su vez de no metales. Se presenta en dos formas primarias que son: orgánica, al estar combinado con carbono e hidrógeno; e inorgánica, cuando se encuentra en combinación con oxígeno, cloro y azufre. No puede ser destruido o degradado en el ambiente, solo cambia de forma química reaccionando con otras moléculas del aire, agua o suelo para separarse o adherirse a otras partículas (ATSDR, 2007). Actualmente se utiliza en la elaboración de veneno para hormigas, herbicidas, vidrios, como preservativo de madera y en la producción de componentes electrónicos (ATSDR, 2007).

La toxicidad de este elemento depende de su forma química, estado de oxidación (As(III) o As(V)), solubilidad, estado físico, pureza, tasa de absorción y de eliminación. A pesar de que los compuestos inorgánicos son considerados más tóxicos que los orgánicos, en el caso particular del arsénico, las formas metiladas o con fenilo son más tóxicas, tienen efectos más graves y esto se ha demostrado sobre los animales de experimentación (ATSDR 2007).

Se ha detectado que en animales como peces y roedores en cautiverio alimentados con concentraciones conocidas de As la toxicidad crónica se caracteriza típicamente por debilidad, parálisis, conjuntivitis, dermatitis, disminución del crecimiento, daño hepático, trastornos gastrointestinales, cambios patomorfológicos, indicativos de lesiones hemorrágicas y degenerativas y / o necróticas en la mayoría de los órganos, genotoxicidad, alteraciones en en ADN, estrés oxidativo, proliferación de células alteradas, carcinogénesis y promotor de tumores (Eisler 1988; Huges, 2002; Pedlar *et al.*, 2002; Ferzand *et al.*, 2008). En cabras se observó neumonía proliferativa en los pulmones, bocio hiperplásico en la tiroides y lesiones proliferativas crónicas en la piel (Biswas *et al.*, 2000). Sin embargo, debido a que existen muchos factores que influyen en el grado de toxicidad de los organismos y, tomando en cuenta que la reacción de cada grupo taxonómico es distinta, es complicado determinar una dosis letal específica (Huges, 2002).

De manera puntual para las aves, son escasos los estudios que evalúan los efectos que este elemento y aunque de manera específica para las aves paseriformes no se tienen reportes del efecto del As, si se conocen algunas consecuencias generadas por la ingesta en dosis elevadas de As en patos silvestres. En concentraciones altas (16,7  $\mu\text{g/g}$  diarios de ingesta) Stanley y colaboradores (1994) registraron efectos adversos en los individuos que incluyen la reducción de peso corporal, daños al hígado, una tardía puesta de huevos durante la época de reproducción y daños directos sobre el huevo (peso y adelgazamiento de la cáscara).

**Plomo.** Es el metal tóxico que mayor distribución tiene en la naturaleza debido a su amplio uso en múltiples procesos industriales que incluyen la fabricación de insecticidas, pinturas y baterías, quema de combustibles fósiles, además de ser un subproducto resultante de los procesos mineros-metalúrgicos. También puede encontrarse de manera natural formando parte de minerales en depósitos o yacimientos (Fuge, 2005). Al igual que el arsénico, este elemento no se degrada, pero sus compuestos son fácilmente oxidados en presencia de oxígeno. Al ser

liberado a la atmósfera, el plomo puede desplazarse largas distancias antes de depositarse en el suelo donde se adhiere a partículas o produce reacciones.

Su utilización es amplia y variada incluyendo su uso en baterías para automóviles, cubiertas para cables, pigmento de pinturas y tintes, entre otros a pesar de que en los últimos años se pretende disminuir su uso con la finalidad de aminorar los efectos tóxicos que tiene este metal sobre la población humana y animal, además del daño que provoca al medio ambiente (ATSDR, 2007).

En las aves, diversos estudios demuestran que existen múltiples efectos metabólicos adversos. Aunque los efectos difieren dependiendo tanto de la dosis como de la duración de la exposición y edad de los organismos, se han observado daños subletales que incluyen cambios en la producción y desarrollo de células sanguíneas, alteraciones en el funcionamiento de la estructura ósea, daño hepático y al sistema nervioso central; cambios en comportamiento y reproducción, pérdida de peso, letargo, diarrea y afectaciones al sistema inmunológico disminuyendo el número de células blancas, incremento en la infertilidad de huevos (Reisen y Temple, 1981; Scheuhammer, 1987; Butkauskas y Sruoga, 2004). Burger y Gochfeld (2000) observaron que el plomo afecta profundamente el desarrollo neurocomportamental de los polluelos de aves playeras, ocasionándoles déficit de comportamiento subletal. En aves de vida silvestre la ingesta de plomo a través de las municiones es la principal forma de envenenamiento y ha sido ampliamente reportado tanto en aves de caza como en acuáticas, rapaces y carroñeras, llegando los organismos a morir si las cantidades ingeridas son altas (Fisher *et al.*, 2006).

**Cadmio.** Es un metal poco abundante en la corteza terrestre, de manera natural se encuentra en bajas concentraciones y no tiene ninguna función fisiológica conocida. Aunque no es un metal para el que se tenga un alto uso industrial, por sus propiedades corrosivas, ha servido como pigmento de pinturas y plásticos y como cátodo de baterías. De manera natural se consideran a las erupciones volcánicas y

los incendios forestales como fuentes de cadmio; la aplicación de fertilizantes, las fundiciones y las aguas residuales son consideradas como fuentes de contaminación antropogénica. Además, el cadmio es un subproducto de la obtención de zinc, cobre y plomo en los procesos mineros.

De manera general, la exposición a Cd está asociada a daños en el hígado, riñones y huesos (ASTDR, 1999). En concentraciones bajas se observa un cambio a nivel inmunológico, causa efectos negativos a nivel reproductivo provocando desarrollo embrionario anormal, disminución de la fertilidad y muerte prenatal (Xu *et al.*, 1996; Ogawa *et al.*, 2013). En exposiciones a largo plazo el Cd induce al aumento de supervivencia celular pero reduce la capacidad de reparación de ADN (Singh *et al.*, 2009).

En aves para el único grupo del que se cuenta con información acerca del efecto de Cd es para las avesacuáticas, en la que se ha observado que los efectos de la exposición crónica al Cd incluyen retraso del crecimiento, anemia y daño testicular, alteración de la química sanguínea y lesiones renales (Eisler 1988).

**Antimonio.** Al igual que el cadmio, este elemento se puede encontrar naturalmente en pequeñas cantidades en la corteza terrestre combinado con diversos elementos. Por su resistencia, es utilizado en aleaciones con otros metales en la elaboración de múltiples productos para generar mayor dureza y además brinda un bajo coeficiente de fricción. Es usado en la industria textil y en la fabricación de tintes, vidrios, cerámica y componentes electrónicos. De acuerdo al Servicio Geológico Mexicano (2005), este elemento se encuentra de manera natural en la región debido a que la mineralización de la zona pertenece a los dominios metálicos de Plata, Plomo y Zinc, como subproductos Oro y Cobre, Antimonio y Mercurio que corresponden al dominio genético epitermal.

Aunque en humanos se han visto numerosos efectos adversos que incluyen enfermedades pulmonares, cardíacas y gastrointestinales (Potkonjak *et al.*, 1983; McCallum, 2005) son pocos los estudios realizados en fauna y aún mucho más escasos los realizados en animales de vida silvestre. Los estudios disponibles han sido realizados en ratas y ratones en condiciones de laboratorio en los que se observaron diversos síntomas como la reducción del peso corporal, daños en el hígado, disminución del recuento de glóbulos rojos y plaquetas, cambios histológicos adaptativos leves en la glándula tiroidea, hepática y pituitaria (Schroeder *et al.*, 1968; Groth *et al.*, 1986; Poon *et al.*, 1998). Es importante resaltar que durante la revisión bibliográfica realizada no se encontró ninguna referencia sobre la presencia o efecto de este elemento sobre las aves.

El impacto de la contaminación por elementos tóxicos se puede estudiar determinando la presencia del tóxico en el ambiente y en organismos biomonitores, que son organismos que por sus características ecológicas nos permiten evaluar de manera precisa el estado toxicológico en el que se encuentra el sitio o ecosistema a estudiar (Diamond y Devlin, 2003). En este trabajo se propone el uso de aves residentes como organismos biomonitores.

### **Características de los Biomonitores**

Una de las ventajas de utilizar animales para evaluar el grado de contaminación, es el hecho de poder correlacionar los niveles de contaminantes en fluidos y tejidos con los presentes en el ambiente o en su hábitat. La medición directa de los contaminantes en la fauna permite conocer adecuadamente el grado de exposición y la absorción de los compuestos en los individuos y nos permite obtener datos sobre los posibles efectos adversos que los contaminantes tienen sobre los organismos, lo que a su vez nos brinda la oportunidad de relacionar los efectos que pudieran tener a nivel de población.

Entre los organismos utilizados para este fin, se encuentra el grupo de las aves, que son consideradas potencialmente como excelentes biomonitores para el estudio de metales porque son organismos sensibles a los cambios ambientales, exhiben efectos subletales a un gran número de contaminantes, tienen una dieta variada, son de amplia distribución en una gran diversidad de ambientes, son logísticamente factibles (fáciles de capturar e identificar) y son de interés público (Stotz *et al.*, 1996). De acuerdo a los criterios de inclusión (Anexo 1) para seleccionar especies como biomonitores en sitios contaminados de México dentro del Programa Nacional de Monitoreo y Evaluación Ambiental (PRONAME, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, INECC) las aves elegidas para este estudio son excelentes organismos monitores de contaminación.

Con respecto de los elementos tóxicos como los que aquí se estudian, se ha reportado que en fauna, la medición directa de los niveles del contaminante en el organismo refleja la absorción del contaminante por el individuo. Sin embargo, para evaluar la relación entre los niveles de los xenobióticos dentro de los organismos y la respuesta que éstos tienen sobre los contaminantes, es necesario hacer uso de métodos que nos permitan cuantificar la exposición y los potenciales efectos sobre los organismos. A este respecto, los biomarcadores son una herramienta útil que tiene la ventaja de proporcionar datos cuantitativos sobre los efectos adversos causados por los contaminantes.

Un marcador biológico se define como una alteración inducida por un xenobiótico que puede provocar variaciones en los componentes o procesos celulares, bioquímicos, estructurales o funcionales y que puede ser medido a través de una muestra o sistema biológico (National Research Council Canada, 1987; Gil y Pia (2001) definen los biomarcadores como una respuesta biológica a un químico o grupo de agentes químicos pero no la presencia del agente o sus metabolitos dentro del cuerpo.

El uso de marcadores biológicos en la evaluación de riesgos a la salud de los organismos por exposición a metales se ha incrementado marcadamente en la última década debido a su utilidad en la estimación de enfermedades progresivas ya que pueden manifestar síntomas en periodos largos de tiempo después de ocurrida la exposición. Son una herramienta útil para evaluar el riesgo potencial de exposición a tóxicos ambientales.

Los biomarcadores generalmente son clasificados en tres grupos: de exposición, de efecto y de susceptibilidad. La importancia de cada tipo de biomarcador se describirá más adelante.

## **ANTECEDENTES**

Los estudios más importantes encontrados sobre la exposición de avifauna a elementos tóxicos se describen en esta sección.

### **Biomarcadores**

Como se indicó previamente, los biomarcadores pueden ser de exposición, efecto y susceptibilidad.

Los **biomarcadores de exposición** hacen referencia a la medición directa de un xenobiótico o sus metabolitos en tejidos o fluidos y nos permite identificar el grado de exposición de los organismos. Proporcionan información cuantitativa sobre la exposición y corroboran el ingreso de tóxicos en el organismo (Peña *et al.*, 2001). La presencia de sustancias tóxicas como metales, compuestos orgánicos o sus metabolitos en orina y/o sangre de los organismos son ejemplos de este tipo de biomarcadores.

Por su parte, los **biomarcadores de efecto** son indicadores de cambios bioquímicos o fisiológicos dentro del organismo como resultado a la exposición de xenobióticos. Pueden ser componentes endógenos, medidas de la capacidad funcional o cualquier otro indicador del estado del organismo. Existen muchos tipos de marcadores de efecto que evalúan los daños en los sistemas respiratorio (ej. las proteínas de bajo peso molecular específicas del pulmón como marcadores de toxicidad pulmonar) y nervioso (ej. la inhibición de acetil-colinesterasa -AchE- como biomarcador específico de neurotoxicidad por organofosforados y carbamatos), daños al ADN, biomarcadores de expresión genética, etc. En el presente estudio se abordó el daño generado al sistema inmune utilizando la presencia de hemoparásitos y la relación entre Heterófilos y Linfocitos (H:L) de las aves para evaluar el efecto de los metales asumiendo estos contaminantes como las principales causas.

Se ha observado que determinados metales, entre ellos el plomo, pueden causar efectos adversos sobre el sistema inmune de las aves a dosis en las que no se observan otros efectos tóxicos (Exon, 1984; Trust *et al.*, 1990; Fair y Myers, 2002). Estas alteraciones afectan tanto a la inmunidad humoral como la celular (Rocke y Samuel, 1991) y el grado de daño o alteración del sistema está relacionado con diversos factores como la ruta de exposición, dosis y edad de los organismos (Exon, 1984).

De manera general, los metales pesados están considerados como inmunosupresores, provocando una mayor susceptibilidad a agentes infecciosos debido a que la activación o manutención del sistema inmunológico puede verse suprimida o comprometida cuando el ave se enfrenta a factores como la competencia por recursos, el estrés ecológico o infecciones (Machado-Filho, 2010). Entre los agentes infecciosos que podrían verse favorecidos por el bajo rendimiento del sistema inmune, se encuentran los hemoparásitos, parásitos intracelulares del orden Haemosporidia, con cuatro géneros conocidos: *Plasmodium*, *Leucocitozoon*, *Haemoproteus* y *Falasia*, que pueden encontrarse en reptiles, anfibios, aves y



mamíferos utilizando a insectos dípteros como vectores. Adicionalmente a esos parásitos, existen aquellos extracelulares que incluyen a nematodos como *Filaria* que se transmiten a vertebrados por artrópodos y protozoarios como *Trypanosomas* que se transmiten por artrópodos, tales como insectos que pican o que penetran al organismo a través de la piel (Valkiūnas, 2004). Se ha descubierto que la prevalencia de éstos, y sobre todo la intensidad de la infección es potencialmente dependiente del estado de conservación del área y las intensidades de infección están asociadas al tipo de respuesta inmune del ave o a los estados de infección crónica. La probabilidad de infección, sin embargo, podría verse afectada en caso de que los agentes contaminantes también influyeran de manera negativa a los vectores.

Los parásitos sanguíneos más frecuentes en las aves en los neotrópicos son los intracelulares: *Haemoproteus spp.*, transmitidos por jejenes pertenecientes a la familia *Ceratopogonidae* y moscas del género *Hippoboscidae*; *Leucocytozoon spp.*, transmitidos por moscas negras (Diptera: Simuliidae); *Plasmodium spp.*, que son transmitidos utilizando mosquitos del género *Culicidae* como vectores y han sido de los hemosporidios más estudiados por ser los causantes de la malaria aviar y los extracelulares microfilaria y *Trypanosoma sp.* (Matta y Rodríguez, 2001; Garza-Hurtado, 2011, Reinoso-Pérez *et al.*, 2016, Ham-Dueñas *et al.*, 2017). Cuando las aves se encuentran en condiciones estresantes, es posible que la carga parasitaria aumente como consecuencia de un bajo desempeño inmunológico (Fokidis, 2008).

Los **biomarcadores de susceptibilidad** se utilizan como indicadores de respuesta de cada individuo frente a la agresión de algún tóxico. Mediante este tipo de biomarcadores se determina si ciertos individuos tienen probabilidades más altas que otros de tener un daño ante la exposición de tóxicos. Entre los factores determinantes para que un organismo sea mayor o menor susceptible se pueden incluir los genéticos, los externos como una exposición simultánea a otros agentes

nocivos y la capacidad de su organismo para detoxificar, excretar o reparar el daño ocasionado por el tóxico (Peña *et al.*, 2001).

## **Metales en aves**

Las aves rapaces y marinas se han estudiado más específicamente para evaluar la problemática de la contaminación ambiental por metales (Hoffman *et al.*, 1985; Pain *et al.* 1995; Mateo *et al.* 1997; Houserová *et al.*, 2007; Burger *et al.*, 2007, 2008, Pérez-López *et al.*, 2008; Hargreaves *et al.*, 2011; Tshipoura *et al.*, 2011; Smits y Fernie, 2012; Burger, 2013). Sin embargo la mayoría de estos estudios se han llevado a cabo en el contexto de la contaminación en ambientes marinos, y se conoce poco acerca de la contaminación por metales en el contexto de ambientes terrestres en presencia de exposición por actividad minera, y en otros grupos de aves. Uno de los órdenes más diversos y abundantes de aves es el de las paseriformes. Diversos autores señalan a este grupo como un excelente centinela para evaluar la contaminación terrestre por metales debido a que tienen ámbitos hogareños pequeños, por lo que son buenos indicadores de la salud del ecosistema a escalas finas (Llacuna *et al.*, 1996; Eens *et al.*, 1999; Johnson *et al.*, 1999; Dauwe *et al.*, 2002; Jiménez *et al.*, 2005; Berglund *et al.*, 2011), permitiendo así asociar las concentraciones encontradas de contaminantes a las concentraciones en matrices específicas restringidas en el espacio físico, así como a los efectos que se pudieran dar en estos organismos.

Se sabe que la contaminación por metales y metaloides generados por la industria minera pueden influir en el vigor, salud y demografía de las aves (Spahn y Sherry, 1999; Butkauskas y Srouga, 2004) debido a diversos efectos reportados que incluyen la presencia de deformidades (Gilbertson *et al.*, 1991; Mora *et al.*, 2003), alteraciones en el comportamiento (Burger y Gochfeld, 2000; Golden *et al.*, 2003; Gorissen *et al.*, 2005), bajos niveles de eclosión de huevos de aves, altos niveles de mortalidad de embriones, bajos niveles de fertilidad y éxito reproductivo (Butkauskas

y Sruoga, 2004; Golden *et al.*, 2003), altas tasas de mortalidad de adultos (Spahn y Sherry, 1999; Burger y Gochfeld, 2000) y alteraciones en los sistemas endócrino e inmune, así como en las tasas poblacionales de supervivencia (Hernández *et al.*, 1999; Smits y Fernie, 2012). Las malformaciones en picos y otras partes córneas, así como en huesos y otras estructuras, también se han relacionado con la contaminación por metales pesados y arsénico (Stanley *et al.*, 1994; Mora, 1996).

Entre los tejidos que han sido comúnmente utilizados para trazar la exposición de los elementos tóxicos de la minería sobre las aves se pueden mencionar las plumas, que son estructuras epidérmicas, es decir, crecen a partir de folículos de la capa más externa de la piel cuyas células mueren después de formar la pluma dejando la estructura queratinosa. Las plumas permiten determinar los niveles de metales debido a que durante el periodo de crecimiento, están conectadas a vasos sanguíneos y los metales adquiridos a través del alimento quedan capturados dentro de las estructuras de queratina (Burger y Gochfeld, 1995).

Se sabe además, que las concentraciones de metales en las plumas están relacionadas con los niveles presentes en tejidos internos y que existe una alta correlación entre los contaminantes en la dieta de las aves y los valores encontrados en sus plumas (Burger, 1995; Monteiro *et al.*, 1996). Representan un registro de la concentración de los metales en la sangre al momento de su formación (Burger, 1995). Debido a lo anterior, estas estructuras son excelentes indicadores de exposición crónica en las aves ya que mantienen constante la concentración de metales durante el tiempo de vida de la pluma, por lo que se tomaron muestras para el análisis de metales pesados y metaloides a través de esta técnica no invasiva (Albuja *et al.*, 2011; Markowski *et al.*, 2013).

Por su parte, los estudios en sangre de aves se consideran significativos en la determinación del nivel de exposición debido a que son un reflejo de la absorción directa e inmediata del contaminante a través del alimento consumido; los niveles de

metales en sangre reflejan una exposición ocurrida en los días precedentes a la toma de muestra, la movilización desde tejidos internos y la eliminación por heces, plumas, huevos o acumulación de tejidos (Braune y Gaskin, 1987).

Una posible explicación de la acumulación de metales divalentes en los organismos, es que se absorben a través de los canales de transporte utilizados por los metales esenciales como Zn o Fe, interfiriendo en la actividad de varias enzimas por la competencia, por lo que se ha visto que muchos de los efectos histopatológicos observados en aves intoxicadas por cadmio son similares a los causados por déficit de Fe o Zn y que deficiencias nutricionales bajas en Ca favorecen la absorción y acumulación de Pb y Cd en las aves (Scheuhammer, 1987).

Se ha demostrado que las aves expuestas a dosis relativamente bajas de plomo durante un tiempo prolongado pueden sufrir efectos similares a los observados en aves que presentan intoxicación aguda. Este metal también es el responsable de daños en el sistema nervioso ocasionando debilidad muscular y parálisis en algunas partes del cuerpo como son las extremidades y buche entre otros (Mateo *et al.*, 2013). Además, se han observado cambios en el comportamiento como anomalías en la locomoción, equilibrio, termorregulación, estructura del canto y aprendizaje lo cual incrementa la probabilidad de ser depredados, de padecer enfermedades infecciosas y la muerte (Gochfeld, 1997; Gorissen *et al.*, 2005; Ham-Dueñas, 2017).

En relación al sistema inmunológico, diversos elementos como As, Pb y Cd son inmunosupresores, pudiendo causar efectos adversos en dosis en las que no se observan otros efectos tóxicos. Las alteraciones relacionadas a este sistema provocan aumento en la susceptibilidad a agentes infecciosos. Se sugiere que esto se relaciona a efectos citotóxicos directos sobre las células del sistema inmune, carcinogénesis o deficiencias nutricionales (Exon, 1984).

## Especies de estudio

Para el presente estudio se eligieron tres especies representativas de las aves passeriformes residentes del Altiplano Potosino, con el tamaño corporal adecuado para obtener una muestra de sangre suficiente para la realización de los diversos análisis planteados, de ámbitos hogareños reducidos de manera que se pueda asociar la presencia de sustancias tóxicas al sitio de estudio en particular, abundantes en la zona para asegurar el tamaño de muestra adecuado para la cuantificación de metales y metaloides en muestras de sangre y plumas en laboratorio, y con una dieta compuesta principalmente de artrópodos con la finalidad de relacionar sus hábitos alimenticios con la presencia de metales. En observaciones preliminares en campo, se logró determinar que las aves de las especies *Campylorhynchus brunneicapillus* (Matraca desértica), *Toxostoma curvirostre* (Cuitlacoche) y *Melospiza fusca* (Rascador pardo) son las más indicadas para el estudio. Además, se eligieron estas especies debido al escaso conocimiento que se tiene acerca de cómo la presencia de elementos tóxicos derivados de la industria minera está afectando a las aves passeriformes. El estudio de aves que se encuentran en eslabones intermedios de cadenas tróficas permite conocer un poco más acerca de los efectos que pueden estar teniendo los metales en estos grupos de organismos. Durante el muestreo se capturaron 64 especies distintas (Anexo 2).

***Toxostoma curvirostre*.** Esta ave presenta un plumaje café grisáceo en todo el cuerpo, con cachetes moteados y cola de color gris oscuro; sus características distintivas son la coloración anaranjada de su iris y su largo pico curvado al que debe su nombre. Miden entre 24 y 29 cm de largo y no presentan dimorfismo sexual (Figura 1). Se distribuye en la parte sur de Estados Unidos y en el norte y centro de México, ocupando zonas áridas, semi-áridas y de matorrales, preferentemente con presencia de cactáceas del género *Cylindropuntia* en las que construyen sus nidos obteniendo así mayor protección contra sus depredadores. Su reproducción se lleva a cabo entre los meses de mayo a junio, con un tamaño de nidada de entre 2 y 4

huevos de coloración azul pálido; el periodo de empollamiento es de 12 a 15 días. Tienen un promedio de vida de alrededor a 10/11 años (Kaufman, 2001)

Su forma de obtención de alimento es por medio la búsqueda de insectos debajo de las hojas, aunque puede ser omnívoro, el *T. curvirostre* se alimenta principalmente de insectos. Se alimenta de una amplia variedad de insectos y sus larvas, incluidos escarabajos, hormigas, saltamontes, avispas y muchos otros; también come arañas, ciempiés, caracoles y cochinillas. En temporada de lluvias, puede alimentarse también de algunas semillas y frutas de cactáceas. Esta especie tiene preferencia para moverse de un lugar a otro entre los arbustos, aunque también pueden observarse en árboles. Presenta una alta fidelidad al sitio y un ámbito hogareño pequeño (alrededor de 3 ha) (Tweit, 1996).



Figura 1. Cuitlacoche, *Toxostoma curvirostre*

***Campylorhynchus brunneicapillus***. Especie de corona negra con una distintiva línea blanca sobre los ojos. Su garganta es blanca, la espalda de color café grisáceo con rayas negras y blancas, el pecho está abundantemente moteado. Las plumas de las alas y cola tienen una coloración rayada en negro y blanco, predominando el

color negro. Las patas son oscuras. Una de sus características distintivas es su pico curvo, largo y delgado. Mide entre 18 y 23 cm de largo y carece de dimorfismo sexual (Figura 2) (Hamilton, 2011).

Es residente permanente de las regiones áridas y semi-áridas del sureste de Estados Unidos, desde California y Utah, hasta la parte central de Nuevo México y Texas. En México se distribuye desde el norte hasta la parte central (Anderson 1973; Ricklefs 1968; McCarthy 2000). Se localiza en sitios áridos, con algunos árboles y arbustos, con presencia de *Cylindropuntia spp.* y otras suculentas y tiene un ámbito hogareño pequeño (alrededor de 3 ha). Su hábitat de reproducción son los matorrales, preferentemente con cactáceas de *Cylindropuntia sp.* que utilizan para nidificar. Defiende su territorio de anidación, el cual ocupa durante más de un año. Tanto el macho como la hembra contribuyen a la construcción de los nidos, que presentan una entrada pequeña para protegerse de depredadores. La época reproductiva inicia a finales de febrero o principios de marzo y continúa hasta junio. La nidada es de 4 - 5 huevos que son incubados por un lapso de 16 días aproximadamente. Ambos padres se encargan del cuidado y alimentación de las crías. Una vez que los pollos inician el vuelo, se mantienen en el territorio de los padres por alrededor de un mes. El tamaño de la nidada, de la eclosión de los huevos y de la posterior supervivencia de los volantones está determinado por la disponibilidad de alimento. Estas fluctuaciones en el tamaño de las nidadas ha sido una ventajosa adaptación al impredecible ambiente del desierto (Ricklefs 1968; Anderson 1973; Gough 1997; McCarthy 2000; Simons y Martin 1990; Farley y Stuart 1994). Tienen un promedio de vida de 6 años (Kaufman, 2001).

Se alimenta principalmente de insectos, como escarabajos, hormigas, avispas, chinches del campo, saltamontes y muchos insectos más. También se alimenta de algunas arañas y ocasionalmente, de pequeñas lagartijas. Puede llegar a consumir semillas y frutos. Su forma de alimentación es por medio de la búsqueda debajo de hojas tiradas o moviendo objetos en busca de insectos. Toda el agua la obtiene a

través del alimento y en muy raras ocasiones toma agua directamente aunque se encuentre disponible (Udvardy, 1994; Ricklefs, 1968; McCarthey, 2000).



Figura 2. Matraca desértica, *Campylorhynchus brunneicapillus*

**Melozone fusca.** Esta especie es de color marrón, presenta coloraciones más claras en la parte inferior del cuerpo y una zona rojiza debajo de la cola. Tiene una mancha negra poco visible en el pecho. Mide entre 19 y 25 cm de largo, con un peso promedio de 45 g y carece de dimorfismo sexual. La mayor parte del tiempo la pasa en el suelo, escarbando en busca de alimento (Figura 3) (Johnson, 1996).

Se alimenta de semillas en invierno e insectos en verano, aunque las crías se alimentan totalmente de insectos por su alto valor proteico. En época de lluvia o cuando hay disponibilidad, también llega a alimentarse de frutos y bayas (Kaufman, 2001).

Usualmente su nidada es de 3 o 4 huevos y la incubación, que dura alrededor de 11 días, la realiza sólo la hembra (Terres, 1980). Los polluelos son atendidos por ambos



padres y tardan aproximadamente ocho días en abandonar el nido. Una pareja de adultos suele permanecer junta durante todo el año y puede tener hasta 2 o 3 nidadas. Presenta una alta fidelidad al sitio y un ámbito hogareño pequeño (alrededor de 3-5 ha). Su promedio de vida es de 12 años (Kaufman, 2001).



Figura 3. Rascador pardo, *Melospiza fusca*

## JUSTIFICACIÓN

Las actividades humanas como la agricultura, el sobrepastoreo y la minería han ocasionado degradación de los suelos, pérdida del balance de los ecosistemas y contaminación. De manera particular, la minería puede estar provocando alteraciones sobre plantas y animales como resultado de los subproductos vertidos al ambiente que contienen elementos potencialmente tóxicos como Arsénico, Cadmio, Plomo, Cobre y Zinc, que son dispersados al entorno. Sin embargo, son escasos los estudios que se han llevado a cabo que cuantifiquen los niveles de estos elementos en fauna asociada a sitios mineros en zonas áridas. La presencia de contaminantes en el ambiente forma parte de los diferentes aspectos que se han identificado como parte del cambio ambiental global. No obstante, actualmente se desconoce si la presencia de estos contaminantes rebasa los límites que el planeta puede soportar antes de perder el equilibrio, tal y como recientemente se ha

documentado para otros aspectos del cambio ambiental global, como la pérdida de diversidad genética y los flujos bioquímicos de fósforo y nitrógeno (Steffen *et al.*, 2015). Por lo que el estudio de los contaminantes y los procesos mediante los cuales la exposición a estos contaminantes afecta a la biota es de alta prioridad.

En San Luis Potosí, la actividad minera data de más de 400 años y sigue siendo muy importante en el Estado. De esta forma, poblaciones como Villa de la Paz, Real de Catorce, Charcas y Cerro de San Pedro han sido importantes productoras mineras de tal forma que existen residuos mineros de la producción actual y residuos históricos que no fueron dispuestos en el ambiente de una manera apropiada y por ello se les encuentra en áreas urbanas y rurales (Castro-Larragoitia *et al.*, 1997; Chávez *et al.*, 1999; Razo *et al.*, 2004).

En la Región Altiplano del Estado se tiene la mayor disposición de residuos mineros, como ya se indicó, sin embargo, existen limitados estudios sobre la fauna silvestre expuesta (González Millé, 2006; Espinosa Reyes, 2010; Ham Dueñas. 2017), solo un estudio se ha realizado con paserinas residentes (Chapa-Vargas *et al.*, 2010) lo que hace evidente la falta de estudios que nos permitan ampliar el conocimiento de los efectos de la minería sobre las poblaciones de aves residentes de zonas áridas y semiáridas donde se desarrolla esta actividad.

Las aves son modelos útiles para entender el comportamiento toxicológico de algunos contaminantes debido a que son organismos relativamente fáciles de estudiar, están ampliamente distribuidos, ocupan distintos niveles tróficos en los ecosistemas y son sensibles a cambios en el ambiente.

A pesar de que existen diversos trabajos que evalúan el riesgo por exposición a metales y metaloides en las aves y que se han enfocado a determinar si existe una correlación entre las concentraciones elevadas de estos elementos, con el

detrimento de la salud de los organismos a distintos niveles (Burger y Gochfeld, 2000; Mora *et al.*, 2003), son pocos los que se enfocan a aves paserinas (Tsipoura *et al.*, 2008; Berglund *et al.*, 2011; Dauwe *et al.*, 2002 y 2003, Jiménez *et al.*, 2005) y aún menos aquellos que evalúan los posibles daños ocasionados por metales y metaloides en zonas mineras o en aves de regiones semi desérticas (Chapa-Vargas *et al.*, 2010). Además, son escasos los estudios que relacionan la presencia de contaminantes con parámetros que indiquen alteraciones a nivel de población como resultado de los daños evaluados en los individuos. Entre esos parámetros, en este trabajo se propone el estudio de los hemoparásitos en aves del orden Passeriforme de zonas áridas con el fin de evaluar si la presencia de elementos tóxicos derivados de las actividades mineras inhibe el sistema inmune de las aves, lo que podría estar provocando un incremento en el número de parásitos. La relevancia de este estudio se debe a que no existen estudios que relacionen la prevalencia de hemosporidios con la exposición a elementos tóxicos como As, Cd, Pb, Cu y Zn.

Por lo tanto, el presente estudio tiene como finalidad determinar si las actividades mineras actuales o históricas desarrolladas en una región semi-árida del Altiplano Potosino tienen efectos negativos sobre la salud de las aves residentes de la zona.

## **HIPÓTESIS**

En el Altiplano Potosino, las aves paserinas residentes están sometidas a un mayor nivel de estrés fisiológico por la exposición a contaminantes tóxicos como As, Cd, y Pb provenientes de residuos mineros lo cual se refleja en una mayor incidencia de hemoparásitos y una alteración del perfil hematológico en las especies cuyo hábitat presenta mayores evidencias de deterioro y que influye negativamente en el sistema inmunológico y afecta negativa e indirectamente los parámetros poblacionales tales como la tasa de supervivencia aparente y la abundancia relativa.

## **OBJETIVO GENERAL**

Evaluar el efecto de las actividades mineras y la degradación del hábitat sobre el sistema inmunológico de aves silvestres residentes del Altiplano Potosino como consecuencia del estrés ecológico.

### **V.1. Objetivos Específicos**

1. Establecer sitios para la colecta de muestras de sangre y plumas de aves en función de la concentración de Pb, Sb, As y Cd presentes en el suelo superficial.
2. Cuantificar las concentraciones de Pb, Sb, As y Cd en muestras de sangre y plumas en poblaciones de tres especies de aves Passeriformes residentes a través de un gradiente de exposición a actividades mineras.
3. Determinar la concentración de As, Sb, Pb y Cd en muestras de artrópodos que conforman parte de la dieta de las aves residentes y correlacionar con las concentraciones obtenidas en el suelo y en los tejidos de las aves a lo largo de un gradiente de concentración.
4. Determinar la relación entre las concentraciones de As, Sb, Pb y Cd en las aves y los efectos al sistema inmune con los tamaños y tasas poblacionales de mortalidad y abundancia de las poblaciones de aves residentes de sitios con actividad minera.
5. Estimar el daño al sistema inmunológico por la exposición a los elementos tóxicos a través de la correlación de las concentraciones de Pb, Sb, As y Cd determinadas en plumas de las aves con las cargas de hemoparásitos y el perfil hematológico (proporciones de H:L).

## ÁREA DE ESTUDIO

Para el presente estudio se eligió el Municipio de Charcas debido a su relevancia en la actividad minera. En esta zona se localiza una de las 14 regiones mineras del Estado que tienen un gran potencial de extracción de minerales metálicos y no metálicos (SGM, 2011). El municipio de Charcas se ubica en la porción noroccidental del Estado de San Luis Potosí, ocupando una superficie de 2,323.40 Km<sup>2</sup> que representa el 3.73% del territorio estatal que es de 62,155.74 Km<sup>2</sup>. Colinda al norte con el municipio Catorce, al este con Villa de Guadalupe, al oeste con Santo Domingo y al sur con los municipios Salinas de Hidalgo y Venado. La cabecera municipal asentada en la ciudad de Charcas se localiza a 100 Km al noroeste de la capital San Luis Potosí (SGM, 2005).

Charcas se encuentra bien comunicado a través de la Carretera Federal No. 63 que cruza de sur a norte, la No. 57 México-Piedras Negras y la No. 49 San Luis Potosí-Zacatecas. Además tiene una importante red de caminos de terracería y numerosas brechas que permiten el acceso a las localidades del municipio. Dentro de los límites municipales también se cuenta con cuatro estaciones ferroviarias: Álvaro Obregón, Laguna Seca, Berrendo y La Maroma.

El clima es seco y semi-seco con una temperatura media anual entre 16° y 18°C y una precipitación media anual de 410 a 500 mm con lluvias en verano y escasas el resto del año. Se encuentra dentro de la Región Hidrográfica 37 que se caracteriza por la carencia de grandes corrientes de agua superficial las cuales son intermitentes y se forman en temporada de lluvias.

La vegetación de la zona está constituida por matorrales xerófilos representados por una diversidad relativamente elevada de especies arbustivas que incluyen *Larrea tridentata* (gobernadora) y especies de los géneros *Flourensia*, *Jatropha*, *Celtis* y

*Condalia*, cactáceas de los géneros *Opuntia*, *Echinocactus* y *Mamillaria* mientras que el estrato arbóreo se caracteriza por la dominancia de palmas (*Yucca spp*) (Garza-Hurtado, 2011).

Los poblados se caracterizan por sus paisajes heterogéneos conformados por diferentes elementos vegetales que incluyen especies nativas, cercos vivos y especies de ornato no nativas que los pobladores mantienen en sus traspatios; los factores abióticos propios de los poblados son sus construcciones, pequeños huertos y cuerpos de agua superficiales que en el municipio de Charcas son pequeñas corrientes mayormente de temporal. Se considera que la degradación del hábitat en los poblados es mayor debido a que la cubierta vegetal original ha sido removida casi en su totalidad y remplazada por calles no pavimentadas o pavimentadas y pequeñas edificaciones (Garza-Hurtado, 2011; Reinoso-Pérez *et al.*, 2016).

La actividad minera en el municipio Charcas se inició el año de 1574, fecha en que se descubren importantes depósitos de minerales metálicos de plata, plomo, zinc, cobre, oro, mercurio y antimonio, que desde esa época, se han desarrollado de forma constante, con algunos periodos de inactividad. Charcas es una de las regiones mineras más importantes del estado por su actividad y su capacidad de explotación (4100 tn/día) de minerales metálicos (SGM, 2016).

Los recursos minerales del municipio Charcas incluyen cerca de 100 localidades con minerales metálicos, algunos explotados por la empresa Industrial Minera México, que beneficia minerales de oro, plata, plomo, zinc y cobre. Así, localidades más importantes son el Distrito Minero Charcas, la Zona Mineralizada Santa Gertrudis, la Zona Mineralizada Álvaro Obregón-Elorza-Fátima y la Zona Mineralizada El Astillero. Además el municipio cuenta con 12 localidades de minerales no metálicos como barita, fosforita y arcilla (SGM, 2016).

Las dos localidades con actividad minera en la zona considerada para este trabajo son la Zona Mineralizada de Santa Gertrudis y el Distrito Minero de Charcas. La primera está ubicada en el ejido del mismo nombre, al nor-noroeste de la ciudad de Charcas y actualmente no se realizan extracciones minerales, pero se tiene el registro de actividad minera histórica. Su mineralización pertenece a los dominios metálicos de Plata, Plomo y Zinc, como subproductos Oro y Cobre, Antimonio y Mercurio (SGM, 2005). En esta zona minera existen diversas localidades que presentan depósitos minerales que han sido explorados y/o explotados por obras antiguas como socavones, pozos y zanjas. El segundo sitio del municipio corresponde al Distrito Minero de Charcas ubicado en las cercanías de la ciudad y donde la mineralización está asociada a un depósito de Ag, Pb y Zn y a otro depósito caracterizado por vetas con una asociación mineral de Ag, Pb, Zn con Au y Cu como subproductos. Este distrito ha sido explotado por la compañía Industrial Minera México S.A. (SGM, 2006). Los residuos procedentes de la actividad minera histórica y/o actual en estos sitios pueden potencialmente contribuir con la disposición y dispersión en el ambiente circundante (suelo, agua, aire) de elementos como Pb, As, Zn, Cu, Cd y posiblemente otros.

## **METODOLOGÍA**

El presente estudio contempla el muestreo durante los años 2014, 2015 y 2016, en tres sitios que se seleccionaron para representar un gradiente de concentración de contaminantes procedentes de actividades mineras. Los sitios elegidos fueron:

- 1) En las cercanías de la mina perteneciente a la Industrial Minera México, S.A de Charcas (CH) productor a gran escala de plata, plomo, cobre, zinc, cadmio y poco oro a través de su planta de flotación con capacidad de

4,100 ton/día (SGM, 2016) es el sitio en que potencialmente se pueden determinar las concentraciones más altas metales en el suelo como consecuencia de la dispersión de contaminantes desde los jales.

- 2) En la localidad de Presa Santa Gertrudis (PSG), con actividad minera moderada, histórica y/o actual, por lo que se le consideró como un sitio contaminado pero a niveles inferiores que el sitio CH.
- 3) En la localidad de Guadalupe Victoria (GV), un sitio para el que no existen registros de actividad minera y por tanto al que consideramos sitio de referencia por considerar que podría tener los niveles más bajos de metales pesados en el suelo.

En referencia a la exposición de la biota a los contaminantes consideramos que por orden decreciente, esta podría ser CH>PSG>GV. En cada una de éstas localidades se colectaron muestras de suelo y muestras biológicas de aves y artrópodos en un sitio con vegetación que representa el deterioro del hábitat (zona de *Poblado*) y un sitio con vegetación que representa un hábitat con menos disturbio (*Izotal*). Lo anterior hace un total de seis sitios de estudio, dos por localidad: CHP, CHI, PSGP, PSGI, GVP y GVI (ver Tabla 1).

Tabla 1. Sitios de estudio

Sitios de estudio		
Localidad	Vegetación	
Guadalupe Victoria	Izotal (GVI)	Poblado (GVP)
Presa Santa Gertrudis	Izotal (PSGI)	Poblado (PSGP)
Charcas	Izotal (CHI)	Poblado (CHP)

Los seis sitios de muestreo seleccionados permiten contar con réplicas para el estudio ya que se eligieron de manera aleatoria con estratificación basada en el tipo de vegetación y la exposición a la actividad minera, son independientes debido a la distancia entre ellas como se aprecia en la Figura 4 y en la Tabla 1.



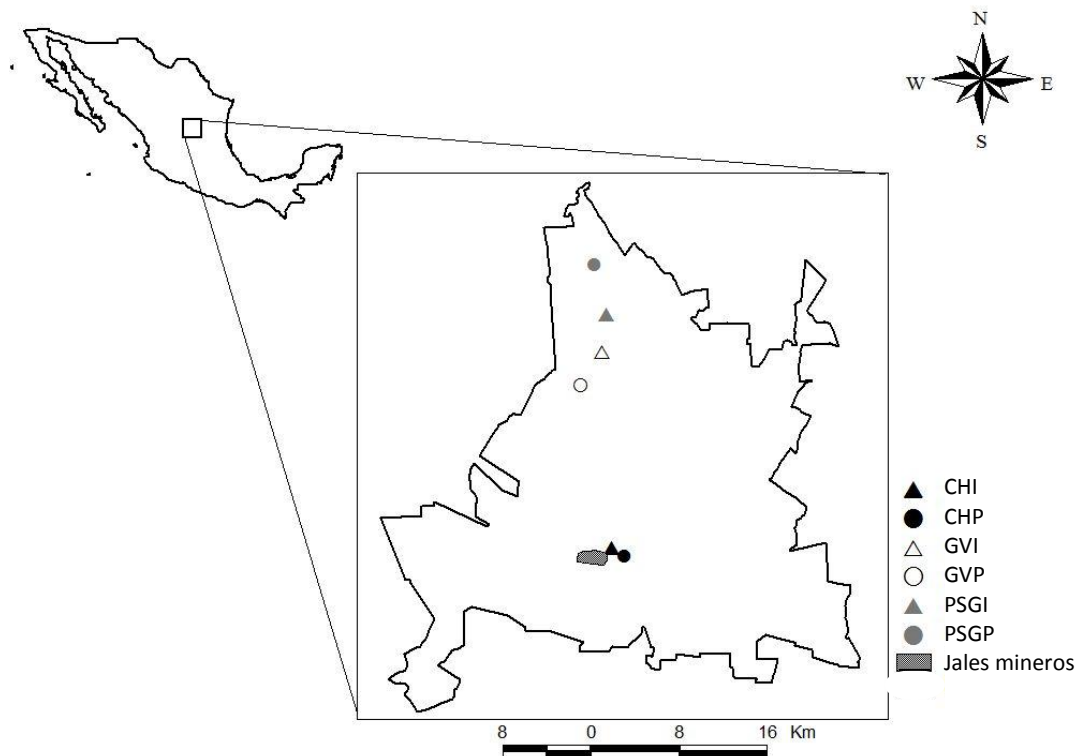


Figura 4. Mapa de localización de los sitios de muestreo.

## Trabajo de campo

### Colecta de muestras de suelo

Para determinar la concentración de metales pesados en el suelo, en cada sitio de muestreo se colectaron muestras de suelo superficial (0-5cm de profundidad) las cuales se procesaron en el laboratorio, como se indicará más adelante, para determinar los elementos mayormente presentes (tanto mayores como traza).

El muestreo de suelo se realizó de manera aleatoria estratificada incluyendo sitios aledaños a arroyos, zonas cercanas a los jales mineros y zonas de vegetación

representativa. La colecta de muestras se llevó a cabo con base en los procedimientos descritos por la normatividad ambiental vigente en el país (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 y NMX-AA-132-SCFI-2006). Se obtuvieron un total de 5 muestras por sitio de estudio.

Para la toma de la muestra, se trazó un cuadrado de 1x1 m donde se excavó hasta llegar a la profundidad requerida (0-5 cm) y se tomó una muestra representativa de la superficie. Se generaron submuestras de suelo por sitio mediante el método de cuarteo con base a lo descrito en la norma NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. El tamaño final de cada muestra, por sitio fue de aproximadamente 0.5 kg de sustrato. Cada punto muestreado se marcó por medio de un Sistema de Posicionamiento Global (GPS) que permitió registrar las coordenadas exactas del punto muestreado. El material obtenido se guardó en un recipiente plástico con su etiqueta correspondiente hasta su posterior análisis en el laboratorio.

### Colecta de muestras biológicas

#### Aves

En este trabajo se eligió la colecta de muestras de sangre y plumas de aves paserinas residentes. Para la captura de los organismos se realizaron campañas de muestreo donde se colocaron de 21 redes de viento de 12m x 2.5m en cada sitio de estudio las cuales permanecieron abiertas desde el amanecer hasta la puesta del sol durante tres días consecutivos (Ralph *et al.*, 1993, DeSante *et al.*, 2003). Para la obtención de muestras de tejidos de aves se efectuaron salidas a campo en cada sitio dos veces al año durante los años 2014, 2015 y 2016 durante los meses de marzo a mayo que corresponden a la época reproductiva y de julio a septiembre en la época no reproductiva pero en la que aún se puede observar la presencia de los

individuos juveniles. Las redes se revisaron cada 20 minutos para evitar causar daño o estrés a las aves por la captura.

Se hizo un registro de todas las aves capturadas y se les identificó con la ayuda de guías ornitológicas (Pyle, 1997; Sibley, 2000; Van Perlo, 2006), se tomaron diversas medidas morfométricas que permiten determinar sexo y edad de los organismos, cuerda alar y masa corporal para determinar el índice de condición corporal escalado (Peig y Green, 2009) así como, la determinación de otros parámetros que pudieran influir en el estado nutricional de los organismos (presencia/ausencia de grasa, presencia/ausencia de muda) y otras mediciones de importancia para la caracterización de los organismos como la presencia/ausencia del parche de incubación, la presencia/ausencia de protuberancia cloacal, la longitud de plumas rectrices, la longitud del culmen, la longitud del tarso, la longitud total y la masa corporal (Ralph *et al.*, 1993; DeSante *et al.*, 2003). Posteriormente fueron marcadas por medio de anillos ornitológicos proporcionados por la Dirección General de Vida Silvestre. La captura de las aves se realizó con un Permiso de Colector Científico otorgado por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) a través de la Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental con registro número FAUT-0157 de la Dirección General de Vida Silvestre.

Con el tipo de muestreo realizado (redes) se capturan organismos de una gran cantidad de especies y aunque a todas se les tomaron los datos y muestras de sangre y plumas para futuros estudios, para efectos del presente trabajo únicamente se analizaron las tres especies anteriormente mencionadas. El registro de todas las especies capturadas durante el periodo de muestreo se muestra en el Anexo 2.

Momentos después de su captura, una vez tomados los datos morfométricos de los organismos, se tomaron las muestras de sangre obteniéndose por medio de punción de la vena yugular o de la vena braquial con una jeringa para insulina con una aguja de un grosor máximo de 27G. De acuerdo con Friend y Franson (1999), para

disminuir el riesgo de muerte del organismo, el volumen máximo de sangre a extraer no superara el 1% de la masa corporal del animal, por lo que el volumen máximo de sangre que se consideró para el estudio fue de 200µL con base en el peso registrado de los organismos. En campo, una parte de la muestra (50 µL) fue utilizada para la realización de dos frotis sanguíneos en portaobjetos de 25 mm de ancho por 75 mm de largo que fueron fijados con metanol y conservados a temperatura ambiente hasta su análisis en el microscopio donde se realizó la identificación y contabilización de parásitos sanguíneos (Valkiūnas, 2004) y proporciones de heterófilos:linfocitos (H:L; Davis, 2008a). El resto de la muestra (~150 µL) se colocó en tubos eppendorf de 1.5 mL, los cuales fueron almacenados dentro de una hielera durante la salida de campo. Una vez en el laboratorio, se mantuvieron en refrigeración (4°C) hasta su análisis para cuantificar la presencia de metales.

Las muestras de plumas se obtuvieron de las alas, las plumas rectrices (2 de cada zona) y plumón de diversas partes del cuerpo, principalmente del pecho debido a que de acuerdo a Burger (1993), las plumas de esa área del cuerpo son las más representativas a la exposición de metales. La toma de muestra se realizó jalando desde la base de la pluma para que no se rompiera el cañón y de esa manera evitar que quedara expuesto el interior. Las muestras de plumas se guardaron en bolsas de plástico debidamente etiquetadas hasta su posterior análisis en el laboratorio.

Una vez concluida la toma de datos y colecta de muestras, las aves fueron anilladas y liberadas.

### Artrópodos

Basados en que la dieta de las aves en zonas áridas o semi-áridas es variable con la estación y no es dependiente de cuerpos de agua, se consideró que esta puede estar mayormente conformada por organismos artrópodos que el ave obtiene

por forrajeo. Por ello, se realizaron colectas de estos organismos en cada sitio de muestreo. El muestreo se llevó a cabo por medio de redes de golpeo para colectarlos sobre arbustos y malezas. Adicionalmente, se colectaron los que se encontraron sobre tallos, hojas, raíces y suelo con ayuda de pinzas (Márquez-Luna, 2005). Los organismos se colocaron en recipientes de PP previamente lavados con ácido para su transporte al laboratorio. Una vez ahí, los organismos colectados en cada uno de los sitios fueron separados para su identificación hasta nivel de Orden. Posteriormente se congelaron y se secaron a 60°C en horno de secado hasta la digestión ácida de la muestra y el análisis de metales.

## **Trabajo de laboratorio**

En esta sección se describen los procedimientos analíticos para la determinación de metales en las muestras colectadas de suelos, plumas y sangre de las aves. Se describe el procedimiento para la determinación del índice H:L (heterófilos:linfocitos) y la identificación de hemoparásitos.

### Determinación de metales en suelo superficial

Las muestras de suelo superficial obtenidas en cada uno de los sitios de estudio se llevaron a sequedad a 60°C en un horno de secado, posteriormente se tamizaron a 2 mm (malla 10) y se homogenizaron para obtener una submuestra por sitio la cual fue finamente pulverizada por molienda durante 10 minutos en un molino de ágata.

Se determinó la concentración total de los elementos en las muestras de suelo las cuales se sometieron a digestión ácida utilizando el protocolo de digestión establecido y validado en el laboratorio de Geoquímica del Instituto de Geología de la UASLP (EPA 3052). El procedimiento consiste en la digestión ácida en placa de

calentamiento de una muestra homogeneizada, de 0.1 a 0.5g de suelo, la cual se colocó en un recipiente de teflón previamente lavado con ácido y enjuagados con agua desionizada. A cada muestra se añadió 1 mL de HNO<sub>3</sub> concentrado y 2 mL de HF concentrado, ambos reactivos grado traza (J. T. Baker). La digestión se realizó por reflujo a una temperatura de la solución de 80 a 100 °C durante 48 h; se agregó adicionalmente 0.04 g de H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> (grado reactivo) por cada mL de HF utilizado para evitar que los metales en solución se re-adsorban en la superficie de los silicatos. Posterior a este tratamiento, la solución digerida se llevó a sequedad. El residuo seco se redisolvió con HNO<sub>3</sub> al 5% (v/v) y se completó a un volumen total de 10mL por el método de pesadas en balanza analítica; la muestra digerida se conservó en tubos estériles de 15 mL de polipropileno de fondo cónico. Las muestras digeridas se centrifugaron a 3,500 rpm durante 15 minutos. La concentración total de metales en las muestras digeridas de suelo se determinó por Espectrofotometría de Emisión Óptica de Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES Modelo Varian 730 ES, LD< 0.005). Se determinaron los siguientes elementos: As, Al, Ag, B, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sb, Se, Si, Sn, Sr, Tl, V y Zn. El control de calidad se realizó a través de una muestra certificada de referencia (NIST-SRM, Montana Soil 2710a).

#### Determinación de As, Pb, Cd y Sb en organismos artrópodos

Una vez en el laboratorio, los organismos artrópodos colectados en cada sitio de muestreo se separaron por grupos taxonómicos procediendo a la identificaron hasta nivel de Orden. Para el análisis de metales, se preparó una muestra compuesta de organismos por grupo taxonómico debido a que su peso seco por individuo es muy bajo y se requería tener un tamaño suficiente de muestra. Las muestras compuestas se llevaron a sequedad a 60°C en horno de secado durante 24 h, se determinó el peso seco y se procedió a la digestión de la muestra la cual se realizó en recipientes de HDPE previamente lavados con ácido y enjuagados con agua desionizada. El método de digestión en frío se realizó de acuerdo a Yan y

Mackie (1990) y Alfaro-De la Torre (2001). Se adicionaron 100µL de HNO<sub>3</sub> (grado traza, J.T. Baker) por cada 2mg de muestra. Las muestras se dejaron en reposo durante 5d al abrigo de la luz y a temperatura ambiente, con el propósito de oxidar la materia orgánica contenida en la muestra. Al sexto día se adicionó 1mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30% (Ultrex J.T. Baker), para completar la oxidación de la materia orgánica por 24h más. Finalmente al séptimo día el volumen de completa con agua desionizada para obtener una concentración final de 10% de HNO<sub>3</sub> (v/v). Terminada la digestión se realizó el análisis de As, Pb, Cd y Sb por Espectrofotometría de Absorción Atómica (Varian SpectrAA 220Z, GTA 110Z). Con el fin de evaluar la precisión de los resultados, se analizaron muestras adicionadas con concentraciones conocidas de As y Pb.

Como se indicó antes, para obtener el tamaño de muestra suficiente para el análisis, se agruparon los artrópodos colectados por grupo taxonómico. Por lo tanto, cada muestra representa un conjunto de organismos del mismo grupo taxonómico.

#### Determinación de As, Pb, Cd, y Sb en muestras de plumas

Las muestras de plumas de aves colectadas de cada sitio de estudio, se lavaron tres veces con solución de acetona 1 M para eliminar el polvo adherido a ellas que puede contener los contaminantes. Una vez lavadas se secaron colocándolas en un horno de secado a 60°C por un periodo de 8 horas. Se realizó la digestión colocando las plumas (~0.15 g por muestra) en botes de HDPE previamente lavados con ácido y enjuagados con agua desionizada. El proceso de digestión se realizó utilizando el procedimiento descrito previamente para la preparación de muestras de artrópodos y que se basa en la técnica de Yan y Mackie (1990) y Alfaro-De la Torre (2001). La solución resultante se sometió a análisis de metales totales en un Espectrofotometría de Absorción Atómica por Horno de Grafito (EAA-HG; VARIAN SpectrAA 220Z con Horno GTA 110Z). Con el fin de evaluar la precisión de los resultados, se analizaron muestras adicionadas con concentraciones

conocidas de los metales analizados y blancos de referencia. La metodología se explica con más detalle en la sección de Material y Métodos en el Capítulo 2.

#### Determinación de As, Pb, Cd, y Sb en muestras de sangre

Se realizó la digestión ácida de muestras de sangre en placas de calentamiento, sistema cerrado usando HNO<sub>3</sub> y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> siguiendo el protocolo establecido por Pérez Rodríguez y col. (2016).

Para el análisis de sangre las muestras se agitaron para homogeneizarse y posteriormente se pesaron en viales de teflón (Savillex®) con tapa de rosca de 22 mL usando una micro-balanza analítica (Ohaus AR2140). Para evaporar y obtener una muestra de sangre seca, las muestras se colocaron en placas de calentamiento a 70 ± 5°C durante dos horas en una campana de extracción de flujo laminar. Una vez obtenida la muestra seca se agregó 1 mL de HNO<sub>3</sub> concentrado (Ultrex, J.T. Baker), se sellaron herméticamente los viales y se colocaron en placas de calentamiento (Corning, PC-600D) a 100 ± 10 °C durante 8 horas o hasta observar una solución clara agitando cada cierto tiempo para promover una mejor digestión. Una vez digeridas las muestras se evaporaron hasta llevarlas a sequedad y el residuo se resuspendió con 2 mL de HNO<sub>3</sub> al 5% y posteriormente se aforó en balanza analítica a 10 mL con HNO<sub>3</sub> al 5% en tubos estériles (Falcon) de 15 mL de polipropileno de fondo cónico. Todas las muestras se mantuvieron en refrigeración a 4°C hasta la determinación de metales.

#### Identificación de hemoparásitos y determinación del índice H:L de Heterófilos y Linfocitos

Para la identificación y conteo de hemoparásitos, así como para la determinación de la relación H:L, los frotis obtenidos en campo fueron teñidos con colorante de Giemsa histológico concentrado (marca Bakery), un buffer salino



preparado con un litro de agua destilada ( $\text{dH}_2\text{O}$ ), 1.0 g de  $\text{Na}_2\text{HPO}_4$  y 0.7 g de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ , se revuelve hasta que las sales estén completamente disueltas. El pH del buffer debe estar entre 7.0 y 7.2 en proporción 1:10 durante un periodo de 1h, posteriormente se enjuagaron con agua corriente para eliminar el exceso de colorante.

Para la determinación morfológica de los parásitos y el conteo diferencial de células blancas se utilizó un microscopio con aumento de 100x (Leika, Modelo DM 2000), con aceite de inmersión directamente sobre el frotis y se contabilizaron los hemoparásitos encontrados en 10,000 eritrocitos a fin de identificar los parásitos hasta nivel de género utilizando la guía de identificación de Valkiūnas (2004). Para el perfil hematológico se contabilizaron un total de 100 células por muestra leyendo el frotis en zigzag para establecer la proporción de heterófilos y de linfocitos para determinar así la relación H:L (Davis *et al.*, 2008b).

### **Parámetros poblacionales**

Los muestreos se realizaron cada seis meses durante un período de tres años y medio, para un total de siete muestreos por sitio de estudio. Todas las aves capturadas fueron anilladas para su posterior identificación en caso de recaptura. Las aves recapturadas también fueron registradas en las hojas de campo.

Para cada sitio de muestreo se compararon las abundancias relativas de las especies entre sitios con diversos niveles de exposición a metales y entre los dos tipos de hábitat utilizando modelos lineales generalizados con distribución binomial negativa a partir de las abundancias obtenidas de las capturas en redes utilizando el programa R (R Development Core Team R, 2011). También se calcularon las tasas de supervivencia de las especies. La modelación de la supervivencia poblacional se realizó mediante el modelo de captura, marcaje y recaptura de Cormack-Jolly-Seber

(Amstrup *et al.*, 2005) con ayuda del programa MARK v.6.2 (White, 2004). Se reportan las tasas de supervivencia para períodos de seis meses en los casos en que el tamaño de muestra lo permitió. Las posibles diferencias en tasas de supervivencia se evaluaron en función del nivel de exposición y tipo de hábitat. En cuanto a la exposición se emplearon las categorías de expuesto vs no expuesto; no se utilizó el gradiente completo a estudiar, ya que esto representaba un incremento en el número de parámetros en el modelo, y el tamaño de muestra relativamente reducido requería utilizar un número de parámetros relativamente moderado.

### **Análisis estadístico de los datos**

De manera general, se utilizaron Modelos lineales generalizados para realizar el análisis estadístico de los datos. Se utilizó análisis de varianza de una vía para comparar entre muestras y se usaron regresiones lineales para determinar la relación existente entre las diversas matrices analizadas (suelo-plumas, plumas-artrópodos y artrópodos-suelo). Para comprobar la normalidad de las variables se utilizó la prueba de Shapiro-Wilk. Todos los análisis fueron realizados con ayuda del programa estadístico R (R Development Core Team R, 2011). En cada capítulo se describe a detalle el análisis utilizado.

## Estructura de la tesis

Los resultados obtenidos en el presente estudio se muestran en los capítulos subsecuentes de la siguiente manera:

En el capítulo 2. *Arsenic and lead contamination in soil and in feathers of three resident passerine species in a semi-arid mining region of the Mexican plateau* se analiza el objetivo 1 y se aborda el objetivo 2 en relación a las plumas de las aves.

En el capítulo 3 *Relación de la concentración de metales entre aves paseriformes y artrópodos que forman parte de su dieta, en sitios expuestos a actividades mineras en el altiplano potosino y los efectos a nivel poblacional* se analizan los objetivos 2, 3 y 4.

El capítulo 4, *Hemosporidios y perfil hematológico en aves paseriformes de zonas semi-áridas de México: efectos de la contaminación por actividad minera* se responde el objetivo 5.

Para la obtención de datos en el presente estudio se realizó un esfuerzo de muestreo que incluyó un total de más de 13,000 horas red, repartidas en 23 salidas de campo en los 6 sitios de muestreo establecidos. El total de organismos capturados a lo largo del trabajo de campo fue de 123 individuos de las 3 especies (tabla 2), lo que significa que a pesar del intenso trabajo de campo llevado a cabo, el número de capturas fue relativamente bajo, pero suficiente para evaluar las preguntas de investigación que se plantearon para el presente estudio.

Tabla 2. Esfuerzo de muestreo por sitio. CHP= Charcas Poblado, CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI=; Guadalupe Victoria Izotal.

Sitio	Salidas	Horas red	Capturas
CHP	3	1,800	26
CHI	2	1,200	19
PSGP	4	2,400	17
PSGI	5	3,000	25
GVP	4	2,400	19
GVI	5	3,000	17

### Límites de Detección

El Límite de detección se define como la concentración mínima de sustancia que puede ser detectada de manera confiable (ISO 1997). De acuerdo al método establecido y al equipo analítico utilizado para la determinación de elementos, el Límite de Detección (LD) obtenido para cada elemento analizado en los diferentes tipos de muestra se presenta en la tabla 3.

Tabla 3. Valores del LD por tipo de muestra y elemento analizado

Tipo de muestra	Metal $\mu\text{g/g}$			
	Cd	Pb	Sb	As
Suelo	0.070	0.025	0.076	0.450
Artrópodos	0.074	0.038	0.042	0.050
Plumas	0.060	0.051	0.065	0.070
Sangre	0.019	0.049	0.003	0.026

## LITERATURA CITADA

- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (ATSDR). 1999. *Reseña Toxicológica del Mercurio*. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE.UU., Servicio de Salud Pública: 20pp.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2007. *Toxicological profile for lead*. Atlanta: US Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Alfaro-De la Torre, M.C. Geoquímica del cadmio en un lago oligotrófico ácido. Tesis doctoral, INRS- Universidad de Quebec, Canada, 2001.
- Armstrup S.C., Trent L.M.D, y Manly B.F. (eds). 2005. Handbook of capture-recapture analysis. Princeton University Press 336 pp.
- Anderson, A. 1973. *The Cactus Wren*. Tucson, AZ: University of Arizona Press.
- Asner, G. P., A. J. Elmore, L. P. Olander, R. E. Martin y A. T. Harris. 2004. Grazing Systems, Ecosystem Responses, and Global Change. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 29:261–99
- Berglund, Å.M.M, Koivula, M.J.y Eeva, T. 2011. Species- and age-related variation in metal exposure and accumulation of two passerine bird species. *Environ Pollut* 159 2368-2374.
- Biswas, U., S. Sarkar, M. K. Bhowmik, A.K. Samanta y S.Biswas. 2000. Chronic toxicity of arsenic in goats: clinicobiochemical changes, pathomorphology and tissue residues. *Small Ruminant Res*, Volume 38, Issue 3, Pages 229-235.
- Braune B.M. y Gaskin D.E. 1987. Mercury levels in Bonaparte's gulls (*Larus philadelphia*) during autumn moult in the Quoddy region, New Brunswick, Canada. *Arch Environ Contam Toxicol* 16:539-549.
- Burger J. 1993. Assessment and management of risk to wildlife from cadmium. *Sci Total Environ.* 389:37-45
- Burger J. y Gochfeld M. 1985. Comparison of nine heavy metals in salt gland and liver of Greater scaup (*Aythya marila*), Black duck (*Anas rubripes*) and Mallard (*A. platyrhynchos*). *Comp Biochem Physiol* 81:287-292.
- Burger J. y Gochfeld M. 1995. Biomonitoring heavy metals in the Pacific Basin using avian feathers. *Environ Toxicol Chem* 14:1233-1239
- Burger, J. 2013. Temporal trends (1989–2011) in levels of mercury and other heavy metals in feathers of fledgling great egrets nesting in Barnegat Bay, NJ. *Environ Res* 122 11–17
- Burger, J. y M Gochfeld. 2000. Age differences in the blood of Herring (*Larus argentatus*) and Frankling (*Larus pipixcan*) Gulls. *Arch Environ Con Tox* 33: 436 – 440.
- Burger, J., Gochfeld, M., Sullivan, K. y Irons, D. 2007. Mercury, arsenic, cadmium, chromium lead, and selenium in feathers of pigeon guillemots (*Cephus columba*) from Prince William Sound and the Aleutian Islands of Alaska. *Sci Total Environ* 387 175–184
- Burger, J., Gochfeld, M., Sullivan, K., Irons, D., y McKnight, A. 2008. Arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury, and selenium in feathers of Black-legged

- Kittiwake (*Rissa tridactyla*) and Black Oystercatcher (*Haematopus bachmani*) from Prince William Sound, Alaska. *Sci Total Environ* 398 20– 25
- Butkauskas, D., y A. Sruoga. 2004. Effects of lead and chromium on reproductive success of Japanese Quails. *Environ Toxicol* 19: 412 – 415.
- Carrizales L., Razo I., Téllez-Hernández J.I., Torres-Nerio R., Torres A., Batres L.E., Cubillas A.C. y Díaz-Barriga F. 2006. Exposure to arsenic and lead of children living near a copper smelter in San Luis Potosi, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children. *Environ Res.* 101(1):1-10.
- Castro-Larragoitia, J., U.Kramer y H. Puchelt. 1997. 200 Years of mining activities at La Paz / San Luis Potosí / Mexico – Consequences for environment and geochemical exploration. *J Geochem Explo* 58: 81 – 91.
- Cavazos, D.R. y Arredondo, A.G. 1981. Características ecológicas, distribución y utilización actual y potencial de *Yucca spp.* en San Luis Potosí. Primer reunión nacional sobre ecología, manejo y domesticación de las plantas útiles del desierto. México. *Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, SARH. Publicación especial* 31: 121-124.
- Chapa Vargas, L., J. J. Mejia-Saavedra, K. Monzalvo Santos y F. Puebla Olivares. 2010. Blood lead concentrations in wild birds from a polluted mining region at Villa de la Paz San Luis Potosi Mexico. *J Environ Sci Heal A.* 45: 90-98.
- Chavez, M.L., Alarcón, L.F.U. y Parga, P.J.J. 1999. Mining exploration potential of VMS and carbonate-hosted polymetallic deposits in Central Mexico. In Jambor, J.L: (editor): *VMS and carbonate-hosted polymetallic deposits of Central Mexico.* British Columbia and Yukon Chamber of Mines: 1-13.
- Dambach, C.A. y Good, E.E. 1940. The effect of certain land use practices on populations of breeding birds in southwestern Ohio. *J Wildl Manag*, 4, 63–76.
- Dambach, C.A. 1944. A ten-year ecological study of adjoining grazed and ungrazed woodlands in northeastern Ohio. *Ecological Monographs*, 14, 255–270.
- Dauwe, L. Bervoets, R. Blust y M. Eens, 2002. Tissue Levels of Lead in Experimentally Exposed Zebra Finches (*Taeniopygia guttata*) with Particular Attention on the Use of Feathers as Biomonitors. *Arch Environ Con Tox* 42 (1), 88–92. <https://doi.org/10.1007/s002440010295>
- Dauwe, T., Chu, S.G., Covaci, A., Schepens, P. y Eens, M., 2003. Great tit (*Parus major*) nestlings as biomonitors of organochlorine pollution. *Arch Environ Con Tox* 44, 89–96.
- Davis, A.K., Maney, D.L. y Maerz, J.C. 2008b. Review. The use of leukocyte profiles to measure stress in vertebrates: a review for ecologists. *Funct Ecol* 22, 760–772.
- Davis, A.K. y Maerz, J.C. 2008a. Comparison of hematological stress indicators in recently captured and captive paedomorphic mole salamanders, *Ambystoma talpoideum*. *Copeia* (3) 613-617.
- De Pietri D. E. 1995. The spatial configuration of vegetation as an indicator of landscape degradation due to livestock enterprises in Argentina. *J Applied Ecol* 32: 857.
- DeSante D., J.F. Saracco, C.R. de V Alvarez, y S. Morales. 2003. 04 MOSI Manual, *Instructions for establishing and operating bird-banding stations as part of the MoSi*

- (*Monitoreo de sobrevivencia invernal*) program. Publication No. 214 of the Institute for Bird Populations.
- Diamond A.W. y Devlin, C.M. 2003. Seabirds as indicators of changes in marine ecosystems: ecological monitoring on Machias Seal Island. *Environ Monit Assess* 88:153–181
- Duffus, J.H. 1983. *Toxicología ambiental*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Eens, M., Pinxten, R., Verheyen, R.F., Blust, R. y Bervoets, L. 1999. Great and blue tits as indicators of heavy metal contamination in terrestrial ecosystems. *Ecotoxicol Environ Saf* 44:81–85
- Eisler R. 1993. *Zinc hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review*. U.S. Fish Wild Service. Biol Rep 10. Washington, US
- Eisler, R. 1998. *Cooper hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review* (Contaminant hazard reviews report no. 33). U.S. Department of the interior and U.S. Geological Survey.
- Ellis R.D., McWhorter T.J., y Maron M. 2012. Integrating landscape ecology and conservation physiology. *Landsc Ecol*. 27(1):1–12.
- Espinosa-Reyes, G. 2010. *Diseño y aplicación de una metodología de evaluación de riesgo ecológico para fauna silvestre*. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. 186 pp.
- Exon, J.H. 1984. Immunotoxicity of selected environmental chemicals, pesticides and heavy metals. *Progr Clin Biol Res* 161:355-368
- Fair J.M. y Miers O.B. 2002. The ecological and physiological costs lead shot and immunological challenge to developing western bluebirds. *Ecotoxicology* 11:199-208.
- Farley, G. y Stuart, J. 1994. Atypical nesting sites of the Cactus Wren. *Tex J Sci*, 46: 193-195.
- Ferzand R, Javaid Ali Gadahi, Shamim Saleha y Qurban Ali, 2008. Histological and Haematological Disturbance Caused by Arsenic Toxicity in Mice Model. *Pak J Biol Sci*, 11: 1405-1413.
- Fisher, I.J., Pain, D.J. y Thomas, V.G. 2006. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biol Conserv* 131 421-432.
- Fokidis, H. B., E. C. Greiner y P. Deviche. 2008. Interspecific variation in avian blood parasites and hematology associated with urbanization in a desert habitat. *J Avian Biol*. 39: 300-310.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T. Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T. Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N y Snyder, P.K. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* Vol. 309.
- Friend, M. y J. C Franson editores.1999. Manual de campo para enfermedades de fauna Silvestre-Procesamientos generales de campo y enfermedades. *Estudios geológicos de EUA-División de recursos biológicos*. 424 pp.
- Fuge R., 2005. Anthropogenic Sources. In: Selinus O., Alloway B., Centeno J.A., Finkelman R.B., Fuge R., Lingh U., Smedley P. (Editors), *Essentials of Medical Geology*.

*Impacts of the Natural Environment on Public Health*. Elsevier Academic Press:43-60.

- García-Fernández, A.J., Motas-Guzmán, M., Navas, I., María-Mojica, P., Luna, A. y Sánchez-García, J.A. 1997. Environmental exposure and distribution of lead in four species of raptors in southeastern Spain. *Archiv Environ Contam Toxicol* 33:76-82.
- Garret R.G., 2005. Natural Distribution and abundance of elements. En: Selinus O., Alloway B., Centeno J.A., Finkelman R.B., Fuge R., Lingh U., Smedley P. (Editors), *Essentials of Medical Geology. Impacts of the Natural Environment on Public Health*. Elsevier Academic Press: 17-41.
- Garza-Hurtado, R.F. 2011. *Respuesta de la avifauna a los cambios en la estructura vegetal en un gradiente de degradación del Altiplano potosino*. Tesis de Maestría. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C. 87 pp.
- Gil F., Pla A., 2001. Biomarkers as biological indicators of xenobiotic exposure. *Journal of Applied Toxicology*. 21(4):245-55.
- Gilbertson, M., T. Kubikak, J. Ludwig, y J. Fox. 1991. Great lakes embryo mortality, edemas, and deformities syndrome (GLEMEDS) in colonial fish – eating birds: similarity to chick – edema disease. *J Toxicol Env Health*. 33: 455 – 520.
- Gochfeld M. 1997. Factors influencing susceptibility to metals. *Environ Health Perspect* 105:817-822.
- Golden, N.H., B.A. Ratner, P.C. McGowan, K.C. Parsons, y M.A. Ottinger. 2003. Concentrations of metals in feathers and blood of nestling Black-crown Night-Herons in Chesapeake and Delaware Bays. *B Environ Contam Tox* 70: 385 – 393.
- González, O. J. A. 2003. Aplicación de análisis multivariantes al estudio de las relaciones entre las aves y sus hábitats: un ejemplo con paseriformes montanos no forestales. *Ardeola*. 50(1): 47-58.
- Gorissen, L., Snoeijs, T., Duyse, E.V. y Eens, M. 2005. Heavy metal pollution affects dawn singing behavior in a small passerine bird. *Oecologia* 145: 504–509
- Gough, G. 1997. Cactus Wren Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD. <http://www.mbr-pwrc-usgs-gov/id/framlist/i7130id.html>
- Gozález Mille, D. 2006. Riesgo ecológico en la zona minera de Villa de La Paz, San Luis Potosí. Tesis de Maestría, Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales, UASLP
- Graziano, J.H., Blum, C.B., Lolocono, N.J., Slavkovich, V., Manton, W. I. y Pond S. 1996. Human in vivo model for the determination of lead bioavailability using stable isotope dilution” *Environ Health Persp* 104, Pp. 176–179.
- Groth, D.H., Stettler, L.E., Burg, J.R., Busey, W.M., Grant, G.C. y Wong, L. 1986. Carcinogenic effects of antimony trioxide and antimony ore concentrate in rats. *J Toxicol Environ Healt*. 18(4) 607-626.
- Ham-Dueñas, G., Chapa-Vargas, L., Stracey, C.M. y Huber-Sannwald, E. 2017. Haemosporidian Prevalence and Parasitaemia in the Black-Throated parrot (*Amphispiza Bilineata*) in Central-Mexican Dryland Habitats. *Parasitol Res*. 116 (9) 2527–2537
- Hamilton, Robert A., Glenn A. Proudfoot, Dawn A. Sherry and Steven L. Johnson. (2011). Cactus Wren (*Campylorhynchus brunneicapillus*), The Birds of North



- America (P. G. Rodewald, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America: <https://birdsna.org/Species-Account/bna/species/cacwre>
- Hansmann W. y Koppel, V. 2000. Lead-isotopes as tracers of pollutants in soils. *Chem Geol.*, 171, Pp. 123 –144.
- Hargreaves, A. L., Whiteside, D. P. y Gilchrist, G. 2011. Concentrations of 17 elements, including mercury, in the tissues, food and abiotic environment of Arctic shorebirds. *Sci Total Environ* 409 3757–3770
- Harper, R.G., J.A.Frick, A.P. Capparella, B. Borup, M. Nowak, D. Biesinger, y C.F. Thompson. 1996. Organochloride pesticide contamination in Neotropical migrant passerines. *Arch Environ Con Tox* 31: 386 – 390.
- Hernández, L.M., Gómara, B., Fernández, M., Jiménez, B., González, M.J., Baos, R., Hiraldo, F., Ferrer, M., Benito, V., Suñer, M.A., Devesa, V., Muñoz, O. y Montoro R. 1999. Accumulation of heavy metals and As in wetland birds in the area around Doñana National Park affected by the Aznalcollar toxic spill. *Sci Total Environ.* 242(1-3) 293-308.
- Hoffman DJ, Franson JC, Pattee OH, Bunck CM y Murray H.C. 1985. Biochemical and hematological effects of lead ingestion in nestling American kestrels (*Falco sparverius*). *Comp Biochem Physiol* 80C:431–439
- Hoffman, D.J., Heinz, G.H., Sileo, L., Audet, D.J., Campbell, J.K. y LeCaptain, L.J., 2000. Developmental toxicity of lead-contaminated sediment to mallard ducklings. *Arch Environ Con Tox* 39, 221–232.
- Holst D. V. 1998. The concept of stress and its relevance for animal behavior. *Adv Stud Behav.* 27: 1-130.
- Houserová. P., Kubán, V., Krácmár, S. y Sitko, J. 2007. Total mercury and mercury species in birds and fish in an aquatic ecosystem in the Czech Republic. *Environ Pollut* 145 185-194.
- Hudson-Edwards, K., Macklin, M. y Taylor, M. 1997. Historic metal mining to Tees river sediment. *Sci Total Environ.* 194-195, 437-445.
- Huges, M.F., 2002. Arsenic toxicity and potential mechanisms of action. *Toxicol letters.* 133(1) 1-16
- INEGI 2010. *La Minería en México*. Serie estadísticas sectoriales. Num. 24.
- Jiménez, B. R. Rodríguez – Estrella, R. Merino, G. Gómez, L. Rivera, M.J. González, E. Abad, y J. Rivera. 2005. Results and evaluation of the first study of organochlorin contaminants (PCCD's, PCB's, and DDT), heavy metals and metalloids in birds from Baja California, Mexico. *Environ Pollut* 133: 139 -146.
- Johnson, G., Audet, D.J., Kern, J.W., LeCaptain, L.J., Strickland, M.D., Hoffman, D.J. y McDonald, L.L. 1999. Lead exposure in passerine inhabiting lead-contaminated floodplains in the Coeur D'Alene river basin, Idaho, USA. *Environ Toxicol Chem.* 18, 1190-1194.
- Kaufman, K. 2001. *Lives of North American Birds*. Houghton Mifflin Harcourt; 1St Edition.
- Llacuna, S., Gorriz, A., Riera, M. y Nadal, J. 1995. Effects of air pollution on hematological parameters in passerine birds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 31, 148-152.

- Machado-Filho, R. A. N., G. M. Balsmao y M. A. Marini. 2010. Seasonal differences in immune profiles and body conditions of migratory and permanent resident Neotropical flycatchers. *Condor*. 112(3): 579-590.
- Magali Lucia, M., Andre J.A., Gonzalez, P., Baudrimont, M., Bernadet, M.D., Gontier, K., Maury-Brachet, R., Guy, G. y Davali, S. 2010. Effects of dietary cadmium contamination on bird *Anas platyrhynchos*—Comparison with species *Cairina moschata*. *Ecotox Environ Saf* Volume 73, Issue 8, 2010–2016.
- Manzano, G. M. y J. Návar. 2000. Processes of desertification by goats overgrazing in the Tamaulipan thornscrub (*matorral*) in north-eastern Mexico. *J Arid Environ*. 44: 1-17
- Markowski, M., Bańbura, M., Kaliński, A., Markowski, J., Skwarska, J., Wawrzyniak, J., P. Zielinski, y Bańbura, J., 2014. Spatial and Temporal Variation of Lead, Cadmium, and Zinc in Feathers of Great Tit and Blue Tit Nestlings in Central Poland. *Arch Environ Contam Toxicol* 67(4), 507–518
- Márquez-Luna, 2005. Técnicas de colecta y preservación de insectos. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*. No. 37, 385-408.
- Martin T.G. & Possingham H.P. (2005). Predicting the impact of livestock grazing on birds using foraging height data. *J Appl Ecol* 42, 400-408.
- Mateo, R., Dolz, J.C., Aguilar-Serrano, J.M., Belliure, J., Guitart, R. 1997. An outbreak of lead poisoning in Greater Flamingos *Phoenicopterus ruber roseus* in Spain. *J Wildlife Dis*. 33:131-134.
- Mateo, R., Vallverdú-Coll, N. y Ortíz-Santaliestra, M.E. 2013. Intoxicación por munición de plomo en aves silvestres en España y medidas para reducir el riesgo. *Ecosistemas* 22(2):61-67
- Matta, E. N. y Rodríguez O. A. 2001. Hemoparasitos aviaries. *Acta Biológica Colombiana*. 6(1): 27- 24.
- McCallum Rl. 2005 Occupational exposure to antimony compounds. *J Environ Monit*. 7:1245–50
- McCarthy, T. 2000 "Cactus Wren" *Campylorhynchus brunneicapillus*. [http://www.gf.state.az.us/frames/fishwild/idx\\_ngam.htm](http://www.gf.state.az.us/frames/fishwild/idx_ngam.htm).
- Monna, F., Hamer, K., Léveque, J. y Sauer, M. 2000. Pb isotopes as a reliable marker of early mining and smelting in the Northern Harz province (Lower Saxony, Germany). *J Geochem Expl*. 68 Pp. 201-210.
- Monteiro, L. R.; Ramos, J. A. y Furness, R. W. 1996. Past and present status and conservation of the seabirds breeding in the Azores Archipelago. *Biol. Conserv.*, 78(3), 319-328.
- Monter Valenzuela U. 2004. Grupo de productores de metales no ferrosos, excluyendo al cobre. Minería CAMIMEX, *Revista Oficial de la Cámara Minera de México* 11(11): 18 – 20.
- Mora, A.M., J. Rouke, S.J. Sferra, y K King. 2003. Environmental contaminants in surrogate birds and insects inhabiting Southwestern Willow Flycatcher habitat in Arizona. *Stud Avian Biol* 26: 168 – 176.

- Muhech Dip V. 2004. Grupo de productores de cobre. Minería CAMIMEX, *Revista Oficial de la Cámara Minera de México* 11(11): 14 – 17.
- Nepstad, D.C., Verssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M. y Brooks, V. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forest by logging and fire. *Nature* 398, 505-508.
- Nies, D. H. 1999. Microbial heavy-metal resistance. *Appl microbiol biot.* 51: 730-750.
- NMX-AA-132-SCFI-2006. Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra. Diario Oficial de la Federación, 06 marzo 2006.
- NOM-147-SEMARNAT/ SSA1-2004. Norma Oficial Mexicana, que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Diario Oficial de la Federación, 2 de Marzo de 2007.
- Noss RF. 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conserv. Biol.* 1:159–64
- Ogawa, Y., Itoh, M., Hirai, S., Suna, S., Naito, M., Qu, N., Terayama, H., Ikeda, A., Miyaso, H., Matsuno, Y., Komiyama, M. y Mori, C. 2013. Cadmium exposure increases susceptibility to testicular autoimmunity in mice. *J. Appl. Toxicol.*, 33: 652–660.
- Pain D.J., Sears, J. y Newton, I. 1995. Lead concentrations in birds of prey in Britain. *Environ Poll.* 87(2) 173-180
- Pedlar, R.M., Ptashynski, M.D., Wautier, K.G., Evans, R.E., Baron, C.L y Klaverkamp, J.F. 2002. The accumulation, distribution and toxicological effects of dietary arsenic exposure in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and lake trout (*Salvelinus namaycush*). *C Toxicol Phar* 131(1) 73-91
- Peig, J. y A. J. Green. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos* 118:1883-1891.
- Peña, C.E., Carter, D.F. y Ayala-Fierro, F. 2001. *Toxicología Ambiental*. Evaluación de Riesgos y Restauración Ambiental. Southwest Hazardous Waste Program. A Superfund Basic Research and Training Program. At the College of Pharmacy The University of Arizona.
- Pérez-López, M., Hermoso de Mendoza, M., López Beceiro, A. y Soler Rodríguez, F. Heavy metal (Cd, Pb, Zn) and metalloid (As) content in raptor species from Galicia (NW Spain). *Ecotox Environ Saf* 70 154–162.
- Peterjohn B. G., J.R. Sauer, y C.S. Robbins. 1995. Population trends from the North American Breeding Bird Survey. En: Martin T. E. y D. M. Finch. *Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds*. Pp 3 – 39. Oxford University Press, New York, NY.
- Ping, Z., Z. Huiling y S. Wensheng. 2009. Biotransfer of heavy metals along a soil-plant-insect-chicken food chain: Field study. *J Environ Sci* 21849–853
- Poon, R, I.Chu, P.Lecavalier, V.E.Valli, W.Foster, S.Gupta y B.Thomas, 1998. Effects of antimony on rats following 90-day exposure via drinking water. *Food Chem Toxicol*. Volume 36, Issue 1, Pages 21-35

- Potkonjak V, y Pavlovich M. 1983. Antimoniosis: A particular form of pneumoconiosis, I: Etiology, clinical and X-ray findings. *Int Arch Occup Environ Health*. 51:199–207
- Programa Nacional de Monitoreo y Evaluación Ambiental de Sustancias Tóxicas, Persistentes y Bioacumulables. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, INECC
- Pyle P. 1997. *Identification guide to North American birds, Part I*. California: Slate Creek Press.
- R Development Core Team. R. 2013. *A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, y D. F. DeSante. 1993. Handbook of Field methods for Monitoring Landbirds. USDA Forest Service. Gen. Tech. Report PSW-GTR-144.
- Razo, I.; Carrizales, L.; Castro, J.; Díaz-Barriga, F. y Monroy, M. Arsenic and heavy metal pollution of soil, water, and sediments in a semiarid climate mining area in Mexico. *Water Air Soil Poll*. 2004, 152, 129–152.
- Reinoso-Pérez MT, Canales-Delgadillo JC, Chapa-Vargas L, Riego-Ruiz L (2016) Haemosporidian parasite prevalence, parasitemia, and diversity in three resident bird species at a shrubland dominated landscape of the Mexican highland plateau. *Parasit Vectors* 9:307. doi: 10.1186/s13071-016-1569-3
- Ricklefs, R. 1972. Patterns of growth in birds: growth and development of Cactus wren. *Condor*, 77: 34-45.
- Ricklefs, R., F. Hainswor. 1968. Temperature dependent behavior of Cactus Wren. *Ecology*, 49: 277-278.
- Robinson, S. K; Thompson, F. R III; Donovan T. M; Whitehead, D.R; y Faaborg, J. 1996. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science*; Washington Vol. 267, Iss. 5206
- Rocke, T.E. y Samuel M.D. 1991. Effects of lead shot ingestion on selected cells of the mallard immune system. *J Wildlife Dis* 27:1–9
- Romero, F.M., Armienta, M.A., Gutiérrez, M.E. y Villaseñor, G. 2008. Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el Impacto ambiental de jales mineros. *Rev Int Contam Ambient*. 24 (2) 43-54
- Sáenz, M. J. C., Menacho, O. R. M. 2005. Riqueza y abundancia de las aves migratorias en paisajes agropecuarios de Esparza, Costa Rica. Universidad Nacional, Programa Regional en Manejo de Vida Silvestre. CR. v. 9, no. 1, p. 10-21.
- SAGARPA, 2012. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera Unidad Jurídica y de Innovación y Calidad. Respuesta a la solicitud IFAI No. 0819900002213
- Sánchez, J., Marino, N., Vaquero, M.C., Ansorena, J. y Legórboru, I. 1998. Metal pollution by old lead-zinc mines in Urumea river valley (Basque Coutry, Spain). Soil, biota and sediment. *Water Air Soil Poll* 107(1-4) 303-319
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. *Environ Pollut*. 46, 263–295.

- Schroeder HA, Mitchener M, Balassa JJ, Kanisawa M, y Nason AP. 1968. Zirconium, niobium, antimony and fluorine in mice: effects on growth, survival and tissue levels. *J Nutr.* 95(1):95-101.
- SEDESOL. (1993). Secretaría de Desarrollo Social. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos. Página electrónica: <http://www.sedesol.gob.mx>
- Servicio Geológico Mexicano, 2011. Panorama minero del Estado de San Luis Potosí. Coordinación General de Minería.
- Servicio Geológico Mexicano. 2005. Inventario físico de los recursos minerales del Municipio de Charcas, S.L.P. Gobierno del Estado de San Luis Potosí. Secretaría de Desarrollo
- Servicio Geológico Mexicano. 2016. Anuario estadístico de la minería mexicana. Coordinación General de Minería.
- Sibley, D. A. 2000. *The Sibley Guide to Birds*. New York: Algreed A. Knopf, Inc.
- Simons, L. y T. Martin. 1990. Food limitation of avian reproduction: an experiment with the Cactus Wren. *Ecology*, 71: 869-876.
- Singh, K. P., Kuman, R., Pevey, C., Jackson, D. y DuMond, W. 2009. Long duration exposure to cadmium leads to increased cell survival, decreased DNA repair capacity, and genomic instability in mouse testicular Leydig cells. *Cancer Letters* 279(1) 84-92
- Smedley, P.L. y Kinniburgh, D.G. 2002. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Appl Geochem.* 17: 517-568.
- Smits JEG, Wayland ME, Miller MJ, Liber K. 2000 Reproductive immune and physiological end points in tree swallows on reclaimed oil sands mine sites. *Environ Toxicol Chem* 19:2951–60.
- Smits, J.E.G. y Fernie, J. 2013. Avian wildlife as sentinels of ecosystem health. *Comp Immunol Microb.* 36(3), 333-342
- Spahn, S.A., y T.W. Sherry. 1999. Cadmium and Lead exposure associated with (*Egretta caerulea*) in south Luisiana Wetlands. *Arch Environ Con Tox* 37: 377 – 384.
- Stanley, T.R., Spann, J.W., Smith, G.J. y Rosscoe, R. 1994. Main and interactive effects of arsenic and selenium on mallard reproduction and duckling growth and survival. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* (1994) 26: 444.
- Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM, Biggs R, Carpenter SR, de Vries W, de Wit CA, Carl F, Gerten D, Heinke J, Mace GM, Persson LM, Ramanathan V, Reyers B, y Sörlin S 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* (80- ) 347:1259855
- Taylor, M. P. 2011. Mining Impacts: Metals. *Encyclopedia of Water Science*. Second Edition. Taylor and Francis, New York, 759-762.
- Terres, J. 1980. The Audubon Society Encyclopedia of North American Birds. [http://genomics.senescence.info/species/entry.php?species=Melozone\\_fusca](http://genomics.senescence.info/species/entry.php?species=Melozone_fusca)
- Trust, K.A., Miller, M.W., Ringelman, J.K. y Orme, I.M. 1990. Effects of ingested lead on antibody production in mallards (*Anas platyrhynchos*). *J Wildl Dis* 26:316–322

- Tsipoura, N., Burger, J., Feltes, R., Yacabucci, J., Mizrahi, D., Jeitner, C. y Gochfeld, M. 2008. Metal concentrations in three species of passerine birds breeding in the Hackensack Meadowlands of New Jersey. *Environ Res* 107 218–228.
- Tsipoura, N., Burger, J., Newhouse, M., Jeitner, C., Gochfeld, M. and Mizrahi, D. 2011. Lead, mercury, cadmium, chromium, and arsenic levels in eggs, feathers, and tissues of Canada geese of the New Jersey Meadowlands. *Environ Res* 111 775–784
- Tweit, Robert C.(1996).Curve-billed Thrasher (*Toxostoma curvirostre*), The Birds of North America (P. G. Rodewald, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America: <https://birdsna.org/Species-Account/bna/species/cubthr>
- Udvardy, M. y Farrand R. 1994. National Audubon Society field guide to North American birds: western region. New York, NY. Knopf: Distributed by Random House
- UNEP (United Nations Environment Programme), 2000. Mining and sustainable development II. Challenges and perspectives, Industry and Environment, 23, 95.
- Valkiūnas, G. 2004. *Avian malaria parasites and other haemosporidia*. CRC press.
- Van Perlo, B. 2006. *Birds of Mexico and Central America*. Princeton Illustrated Checklist.
- Vleck C.M., Vertalino N., Vleck D. y Bucher, T.L. 2000. Stress, corticosterone, and heterophil to lymphocyte ratios in free-living adklie penguins. *Condor* 102:392-400
- White, G. 2004. MARK: A program for analyzing recapture data of marked individuals, version 4.0. Colorado State University. [www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent](http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent) [www.ecology.uq.edu.au/marxan.htm](http://www.ecology.uq.edu.au/marxan.htm)
- Xu C, Johnson JE, Singh PK, Jones MM, Yan H, Carter CE. In vivo studies of cadmium-induced apoptosis in testicular tissue of the rat and its modulation by a chelating agent. *Toxicology*. 1996;107:1–8 Yan, N.D., G.L. Mackie (1990). Control of cadmium levels in *Holopedium gibberum* (Crustacea, Cladocera) in Canadian Shield lakes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9:895-908.
- Zedillo P. de L., E. 2004. Apartado de Minería del cuarto informe de gobierno, México. Publicado en: Minería CAMIMEX, Revista oficial de la Cámara Minera de México 11(11): 4 – 13.
- Zhang, Wei y Ma, Jian zhang. 2011. Waterbirds as bioindicators of wetland heavy metal pollution. *Procedia Environ Sci* 10, 2769 – 2774

## CAPITULO 2

### ARSENIC AND LEAD CONTAMINATION IN SOIL AND IN FEATHERS OF THREE RESIDENT PASSERINE SPECIES IN A SEMI-ARID MINING REGION OF THE MEXICAN PLATEAU.

K. MONZALVO-SANTOS<sup>1</sup>, MC. ALFARO-DE LA TORRE<sup>2,\*</sup>, L. CHAPA-VARGAS<sup>3</sup>, J. CASTRO-LARRAGOITIA<sup>4</sup>, AND R. RODRÍGUEZ-ESTRELLA<sup>5</sup>.

<sup>1</sup> *Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Dr. Manuel Nava 201, Zona Universitaria, 78210, S.L.P., México*

<sup>2</sup> *Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Dr. Manuel Nava 6, Zona Universitaria, 78210 San Luis Potosí, S.L.P., México*

<sup>3</sup> *Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., División de Ciencias Ambientales, Camino a la Presa San José 2055 Lomas 4ª Secc, 78216 San Luis Potosí, S.L.P., México*

<sup>4</sup> *Facultad de Ingeniería, Instituto de Geología, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Dr. Manuel Nava 8, Zona Universitaria, 78240 San Luis Potosí, S.L.P., México*

<sup>5</sup> *Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, División de Biología Terrestre, km 11 Carr. San Juan de la Costa, La Paz, 23000, B.C.S., México*

---

DOI: 10.1080/10934529.2016.1181451

## **ABSTRACT**

Birds, as most other animal species, are susceptible to contaminants dumped into the environment by mining activities, which generate dangerous residues. Mining residues in bird tissues in Mexico have received limited attention from the scientific community. Bird feathers provide opportunities for precise metal quantification through non-invasive techniques. Thus, the current study aimed at quantifying Arsenic and Lead in feathers from three passerine species that are residents from areas exposed to mining activities (*Toxostoma curvirostre*, *Campylorhynchus brunneicapillus*, and *Melospiza fusca*). Levels of these metals were compared between sites exposed and unexposed to mining. Possible correlations of As and Pb between superficial soil and bird feathers were also investigated. Soil metal concentrations were significantly higher near mining sites (216.2 µg Pb/g, 67.9 µg As/g), and metal concentrations in bird feathers showed a behavior similar to those recorded for soil samples. Individual birds from polluted sites had higher mean feather metal concentrations in comparison with non-polluted sites; no differences in metal concentrations were recorded among bird species. The current study constitutes a basis for monitoring contaminants, and for future toxicological studies focusing on understanding the impact that some mining activities may have on bird populations.

**Keywords** Passerine birds, heavy metal pollution, mining areas, semiarid zones



## INTRODUCTION

Mining in Mexico has been an important activity for more than 500 years and is among the main economic activities for the country; it generates 4.9% of the gross national revenues <sup>[1]</sup>. Mexico is the world leader in silver production, and one of the most important producers of gold, lead, zinc, copper, cadmium, and molybdenum <sup>[2]</sup>. Consequently, mining is intense in a large proportion of the Mexican territory, mainly in central and northern Mexico, which is dominated by semiarid environments.

Mexican semiarid ecosystems have been negatively affected by mining through soil degradation and the pollution resulting from the mining wastes dumped into the environment. Mining wastes contains some toxic elements such as lead (Pb) and arsenic (As) that are dispersed into the environment during windy or raining periods, become deposited and mixed with soils, and organisms are exposed to them <sup>[3-4-5]</sup>. Some toxic elements that may accumulate in soils for long periods of time cause changes in soil characteristics and may represent a source of exposure.

Direct measurements of contaminants in animals allow determining degrees of exposure and absorption of compounds at the individual level. In addition, information related to possible negative effects of contaminants on organisms may be inferred. Birds are among the groups of organisms used for evaluating pollution. These are ideal study organisms because they are sensitive to environmental changes, show sub-lethal effects to a large number of contaminants, have diverse diets, wide distribution, and are long-lived <sup>[6]</sup>. Some birds are ingested by second and third order predators, the presence of metals in their tissues can contribute to bioaccumulation and biomagnification in other organisms.

Most avian toxicological studies have focused on raptors <sup>[7-8-9-10]</sup>, and on waterbirds <sup>[11-12-13-14]</sup>. Passerine birds have been the focus of a small proportion of studies <sup>[15-16-17]</sup>, and toxicological studies near mining sites of semiarid areas are quite scarce <sup>[18]</sup>.

For the current study, birds of the passeriformes order were chosen because they are good indicators of ecosystem health at fine scales. We analyzed contaminants using non-invasive techniques to determine the presence of metals in birds. For this purpose, we chose three species that are representatives of resident passerines from the Mexican high plateau; *Campylorhynchus brunneicapillus* (Cactus Wren), *Toxostoma curvirostre* (Curve-billed Thrasher), and *Melospiza fusca* (Canyon Towhee). These species have small home ranges. Consequently, their study allows associating observed data to the presence of metals at particular study sites. In addition, these birds are abundant in the study area, and their diet is mainly of insects and arthropods, thus allowing indirect assessments of contaminant movement through food chains.

The use of feathers in toxicological studies allows obtaining information without sacrificing organisms, and it has been demonstrated that feathers are excellent indicators of contaminant presence; during feather formation, blood is irrigated through veins, and metals attach to keratin. Once the feather formation process is completed, the contaminants that may have been present in the organism stay inside the feather <sup>[19]</sup>. It is known that element concentrations in feathers are related to their levels in internal tissues, and those levels in the diet are highly correlated with those in feathers <sup>[19-20]</sup>. In addition, feathers are easy to collect, transport, and storage. Feathers maintain element concentrations constant throughout their lifetime and this is why they are excellent indicators of chronic exposure in birds.

Previous studies indicated that feathers from different parts of the bird's body reflect different degrees of exposure to metals. Thus, in this work, feathers were collected from individual organisms and samples were not pooled for the digestion and analysis.

The aim of this paper was to demonstrate that birds exhibit levels of Pb and As in feathers as a result of exposure to soils impacted with mining waste. Our hypothesis is that passerine birds are sufficiently sensitive to Pb and As, and that this would be reflected by the presence of these elements in their tissues. To achieve this, presence of metals was evaluated in soils, and the correlation between soil metal concentration and feather metal concentration was investigated. To the best of our knowledge, this is the first study evaluating metals in passerine feathers, in mining areas at the species level in Mexico. The results of this study may be the basis for future studies attempting to evaluate metal exposure in birds in mining zones for decision-making associated to the establishment of mining activities.

## **MATERIALS AND METHODS**

### **Study Region**

The study region is embedded at the Mexican high plateau. The climate is semi-arid, and the vegetation is dominated by *Yucca* (*Yucca spp.*) and mesquite (*Prosopis spp.*) at a lesser proportion at the arboreal layer, creosote-bush (*Larrea tridentata*) and tarbush (*Flourensia cernua*) at the shrub layer, and a high diversity of species from the Cactaceae family. Average precipitation is 350 mm, and temperatures range between 10°C and 20°C. Altitude ranges between 2000 and 2300 masl <sup>[21]</sup>. Our study sites are located at the following UTM coordinates: E271793.37 N2610708.64, E278059.47 N2599525.12, E276057.75 N2582923.98. Zone 14N. This region contains abundant silver, gold, zinc, copper, lead, mercury, and antimony deposits. Consequently, it has been exploited for mining since 1574 <sup>[24]</sup>. Three sampling locations were included in the study (Figure 4) “Presa de Santa Gertrudis” (PSG E278160 N2599256) situated at the northernmost portion of the study region. PSG is a communal land site (“ejido”) where extraction of silver, lead,

zinc, copper and iron has taken place in the past. This activity, however, was later abandoned for economic reasons <sup>[22]</sup>. The town of “Charcas” (N282015 E2560333) is the largest town within the “Charcas” municipality and the second sampling location. Mining activities in the outskirts of this town have been intense due to the presence of the largest and oldest mining complex in the region. The mine in use produces Zn at a large-scale, as well as Pb, Cu, and Cd to a lesser extent. Ag and Au are also obtained secondarily. Mineral extraction in this site is conducted through a flotation plant. Residues from the mineral processing plant are accumulated at a tailing near the mine operation; thus, surfaces are exposed to wind dispersion <sup>[22]</sup>. The third sampling location is the “Guadalupe Victoria” (GV N276036 E258276323) ejido. For the current study, GV was used as the reference location because mining production has been historically absent.

Within each sampling location, two sampling sites representative of two different levels of habitat degradation were randomly chosen for six sampling sites. This allowed us to have a representative sample from the two main habitat types that our study species inhabit within the study region; moderately degraded shrubland was the first level of habitat degradation in which *Yucca spp.* is the dominant tree species. In this habitat type, tree extraction has been minimal, and grazing by horses, donkeys, and cattle has been moderate. Villages were the second habitat type in which all vegetation layers have been completely eliminated. Houses and unpaved roads have substituted the vegetation layers. Within villages, some relicts of the native vegetation are still present; *Yucca* and *Prosopis* trees are somewhat common, and used as live fences. In addition, some individuals of creosote-bush and tarbush, and other shrubs are still found both on people’s backyards and in the streets. Within backyards, several ornamental plant species are kept. Finally, artificial water ponds, which are used to provide water to domestic animals (cattle, horses, donkeys, and sheep), are present in all villages. In each sampling site, soil and feather samples were obtained as described below.

## Soil Samples

In order to characterize patterns of presence and concentration of metals and metalloids in soil and in bird feathers within the study region, soil and feather samples were collected. Through characterization of samples, a mineralogical profile of soils from the six sampling sites was obtained. Overall, 22 superficial soil samples were obtained from places chosen based on expert judgement. For soil sample collection, the current sampling procedure for metals in soil defined by the Mexican legislation was used (NMX-AA-132-SCFI-2006<sup>[23]</sup>) for the identification and quantification of metals and metalloids, and sample handling. All soil samples were stored in plastic bags with their corresponding tags.

Soil samples were dried in an oven during 48 h at 60°C, screened to 2 mm, and homogenized to obtain a small sample (0.2 g) that was pulverized using a mill for 10 min. These samples were subject to total digestion with Ultrex ultrapure HNO<sub>3</sub> (Fermont) and Ultrex ultrapure HF (Fermont) concentrated in a microwave oven. A blank of method was also prepared. Total metal concentrations were determined by inductively coupled plasma spectrometer (ICP-OES; Varian Model 730 ES). These elements included Ag, Al, As, Mo, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, Ti and V. The results show that the potentially toxic elements with higher concentrations were As and Pb so the study focused on them. The acid-digested concentrations lower than 0.005 (As mg/L) and 0.04 (Pb (mg/L) were analyzed in an atomic absorption spectrophotometer with graphite furnace (AAS-GF; Varian SpectrAA 220Z, GTA 110Z). Samples with higher concentrations were analyzed by ICP-OES. In order to evaluate the precision of the results, SRM Montana Soil 2710 was used as a reference material and a spiked sample with a known concentration of As and Pb for each 20 samples was analyzed.

## Feather Samples

In order to obtain bird feather samples, 20 ornithological mist nests (2.5 x 12 m) were set up in random locations within each sampling site and operated for three consecutive days. In order to avoid injury to the birds, nets were revised every 30 – 50 minutes throughout the day. Bird species were identified using field guides <sup>[24-25]</sup>. Feathers from the Cactus Wren (n=18), the Curve-billed Thrasher (n=34), and the Canyon Towhee (n=25) were collected and stored in paper bags for subsequent analysis in the laboratory (see below). Each bird was marked with an aluminum band for subsequent individual identification in case of a later recapture. Bird sampling was conducted using a capture permission granted by the Mexican Department of Environment and Natural Resources (SEMARNAT, permission No. FAUT-0157).

In order to remove metal particles that could be adhered to feathers, they were washed three times alternating de-ionized water and 1 M ACS Fermont acetone <sup>[26]</sup>. Feathers were then dried at 60°C for 48 h in an oven and their dry weight was obtained. Then, an acid digestion was applied using a trace grade HNO<sub>3</sub> matrix followed by the addition of 30% Ultrex ultrapure H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (J.T. Baker) for 24 h. Samples were maintained at room temperature for the acid digestion. Determination of lead (Pb) and arsenic (As) in feathers was conducted using an AAS-GF (Varian SpectrAA 220Z, GTA 110Z). In order to evaluate the precision of the results, a spiked sample with a known concentration of As and Pb for each 20 samples was analyzed.

## Statistical Analysis

One-way analyses of variance were used to compare mean Pb and As concentrations both in soil and feather samples among study sites. The relationship between soil Pb and As concentrations, and feather Pb and As were investigated using linear regressions. Shapiro-Wilk tests were used to verify the assumption of

normal distribution of error terms for all ANOVA and regression analyses. Whenever we found evidence of lack of normal distribution of error terms, these deviations from normality were corrected by performing natural logarithm or square root transformations of the response variables. Statistical analyses were conducted separately for each bird species. All statistical analyses were conducted using the R statistical software <sup>[27]</sup>.

## RESULTS

Soil samples for essential and non-essential elements were characterized. Elements whose concentration was not detectable based on the analytical instruments used were excluded from the analysis (Table 4). Concentrations of Ag, Al, As, B, Be, Cd, Cr, Cu, Li, Mo, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, and V in both sample matrixes were smaller than the detection limit (LD<0.005) for the analysis methods used. Arsenic and Pb were chosen for further analysis because their concentrations were above the detection limit of AAS-GF.

**Table 4.** Mean metal concentrations in soil samples from different sites located in northern San Luis Potosi, Mexico. ND, non-detected, below the detection limit of 0.005. Site abbreviations as in indicated on Figure 5.

Site	GVV (n=4)	GVS (n=4)	PSGV (n=4)	PSGS (n=4)	CHV (n=4)	CHS (n=4)
Al mg/g	40.40	53.22	42.83	44.23	28.73	21.74
Li mg/g	0.08	0.05	0.03	0.02	0.02	0.02
Sb µg/g	ND	ND	ND	ND	42.69	17.98
Sn µg/g	3.75	ND	ND	ND	10.33	21.52
Sr µg/g	22.56	76.60	58.56	118.31	115.36	96.34

## Arsenic and Pb in Soil Samples

Mean Pb concentrations were significantly larger ( $P < 0.01$ ) in soil samples from the two sites located near the mine tailing heaps of Charcas (“Charcas” shrubland, CHS, and “Charcas” village, CHV) in comparison with the other sites. No significant differences were found either between CHS and CHV, or among the other sites (Figure 5a). Standard errors increased with increasing average Pb content in soil samples (Figure 5a). Similarly, mean As content was significantly higher in soil samples from the two sites located near the mine tailing and from the “Presa de Santa Gertrudis” village (PSGV) in comparison with those from “Guadalupe Victoria” village (GVV), “Guadalupe Victoria” moderately degraded shrublands (GVS), and “Presa de Santa Gertrudis” moderately degraded shrublands (PSGS). No additional differences in As between study sites were found ( $P < 0.05$ , Figure 5b). Standard errors increased with increasing average As content in soil samples (Figure 5b).

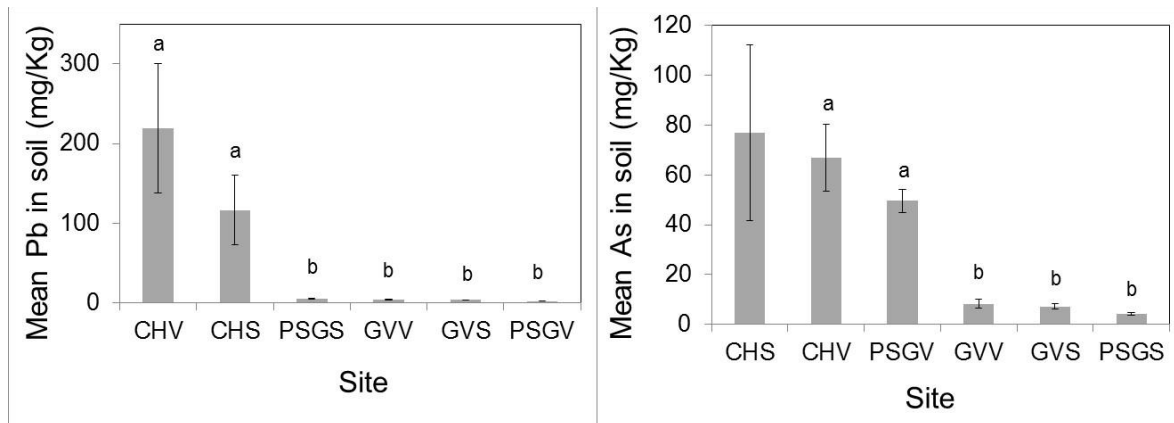


Figure 5-Mean lead (a) and arsenic (b) concentrations (mg/Kg) in soil samples from different sites located in northern San Luis Potosí, Mexico. Error bars indicate mean  $\pm$  one standard error around the mean, sites with different letters differed significantly ( $P < 0.05$ ) in As content. Site abbreviations: CHS is “Charcas” shrubland, a site exposed to the mining tailing; CHV is “Charcas” village, a site exposed to the mine tailing; PSGS is “Presa de Santa Gertrudis” shrubland, a site not exposed to the mine tailing; PSGV is “Presa de Santa Gertrudis” village, a site historically, but not currently exposed to mining activities; GVS is “Guadalupe Victoria” shrubland, a site not exposed to the mine tailing; GVV is “Guadalupe Victoria” village, a site not exposed to the mine tailing.



## **Arsenic and Pb in Feather Samples**

Mean Pb and As content in feather samples from the Cactus Wren were significantly higher at the shrubland of “Charcas” (CHS) in comparison with PSGS ( $P=0.0002$ , and  $0.00001$ , respectively, Figures 6a and 7a), and increased with increasing soil Pb and As content ( $P=0.0014$  and  $0.00001$ , Figures. 8a and 9a). Lead contents in feather samples from the Canyon Towhee were significantly lower at PSGS in comparison with CHV and CHS ( $P=0.00001$ , and  $0.004$ , respectively), and smaller in PSGV in comparison with CHV ( $P=0.01$ , Figure 6b). Lead in feathers also increased with increasing soil Pb content ( $P<0.0001$ , Figure 8b). On the other hand, As in feathers of this species did not vary among sites ( $P=0.08$ ), and was independent of As contents in soil ( $P=0.538$ ). Mean Pb in feather samples of the Curved-billed Thrasher was significantly larger at CHS in comparison with GVV and PSGV ( $P= 0.0006$ , and  $0.0001$ , respectively, Figure 6c), and increased with increasing mean soil Pb ( $P<0.0001$ , Figure 8c). Finally, As in feathers of this species were significantly larger in CHS in comparison with PSGV ( $P=0.02$ , Figure 7b). Arsenic in all feather samples of this species from GVV were smaller than the detection limit ( $0.65 \mu\text{g/L}$ ), and As in feathers of this species increased significantly with increasing As contents in soils ( $P=0.042$ , Figura 9b).

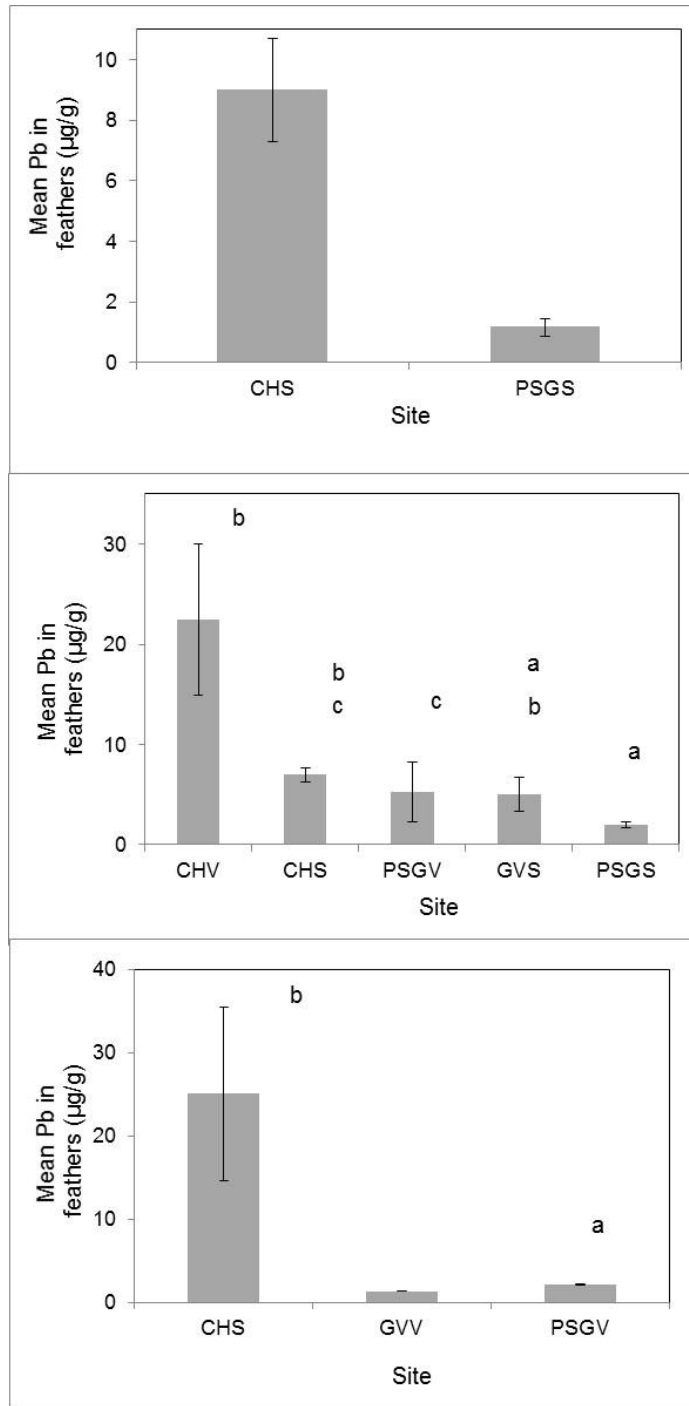


Figure 6-Mean lead concentrations ( $\mu\text{g/g}$ ) in feather samples from the Cactus Wren (a, *Campylorhynchus brunneicapillus*), the Canyon Towhee (b, *Melospiza fusca*), and the Curved-billed Thrasher (c, *Toxostoma curvirostre*) from different sites located in northern San Luis Potosí, Mexico. Error bars indicate mean  $\pm$  one standard error. Site abbreviations as in Figure 5.

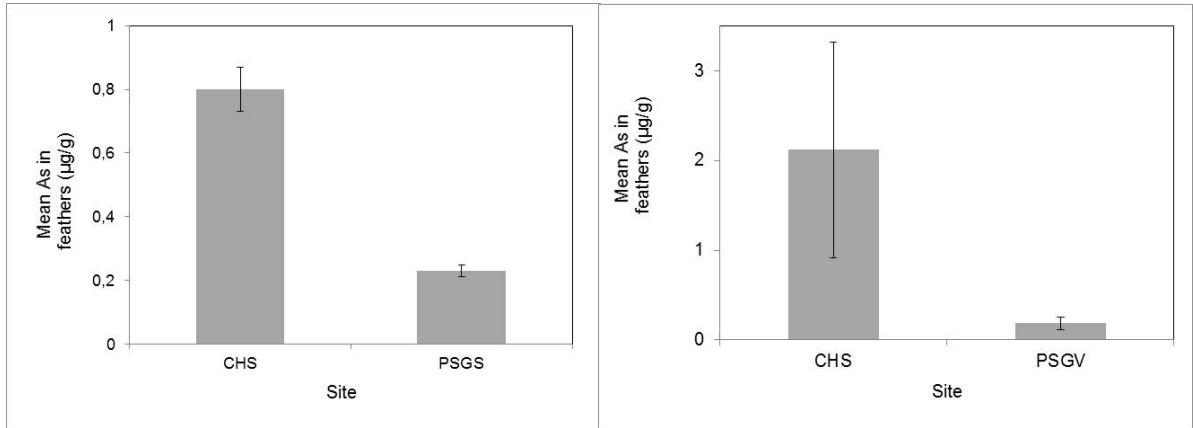


Figure 7-Mean arsenic concentrations ( $\mu\text{g/g}$ ) in feather samples from the Cactus Wren (a, *Campylorhynchus brunneicapillus*), and the Curved-billed Thrasher (b, *Toxostoma curvirostre*) from different sites located in northern San Luis Potosí, Mexico. Error bars indicate mean  $\pm$  one standard error. Sites with different letters differed significantly ( $P < 0.05$ ) in Pb content. Site abbreviations as in Figure 5.

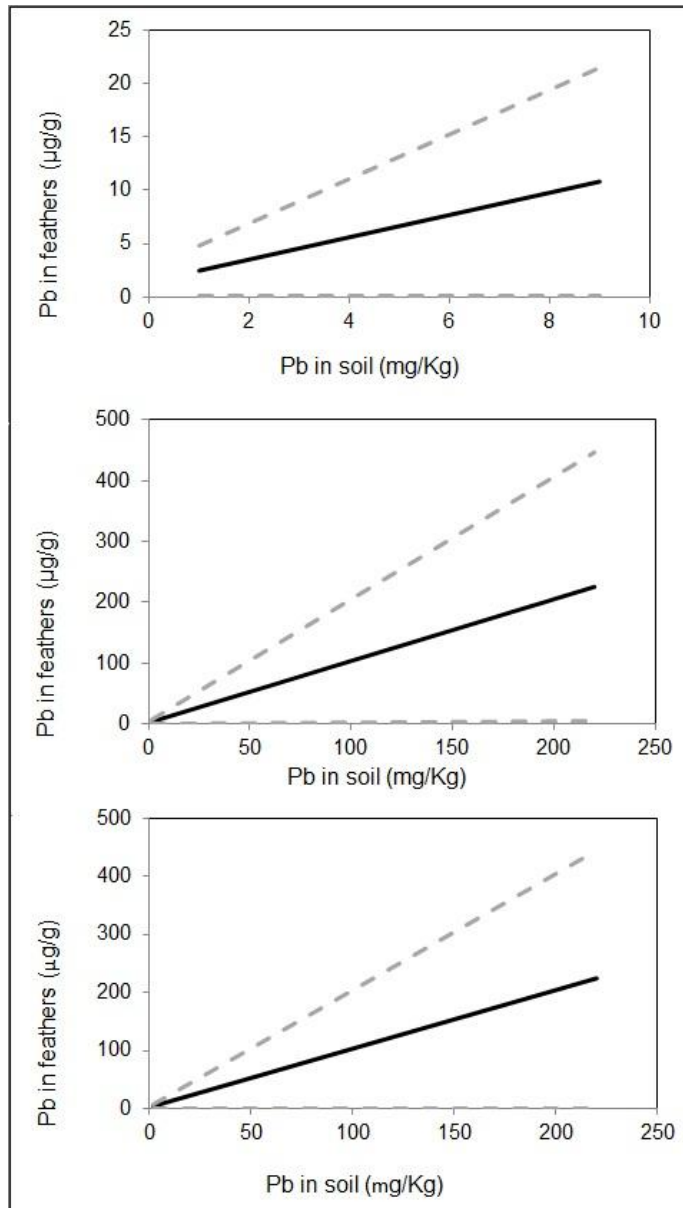


Figure 8—Effect of soil lead content on feather lead content obtained through linear regressions for the Cactus Wren (a, *Campylorhynchus brunneicapillus*), the Canyon Towhee (b, *Melospiza fusca*), and the Curved-billed Thrasher (c, *Toxostoma curvirostre*) in different sites located in northern San Luis Potosí, Mexico. Dotted lines indicate one standard error around the conditional mean.

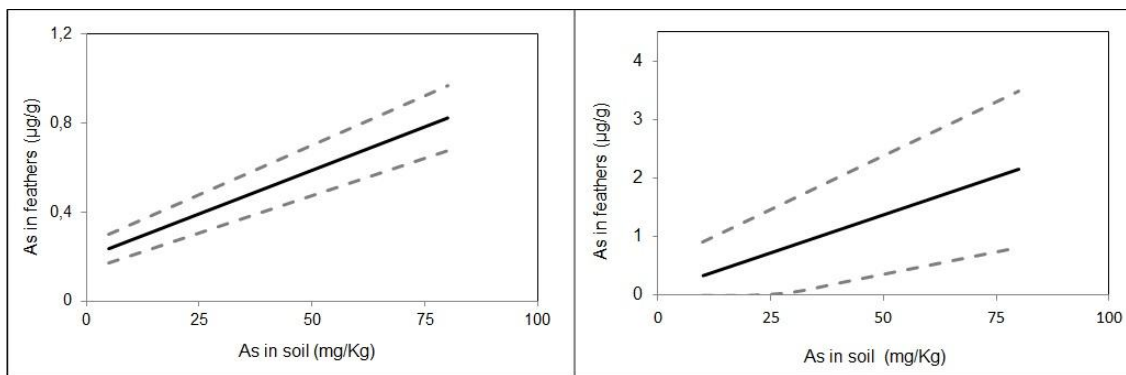


Figure 9—Effect of soil arsenic content on feather arsenic content obtained through linear regressions for the Cactus Wren (a, *Campylorhynchus brunneicapillus*), and the Curved-billed Thrasher (b, *Toxostoma curvirostre*) in different sites located in northern San Luis Potosí, Mexico. Dotted lines indicate one standard error around the conditional mean.

## DISCUSSION

This is the first study to investigate metal concentrations on passerine bird feathers from Central Mexico, and our results are useful as the basis for future research.

Based on observed differences between exposed and unexposed sites we can be highly confident that the high levels of the elements analyzed in exposed sites are associated to anthropogenic pollution and not to metals that are naturally present as a result of the mineralogical origin of soil associated to hydrothermal events and the types of rocks (carbonated and triassic) [22]. We found some moderate amounts of both Pb, and As at GVV and PSGS. Arsenic far as we know these sites are not directly exposed and do not receive residues from mining activities. Therefore, we may conclude that these elements are present naturally in the region at low concentrations. Alternatively, there may be an additional source of contamination not registered yet, but based on the environmental history of our study region [28] this is unlikely.

In general, the observed responses to As and Pb in soils were consistent among all three bird species studied. Some trends, however, were not statistically significant in some sites likely because of small sample sizes in these sites (N=3). For the three species, there were clear positive correlations of As and Pb values between soils and bird feathers. Moreover, these species are relatively abundant and easy to capture in comparison to other species from the zone. Therefore, our results indicate that Cactus Wren, Curve-billed Thrasher and the Canyon Towhee could be used as good biomonitors of As and Pb contamination. In other studies, these species have not been used as monitors of the presence of toxic elements.

The feathers of individuals exposed to mining residues showed Pb concentrations in the order of  $36.28 \pm 4.86 \mu\text{g/g}$  (N=6) and As in the order of  $2.12 \pm 1.19 \mu\text{g/g}$  (N=6). Curve-billed Thrasher was the species with the highest concentration of both elements. At "Presa de Santa Gertrudis", element concentrations were higher at a site exposed to mining residues (PSGV) in comparison with the non-exposed site (PSGS); at the PSG location, pollution may have resulted from residues from mines exploited in the past to produce silver, lead and zinc. In relation to other studies analyzing feathers, our results related to Pb concentrations are well below those reported by Dauwe *et al.* [29] for two species of passerines that are residents around a metallurgical factory ( $250 \mu\text{g/g}$  for *Parus major*, and  $271 \mu\text{g/g}$  for *Parus caeruleus*). In contrast, our results are higher than those reported by Movalli [8], Burger *et al.* [14] and Ansara-Ross [10]. Movalli [8] reported average Pb concentrations of  $1.56 \mu\text{g/g}$  in feathers from *Falco biarmicus jugger* from urban areas. Ansara-Ross *et al.* [10] reported values of  $3.89 \mu\text{g/g}$  and  $5.61 \mu\text{g/g}$  of Pb and  $0.158 \mu\text{g/g}$  and  $0.109 \mu\text{g/g}$  of As in *Tyto capensis* and *Tyto alba*, respectively, from sites with potential sources of contamination from agricultural runoff, mining, and mineral processing. Results from Burger *et al.* [14] reported metal concentrations for *Rissa tridactyla* ( $1.66 \mu\text{g As/g}$ ,  $7.07 \mu\text{g Pb/g}$ ) and *Haematopus bachmani* ( $3.21 \mu\text{g As/g}$ ,  $12.50 \mu\text{g Pb/g}$ ) from a site exposed to oil spill at the coast of Alaska. The variation in As and Pb concentrations between the current study and the above mentioned investigations can be attributed

to the types of species analyzed, the diversity of pollution sources, feeding strategies, and behavior, among others.

Previous studies in mining areas are scarce and have been based on analyses of blood samples. Beyer *et al*<sup>[17]</sup> reported blood lead values in *Turdus migratorius* (7.6–72 µg/g) and *Cardinalis cardinalis* (1.3–30 µg/g) in a lead mining district in Missouri. As far as we know, the only toxicological study for passerine birds in Mexican mining zones is the one of Chapa-Vargas and collaborators<sup>[18]</sup>. This study reported higher Pb concentrations (0.20–0.50 µg/g) in bird blood samples from the surroundings of a mining complex in relation to those from a control site, but did not report concentrations of As and other metals. Moreover, the study of Chapa-Vargas and his collaborators combined the results from several bird species from the same feeding guilds for the analysis. They reported Pb concentrations of 0.302, 0.216 and 0.173 µg/g for individuals of Cactus Wren, Curve-billed Thrasher and Canyon Towhee respectively in the most polluted site. In this respect, the current study provides a novel contribution because concentrations of two metals from feather samples are reported, and because species are treated separately.

Our results demonstrate that there are differences in As and Pb concentrations in soil and in bird feathers among exposed and unexposed sites. The concentrations of both these metals are greater in polluted sites (CHS, and CHV) in comparison with the rest of the study locations. In terms of the differences in metal concentrations among bird species, although the sample size did not suffice to make statistical comparisons within all sites, the results suggest that mean Pb in feathers from Curve-billed Thrasher in polluted sites was larger in comparison to the other two bird species. This result is valuable because we explored responses that individual species may have. These differences may result from their idiosyncrasies in terms of physiology and different ecological aspects such as their tolerance and habits, and not necessarily their feeding preferences. On the other hand, Curve-billed Thrasher is larger than the other species and thus may ingest larger amounts of polluted food

items. Alternatively, differences among species could be associated to the specific types and proportions of different food types that each species ingest. It is thus necessary to quantify the proportion of different food items that each species ingest, and the metal concentrations in these food items. No previous reports have analyzed metals in feathers of these three species and their correlations with organismal health. Therefore, the relation between different concentrations of As and Pb on feathers of these organisms and their health is still unknown.

For the current study, the sample size did not allow us to make comparisons between males and females and among organisms of different age classes. We also did not have enough sample sizes that could allow us to make comparisons among seasons. Differences between sexes, among age classes, and among seasons could help explain some of the variation that we found around mean metal values within some of our study sites. Therefore, future studies should aim at increasing sample sizes and stratifying samples based on these factors.

It is also unknown how the simultaneous combination of many different metals may influence various aspects of population and community ecology through effects on survival rates, reproduction, and thus population size of different species. Indeed these topics deserve further study.

In comparison with the study of Chapa-Vargas and collaborators <sup>[18]</sup>, the current investigation reports metal concentrations in bird feathers and not in blood. Feather analyses have the advantage that they allow determining the type of exposure. Whereas metal concentrations in blood are indicative of short-term exposure, metals in feathers are associated to long-term exposure <sup>[30]</sup>. In addition, samples from some individuals that were captured in sites near the mine complex showed no evidence of long-term exposure. These results could be related to particular home range and dispersal attributes of these species; the three bird species that were included in this study have relatively small home ranges in semiarid habitat (Curve-billed Thrasher 2-



4 ha<sup>[31]</sup>, Canyon Towhee 1.5-3 ha<sup>[32]</sup>, Cactus Wren 0.2-2.8 ha<sup>[33]</sup>). In addition, the high recapture rates that we obtained throughout a mark-recapture study that initiated in late 2010 in the study region, suggest that individuals of these species show relatively high site fidelity (unpublished data). Therefore, it is not surprising that individuals inhabiting polluted sites exhibit long-term exposure to metals, and that those in unpolluted sites do not show such effect. Presumably, this result is because these birds spend most of their life in the same site. Our finding about individuals in the contaminated sites that did not show evidence of chronic exposure to As and Pb is more difficult to explain. There may be some age or sex-related effects, or perhaps these individuals could have reached the polluted site through the process of bird dispersal, a process that is well documented for passerines and many other organisms, especially for young individuals. If these organisms had completely formed their feathers elsewhere before establishing in the polluted site, then our result would be logical. Because birds are not likely able to discriminate polluted from unpolluted sites, then it would be likely that polluted sites are perceived as high quality habitat for the birds, as long as the vegetation structure is appropriate for them to fulfill their needs. It would be interesting to determine concentrations of metals in blood samples from these organisms to determine if they show short-term exposure independently of the lack of long-term exposure. Studies that simultaneously evaluate metals in feathers for long-term exposure and in blood for short-term exposure in central Mexico are lacking and would probably help better understand the patterns that were observed in the current study. Some evidence favoring the existence of dispersing individuals is the finding that the population of both, Canyon Towhee, and Cactus Wren in our study region are both in genetic equilibrium (data in preparation). Genetic equilibrium implies that at least one individual disperse between sites each generation<sup>[34]</sup> Although the genetic structure of Curve-billed Thrasher has not been studied in our study region, it is possible that the population of this species is also in equilibrium. One likely mechanism of dispersion within the study region is through juveniles that move away from their birthplace searching for an adequate territory to establish. Whether or not this mechanism is operating in our study region, and to what extent the pollutants are

influencing the demography of birds, are interesting questions that still need to be evaluated through long-term mark-recapture studies, investigations of nesting success, and perhaps through intensive telemetry studies. These types of investigations will help us understand how mining-generated pollution influences various aspects of wildlife ecology, and thus, the results of future investigations will aid in designing effective management actions.

The presence of some metals in organisms may influence several aspects of organism health such as malformations, changes in behavior, immune system suppression, lowered egg hatching in birds, and high mortality rates in adults, among others <sup>[35-36]</sup>. In addition, lead can (1) decrease the abundance and availability of prey, (2) bioaccumulate in prey causing increased lead toxicosis in predators, or (3) increase prey availability by interfering with its hiding or escape behavior. Lead also causes decreases in clutch and egg size, mortality of embryos and nestlings, depression of growth, and changes in behavior that affect survival. Lead decreases migratory behavior, and increases vulnerability to cold stress, hunters, and other predators. Therefore, metal pollution sources could be among the causes of some of the population declines that have been recently recorded in some bird species.

## **CONCLUSION**

Historically, mining has been one of the most important economic activity in Central Mexico. Along the production, wastes have been dumped near to the mines contributing with toxic elements as Pb and As. Additionally, the regional mineralogy of the soil contributes with natural levels of these elements but at concentrations lower to the contribution of the mining wastes. A strong correlation between the contents of As and Pb in soil and the content in the feathers of birds suggests the passerine species studied as good monitors for mining sites. The regional development plans must take into account this finding to minimize the risk imposed by these activities to the environment and organisms.

## AKNOWLEDGMENT

We thank Erik Espinosa Serrano, Daniel Guerrero, Carina Don Juan, Miriam Escobar for helping during lab work and Gerardo Ham, Romeo Tinajero for their help during field work and collection of the bird samples. Funding for the completion of this work was granted by CONACYT, Mexico (grant number – CB-2012-1-183377), and by PROMEP SEP UASLP CA37.

## REFERENCES

- [1] Secretaría de Economía. <http://www.economia.gob.mx/comunidad-negocios/mineria>. Accessed may **2015**.
- [2] Servicio Geológico Mexicano. Panorama minero del Estado de San Luis Potosí. Coordinación General de Minería. **2011**.
- [3] Castro-Larragoitia, J.; Kramar, U.; Puchelt, H. 200 years of mining activities at La Paz/San Luis Potosí/Mexico—consequences for environment and geochemical exploration. *J. Geochemic. Explor.* **1997**, *58(1)*, 81-91.
- [4] Mora, M. A.; Anderson, D. W. Selenium, boron, and heavy metals in birds from the Mexicali Valley, Baja California, Mexico. *B. Environ. Contam. Tox.* **1995**, *54(2)*, 198-206.
- [5] Taylor, M. P. Mining Impacts: Metals. *Encyclopedia of Water Science*. Second Edition. Taylor and Francis, New York, **2011**, 759-762.
- [6] Smits, J. E.; Fernie, K. J. Avian wildlife as sentinels of ecosystem health. *Comp. Immunol. Microb.* **2012**, *36(3)*, 333-342.
- [7] Denneman, W. D.; Douben, P. E. T. Trace metals in primary feathers of the barn owl (*Tyto alba guttatus*) in the Netherlands. *Environ. Pollut.* **1993**, *82(3)*, 301-310.
- [8] Movalli, P.D. Heavy metals and others residues in feathers of laggar falcon *Falco biarmicus jugger* from six districts of Pakistan. *Environ. Pollut.* **2000**, *109*, 267-275.

- [9] Dauwe, T.; Bervoets, L.; Pinxten, R.; Blust, R.; Eens, M. Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey: effects of molt and external contamination. *Environ. Pollut.* **2003**, *124*, 429-436.
- [10] Ansara-Ross, T. M.; Ross, M. J.; Wepener, V. The use of feathers in monitoring bioaccumulation of metals and metalloids in the South African endangered African grass-owl (*Tyto capensis*). *Ecotoxicology*. **2013**, *22(6)*, 1072-1083.
- [11] Abdullah, M.; Fasola, M.; Muhammad, A.; Malik, S. A.; Bostan, N.; Bokhari, H.; Eqani, S. A. M. A. S. Avian feathers as a non-destructive bio-monitoring tool of trace metals signatures: A case study from severely contaminated areas. *Chemosphere*. **2015**, *119*, 553-561.
- [12] Tsipoura, N.; Burger, J.; Newhouse, M.; Jeitner, C.; Gochfeld, M.; Mizrahi, D. Lead, mercury, cadmium, chromium, and arsenic levels in eggs, feathers, and tissues of Canada geese of the New Jersey Meadowlands. *Environ. Res.* **2011**, *111(6)*, 775-784.
- [13] wei Zhang, W.; & zhang Ma, J. Waterbirds as bioindicators of wetland heavy metal pollution. *Procedia Environm. Sci.* **2011**, *10*, 2769-2774.
- [14] Burger, J.; Gochfeld, M.; Sullivan, K.; Irons, D.; McKnight, A. Arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury, and selenium in feathers of Black-legged Kittiwake (*Rissa tridactyla*) and Black Oystercatcher (*Haematopus bachmani*) from Prince William Sound, Alaska. *Sci. Total Environ.* **2008**, *398(1)*, 20-25.
- [15] Berglund, Å. M.; Koivula, M. J.; Eeva, T. Species-and age-related variation in metal exposure and accumulation of two passerine bird species. *Environ. Pollut.* **2011**, *159(10)*, 2368-2374.
- [16] Berglund, Å. M.; Rainio, M. J.; Eeva, T. Decreased metal accumulation in passerines as a result of reduce emissions. *Environ. Toxicol. Chem.* **2012**, *31(6)*, 1317-1323.
- [17] Beyer, W. N.; Franson, J. C.; French, J. B.; May, T.; Rattner, B. A.; Shearn-Bochsler, V. I.; Mosby, D. Toxic exposure of songbirds to lead in the Southeast Missouri Lead Mining District. *Arch. Environ. Cont. Tox.* **2013**, *65(3)*, 598-610.

- [18] Chapa-Vargas, L.; Mejia-Saavedra, J. J.; Monzalvo-Santos, K.; Puebla-Olivares, F. Blood lead concentrations in wild birds from a polluted mining region at Villa de La Paz, San Luis Potosí, Mexico. *J. Environ Sci. Heal. A.* **2010**, *45(1)*, 90-98.
- [19] Burger, J. Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. *Rev Environ Toxicol.* **1993**, *5*, 203-311.
- [20] Monteiro, L. R.; Ramos, J. A.; Furness, R. W. Past and present status and conservation of the seabirds breeding in the Azores Archipelago. *Biol. Conserv.* **1996**, *78(3)*, 319-328.
- [21] Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Anuario Estadístico del Estado de San Luis Potosí. **1993**.
- [22] García Reyes, A. E.; Sánchez González, J. A. Inventario físico de los recursos minerales del municipio de Charcas, San Luis Potosí. Servicio Geológico Mexicano. Consejo de Recursos Minerales, Secretaría de Desarrollo Económico, Gobierno del Estado de San Luis Potosí. **2005**.
- [23] NMX-AA-132-SCFI-2006. Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra. Diario Oficial de la Federación, 06 marzo **2006**.
- [24] Pyle, P. Identification Guide to North American Birds: Anatidae to Alcidae. Slate Creek Press. **2008**.
- [25] Sibley, D. A. The Sibley Guide to Birds. New York: Algreed A. Knopf, Inc. **2000**.
- [26] Burger, J.; Gochfeld, M. Heavy metal and selenium levels in feathers of young egrets and herons from Hong Kong and Szechuan, China. *Arch. Environ. Cont. Tox.* **1993**, *25(3)*, 322-327.
- [27] R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [<http://www.R-project.org/>] **2013**.

[28] Ávalos Lozano, J. A. Formación de paisajes mineros en el altiplano potosino: siglos XVIII y XIX. Tesis doctoral. PMPCA, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. **2009**.

[29] Dauwe, T.; Bervoets, L.; Blust, R.; Pinxten, R.; Eens, M. Can excrement and feathers of nestling songbirds be used as biomonitors for heavy metal pollution?. Arch. Environ. Cont. Tox. **2000**, 39(4), 541-546.

[30] Furness, R. W.; Greenwood, J.J.; Jarris, D. J. Can birds be used to monitor the environment? In: Furness, R. W.; Greenwood, J. J. (Eds.). Birds as monitors of environmental change. Springer Science & Business Media. **1993**.

[31] Tweit, R. C. Curve-billed Thrasher (*Toxostoma curvirostre*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America. **1996**.

Online: <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/235>

doi:10.2173/bna.235

[32] Johnson, R. R.; Haight. L. T. Canyon Towhee (*Melospiza fusca*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America. **1996**.

Online:<http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/264>

doi:10.2173/bna.264

[33] Hamilton, R. A.; Proudfoot, G. A.; Sherry, D. A.; Johnson. Cactus Wren (*Campylorhynchus brunneicapillus*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America. **2011**.

Online:<http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/558>.

doi:10.2173/bna.558

[34] Freeland, J. R.; Kirk, H.; Petersen, S. Molecular Genetics in Ecology, in Molecular Ecology, Second Edition, John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK. **2011**

doi:10.1002/9780470979365.ch1

[35] Spahn, S. A.; Sherry, T. W. Cadmium and lead exposure associated with reduced growth rates, poorer fledging success of little blue heron chicks (*Egretta caerulea*) in south Louisiana wetlands. *Arch. Environ. Cont. Tox.* **1999**, *37*(3), 377-384.

[36] Lumeij, J. T. Review papers, *Vet. Quart.* **1985**, *7*:2, 133-138.

### **CAPITULO 3. RELACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES ENTRE AVES PASERIFORMES Y ARTRÓPODOS QUE FORMAN PARTE DE SU DIETA, EN SITIOS EXPUESTOS A ACTIVIDADES MINERAS EN EL ALTIPLANO POTOSINO.**

#### **Introducción**

Diversos estudios señalan que las aves (rapaces y marinas) que se localizan en la parte superior de la cadena trófica son las más afectadas por diversos contaminantes debido a su poder de bioconcentración y biomagnificación (Furness 1993, Hoffman *et al.*, 2000, Burger y Gochfeld 2000). Es por esta razón que la mayoría de los estudios toxicológicos en aves se han enfocado a estos dos grupos. Sin embargo, no se han llevado a cabo estudios que documenten la correlación de contaminantes entre distintos niveles de las cadenas tróficas. En parte, esto se debe a que, por encontrarse en los niveles más elevados de las cadenas tróficas, el proceso de documentar el posible movimiento de contaminantes a través de estas cadenas tróficas hasta los niveles más elevados de las mismas se hace bastante complicado.

En este sentido, las aves paserinas (Orden Passeriformes) que se encuentran en los niveles intermedios de la cadena también pueden verse afectadas por los contaminantes (McCarty y Secord, 2000, Mora *et al.*, 2003), y los niveles de estos pueden ser registrados en muestras de tejidos de las mismas como son sangre (Burger y Gochfeld, 1993; Chapa-Vargas *et al.*, 2010), y plumas (Burger y Gochfeld, 1995; Spahn y Sherry, 1999; Burger *et al.*, 2007; Burger, 2013; Abdullah *et al.*, 2015). Estas últimas proveen la oportunidad de estudiar de manera relativamente más sencilla cómo se mueven los contaminantes a través de diferentes compartimentos de los ecosistemas debido a que los contaminantes pasan por menos eslabones para llegar a las passeriformes que a las aves que se encuentran en los escalones más altos de las cadenas.



Los patrones de bioconcentración y transferencia de contaminantes se han investigado mediante el estudio de las relaciones entre las concentraciones de metales en los suelos y las plantas así como en los suelos y tejidos de los animales que se presentan conjuntamente (Heikens *et al.*, 2001; Van Straalen *et al.*, 2001; Hobbelen *et al.*, 2006), pero son pocos los estudios que documenten la correlación en la concentración de contaminantes desde el suelo hacia los animales que forman parte de la dieta de otros organismos, y los organismos mismos que se alimentan de eslabones inferiores.

La mayoría de las aves paseriformes tienen una dieta basada en artrópodos en al menos alguna etapa de su ciclo de vida (principalmente en época de reproducción y anidación, aunque algunas inclusive basan su alimentación en artrópodos durante todo el año). Esos artrópodos representan una exposición potencial a contaminantes hacia las aves a través de la vía alimenticia y aunque diversos estudios evalúan como es la transferencia de los elementos tóxicos a través de las cadenas tróficas, son pocos los que se enfocan en analizar los efectos que se presentan en los organismos de los eslabones intermedios de las cadenas (Torres y Johnson, 2001; Ping *et al.*, 2009) como es el caso de las aves paseriformes. Mora *et al.* (2003) observaron que las aves insectívoras pueden acumular sustancias tóxicas como resultado de su alimentación.

Se ha observado que las concentraciones relativas de metales entre los tejidos de plantas o animales pueden revelar tendencias generales de exposición, absorción y asimilación de metales dentro de los organismos. La transferencia trófica de metales dentro de la red alimentaria se puede evaluar directamente relacionando los niveles de metales en los componentes dietéticos con los presentes en los tejidos de un animal. Debido a que se ha detectado que algunos artrópodos pueden presentar una mayor acumulación de metales que otros grupos, debido a la forma de vida y su mayor asociación al suelo, es importante analizar la presencia de elementos tóxicos

por grupos separados de insectos, por lo que adicionalmente se evaluó la diferencia de concentración de los cuatro elementos analizados.

Por lo que, el presente trabajo tiene como objetivo cuantificar Arsénico, Cadmio, Plomo y Antimonio en artrópodos que forman parte de la dieta de las aves residentes de una región semi-árida del centro de México con presencia de actividad minera y correlacionar los resultados con las concentraciones encontradas en plumas y sangre de las tres especies de aves paserinas para evaluar la vía alimenticia como probable fuente de transferencia de los elementos tóxicos resultantes de la actividad minera. Creemos que existe una relación entre las concentraciones de metales de artrópodos y los tejidos analizados de las aves, por lo que esperamos que exista una correlación positiva entre ambas matrices.

En relación a los parámetros poblacionales incluidos en el presente estudio, el objetivo fue evaluar la relación entre la exposición a elementos potencialmente tóxicos (As, Cd, Pb y Sb) provenientes de actividades mineras y las abundancias relativas así como la supervivencia aparente en poblaciones de tres especies de aves residentes de la zona.

## **Materiales y Métodos**

La región de estudio se encuentra ubicada dentro del Altiplano Potosino, en el Municipio de Charcas donde desde hace más de 400 años se tiene registro de actividad minera. La descripción detallada del sitio se encuentra en el capítulo 1.

Para la determinación de metales en artrópodos que forman parte de la dieta de las aves se realizaron 2 salidas de campo para su colecta. El muestreo se llevó a cabo en los 6 sitios de estudio con ayuda de redes de golpeo. Se procedió a golpear sobre la vegetación arbustiva por cortos periodos de tiempo, revisando

periódicamente la red. Los organismos colectados fueron guardados en frascos de plástico con su respectiva etiqueta para posterior identificación.

Una vez en el laboratorio, se identificaron para separar por grupos taxonómicos hasta nivel de Orden incluyendo 8 grupos en el estudio: hemípteros, arácnidos, himenópteros, dípteros, coleópteros, ortópteros, lepidópteros y un grupo más donde se agruparon todos los gusanos sin diferenciar el Orden al que pertenecían. Las muestras se secaron en una estufa a 60°C por un periodo de 24 h. Posteriormente se molieron los organismos separados por grupo taxonómico y por sitio con ayuda de un mortero de porcelana y se colocaron varios individuos en cada frasco hasta obtener un peso de 0.1 g por peso de muestra. Se realizó una digestión ácida en frío con HNO<sub>3</sub> concentrado y agregando H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> para eliminar toda la materia orgánica que pudiera provocar interferencia al momento de realizar el análisis; el procedimiento detallado se puede consultar en el Capítulo 1.

Para la toma de muestras de las aves se efectuaron capturas dos veces al año durante los años 2014 a 2016 durante los meses de marzo a mayo que corresponden a la época reproductiva y de julio a septiembre en la época no reproductiva. Se utilizaron 20 redes ornitológicas por tres días consecutivos en cada sitio de muestreo permaneciendo abiertas desde el amanecer hasta la puesta del sol y la revisión se realizó cada 20 minutos para evitar causar daño o estrés a las aves por la captura. Las muestras de plumas fueron colectadas y procesadas como se indica en el capítulo 2.

Las muestras de sangre se obtuvieron por medio de punción de la vena yugular o de la vena braquial con una jeringa para insulina con una aguja de un grosor máximo de 27G. Para disminuir el riesgo de muerte del organismo, el volumen máximo de sangre a extraer no superó el 1% de la masa corporal del animal (Friend y Franson, 1999). La muestra obtenida (~150 µL) se colocó en viales de 500 µL con 100 µL de heparina para evitar su coagulación y se mantuvo a una temperatura de -4°C. Una

vez en el laboratorio se obtuvo el peso por muestra y se procedió a realizar la digestión ácida con  $\text{HNO}_3$  concentrado grado traza en placas de calentamiento a  $100^\circ\text{C}$  hasta llevarlas a sequedad y adicionando  $\text{H}_2\text{O}_2$  al 30%.

El análisis de los metales para todas las muestras se llevó a cabo por medio de Espectrofotometría de Absorción Atómica por Horno de Grafito (VARIAN SpectrAA 220Z, GTA 110Z).

Las comparaciones de metales en sangre entre sitios se llevaron a cabo mediante un análisis ANOVA de una vía, utilizando al sitio como variable independiente y la concentración de cada metal como variable de respuesta. Se compararon las concentraciones de metales en artrópodos entre sitios mediante ANOVAS de una vía. Finalmente, se evaluó la relación de las concentraciones de metales en los diferentes grupos de artrópodos vs plumas de aves mediante regresiones lineales. Todos los análisis se llevaron a cabo utilizando el programa R (R Development Core Team R, 2011).

En relación a los parámetros poblacionales que se incluyen en este trabajo y que forman parte del objetivo 4, se determinaron las abundancias para cada una de las especies analizadas en los seis sitios de estudio y se evaluó la supervivencia de las especies en relación al tipo de uso de suelo (poblado e izotal) y comparando entre sitios expuestos y no expuestos a actividades mineras.

Para cumplir con el objetivo propuesto, se evaluó para cada especie el efecto de hábitat (poblado vs izotal) y nivel de exposición (alta para los casos de poblado e izotal en Charcas vs intermedia para los casos de poblado e izotal en Presa de Santa Gertrudis vs baja para el poblado e izotal en Guadalupe Victoria) sobre la abundancia. Para estos análisis, cada uno de los siete muestreos para cada sitio, fueron utilizados como unidades de muestreo. Estos muestreos son independientes,

ya que temporalmente estuvieron separados por varios meses, y consiguientemente, las condiciones ambientales, las cuales podrían influir a las abundancias de aves son diferentes entre muestreos. La variable de respuesta correspondió al número de capturas por muestreo para cada especie, sin considerar recapturas correspondientes al mismo muestreo (ej. aves que hayan sido capturadas en más de una ocasión durante el período de tres días consecutivos de muestreo). Para este análisis se utilizaron modelos lineales generalizados empleando la distribución binomial negativa por tratarse de conteos. Estos análisis se llevaron a cabo con el programa R (R Development Core Team R, 2011).

Se estimó la supervivencia aparente para cada especie como respuesta al tipo de hábitat (poblado vs izotal) y nivel de exposición mediante modelos de captura-marcaje-recaptura (Armstrup *et al.*, 2005). Los modelos de captura-marcaje-recaptura utilizan información proveniente de individuos que han sido marcados (mediante el uso de anillos ornitológicos para el caso de las aves), y que son recapturados en ocasiones subsecuentes. Por lo tanto se requiere de varias visitas al mismo sitio, lo cual permite obtener recapturas de organismos que han sido marcados con anterioridad. Cuando el período entre muestreos subsecuentes es lo suficientemente largo (por ejemplo seis meses), se dice que se trata de poblaciones abiertas, en las que es posible que existan eventos de mortalidad y natalidad entre muestreos subsecuentes. Como mínimo se requiere de tres pulsos (eventos de muestreo) para obtener estimaciones de la supervivencia (Armstrup *et al.*, 2005).

La lógica detrás de estos modelos consiste en utilizar los datos de capturas y recapturas para estimar la probabilidad de que un individuo que esté marcado sea re-capturado en ocasiones posteriores. Utilizando esta probabilidad, entonces es posible estimar la probabilidad de que los individuos no re-capturados no hayan sido re-capturados por eventos de mortalidad vs la probabilidad de que estén vivos pero no hayan sido re-capturados (Armstrup *et al.*, 2005). Estos modelos utilizan métodos

de máxima verosimilitud (Burnham y Anderson 2002), los cuales son alternativos a los métodos de mínimos cuadrados que se emplean en la estadística tradicional.

Los métodos de máxima verosimilitud utilizan funciones matemáticas que permiten estimar (mediante métodos iterativos realizados por computadores) la máxima probabilidad para los parámetros de interés (supervivencia, y los efectos de las variables independientes sobre las tasas de supervivencia) dados los valores observados (capturas y recapturas en este caso) en un muestreo (Burnham y Anderson 2002). Para el presente estudio, se estimó una probabilidad constante de recaptura, es decir, que se asumió que la probabilidad de recaptura es constante a través del tiempo para los individuos anillados que siguen vivos en el muestreo  $n+1$ . Este supuesto es razonable ya que la probabilidad de recaptura depende del comportamiento, en cuanto a tendencia a evitar o a ser atraído a las trampas, de cada especie de ave, y este comportamiento es siempre similar entre individuos de la misma especie.

Las estimaciones de supervivencia se llevaron a cabo mediante métodos de máxima verosimilitud, por lo cual no se presentan valores de significancia estadística. Tampoco se presentan tablas de comparaciones entre modelos ya que debido al tamaño de muestra relativamente limitado, solamente se empleó un modelo lineal generalizado por especie, el cual incluyó tipo de hábitat y nivel de exposición como variables explicativas. Las tasas de recaptura fueron bajas, por lo que este análisis solamente es útil para identificar tendencias generales, pero las inferencias deben verse con precaución. En este caso, con el propósito de mantener un número de parámetros moderado en el modelo estadístico, solamente se definieron dos niveles de exposición que corresponden a expuesto (Charcas) vs no expuesto (resto de los sitios). Para este análisis, se consideraron siete temporadas de muestreo, por lo que fue posible evaluar seis valores de supervivencia; 1: de otoño-invierno de 2011 a primavera-verano de 2012; 2: de primavera-verano de 2012 a otoño-invierno de

2012; 3: de otoño-invierno de 2012 a primavera-verano de 2013; 4: de primavera-verano de 2013 a otoño-invierno de 2013; 5: de otoño-invierno de 2013 a primavera-verano de 2014; y 6: de primavera-verano de 2014 a otoño-invierno de 2014. Las estimaciones de recaptura y de supervivencia aparente se ajustaron a los datos utilizando el programa MARK v.6.2 (White, 2004).

## **Resultados y Discusión**

En esta sección, se presentan y discuten las concentraciones de metales determinadas en plumas y sangre de aves, así como los obtenidos en artrópodos. Los resultados relacionados con las plumas se muestran en las tablas 5 y 6, y en las Figuras 10 y 11. Los resultados de la sangre se observan en la tabla 7 y las Figuras 12 a la 14, y los resultados obtenidos en relación a la fuente de alimento de las aves se pueden ver en las tablas 7 y 8, Figuras 15 y 16. Posteriormente se analizaron los efectos entre las diversas variables analizadas para identificar si existía efecto de unas sobre otras. Los resultados obtenidos a ese respecto se muestran en las Figuras 17 a la 19 donde se observan las relaciones Artrópodos-Suelo y Artrópodos-Aves.

Finalmente, después de analizar y discutir acerca de las concentraciones de metales en las aves y sus presas, se aborda la parte de parámetros poblacionales (Figuras 20 a la 28) que describe los resultados generados durante el presente estudio y que dan respuesta al objetivo 4 de este trabajo.

### Metales en plumas

El análisis de las muestras de plumas incluyó la determinación de posibles correlaciones entre los valores de concentraciones de metales en las plumas con los

datos observados de concentraciones de los mismos para el suelo superficial en los distintos sitios de estudio, así como la comparación entre sitios contaminados y no contaminados por metales resultantes de actividades mineras. De manera general, los resultados reflejan que los individuos provenientes de sitios expuestos a la minería (Charcas Izotal y Charcas Poblado) tienen concentraciones más elevadas de metales en comparación con los individuos de sitios no contaminados. Los valores promedio para cada uno de los metales, así como el tamaño de muestra por sitio se presentan en la tabla 5.

Se determinaron los elementos As, Pb, Cd y Sb. Considerando los valores promedio de las tres especies agrupadas por sitio, la concentración de metales en plumas es en el orden  $Pb > Sb > As > Cd$ . Las concentraciones promedio más altas de Pb se observaron en los dos sitios de Charcas ( $23.98 \pm 5.7 \mu\text{g/g}$  para Poblado y  $11.00 \pm 2.4 \mu\text{g/g}$  para Izotal). Se esperaba que el sitio de Presa Santa Gertrudis Poblado tuviera concentraciones más elevadas que los sitios donde no hay registro de actividad minera, los resultados obtenidos muestran valores altos para el sitio de Guadalupe Victoria Izotal ( $5.58 \pm 1.5 \mu\text{g/g}$ ). Esto podría deberse a que el promedio se incrementa como resultado de un valor elevado para *Toxostoma curvirostre* ( $7.8 \mu\text{g/g}$ ) en ese sitio, aunque es importante señalar que no se tuvieron más capturas de esa especie en el sitio mencionado por lo que el valor registrado debe tomarse con precaución por ser dato único. Adicional a lo anterior, es necesario señalar que el tamaño de muestra en el sitio GVI es pequeño ( $n=5$ ) a diferencia del tamaño de muestra de el resto de los sitios (ver tabla 5), lo que podría generar una mayor variación en los resultados.

En relación al As, sucede algo similar que para Pb, donde se observa que en los sitios de actividad minera actual (Charcas) las concentraciones son las más elevadas ( $0.98 \pm 0.2 \mu\text{g/g}$  para Izotal y  $0.64 \pm 0.1 \mu\text{g/g}$  para Poblado) y nuevamente el valor de GVI es alto ( $0.97 \pm 0.2 \mu\text{g/g}$ ) por la misma razón descrita en el párrafo anterior para el caso de Pb. Por último, para Sb en todos los sitios se determinaron



concentraciones de la misma magnitud, la más alta fue  $1.8 \pm 0.2 \mu\text{g/g}$  en PSGP (Tabla 5); no se observaron diferencias significativas entre sitios.

Tabla 5. Concentración promedio ( $\pm$  un error estándar) de Plomo, Arsénico, Antimonio y Cadmio en plumas de aves por sitio. CHP= Charcas Poblado, CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI=; Guadalupe Victoria Izotal.

sitio	Pb $\mu\text{g/g}$	N	As $\mu\text{g/g}$	n	Sb $\mu\text{g/g}$	n	Cd $\mu\text{g/g}$
CHI	$11.00 \pm 2.4$	16	$0.98 \pm 0.2$	14	$1.10 \pm 0.3$	16	<L.D
CHP	$23.98 \pm 5.7$	9	$0.64 \pm 0.1$	9	$0.51 \pm 0.2$	9	<L.D
PSGI	$1.72 \pm 0.2$	18	$0.28 \pm 0.1$	17	$1.50 \pm 0.2$	18	<L.D
PSGP	$2.94 \pm 0.8$	20	$0.33 \pm 0.1$	20	$1.41 \pm 0.2$	20	<L.D
GVI	$5.58 \pm 1.5$	5	$0.97 \pm 0.2$	5	$0.88 \pm 0.5$	5	<L.D
GVP	$1.68 \pm 0.1$	9	$0.09 \pm 0.1$	8	$1.31 \pm 0.2$	9	<L.D

Analizando los diferentes concentraciones por especie y por sitio, Pb en las plumas para la especie *C. bruneicapillus* fue superior significativamente en sitios con actividad minera ( $9.0 \pm 1.7 \mu\text{g/g}$ ; Charcas Izotal) en comparación con un sitio sin presencia de minería ( $1.2 \pm 0.3 \mu\text{g/g}$ ; Presa Santa Gertrudis Izotal) ( $P = 0.0002$  y  $0.00001$  respectivamente). Un caso similar sucedió con *M. fusca*, donde el contenido de Pb en las plumas fue significativamente menor en un sitio sin presencia de minería ( $2.0 \pm 0.3 \mu\text{g/g}$  Presa Santa Gertrudis Izotal), en comparación con los sitios de Charcas ( $7.0 \pm 0.7 \mu\text{g/g}$ , Izotal y  $22.4 \pm 7.5 \mu\text{g/g}$  en Poblado) que están considerados como los de mayor presencia de metales pesados ( $P = 0.00001$  y  $0.004$ , respectivamente),

Para *T. curvirostre* la concentración de plomo fue significativamente mayor en sitios con actividad minera ( $25.0 \pm 10.4 \mu\text{g/g}$  Charcas Izotal y  $36.3 \pm 4.9 \mu\text{g/g}$  Poblado)

que en el resto de los sitios muestreados ( $P= 0.0005$ ). En relación a la presencia de Arsénico, las 3 especies analizadas tuvieron una muy baja concentración en las muestras del sitio sin actividad minera (Guadalupe Victoria).

El Antimonio en plumas de aves no presentó diferencias significativas entre sitios, observándose concentraciones similares en sitios expuestos a la minería que en aquellos sin la presencia de dicha actividad. Como se ha venido discutiendo a lo largo del presente estudio, esto puede deberse a la presencia natural del ese elemento en la zona. Finalmente, el Cadmio no fue detectado en el 97% de las muestras de plumas (Figura 10, Tabla 6).

Tabla 6 Concentración promedio ( $\pm$  un error estándar) de Plomo, Arsénico, Antimonio y Cadmio en plumas de aves por sitio para cada especie. C.b= *Campylorhynchus brunneicapillus*, M.f= *Melospiza fusca*, T.c= *Toxostoma curvirostre*. CHP= Charcas Poblado, CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI=; Guadalupe Victoria Izotal.

sitio	Especie	Pb $\mu\text{g/g}$	n	As $\mu\text{g/g}$	n	Sb $\mu\text{g/g}$	n	Cd $\mu\text{g/g}$
CHI	C.b	9.0 $\pm$ 1.7	7	0.8 $\pm$ 0.1	7	1.32 $\pm$ 0.4	6	<L.D
	M.f	7.0 $\pm$ 0.7	6	0.5 $\pm$ 0.1	5	1.08 $\pm$ 0.4	6	<L.D
	T.c	25.0 $\pm$ 10.4	3	2.1 $\pm$ 1.2	3	0.47 $\pm$ 0.4	2	<L.D
CHP	C.b	8.7	1	0.5	1	<L.D	1	<L.D
	M.f	22.4 $\pm$ 7.5	6	0.5 $\pm$ 0.1	6	0.57 $\pm$ 0.2	6	<L.D
	T.c	36.3 $\pm$ 4.9	2	1.0 $\pm$ 0.3	2	0.58 $\pm$ 0.2	2	<L.D
PSGI	C.b	1.2 $\pm$ 0.3	6	0.2 $\pm$ 0.02	6	1.4 $\pm$ 0.3	6	<L.D
	M.f	2.0 $\pm$ 0.2	11	0.3 $\pm$ 0.1	11	1.54 $\pm$ 0.2	10	<L.D
	T.c	1.9	1	0.7	1	1.7	1	<L.D
PSGP	C.b	2.2 $\pm$ 1.3	2	0.4 $\pm$ 0.2	2	0.84 $\pm$ 0.5	2	<L.D
	M.f	5.3 $\pm$ 1.6	5	0.7 $\pm$ 0.5	5	1.77 $\pm$ 0.2	5	<L.D
	T.c	2.2 $\pm$ 0.4	13	0.2 $\pm$ 0.1	13	1.36 $\pm$ 0.3	13	<L.D
GVI	C.b	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0	<L.D
	M.f	5.0 $\pm$ 1,7	4	1.0 $\pm$ 0.3	4	0.47 $\pm$ 0.3	4	<L.D
	T.c	7.8	1	0.9	1	2.55	1	<L.D
GVP	C.b	1.7 $\pm$ 0.4	2	0.4 $\pm$ 0.1	2	1.1 $\pm$ 0.5	2	<L.D
	M.f	2.0 $\pm$ 0.2	2	0.0	2	1.15 $\pm$ 0.2	2	<L.D
	T.c	1.6 $\pm$ 0.2	5	0.0	5	1.5 $\pm$ 0.2	4	<L.D

N.d. = no determinado

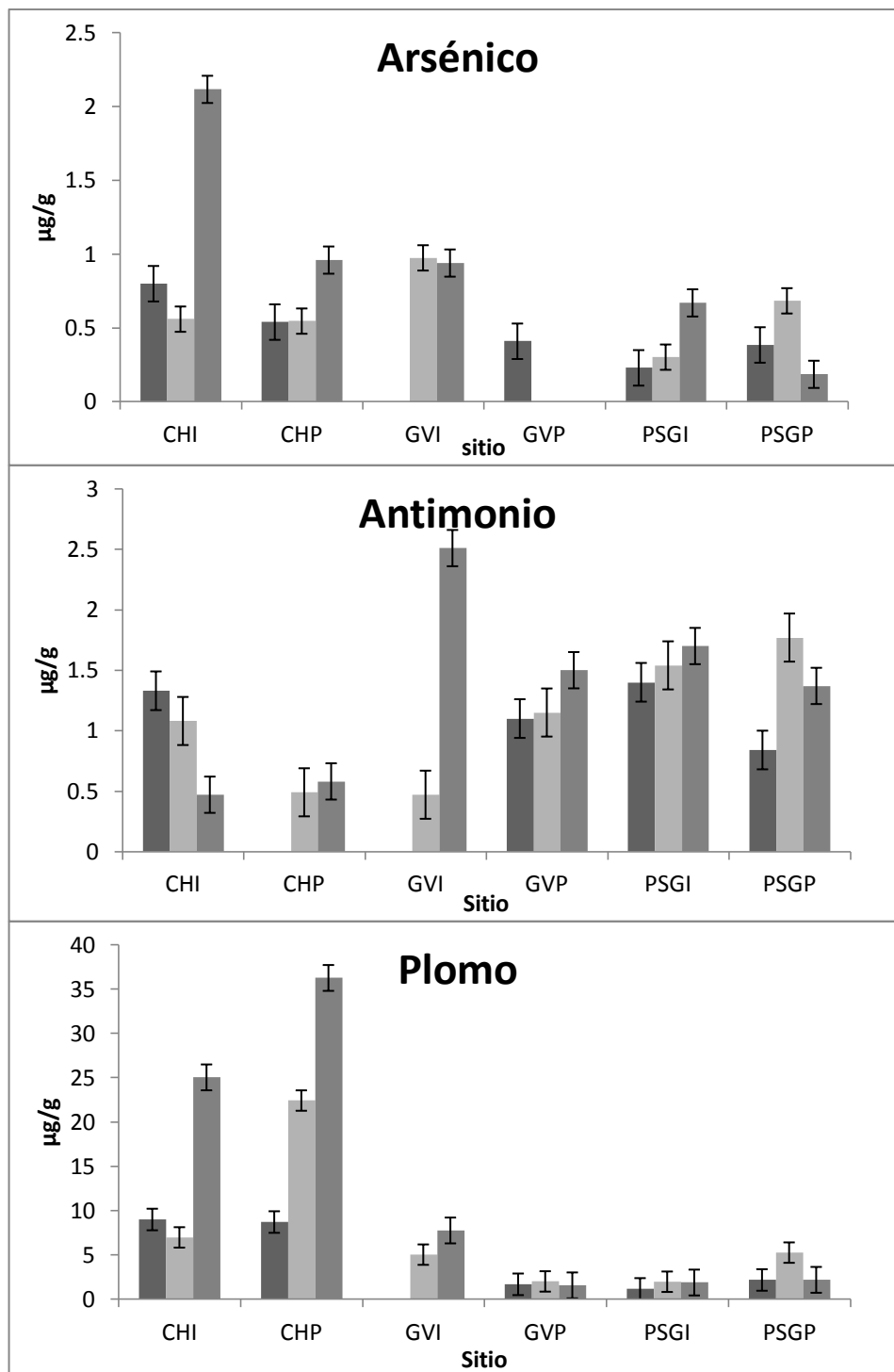


Figura 10. Concentración de arsénico, plomo y antimonio en plumas de aves en diferentes sitios en el municipio de Charcas. La barra azul representa a *Campylorhynchus brunneicapillus*, barra roja a *Melospiza fusca*, barra verde a *Toxostoma curvirostre*. CHP= Charcas Poblado, CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI=; Guadalupe Victoria Izotal. Las barras de error representan a la media  $\pm$  un intervalo de confianza del 95%.

En los resultados obtenidos se observa que las concentraciones de metales en las plumas de aves siguen un patrón similar a lo obtenido en las muestras de suelo, siendo más elevados en sitios expuestos a la actividad minera que en los de referencia. De manera general, las concentraciones para las tres especies analizadas fueron en el orden de Pb>Sb>As>Cd.

Los análisis estadísticos utilizados, así como los resultados obtenidos para Arsénico y Plomo en plumas se describen a detalle dentro de la sección de Resultados del capítulo 2, por lo que a continuación únicamente se grafican los resultados de los elementos restantes (Cadmio y Antimonio).

Antimonio presentó valores menores a Pb y superiores a As y Cd. Como se mencionó anteriormente, Sb además de ser generado por las actividades mineras, también puede estar presente en la zona de estudio como resultado de la naturaleza geoquímica propia de la región, razón por la cual, pueden observarse valores más altos en sitios que no están considerados como zonas mineras (Guadalupe Victoria). Debido a lo anterior, es posible encontrar valores incluso menores en los sitios mineros de Charcas (Poblado) para las especies *T. curvirostre* y *M. fusca* (Figura 11, Tabla 6). Aunque se realizó una búsqueda exhaustiva en la literatura científica, no se encontraron estudios donde se analizara Sb en tejidos de aves, por lo que el presente trabajo sería uno de los primeros en determinar dicho elemento en aves silvestres. El Cadmio no fue detectado en el 97% de las muestras, o estuvo por debajo del límite de detección del equipo, por lo que no fue posible obtener ningún dato significativo.

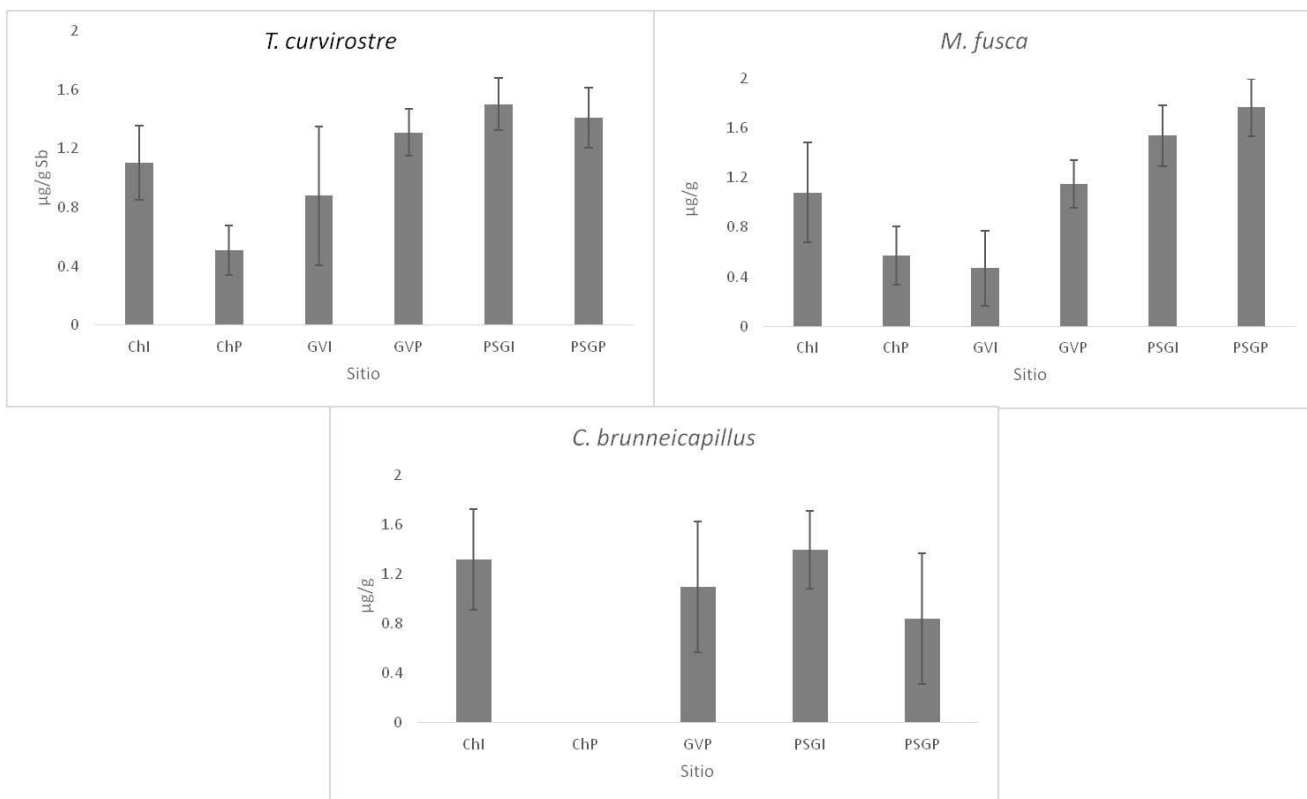


Figura 11. Concentraciones promedio de Sb en pumas de aves por sitio para cada especie. CHP= Charcas Poblado, CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI=; Guadalupe Victoria Izotal. Las barras de error representan intervalos de confianza del 95%

De manera general, las concentraciones de plomo en sitios con presencia de minería para individuos de *T. curvirostre* alcanzaron valores de  $36.28 \pm 4.86 \mu\text{g/g}$ , siendo superiores a los reportados por algunos autores como Llacuna *et al.* (1995) para especies de *Parus* residentes de sitios cercanos a una planta eléctrica ( $8 \mu\text{g/g}$ ) y Burger *et al.* (2007) para especies acuáticas en la zona de desastre del buque petrolero Exxon Valdéz, donde reportaron concentraciones de  $1.37 \mu\text{g/g}$ , pero inferiores a los reportados por Dauwe *et al.* (2002) para passeriformes (*Parus* spp) de sitios cercanos a una fábrica metalúrgica donde registraron concentraciones de hasta  $271 \mu\text{g/g}$ .

Por su parte, los valores registrados para Arsénico fueron de  $2.12 \pm 1.19 \mu\text{g/g}$  para sitios mineros, son superiores a los reportados por Burger *et al.* (2007, 2008) para aves marinas asociadas al desastre de Exxon Valdéz ( $0.419 \mu\text{g/g}$ ); superiores también a las concentraciones registradas por Ansara-Ross *et al.* (2013) para dos especies de rapaces nocturnas ( $0.158 \mu\text{g/g}$  en *Tyto capensis* y  $0.109 \mu\text{g/g}$  para *Tyto alba*) de sitios agrícolas y mineros. En relación a este elemento, hasta donde sabemos, no hay estudios en aves paseriformes con los que se pueda hacer una comparación.

### Metales en sangre

Debido a que los análisis para sangre realizados por Espectrofotometría de Absorción Atómica acoplado a Horno de Grafito presentaron valores en el límite de detección y, por lo tanto los resultados no son significativos, como alternativa, las muestras se analizaron en el Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares mediante un Espectrofotómetro de Masas de Sector Magnético con Plasma Inductivamente Acoplado. Es un método analítico más sensible, como se indicó en sus Límites de Detección (Metodología, Capítulo 1) y por tal razón estos son los resultados que se discuten en este trabajo. Se analizaron 5 muestras por sitio únicamente para la especie *M. fusca* y se determinaron As, Cd y Pb, y los resultados se muestran en la Tabla 7. Las concentraciones obtenidas para plomo más elevadas se observaron en los dos sitios de Charcas, considerados los de mayor impacto por minería. Los valores promedio para ese metal fueron de  $10.61 (\pm 5.48)$  y  $7.67 (\pm 4.59) \mu\text{g/g}$  para Izotal y Poblado respectivamente en Charcas (Figura 12), aunque hubo individuos que presentaron concentraciones superiores a los  $20 \mu\text{g/g}$  en ambos sitios ( $23.04, 24.67 \mu\text{g/g}$ ).

La concentración promedio de As en sangre fue superior en los sitios con presencia de minería actual (Charcas Izotal  $4.58 \pm 1.9 \mu\text{g/g}$ , Charcas Poblado  $3.16 \pm 0.94 \mu\text{g/g}$ ), seguida de Presa de Santa Gertrudis poblado ( $1.66 \pm 1.42 \mu\text{g/g}$ ) donde se tiene

registro de minería histórica, Estos valores fueron significativamente más elevados ( $P < 0.05$ ) que en los sitios sin presencia de actividad minera (Figura 13, Tabla 7).

En relación al cadmio, aunque se detectaron concentraciones más elevadas en sitios con minería (Charcas y Presa Santa Gertrudis) que en aquellos sin presencia de dicha actividad, no hubo diferencias estadísticamente significativas (Figura 14, Tabla 7).

Tabla 7. Concentraciones promedio y errores estándar de As, Cd y Pb en sangre de *M. fusca* en cada sitio de estudio. CHP= Charcas Poblado, CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI= Guadalupe Victoria Izotal.

	As $\mu\text{g/g}$		Cd $\mu\text{g/g}$		Pb $\mu\text{g/g}$	
	promedio	$\pm$ error estándar	promedio	$\pm$ error estándar	Promedio	$\pm$ error estándar
CHI	4.58	1.90	0.49	0.33	7.67	4.59
CHP	3.16	0.94	0.49	0.28	10.61	5.48
GVI	0.06	0.02	0.15	0.09	0.29	0.13
GVP	0.12	0.08	0.14	0.07	0.24	0.09
PSGI	0.10	0.03	0.40	0.25	0.45	0.07
PSGP	1.66	1.42	0.24	0.13	1.12	0.32



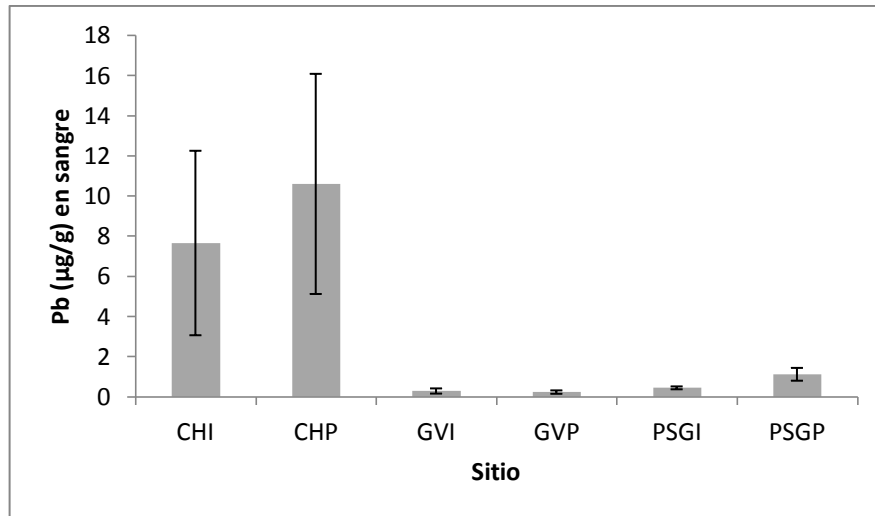


Figura 12. Concentración promedio de Pb en sangre de *M. fusca* por sitio de estudio. CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI= Guadalupe Victoria Izotal. Las barras de error representan intervalos de confianza del 95%.

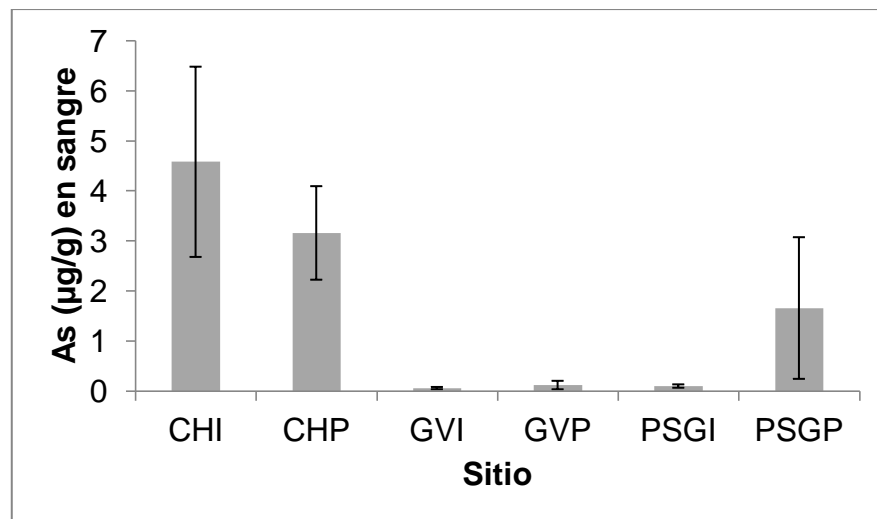


Figura 13. Concentración promedio de As en sangre de *M. fusca* por sitio de estudio. CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI= Guadalupe Victoria Izotal. Las barras de error representan intervalos de confianza del 95%.

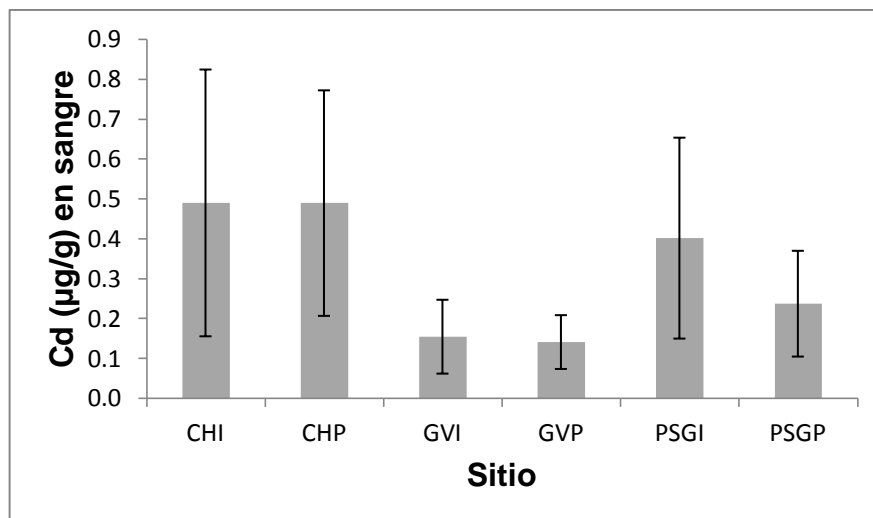


Figura 14. Concentración promedio de Cd en sangre de *M. fusca* por sitio de estudio. CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI= Guadalupe Victoria Izotal. Las barras de error representan intervalos de confianza del 95%.

En relación a la presencia de metales en la sangre de aves, la comparación con reportes previos se pudo realizar únicamente para pocos estudios debido a que son escasos los trabajos que abordan el tema en función a ese tipo de matriz. Existen diversos y variados trabajos enfocados a otros tejidos o partes del cuerpo del organismo como el caso de las plumas mencionados previamente, o en órganos como hígado, pulmones, riñones o bien, en huevos (Bize *et al.*, 2002; Dauwea *et al.*, 2004; Ek *et al.*, 2005; Begoña-Jimenez *et al.*, 2005; Pérez-López *et al.*, 2005; Hermoso de Mendoza *et al.*, 2006; Cid *et al.*, 2009).

Los resultados en nuestro trabajo muestran concentraciones de Pb similares (en los sitios mineros) a las más bajas reportadas por Beyer *et al* (2013) para paseriformes también en zonas mineras en Estados Unidos, quienes reportaron concentraciones de 7.6-72 µg/g. Nuestros resultados también son inferiores a los reportados por Tsipoura y colaboradores (2008) en aves paserinas en Nueva Jersey, EU. Mientras que ellos reportan concentraciones de hasta  $419 \pm 52.4$  µg/g de Pb y  $13.5 \pm 52.4$  µg/g de Cd, nuestras concentraciones más elevadas fueron de  $10.61 \pm 5.48$  µg/g para Pb y  $0.43 \pm 0.28$  µg/g de Cd en el sitio con mayor presencia de minería (CHP).

Sin embargo es importante señalar que la fuente de contaminación de metales es muy distinta ya que las aves que Tsipoura y colaboradores analizaron son residentes de sitios contaminados por un relleno sanitario donde se estima que 65 millones de galones por año de lixiviado son vertidos a la zona, lo que representa una fuente de contaminación mayor a la determinada por nosotros en zonas mineras.

Hasta donde se pudo investigar, la existencia de estudios relacionados a metales provenientes de actividad minera en sangre de aves paseriformes es casi nula, encontrándose solamente uno (Chapa-Vargas *et al.*, 2010) para la región central de México, específicamente desarrollado en la zona minera de Villa de La Paz, San Luis Potosí donde se reportan concentraciones generales de entre 0.20–0.50 µg/g en Pb para todas las aves paserinas residentes cerca del complejo minero, valores muy por debajo de los determinados en el presente estudio. De manera específica Chapa-Vargas y colaboradores reportan concentraciones de 0.173 µg/g para individuos de *M. fusca*, mientras que aquí reportamos concentraciones de hasta  $10.61 \pm 5.48$  µg/g para el sitio de Charcas Poblado. Para el resto de los elementos analizados no se puede hacer comparación debido a que ellos no reportan otros elementos.

Es importante enfatizar que las referencias en la literatura que se pudieron comparar con nuestros resultados presentan diferencias en concentración que pueden atribuirse a diferentes causas como son la diversa fuente de contaminantes, las especies estudiadas, su comportamiento, sus hábitos alimenticios o bien, el método de análisis desarrollado por cada grupo de trabajo entre otras causas.

### Metales en artrópodos

Por otro lado, para evaluar la concentración de elementos potencialmente tóxicos en los organismos que forman parte de la dieta de las aves analizadas, se

obtuvieron un total de 178 muestras de artrópodos colectados en los 6 sitios de muestreo (Tabla 8).

Tabla 8. Número de muestras de artrópodos colectadas por sitio. CHP= Charcas Poblado, CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI=; Guadalupe Victoria Izotal.

Orden	Sitio					
	CHI	CHP	GVI	GVP	PSGI	PSGP
hemípteros	2	5	2	NC	NC	5
arácnidos	3	4	2	NC	2	3
himenópteros	3	3	2	3	NC	NC
dípteros	2	NC	NC	NC	2	6
coleópteros	4	14	8	6	3	8
ortópteros	10	12	9	9	13	5
lepidópteros	3	4	NC	NC	2	2
gusanos	3	4	NC	4	2	4
total por sitio	30	46	23	22	24	33

NC = no se obtuvo muestra

Los resultados obtenidos son consistentes con lo reportado para suelo superficial, observando los valores más elevados en muestras de los sitios de Charcas para los cuatro elementos analizados. El Cadmio presentó valores de hasta 15  $\mu\text{g/g}$  en arácnidos de Charcas Izotal, siendo este grupo el que mayores valores presentó, seguido de los gusanos en ambos sitios de Charcas (Tabla 9). Por su parte, el plomo presentó los niveles más elevados para los sitios con presencia de actividad minera siendo los gusanos de Charcas Izotal los de mayor concentración (51.75  $\mu\text{g/g}$ ) seguido de los himenópteros también de los sitios más expuestos (Charcas) con concentraciones de 26.13  $\mu\text{g/g}$  y 2.65  $\mu\text{g/g}$  (Tabla 10).

Tabla 9. Concentración de Cadmio ( $\mu\text{g/g}$ ) por sitio y por Orden de artrópodos analizados. CHP= Charcas Poblado, CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI=; Guadalupe Victoria Izotal. ND= No Determinado.

Orden	CHP	CHI	PSGP	PSGI	GVP	GVI
Ortópteros	1.57	1.14	0.16	0.15	0.00	0.70
Arácnidos	8.19	15.13	0.61	0.60	ND	1.27
lepidópteros	1.14	1.59	0.00	0.00	ND	ND
Coleópteros	1.77	3.13	0.00	1.08	0.04	0.03
Gusanos	4.96	4.37	0.00	0.40	0.54	ND
Hemípteros	1.65	2.24	0.05	ND	ND	0.19
himenópteros	2.64	1.97	ND	ND	ND	0.00
Dípteros	ND	3.32	0.28	0.00	0.00	ND

Tabla 10. Concentración de Plomo ( $\mu\text{g/g}$ ) por sitio y por Orden de artrópodos analizados. CHP= Charcas Poblado, CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI=; Guadalupe Victoria Izotal. ND= No Determinado.

Orden	CHP	CHI	PSGP	PSGI	GVP	GVI
Ortópteros	1.42	4.91	0.00	0.03	0.56	0.22
Arácnidos	3.32	21.63	0.11	0.00	ND	0.75
lepidópteros	3.18	2.80	2.89	0.82	ND	0.28
Coleópteros	3.63	11.02	0.25	1.12	0.59	ND
Gusanos	6.87	51.75	0.00	0.00	0.62	ND
Hemípteros	2.21	19.10	0.12	ND	ND	0.03
himenópteros	26.13	2.65	ND	ND	0.57	0.56
Dípteros	ND	9.2	0.00	0.36	ND	ND

Por su parte, el arsénico tuvo un comportamiento similar al de los elementos antes mencionados, presentando las concentraciones más elevadas en los sitios de Charcas. En Charcas Izotal los gusanos presentaron valores de hasta  $21.46 \mu\text{g/g}$  y en ese mismo sitio los arácnidos presentaron las concentraciones más elevadas para su Orden con  $7.88 \mu\text{g/g}$ . Un dato interesante que sobresale en el análisis de este elemento es la alta concentración (en comparación con Charcas Poblado que es sitio minero) de los gusanos en Guadalupe Victoria Poblado donde no se tiene registro de actividad minera y por lo tanto no se esperarían altas concentraciones de As. Creemos que ese puede ser resultado de un error cometido durante el análisis

realizado (Tabla 11). Por último, en relación al Antimonio las concentraciones de arácnidos en los sitios de Charcas fueron los más elevados (15.13 µg/g y 8.19 µg/g para Izotal y Poblado respectivamente), seguidos de los gusanos de esos mismos sitios (4.96 µg/g y 4.37 µg/g para Izotal y Poblado respectivamente), mientras que el resto de los sitios estudiados (PSGP, PSGI, GVP y GVI) presentan concentraciones bajas en todos los Órdenes analizados (Tabla 12).

Tabla 11. Concentración de Arsénico (µg/g) por sitio y por Orden de artrópodos analizados. CHP= Charcas Poblado, CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI=; Guadalupe Victoria Izotal. ND= No Determinado.

Orden	CHP	CHI	PSGP	PSGI	GVP	GVI
ortópteros	0.12	0.80	0.03	0.10	0.00	0.15
arácnidos	0.31	7.88	0.03	8.95	ND	0.47
lepidópteros	0.11	0.20	0.00	0.29	ND	ND
coleópteros	5.03	9.33	1.50	0.21	0.44	1.53
gusanos	0.32	21.46	0.00	0.53	9.32	ND
hemípteros	0.25	4.01	0.54	ND	ND	0.21
himenópteros	1.58	0.30	ND	ND	0.08	ND
dípteros	ND	0.85	0.05	0.85	ND	0.35

Tabla 12. Concentración de Antimonio (µg/g) por sitio y por Orden de artrópodos analizados. CHP= Charcas Poblado, CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI=; Guadalupe Victoria Izotal. ND= No Determinado.

	CHP	CHI	PSGP	PSGI	GVP	GVI
ortópteros	0.12	0.32	0.25	0.36	0.19	0.16
arácnidos	0.31	1.09	0.14	0.23	ND	0.04
lepidópteros	0.11	0.30	0.17	0.00	ND	ND
coleópteros	5.03	0.34	0.66	0.20	0.06	0.01
gusanos	0.32	2.54	0.22	0.37	0.17	ND
hemípteros	0.25	1.14	0.72	ND	ND	0.31
himenópteros	1.58	0.11	ND	ND	0.04	0.25
dípteros	ND	0.54	0.18	0.49	ND	ND

Los resultados para todos los metales combinando todos los grupos de artrópodos y por sitio muestran una gran variabilidad de tal manera que se observan valores extremos dentro de los sitios (Figura 15). Para el caso de Antimonio, también se registran concentraciones altas en el sitio de Presa Santa Gertrudis Poblado, que se tiene como sitio contaminado como resultado de actividad minera histórica. Consideramos que los resultados obtenidos para este elemento se deben como se mencionó con anterioridad a la naturaleza mineralógica del sitio.

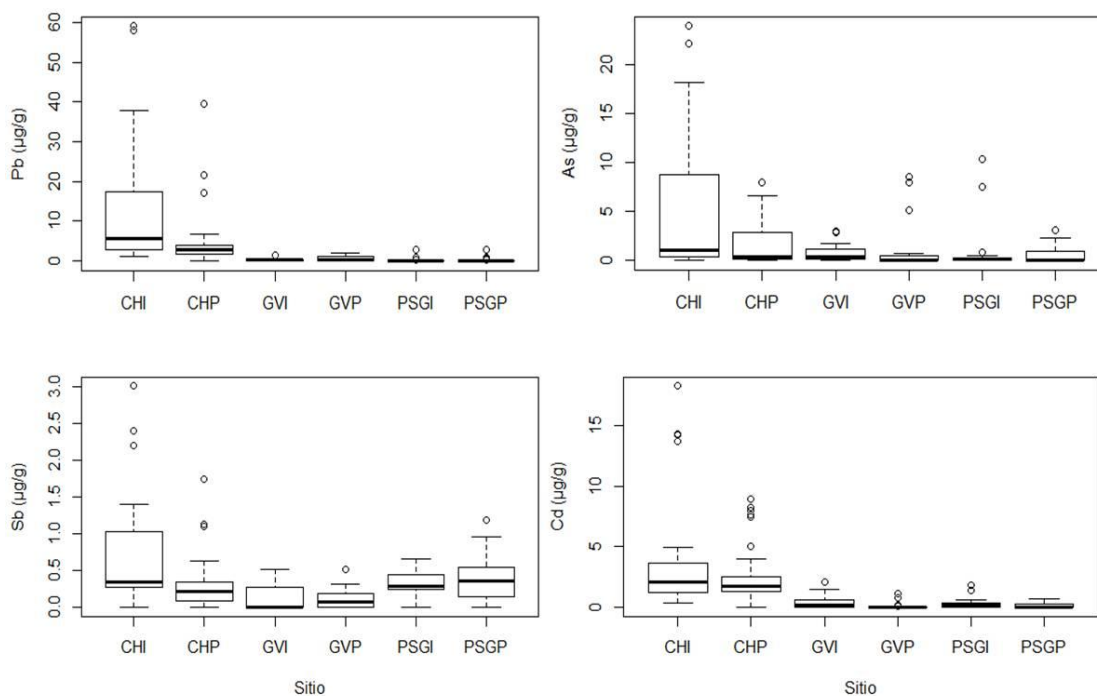


Figura 15. Concentración de Pb, As, Sb y Cd en artrópodos (todos los grupos combinados) por sitio de estudio. CHP= Charcas Poblado, CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI=; Guadalupe Victoria Izotal.

Desglosando los resultados para cada Orden de artrópodos y sitio de estudio se observa que en los sitios de Charcas considerados los de mayor exposición a la actividad minera, los valores de metales son elevados con respecto a los demás sitios para la mayoría de los órdenes. Los gusanos, arácnidos y coleópteros son los órdenes que más altas concentraciones presentaron en tanto en los sitios de

Charcas como en los demás sitios. Estas diferencias entre grupos taxonómicos pueden estar relacionadas directamente con la dieta de los organismos. De acuerdo con la revisión hecha por Goodyear (1999), las concentraciones de metales en diferentes macro invertebrados varían de acuerdo a los gremios alimenticios. Otro factor que puede influir en las variaciones de concentración entre artrópodos es la estrecha asociación que tienen con la matriz de contaminación (suelo). En el caso del arsénico, hubo un grupo (gusanos) que presentó alta concentración en el sitio sin exposición (Guadalupe Victoria Poblado) en comparación con los demás sitios de exposición moderada (GVI, PSGI y PSGP) y esto puede deberse a que los gusanos se agruparon en un solo conjunto aunque eso no significa que sean organismos similares, ya que algunos individuos pueden ser estadíos larvales de diversos grupos como lepidópteros, coleópteros, ciempiés (quilópodos), anélidos, entre otros, por lo que sus hábitos alimenticios y de comportamiento pueden variar (Figura 16). Sin embargo, hay que ser cuidadosos ya que aunque es probable que la obtención de los metales sea por vía alimenticia, hay que tomar en cuenta que existen pocos estudios al respecto, y por lo tanto es difícil conocer si el alimento es realmente lo que define su vía de exposición, o si la principal fuente de exposición tiene que ver con otros factores como los relacionados con sus comportamientos (ej. organismos que caminan vs voladores vs los que se arrastran), o con absorción de los contaminantes a través de la piel o del sistema respiratorio, por ejemplo.

De manera general los resultados obtenidos concuerdan con las predicciones hechas al inicio del trabajo, por lo tanto, podemos concluir que la hipótesis original era que las concentraciones en insectos fueran mayores en los sitios con mayores concentraciones en el suelo, y menores en los sitios menos expuestos se cumplió.



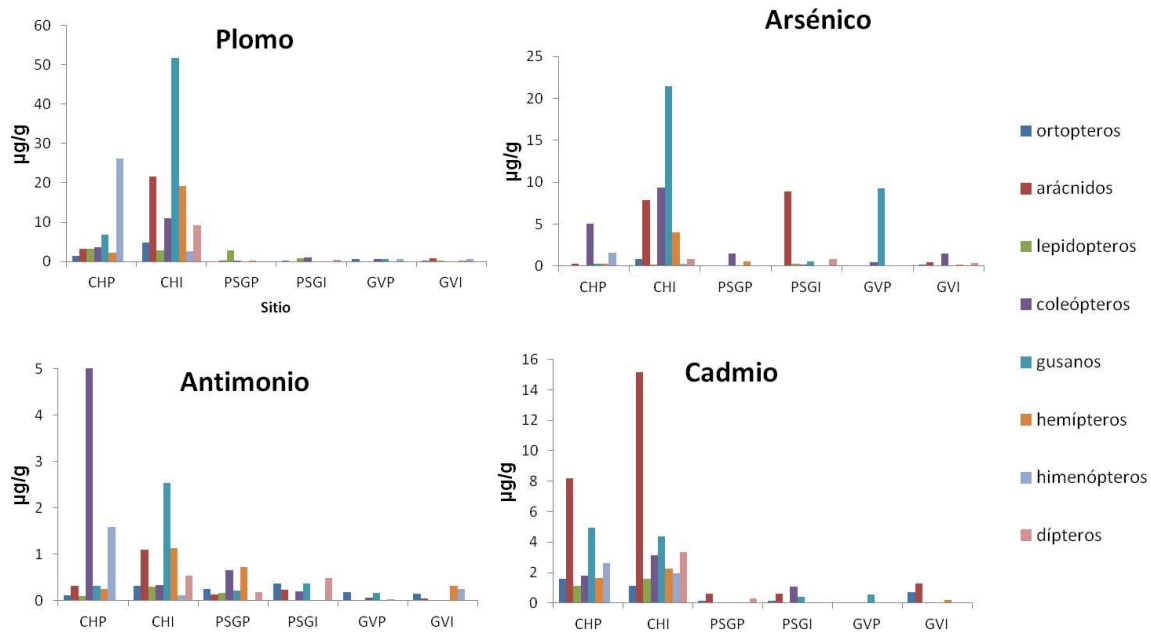


Figura 16. Concentración de metales por Orden de artrópodos, para cada sitio de estudio. CHP= Charcas Poblado, CHI= Charcas Izotal, PSGP= Presa Santa Gertrudis Poblado, PSGI= Presa Santa Gertrudis Izotal, GVP= Guadalupe Victoria Poblado, GVI=; Guadalupe Victoria Izotal.

### Relación entre artrópodos y suelo

Para el presente estudio, se buscó evaluar las posibles correlaciones de metales en suelo vs artrópodos, y artrópodos vs plumas y sangre de aves, ya que estas comparaciones permiten tener una idea aproximada de la relación de los metales que pudiera existir entre niveles consecutivos de la cadena trófica. Adicionalmente, la relación de metales entre plumas y sangre de aves permite corroborar la noción general de que las concentraciones de metales en plumas reflejan a las de otros tejidos en el organismo (Furness *et al.*, 1993; Burger y Gochfeld, 1995).

Se determinó si existía algún tipo de correlación con el contenido de metales en el suelo utilizando regresiones lineales y el programa R (R Development Core Team R, 2011). El resultado fue una correlación positiva para el caso de Plomo (Figura 17,  $P < 0.05$ ), mientras que para Arsénico, Antimonio y Cadmio no se observó una tendencia clara.

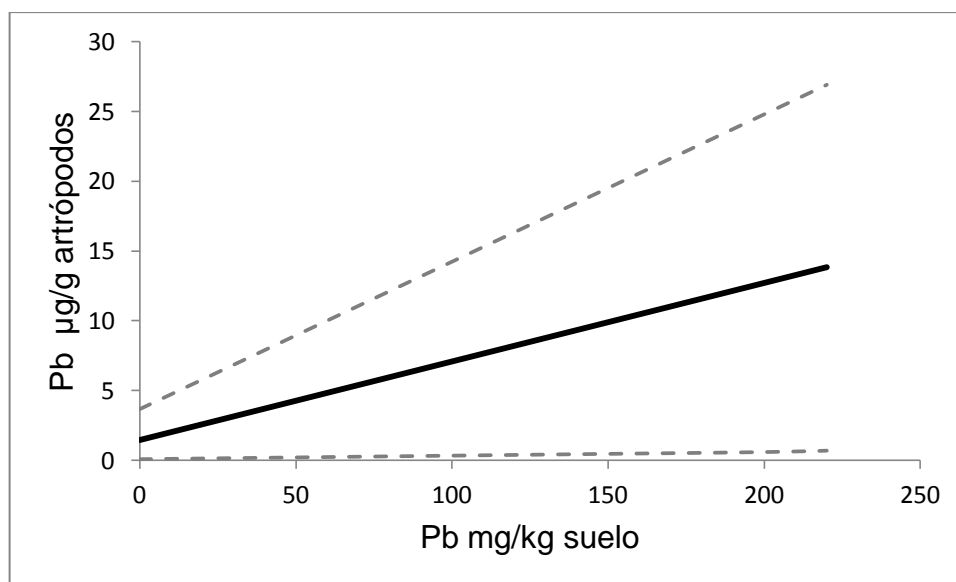


Figura 17. Efecto de la concentración de Pb en suelo, sobre la concentración de Pb en artrópodos en sitios de estudio en el municipio de Charcas, San Luis Potosí. Las líneas punteadas representan intervalos de confianza de 95%.

### Relación entre artrópodos y aves

Para el caso de la sangre, no se encontró ninguna correlación ( $P > 0.05$ ), mientras que en las plumas si se observó una relación significativa para Pb y As ( $P < 0.05$ ). Debido a la variación de concentración entre los diferentes Ordenes de artrópodos, se realizó el análisis con Coleópteros y Ortópteros que fueron los dos grupos que presentaron mayores concentraciones, de los que se cuenta con mayor número de muestras y que además son los principales organismos de los que se alimentan las aves de estudio.

El plomo mostró una correlación positiva para las tres especies de aves (Figura 18,  $P < 0.05$ ), As con *C. brunneicapillus* y *T. curvirostre* (Figura 19,  $P < 0.05$ ), es decir, incrementó a medida que los mismos elementos aumentaron en las muestras de artrópodos, mientras que para Cd y Sb no se observó ninguna relación significativa ( $P > 0.05$ ). Estas correlaciones positivas son importantes ya que se sabe que la dieta de estas especies incluye a los coleópteros y ortópteros (Kaufman, 2001).

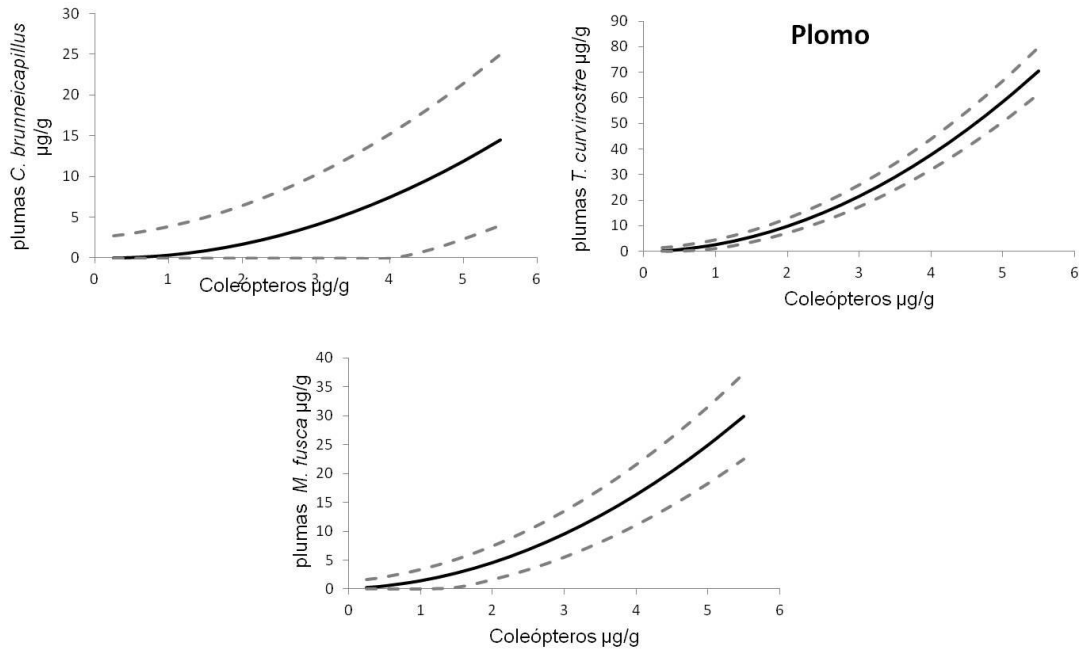


Figura 18. Relación entre la concentración de plomo en coleópteros ( $\mu\text{g/g}$ ) con la determinada en plumas de *M. fusca*, *T. curvirostre* y *C. bruneicapillus* en el municipio de Charcas, San Luis Potosí, México. Las líneas punteadas representen intervalos de confianza del 95%.

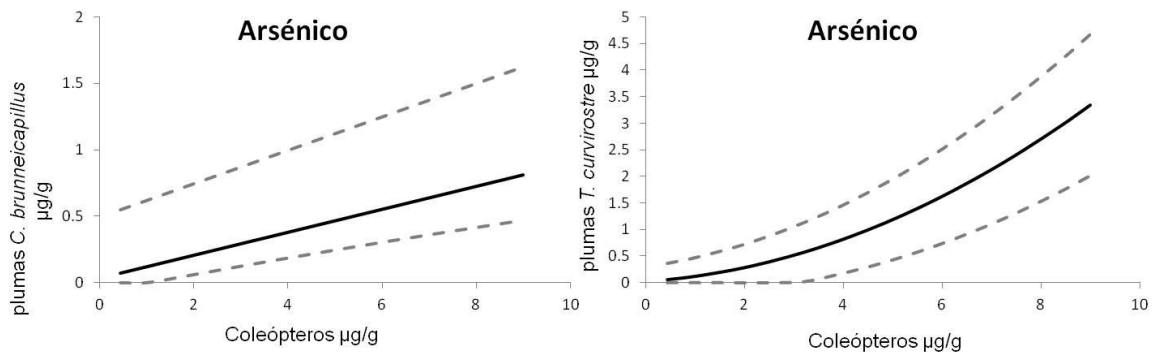


Figura 19. Relación entre la concentración de arsénico en coleópteros ( $\mu\text{g/g}$ ) con la determinada en plumas de *T. curvirostre* y *C. brunneicapillus* en el municipio de Charcas, San Luis Potosí, México. Las líneas punteadas representen intervalos de confianza del 95%.

Como resultado de las características propias de sitios semiáridos donde la disponibilidad de alimento puede ser escasa en algunas épocas del año cuando no hay precipitación, los artrópodos son una fuente importante de alimentación y es aún más importante durante la época de anidación de las aves siendo estos organismos la principal fuente de alimento y obtención de proteína para los polluelos y juveniles (Kaufman, 2001). Por lo tanto, los resultados sugieren que la formación de las plumas que se da después de esa época recibe altas cantidades de los metales, reflejando de manera confiable la presencia de elementos tóxicos a las que se encuentran expuestas las aves (Furness *et al.*, 1993).

Los resultados anteriores muestran una clara relación entre la presencia de algunos metales en los artrópodos y en las plumas de las aves. Esto permite señalar que una de las rutas de contaminación para las aves (si no es que la principal) es la alimenticia, es decir, podemos establecer que hay una relación directa entre ambas matrices a pesar de que los ciclos de vida de los artrópodos son más cortos (alrededor de un año o dos) debido a la constante presencia de los metales en el suelo, lo que nos garantiza que los metales pueden estar presentes a través de generaciones de artrópodos.

Estos resultados son concordantes con lo reportado por Mora y colaboradores (2003) quienes encontraron factores de acumulación entre insectos y cascarones de aves, determinando que la presencia de altas concentraciones de metales en insectos sugiere la adquisición de esas sustancias tóxicas a través de la dieta. Por su parte, Chapa-Vargas y colaboradores (2010) reportaron diferencias significativas en las concentraciones de metales entre gremios alimenticios de las aves. Sus resultados señalan que las aves insectívoras tenían menores concentraciones de plomo que las granívoras, frugívoras y omnívoras. Ambos estudios concordantes con el nuestro al sugerir que el alimento puede ser la principal vía de exposición.

Aunque existen varios trabajos donde se analiza la presencia de metales en suelo, aves o artrópodos (Castro-Larragoitia *et al.*, 1997; Razo *et al.*, 2004; Chapa-Vargas *et al.*, 2010; Abdullah *et al.*, 2015), son pocos los que se enfocan a estudiar la correlación de metales tóxicos entre niveles de las cadenas tróficas (Gorree, *et al.*, 1995; Blakbern, 2003; Prince *et al.*, 2001; Notten *et al.*, 2005; Ping *et al.*, 2009) pero ninguno de ellos para México, por lo que el presente trabajo sería uno de los primeros en realizarse en este sentido dentro del país y el primero en zonas semiáridas. Los resultados de este objetivo son una de las primeras evidencias indirectas del movimiento de los metales del suelo a uno de los niveles más basales de las cadenas tróficas. Una discusión más detallada de este tema se realiza dentro del capítulo 4.

Son pocos los estudios que analizan la fuente de adquisición de los metales en las aves, y aunque existen diversos trabajos que analizan la presencia de metales en varias matrices en la región de estudio (Castro-Larragoitia *et al.*, 1997; Razo *et al.*, 2004; Jasso-Pineda *et al.*, 2007; Chapa-Vargas *et al.*, 2010; Machado-Estrada *et al.*, 2013; Espinosa-Reyes *et al.*, 2014) no existen trabajos en la zona estudio y mucho menos en zonas áridas que analicen la ruta de exposición, por lo que este trabajo representa una de las primeras aportaciones en el tema para sitios con actividades mineras en zonas áridas, por lo tanto puede servir como base para estudios posteriores que pretendan analizar el posible movimiento de contaminantes a través de las cadenas tróficas que involucren varios niveles de la cadena, y grupos animales que se alimenten de otros.

### **Parámetros poblacionales**

Una vez evaluadas las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en las diferentes matrices estudiadas en el presente trabajo (suelo, sangre y plumas de aves, y artrópodos que forman parte de su dieta) y evaluar las posibles relaciones

existentes entre dichas matrices, se procedió a evaluar los parámetros poblacionales, obteniendo los resultados que se describen a continuación.

Para el modelo lineal generalizado mediante el cual se analizó la abundancia de *Melospiza fusca*, no se encontró evidencia de sobredispersión de los datos (desviación residual=8.78 vs gl=23). Para esta especie, no se encontraron diferencias en abundancia debidas al tipo de hábitat ( $P>0.05$ ). Por otro lado, se encontró que la abundancia es marginalmente menor en sitios no expuestos a la minería que en los demás sitios ( $P=0.076$ , Figura 20). Para el caso de *Campylorhynchus brunneicapillus*, tampoco se encontró evidencia fuerte de sobredispersión (desviación residual=31.85 vs gl=23). Para el caso de esta especie, no se encontraron diferencias en abundancia entre tipos de hábitat ni entre niveles de exposición ( $P>0.05$ ). Finalmente, para el caso de *Toxostoma curvirostre*, tampoco se encontró evidencia de sobredispersión (desviación residual=19.85 vs gl=23). La abundancia de esta especie fue significativamente mayor en poblados, en comparación con izotales ( $P=0.0008$ , Figura 21), mientras que no se registraron diferencias en abundancia entre niveles de exposición ( $P>0.05$ ). Estos resultados reflejan las preferencias de hábitat de cada una de las especies, ya que se trata de especies de matorrales, y algunas de ellas (*C. brunneicapillus* y *M. fusca*) toleran disturbios antropogénicos, como son por ejemplo, los poblados (Ricklefs, 1968; Anderson, 1973).

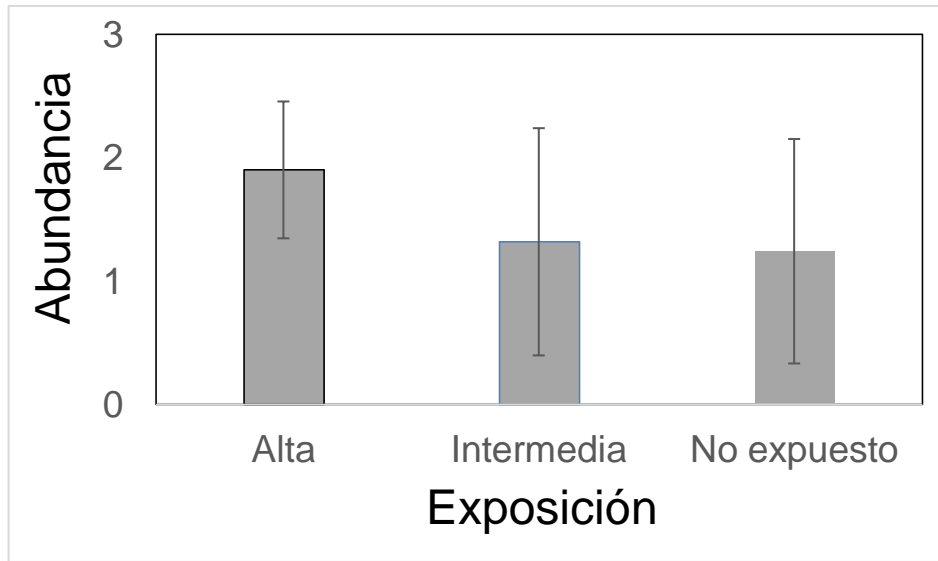


Figura 20. Abundancia estimada mediante modelos lineales generalizados e intervalos de confianza de 95 % de *Melozone fusca* en sitios con diferentes niveles de exposición a la actividad minera en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.

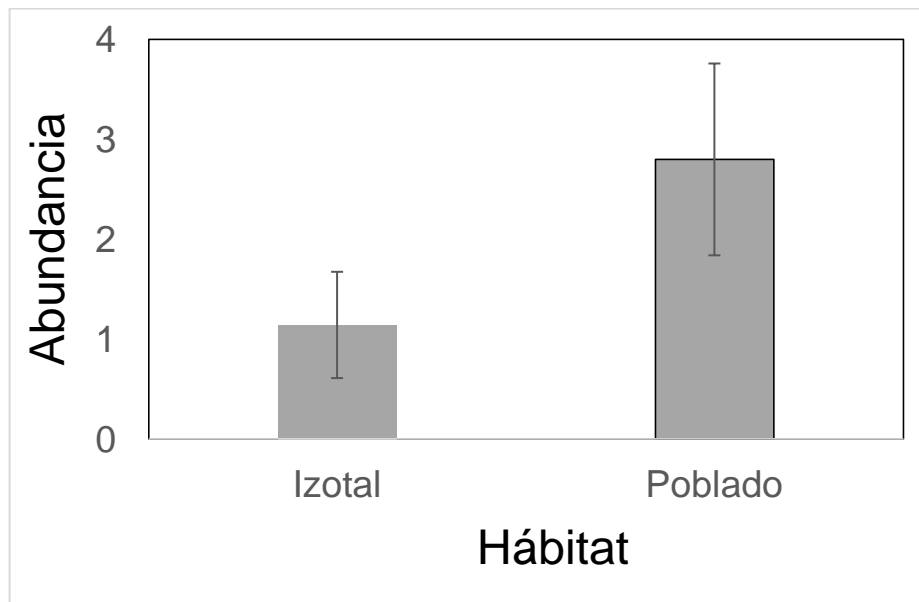


Figura 21. Abundancia estimada mediante modelos lineales generalizados e intervalos de confianza de 95 % para *Toxostoma curvirostre* en sitios con diferentes tipos de hábitat (izotal vs poblado) en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.

La detectabilidad para *Melozone fusca* fue de 0.154 (IC 95%=0.045 – 0.416). De hecho, las tasas de recaptura fueron bajas. Para esta especie, la supervivencia aparente fue ligeramente mayor en izotales en comparación con poblados. Sin embargo esta diferencia fue muy ligera y los intervalos de confianza fueron muy grandes (Figura 22). Por otro lado, la supervivencia aparente fluctuó ampliamente entre años dentro del mismo tipo de hábitat, de manera que cuando la supervivencia fue baja en un tipo de hábitat (ej. izotal), esta fue alta en el otro tipo de hábitat (ej. Poblado), y cuando la supervivencia fue elevada en el primer hábitat (ej. izotal), esta fue baja en el otro hábitat (ej. Poblado) (Figura 23). Por otro lado, la supervivencia aparente fue ligeramente mayor en sitios expuestos que en sitios no expuestos, pero nuevamente los intervalos de confianza fueron grandes (Figura 24), y no fue posible realizar comparaciones entre intervalos de muestreo por nivel de exposición debido al número limitado de recapturas en los sitios expuestos.

Para el caso de *C. brunneicapillus* la detectabilidad fue de 0.173 (IC 59%=0.036 – 0.536). La supervivencia aparente para esta especie fue mayor en izotales que en poblados, ya que en poblados la supervivencia aparente en este hábitat fue cero, posiblemente debido al bajo número de recapturas en este hábitat (Figura 25). Finalmente, la diferencia en supervivencia aparente entre niveles de exposición fue muy pequeña y con intervalos de confianza grandes (Figura 26). Para esta especie, debido al bajo número de recapturas, no se pudieron realizar estimaciones de supervivencia por intervalo de muestreo. Para el caso de *T. curvirostre*, la detectabilidad fue de 0.018 (IC 05%=0.001 – 0.219). La supervivencia aparente para esta especie fue ligeramente mayor en izotales que en poblados (Figura 27), y la diferencia en supervivencia aparente entre niveles de exposición fue muy pequeña y con intervalos de confianza muy amplios (Figura 28). Para esta especie, debido al bajo número de recapturas, no se pudieron realizar estimaciones de supervivencia por intervalo de muestreo.



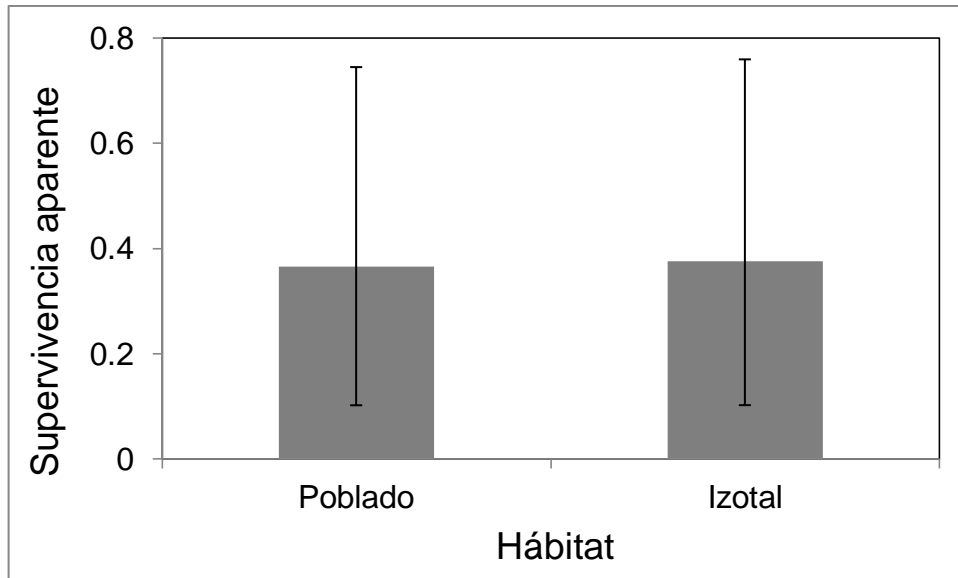


Figura 22. Supervivencia aparente estimada mediante modelos de captura-marcaje-recaptura e intervalos de confianza del 95% para *Melozone fusca* en poblados vs izotales en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.

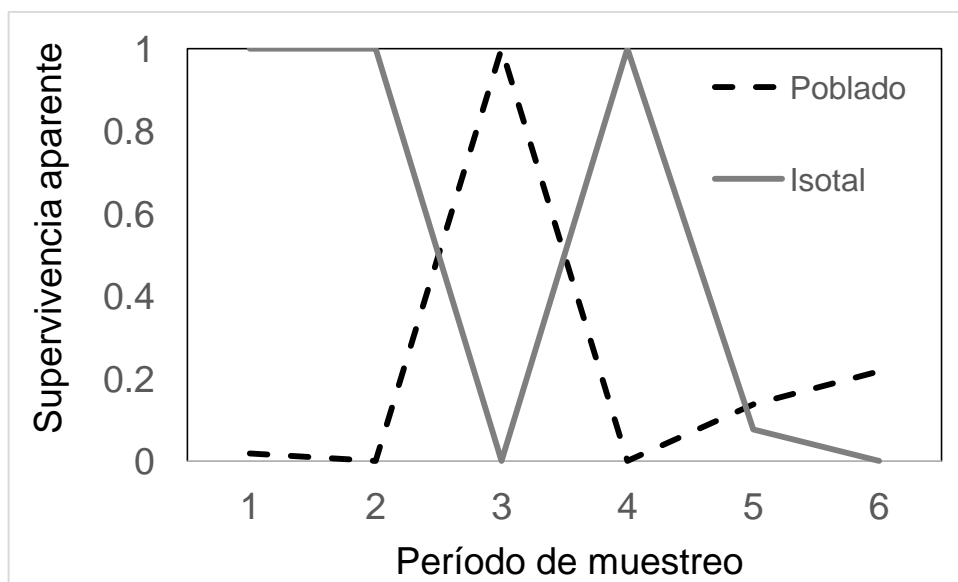


Figura 23. Supervivencia aparente de *Melozone fusca* en dos tipos de hábitat (Izotal vs Poblado) por intervalos de muestreo; los intervalos de muestreo son los siguientes: 1: de otoño-invierno de 1011 a primavera-verano de 2012; 2: de primavera-verano de 2012 a otoño-invierno de 2012; 3: de otoño-invierno de 2012 a primavera-verano de 2013; 4: de primavera-verano de 2013 a otoño-invierno de 2013; 5: de otoño-invierno de 2013 a primavera-verano de 2014; y 6: de primavera-verano de 2014 a otoño-invierno de 2014.

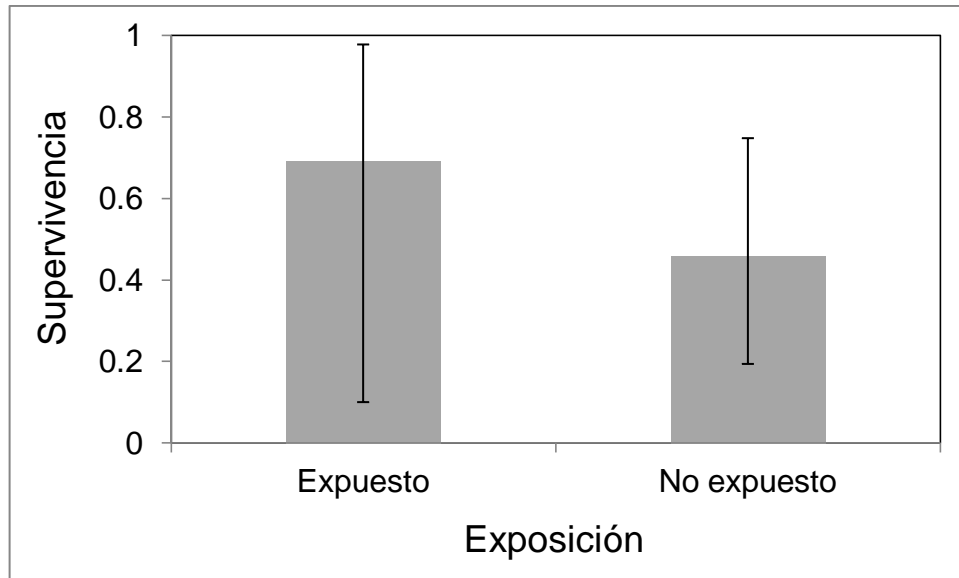


Figura 24. Supervivencia aparente estimada mediante modelos de captura-marcaje-recaptura e intervalos de confianza del 95% para *Melozone fusca* en sitios expuestos vs no expuestos en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.

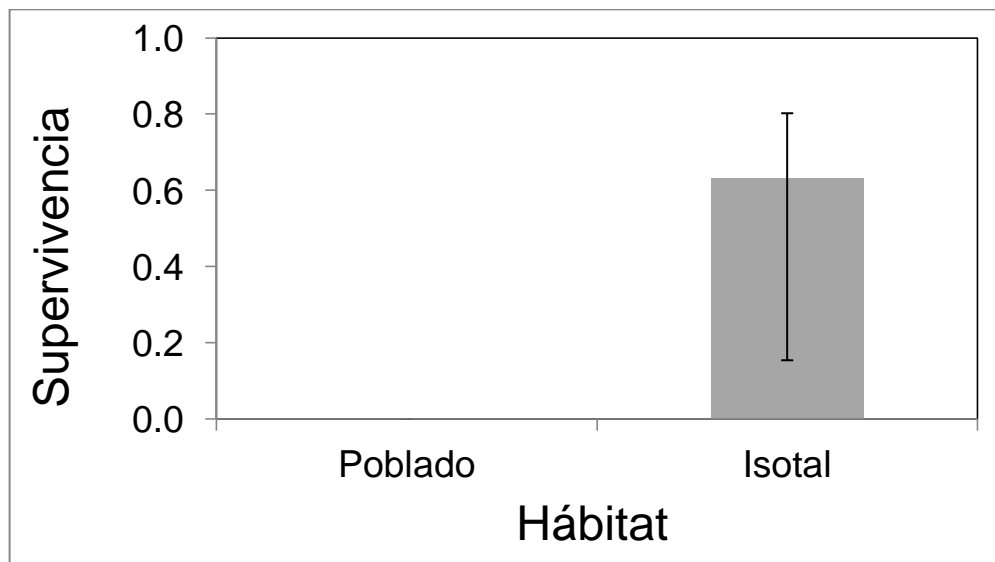


Figura 25. Supervivencia aparente estimada mediante modelos de captura-marcaje-recaptura e intervalos de confianza del 95% para *Campilorhyncus brunneicapullus* en poblados vs izotal en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.

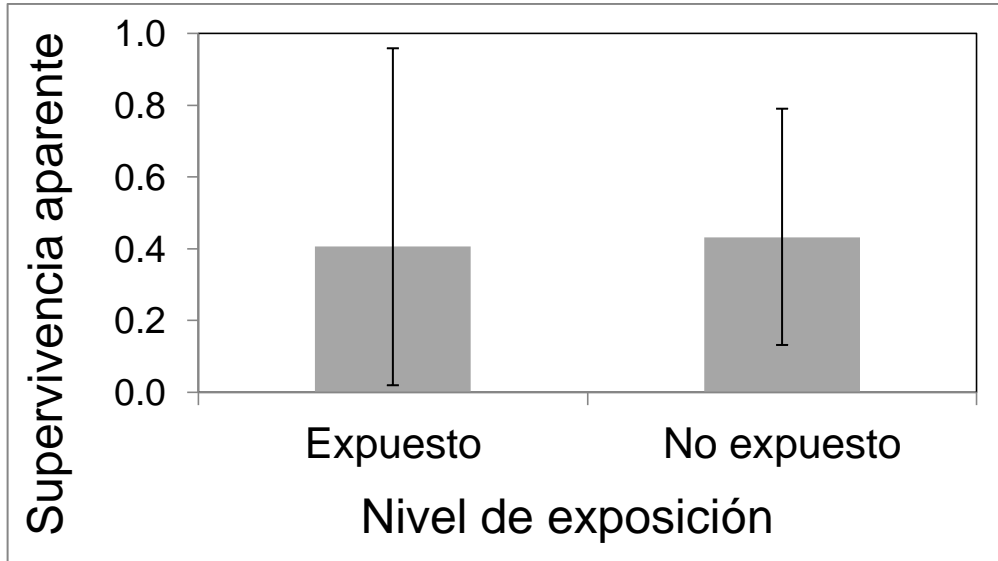


Figura 26. Supervivencia aparente estimada mediante modelos de captura-marcaje-recaptura e intervalos de confianza del 95% para *Campilorhyncus brunneicapullus* en sitios expuestos vs no expuestos en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.

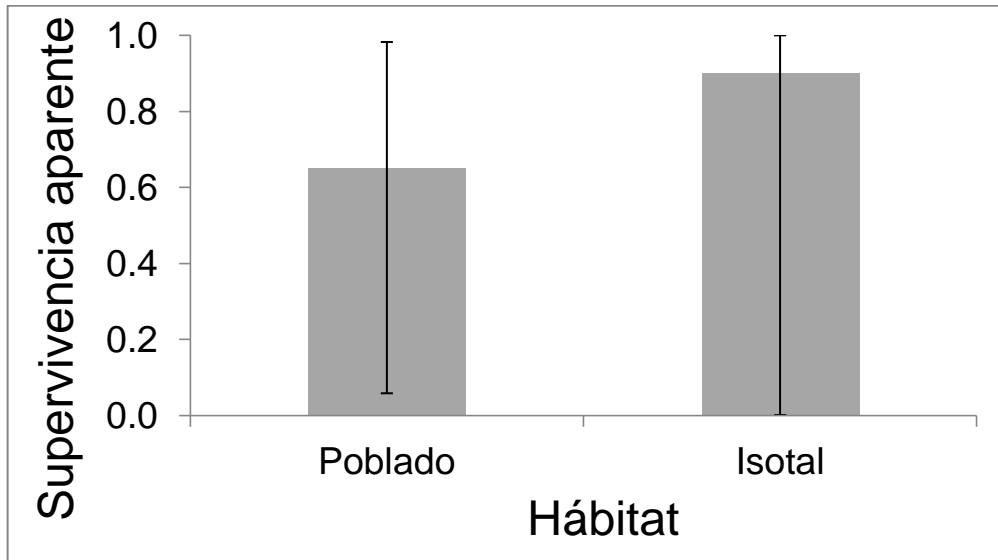


Figura 27 Supervivencia aparente estimada mediante modelos de captura-marcaje-recaptura e intervalos de confianza del 95% para *Toxostoma curvirostre* en poblados vs izotales en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.

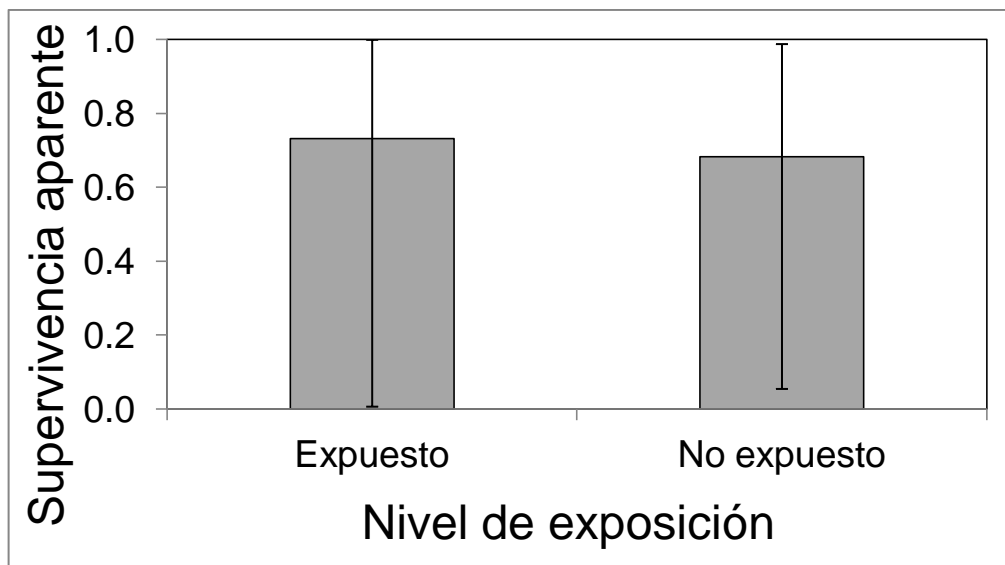


Figura 28 Supervivencia aparente estimada mediante modelos de captura-marcaje-recaptura e intervalos de confianza del 95% para *Toxostoma curvirostre* en sitios expuestos vs no expuestos en los alrededores de Charcas, San Luis Potosí.

En general, las abundancias para las tres especies incluidas en el estudio reflejan sus preferencias de hábitat, independientemente del nivel de exposición. De acuerdo a la predicción, este resultado sugiere que las aves no son capaces de percibir diferencias entre sitios expuestos y no expuestos, ya que es probable que sus elecciones de territorios se basen más en factores como la estructura y composición vegetal, abundancia del alimento, disponibilidad de sitios para anidar, y presencia de cobertura (Robinson y Bolen 2003). Por otro lado, se esperaba una mayor supervivencia en sitios no expuestos, para lo cual no se encontró evidencia. Los ambientes semiáridos son poco estables en cuanto a sus regímenes de precipitación y temperatura, y posiblemente este tipo de factor de lugar a las amplias fluctuaciones temporales que se registraron en supervivencia. Adicionalmente, las tasas de recaptura fueron bajas, por lo que es difícil obtener estimaciones con dispersiones moderadas de supervivencia. Los resultados sugieren que las diferencias en supervivencia entre sitios expuestos y no expuestos son muy sutiles, y es difícil determinar con certeza, con el tamaño de muestra del presente estudio hasta qué punto la exposición contribuye a generar diferencias entre niveles de exposición en supervivencia. Sin embargo, existe evidencia previa que sugiere que las

abundancias relativas de diferentes gremios alimenticios varían entre sitios expuestos y no expuestos. Por lo tanto, se sugiere que en estudios posteriores se podrían analizar tasas de supervivencia para aves de diferentes gremios alimenticios. A pesar de la aparente falta de resultados claros en este sentido, el siguiente capítulo ofrece un análisis sobre aspectos relacionados con los niveles de estrés ecológico e infección por parásitos sanguíneos patógenos que podría complementar los resultados del presente capítulo.

## **Conclusiones**

La exposición a metales en sitios de actividad minera genera que las concentraciones en tejidos de organismos se incrementen. Además, existe una correlación entre distintas matrices, observando concentraciones elevadas en grupos intermedios de la cadena trófica, así como en niveles inferiores que forman parte de la dieta de otros organismos.

En relación a las abundancias, los resultados muestran que éstas son independientes al nivel de exposición y están más bien asociadas a los tipos de hábitat, reflejándose así las preferencias de hábitat de cada una de las especies, siendo Izotal el hábitat preferido de *C. brunneicapillus* y poblado para *Toxostoma curvirostre*

## LITERATURA CITADA

- Abdullah Muhammad, Mauro Fasola, Ashiq Muhammad, Salman Ahmad Malik, Nazish Bostan, Habib Bokhari, Muhammad Aqeel Kamran, Mustafa Nawaz Shafqat, Ambreen Alamdar, Mudassar Khan, Nadeem Ali y Syed Ali Musstjab Akber Shah 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
- Anderson, A. 1973. *The Cactus Wren*. Tucson, AZ: University of Arizona Press.
- Ansara-Ross, T. M.; Ross, M. J.; Wepener, V. 2013. The use of feathers in monitoring bioaccumulation of metals and metalloids in the South African endangered African grass-owl (*Tyto capensis*). *Ecotoxicology*, 22(6), 1072-1083.
- Armstrup S.C., Trent L.M.D, y Manly B.F. (eds). 2005. Handbook of capture-recapture analysis. Princeton University Press 336 pp.
- Begoña-Jimenez, Rodríguez-Estrella, R., Merino, R., Gómez., G., Rivera. L., González, M.J., Abad, E. y Rivera, J. 2005. Results and evaluation of first study of organochlorine contaminants (PCDDs, PCDFs, PCBs and DDTs), heavy metals and metalloids in birds from Baja California, México. *Environ Poll.* 133, 139-146
- Beyer, W. N., Franson, J. C., French, J. B., May, T., Rattner, B. A., Shearn-Bochsler, V. I., y Mosby, D. 2013. Toxic exposure of songbirds to lead in the Southeast Missouri Lead Mining District. *Arch. Environ. Cont. Tox.* 65(3), 598-610.
- Bize, P., Roulin, A. y Richner, H. 2002. Covariation between egg size and rearing condition determines off spring quality: an experiment with the alpine swift. *Oecologia*, 132 (2):231-234
- Blakbern, A.A. 2003. Accumulation and migration of trace elements along trophic chains in ecosystems of the Chatkal Biosphere Reserve (the Wertern Tien Shan, Uzbekistan). *Russian Journal of Ecology*. 34(1) 68-71 Translate from Ekologiya 1, 72-76
- Burger J. y Gochfeld M. 1995. Biomonitoring heavy metals in the Pacific Basin using avian feathers. *Environ Toxicol Chem* 14:1233-1239
- Burger, J. 2013. Temporal trends (1989–2011) in levels of mercury and other heavy metals in feathers of fledgling great egrets nesting in Barnegat Bay, NJ. *Environ Res* 122 11–17
- Burger, J. y M Gochfeld. 2000. Age differences in the blood of Herring (*Larus argentatus*) and Frankling (*Larusa pipixcan*) Gulls. *Arch Environ Con Tox* 33: 436 – 440.
- Burger, J., Gochfeld, M., Sullivan, K. y Irons, D. 2007. Mercury, arsenic, cadmium, chromium lead, and selenium in feathers of pigeon guillemots (*Cepphus columba*) from Prince William Sound and the Aleutian Islands of Alaska. *Sci Total Environ* 387 175–184
- Burger, J., Gochfeld, M., Sullivan, K., Irons, D., y McKnight, A. 2008. Arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury, and selenium in feathers of Black-legged Kittiwake (*Rissa tridactyla*) and Black Oystercatcher (*Haematopus bachmani*) from Prince William Sound, Alaska. *Sci Total Environ* 398 20– 25
- Burnham, K.P., y Anderson, D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach (2nd ed). New York: Springer-Verlag.

- Castro-Larragoitia, J., U.Kramer y H. Puchelt. 1997. 200 Years of mining activities at La Paz / San Luis Potosí / Mexico – Consequences for environment and geochemical exploration. *J Geochem Explor* 58: 81 – 91.
- Chapa Vargas, L., J. J. Mejía-Saavedra, K. Monzalvo Santos y F. Puebla Olivares. 2010. Blood lead concentrations in wild birds from a polluted mining region at Villa de la Paz San Luis Potosi Mexico. *J Environ Sci Heal A*. 45: 90-98.
- Cid, F.D., Gática-Sosa, C., Antón, R.I. y Caviedes-Vidal, E. 2009. Contamination of heavy metals in birds from Embalse La Florida (San Luis, Argentina). *J Environ Monitor* 11, 2044-2051
- Dauwe, L. Bervoets, R. Blust y M. Eens, 2002. Tissue Levels of Lead in Experimentally Exposed Zebra Finches (*Taeniopygia guttata*) with Particular Attention on the Use of Feathers as Biomonitors. *Arch Environ Con Tox* 42 (1), 88–92. <https://doi.org/10.1007/s002440010295>
- Dauwea, T., Janssens, E., Kempenaers, B. y Eens, M. 2004. The effect of heavy metal exposure on egg size, eggshell thickness and number of spermatozoa in blue tit *Parus caeruleus* eggs. *Environ. Pollut.*, 129: 125-129
- Ek, K.H., Morrison, G.M. Lindberg, P. y Rauch, S. 2004. Comparative tissue distribution of metals in birds in Sweden using ICP-MS and laser ablation ICP-MS. *Arch Environ Contam Toxicol* 47, 259-269
- Espinosa-Reyes, G., González-Mille, D.J., Ilizaliturri-Hernández, C.A., Mejía-Saavedra, J., Cilia-López, V.G., Costilla-Salazar, R. y Díaz-Barriga, F. 2014. Effect of Mining Activities in Biotic Communities of Villa de la Paz, San Luis Potosi, Mexico. *BioMed Research International* Volume 2014, Article ID 165046, 13 pages
- Friend, M. y J. C Franson editores. 1999. Manual de campo para enfermedades de fauna Silvestre-Procesamientos generales de campo y enfermedades. *Estudios geológicos de EUA-División de recursos biológicos*. 424 pp.
- Furness, R. W.; Greenwood, J.J.; Jarris, D. J. 1993. Can birds be used to monitor the environment? In: Furness, R. W.; Greenwood, J. J. (Eds.). *Birds as monitors of environmental change*. Springer Science & Business Media.
- Goodyear and McNeill. 1999. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macro-invertebrates of different feeding guilds: a review. *Sci Total Environ* 229. 1-19
- Gorree, M., Tamis, W.L.M., Traas, T.P. y Elbers, M.A. 1995. BIOMAG: sa model for biomagnifications in terrestrial food chains. The case of cadmium in the Kempen, The Netherlands. *Sci Total Environ*. 168(3), 215-223
- Heikens, A., Peijnenburg, W.J.G.M. y Hendriks, A.J. 2001. Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates. *Environ Poll* 113(3), 385-393.
- Hermoso de Mendoza, H., Soler Rodríguez, F., Hernández Moreno, D., Gallego Rodríguez, M.E., López Beceiro, A. y Pérez López, M. 2006. Estudio comparativo del nivel hepático de metales pesados y metaloides en aves rapaces diurnas de Galicia y Extremadura. *Toxicol* 23, 138-145
- Hobbelen, P.H.F., Koolhass, J.E. y Van Gestel, C.A.M. 2006. Bioaccumulation of heavy metals in the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa* in relation to total and available metal concentrations in field soils. *Environ Poll*. 144(2) 639-646.

- Hoffman, D.J., Heinz, G.H., Sileo, L., Audet, D.J., Campbell, J.K. y LeCaptain, L.J., 2000. Developmental toxicity of lead-contaminated sediment to mallard ducklings. *Arch Environ Con Tox* 39, 221–232.
- Jasso-Pineda Y. G. Espinosa-Reyes, y D. Gonzalez-Mille, 2007. “An integrated health risk assessment approach to the study of mining sites contaminated with arsenic and lead,” *Integr Environ Assess Manag*, 3(3) 344–350.
- Kaufman, K. 2001. *Lives of North American Birds*. Houghton Mifflin Harcourt; 1St Edition.
- Llacuna, S., Gorriz, A., Riera, M. y Nadal, J. 1995. Effects of air pollution on hematological parameters in passerine birds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 31, 148-152.
- Machado-Estrada, J. Calderon, R. Moreno-Sánchez, and J. S. Rodriguez-Zavala, 2013. Accumulation of arsenic, lead, copper, and zinc, and synthesis of phytochelatins by indigenous plants of a mining impacted area. *Environ Sci Pollut Res.*20(6) 3946–3955.
- McCarthy, T. 2000 “Cactus Wren” *Campylorhynchus brunneicapillus*. [http://www.gf.state.az.us/frames/fishwild/idx\\_ngam.htm](http://www.gf.state.az.us/frames/fishwild/idx_ngam.htm).
- Mora, A.M., J. Rouke, S.J. Sferra, y K King. 2003. Environmental contaminants in surrogate birds and insects inhabiting Southwestern Willow Flycatcher habitat in Arizona. *Stud Avian Biol* 26: 168 – 176.
- Notten, M.J.M., Oosthoek, A.J.P, Rozema, J. y Aerts, R. 2005. Heavy metals concentrations in a soil-plant-snail food chain along a terrestrial soil pollution gradient. *Environ Poll.* 138 (1) 178-190
- Pérez-López, M., Hermoso de Mendoza, M., López Beceiro, A. y Soler Rodríguez, F. 2005. Heavy metal (Cd, Pb, Zn) and metalloid (As) content in raptor species from Galicia (NW Spain). *Ecotox Environ Saf* 70 154–162.
- Ping, Z., Z. Huling y S. Wensheng. 2009. Biotransfer of heavy metals along a soil-plant-insect-chicken food chain: Field study. *J Environ Sci* 21849–853.
- Prince, S-P-M-, Senthilkumar, P. y Subburam, V. 2001. Mulberry-Silkworm food chain – A templet to assess heavy metal mobility in terrestrial ecosystems. *Environ Monit Assess.* 69(3), 231-238.
- R Development Core Team. R. 2013. *A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Razo, I.; Carrizales, L.; Castro, J.; Díaz-Barriga, F. y Monroy, M. 2004. Arsenic and heavy metal pollution of soil, water, and sediments in a semiarid climate mining area in Mexico. *Water Air Soil Poll.* 152, 129–152.
- Ricklefs, R., F. Hainswor. 1968. Temperature dependent behavior of Cactus Wren. *Ecology*, 49: 277-278.
- Robinson E.G., and Bolen W. 2003. *Wildlife Ecology and Management*. 5<sup>th</sup> edition.
- Spahn, S.A., y T.W. Sherry. 1999. Cadmium and Lead exposure associated with (*Egretta caerulea*) in south Luisiana Wetlands. *Arch Environ Con Tox* 37: 377 – 384.
- Torres, K.C y Johnson, M.L. 2001. Bioaccumulation of metals in plants, arthropods, and mice at a seasonal wetland. *Environ Toxicol Chem*, 20(11), 2617–2626.



- Tsipoura, N., Burger, J., Feltes, R., Yacabucci, J., Mizrahi, D., Jeitner, C. y Gochfeld, M. 2008. Metal concentrations in three species of passerine birds breeding in the Hackensack Meadowlands of New Jersey. *Environ Res* 107 218–228.
- Van Straalen, N.M., Butovsky, R.O., Pokarzhevskii, A.D. y Zaitsev, A.S. 2001. Metal concentrations in soil and invertebrates in the vicinity of a metallurgical factory near Tula (Russia). *Pedobiologia*. 45(5), 451-466
- White, G. 2004. MARK: A program for analyzing recapture data of marked individuals, version 4.0. Colorado State University. [www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent](http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent)  
[www.ecology.uq.edu.au/marxan.htm](http://www.ecology.uq.edu.au/marxan.htm)

## CAPITULO 4. HEMOSPORIDIOS EN AVES PASERIFORMES DE ZONAS SEMI-ÁRIDAS DE MÉXICO: EFECTOS DE LA PRESENCIA DE ELEMENTOS TÓXICOS ORIGINADOS POR ACTIVIDAD MINERA

### I. Introducción

Aunque se sabe que la presencia de elementos tóxicos en zonas mineras tiene repercusiones importantes sobre la biota residente, causando efectos negativos sobre los organismos, poco se conoce acerca de cómo la exposición a metales influye sobre las relaciones interespecíficas (parasitismo, comensalismo, mutualismo, etc). Las relaciones de parasitismo son de gran importancia en los ecosistemas debido a que los parásitos influyen sobre aspectos de parámetros poblacionales tales como el éxito reproductivo, supervivencia, etc. (Belo *et al.*, 2012). En consecuencia, las interacciones entre las aves y los parásitos haemosporidios se han convertido en un modelo de las relaciones hospedero-parásito en la ecología, la conservación y la gestión de vertebrados (Braga *et al.*, 2011; Deviche *et al.*, 2005).

Los parásitos haemosporidios (Sporozoa: Haemosporida) son un grupo cosmopolita de protistas que parasitan anfibios, reptiles, aves y mamíferos, utilizando 17 géneros de insectos dípteros (Insecta: Diptera) como vectores (Valkiūnas, 2004; Braga *et al.*, 2011). Las especies de parásitos que infectan a las aves pertenecen a los géneros *Plasmodium*, transmitidos por mosquitos de la familia *Culicidae*; *Haemoproteus*, transmitidos por moscas de la familia *Hippoboscidae* y el género *Culicoides* spp y *Leucocytozoon*, transmitidos por moscas de la familia *Simuliidae* (Valkiūnas, 2004). Estos parásitos se multiplican como clones haploides en el hospedero aviar, infectando las células rojas de la sangre y otros tejidos, mientras que su reproducción sexual se lleva a cabo en el intestino del vector invertebrado (Valkiūnas, 2004).

Cuando las aves están expuestas a un estrés momentáneo (agudo) su respuesta fisiológica se considera adaptativa debido a que dirige la energía hacia funciones que maximizan su supervivencia y pospone aquellas que no son prioritarias (Von Holst, 1998; Ellis *et al.*, 2012). Por otro lado, al verse sometidas a estrés crónico, los efectos negativos como: depresión del sistema inmune, inhibición de la reproducción, mayor susceptibilidad a enfermedades y cambios en su conducta empiezan a suscitarse (Munck *et al.*, 1984; Ferin, 1999; Ellis *et al.*, 2012).

La respuesta fisiológica es la reacción que se produce en el organismo ante los estímulos estresores. Ante una situación de estrés, el organismo tiene una serie de reacciones fisiológicas que pueden ser medidas de diversas maneras. Para el caso particular de exposición a metales, existen diversos métodos que permiten determinar los efectos adversos a distintos niveles. Algunos ejemplos de biomarcadores comúnmente utilizados son las Metalotioneinas y el ALAD (para el caso específico de Pb) que evalúan respuestas a nivel celular y de exposición, pero no de efecto; alteraciones a nivel fisiológico a través de las Porfirinas, que si son biomarcadores de efecto pero son pruebas destructivas y, otra técnica ampliamente utilizada consiste en evaluar el daño al ADN, a través del ensayo cometa (Lee y Steinert, 2003; Ruíz Saucedo, 2006; Dhawan *et al.*, 2009). A pesar de que los biomarcadores arriba mencionados son muy útiles, el presente estudio evaluó los posibles efectos de los metales provenientes de la actividad minera haciendo uso de otros métodos que han sido utilizados en vertebrados para evaluar el estrés, como es el caso de la relación Heterófilos – Leucocitos (H:L) (Davis, 2008a).

El índice H:L se utiliza debido a que existe una relación entre estos leucocitos y los niveles de glucocorticoides (Gupta *et al.*, 2007), hormonas que se producen como mecanismos de respuesta a factores causantes de estrés.

Los heterófilos son fagocitos primarios que proliferan en la circulación como respuesta a infecciones, inflamaciones y al estrés, mientras que los linfocitos tienen una variedad de funciones inmunológicas, como la producción de inmunoglobulinas y la modulación de la respuesta inmune (Davis *et al.*, 2008a). La relación H:L será mayor a medida que se eleve la intensidad del estrés fisiológico que puede ser causado por agentes externos tales como la degradación del hábitat o la exposición a niveles elevados de metales. Aunque la relación entre H:L no está relacionada directamente con la presencia de tóxicos como los metales en los sitios mineros, en este trabajo suponemos que los tóxicos pueden ser uno de los factores de estrés más importantes en los sitios estudiados.

Es importante estimar los efectos de los metales pesados a nivel de la población en organismos que habitan en ambientes expuestos a estos contaminantes. Los estudios de metales en aves paseriformes que habitan cerca de las zonas mineras son escasos (Chapa-Vargas *et al.*, 2010; Lemus, 2017). Por lo tanto, en este capítulo se evalúa la relación entre la concentración de metales pesados (As, Pb, Cd y Sb) en plumas de aves con el parámetro H:L con el fin de determinar si la presencia de metales en las aves afecta la relación de leucocitos en los organismos, lo que podría indicar que los metales son causantes de estrés en las aves. Adicionalmente se evalúa si existe una relación entre el estado del sistema inmune de los organismos (medido a través de la relación H:L) con la prevalencia y la parasitemia de hemosporidios en las tres especies de aves paserinas residentes de la zona semiáridas del Altiplano Potosino que forman parte del estudio.

### **Área de estudio**

La región de estudio se encuentra ubicada dentro del Altiplano Potosino, en el Municipio de Charcas donde desde hace más de 400 años se tiene registro de actividad minera (SGM, 2005). El ambiente de toda la región es semiárido, con especies propias de la región (*Prosopis sp*, *Larrea tridentata*, *Yucca spp*, y gran

variedad de cactáceas) (Rzedowski, 2005). El área de estudio se detalla más específicamente en el capítulo 1.

Se muestrearon 3 sitios de estudio: Guadalupe Victoria que es el sitio que no presenta actividad minera, Presa Santa Gertrudis que tiene registro de minería histórica y Charcas que presenta actividad minera desde hace 400 años (SGM, 2005) y que actualmente sigue siendo explotado para la extracción de Zn a gran escala, y Pb, Cu, Cd, Ag y Au en menores proporciones. En cada lugar de estudio se muestrearon dos sitios representativos con diferente nivel de degradación del hábitat: sitios con moderado grado de disturbio (Izotal) donde la especie dominante es *Yucca spp* y sitios con perturbación antropogénica (poblados).

## **Materiales y Métodos**

Para la captura de aves se utilizaron redes de niebla que permanecieron abiertas desde el amanecer hasta la puesta del sol durante 3 días consecutivos. Para mayores detalles, consultar el capítulo 1, en la sección de Métodos.

Una vez que se tomaron las medidas morfométricas y demás datos necesarios (ver capítulo 1, sección de Métodos), se realizó la punción en la vena yugular con ayuda de jeringas para insulina. Una parte de la muestra se guardó en tubos Eppendorf y una parte se utilizó para realizar frotis de capa delgada (Valkiūnas, 2004; Santiago-Alarcón y Carbó-Ramírez, 2015). Se colocó una gotita de sangre sobre un portaobjetos y con la ayuda de otro portaobjetos se expandió la sangre para hacer el frotis. Posteriormente se dejaron secar a la sombra y fueron fijados en metanol al 100%.

Los frotis fueron teñidos con colorante de Giemsa y se analizaron en microscopio con resolución 100x. Se contaron alrededor de 10 000 células rojas para determinar la presencia e intensidad de parasitismo por parásitos sanguíneos (prevalencia y parasitemia) y se contaron 100 células blancas para determinar el ratio H:L (Davis, 2008a). En total se analizaron 71 muestras de individuos de las 3 especies.

### **Análisis estadísticos**

Se realizaron comparaciones de las concentraciones de Pb, As y Sb en plumas entre 1) niveles de exposición, los cuales incluyeron no expuesto (GV) vs exposición intermedia (PSG) vs exposición elevada (CH), y 2) aves parasitadas vs no parasitadas. Para estos análisis se emplearon análisis de varianza de una vía utilizando la distribución normal.

Adicionalmente se analizó el efecto combinado de las concentraciones de cada uno de los metales en plumas de aves sobre la prevalencia utilizando modelos lineales generalizados para distribución binomial, empleando la función de unión "logit", y sobre la parasitemia empleando la distribución binomial negativa. Se generó un modelo global con todas las variables explicativas, y a partir de este modelo se generaron modelos con diferentes combinaciones de las variables antes mencionadas utilizando el paquete "R" y la biblioteca "MuMin". Para estos análisis también se utilizó el paquete "R" y la biblioteca "arm" para estandarizar las variables explicativas de acuerdo con Gelman *et al.* (2008). A partir de estos modelos, se llevó a cabo una selección de modelos e inferencia multimodelos utilizando el promedio natural como lo sugieren Grueber *et al.* (2011).

Para cada parámetro se calcularon los intervalos de confianza y se obtuvieron los valores de importancia relativa y de significancia estadística (P). Estos procedimientos se llevaron a cabo con base en las recomendaciones de Grueber *et al.* (2011) y Burham y Anderson (2002). Se utilizó el criterio de información Akaike para tamaños de muestra pequeños ( $AIC_c$ ) y pesos de Akaike ( $w_i$ ) para evaluar el

soporte a favor de cada uno de los modelos lineales generalizados. Para evaluar el ajuste del modelo global de prevalencia se empleó la prueba de bondad de ajuste Hosmer-Lemeshow.

Las estimaciones de parámetros promediados y sus errores estándar fueron utilizadas para graficar los valores esperados de las variables de respuesta para diferentes valores de cada uno de los predictores que tuvieron un valor de importancia relativa alto. Los modelos lineales generalizados, selección de modelos, promediación de parámetros y las predicciones se llevaron a cabo utilizando el programa R (R Development Core Team R, 2011). Se llevó a cabo un análisis para cada especie de ave por separado.

## **Resultados y Discusión**

Se analizó la prevalencia y parasitemia en individuos de las tres especies de aves que contempla el presente trabajo y se relacionó a estos parámetros con la concentración de metales provenientes de actividades mineras, con la finalidad de establecer alguna relación entre ambos factores. Los resultados se muestran de manera detallada a continuación.

### **Parasitemia**

*Campylorhynchus brunneicapillus*: ninguna de las 16 muestras correspondientes a la matraca común estuvo infectada por parásitos haemosporidios. Las concentraciones de Pb y As en muestras de plumas de *C. brunneicapillus* fueron significativamente mayores en sitios con exposición alta en comparación con los sitios con exposición intermedia y baja ( $P < 0.0001$  y  $0.0017$  para Pb, y  $0.0001$ , y  $0.055$  para As; Figuras 29 y 30). Por otro lado, no se registraron diferencias en las concentraciones de Sb entre sitios ( $P = 0.27$ ).

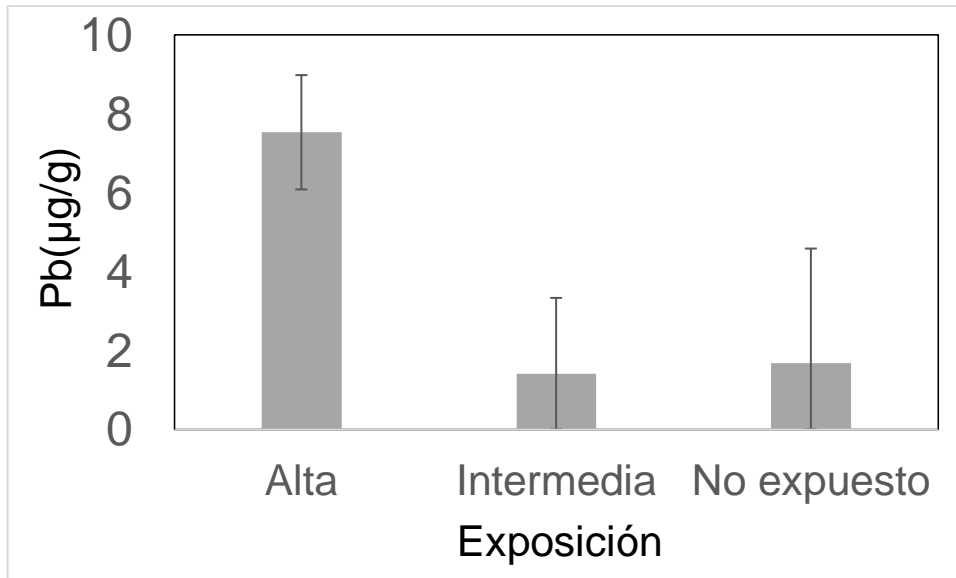


Figura 29. Concentraciones de Pb en muestras de plumas de *C. brunneicapillus* de acuerdo al grado de exposición del sitio.

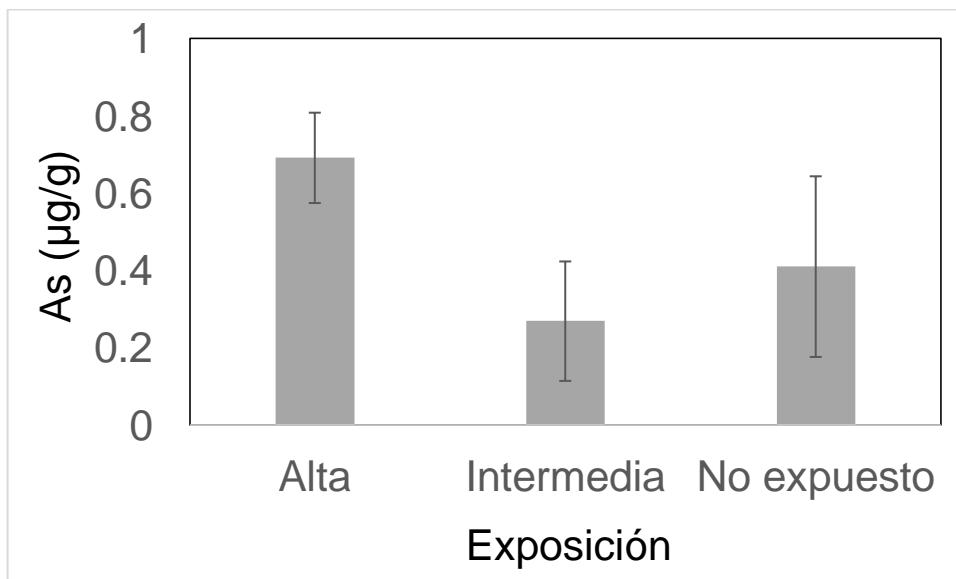


Figura 30. Concentraciones de As en muestras de plumas de *C. brunneicapillus* de acuerdo al grado de exposición del sitio.

De las 32 muestras de *Melozone fusca*, ocho estuvieron parasitadas por haemosporidios. Para esta especie no se encontraron diferencias significativas en



las concentraciones de Pb, As y Sb entre individuos parasitados y no parasitados ( $P=0.38$ ,  $0.95$  y  $0.32$ , respectivamente). Las concentraciones de Pb en plumas fueron significativamente mayores en los sitios con exposición elevada en comparación con los sitios de exposición intermedia y sitios no expuestos ( $P=0.0013$ , y  $0.013$ , respectivamente, Figuras 31 y 32), mientras que para las concentraciones de As en plumas no se registraron diferencias significativas entre tipos de sitios ( $P=0.47$ ).

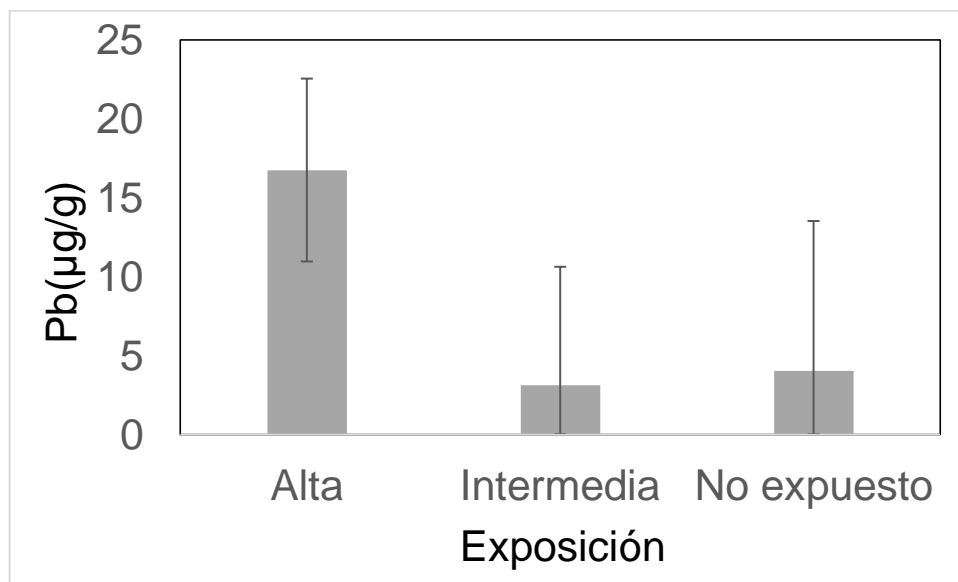


Figura 31. Concentraciones de Pb en plumas de *Melospiza fusca* de acuerdo al grado de exposición del sitio.

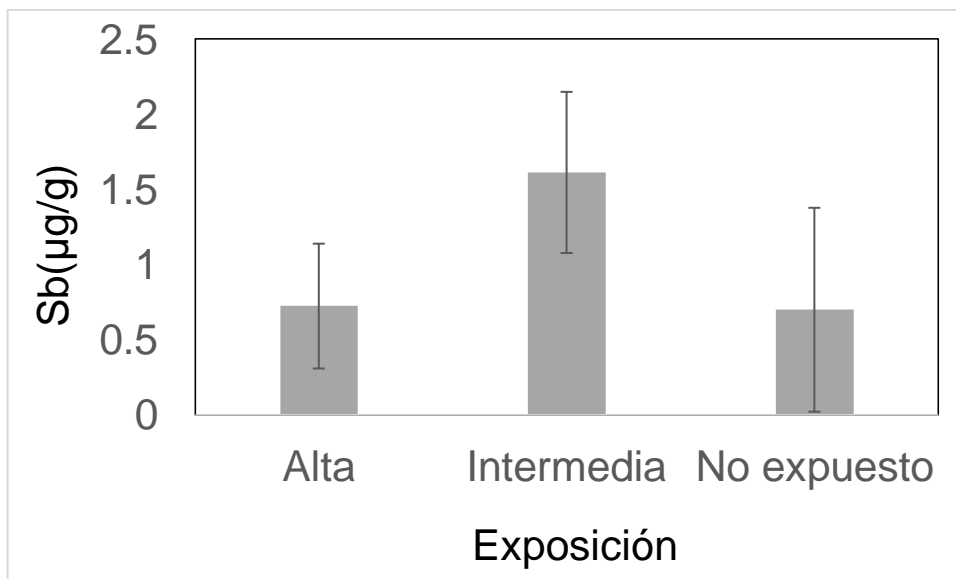


Figura 32. Concentraciones de Sb en plumas de *Melospiza fusca* de acuerdo al grado de exposición del sitio.

### **Prevalencia**

En cuanto a la prevalencia, el modelo global se ajustó de manera satisfactoria a los datos ( $X^2=9.047$ ,  $P=0.338$ ). El modelo nulo sin variables explicativas fue el que recibió mayor soporte por parte de los datos. Sin embargo, dos modelos adicionales, uno con Sb y otro con Pb como variables explicativas recibieron soporte por parte de los datos equivalente al modelo mejor soportado ( $\Delta AICc < 2$ , Tabla 13). Con base en los parámetros promediados y sus errores estándar (Tabla 14), la prevalencia disminuyó conforme incrementaron las concentraciones de Sb en las plumas de esta especie (Figura 33). Por otro lado, la prevalencia incrementó a medida que incrementó la concentración de Pb en plumas de esta especie (Figura 34).

Tabla 13. Comparación de modelos lineales generalizados que explican la variación en prevalencia de haemosporidios en muestras de sangre de *Melozone fusca*. Únicamente se muestran modelos con soporte equivalente al modelo mejor soportado ( $\Delta AICc \leq 2$ ). k=número de parámetros en cada modelo, logLik=logaritmo de la función de verosimilitud (poder explicativo de cada modelo=, AICc=Criterio de información de Akaike para tamaños de muestra pequeños,  $\Delta AICc$  =diferencias de Akaike (diferencias en el valor de Akaike entre cada modelo y el modelo mejor soportado,  $w_i$ =pesos de Akaike.

Modelo	k	logLik	AICc	$\Delta AICc$	$w_i$
Nulo	1	-17.702	37.5	0	0.498
Sb	2	-17.15	38.7	1.19	0.275
Pb	2	-17.341	39.1	1.57	0.227

Tabla 14. Parámetros promediados y pesados a través de los modelos, errores estándar, valores de importancia para cada parámetro, y valor de significancia para cada una de las variables que explican la variación en prevalencia por parásitos haemosporidios en *Melozone fusca*.

Parámetro	Estimado	EE	Importancia	P
Intercepto	-1.0737	0.4175		0.0136
Sb	-0.9073	0.8892	0.28	0.3281
Pb	0.6515	0.7594	0.23	0.411

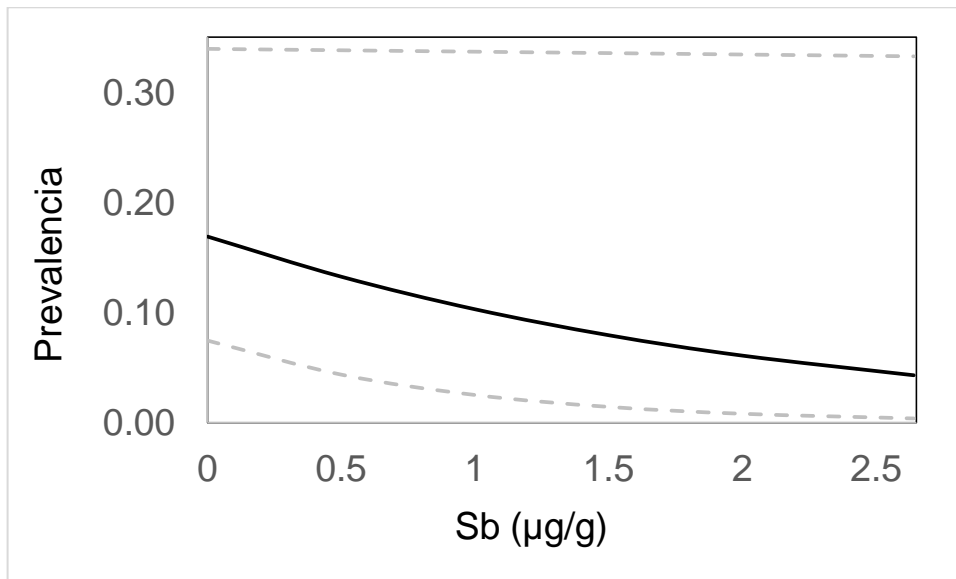


Figura 33. Efecto de la concentración de Sb sobre la prevalencia de parásitos haemosporidios en *Melozone fusca*. Las líneas punteadas representan intervalos de confianza del 95%.

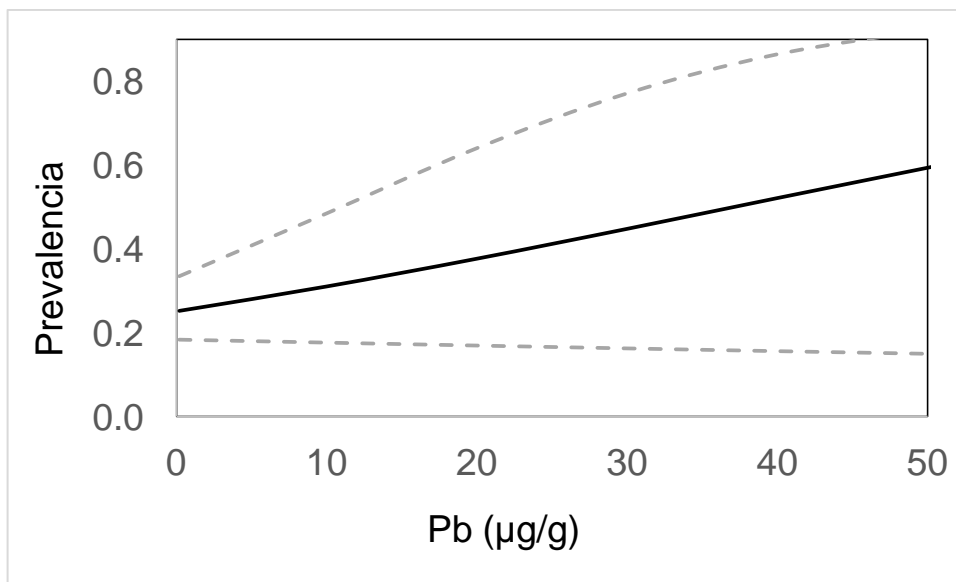


Figura 34. Efecto de la concentración de Pb sobre la prevalencia de parásitos haemosporidios en *Melozone fusca*. Las líneas punteadas representan intervalos de confianza del 95%.

El modelo de parasitemia con mejor soporte fue el modelo nulo, sin embargo, dos modelos adicionales, uno con hábitat, y otro con Sb como única variable explicativa, recibieron soporte por parte de los datos equivalente al modelo de mayor soporte (Tabla 15). De acuerdo a los parámetros promediados, la parasitemia fue ligeramente mayor en izotales en comparación con poblados (Figura 35), y disminuyó a medida que la concentración de Sb incrementó (Figura 36).

Tabla 15. Comparación de modelos lineales generalizados que explican la variación en parasitemia por parásitos haemosporidios en muestras de sangre de *Melozone fusca*. Únicamente se muestran modelos con soporte equivalente al modelo mejor soportado ( $\Delta AICc \leq 2$ ). Abreviaciones como en la Tabla 13.

Modelo	k	logLik	AICc	$\Delta AICc$	wi
Nulo	1	-36.941	76.5	0	0.525
Hábitat	2	-35.569	77.5	0.99	0.32
Sb	2	-36.297	79	2.44	0.155

Tabla 16. Parámetros promediados y pesados a través de los modelos, errores estándar, valores de importancia para cada parámetro, y valor de significancia para cada una de las variables que explican la variación en parasitemia por parásitos haemosporidios en *Melozone fusca*.

Parámetro	Estimado	EE	Importancia	P
Intercept	3.5344	0.4468		2.00E-16
Hábitat Poblado	-1.3376	0.7354	0.32	0.145
Sb	-1.0874	1.2117	0.15	0.472

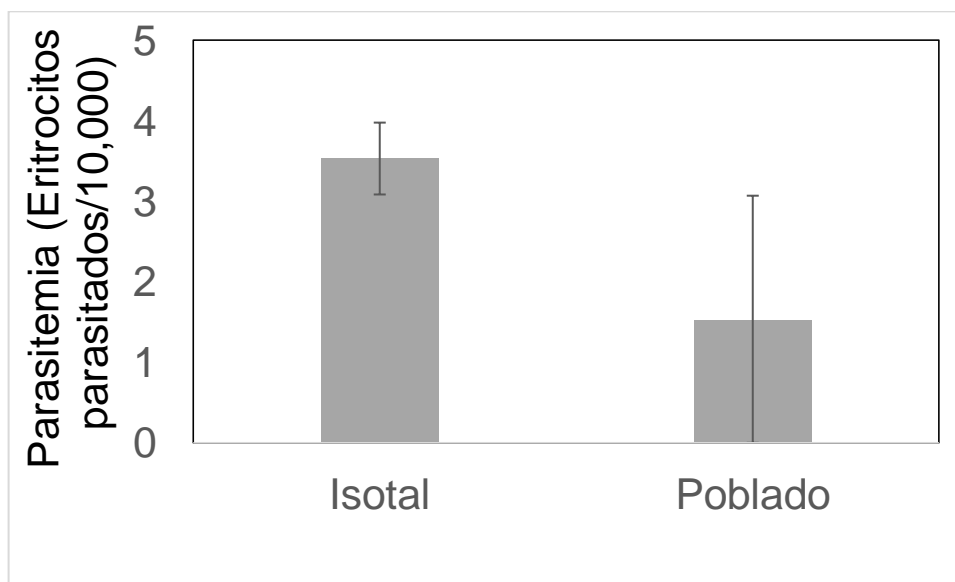


Figura 35. Parasitemia por parásitos haemosporidios en izotales vs poblados en *Melozone fusca*. Las barras de error representan intervalos de confianza de 95%.

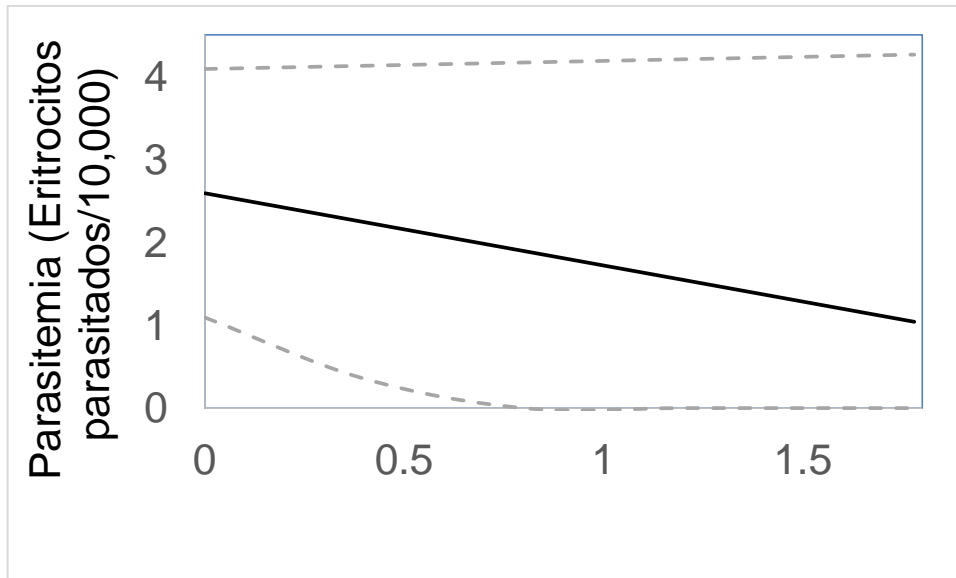


Figura 36. Efecto de la concentración de Sb sobre la parasitemia por parásitos haemosporidios en *Melozone fusca*. Las líneas punteadas representan intervalos de confianza del 95%

Cuatro de las 21 muestras del *Toxostoma curvirostre* estuvieron parasitadas por haemosporidios. Para esta especie, las concentraciones de Pb y As fueron significativamente mayores en sitios con exposición alta en comparación con los sitios con exposición intermedia y baja ( $P < 0.0001$  para todos los casos, figuras 37 y 38). Por otro lado, no se registraron diferencias en las concentraciones de Sb entre sitios ( $P = 0.44$ ).

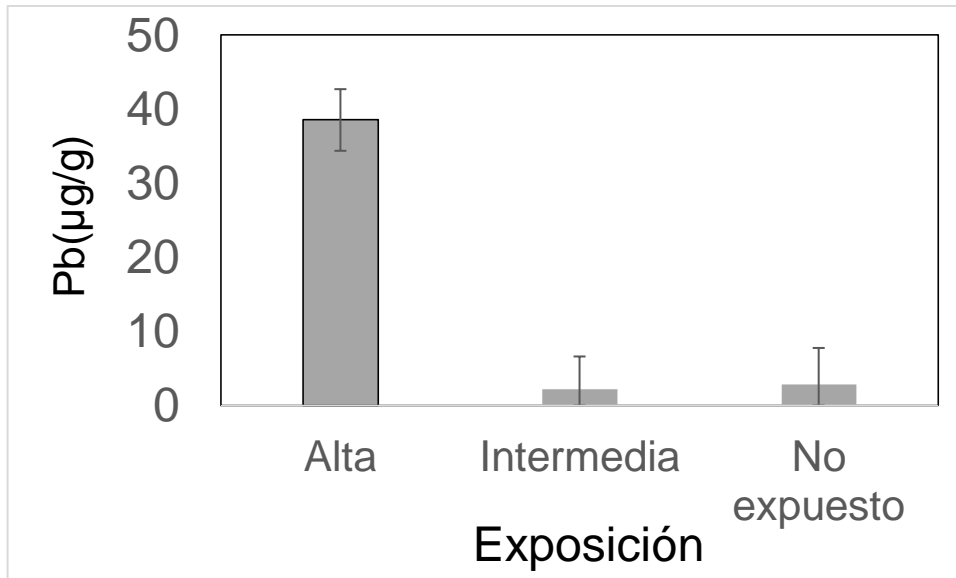


Figura 37. Concentraciones de Pb en plumas de *Toxostoma curvirostre* de acuerdo al grado de exposición del sitio.

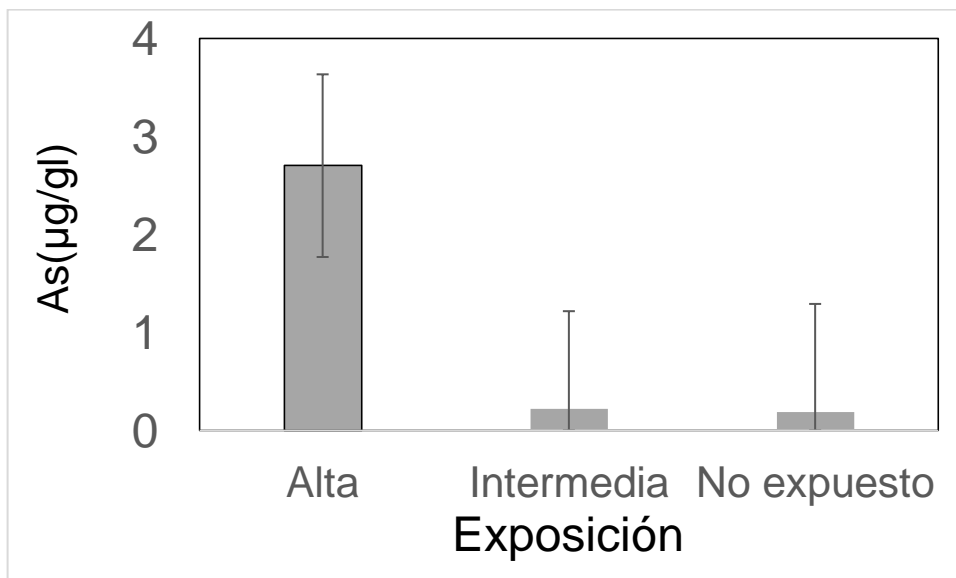


Figura 38. Concentraciones de As en plumas de *Toxostoma curvirostre* de acuerdo al grado de exposición del sitio.

Para *T. curvirostre*, no se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de Pb, As y Sb entre aves parasitadas y no parasitadas de esta

especie ( $P=0.35$ ,  $0.33$  y  $0.29$ , respectivamente). Finalmente, debido la proporción reducida de individuos de esta especie que fueron parasitados, el tamaño de muestra fue insuficiente para realizar inferencias relacionadas con el efecto de las variables independientes sobre la probabilidad de parasitismo y parasitemia.

Con respecto a las concentraciones de Heterófilos y Linfocitos, los resultados obtenidos revelaron un incremento en el radio H:L en los sitios que presentan altas concentraciones de Pb, As y Sb (Charcas Izotal, Charcas Poblado y Presa Santa Gertrudis Poblado). Los valores más elevados para cada especie fueron los registrados en los dos sitios de Charcas, los cuáles son considerados como los más contaminados por su cercanía a la mina actualmente en operación. Los resultados sugieren que la presencia de metales tiene un efecto estresante en las aves residentes de esos sitios (tabla 17). Debido al tamaño de muestra reducido, no fue posible llevar a cabo comparaciones de las proporciones H:L entre sitios con diferentes concentraciones de metales. Sin embargo la tendencia es presumiblemente significativa desde el punto de vista biológico.

Tabla 17. Análisis del índice H:L por especie y por sitio. Con asterisco se marcan los tres sitios con elevados valores de Arsénico, Plomo y Antimonio. CHI= Charcas Izotal, CHP= Charcas Poblado, GVI= Guadalupe Victoria

Especie	CHI*	CHP*	GVI	GVP	PSGI	PSGP*
<i>C.brunneicapillus</i>	0.43	NV	0.10	0.17	0.36	0.38
<i>M.fusca</i>	0.46	0.51	0.22	0.25	0.39	0.40
<i>T.curvirostre</i>	0.89	0.50	0.28	0.38	0.29	0.68

Son pocos los estudios (Lemus, 2017) que evalúan el efecto de metales pesados sobre prevalencia y parasitemia por parásitos haemosporidios, y ningún estudio ha evaluado este problema en zonas áridas, por lo que este estudio es muy importante, ya que es una de las primeras evidencias de este tipo de efectos en aves. Los valores de prevalencia y parasitemia que fluctúan entre el 0 y el 25% que se reportan en el presente estudio se encuentran dentro de los rangos típicos



previamente reportados para zonas áridas en la región (Ham-Dueñas *et al.*, 2017, Reinoso-Pérez *et al.*, 2016). Por otro lado, para otras zonas áridas se han reportado valores de prevalencia mayores, hasta del 80% para algunas especies en sitios como Venezuela (Belo *et al.*, 2012) y Arizona (Deviche *et al.*, 2005, Fokidis *et al.*, 2008). Sin embargo estos últimos autores también reportan prevalencias del 0% para algunas especies, lo cual muestra que las prevalencias en zonas áridas son altamente variables, y por lo tanto los valores aquí reportados son consistentes con el conocimiento que se tiene para aves en zonas áridas en el continente.

Nuestros resultados difieren a lo que originalmente se esperaba, ya que la hipótesis original suponía que con el incremento en las concentraciones de metales en plumas de aves, incrementaría la prevalencia y parasitemia. Sin embargo, en la mayoría de los casos se encontró una tendencia opuesta. Este resultado puede deberse a que probablemente los vectores y/o parásitos también pueden verse afectados negativamente por los metales, resultando así en un efecto que consiste en la disminución de la prevalencia a medida que incrementa la concentración de metales debido a una posible baja en el tamaño poblacional de los vectores. Es necesario desarrollar más estudios al respecto mediante el muestreo de poblaciones de vectores en sitios con diferentes niveles de exposición a metales pesados. Además, debido a que el efecto simultáneo de distintos metales hace difícil evaluar de manera individual el efecto de cada uno de los metales, también es necesario llevar a cabo estudios experimentales que expongan tanto a vectores como a parásitos, a distintos niveles de cada uno de los metales de manera individual, y combinaciones de concentraciones de los mismos. Por otro lado, los resultados correspondientes a las proporciones de heterófilos y linfocitos sugieren que las concentraciones elevadas de metales afectan negativamente al desempeño inmunológico de las aves aumentando su estrés ecológico. Este resultado constituye evidencia adicional a favor de que los metales actúan de manera negativa tanto en aves, como en los parásitos y en los vectores.

Los metales representan factores de estrés que pueden alterar el sistema el inmune y por ello los individuos serían más vulnerables a la infestación de parásitos, por ejemplo. Todas esas condiciones causantes de estrés pueden ocasionar daños al sistema inmunológico y jugar un papel importante en la parasitemia de los organismos. Por ejemplo, un mecanismo de respuesta a estímulos de estrés en las aves es la activación de un factor neurohormonal que genera el hipotálamo y secreta corticosterona (Rivier y Rivest, 1991). Sin embargo, pueden convertirse en problema cuando se encuentran en niveles altos de estrés durante un periodo sostenido de tiempo, al actuar como supresor del sistema inmune cuando el estrés se convierte en crónico (Ellis *et al.*, 2012). Por lo tanto, es importante señalar que la parasitemia que se documenta en este trabajo puede deberse no solo a la presencia de metales, sino a una variedad de factores que deberán ser estudiados a mayor profundidad en futuras investigaciones.

## **Conclusiones**

La exposición a metales afecta negativamente al desempeño inmunológico de las aves. Sin embargo, esta disminución en el desempeño inmunológico no se correlaciona con una mayor parasitemia, al contrario, el incremento en los metales disminuye la parasitemia, debido presumiblemente a efectos negativos sobre los mismos parásitos. De manera similar, una mayor exposición a metales se relaciona con menores valores de prevalencia, lo cual muy probablemente se relaciona con efectos negativos sobre las poblaciones de vectores dípteros,

## **Perspectivas**

Los resultados del presente estudio hacen suponer que los efectos de la exposición a metales son negativos tanto en aves como en parásitos y en vectores. Surgen nuevas necesidades de investigación, ya que no se cuenta con evidencia directa de los efectos negativos de los metales sobre vectores y parásitos. Es

posible evaluar los efectos sobre las poblaciones de vectores de manera relativamente sencilla en el campo, utilizando esfuerzos de muestreo similares entre sitios con diferentes niveles de exposición mediante el uso de trampas con atrayentes específicos para dípteros (CO<sub>2</sub> y luz). Este trabajo, sin embargo, requiere de la colaboración con expertos taxónomos para este complejo grupo de insectos, y en México existen muy pocos especialistas en el área. Sin embargo, mediante un esfuerzo sustancial sería posible llevar a cabo tal tipo de estudio. Por otro lado, también se podrían llevar a cabo estudios experimentales como los ya mencionados anteriormente. Finalmente, debido a que las enfermedades transmitidas por haemosporidios son enfermedades infecciosas, y por lo tanto los efectos pueden ser complejos, como los encontrados en el presente estudio, debido a efectos combinados en diferentes organismos involucrados en las relaciones interespecíficas. Otro tipo de pregunta que surge es la relacionada con los efectos de la exposición sobre enfermedades no infecciosas. Debido a que el estrés ecológico es mayor en sitios con alta exposición, tal y como se documentó en el presente estudio, entonces una hipótesis plausible es que la capacidad de combatir a enfermedades no infecciosas en aves expuestas a altos niveles de metales, es menor que en aves con ligera o nula exposición a los mismos. Esta línea de investigación sin duda es prometedora.

## LITERATURA CITADA

- Beadell JS, Gering E, Austin J, Dumbacher JP, Peirce MA, Pratt TK, *et al.* Prevalence and differential host-specificity of two avian blood parasite genera in the Australo-Papuan region. *Mol Ecol*.13:3829–44.
- Belo NO, Rodríguez-Ferraro A, Braga EM, Ricklefs RE. Diversity of avian haemosporidians in arid zones of northern Venezuela. *Parasitology*. 2012; 139:1021–8.
- Braga ÉM, Silveira P, Belo NO, Valkiūnas G. Recent advances in the study of avian malaria: An overview with an emphasis on the distribution of Plasmodium spp. in Brazil. *Mem Inst Oswaldo Cruz*. 2011; 106:3–11.
- Burnham KP, y Anderson DR. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach (2nd ed).
- Chapa Vargas, L., J. J. Mejia-Saavedra, K. Monzalvo Santos y F. Puebla Olivares. 2010. Blood lead concentrations in wild birds from a polluted mining region at Villa de la Paz San Luis Potosi Mexico. *J Environ Sci Heal A*. 45: 90-98.
- Davis, A.K., Maney, D.L. y Maerz, J.C. 2008b. Review. The use of leukocyte profiles to measure stress in vertebrates: a review for ecologists. *Funct Ecol* 22, 760–772.
- Davis, A.K. y Maerz, J.C. 2008a. Comparison of hematological stress indicators in recently captured and captive paedomorphic mole salamanders, *Ambystoma talpoideum*. *Copeia* (3) 613-617.
- Deviche P, McGraw K, y Greiner E.C. 2005. Interspecific differences in hematozoan infection in Sonoran desert Aimophila sparrows. *J Wildl Dis*. 41,532–41.
- Ellis R.D., McWhorter T.J., y Maron M. 2012. Integrating landscape ecology and conservation physiology. *Landsc Ecol*. 27(1) 1–12.
- Ferin, M. 1999. Stress and the Reproductive Cycle. *The Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism*, Volume 84, Issue 6, 1 June 1999, Pages 1768–1774.
- Lee, R.F. y Steinert, S. 2003. Use of the single cell gel electrophoresis/comet assay for detecting DNA damage in aquatic (marine and freshwater) animals. *Mutation Research* 544, 43-64.
- Fokidis, H. B., E. C. Greiner y P. Deviche. 2008. Interspecific variation in avian blood parasites and hematology associated with urbanization in a desert habitat. *J Avian Biol*. 39: 300-310.
- Grueber, C.E., Nakagawa, S., Laws, R. J. y Jamieson, I. G. 2011. Multimodel inference in ecology and evolution: challenges and solutions. *J Evolution Biol*. 24, 699–711
- Ham-Dueñas, G., Chapa-Vargas, L., Stracey, C.M. y Huber-Sannwald, E. 2017. Haemosporidian Prevalence and Parasitaemia in the Black-Throated parrot (*Amphispiza bilineata*) in Central-Mexican Dryland Habitats. *Parasitol Res*. 116 (9) 2527–2537
- Lemus, K.I. 2017 Efecto remanente de la industria minera en comunidades de aves de bosque templado del Estado de Michoacán, México. Tesis de Maestría, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

- R Development Core Team. R. 2013. *A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Reinoso-Pérez MT, Canales-Delgadillo JC, Chapa-Vargas L, Riego-Ruiz L (2016) Haemosporidian parasite prevalence, parasitemia, and diversity in three resident bird species at a shrubland dominated landscape of the Mexican highland plateau. *Parasit Vectors* 9:307. doi: 10.1186/s13071-016-1569-3
- Ricklefs, R., F. Hainswor. 1968. Temperature dependent behavior of Cactus Wren. *Ecology*, 49: 277-278.
- Rivier, C. and Riviers, S. 1991. Effect of stress on the activity of the hypothalamic-pituitary-gonadal axis; peripheral and central mechanisms. *Biol. Reprod.* 45:523-532.
- Rzedowski J. Vegetación del estado de San Luis Potosí. *Acta Cient Potosina*. 1966;5:1–291.
- Santiago-Alarcon D, Carbó-Ramírez P (2015) Parásitos Sanguíneos De Malaria Y Géneros Relacionados (Orden: Haemosporida) En Aves De México: Recomendaciones Metodológicas Para Campo Y Laboratorio. *Ornitol Neotrop* 26:59–77
- Servicio Geológico Mexicano. 2005. Inventario físico de los recursos minerales del Municipio de Charcas, S.L.P. Gobierno del Estado de San Luis Potosí. Secretaría de Desarrollo
- Valkiūnas, G. 2004. *Avian malaria parasites and other haemosporidia*. CRC press.
- Von Holst, 1998; The Concept of Stress and Its Relevance for Animal Behavior. *Adv Stud Behav*. Volume 27, Pages 1-131.

Anexo 1. Criterios de inclusión para seleccionar especies que funcionarán como biomonitores en sitios contaminados de México. PRONAME.

Distribución		
Restringida 1		Amplia 5
Identificación		
Difícil 1	Regular 3	Fácil 5
Captura		
Difícil 1	Regular 3	Fácil 5
Biología general		
Poco Documentada 1	Medianamente documentada 3	Bien Documentada 5
Nivel trófico		
Productor Secundario 1	Consumidor Primario 3	Consumidor Secundario 5
PROY-NOM-059-SEMARNAT-2008		
Si 1		No 5
Antecedentes Ecotoxicológicos		
Nada 1	Poco 3	Mucho 5
Área de actividad		
Amplia 1	Regular 3	Reducida 5
Talla		
Chica 1	Mediana 3	Grande 5
Importancia de la especie		
Económica Si                  No	Cultural Si                  No	Científica Si                  No
Carisma		
Nada 1	Poco 3	Mucho 5

Anexo 2. Listado de las especies capturadas durante el muestreo (2014-2016)

<b>Especie</b>	<b>Familia</b>
<i>Cardinalis sinuatus</i>	Cardinalidae
<i>Passerina caerulea</i>	Cardinalidae
<i>Passerina cyanea</i>	Cardinalidae
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	Cardinalidae
<i>Columbina inca</i>	Columbidae
<i>Zanaida asiatica</i>	Columbidae
<i>Zenaida macroura</i>	Columbidae
<i>Aphelocoma coerulescens</i>	Corvidae
<i>Aimophila cassini</i>	Emberizidae
<i>Aimophila ruficeps</i>	Emberizidae
<i>Amphispiza bilineata</i>	Emberizidae
<i>Chondestes grammacus</i>	Emberizidae
<i>Melospiza lincolni</i>	Emberizidae
<i>Melospiza fusca</i>	Emberizidae
<i>poocetes gramineus</i>	Emberizidae
<i>Spizella pallida</i>	Emberizidae
<i>Spizella passerina</i>	Emberizidae
<i>Spizella wortheni</i>	Emberizidae
<i>Haemorhous mexicanus</i>	Fringillidae
<i>Spinus psaltria</i>	Fringillidae
<i>Hirundo rustica</i>	Hirundinidae
<i>Icterus bullockii</i>	Icteridae
<i>Icterus cucullatus</i>	Icteridae
<i>Icterus graduacauda</i>	Icteridae
<i>Icterus parisorum</i>	Icteridae
<i>Icterus wagleri</i>	Icteridae
<i>Molothrus aeneus</i>	Icteridae
<i>Molothrus ater</i>	Icteridae
<i>Molothrus aeneus</i>	Icteridae
<i>Quiscalus mexicanus</i>	Icteridae
<i>Lanius ludovicianus</i>	Laniidae
<i>Mimus polyglottos</i>	Mimidae
<i>Toxostoma crissale</i>	Mimidae
<i>Toxostoma curvirostre</i>	Mimidae
<i>Setophaga coronata</i>	Parulidae

Anexo 2. Continuación Listado de las especies capturadas durante el muestreo  
(2014-2016)

<i>Vermivora celata</i>	Parulidae
<i>Vermivora ruficapilla</i>	Parulidae
<i>Willsonia pusilla</i>	Parulidae
<i>Icteria virens</i>	Parulidae
<i>Passer domesticus</i>	Passeridae
<i>Colaptes auratus</i>	Picidae
<i>Melanerpes aurifrons</i>	Picidae
<i>Picoides scalaris</i>	Picidae
<i>sphyrapicus nuchalis</i>	Picidae
<i>Sphyrapicus varius</i>	Picidae
<i>Polioptila caerulea</i>	Poliptilidae
<i>Phainopepla nitens</i>	Ptiliogonatidae
<i>Regulus calendula</i>	Regulidae
<i>Auriparus flaviceps</i>	Remizidae
<i>Athene cucularia</i>	Strigidae
<i>Salpinctes obsoletus</i>	Troglodytidae
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	Troglodytidae
<i>Catherpes mexicanus</i>	Troglodytidae
<i>Thryomanes bewickii</i>	Troglodytidae
<i>Sialia mexicana</i>	Turdidae
<i>Sialia sialis</i>	Turdidae
<i>Empidonax wrightii</i>	Tyrannidae
<i>Myiarchus cinerascens</i>	Tyrannidae
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Tyrannidae
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Tyrannidae
<i>Sayornis nigricans</i>	Tyrannidae
<i>Tyrannus vociferans</i>	Tyrannidae
<i>Sayornis saya</i>	Tyrannidae
<i>Tyrannus verticalis</i>	Tyrannidae