CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS ESENCIALES Y NO ESENCIALES EN TEJIDOS DE LOBOS MARINOS DE CALIFORNIA (*Zalophus californianus*) Y SU RELACIÓN CON VARIABLES INTRÍNSECAS Y EXTRÍNSECAS EN COLONIAS SELECTAS DEL GOLFO DE CALIFORNIA.

T E S I S

Que para obtener el grado de

Doctora en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales
(Orientación en Biología Marina)

P r e s e n t a

Taryn Elizabeth Symon

La Paz, Baja California Sur, julio de 2025.

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 14:00 horas del día 25 del mes de junio del 2025, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Concentraciones de Elementos Esenciales y No Esenciales en Tejidos de Lobos Marinos de California (*Zalophus californianus*) y su Relación con Variables Intrínsecas y Extrínsecas en Colonias Selectas del Golfo de California"

Presentada por el alumno:

Taryn Elizabeth Symon

Aspirante al Grado de DOCTORA EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Biología Marina**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA

Dra. Tania Zenteno Savín (Co-Directora de Tesis)

Dra. Daniela Murillo Cisneros (Co-Directora de Tesis)

Dra. Claudia J. Hernández Camacho (Co-Tutor)

Dr. Todd M. O'Hara (Co-Tutor)

Dr. José Pablo Vázquez Medina (Co-Tutor)

Dra. Alejandra Nieto Garibay,
Directora de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos

La Paz, Baja California Sur, a 01 de julio de 2025.

Los miembros del comité de tesis del (la) estudiante Taryn Elizabeth Symon del Programa de Doctorado en Ciencias en el uso, manejo y preservación de los recursos naturales, revisamos el contenido de la tesis y otorgamos el Vo.Bo. dado que la tesis no representa un plagio de otro documento como lo muestra el reporte de similitud realizado:

- Herramienta antiplagio: iThenticate
- Filtros utilizados: -Bibliografía, -Texto citado -Texto mencionado -Coincidencias menores (menos de 8 palabras)
- Porcentajes de similitud: 10%

Se muestra captura de pantalla

Co-Directores

Dra. Tania Zenteno Savín

Dra. Daniela A. Murillo Cisneros

Estudiante

Taryn Elizabeth Symon

Personal técnico de asesoría en el análisis

Ana María Talamantes Cota

Conformación de Comités

Comité Tutorial

Dra. Tania Zenteno Savín
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Directora de Tesis

Dra. Daniela Alejandra Murillo Cisneros
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Directora de Tesis

Dra. Claudia Janetl Hernández Camacho
Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional
Co-Tutora de Tesis

Dr. Todd Michael O'Hara
University of Texas A&M
Co-Tutor de Tesis

Dr. José Pablo Vázquez Medina
University of California, Berkeley
Co-Tutor de Tesis

Comité Revisor de Tesis

Dra. Tania Zenteno Savín
Dra. Daniela Alejandra Murillo Cisneros
Dra. Claudia Janetl Hernández Camacho
Dr. Todd Michael O'Hara
Dr. José Pablo Vázquez Medina

Jurado de Examen

Dra. Tania Zenteno Savín
Dra. Daniela Alejandra Murillo Cisneros
Dra. Claudia Janetl Hernández Camacho
Dr. Todd Michael O'Hara
Dr. José Pablo Vázquez Medina

Suplentes

Dr. Ramón Gaxiola Robles
Dr. Ilie Sava Racotta Dimitrov

Resumen

Los lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) están expuestos a elemento esenciales y no esenciales que, a concentraciones fuera del rango optimo o elevadas, respectivamente, pueden afectar su salud. En el Golfo de California, México, pocos estudios han evaluado las concentraciones de múltiples elementos en tejidos de lobos marinos de California y la influencia de variables biológicas y ecológicas sobre dichas concentraciones. Sin embargo, la relación entre estos elementos y los indicadores de salud no ha sido explorada hasta ahora. El objetivo de este estudio fue evaluar las concentraciones de varios elementos esenciales y no esenciales, la ecología trófica mediante el análisis de isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) en lanugo (pelaje fetal), y los indicadores de estrés oxidativo en tejidos de crías de lobos marinos de California recolectadas en colonias seleccionadas dentro del Golfo de California. Asimismo, se determinó cómo las variables intrínsecas y extrínsecas influyeron en dichas concentraciones (sexo, longitud, los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$, año, colonia) e indicadores de estrés oxidativo (tipo de tejido). Se colectaron muestras de lanugo de crías de Los Cantiles, Granito (2014 a 2018), y Los Islotes (2014 a 2018 y 2021 a 2023), y tejidos internos de crías encontradas muertas (2021 a 2024) en Los Islotes). Se analizaron las concentraciones de mercurio ([Hg]) y los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en todas las muestras de lanugo (base de datos históricas), mientras que se determinó las concentraciones de varios elementos esenciales y no esenciales, incluyendo el selenio ([Se]), únicamente en muestras recolectadas entre 2021 a 2023 de la colonia de Los Islotes (base de datos de Los Islotes 2021-2024). En la base de datos de Los Islote 2021-2024, se observaron dos agrupaciones de elementos con correlaciones positivas a lo largo de los años: 1) manganeso (Mn) y hierro (Fe); y 2) calcio (Ca), cadmio (Cd), magnesio (Mg) y estroncio (Sr). El año, sexo, y longitud corporal influyeron significativamente en las concentraciones de varios elementos, como la [Ca], [Cd], [Hg], [Se], y [Sr]. El $\delta^{13}C$ fue un factor que explico positivamente la [Hg] y fósforo ([P]) y negativamente la [Se]. Con la excepción de un individuo (de 34 crías) en 2021, todas las crías tuvieron una proporción molar Se:Hg en lanugo > 1. Las concentraciones de los elementos en los tejidos internos, sus asociaciones, la proporción molar Se:Hg (> 1 en todos los casos), y los indicadores de estrés oxidativo variaron por tejido. Las [Cu], [Fe], [Hg], [Mn], y [Zn] fueron significativamente mayor en el hígado en comparación con el músculo. En la base de datos histórica, el año y la colonia influyeron significativamente en las [Hg] y los valores de $\delta^{15}N$, y $\delta^{13}C$ en el lanugo. La [Hg] y los valores del $\delta^{13}C$ mostraron un gradiente norte al sur, con valores significativamente más altos en las crías de Los Cantiles y Granito en comparación con Los Islotes; los valores de $\delta^{15}N$ fue significativamente más altos en las crías de Granito en comparación con Los Cantiles. Bajo la perspectiva de la salud de los pinnípedos, la mayoría de las crías tuvieron una concentración de [Hg] en lanugo clasificada como de riesgo bajo a medio de preocupación toxicológica en todos los años y colonias; las crías de Los Cantiles y Granito tuvieron mayor probabilidad de tener una [Hg] > 10 ppm en 2014 y 2015 en comparación con crías de Los Islotes en los mismos años. Los resultados sugieren que las crías de lobo marino de California de Los Islotes pueden tener una protección adecuada de Se contra el Hg. Sin embargo, los impactos fisiológicos de las concentraciones e interacciones de varios elementos esenciales y no esenciales en la salud y supervivencia de los individuos pertenecientes a esta etapa ontogenética vulnerable son desconocidos. Las variaciones espaciales y temporales en las concentraciones de elementos, incluyendo la existencia de un gradiente norte-sur en las [Hg], y la ecología trófica resaltan la necesidad de un monitoreo continuo de estas poblaciones y de determinar cómo las variables

biológicas, ecológicas, y químicas pueden impactar la salud y viabilidad de los lobos marinos de California dentro de un Golfo de California en constante cambio.

Palabras clave: Ecotoxicología, elementos trazos, mamíferos marinos, Una Salud
ORCID de la estudiante- 0000-0003-2917-4525

Vo. Bo. Co-Directoras de Tesis

Dra. Tania Zenteno Savín

Dra. Daniela A. Murillo Cisneros

Summary

California sea lions (*Zalophus californianus*) are exposed to essential and non-essential elements that can affect their health at optimal or elevated concentrations, respectively. In the Gulf of California, Mexico, few studies have evaluated the concentrations of multiple elements in California sea lion tissues and the influence of biological and ecological variables on these concentrations. However, until now, the relationship between these elements and health indicators has not been explored. The objective of this study was to evaluate the concentrations of various essential and nonessential elements, the trophic ecology through the analysis of the stable isotopes of carbon ($\delta^{13}C$) and nitrogen ($\delta^{15}N$) in lanugo (fetal hair), and the indicators of oxidative stress in the tissues of California sea lion pups collected at select colonies within the Gulf of California. Similarly, the influence of intrinsic and extrinsic variables on these concentrations (sex, length, $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ values, year, colony) and the indicators of oxidative stress indicators (tissue type) were determined. Lanugo samples were collected from pups from Los Cantiles, Granito (2014 to 2018), and Los Islotes (2014 to 2018 and 2021 to 2023), and internal tissues from found dead pups (2021 to 2024) from Los Islotes. Mercury concentrations ([Hg]) and the $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ values were analyzed in all lanugo samples (historical database), while the concentrations of various essential and non-essential elements, including selenium ([Se]), were determined only in samples collected between 2021 and 2023 from Los Islotes (Los Islotes 2021-2024 database). In the Los Islotes 2021-2024 database, two groupings of positively correlated elements were observed in all years: 1) manganese (Mn) and iron (Fe); and 2) calcium (Ca), cadmium (Cd), magnesium (Mg), and strontium (Sr). Year, sex, and body length significantly influenced the concentrations of various elements, such as [Ca], [Cd], [Hg], [Se], and [Sr]. The $\delta^{13}C$ was a factor that positively explained [Hg] and phosphorus ([P]) and negatively explained [Se]. With the exception of one individual (of 34 pups) in 2021, all pups had a molar Se:Hg ratio in lanugo > 1. The concentrations of elements in internal tissues, their associations, the Se:Hg molar ratios (> 1 in all cases), and the indicators of oxidative stress varied by tissue. The [Cu], [Fe], [Hg], [Mn], and [Zn] were significantly higher in the liver compared to the muscle. In the historical database, year and colony significantly influenced [Hg] concentrations and the $\delta^{15}N$ and $\delta^{13}C$ values in lanugo. The [Hg] and $\delta^{13}C$ values showed a north-south gradient, with significantly higher values in pups from Los Cantiles and Granito compared to Los Islotes; $\delta^{15}N$ values were significantly higher in pups from Granito compared to Los Cantiles. Under the pinniped health perspective, most pups had a lanugo [Hg] classified as low to medium risk of toxicological concern across all years and colonies; pups from Los Cantiles and Granito were more likely to have a [Hg] > 10 ppm in 2014 and 2015 compared to pups from Los Islotes in the same years. The results suggest that California sea lion pups from Los Islotes may have adequate Se protection against Hg. However, the physiological impacts of the concentrations and interactions of various essential and nonessential elements on the health and survival of individuals belonging to this vulnerable ontogenetic stage are unknown. Spatial and temporal variations in element concentrations, including the existence of a north-south gradient in [Hg], and trophic ecology highlight the need for continuous monitoring of these populations and to determine how biological, ecological, and chemical variables can impact the health and viability of California sea lions within a constantly changing Gulf of California.

Keywords: Ecotoxicology, marine mammals, One Health, trace elements
ORCID of the student- 0000-0003-2917-4525

Vo. Bo. Co-Directoras de Tesis

Dra. Tania Zenteno Savín

Dra. Daniela A. Murillo Cisneros

Dedicatoria

To those who believed in me the most.

Agradecimientos

Gracias a CONAHCyT-SECIHTI por la beca otorgada (número: **802788**; CVU: **922584**) y al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., por la oportunidad de realizar mis estudios de doctorado y por el apoyo institucional otorgada, así como a la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos y a su personal la Mtra. Osvelia Ibarra Morales, Tania Verónica Núñez Valdez, Adriana Teresa Franzoni García , Lic. Raquel Herrera Vega, Ing. Horacio Sandoval Gómez, y a Susana Luna García por todo su apoyo y paciencia.

Gracias a Tania, Hanny, Claudia, José Pablo, and Todd por su paciencia, amistad, apoyo, y disposición para ayudarme en cada paso durante los últimos años. Gracias a todos por ayudarme a ser una mejor científica.

Gracias a todas las personas que apoyaron en la recolección de muestras (los miembros del Laboratorio de Ecología de Pinnípedos, los miembros del Laboratorio de Estrés Oxidativo, y a los miembros de CONANP). Gracias a todas las personas que apoyaron en el procesamiento y análisis de las muestras (IBQ. Orlando Lugo Lugo (y por tu paciencia y amistad), M. en C. Roberto Hernández Hererra, Dra. J. Hiney, Dr. R.J. Taylor, y Dr. C.A. Rosado Berrios).

This research was supported in part by a Small Grant in Aid of Research from the Society for Marine Mammalogy with funds provided by Dolphin Quest, Quelonia Limited, and private donors from the society.

Thank you to all of my friends for helping me through this journey. Love you guys.

Thank you to my parents and husband. I wish that I had the words to tell you how much your never-ending love and support throughout all these crazy adventures means to me. Thank you for inspiring me and believing in me. I couldn´t have done this without you. I love you all.

Contenido

Resumen ..... **i**
Summary ..... **iii**
Dedicatoria ..... **v**
Agradecimientos ..... **vi**
Contenido ..... **vii**
Lista de figuras ..... **x**
Lista de tablas ..... **xiv**
Lista de abreviaturas ..... **xvi**
Lista de definiciones ..... **xviii**
1. INTRODUCCIÓN **1**
2. ANTECEDENTES **12**
2.1 Análisis de las concentraciones de mercurio y selenio, e isótopos estables de carbono y nitrógeno en los tejidos de lobos marinos de California en el Golfo de California 12
2.2 Análisis de las concentraciones de otros elementos en los tejidos de lobos marinos de California en el Golfo de California 15
2.3 Análisis de los indicadores de estrés oxidativo en relación con las concentraciones de mercurio y selenio en los tejidos de pinnípedos 16
3. JUSTIFICACIÓN **18**
4. HIPOTESIS **20**
5. OBJETIVOS **21**
5.1 Objetivo general 21
5.2 Objetivos particulares 21
6. MATERIAL Y MÉTODOS **22**
6.1 Colecta de muestras de lobos marinos de California 22
6.1.1 Lanugo 22
6.1.2 Tejidos internos 24
6.2 Preparación de las muestras 27
6.2.1 Tejidos internos 27
6.2.2 Lanugo 27
6.3 Análisis de la concentración de mercurio 28
6.4 Análisis de la concentración de otros elementos 29
6.5 Determinación de la proporción molar selenio a mercurio 32
6.6 Determinación del índice de condición corporal (ICC) 33
6.7 Umbrales de preocupación toxicológica 34
6.8 Determinación de los isótopos estables 35
6.9 Análisis de los indicadores de estrés oxidativo 36
6.9.1 Tasa de producción de radical superóxido ($O_2^{\bullet -}$) 36
6.9.2 Actividad de antioxidantes enzimáticos 37
6.9.3 Daño oxidativo a lípidos y proteínas 39
6.9.4 Proteínas totales 40
6.10 Análisis estadístico 40
6.10.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024 41
6.10.1.1 Tejidos internos 41

6.10.1.2 Lanugo....42
6.10.2 Base de datos histórica....43
7. RESULTADOS....45
7.1 Isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$)....45
7.1.1 Lanugo....45
7.2 Concentraciones de elementos esenciales y no esenciales....47
7.2.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024....47
7.2.1.1 Tejidos internos....47
7.2.1.2 Lanugo....50
7.2.2 Base de datos histórica....54
7.3 Asociaciones entre elementos esenciales y no esenciales....56
7.3.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024....56
7.3.1.1 Tejidos internos....56
7.3.1.2 Lanugo....58
7.4 Variables que influyen en las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales....60
7.4.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024....60
7.4.1.1 Tejidos internos....60
7.4.1.2 Lanugo....61
7.4.2 Base de datos históricas....70
7.5 Proporción molar selenio a mercurio....78
7.5.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024....78
7.5.1.1 Tejidos internos....78
7.5.1.2 Lanugo....79
7.6 Umbrales de preocupación toxicológico....81
7.6.1 Base Histórica....81
7.7 Índice de condición corporal....92
7.8 Indicadores de estrés oxidativo en tejidos internos y su relación con las concentraciones de mercurio y selenio....94
7.8.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024....94
8. DISCUSIÓN....102
8.1 Concentraciones de elementos esenciales y no esenciales....102
8.1.1 Lanugo....102
8.2 Factores que influyen en las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales 105
8.2.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024....105
8.2.1.1 Tejidos internos....105
8.2.1.2 Lanugo....108
8.2.2 Base de datos histórica....116
8.3 Interacciones entre elementos esenciales y no esenciales....120
8.3.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024....120
8.3.1.1 Lanugo....120
8.4 Indicadores de estrés oxidativo en tejidos internos y su relación con las concentraciones de mercurio y selenio....121
8.4.1 Tasa de producción de radical superóxido ($O_2^{\bullet -}$)....122
8.4.2 Actividad de antioxidantes enzimáticos....125
8.4.3 Daño oxidativo a tejidos....128

9. CONCLUSIONES 131
10. LITERATURA CITADA 133
11. ANEXOS 154
Anexo A. Concentraciones de mercurio ([Hg]; partes por millón (ppm) peso seco) y los isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$; por mil (‰)) en el lanugo de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muestreados en Los Islotes, Los Cantiles, y Granito de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023 en la población general (G) y, cuando posible, separado por sexo (hembras (H); machos (M)). El tamaño de muestra se presenta después del grupo entre paréntesis. Los resultados se presentan como el promedio ± desviación estándar (DE), la mediana, y los valores mínimos (min) a máximos (max). 154
Anexo B. Concentraciones de elementos esenciales y no esenciales en los tejidos internos de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muertas recolectadas de 2021 a 2023 en Los Islotes. Los resultados (partes por millón (ppm) de peso húmedo), se presentan como el promedio ± desviación estándar (DE), el tamaño de muestra (n), la mediana, y los valores mínimos (min) a máximos (max). 156
Anexo C. Concentraciones de elementos esenciales y no esenciales en muestras de lanugo de crías de lobos marino de California (*Zalophus californianus*) recolectadas de 2021 a 2023 en Los Islotes separadas por grupo (G: general; H: hembras; M: machos) y año. Los resultados se presentan como el promedio ± desviación estándar (DE), la mediana, y los valores mínimos (min) a máximos (max). 158
Anexo D. Concentraciones de elementos esenciales y no esenciales en lanugo, pelo, y vibrisa en pinnípedos. Los resultados se expresan como promedio ± desviación estándar (DE), mediana, y valores mínimos (min) a máximos (max). Las unidades fueron reportadas en microgramos por gramo ($\mu g\ g^{-1}$) o miligramos por kilogramo ($mg\ kg^{-1}$), los cuales son iguales a los partes por millón (ppm). 163
Anexo E. Isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$; por mil (‰)) y nitrógeno ($\delta^{15}N$; ‰) lanugo, pelo, y vibrisa en pinnípedos. Los resultados se expresan como promedio ± desviación estándar (DE), mediana, y mínimo (min) a máximo (max). 186
Anexo F. Resultados para el análisis de los indicadores de estrés oxidativo, incluyendo la tasa de producción de radical superóxido ($O_2^{\bullet -}$), las actividades (unidades (U) mg^{-1} proteína) de superóxido dismutasa (SOD), glutatión peroxidasa (GPx), catalasa (CAT), glutatión reductasa (GR), y glutatión S-transferasa (GST), y daño oxidativo a lípidos (sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico; TBARS) y proteínas (carbonilos proteicos; CP) en tejidos internos de pinnípedos. Los resultados se expresan como promedio ± desviación estándar (DE), y/o como mediana. Las unidades convertidas representan una aproximación de valores para poder comparar resultados. 194
Anexo G. Artículo publicado.-Mercury and selenium concentrations in lanugo of free-ranging California se lions in the southern Gulf of California, México. 206
Anexo H. Articulo sometido.-Drivers of essential and non-essential element concentrations in California Sea Lion (*Zalophus californianus*) lanugo at Los Islotes, México: One Health Implications. 218

Lista de figuras

Figura 1. Representación de algunos mecanismos naturales (incendios, tormentas, y erupciones volcánicas), y antropogénicos (la minería) de liberación de mercurio inorgánico (Hg) al ambiente. Tras su liberación, el Hg puede entrar en los cuerpos de agua (líneas de puntos negros) donde las bacterias metiladoras (representadas dentro del círculo rojo) pueden metilar el Hg inorgánico (Hg_I) a Hg orgánico, incluyendo el monometilmercurio ($MeHg^+$). El Hg tiene la capacidad de biomagnificarse (flechas negras y tamaño del texto en relación con el nivel trófico (TL)) y de bioacumularse (flechas rojas) a través de interacciones tróficas. Los isotopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}N$) y carbono ($\delta^{13}C$) pueden ser utilizados como herramientas para rastrear el flujo de Hg entre los niveles tróficos y entre ambientes costeros y pelágicos (P), respectivamente. 2
Figura 2. La exposición al mercurio (Hg) puede resultar en su bioacumulación (aumenta con el tiempo en el mismo organismo) y biomagnificación (aumenta con el nivel trófico). Figura modificada de Symon *et al.* (2024). 3
Figura 3. Sitios del muestreo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) en Granito (punto verde), Los Cantiles (punto morado), y Los Islotes (punto rojo) dentro del Golfo de California en Baja California Sur (BCS), México. Mapa modificado de Symon *et al*. (2023).....9
Figura 4. Los isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$; por mil (‰)) en el lanugo de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muestreados en Los Islotes, Los Cantiles, y Granito entre 2014 a 2018 y 2021 a 2023. 46
Figura 5. Las concentraciones ([ ]) de elementos esenciales y no esenciales en muestras de a) músculo (n = 10), b) riñón (n = 5), c) hígado (n = 6), d) cerebro (n = 6), y e) corazón (n = 4) de crías muertas de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas entre 2021 y 2023 de Los Islotes. Los resultados se presentan en partes por millón (ppm) de peso húmedo en escala logarítmica natural (log_{10}). Los elementos están organizados de menor a mayor concentración; cada color representa un elemento específico.....50
Figura 6. Las concentraciones ([ ]) de elementos esenciales y no esenciales en muestras de lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas entre 2021 y 2023 en Los Islotes. Los resultados se presentan en partes por millón (ppm) peso seco en una escala logarítmica natural (log_{10}). 51
Figura 7. Las concentraciones ([ ]) de elementos esenciales y no esenciales, separadas por sexo, en muestras de lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas entre 2021 y 2023 en Los Islotes. Los resultados se presentan en partes por millón (ppm) peso seco en una escala logarítmica natural (log_{10}).....53
Figura 8. La concentración de mercurio ([Hg]) en muestras de lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas en las colonias de Granito, Los Cantiles, y Los Islotes de 2014 a 2018 y en Los Islotes de 2021 a 2023. Las líneas negras sólidas y discontinuas indican la mediana y el promedio, respectivamente, de cada grupo. Las líneas discontinuas de colores se utilizan para indicar los umbrales de preocupación toxicológicos. En relación con la perspectiva de la exposición humana: < 1 partes por millón (ppm; aguamarina y abajo) indica el grupo de bajo riesgo, 1-5 ppm (aguamarina a azul) indica el grupo de medio riesgo, y > 5 ppm (azul y arriba) indica el grupo de alto riesgo. En relación con la perspectiva de la salud de los pinnípedos: < 10 ppm (verde y abajo) indica el grupo de bajo riesgo, 10-20 ppm (verde a amarillo) indica el grupo de medio riesgo, > 20 ppm (amarillo a rojo) indica el grupo de alto riesgo, y > 30

ppm (rojo y superior) indica el grupo de muy alto riesgo. La significancia ($p < 0.05$) entre colonias por año se indica por una *.....55
Figura 9. Análisis de componentes principales mostrando los primeros dos componentes principales (PC) para elementos esenciales y no esenciales en muestras de a) músculo (n = 10), b) hígado (n = 6), c) riñón (n = 5), d) corazón (n = 4), y e) cerebro (n = 6) de crías muertas de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) de 2021 a 2023 de Los Islotes.....57
Figura 10. Análisis de componentes principales mostrando los primeros dos componentes principales (CP) para elementos esenciales y no esenciales en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) de 2021 a 2023 en Los Islotes. Los resultados están separados por año en la población general, por sexo, y combinado (sólo los elementos incluidos en los tres años de análisis). Al- aluminio; B- boro; Ba- bario; Ca- calcio; Cd- cadmio; Cu- cubre; Fe- hierro; Mg- magnesio; Mn- manganeso; Mo- molibdeno; P- fósforo; Pb- plomo; S- azufre; Se- selenio; Sr- estroncio; V- vanadio; Zn- zinc.....59
Figura 11. Concentraciones ([ ]) de a) cubre (Cu), b) hierro (Fe), c) mercurio (Hg), d) manganeso (Mn), y e) zinc (Zn) en muestras de hígado (n = 6), y músculo (n = 10) de crías muertas de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas de 2021 a 2023 en Los Islotes. Los resultados se presentan en partes por millón (ppm) peso húmedo. La línea negra sólida representa la mediana, mientras que la línea negra discontinua representa el promedio. * denota diferencias significativas entre tejidos ($p < 0.05$).....61
Figura 12. Relación entre las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales (partes por millón; ppm) en el lanugo en relación con la longitud total (centímetros; cm) de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas entre 2021 a 2023 de Los Islotes. Los resultados se presentan en ppm peso seco.....67
Figura 13. Relación entre las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales (partes por millón; ppm) con los isótopos de carbono ($\delta^{13}C$; por mil (‰)) en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas entre 2021 y 2023 en Los Islotes. 68
Figura 14. Relación entre las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales (partes por millón (ppm) peso seco) en relación con la interacción entre año y los isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}N$; por mil (‰)) en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas entre 2021 y 2023 en Los Islotes.....70
Figura 15. Variaciones anuales en a) la concentración de mercurio ([Hg]) en partes por millón (ppm), b) isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}N$; por mil (‰)), e c) isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$; ‰) en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas de Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023 (sólo en Los Islotes). Las líneas discontinuas de colores se utilizan para indicar los umbrales de preocupación toxicológicos. En relación con la perspectiva de la exposición humana: < 1 ppm (aguamarina y abajo) indica el grupo de bajo riesgo, 1-5 ppm (aguamarina a azul) indica el grupo de medio riesgo, y > 5 ppm (azul y arriba) indica el grupo de alto riesgo. En relación con la perspectiva de la salud de los pinnípedos: < 10 ppm (verde y abajo) indica el grupo de bajo riesgo, 10-20 ppm (verde a amarillo) indica el grupo de medio riesgo, > 20 ppm (amarillo a rojo) indica el grupo de alto riesgo, y > 30 ppm (rojo y superior) indica el grupo de muy alto riesgo. Las diferencias significativas se indican mediante símbolos; las leyendas de los símbolos se encuentran en cada panel.....72
Figura 16. Variaciones entre colonias en a) la concentración de mercurio ([Hg]) en partes por millón (ppm), b) isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}N$; por mil (‰)), e c) isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$; ‰) en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*)

capturadas de Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023 (sólo en Los Islotes). Las líneas discontinuas de colores se utilizan para indicar los umbrales de preocupación toxicológicos. En relación con la perspectiva de la exposición humana: < 1 ppm (aguamarina y abajo) indica el grupo de bajo riesgo, 1-5 ppm (aguamarina a azul) indica el grupo de medio riesgo, y > 5 ppm (azul y arriba) indica el grupo de alto riesgo. En relación con la perspectiva de la salud de los pinnípedos: < 10 ppm (verde y abajo) indica el grupo de bajo riesgo, 10-20 ppm (verde a amarillo) indica el grupo de medio riesgo, > 20 ppm (amarillo a rojo) indica el grupo de alto riesgo, y > 30 ppm (rojo y superior) indica el grupo de muy alto riesgo. La línea negra sólida representa la mediana, mientras que la línea negra discontinua representa el promedio. * denota diferencias significativas ($p < 0.05$). 74

Figura 17. Relaciones entre a) la concentración de mercurio ([Hg]) en partes por millón (ppm) y los isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}N$; por mil (‰)) y b) los isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$; ‰) y el $\delta^{15}N$ en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas de Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023 (sólo en Los Islotes). 75

Figura 18. Relaciones entre a) la concentración de mercurio ([Hg]) en una escala logarítmica natural (log_{10})) en partes por millón (ppm) y los isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$; por mil (‰)) y b) el $\delta^{13}C$ y los isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}N$; ‰) en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas en Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y 2021 a de 2023 (sólo en Los Islotes)..... 76

Figura 19. Relaciones entre la concentración de mercurio ([Hg]) en partes por millón (ppm) y los isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$; por mil (‰)) en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas en Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023 (sólo en Los Islotes)..... 77

Figura 20. Proporción molar selenio (Se) a mercurio (Hg) en hígado y músculo de las crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas muertas de 2021 a 2023. La línea discontinua de color rosa indica una proporción molar Se:Hg = 1. La línea negra sólida representa la mediana, mientras que la línea negra discontinua representa el promedio. * denota diferencias significativas entre tejidos ($p < 0.05$). 79

Figura 21. Porcentaje (%) de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) de la colonia Granito con una concentración de mercurio clasificados como de bajo, medio, alto, y muy alto riesgo de preocupación toxicológica en la población en general de 2014 a 2018 bajo las perspectivas de a) la salud de los pinnípedos (10, 20, y 30 partes por millón (ppm)) y b) la exposición humana (1 y 5 ppm). 85

Figura 22. Porcentaje (%) de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) de la colonia Los Cantiles con una concentración de mercurio clasificadas como de bajo, medio, alto, y muy alto riesgo de preocupación toxicológica en la población en general de 2014 a 2018 bajo las perspectivas de a) la salud de los pinnípedos (10, 20, y 30 partes por millón (ppm)) y b) la exposición humana (1 y 5 ppm). 87

Figura 23. Porcentaje (%) de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) con una concentración de mercurio clasificadas como de bajo, medio, alto, y muy alto riesgo de preocupación toxicológica bajo las perspectivas de a) la salud de los pinnípedos (10, 20, y 30 partes por millón (ppm)) en la población en general, b) la salud de los pinnípedos, separados por sexo (H: hembras; M: machos), c) la exposición humana (1 y 5 ppm) en la población en general, y d) la exposición humana, separadas por sexo. 89

Figura 24. Relación entre el índice de condición corporal (ICC) y la concentración de selenio ([Se]) en crías hembras (n = 18) de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturados en Los Islotes en 2021. 93
Figura 25. La tasa de producción de radical superóxido ($O_2^{\bullet-}$; nmol $O_2^{\bullet-} \cdot min^{-1} \cdot mg^{-1}$ de proteína) en muestras de cerebro (n = 8), corazón (n = 5), riñón (n = 5), hígado (n = 5), y músculo (n = 8) recolectadas de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muertas recolectada entre 2021 y 2024 en Los Islotes. La línea negra sólida representa la mediana, mientras que la línea negra discontinua representa el promedio.....97
Figura 26. Actividad (Unidades (U) mg^{-1} de proteína) de las enzimas antioxidantes a) superóxido dismutasa (SOD), b) glutatión peroxidasa (GPx), c) catalasa (CAT), d) glutatión reductasa (GR), y e) glutatión S-transferasa (GST) en muestras de cerebro (n = 8), corazón (n = 5), riñón (n = 5), hígado (n = 5), y músculo (n = 10) recolectados de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muertas recolectadas de 2021 a 2024 en Los Islotes. La línea negra sólida representa la mediana, mientras que la línea negra discontinua representa el promedio. * denota diferencias significativas entre tejidos ($p < 0.05$).....98
Figura 27. Las concentraciones de a) sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico (TBARS; nmol TBARS mg^{-1} proteína) y b) carbonilos proteicos (µmol carbonilos proteicos mg^{-1} proteína) en muestras de cerebro (n = 8), corazón (n = 5), riñón (n = 5), hígado (n = 5), y músculo (n = 10) recolectados de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muertas en Los Islotes entre 2021 y 2024. La línea negra sólida representa la mediana, mientras que la línea negra discontinua representa el promedio.....100
Figura 28. Las relaciones entre a) la concentración de mercurio ([Hg]) y la actividad de glutatión S-transferasa (GST; unidades (U) mg^{-1} proteína) y b) la concentración de selenio ([Se]) y la actividad de catalasa (CAT; U mg^{-1} proteína) en muestras de músculo (n = 5) recolectadas de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muertas en Los Islotes entre 2021 y 2023. 101

Lista de tablas

Tabla 1. Tamaño de muestra, por año, grupo, y colonia, del lanugo recolectado de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*).....23
Tabla 2. Tamaño de muestra de los tejidos internos recolectados de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) en 2021 (n = 2 crías), 2022 (n = 1 cría), 2023 (n = 3 crías), y 2024 (n = 2 crías) de Los Islotes. 25
Tabla 3. Presuntas causas de muerte de crías de lobo marinos de California (*Zalophus californianus*) entre 2021 y 2024 de Los Islotes.....26
Tabla 4. Porcentaje de recuperación (promedio ± desviación estándar (DE) y valores mínimo-máximo) de materiales de referencia certificados (MRC) utilizados en el análisis de la concentración de mercurio en muestras de lanugo y tejidos internos recolectados en Los Islotes, Los Cantiles, y Granito entre 2014 a 2018 y en Los Islotes durante 2021 a 2023. 29
Tabla 5. Control de calidad (QA/QC) para el análisis de elementos esenciales y no esenciales en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas de Los Islotes entre 2021 y 2023. 31
Tabla 6. Control de calidad (QA/QC) para el análisis de elementos esenciales y no esenciales en los tejidos internos de crías muertas de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas entre 2021 y 2023 de Los Islotes. 32
Tabla 7. Resultados significativos ($p < 0.05$) del análisis de los modelos lineales generales (GLM) de los elementos en el lanugo de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectado entre 2021 y 2023 en Los Islotes. Se presentan únicamente los mejores modelos y sus interceptos, según el criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (ΔAICc). Para cada modelo, se muestran los grados de libertad (gl), el peso, y el valor de r^2. Los valores de r^2 considerados bajos se presentan en cursiva. 63
Tabla 8. Resultados significativos ($p < 0.05$) del análisis del modelo lineal general (GLM) de elementos en el lanugo de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectados en Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y 2021 a 2023 (sólo Los Islotes). Se presentan únicamente los mejores modelos y sus interceptos, según el criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (ΔAICc). Para cada modelo, se muestran los grados de libertad (gl), el peso, y el valor de r^2. 71
Tabla 9. Proporción molar selenio (Se) a mercurio (Hg) en los tejidos internos de las crías muertas de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas de 2021 a 2023, por año y por el promedio general. Los valores en los paréntesis indican el tamaño de muestra de cada tejido por año. Se presenta el porcentaje (%) de individuos con una proporción molar Se:Hg > 1. 78
Tabla 10. Proporción molar selenio (Se) a mercurio (Hg) en el lanugo de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectados de 2021 a 2023 en Los Islotes. Los datos se presentan para la población en general en 2021 (n = 34), 2022 (n = 42), y 2023 (n = 48) y separados por sexo en 2021 (n = 18 hembras; n = 16 machos), 2022 (n = 22 hembras; *n* = 20 machos), y 2023 (n = 24 hembras; *n* = 24 machos). Los números en los paréntesis indican el número de individuos con proporciones molares Se:Hg < 1. La significancia indica el resultado del análisis entre sexos. 81
Tabla 11. Porcentaje (%) e intervalos de confianza (IC) del 95% de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) con [Hg] en el lanugo por encima de los umbrales de

preocupación toxicológica de 1, 5, 10, 20, y 30 partes por millón (ppm). Se presentan los datos en la población en general (G), y cuando fue posible, separados por sexo (hembras (H) y machos (M)), en las colonias de Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023 (este último sólo en Los Islotes). El tamaño de muestra se presenta después del grupo entre paréntesis.....82
Tabla 12. Índice de condición corporal (ICC) en lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturados entre 2021 y 2023 en Los Islotes. Los datos presentados son para la población en general y separado por sexo en 2021 (n = 35; n = 18 hembras; n = 17 machos), 2022 (n = 43; n = 22 hembras; n = 21 machos), y 2023 (n = 48; n = 24 hembras; n = 24 machos). La significancia indica los resultados del análisis estadístico entre sexos.....93
Tabla 13. La tasa de producción de radical superóxido ($O_2^{\bullet-}$; nmol $O_2^{\bullet-} \cdot min^{-1} \cdot mg^{-1}$ de proteína), las actividades de las enzimas antioxidantes (U mg^{-1} de proteína) superóxido dismutasa (SOD), glutatión peroxidasa (GPx), catalasa (CAT), glutatión reductasa (GR), y glutatión S-transferasa (GST), y concentración de los indicadores de daño oxidativo a lípidos (sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico; TBARS; nmol TBARS mg^{-1} proteína), y de daño oxidativo a proteínas (carbonilos proteicos; PC; µmol carbonilos proteicos mg^{-1} proteína) en muestras de músculo, hígado, riñón, corazón, y cerebro recolectadas de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muertas entre 2021 y 2024 en Los Islotes. Los resultados se expresan como promedio ± desviación estándar (DE), la mediana, y los valores mínimos (min) a máximo (max). Se indica el tamaño de la muestra para cada tejido (n). 95

Lista de abreviaturas

- **AICc-** Criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños
- **Al-** Aluminio
- **ANOVA-** Análisis de varianzas
- **ATP-** Trifosfato de adenosina
- **B-** Boro
- **Ba-** Bario
- **BCS-** Baja California Sur
- **Ca-** Calcio
- **CAT-** Catalasa
- **Cd-** Cadmio
- **CDNB-** 1-cloro 2, 4-dinitrobenceno
- **CH_3Hg^+-** Monometilmercurio
- **CP-** Componente principal
- **Cu-** Cobre
- **DNPH-** Dinitrofenil hidrazina
- **EDTA-** Ácido etilendiaminotetraacético
- **Fe-** Hierro
- **GLM-** Modelo lineal general
- **GPx-** Glutatión peroxidasa
- **GR-** Glutatión reductasa
- **GSSG-** Disulfuro de glutatión (glutatión oxidado)
- **GSH-** Glutatión reducido
- **GST-** Glutatión S-transferasa
- **H_2O_2-** Peróxido de hidrógeno
- **HCl-** Ácido clorhídrico
- **Hg-** Mercurio
- **Hg^0-** Mercurio elemental
- **Hg^{1+}-** Mercurio monovalente
- **Hg^{2+}-** Mercurio divalente
- **HgSe-** Seleniuro de mercurio (tiemannita)
- **$HO^\bullet$-** Radical hidroxilo
- **IC-** Intervalos de confianza
- **ICC-** Índice de condición corporal
- **ICP-MS-** Espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente
- **ICP-OES-** Espectrometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente
- **LDM-** Límite de detección del método
- **$MeHg^+$-** Monometilmercurio
- **Mg-** Magnesio
- **Mn-** Manganeso
- **Mo-** Molibdeno
- **MRC-** Material de referencia certificado
- **NADPH-** Nicotinamida adenina dinucleótido fosfato

- **$NADP^+$-** NADPH oxidada
- **NBT-** Nitroazul de tetrazolio
- **P-** Fósforo
- **Pb-** Plomo
- **PMSF-** Fluoruro de fenilmetilsulfonilo
- **ppm-** Partes por millón
- **PUFAs-** Ácidos grasos poliinsaturados
- **QA/QC-** Control de calidad
- **RPM-** Revoluciones por minuto
- **S-** Azufre
- **Se-** Selenio
- **SOD-** Superóxido dismutasa
- **Sr-** Estroncio
- **TBARS-** Sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico
- **TCA-** Ácido tricloroacético
- **TEP-** 1, 1, 3, 3-tetraetoxipropano
- **TSM**- Temperatura superficial del mar
- **V-** Vanadio
- **XO-** Xantina oxidasa
- **Zn-** Zinc

Símbolos:

- **δ-** Notación delta como partes por mil o por mil (‰)
- **[X]-** Concentración

Lista de definiciones

Acumulación- Puede ocurrir cuando la metabolización o eliminación de los elementos es más lenta de lo que se incorporan a los tejidos (Blowes *et al.,* 2014).

Bioacumulación- Un aumento en la concentración de un contaminante, en relación con valores ambientales, con el tiempo (edad) en especies biológicas que se encuentran en todos los tipos de ambientes (acuáticos, terrestres, etc.; Blowes *et al.,* 2014; Newman, 2015).

Biodisponibilidad- Se refiere a la capacidad de las plantas, los animales y los microorganismos de absorber una especie química, como el Hg (Roane *et al.*, 2015). La biodisponibilidad es determina por la medida en que una especie química puede absorberse a través de las membranas celulares, unirse a ligandos y macromoléculas, y distribuirse dentro de las células (O'Driscoll *et al.,* 2005; Saturday, 2018).

Biomagnificación- Ocurre cuando la concentración de un contaminante, incluidos elementos traza, como el mercurio y el selenio, aumenta con cada nivel trófico sucesivo, durante al menos dos niveles tróficos consecutivos (Barwick y Maher, 2003).

Cofactor- Estructuras de bajo peso molecular que pueden unirse reversiblemente a una proteína afín, o que se derivan de la propia proteína, que son necesarias para la actividad biológica de varias proteínas, incluyendo algunas enzimas (Klinman, 2001; Wittung-Stafshede, 2002).

Condición corporal- Asignado a un animal o cadáver, como indicador de la salud actual o la salud post mortem, respectivamente, en función de las características visibles. La condición corporal de un animal se puede evaluar como: 1) buena- perspectiva craneal convexa, sin apariencia hueca caudal al cráneo, y puede presentarse grasa subcutánea y pleural; 2) moderada- perspectiva craneal no completamente redondeada, apariencia levemente hueca caudal al cráneo, y no se observa grasa interna; 3) pobre- moderada concavidad de la perspectiva craneal, apariencia hueca caudal al cráneo, y las escápulas son visibles, y 4) extenuado- una perspectiva craneal cóncava, apariencia hueca caudal al cráneo, vértebras fácilmente palpables, y las escápulas son claramente visibles (Barnett *et al.*, 2018).

Contaminantes- Materia, como el mercurio, que se encuentra fuera de su rango ambiental habitual o por encima de las concentraciones ambientales normales dentro de un área determinada que provoca efectos adversos en el medio ambiente o sus habitantes basado en su acumulación (Brusseau y Artiola, 2019).

Ecotoxicología- Rama de la toxicología ambiental que estudia los efectos a corto plazo, el destino, y los mecanismos biológicos, incluido el transporte y la transformación, de contaminantes como una base para implementar la toma de decisiones informadas con respecto a los efectos ecológicos y toxicológicos en las poblaciones, comunidades, y ecosistemas (Rodríguez-Romero *et al.,* 2021).

Elemento esencial- Un elemento, como el selenio, que debe ser obtenido por un organismo y que está involucrado en funciones fisiológicas (Barrera-García *et al.*, 2013), incluyendo función como cofactores o como grupos funcionales en proteínas (Sinicropi *et al.*, 2010); su deficiencia puede resultar en alteraciones del desarrollo, fallo reproductivo, y hasta la muerte del individuo (Simokon y Trukhin, 2021).

Especies centinela- Cualquier especie silvestre, exótica o doméstica que actúe como indicador de cambios ambientales y de salud en general (Aguirre y Tabor, 2004; Bonde *et al.,* 2004). Estas especies pueden responder más rápido o tener una mayor susceptibilidad a cambios en el ambiente en comparación con los humanos (National Research Council, 1991). El monitoreo de estas especies puede proporcionar una alerta temprana que permite la toma de medidas preventivas, correctivas o de control (Aguirre y Tabor, 2004; Bonde *et al.,* 2004; Bossart, 2011), preferiblemente antes del desarrollo de efectos permanentes (Dierauf y Gulland, 2001). Se cree que muchas especies de mamíferos marinos son buenas especies centinelas de los cambios en las condiciones ambientales a mediano y largo plazo, debido a su nivel trófico alto, dieta diversa, longevidad, así como su proximidad a las fuentes de contaminación antropogénica (Aguilar y Borrell, 1994; National Research Council, 1991).

Estadio de descomposición- Un grupo de cinco categorías que se utilizan para determinar el estadio de un cadáver durante una necropsia: 1) el cadáver sin signos visibles de descomposición (es recién muerto); 2) el cadáver muestra una descomposición leve notada por una ligera hinchazón; 3) el cadáver muestra una descomposición moderada notado por hinchazón y descamación de la piel moderada, órganos intactos (excluyendo daño post mortem), mientras que el pene puede ser visible en los machos; 4) el cadáver muestra una descomposición avanzada notada por hinchazón y descamación de la piel avanzado, órganos irreconocibles, exposición ósea y extensión del pene en los machos, y 5) el cadáver está presente como restos óseos o está momificado (Barnett *et al.*, 2018).

Estrés oxidativo- Condición generada por el desequilibrio entre las moléculas oxidantes y las defensas antioxidantes a favor de las primeras de tal manera que se induce daño oxidativo (Birben *et al.,* 2012; Repine, 1997; Sies y Cadenas, 1985).

Indicador de salud- Medidas (cuantitativas o estadísticas) utilizadas para evaluar la salud de individuos o grupos midiendo el progreso hacia objetivos de salud u ofreciendo información parcial sobre situaciones de salud complejas (Kirch, 2008).

Isótopos estables- Formas estables (no muestran decaimiento radioactivo y no son peligrosos para la salud) de un mismo elemento que contienen el mismo número de protones, pero diferentes números de neutrones en el núcleo, resultando en la presencia de formas más ligeras o más pesadas (Fry, 2006).

Longitud total- Una medida estándar obtenida midiendo, en pinnípedos, la distancia desde la punta del hocico hasta el final de la cola; los lobos marinos generalmente se colocan en decúbito dorsal para enderezar la columna vertebral del animal y aumentar la precisión de la medición (Dierauf y Gulland, 2001; Rowles *et al.,* 2001).

Metales no esenciales- Incluye metales, como el mercurio, que generalmente se consideran tóxicos, ya que no están involucrados con ninguna función fisiológica conocida (Barrera-García *et al.,* 2013; Sinicropi *et al.,* 2010).

Metilación- Proceso mediante el cual se añade un grupo funcional metilo (CH_3) a los metales, como el mercurio, formando compuestos organometálicos (compuestos con enlaces entre metal y carbono), que generalmente tiene una mayor volatilidad y lipofilicidad. Esto puede aumentar la toxicidad al facilitar la permeabilidad a través de las membranas celulares (Roane *et al.,* 2015). El proceso de metilación puede aumentar la biodisponibilidad del órgano-metal, lo que resulta en biomagnificación y bioacumulación a través de interacciones tróficas (Roane *et al.,* 2015). Por el contrario, la metilación de selenio actúa para disminuir su toxicidad (Roane *et al.,* 2015).

Nivel trófico- Describe el flujo jerárquico de energía a lo largo de una cadena alimentaria. Dentro del mismo nivel trófico se encuentran organismos con la misma función y relación nutricional con los productores primarios (Post, 2002; Reichle, 2020). Las cadenas alimentarias generalmente se componen de cuatro niveles tróficos: 1) productores primarios (como fuente de energía primaria), 2) consumidores primarios (herbívoros), 3) consumidores secundarios (depredadores), y 4) consumidores terciarios (depredadores ápice; Reichle, 2020).

Neurotoxicidad- Cambios estructurales y/o funcionales en el sistema nervioso (central y/o periférico) como resultado de la exposición a agentes químicos, físicos, o biológicos que pueden ser evaluados cuantitativamente (i.e., a través de alteraciones en la conducción nerviosa, etc.) o cualitativamente (i.e., cambios de comportamiento, etc.; López-Berenguer *et al.,* 2020; United States Environmental Protection Agency, 1997).

Respuesta al buceo- Se caracteriza por apnea, bradicardia, y vasoconstricción periférica, resultando en isquemia tisular (limitaciones en el flujo sanguíneo y la oxigenación; Fuson *et al.,* 2003) y una circulación preferencial de sangre rica en oxígeno hacia los tejidos más sensibles a la hipoxia, como el cerebro (Mitz *et al.,* 2009; Righetti *et al.,* 2014).

Salud- Además de estar libre de enfermedades y malestar, la salud se relaciona con el completo bienestar físico, mental, y social (World Health Organization, 2025) y la capacidad de un organismo para afrontar retos en su entorno (García *et al.,* 2020).

Una Salud- El estudio de la interconexión entre la salud humana, animal, y ambiental (Bossart, 2011).

1. INTRODUCCIÓN

La salud humana y animal puede verse afectada por la exposición a diversos elementos químicos. Estos elementos se dividen en dos grupos principales: esenciales y no esenciales. En diversas especies de mamíferos, los elementos esenciales, como el aluminio (Al), el calcio (Ca), el cobre (Cu), el hierro (Fe), el manganeso (Mn), el sodio (Na), el selenio (Se), y el zinc (Zn) son necesarios para el correcto funcionamiento de diversos procesos fisiológicos (Kooyomjian *et al.,* 2022). Los elementos esenciales generalmente se mantienen bajo control homeostático (dentro de un rango óptimo) por parte del cuerpo y los órganos (Małuszyńska *et al.,* 2013). Las deficiencias y excesos de estos elementos pueden impactar negativamente en la salud, influyendo en el desarrollo, la reproducción, la inmunidad, y los procesos de desintoxicación (Habran *et al.,* 2013; Kooyomjian *et al.,* 2022; Lian *et al.,* 2020; MacFarquhar *et al.,* 2010 Simokon y Trukhin, 2021). Por el contrario, los elementos no esenciales, como el cadmio (Cd), el plomo (Pb), y el mercurio (Hg), no tienen ninguna función biológica conocida y pueden alterar diversos procesos fisiológicos, incluyendo inhibiendo la actividad enzimática y compitiendo por sitios de unión molecular (Roane *et al.,* 2015; Sinicropi *et al.,* 2010), incluso en concentraciones relativamente bajas (Das *et al.,* 2003; Kooyomjian *et al.,* 2022; López-Berenguer *et al.,* 2020).

En particular, el Hg es un contaminante ubicuo y de preocupación a nivel global (García-Alvarez *et al.,* 2015; Małuszyńska *et al.,* 2013). Este metal es de origen natural y se encuentra dentro de la corteza terrestre (hasta 100 km de profundidad; Williams, 2015) en masas relativamente raras, en promedio de 0.08 partes por millón (ppm; Iqbal y Asmat, 2012; Sinicropi *et al.,* 2010). El Hg se puede encontrar en varias formas químicas, incluyendo elemental (Hg^0; metal y vapor), inorgánico (sales monovalentes, Hg^{1+} o divalentes, Hg^{2+}), y orgánico (particularmente el monometilmercurio; CH_3Hg^+ o $MeHg^+$). La liberación de Hg al ambiente (Fig. 1) ocurre tanto por medios naturales (erupciones volcánicas, terremotos, surgencias oceánicas e incendios forestales; Berry y Ralston, 2008; Bowman *et al.,* 2016), como antropogénicos (la minería, producción de cemento y cloro, combustión de carbón, desechos médicos, incineración, pesticidas agrícolas, y el uso de diversos productos domésticos, médicos y científicos, incluidos los termómetros; Berry y Ralston, 2008; García-Alvarez *et al.,* 2015; Iqbal y Asmat, 2012; Saturday, 2018).

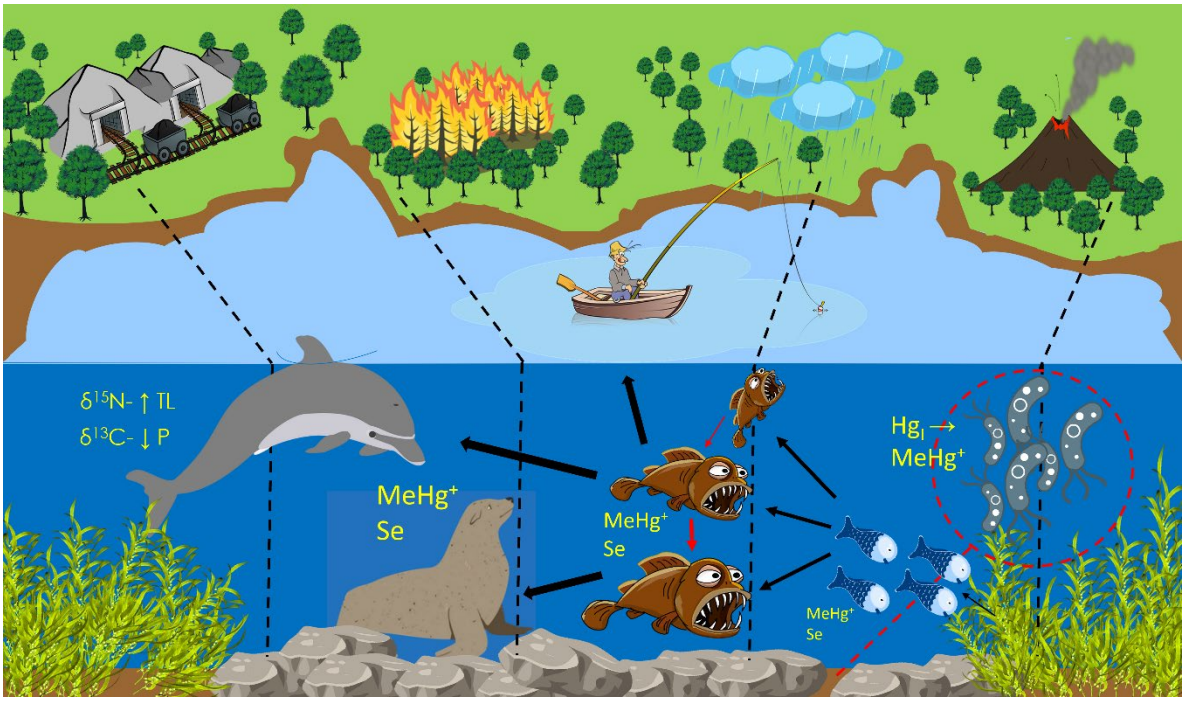

Figura 1. Representación de algunos mecanismos naturales (incendios, tormentas, y erupciones volcánicas), y antropogénicos (la minería) de liberación de mercurio inorgánico (Hg) al ambiente. Tras su liberación, el Hg puede entrar en los cuerpos de agua (líneas de puntos negros) donde las bacterias metiladoras (representadas dentro del círculo rojo) pueden metilar el Hg inorgánico (Hg_I) a Hg orgánico, incluyendo el monometilmercurio ($MeHg^+$). El Hg tiene la capacidad de biomagnificarse (flechas negras y tamaño del texto en relación con el nivel trófico (TL)) y de bioacumularse (flechas rojas) a través de interacciones tróficas. Los isotopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}N$) y carbono ($\delta^{13}C$) pueden ser utilizados como herramientas para rastrear el flujo de Hg entre los niveles tróficos y entre ambientes costeros y pelágicos (P), respectivamente.

Después de su liberación, generalmente como Hg^0, este elemento entra en el ciclo del Hg a lo largo del cual ocurren numerosas transformaciones, la mayoría de ellas son reversibles; aunque una pequeña fracción puede permanecer en fase sólida como Hg inorgánico u orgánico (Fitzgerald y Clarkson, 1991). El Hg^0 puede permanecer suspendido en la atmósfera durante un año aproximadamente (Sinicropi *et al.,* 2010) y dispersarse por medio de las corrientes atmosféricas (Berry y Ralston, 2008; Rustagi y Singh, 2010; Sinicropi *et al.,* 2010; Wisniak, 2008). Sin embargo, como parte del ciclo del Hg, dentro de la atmósfera, el Hg^0 se oxida a Hg^{2+} donde las interacciones abióticas, incluyendo la actividad de las tormentas y la radiación solar, resultan en depósitos de Hg en el suelo o en cuerpos de agua (Berry y Ralston, 2008; O'Driscoll *et al.,* 2005; Saturday, 2018). Después de su deposición, el Hg^{2+} puede ser metilado a $MeHg^+$, por bacterias reductoras de sulfato (Berry y Ralston, 2008; Zalups, 2000). Aunque el $MeHg^+$ es considerado la forma de mayor

preocupación (Beck *et al.,* 1997), la toxicidad general del Hg está determinada por su biodisponibilidad, así como la vía y duración de la exposición (Correa *et al.,* 2014; Saturday, 2018; Zalups, 2000). Los organismos que residen en ambientes marinos están expuestos de forma crónica a pequeñas cantidades de contaminantes, incluido el Hg, aunque su exposición puede variar en relación con factores como la estación, eventos climáticos, región geográfica, entre otros (García-Alvarez *et al.*, 2015; Vélez-Alavez *et al.,* 2013). La exposición al Hg puede ocurrir a través de interacciones tróficas (i.e., por la ingesta de presas), por inhalación, o por absorción (Ikemoto *et al.,* 2004a; Małuszyńska *et al.,* 2013; Sinicropi *et al.,* 2010; Van Hoomissen *et al.,* 2015). Sin embargo, las interacciones tróficas son la fuente de Hg más importante en vertebrados marinos, especialmente en especies piscívoras (Becker *et al.,* 1995; Cáceres-Saez *et al.,* 2013). La exposición al $MeHg^{+}$ puede resultar tanto en bioacumulación como en biomagnificación (Fig. 2**;** Cáceres-Saez *et al.,* 2013; Dehn *et al.,* 2006; García-Alvarez *et al.,* 2015). Se ha reportado que hay una relación positiva entre la temperatura ambiental y la bioacumulación de Hg en organismos de niveles tróficos bajos, lo cual puede influir en los organismos de niveles tróficos altos y empeorar con el cambio climático (Dijkstra *et al.*, 2013).

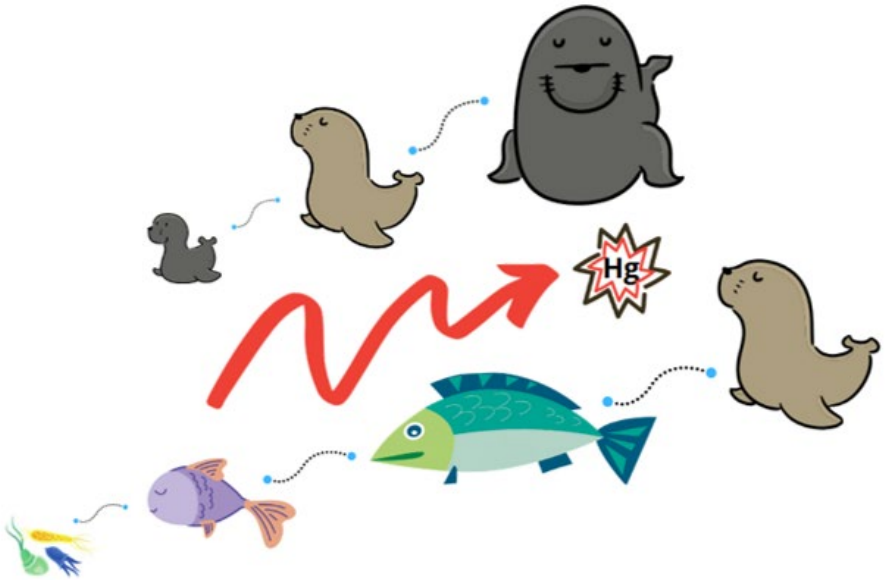

Figura 2. La exposición al mercurio (Hg) puede resultar en su bioacumulación (aumenta con el tiempo en el mismo organismo) y biomagnificación (aumenta con el nivel trófico). Figura modificada de Symon *et al.* (2024).

Después de ser ingeridos, el $MeHg^+$ y, en menor medida, el Hg inorgánico se absorben (> 80% y 5-10%, respectivamente) a través de los intestinos (Sinicropi *et al.*, 2010), ingresan al torrente sanguíneo y son transportados a otros tejidos a través de la albúmina, una proteína que contiene un grupo sulfhidrilo (Zalups, 2000). Debido a que el $MeHg^+$ tiene una alta afinidad por moléculas que contienen azufre (S), incluyendo grupos tiol y selenol (Correa *et al.,* 2013; Correa *et al.,* 2014), la concentración de Hg total ([Hg]) en los seres vivos varía dependiendo de la abundancia de estas moléculas en cada tejido. De esta manera, la [Hg] varía entre tejidos dentro de una misma especie, así como entre especies (Cáceres-Saez *et al.,* 2013; Frodello *et al.,* 2000; Gui *et al.,* 2014; Palmisano *et al.,* 1995). Se ha reportado que el hígado y el riñón de mamíferos marinos muestran mayores concentraciones de Hg inorgánico, debido a su participación en procesos de desmetilación de $MeHg^+$ (Carvalho *et al.,* 2008; Correa *et al.,* 2014; Frodello *et al.,* 2000), mientras que el músculo, el cabello humano, y el pelo animal predominantemente acumulan $MeHg^+$ (> 80 %; Davidson *et al.,* 2008; Dehn *et al.,* 2005; Khan y Wang, 2009; Palmisano *et al.,* 1995). La bioacumulación de Hg es favorecida por vías de excreción lenta (McHuron *et al.*, 2016), incluyendo la micción, la defecación, la exhalación, y la muda de cabello/pelo (Shibata *et al.,* 1992; Sinicropi *et al*., 2010). Además, en pinnípedos (lobos marinos, focas, y morsas) se ha reportado que, durante el desarrollo en el útero, el feto recibe una porción de este contaminante de la madre, mientras que para la hembra esto puede representar una forma de eliminación de Hg (Brookens *et al.,* 2007; Castellini *et al.,* 2012). En pinnípedos, la exposición al $MeHg^+$ puede resultar en varios efectos adversos para la salud, incluyendo alteraciones de la respuesta inmune tras la exposición *in vitro* (Das *et al.,* 2008; Kakuschke *et al.,* 2008; Kennedy *et al.,* 2019; Lalancette *et al.,* 2003; Levin *et al.,* 2020; Pillet *et al.,* 2000), alteraciones en las concentraciones de haptoglobina en circulación (Kennedy *et al.,* 2019), diversas afecciones neurológicas, incluyendo disminuciones en la unión de radioligandos cerebrales (Basu *et al.*, 2006), cambios en la sensibilidad a la estimulación táctil y disminuciones en los movimientos (Lian *et al.,* 2021; Van Hoomissen *et al.,* 2015), condiciones de estrés oxidativo (Lian *et al.*, 2020), disfunción renal y hepática, y la muerte (Ronald *et al.*, 1977). Además, la exposición de las crías al $MeHg^+$ en el útero puede dejarlas vulnerables a los efectos adversos durante los períodos más críticos de desarrollo (Castellini *et al.,* 2012). La Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. (EPA, por sus siglas en inglés) indica que es poco probable que una [Hg] < 1 ppm en el cabello materno humano cause

efectos adversos para la salud (United States Environmental Protection Agency, 1997). Mientras, el Programa de Biomonitoreo de Mercurio del Estado de Alaska indica que una concentración de [Hg] de 5 ppm en el cabello de mujeres en edad fértil es de preocupación pública (Hamade, 2014). Estos umbrales toxicológicos de preocupación (1 y 5 ppm) se han aplicado a estudios que utilizaron cabello de mujeres lactantes en Baja California Sur (BCS), México (Bentzen *et al.,* 2014; Gaxiola-Robles *et al.,* 2014; Harley *et al.,* 2019). En humanos, una [Hg] de 10 ppm en el cabello materno puede indicar un mayor riesgo de que la descendencia experimente retrasos en los hitos del desarrollo (World Health Organization, 1990). La información disponible sobre los umbrales de toxicidad en la fauna silvestre, y en particular los mamíferos marinos, es limitada (Van Hoomissen *et al.,* 2015). Se han realizado estudios destinados a estimar los umbrales toxicológicos en mamíferos marinos y terrestres usando pelo, debido a su composición rica en queratina, lo que tiene numerosos enlaces cruzados de disulfuro y residuos de cisteína, que favorecen la unión con el Hg (Correa *et al.,* 2014). Además, la [Hg] en pelo se correlaciona con la concentración en sangre, por lo que el pelo es un excelente bioindicador de la exposición al Hg (Murillo-Cisneros *et al.,* 2024; Rea *et al.,* 2013; Rea *et al.,* 2020). Así, en pinnípedos, el lanugo (pelo fetal que se desarrolla en el útero) actúa como un indicador de la exposición gestacional al Hg; al comparar la [Hg] con umbrales toxicológicos relativos, puede considerarse un indicador indirecto del estado de salud, tanto de la madre (por transferencia gestacional de Hg), como de la cría (Castellini *et al.*, 2012). Similar a los humanos, se han propuesto umbrales de preocupación toxicológica de 20 ppm en mamíferos terrestres y 30 ppm en mamíferos piscívoros con base en el desarrollo de efectos subclínicos y clínicos (Basu *et al.,* 2007; Dietz *et al.,* 2011; Evers *et al.,* 2007; Thompson, 1996). Se han aplicado estos umbrales extensivamente en algunas especies de pinnípedos (Castellini *et al.,* 2022; Fernández-Robledo *et al.,* 2022; Lian *et al.,* 2020; Lian *et al.,* 2021; McHuron *et al.,* 2019; Murillo-Cisneros *et al.,* 2022; Rea *et al.,* 2020; Rea *et al.,* 2013; Van Hoomissen *et al.,* 2015).

Se ha hipotetizado que los mamíferos marinos son más tolerantes a los efectos adversos relacionados a la exposición a Hg en comparación con los mamíferos terrestres no piscívoros (Lian *et al.*, 2020) por las altas concentraciones de Se total ([Se]) reportadas en los primeros, obtenidas a través de las interacciones tróficas (Barwick y Maher, 2003; Correa *et al.*, 2014; Rea *et al.,* 2020).

Sin embargo, como los otros elementos esenciales, la [Se] se mantiene bajo control homeostático (Małuszyńska *et al.,* 2013), con varias vías de eliminación, incluso a través de la transferencia en el útero, en la leche materna (Berry y Ralston, 2008; Correa *et al.,* 2014; Castellini *et al.,* 2012), y durante la micción y la exhalación (Roane *et al.,* 2015; Shibata *et al.,* 1992). La [Se] puede variar entre tejidos (Correa *et al.,* 2014) y en relación con factores bióticos y abióticos como la región geográfica, la dieta, el estadio de madurez de los organismos (Bennett *et al.,* 2001; Cáceres-Saez *et al.,* 2013; McHuron *et al.,* 2014), por diferencias en procesos fisiológicos (tazas de absorción transplacentaria, difusión, distribución y/o excreción), y requisitos fisiológicos (Małuszyńska *et al.,* 2013; McHuron *et al.,* 2014). El Se tiene un papel importante como antioxidante no enzimático, como cofactor en algunos antioxidantes enzimáticos, incluyendo glutatión peroxidasa (GPx; Carvalho *et al.,* 2008; Shibata *et al.,* 1992), y en vías de desmetilación, incluyendo la formación de compuestos de seleniuro de mercurio (HgSe; Dehn *et al.,* 2006; Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008; Khan y Wang, 2009). Sin embargo, la formación de compuestos de HgSe puede aumentar los riesgos de experimentar algunos efectos adversos para la salud, como estrés oxidativo, a consecuencia de la disminución en la [Se] biodisponible (Khan y Wang, 2009).

El lobo marino de California es una de las especies de pinnípedos más abundantes en el océano Pacifico oriental, con un rango de reproducción que se extiende de las Islas Canal en California (alrededor del 80% de la población mundial), EE. UU., a Isla Santa Margarita, México, y dentro del Golfo de California, México (Szteren y Aurioles-Gamboa, 2013). Los lobos marinos de California muestran cambios ontogénicos en su tamaño, coloración, y capacidades fisiológicas (i.e., respuesta al buceo, etc.; Hernández-Camacho *et al.,* 2021; McHuron *et al.,* 2018; Orr *et al.,* 2012), con un dimorfismo sexual prominente entre machos y hembras adultos (Hernández-Camacho *et al.,* 2021). Las hembras generalmente dan a luz a una sola cría (Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008) después de un período de gestación de aproximadamente 9 meses (Williams *et al.*, 2007). Las mudas postnatales ocurren cuando las crías tienen entre 3 y 4 meses de edad, mientras que una segunda muda, o posiblemente una muda postnatal tardía, ocurre entre los 7 y 8 meses de edad (Orr *et al.,* 2012). Tras el destete, generalmente entre los 6 y 12 meses de edad

(Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008; Melin *et al.,* 2000; Newsome *et al.,* 2006), los lobos marinos de California se someten a una muda anual (Orr *et al.,* 2012).

Con base en las condiciones oceanográficas y la estructura genética de las poblaciones de los lobos marinos de California, se puede dividir el Golfo de California en tres regiones; el norte, centro, y sur (Pelayo-González *et al.,* 2021b). En 2018, durante la temporada reproductiva de junio a julio, en la región central del Golfo de California, incluyendo las colonias de Granito y Los Cantiles, la población de lobos marinos de California fue estimado como 4482 individuos, mientras en Los Islotes (), la colonia más al sur, habitan más de 600 lobos marinos de California (Fig. 3; Pelayo-González *et al.,* 2021b). Aunque la población global de lobos marinos de California ha aumentado, las tendencias de crecimiento regional varían entre colonias. Por ejemplo, las colonias en las Islas Canal de California en Estados Unidos han aumentado (Laake *et al.,* 2018), mientras que, en México, la mayoría de las colonias están disminuyendo (Pelayo-González *et al.,* 2021a; Pelayo-González *et al.,* 2021b). En el Golfo de California, desde 1978, las colonias en las regiones centro, incluyendo Granito y Los Cantiles, y norte han experimentado disminuciones anuales del 1% y 4%, respectivamente, mientras que Los Islotes ha mostrado un aumento anual de 3% (Adame *et al.,* 2020; Pelayo-González *et al.,* 2021a; Szteren *et al.,* 2006). De manera similar, aunque de mayor magnitud, en los lobos marinos de Steller (*Eumetopias jubatus*) se ha reportado decaimiento poblacional histórico en el segmento población oriental y occidental de Alaska (Loughlin *et al.,* 1992; Merrick *et al.,* 1987). Hoy en día, se ha reportado la recuperación del segmento oriental, mientras que las colonias dentro las áreas occidental y central de las Islas Aleutianas siguen disminuyendo o tienen una recuperación poblacional insuficiente (Fritz *et al.,* 2014). Las causas de los decaimientos poblaciones son desconocidas. Sin embargo, estudios en lobos marinos de California y de Steller sugieren que factores como la disponibilidad y calidad de presas, perturbaciones antropogénicas, y contaminantes, como el Hg, pueden influir en la dinámica poblacional de sus colonias (Beckmen *et al.,* 2002; Holmes *et al.,* 2008; Pelayo-González *et al.,* 2021b; Szteren *et al.,* 2006). De interés, [Hg] elevadas (mayores que los umbrales de 20 y 30 ppm) han sido observadas en lobos marinos de Steller (valor más alto de 73.74 ppm; Castellini *et al.,* 2012; Rea *et al.,* 2013; Rea *et al.,* 2020) y lobos marinos de California de ciertas colonias en las regiones del norte y centro del Golfo de California (valor más alto de 56.5 ppm; Fernández-

Robledo *et al.,* 2022). Sin embargo, puede ser difícil establecer relaciones del tipo causa y efecto directas (Beckmen *et al.,* 2002; Castellini *et al.,* 2022) debido a las interacciones con variables intrínsecas y extrínsecas, incluyendo la mezcla compleja entre contaminantes y nutrientes (Barwick y Maher, 2003; Dijkstra *et al.,* 2013; Gerba, 2019; Lian *et al.,* 2021; Murillo-Cisneros *et al.,* 2022; Storelli *et al.,* 2005).

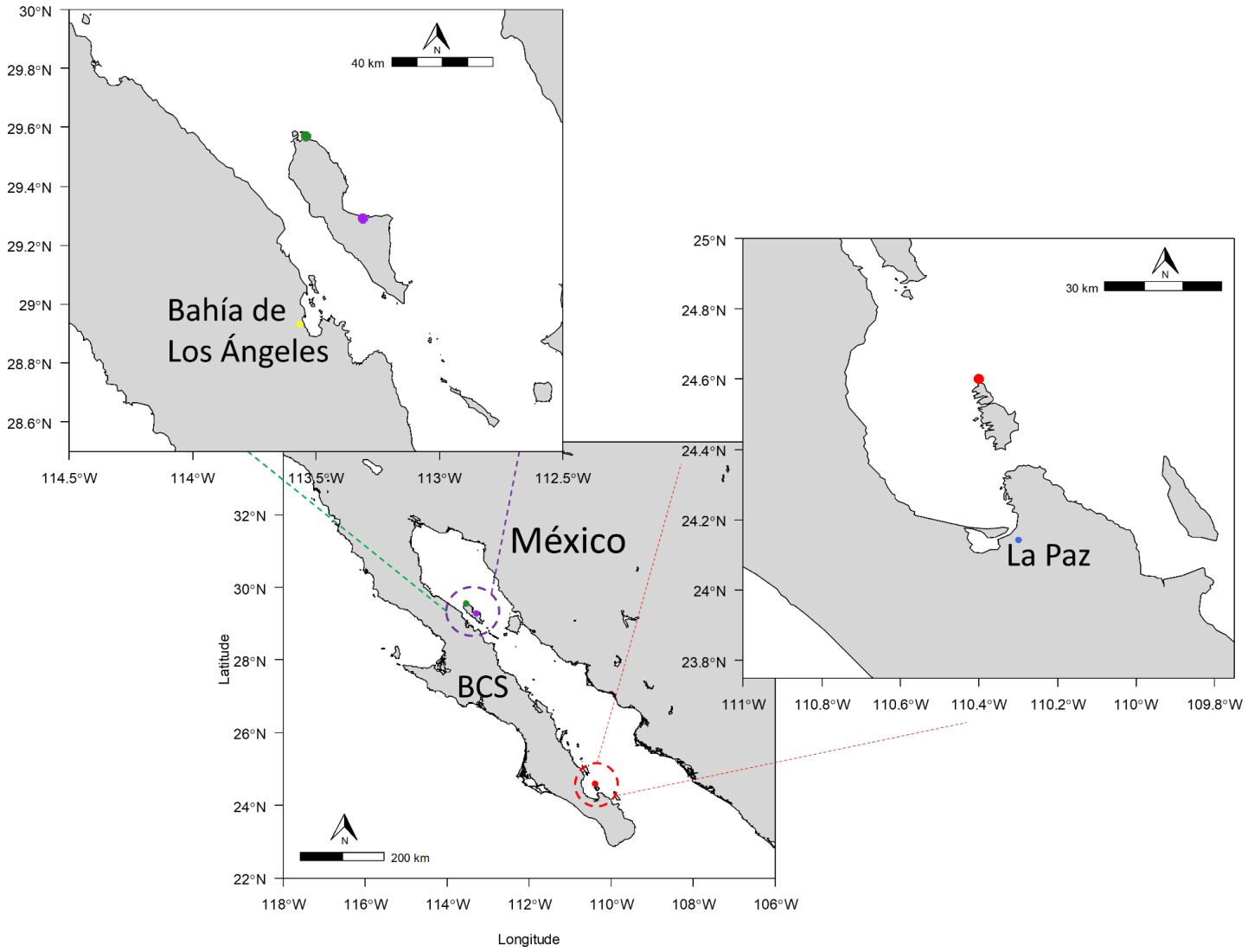

Figura 3. Sitios del muestreo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) en Granito (punto verde), Los Cantiles (punto morado), y Los Islotes (punto rojo) dentro del Golfo de California en Baja California Sur (BCS), México. Mapa modificado de Symon *et al*. (2023).

El análisis de la dieta puede ser de valor como método para rastrear el flujo de contaminantes, incluyendo el Hg, dentro de la red trófica. Sin embargo, la determinación de la dieta en especies que se alimentan en ambientes marinos presenta retos. Usando métodos tradicionales, como el análisis indirecto de partes duras (otolitos, picos de cefalópodos) presentes en las heces y contenido estomacal, o mediante observación directa (Rau *et al.,* 1983), se ha reportado que los juveniles y adultos de lobo marino de California se alimentan de más de 50 especies diferentes de peces y crustáceos, incluyendo sardina del Pacífico (*Sardinops sagax*), anchoa (*Engraulis mordax*), jurel del Pacífico (*Trachurus symmetricus*) y calamar (*Doryteuthis opalescens*) (Adame *et al.,* 2020; Hernández-Camacho *et al.,* 2021; Porras-Peters *et al.,* 2008). Sin embargo, estos métodos sólo proporcionan una foto instantánea de su alimento en un momento dado. El análisis de isótopos estables es una herramienta eficaz para analizar la estructura de las especies dentro de las redes tróficas marinas ya que los isótopos actúan esencialmente como trazadores químicos que proporcionan información integrada en el tiempo sobre el alimento asimilado, en función de la tasa de recambio del tejido utilizado (Fry, 2006; Payo-Payo *et al.,* 2013).

Los estudios en vertebrados marinos suelen utilizar isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) para analizar la ecología trófica y el uso del hábitat. El $\delta^{13}C$ permite inferir el uso de hábitat (más costero o más pelágico; más superficial o más profundo) basado en la fuente de producción primaria, ya que varía según el origen de la materia orgánica; mientras que el $\delta^{15}N$ se emplea para estimar el nivel trófico (Fry, 2006; Layman *et al.,* 2007; McHuron *et al.,* 2016). Los isótopos ligeros representan más del 95% de la mayoría de las formas isotópicas (Fry, 2006) y, debido al proceso de discriminación isotópica, los isótopos pesados se acumulan, o se enriquecen, en los consumidores en comparación con las presas (Caut *et al.,* 2009; Newsome *et al.,* 2006), lo que influye en la cuantificación de los isótopos estables (la proporción entre las formas más pesadas y más ligeras; O'Hara *et al.,* 2018). En general, se asume un enriquecimiento isotópico de entre 3 y 4 por mil (‰) para el $\delta^{15}N$, y de 1‰ para el $\delta^{13}C$ (DeNiro y Epstein, 1981; Newsome *et al.,* 2006), aunque estas estimaciones pueden variar según el tejido (Orr *et al.,* 2012), la especie (Caut *et al.,* 2009; Dehn *et al.,* 2006; Deniro y Epstein, 1981), y la región geográfica (debido a las diferencias en las condiciones oceanográficas, como productividad primaria y surgencias (Porras-Peters *et al.*, 2008)). De manera similar, los isótopos estables de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ han sido utilizados

junto con estudios de contaminantes para mostrar cómo la ecología trófica influye en la exposición y las concentraciones de contaminantes en depredadores por procesos de biomagnificación (Murillo-Cisneros *et al.,* 2022; Rea *et al.,* 2020). Durante la gestación, las crías de lobos marinos pueden presentar valores más altos de $\delta^{15}N$ y ligeras depleciones o enriquecimientos en el $\delta^{13}C$ en comparación con sus madres. Este patrón se atribuye a procesos fisiológicos como la movilización de proteínas y lípidos maternos para sostener el desarrollo fetal, lo cual induce fraccionamiento isotópico durante la síntesis de tejidos neonatales (Jones *et al.,* 2020; Lübcker *et al.,* 2020). En particular, estudios han demostrado que tejidos como el lanugo o segmentos basales de vibrisas, formados en el útero, reflejan la dieta y el estado metabólico de la madre durante el último trimestre de gestación (Rea *et al.,* 2020; Porras-Peters *et al.,* 2008). En especies ayunantes, como el elefante marino del norte, las vibrisas que crecen durante el ayuno reproductivo (cuando ya están gestando) se enriquecen en $\delta^{15}N$ (~ +1.9‰) y $\delta^{13}C$ (~ +0.3‰), producto del catabolismo de reservas corporales (McHuron *et al.,* 2018). Por tanto, los valores isotópicos en tejidos de neonatos no sólo reflejan el forrajeo materno, sino también su condición fisiológica, lo que debe considerarse al interpretar señales tróficas o exposiciones a contaminantes durante etapas tempranas del desarrollo.

Por lo tanto, el objetivo general del presente estudio es evaluar las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales, incluyendo las [Hg] y [Se], así como la ecología trófica ($\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$) en lanugo y tejidos internos, y los indicadores de estrés oxidativo en tejidos internos de crías de lobos marinos de California en colonias selectas del Golfo de California. Asimismo, analizar cómo algunas variables intrínsecas y extrínsecas pueden influir para identificar, bajo el enfoque de Una Salud, individuos, poblaciones, y/o regiones que podrían estar en situación de riesgo. La hipótesis del presente estudio es que, si la acumulación de Hg en los tejidos de lobos marinos de California es influenciada por el sexo, el tipo de tejido, y la ecología trófica, disminuye la concentración de Se biodisponible, lo que provoca un desequilibrio en la relación Se:Hg, entonces los tejidos de hembras y tejidos involucrados en procesos de la desmetilación del Hg presentarán mayores [Hg], menores [Se], y mayores niveles de estrés oxidativo en comparación con machos y tejidos menos involucrados en procesos de la desmetilación del Hg.

2. ANTECEDENTES

2.1 Análisis de las concentraciones de mercurio y selenio, e isótopos estables de carbono y nitrógeno en los tejidos de lobos marinos de California en el Golfo de California

Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa (2008) determinaron las [Hg] y [Se] (promedio ± desviación estándar en peso seco), los valores de $\delta^{15}N$ y el nivel trófico en lanugo de crías de lobos marinos de California de entre 1.5-2 meses de edad colectadas en 1997 en diferentes colonias del Golfo de California. De acuerdo con la literatura (Szteren y Aurioles-Gamboa, 2013), se pueden separar estas colonias en 4 áreas ecológicas: el Golfo norte (Rocas Consag, San Jorge, Isla Lobos), Ángel de la Guarda (Granito, Los Cantiles), el Golfo central (San Esteban, San Pedro Mártir), y el Golfo sur (Los Islotes). Las mayores [Hg] se observaron en Ángel de la Guarda (Isla Granito; 13.9 ± 10.0 ppm), el Golfo norte (Rocas Consag; 14.1 ± 9.3 ppm), y el Golfo sur (Los Islotes; 13.1 ± 9.06 ppm). Las mayores [Se] se observaron en el Golfo sur (Los Islotes; 32.1 ± 34.4 ppm), Ángel de la Guarda (Isla Granito; 31.1 ± 7.24 ppm), y el Golfo central (San Esteban; 14.5 ± 12.2 ppm). Así mismo, se reportó una correlación positiva ($r = 0.73$, $p = 0.038$) entre las [Hg] y [Se] dentro del Golfo sur (Los Islotes), Ángel de la Guarda (Granito), y el Golfo norte (Rocas Consag). Los valores más altos de $\delta^{15}N$ se observaron en el Golfo norte (Rocas Consag; 22.39 ± 0.51‰; nivel trófico indeterminado), el Golfo sur (Los Islotes; 21.52 ± 0.32‰; nivel trófico de 4.69), y el Golfo norte (Isla Lobos; 21.46 ± 0.28‰; nivel trófico de 4.66). Con base en estos resultados, los autores sugieren que la bioacumulación de Hg y Se no sigue patrones espaciales uniformes, sino que la variación entre colonias probablemente esté influenciada por la ecología trófica (determinada por la $\delta^{15}N$) y los procesos de biomagnificación. Por ejemplo, la mayor variabilidad de [Hg] y [Se] en las crías de los lobos marinos de California de las colonias más al sur pueden explicarse porque sus madres tienen un mayor rango de alimentación (aproximadamente 60 km; Rosas-Hernández *et al.,* 2018a) en comparación con aquellas que habitan en las colonias al norte del Golfo de California (Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008).

Aurioles-Gamboa *et al.* (2009) determinaron los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ (promedio ± desviación estándar peso seco) y el nivel trófico de lobos marinos de California de las 13 colonias reproductivas dentro del Golfo de California, usando muestras de lanugo colectadas de crías de entre 1 y 2 meses de edad en 2002 y 2004. Los autores reportaron valores más negativos de $\delta^{13}C$,

indicando una fuente de alimentación más pelágica, en el Golfo sur (Los Islotes; -15.4 ± 0.2‰), Ángel de la Guardia (Los Cantiles; -15.3 ± 0.4‰), y el Golfo norte (Isla Lobos; -14.7 ± 0.3‰). Los valores más altos de $\delta^{15}N$ se observaron en el Golfo norte (Rocas Consag; 22.4 ± 0.5‰; nivel trófico de 4.1), y el Golfo sur (Farallón de San Ignacio; 21.6 ± 0.2‰; nivel trófico de 4.0; y en Los Islotes; 21.5 ± 0.3‰; nivel trófico de 4.3). En general, en todo el Golfo de California, el valor promedio de $\delta^{13}C$ fue -14.5 ± 0.5‰, de $\delta^{15}N$ fue 21.0 ± 0.7‰, y el nivel trófico promedio fue 4.1 ± 0.5. Los autores concluyen que las variaciones en las $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ observadas en especies de pinnípedos con dietas similares, pero que residen en diferentes entornos, probablemente estén influenciadas por las condiciones ambientales más que por la dieta (Aurioles-Gamboa *et al.,* 2009).

Szteren y Aurioles-Gamboa (2013) determinaron las [Hg] y [Se] (promedio ± desviación estándar en peso seco) en la bula timpánica de hembras y machos adultos de lobos marinos de California, colectados entre 1978 y 1994, en 10 colonias del Golfo de California. Se observaron diferencias significativas en las [Hg] entre regiones, aunque no en las [Se]. La [Hg] fue más alta en el norte del Golfo (0.16 ± 0.29 ppm) y más baja en el Golfo central (0.02 ± 0.05 ppm), mientras que el sur (0.04 ± 0.04 ppm) y Ángel de la Guarda (0.15 ± 0.14 ppm), se observaron valores intermedios. La [Se] fue más alta en el sur (48.74 ± 116.82 ppm) y más baja en la región de Ángel de la Guarda (30.25 ± 74.24 ppm), mientras que en las regiones norteñas (38.50 ± 80.79 ppm) y centrales (40.07 ± 51.76 ppm), se reportaron valores intermedios. Los autores sugieren que, aunque es difícil determinar asociaciones entre estas variables, debido a las interacciones de factores bióticos y abióticos complejos, estas diferencias pueden deberse a variaciones en la ecología trófica y las condiciones oceanográficas (Szteren y Aurioles-Gamboa, 2013).

Aurioles-Gamboa *et al.* (2017) analizaron los valores de $\delta^{15}N$ (promedio ± desviación estándar en peso seco) en el lanugo de crías (entre 2 y 3 meses de edad) de lobos marinos de California, capturados en las 13 colonias reproductivas del Golfo de California entre 1999 y 2014. Los valores de $\delta^{15}N$ en el lanugo de las crías de las 13 colonias mostraron un mayor enriquecimiento entre 0.08 y 0.16‰ por año. Las crías capturadas en Los Islotes (20.62 ± 0.3‰ en 1999 a 22.64 ± 0.2‰ en 2014) y Granito (21.49 ± 0.37‰ en 2000 a 23.47 ± 0.5‰ en 2014), mientras mostraron un

enriquecimiento de aproximadamente 0.13‰ por año, mientras las crías capturadas en Los Cantiles mostraron un enriquecimiento de aproximadamente 0.12‰ por año (21.58 ± 0.3‰ en 2000 a 23.06 ± 0.6‰ en 2014). Los autores sugieren que estos aumentos progresivos en el enriquecimiento de $\delta^{15}N$ probablemente no sean el resultado de cambios en la dieta, sino de una mayor desnitrificación por bacterias anaeróbicas de la zona mínima de oxígeno, que pueden resultar por el calentamiento global (disminuciones en la saturación de oxígeno que impulsen la expansión de la zona mínima), cambios en los patrones del viento que influyen en las concentraciones de oxígeno por la productividad primaria a través de procesos de surgencia, o una combinación de estos factores (Aurioles-Gamboa *et al.*, 2017).

Rosas-Hernández *et al.* (2018a) determinaron los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en las vibrisas de hembras adultas de lobo marino de California colectadas en 2011 en Isla San Esteban dentro del Golfo de California y en 2012 y 2013 en Isla Santa Margarita en el Océano Pacífico norte. Los valores de $\delta^{13}C$ variaron entre -14.0 a -13.4‰ y -16.7 a -13.3‰ en Isla San Esteban y en Isla Santa Margarita, respectivamente, mientras que los valores de $\delta^{15}N$ fueron de 20.8 a 21.9‰ (nivel trófico de 3.6) y 19.6 a 20.6‰ (nivel trófico de 3.5) en Isla San Esteban y en Isla Santa Margarita, respectivamente. Además, las vibrisas recolectadas de Isla San Esteban mostraron un enriquecimiento de 1.3‰ en $\delta^{13}C$ y un enriquecimiento de 1.1‰ en $\delta^{15}N$ en comparación con aquellas recolectadas en Isla Santa Margarita. Con base en los resultados del presente estudio, los autores sugieren que, a diferencia de las hembras que se encuentran en Isla Santa Margarita, las hembras que se encuentran en Isla San Esteban consumen mayores cantidades de presas bentónicas-demersales, que pertenecen a niveles tróficos ligeramente diferentes. Además, los autores sugieren que el nicho isotópico encontrado en cada región está influenciado por condiciones oceanográficas y físicas, mientras que el nicho trófico más amplio encontrado en Isla Santa Margarita es un indicador de un mayor número de hábitats disponibles (i.e., costas, áreas pelágicas, y lagunas; Rosas-Hernández *et al.*, 2018a).

Fernández-Robledo *et al.* (2022) determinaron las [Hg] y [Se] (promedio ± desviación estándar en peso seco) en el pelo de crías post-muda de aproximadamente 4 meses de edad en dos colonias del Golfo de California en 2014. En promedio, reportaron mayores [Hg] en el Golfo norte (Rocas

Consag; 20.8 ± 15 ppm) en comparación con el Golfo central (San Esteban; 6.72 ± 6.2 ppm), y reportaron mayores [Se] en el Golfo central (80.1 ± 37.1 ppm) en comparación con el Golfo norte (35.5 ± 10.7 ppm). Los autores concluyen que la diferencia observada en [Hg] entre el centro y el norte del Golfo de California podría ser el resultado de una mayor contaminación antropogénica en el norte del Golfo en comparación con el sur, mientras que las diferencias en [Se] podrían relacionarse con posibles diferencias en la dieta; las hembras del Golfo central probablemente tengan una dieta más rica en Se, que se bioacumula en los tejidos de las crías debido al consumo de leche (transferencia materna). Además, los autores concluyen que las diferencias en las [Hg] y [Se] en estudios previos dentro del Golfo de California pueden deberse al estado de muda (i.e., primera muda completa vs. la muda parcial), demandas energéticas (i.e., superposición de muda con periodos de lactancia), y fuentes de exposición dietética (i.e., lactancia vs. el desarrollo en el útero; Fernández-Robledo *et al.*, 2022).

Tomados juntos, los resultados de los estudios anteriores indican que hay diversos factores que pueden influir en las [Hg], [Se], la ecología trófica ($\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$), y sus interacciones, incluyendo el tipo de tejido, región geográfica, condiciones ambientales y oceanográficos (i.e., patrones de vientos, calentamiento, aumentos en procesos de desnitrificación por bacterias, etc.), dieta, número de hábitats disponibles, proximidad a fuentes de contaminación, estadio de madurez y de la muda, así como otros factores bióticos y abióticos (Ruelas-Inzunza *et al*., 2003; Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008; Aurioles-Gamboa *et al.*, 2009; Szteren y Aurioles-Gamboa, 2013; Aurioles-Gamboa *et al.*, 2017; Rosas-Hernández *et al.*, 2018a; Fernández-Robledo *et al.*, 2022).

2.2 Análisis de las concentraciones de otros elementos en los tejidos de lobos marinos de California en el Golfo de California

Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa (2008) determinaron las [Cu], [Fe], [Pb], y [Zn] (promedio ± desviación estándar en peso seco), el nivel trófico, y el $\delta^{15}N$ (reportados en la sección anterior) en lanugo de crías de lobos marinos de California de entre 1.5 y 2 meses de edad colectadas en 1997 en diferentes colonias del Golfo de California. La [Fe] y [Zn] fueron significativamente más altas en crías de Los Islotes (203 ± 213 ppm; 398 ± 308 ppm,

respectivamente) y Granito (208 ± 113 ppm; 197 ± 72.7 ppm, respectivamente) en comparación con Los Cantiles (121 ± 53.6 ppm; 40.5 ± 38.6 ppm, respectivamente). Las [Cu] y [Pb] fueron similares en crías de Los Islotes (4.4 ± 13.3 ppm; 42.4 ± 22.2 ppm, respectivamente), Los Cantiles (7.0 ± 1.53 ppm; 5.1 ± 2.49 ppm, respectivamente), y Granito (3.8 ± 3.26 ppm; 11.7 ± 9.36 ppm, respectivamente). En general, estos elementos no mostraron una correlación significativa con el $\delta^{15}N$, indicando que otros factores, como procesos metabólicos, la dieta, variaciones temporales en concentraciones ambientales, y la ontogenia pueden influir en sus concentraciones (Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008).

Szteren y Aurioles-Gamboa (2013) determinaron las [Al], [Cd], [Cu], [Fe], [Pb], y [Zn] (promedio ± desviación estándar en peso seco) en la bula timpánica de hembras y machos adultos de lobos marinos de California, colectados entre 1978 y 1994, en 10 colonias del Golfo de California. No se observaron diferencias significativas entre crías del Golfo de California central y Golfo de California sur en las [Al] (71.71 ± 77.11 ppm; 62.73 ± 44.46 ppm, respectivamente), [Cd] (3.57 ± 2.68 ppm; 2.59 ± 1.84 ppm, respectivamente), [Cu] (3.74 ± 2.09 ppm; 4.03 ± 2.29 ppm, respectivamente), [Fe] (38.71 ± 25.33 ppm; 70.51 ± 68.40 ppm, respectivamente), [Pb] (28.98 ± 16.67 ppm; 25.67 ± 12.87 ppm, respectivamente), ni la [Zn] (73.88 ± 55.53 ppm; 44.17 ± 38.65 ppm, respectivamente; Szteren y Aurioles-Gamboa, 2013). Los autores concluyeron que las concentraciones de elementos en muestras de hueso pueden ser influenciados por concentraciones ambientales, la afinidad del tejido para cada elemento, procesos metabólicos, y proximidad a fuentes de contaminación (Szteren y Aurioles-Gamboa, 2013).

2.3 Análisis de los indicadores de estrés oxidativo en relación con las concentraciones de mercurio y selenio en los tejidos de pinnípedos

Usando muestras de sangre recolectadas de crías de lobos marinos de Steller anestesiados de cuatro colonias en Alaska y las Islas Aleutianas, Lian *et al.* (2020), analizaron algunos indicadores de estrés oxidativo, incluyendo la actividad de GPx, las concentraciones de carbonilos proteicos y las sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico (TBARS) en relación con las [Hg], [$MeHg^{+}$], [Se], la proporción molar Se:Hg, colonia, y sexo. Los autores reportaron una correlación significativa y negativa entre las TBARS y [Se], proporción molar Se:Hg, y la actividad de GPx, mientras, no

reportaron ninguna correlación entre las concentraciones de carbonilos proteicos y las otras variables. A excepción de la [Se], todos los indicadores de estrés oxidativo, las [Hg] y [$MeHg^{+}$], y la proporción molar Se:Hg variaron entre colonias. Los autores reportaron diferencias entre sexo y la actividad de GPx donde las hembras tuvieron una actividad significativamente más alta en comparación con los machos. La [$MeHg^{+}$] y la proporción molar Se:Hg no influyeron en los indicadores de estrés oxidativo. Los autores concluyeron que las mayores concentraciones de TBARS con menores [Se] son probablemente el resultado de una menor protección contra el estrés oxidativo, mientras que el aumento de la actividad de GPx con concentraciones mayores de TBARS proporciona evidencia de la importancia del Se para brindar protección contra el estrés oxidativo en crías con altas [Hg] y bajas [Se]. Además, las diferencias geográficas reportadas probablemente resultaron por variaciones en factores intrínsecos y/o extrínsecos, incluyendo la dieta (Lian *et al.,* 2020).

3. JUSTIFICACIÓN

Algunos mamíferos marinos, como los lobos marinos de California, son de interés particular en el estudio de contaminantes ambientales debido a su estado como especies centinelas de la salud del ecosistema (enfoque de Una Salud). Con la excepción de la colonia en Los Islotes, en los últimos 40 años, las colonias de lobos marinos de California en las regiones del centro, incluyendo Granito y Los Cantiles, y norte del Golfo de California han mostrado disminuciones significativas en sus poblaciones (Pelayo-González *et al.*, 2021). Aunque, hay varios factores que pueden influir en estos cambios, la causa exacta no se conoce; se sugiere que la contaminación por elementos traza, como el Hg, puede ser un factor importante. Sin embargo, sólo tres estudios han cuantificado las [Hg] y [Se] en diferentes tejidos de lobos marinos de California en el Golfo de California (Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008; Fernández-Robledo *et al.,* 2022; Szteren y Aurioles-Gamboa, 2013). Esas muestras se colectaron en todo el Golfo de California entre 1978 y 1994 y en 1997, mientras que en 2014 se colectaron muestras sólo de la zona norte del Golfo de California. De estos estudios, sólo dos utilizaron muestras de individuos recolectados en Los Islotes (entre 1978-1994; Szteren y Aurioles-Gamboa, 2013, y en 1997; Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008). Lo anterior sugiere que la exposición a estos elementos no ha sido explorada en los lobos marinos de California que habitan en Los Islotes en las últimas dos décadas; mientras que la influencia de factores como el sexo y el tipo de tejido sobre la exposición de elementos traza siguen sin explorarse. Además, sólo en uno de estos estudios (Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008) se analizaron las [Hg] en relación con la ecología trófica. Dada la información limitada en el Golfo de California para esta especie, los factores ecológicos responsables de la exposición al Hg, Se, y otros elementos esenciales y no esenciales en el lobo marino de California no se conocen bien. Por lo tanto, el presente estudio sentará las bases sobre las concentraciones de varios elementos esenciales y no esenciales y permitirá comprender mejor cómo las [Hg] y [Se] en tejidos de lobos marinos de California del Golfo de California están influenciadas por factores como la ecología trófica, el sexo, el año, el tipo de tejido, y la colonia. Debido al estado de los lobos marinos de California como una especie centinela, y considerando que comparte hábitats y algunos recursos dietéticos con humanos regionales, los resultados del presente estudio pueden aportar información sobre la presencia y distribución de contaminantes, como el Hg, en ecosistemas marinos del Golfo de California.

Aunque los umbrales de preocupación toxicológicos relativos para humanos (1 y 5 ppm en pelo), no son directamente aplicables a pinnípedos, su comparación permite contextualizar las concentraciones observadas en crías. Además, al comparar crías de colonias que están experimentando variaciones poblacionales (i.e., dos en decaimiento y una en aumento), los resultados pueden contribuir como línea base para futuras evaluaciones que examinen la posible influencia de contaminantes en la salud y dinámica de estas colonias, lo que puede ser aplicado a lobos marinos de California en otras regiones y/u otras especies de pinnípedos.

4. HIPOTESIS

La hipótesis del presente estudio es que, si la acumulación de Hg en los tejidos de lobos marinos de California es influenciada por el sexo, el tipo de tejido, y la ecología trófica, disminuye la concentración de Se biodisponible, lo que provoca un desequilibrio en la relación Se:Hg, entonces los tejidos de hembras y tejidos involucrados en procesos de la desmetilación del Hg presentarán mayores [Hg], menores [Se], y mayores niveles de estrés oxidativo en comparación con machos y tejidos menos involucrados en procesos de la desmetilación del Hg.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Evaluar las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales, incluyendo las [Hg] y [Se], así como la ecología trófica (inferida a través de las $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$) en lanugo y tejidos internos, y los indicadores de estrés oxidativo en tejidos internos de crías de lobos marinos de California en colonias selectas del Golfo de California y analizar cómo algunas variables intrínsecas y extrínsecas pueden influir para identificar, bajo el enfoque de Una Salud, individuos, poblaciones, y/o regiones que podrían estar en situación de riesgo.

5.2 Objetivos particulares

1. Cuantificar y examinar si las concentraciones de varios elementos, incluyendo el Hg y Se, además de la proporción molar Se:Hg varían por sexo, año, la ecología trófica ($\delta^{13}C$ y el $\delta^{15}N$), medidas morfométricas (i.e., la longitud y el índice de condición corporal (ICC)), tipo de tejido, y la colonia de origen.
2. Comparar las [Hg] en lanugo de lobos marinos de California con los umbrales de preocupación toxicológicos establecidos en pelo de humanos (1, 5, y 10 ppm) y mamíferos silvestres (20 y 30 ppm).
3. Cuantificar los indicadores de estrés oxidativo en tejidos internos y evaluar la influencia de las Hg y Se, y el tipo de tejido.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Colecta de muestras de lobos marinos de California

Todas las muestras de los lobos marinos de California fueron recolectadas usando los permisos de colección obtenidos por la Dra. Claudia Hernández Camacho del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR): NUM/SGPA/DGVS/02402/14 (2014), NUM/SGPA/DGVS/03999/15 (2015), NUM/SGPA/DGVS/07208/16 (2016), NUM/SGPA/DGVS/02735/17 (2017), NUM/SGPA/DGVS/006667/18 (2018), SGPA/DGVS/03271/21 (2021), SGPA/DGVS/05508/22 (2022), y SPARN/DGVS/07012/23 (2023).

6.1.1 Lanugo

Se recolectaron muestras de lanugo de crías (0 a 3 meses de edad) de lobos marinos de California en las colonias del centro (Granito y Los Cantiles) entre 2014 a 2018 y del sur (Los Islotes) entre 2014 a 2018 y 2021 a 2023 (Fig. 3; Tabla 1).

Tabla 1. Tamaño de muestra, por año, grupo, y colonia, del lanugo recolectado de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*).

Año	Grupo	Los Islotes	Granito	Los Cantiles
2014	Hembras		5	
	Machos		10	
	General	15	15	15
2015	Hembras	7		
	Machos	8		
	General	15	15	15
2016	Hembras			
	Machos			
	General	16	13	15
2017	Hembras			
	Machos			
	General	15	11	15
2018	Hembras		3	
	Machos		12	
	General	16	15	15
2021	Hembras	18	0	0
	Machos	17	0	0
	General	35	0	0
2022	Hembras	22	0	0
	Machos	21	0	0
	General	43	0	0
2023	Hembras	24	0	0
	Machos	24	0	0
	General	48	0	0

Las crías se capturaron en redes y se pesaron individualmente utilizando una balanza portátil. Posteriormente, las crías fueron retiradas de las redes y sujetadas manualmente para determinar su longitud total con una cinta métrica. En animales vivos y muertos, se colectaron muestras de lanugo, en parches de aproximadamente 2 cm x 2 cm usando tijeras. En todas las muestras, el sitio de recolección se estandarizó entre individuos ya que la [Hg] en el pelo puede variar por la ubicación (McHuron *et al.*, 2012). Previo a la recolección de la primera muestra y entre cada muestra, las tijeras se enjuagaron con agua del mar para eliminar todos los residuos; cuando fue posible, se enjuagaron con agua destilada y alcohol (70%). Se determinó el sexo de cada animal y se liberó a cada cría viva lo más cerca posible del área de captura. Las muestras de lanugo se colocaron en sobres etiquetados individualmente y se almacenaron en un contenedor seco para su transporte. Al llegar al Laboratorio de Estrés Oxidativo del CIBNOR, las muestras de lanugo

fueron transferidas a bolsas Whirl-Pak (4 oz; Uline, Pleasant Prairie, WI, EE. UU.) previamente etiquetadas, y fueron congeladas a -80°C hasta su procesamiento.

6.1.2 Tejidos internos

Se recolectaron muestras de tejidos internos de crías de lobos marinos de California muertas en 2021 (n = 2 hembras), 2022 (n = 1 macho), 2023 (n = 3 hembras), y 2024 (n= 1 hembra, n = 1 macho) de Los Islotes (Tabla 2). Al encontrar un individuo muerto, se determinó el estado de descomposición y condición corporal siguiendo los lineamientos de Barnett *et al.* (2018). Todas las muestras de tejidos internos fueron recolectadas de cadáveres en los estados 1 y 2 de descomposición, mientras que únicamente se recolectó músculo de cadáveres hasta al principio del estado 3 de descomposición, debido al riesgo que implicaba abrir la cavidad abdominal por la acumulación de gases. Dado que no se realizó una necropsia completa, sólo fue posible especular la causa de la muerte de cada cría basándose en la evidencia observada (Tabla 3). En cada caso, se asignó un número de identificación individual, se registró el estado de descomposición, ubicación, peso (kg), longitud total (cm), sexo, estadio de madurez, y la condición corporal. Se realizó un breve examen físico externo en busca de parásitos y heridas de origen natural y/o antropogénico. Al abrir la cavidad del cuerpo con un bisturí, se realizó un breve examen físico interno para observar la presencia/ausencia de parásitos y/o heridas. Dependiendo de la condición corporal del cadáver y otros factores, como la presencia de heridas que mostraban tejido necrótico, la posición del cadáver, y la cantidad de músculo, se recolectaron muestras del músculo esquelético de cuatro sitios posibles: 1) *Latissimus dorsi*, 2) *Pectoralis major*, 3) *Pectoralis minor*, o 4) *Obliquus externus abdominis*. Si las condiciones lo permitían, se recolectaron aproximadamente 9-30 g de tejido de la porción caudal del lóbulo lateral izquierdo o del lóbulo medio izquierdo del hígado, la porción caudal del riñón izquierdo, el ventrículo izquierdo del corazón y la porción caudal del lóbulo cerebral izquierdo y derecho. Antes de iniciar la recolección de muestras, después de abrir la cavidad corporal, y entre la colecta de cada muestra, todos los instrumentos quirúrgicos se lavaron con agua de mar para eliminar cualquier residuo y se enjuagaron con agua destilada seguida de alcohol (70%) para evitar la contaminación cruzada. En los casos que no fue posible limpiar las herramientas entre muestras (i.e., debido a condicionales ambientales, incluyendo calor excesivo, etc.), al llegar al laboratorio se tomaron submuestras de

los tejidos para quitar las capas externas contaminadas. Todas las muestras se almacenaron en bolsas Whirl-Pak etiquetadas y se transportaron en hielo en una hielera al Laboratorio de Estrés Oxidativo, donde se congelaron a -80°C hasta su análisis.

Tabla 2. Tamaño de muestra de los tejidos internos recolectados de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) en 2021 (n = 2 crías), 2022 (n = 1 cría), 2023 (n = 3 crías), y 2024 (n = 2 crías) de Los Islotes.

Año	Grupo	Músculo	Hígado	Riñón	Cerebro	Corazón
2021	Hembras	3	2	2	2	1
	Machos	0	0	0	0	0
	General	3	2	2	2	1
2022	Hembras	0	0	0	0	0
	Machos	2	1	1	2	1
	General	2	1	1	2	1
2023	Hembras	5	3	2	2	2
	Machos	0	0	0	0	0
	General	5	3	2	2	2
2024	Hembras	2	1	1	2	1
	Machos	3	1	1	2	1
	General	5	2	2	4	2
	Total	15	8	7	10	6

Tabla 3. Presuntas causas de muerte de crías de lobo marinos de California (*Zalophus californianus*) entre 2021 y 2024 de Los Islotes.

Individuo	Estadio de Descomposición	Causa Potencial de Muerte	Notas
1	1	Septicemia/Inanición	Murió mientras estábamos en la isla. Heridas por mordedura presentes en todas las aletas con mucho tejido necrótico presente. Emaciada (poco músculo, sin reservas de grasa corporal).
2	2-3	Aplastamiento	Lesiones internas presentes, incluidas costillas rotas (al menos 2) y lesiones hepáticas compatibles con aplastamiento. Buena condicional corporal.
3	1	Aplastamiento	Lesiones internas presentes, incluidas costillas rotas (al menos 2) compatibles con aplastamiento; cabeza atascada entre dos rocas, pero no aplastada. Flaca con poco músculo y grasa corporal.
5	1-2	Septicemia/Aplastamiento	Heridas por mordedura presentes en todas las aletas con mucho tejido necrótico presente. Herida tipo “desgloving” cervical. Varias costillas rotas (al menos 3) compatibles con aplastamiento. Flaca con poco músculo y grasa corporal.
6	1	Desconocido/Inanición	Sin signos de trauma externo/interno. Cordón umbilical seco presente. Flaca con poco músculo y grasa corporal.
7	2	Desconocido	Ligera inflamación de los riñones y del corazón- probablemente post mortem.
8	1	Desconocido	Sin signos de trauma externo/interno. Leche en el estómago. Buena condición corporal y depósitos de grasa corporal (1-2 mm aprox.). Cordón umbilical y parte de la placenta presentes.
10	1	Desconocido/No Prosperar	Sin signos de trauma externo/interno. Sin contenido estomacal. Diarrea (¿meconio?) presente. Extremadamente emaciado (muy poco músculo y sin grasa corporal). Poco cordón umbilical seco presente.

6.2 Preparación de las muestras

Todas las muestras se descongelaron a temperatura ambiente en una cama de hielo previo al análisis.

6.2.1 Tejidos internos

Al llegar al laboratorio, las muestras fueron pesadas utilizando una balanza analítica para evitar sesgos por procesos de congelación/descongelación. Se quitó el exceso de sangre de cada muestra y se determinó el peso húmedo. Las muestras grandes se cortaron en piezas más pequeñas para ayudar en los procesos de congelación y liofilización. Las muestras se congelaron a -80°C y posteriormente, se liofilizaron durante 24-72 horas a -55°C ± 10°C. Después de la liofilización, se registró el peso seco de todas las muestras y se determinó el porcentaje (%) de humedad de cada tejido siguiendo la ecuación 1 (Correa *et al.,* 2014):

$$Porcentaje\ (\%)\ de\ humedad = \left[\frac{(peso\ húmedo - peso\ seco)}{peso\ húmedo}\right] * 100 \qquad (1)$$

6.2.2 Lanugo

Se preparó una solución de jabón Triton® X-100 (1%; Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, EE. UU.); antes de usarse, la solución se mezcló durante 10 a 15 minutos utilizando una placa de agitación. Las muestras de lanugo fueron lavadas con la solución de Triton-X para eliminar residuos y escombros. Se abrieron las bolsas Whirl-pak y se vertió suficiente solución de jabón en su interior para cubrir la muestra; cada bolsa se agitó manualmente y se dejó reposar durante 15 minutos. Después de este tiempo, la solución de jabón se eliminó lentamente para prevenir la pérdida de muestra, se agregó agua desionizada, se agitó y se dejó reposar durante 10 minutos. Este proceso se repitió cuatro veces más dejando las muestras en reposo durante 5 minutos en cada ciclo. Se eliminó toda el agua desionizada de las muestras y se congelaron a -80°C hasta su liofilización (VerTis, Lyo-Centre, Warminster, PA, EE. UU.). Después de ser liofilizadas durante 24 horas a -55°C ± 10°C, se separaron submuestras en bolsas Whirl-Pak etiquetadas y se almacenaron en el Laboratorio de Estrés Oxidativo.

Se separaron submuestras de todos los tejidos (i.e., lanugo y tejidos internos) en bolsas Whirl-Pak etiquetadas; una de las submuestras se mantuvo en el Laboratorio de Estrés Oxidativo como respaldo, mientras la otra se envió a la Universidad de Texas A&M (TAMU) para su posterior análisis. Las submuestras fueron importadas a EE. UU. usando los permisos 18786-06 (muestras de 2021 y 2022) y 24359 (muestras de 2014 a 2018 y 2023) bajo el Marine Mammal Health and Stranding Response Program, emitido por el National Marine Fisheries Service al Dr. T.M. O'Hara.

6.3 Análisis de la concentración de mercurio

Se analizaron todas las muestras de 2021 y 2023. En 2022, de las 43 muestras, sólo se analizaron 42 muestras (n = 20 machos; n = 22 hembras).

La [Hg] se determinó en muestras de lanugo y tejidos internos utilizando descomposición térmica directa-amalgamación de oro-CVAAS (MA-3000 NIC; AG Scientific, Bryan, TX, EE. UU.) en el laboratorio de Trace Element Research (TAMU). Previo a la primera pesada de muestras y los materiales de referencia certificada (MRC), la balanza analítica (Sartorius Entris, Goettingen, Alemania) se calibró utilizando pesas calibradas (0.5 g, 2.0 g, 10.0 g, y 50.0 g; Aldinger Company, Houston, TX, EE. UU.). Como control de calidad (QA/QC), todas las muestras (0.2 a 0.4 g) y MRC (0.1 a 0.4 g; 1566b- ostión, National Institute of Standards and Technology (NIST), Gaithersburg, MD, EE. UU; ERM-CE464- atún, European Reference Materials, Geel, Bélgica; IAEA-085- pelo humano, International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna, Austria; IAEA-086- pelo humano, IAEA, Vienna, Austria) fueron analizadas por duplicado y se implementaron corridas de limpieza (harina, blanco, bote vacío). Además, se determinó el coeficiente de variación (%) de los duplicados de las muestras y MRC usando la ecuación 2. Los duplicados con un coeficiente de variación inferior al 15% se consideraron aceptables para el análisis de datos.

$$Coeficiente\ de\ variación\ (\%) = \left(\frac{desviación\ estándar}{promedio\ de\ la\ [HgT]}\right) * 100 \qquad (2)$$

Los porcentajes de recuperación de los MRC se presentan en la Tabla 4. En promedio fueron 98.1 ± 6.1% (1566b), 98.2 ± 6.2% (2976), 99.1 ± 2.5% (ERM-CE464), 101.8 ± 1.9% (IAEA-085), y 95.2 ± 3.7% (90-108%; IAEA-086). El límite de detección del método (LDM) fue de 0.07 ppm, considerando una masa de muestra típica de 0.015 g. Los resultados de la determinación de [Hg] son expresados en ppm en peso seco en el caso del lanugo y peso húmedo en el caso de los tejidos internos.

Tabla 4. Porcentaje de recuperación (promedio ± desviación estándar (DE) y valores mínimo-máximo) de materiales de referencia certificados (MRC) utilizados en el análisis de la concentración de mercurio en muestras de lanugo y tejidos internos recolectados en Los Islotes, Los Cantiles, y Granito entre 2014 a 2018 y en Los Islotes durante 2021 a 2023.

MRC	Promedio ± DE	Mínimo-Máximo (%)
1566b- ostión	98.1 ± 6.1%	91-114
2976- mejillón	98.2 ± 6.2%	90-114
ERM-CE464-atún	99.1 ± 2.5%	92-109
IAEA-085- pelo humano	101.8 ± 1.9%	97-106
IAEA-086- pelo humano	95.2 ± 3.7%	90-108

Nota: European Reference Materials (ERM); International Atomic Energy Agency (IAEA).

6.4 Análisis de la concentración de otros elementos

Sólo se analizaron las concentraciones de otros elementos en el lanugo de lobos marinos de California capturadas entre 2022 y 2023. En 2021, de las 35 muestras, sólo se analizaron 34 muestras (n = 16 machos; n = 18 hembras).

Se determinó la concentración de elementos esenciales y no esenciales en las muestras de lanugo y tejidos internos recolectadas en Los Islotes (2021 a 2023). Para ello, se emplearon técnicas de espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS; NexION 2000, PerkinElmer®, Waltham, MA, EE. UU) y espectrometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES; Avio™ 500, PerkinElmer®, Waltham, MA, USA). En 2021 se analizaron las concentraciones de 19 elementos: ICP-MS: Cd, Pb, y Se; ICP-OES: Al, boro (B), bario (Ba), Ca, cromo (Cr), Cu, Fe, magnesio (Mg), Mn, molibdeno (Mo), Na, potasio (P), S, estroncio (Sr), vanadio (V), y Zn. En 2022 se analizaron 11 elementos: ICP-MS: Cd, Cr, Pb, y Se; ICP-OES: Ca, Cu, Fe, Mg,

Mn, Sr, y Zn. En 2023 se analizaron 12 elementos: ICP-MS: Cd, Pb, y Se; ICP-OES: B, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn, S, Sr, y Zn.

Antes del análisis de cada elemento, se realizó una digestión ácida de las muestras de lanugo y tejidos internos siguiendo los métodos de Moses *et al.* 2009. Previo a la digestión, se le dio a cada muestra un código de identificación generado al azar como un medio para eliminar cualquier sesgo. La balanza analítica se calibró diariamente antes de su uso, como se mencionó para el análisis de la [Hg]. Se transfirieron 0.1 ± 0.05 g de cada muestra a tubos de 15.0 mL (VWR, Radnor, PA, EE. UU.) etiquetados individualmente. Las muestras se separaron en lotes de máximo 20 muestras. Para cada lote, se implementaron medidas de QA/QC, incluyendo un blanco (tubo con agentes de digestión solamente), un control de laboratorio (un blanco con pico A (estándar interno; 0.1 mL) y pico B (Tiss B; 0.1 mL; Inorganic Ventures, Christiansburg, VA, EE. UU.)), los cuales contenían concentraciones conocidas de los elementos, MRC 2976 (mejillón; 0.07 ± 0.05 g; National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD, EE. UU.), una muestra seleccionada al azar mezclada con los picos A y B, y una muestra duplicada seleccionada al azar. Dentro de una campana (Kewaunee Scientific Equipment Corp., Adrian, MI, EE. UU.), se agregaron 1.5 mL de ácido nítrico (67-70%, Supelco® OmniTrace®, Darmstadt, Alemania) a cada tubo y se dejó reposar durante la noche (aproximadamente 14-16 horas) hasta que la muestra se disolvió por completo. Todas las muestras se colocaron en bolsas de plástico (Poly bags- 2 mil; Uline, Coppell, TX, EE. UU.) y se colocaron en un horno (VWR Oven F Air 2.3 CF, Radnor, PA, EE. UU.) durante 30 minutos a 55°C, 30 minutos a 75°C, y finalmente 4 horas a 95°C. Mientras se incubaban los tubos durante el paso final antes mencionado, se usó un extractor (O-I-Analytical, College Station, TX, EE. UU.) conectado a la campana, para evitar la acumulación de gases liberados dentro del horno. Los tubos se enfriaron durante aproximadamente 20 minutos y se sacaron de las bolsas dentro de la campana. Después, se añadió 1.0 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2; 30%; Supelco® Suprapur®, Darmstadt, Alemania) a cada tubo y se colocaron en el horno durante una hora a 80°C. Los tubos se dejaron enfriar durante 20 minutos, posteriormente se añadió 0.5 mL de ácido clorhídrico (HCl; 34-37%; Supelco® OmniTrace®, Darmstadt, Alemania) a cada tubo y se colocaron en el horno durante 30 minutos a 80°C. Los tubos se dejaron enfriar y se les añadieron aproximadamente 7.0 mL de agua ultrapura (18 megaohms) para ajustar el volumen final de

alrededor (por la evaporación normal) de 10.0 mL. Las muestras se analizaron utilizando ICP-OES sin dilución adicional; mientras que para el análisis por ICP-MS, se diluyeron 10x. Se utilizaron estándares internos como medio para compensar la deriva instrumental. Además de un blanco, la calibración del equipo se basó en un mínimo de cuatro estándares internos; estos datos se verificaron cada 10 muestras, así como después del final de cada ejecución mediante el análisis de una muestra de calibración y un blanco. Los blancos y las muestras con picos y el porcentaje de recuperación de los MRC estuvieron dentro del rango de 73.5 y 118% para lanugo (Tabla 5) y para tejidos internos de 72 a 115% (Tabla 6). Los resultados se expresan en ppm peso seco en el caso del lanugo y peso húmedo en el caso de los tejidos internos.

Tabla 5. Control de calidad (QA/QC) para el análisis de elementos esenciales y no esenciales en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas de Los Islotes entre 2021 y 2023.

			Recuperación Promedio (%)		
Elemento	LDM (ppm)	DPR (%) del Duplicado	CL	Muestra con Picos	MRC
Al	1.31	47.5	102	94	73.5
B	0.098	6	109	107	
Ba	0.040	6.5	91	89.5	
Ca	0.377	1.25	106	105	93.5
Cd	0.008	8	105	101	101
Cr	0.062	42	111	105	68.3
Cu	0.066	3.25	108	104	95
Fe	0.065	16.3	109	106	98
Mg	0.874	2	108	106	89.3
Mn	0.052	16.3	107	104	114
Mo	0.075	29.5	109	103	
Na	110	36	103	107	99
P	2.41	3.5	104	97.5	
Pb	0.026	17.3	101	96	95.8
S	1.47	2.5			
Se	0.042	1.5	95.3	98.8	98.3
Sr	0.024	1.75	105	102	75.8
V	0.03	7.5	107	105	
Zn	0.034	3.5	107	118	104

Nota: Limite de detección del método (LDM); partes por millón (ppm); diferencia porcentual relativa (DPR); control de laboratorio (CL); material de referencia certificado (MRC).

Tabla 6. Control de calidad (QA/QC) para el análisis de elementos esenciales y no esenciales en los tejidos internos de crías muertas de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas entre 2021 y 2023 de Los Islotes.

			Recuperación Promedio (%)		
Elemento	LDM (ppm)	DPR (%) del Duplicado	CL	Muestra con Picos	MRC
Al	1.32	6	97	92	72
B	0.098	1	109	105	
Ba	0.040	57	87	86	
Ca	0.380	0.5	105	102	91
Cd	0.007	29.5	101	98.5	97.5
Cr	0.041	13	110	113	68
Cu	0.067	3.5	111	109	101
Fe	0.066	3	111	105	104
Mg	0.880	1	107	103	87.5
Mn	0.052	0.5	109	106	115
Mo	0.076	25	108	104	
Na	111	0	106	104	100
P	2.43	0	100	106	
Pb	0.025	28.5	101	95.5	94.5
S	1.48	3			
Se	0.042	2	98	91.5	97
Sr	0.024	10	105	101	73
V	0.030	29	107	104	
Zn	0.047	2	107	112	102

Nota: Limite de detección del método (LDM); partes por millón (ppm); diferencia porcentual relativa (DPR); control de laboratorio (CL); material de referencia certificado (MRC).

6.5 Determinación de la proporción molar selenio a mercurio

Tras la determinación de las [Hg] y [Se] en lanugo y tejidos internos, se calculó la proporción molar Se:Hg con base en los métodos de Cáceres-Saez *et al.* (2013) y Dehn *et al.* (2005), usando la ecuación 3. Donde el peso atómico de Se (PA_{Se}) es 78.96 y el peso atómico de Hg (PA_{Hg}) es 200.59.

$$Proporción\ molar\ Se{:}Hg = (\frac{[Se]}{PA_{Se}})/(\frac{[Hg]}{PA_{Hg}}) \qquad (3)$$

Una proporción molar Se:Hg ≥ 1 indica protección adecuada de Se contra el Hg, mientras que las proporciones <1 indican protección limitada (Cáceres-Saez *et al.,* 2013; Gui *et al.,* 2014). Debido a que la [Se] se mantiene bajo control fisiológico (Małuszyńska *et al.,* 2013), se desconoce si la

[Se] en el lanugo de los lobos marinos de California puede usarse como reflejo de la [Se] en la circulación. Sin embargo, estudios previos han analizado la proporción molar Se:Hg en el pelo de pinnípedos, incluyendo lobos marinos de Steller (Correa *et al.,* 2014), focas de puerto (McHuron *et al.,* 2014), y lobos marinos de California (Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008; Fernández-Robledo *et al.,* 2022) para evaluar vías de eliminación, diferencias entre grupos de edad y compartimentos tisulares, así como patrones relacionados con cambios geográficos y ambientales. Como ejercicio en el presente estudio, la proporción molar Se:Hg fue calculada en el lanugo de crías de lobo marino de California; sin embargo, se debe tener precaución al interpretar estos resultados, ya que el lanugo puede no ser una matriz óptima para el análisis de la proporción molar Se:Hg en pinnípedos (McHuron *et al.,* 2014).

6.6 Determinación del índice de condición corporal (ICC)

El ICC fue calculado en las crías capturadas entre 2021 y 2023 en Los Islotes para estandarizar las medidas morfométricas entre las crías. Por el momento, las variables morfométricas no están disponibles para las crías capturadas entre 2014-2018 en Los Islotes, Los Cantiles, y Granito. El ICC se calculó en cada cría según los métodos descritos por Trites y Jonker (2000) y Molina Nieves (2021). Usando el peso y longitud total de las crías en cada temporada, se aplicó una regresión lineal; se determinó el valor de R^2 y la ecuación de la recta. Usando el intercepto y la pendiente de la ecuación, se determinó la masa esperada de cada cría usando la regresión del índice de corpulencia de acuerdo con la ecuación 4. Donde la M_e es la masa esperada (kg) de cada cría y la L_c es la longitud total (cm) de cada cría al tiempo de su captura.

$$M_e = intercepto + pendiente\ x\ L_c \qquad (4)$$

Por último, el ICC de cada cría fue calculado de acuerdo con la fórmula 5. Donde la M_c es la masa (kg) de cada cría al tiempo de su captura.

$$ICC = \frac{M_c}{M_e} \qquad (5)$$

6.7 Umbrales de preocupación toxicológica

Programas nacionales e internacionales de biomonitoreos han desarrollado umbrales de preocupación toxicológica relativos en relación con la exposición al Hg en pelo humano (Hamade, 2014; United States Environmental Protection Agency, 1997; WHO, 1990). Estos umbrales se han aplicado en estudios en pelo de mujeres lactantes de BCS, México (Bentzen *et al.,* 2014; Gaxiola-Robles *et al.,* 2014; Harley *et al.,* 2019). Aunque estos umbrales de preocupación toxicológicos no son directamente aplicables a pinnípedos (McHuron *et al.,* 2016), su comparación permite contextualizar las concentraciones observadas en crías. Además, dado que humanos y lobos marinos de California comparten algunos recursos dietéticos y, potencialmente, la fuente de exposición a [Hg] (Castellini *et al.,* 2012), el uso de estos umbrales puede proporcionar una perspectiva de la exposición humana regional. En este sentido, es importante resaltar que estos resultados deben ser interpretados con cuidado debido a que además de la exposición a $MeHg^{+}$ por el consumo de pescado, otras fuentes de Hg, incluyendo amalgamas dentales, productos de belleza, tabaco, etc., pueden influir la [Hg] en humanos (Bentzen *et al.,* 2014; Gaxiola-Robles *et al.,* 2014; Harley *et al.,* 2019). Asimismo, debe considerarse que, a diferencia de los humanos, los lobos marinos dependen exclusivamente de recursos marinos durante toda su vida, lo que podría resultar en una exposición crónica y sostenida al Hg. Se han desarrollado umbrales de preocupación toxicológica relativos relacionados con la exposición al Hg en mamíferos piscívoros siguiendo la observación de efectos clínicos (Basu *et al.,* 2007; Dietz *et al.,* 2011; Evers *et al.,* 2007; Thompson, 1996). Estos umbrales han sido aplicados en estudios con pinnípedos para evaluar el riesgo toxicológico (Castellini *et al.,* 2022; Fernández-Robledo *et al.,* 2022; Lian *et al.,* 2020; Lian *et al.,* 2021; McHuron *et al.,* 2019; Murillo-Cisneros *et al.,* 2022; Rea *et al.,* 2013; Rea *et al.,* 2020; Van Hoomissen *et al.,* 2015).

Para el presente estudio, los umbrales de preocupación toxicológica relativos se clasifican como la perspectiva de la exposición humana (es decir, el lobo marino de California actuando como centinelas indirectos de la salud humana en BCS) y la perspectiva de la salud de los pinnípedos. En relación con la perspectiva de la exposición humana, con base en información de United States Environmental Protection Agency (1997) y Hamade (2014), las crías se clasificaron en el grupo de bajo riesgo cuando la [Hg] < 1 ppm, en el grupo de riesgo medio cuando la [Hg] es entre 1 y 5

ppm, y en el grupo de alto riesgo cuando la [Hg] > 5 ppm. Con relación a la salud de los pinnípedos, las crías se clasifican en el grupo de bajo riesgo cuando la [Hg] < 10 ppm, en el grupo de riesgo medio cuando la [Hg] es entre 10 y 20 ppm, y en el grupo de alto riesgo cuando la [Hg] > 20 ppm (Rea *et al.,* 2020), mientras que las crías se clasifican en el grupo de muy alto riesgo (usando el umbral superior de la exposición al Hg; Lian *et al.,* 2021) cuando la [Hg] > 30 ppm.

6.8 Determinación de los isótopos estables

Se determinaron los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en muestras de lanugo (2014-2018 y 2021-2023) de todas las colonias. Entre 0.8 a 1.1 mg de cada muestra fueron pesadas usando una microbalanza analítica (Pioneer™ Analitical, OHaus®, Parsippany, NJ, EE. UU.,) y encapsuladas en cápsulas de estaño de 5 x 9 mm (CE Elantech, Lakewood, NJ, EE. UU.) y de 3.5 x 5 mm (Costech, Valencia, CA, EE. UU.), respectivamente. Todas las cápsulas se colocaron en células individuales de una microplaca estéril de 96 pocillos (Greiner bio-one, Frickenhausen, Alemania) y cubierto con un tapete de silicona (US Scientific; TempPlate® PCR Plate Sealing Mat, Ocala, FL, EE. UU.) para evitar que las cápsulas se muevan. Todas las muestras se enviaron a Stable Isotope Facility de la Universidad de California, Davis, para su análisis utilizando un analizador elemental (DZ Europa ANCA-GSL; Sercon Ltd., Cheshire, UK) conectado a un espectrómetro de masas de relación isotópica de flujo continuo (CF-IRMS; PDZ Europa 20-20; Sercon Ltd., Chesire, UK). Las proporciones de los isótopos estables de las muestras y los estándares se expresan en notación delta (δ; ‰) en relación con los estándares internacionales de Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB) y aire atmosférico, para carbono y nitrógeno, respectivamente. Las proporciones (P; isótopo pesado a ligero) se calcularon utilizando la ecuación 6.

$$\delta^{15}N \; o \; \delta^{13}C = \left[\left(\frac{P_{\text{Muestra}}}{P_{\text{Estánder}}}\right) - 1\right] x \; 1000 \; (\%) \qquad (6)$$

Cómo QA/QC, se preparó un duplicado cada 12 muestras y materiales de referencia del laboratorio. Además, se analizaron materiales de referencia de laboratorio que fueron previamente calibrados con materiales de referencia internacionales, incluida la harina de amaranto, cafeína, y vieira (callo de hacha). El promedio de la precisión absoluta para los

materiales de referencia calibrados fue de 0.09‰ para el $\delta^{13}C$ y 0.06‰ para el $\delta^{15}N$. El promedio de la desviación estándar para las réplicas del material de referencia fue de 0.09‰ para el $\delta^{13}C$ y de 0.10‰ para el $\delta^{15}N$.

6.9 Análisis de los indicadores de estrés oxidativo

Los cambios post mortem en la función celular comienzan poco después de la muerte (Vass, 2001) y están influenciados por varios factores complejos e interactuantes (Almulhim y Menezes, 2023; Brooks, 2016; Javan *et al.,* 2019; Vass, 2001). Para disminuir cualquier sesgo de muestreo que pueda estar asociado con los procesos de descomposición, las muestras biológicas para el análisis de los indicadores de estrés oxidativo sólo se recolectaron de crías recién muertas (i.e., solamente del nivel 1). A menos que se especifique lo contrario, todas las soluciones se prepararon utilizando productos obtenidos de Sigma (St. Louis, MO, EE. UU.).

6.9.1 Tasa de producción de radical superóxido ($O_2^{\bullet-}$)

Se determinó la tasa de producción de radical superóxido ($O_2^{\bullet-}$) siguiendo los métodos de Markert *et al.* (1984) y Drossos *et al.* (1995) adaptados a microplaca (placa de ensayo Costar, Corning Incorporated, Corning, NY, EE. UU.). Se le agregó amortiguador de Krebs (cloruro de sodio (118 mM), cloruro de potasio (4.7 mM), sulfato de magnesio (1.2 mM), fosfato de sodio monobásico (12 mM), carbonato de sodio (25 mM), glucosa (1.09 mM), y agua destilada) a cada muestra y se las homogenizó (Polytron® PT- 3100, Kinematica®, Malters, Suiza) a 8500 revoluciones por minuto (RPM). Se agregó citocromo C (1.5 µM) a cada muestra y se mezcló con un vortex (VWR Scientific, Radnor, PA, EE. UU.) para iniciar la reacción. Después de incubar las muestras en un baño de agua (37°C; Polyscience, Niles, IL, EE. UU.) durante 15 minutos, se las colocaron en agua con hielo, se agregó N-etilmaleimida (3 mM), y se mezcló con el vortex para terminar la reacción. Después de centrifugar (Sorvall ST 8R, Thermo Scientific, Waltham, MA, EE. UU.; rotor F14EP-30*1.5/2.0) las muestras a 4°C y 7847 *x g* durante 5 minutos, se transfirieron 300 µL de cada muestra a una microplaca, y se leyó la absorbancia (Multiskan Sky, Thermo Scientific, Waltham, MA, EE. UU.) a 550 nm. Para cada muestra, se preparó un blanco. Se eliminó el sobrenadante restante de las muestras y, al precipitado se agregaron las mismas soluciones de amortiguador de Krebs, N-

etilmaleimida, y citocromo C. Se mezclo la solución con el vortex, y se siguieron los mismos pasos anteriores utilizados con las muestras. Se usó la absorbancia obtenida a 550 nm de las muestras y blancos para determinar la tasa de producción de $O_2^{\bullet-}$. Los resultados se expresan en nmol de $O_2^{\bullet-}$ por minuto por miligramo de proteína.

6.9.2 Actividad de antioxidantes enzimáticos

Previo al análisis de la actividad de antioxidantes enzimáticos, se le agregó solución para homogenizar (50 nm; solución amortiguadora de fosfato (0.1 M), solución de ácido etilendiaminotetraacético (EDTA; 60 mM; Fermont, Monterrey, SA, MX) y agua desionizada) y solución de fluoruro de fenilmetilsulfonilo (PMSF; 1 mM) como inhibidor de proteasas a cada muestra y se las homogenizó. Se realizó cada análisis en triplicado. Todos los métodos fueron adaptados para microplaca.

Se determinó la actividad de superóxido dismutasa (SOD; E.C. 1.15.1.1) siguiendo los métodos de Suzuki (2000). En una microplaca, se agregaron las muestras, solución de trabajo (solución amortiguadora de carbonato de sodio (50 mM), xantina (100 µM), nitroazul de tetrazolio (NBT; 0.25 mM), EDTA (1 mM), y xantina oxidasa (XO; 0.05 U)). Para cada microplaca, se prepararon blancos, substituyendo agua desionizada por las muestras. Se registró la absorbancia a 560 nm cada minuto durante al menos 5 minutos. La actividad de SOD se presenta en U mg^{-1} de proteína, donde una unidad es la cantidad de SOD necesaria para inhibir la reacción entre $O_2^{\bullet-}$ y NBT en un 50%. La reacción se basa en la inhibición en la producción de formazán, el cual se produce durante la interacción entre $O_2^{\bullet-}$ (a través de la interacción entre xantina y XO) y NBT.

Se determinó la actividad de glutatión peroxidasa (GPx; E.C. 1.11.1.9) siguiendo los métodos de Flohé y Günzler (1984). En una microplaca, se agregaron las muestras, amortiguador de fosfato de potasio (500 mM), EDTA (50 mM), azida de sodio (20 mM), glutatión reductasa (GR; 15 U mL^{-1}), nicotinamida adenina dinucleótido fosfato (NADPH; 1.5 mM), glutatión reducido (GSH; 250 mM), y H_2O_2 (10 mM). Para cada microplaca, se prepararon blancos, substituyendo las muestras por agua desionizada. Se registró la absorbancia a 340 nm cada minuto durante al menos 5 minutos. La actividad de GPx se expresa en U mg^{-1} proteína, donde una unidad es la cantidad de

GPx necesaria para causar la oxidación de 1.0 nmol de NADPH a su forma oxidada ($NADP^+$) por minuto. La reacción se basa en la disminución en la concentración de NADPH por minuto al mantener constante los niveles de GSH.

Se determinó la actividad de catalasa (CAT; E.C. 1.11.1.6) siguiendo los métodos de Aebi (1984). En una microplaca, se agregaron las muestras y solución de trabajo (amortiguador de fosfato (0.1 M) y solución stock de H_2O_2 (20 mM)) y se registró la absorbancia a 240 nm durante al menos 5 minutos. La actividad de CAT se expresa como U mg^{-1} de proteína, donde una unidad es la cantidad de CAT necesaria para reducir 1 µmol de H_2O_2 por minuto. La reacción se basa en la disminución en la concentración de H_2O_2.

Se determinó la actividad de glutatión reductasa (GR; E.C. 1.8.1.7) siguiendo los métodos de Goldberg y Spooner (1987). En una microplaca, se agregaron las muestras, amortiguador de fosfato (500 mM), EDTA (50 mM), NADPH (2 mM), agua desionizada, y glutatión oxidado (GSSG; 10 mM). Para cada microplaca, se prepararon blancos, sustituyendo las muestras por agua desionizada. Se registró la absorbancia a 340 nm durante al menos 5 minutos. La actividad de GR se expresa como U mg^{-1} proteína, donde una unidad es la cantidad de GR necesaria para reducir 1.0 nmol de NADPH a $NADP^+$ por minuto. La reacción se basa en la oxidación de NADPH.

Se determinó la actividad de glutatión S-transferasa (GST; E.C. 4.4.1.34) siguiendo los métodos de Habig y Jakoby (1981). En una microplaca, se agregaron las muestras, solución de trabajo (amortiguador de fosfato (0.1 M), GSH (10 mM), EDTA (60 mM), y agua destilada), y 1-cloro 2, 4-dinitrobenceno (CDNB; 2.5 mM). Se registró el cambio la absorbancia a 340 nm durante al menos 5 minutos. La actividad de GST se expresa como U mg^{-1} proteína, donde una unidad es la cantidad de GST necesaria para catalizar la conjugación de 1 µmol de CDNB por minuto. La reacción se basa en función de la concentración de tioéter glutatión dinitrobenceno, como producto de la unión del GSH con CDNB.

6.9.3 Daño oxidativo a lípidos y proteínas

Previo al análisis de la concentración de TBARS, se agregó solución para homogenizar (50nm) y PMSF (1 mM) a cada muestra y se homogenizó. Se analizó el daño oxidativo a los lípidos a través de la cuantificación de las TBARS siguiendo los métodos de Persky *et al.* (2000). Se prepararon diluciones de 1, 1, 3, 3-tetraetoxipropano (TEP; 10 µM) para construir una curva estándar de seis niveles (0 a 5 nmol). Después de incubar las diluciones de la curva estándar y muestras en un baño de agua a 37°C durante 15 minutos, se les colocó en agua con hielo durante 5 minutos, se agregó la solución para detener la reacción (preparada con ácido tricloroacético (TCA; 12.5%) y HCl (1.0 mol/L); 6%) y ácido tiobarbitúrico (1%). Después de mezclar las diluciones y muestras con un vortex, se les incubó en un baño de agua (Precision, Thermo Scientific, Waltham, MA, EE. UU.) a 90°C durante 10 minutos con agitación. Después de colocar las diluciones y muestras en agua con hielo durante 5 minutos, se las centrifugó a 4°C y 7847 *x g* durante 5 minutos. Se registró la absorbancia a 530 nm. A partir de la curva estándar, se determinó la concentración de TBARS en cada muestra. Los resultados se expresan en nmol TBARS mg^{-1} de proteína.

Se analizó el daño oxidativo a proteínas a través de la cuantificación de los carbonilos proteicos siguiendo los métodos de Levine *et al.* (1990). Se agregó ácido sulfosalicílico (5%) a las muestras, se las mezcló con un vórtex, y se dividió cada muestra en volúmenes iguales a cuatro tubos; dos tubos se trataron como muestras y los otros dos como blancos. Después de centrifugar los tubos a 4°C y 13,078 *x g* durante 5 minutos, se eliminó el sobrenadante. A los tubos etiquetados como muestras, se agregó una solución de dinitrofenil hidrazina (DNPH; 10 mM) y HCl (2.0 M; Fermont, Monterrey, SA, MX). A los tubos etiquetados como blancos, se les agregó HCl (2.0 M). Se incubaron todos los tubos durante una hora, en un lugar oscuro, y se les mezcló con un vórtex cada 15 minutos. Se agregó TCA (20%) a cada tubo, se incubaron en agua fría durante 10 minutos. Después de centrifugar los tubos a temperatura ambiental y 8719 *x g* durante 5 minutos, se eliminó el sobrenadante de todos los tubos etiquetados como muestras, se lavó el precipitado (pastilla) con etanol: acetato de etilo (1:1; J. T. Baker, Phillipsburg, N. J., EE. UU.), y se centrifugó utilizando las condiciones descritas anteriormente. En casos necesarios, se repitió el proceso dos veces para eliminar el colorante amarillo de los tubos. Después de agregar clorato de guanidina (6 M) a todos los tubos (blancos y muestras) y mezclarlos con un vortex, se incubaron en un baño

de agua a 37°C durante 15 minutos, y posteriormente, se les centrifugó usando las condiciones previamente anotadas. Se registró la absorbancia de la microplaca vacía y con las muestras y blancos a 370 nm. La concentración de carbonilos proteicos se expresa en µmol mg^{-1} de proteína.

6.9.4 Proteínas totales

Se estandarizaron los resultados de los indicadores de estrés oxidativo utilizando la cantidad de proteínas totales solubles en cada muestra, siguiendo los métodos de Bradford (1976). Previo al análisis, se le agregó solución para homogenizar (50 nm) y PMSF (1 mM) a cada muestra y se las homogenizó. Se preparó una curva estándar de siete puntos (0.005 a 0.2 mg mL^{-1}) utilizando una solución de albúmina bovina y agua destilada. A una microplaca, se le agregó en triplicado cada nivel de la curva estándar, las muestras, agua destilada, y colorante azul de Coomassie (Bio-Rad; Hercules, CA, EE. UU.). Después se cubrió la microplaca con una película selladora de microplacas (SealPlate® Film, Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, EE. UU.), se mezcló con un vortex y se la dejó reposar durante 15 minutos. Se registró la absorbancia a 620 nm. Se determinó la concentración de proteínas totales solubles en cada muestra a partir de la curva estándar. La concentración de proteínas totales se expresa en mg mL^{-1}.

6.10 Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el paquete R-studio versiones 4.1.2 y 4.1.3. En todos los casos, se asumió significancia estadística cuando $p < 0.05$.

Los resultados fueron separados en dos bases de datos distintas; la base histórica y la base de datos de Los Islotes 2021-2024. La base de datos histórica contenía muestras de lanugo recolectadas entre 2014 a 2018 (Los Cantiles, Granito, y Los Islotes) y entre 2021 a 2023 (Los Islotes); no se obtuvo información biológica (longitud total y sexo) de varias crías. La base de datos de Los Islotes 2021-2024 contenía muestras de lanugo y tejido interno recolectadas de crías entre 2021 y 2023 de Los Islotes.

Se examinó la normalidad y la homogeneidad de varianzas de todos los datos mediante las pruebas de Shapiro-Wilks y Levene, respectivamente, además de las gráficas diagnósticas. Los valores extremos biológicos se identificaron mediante una inspección visual de diagramas de caja, mediante el uso de la prueba de valores extremos de Rosner, y utilizando la función boxplot stats de R. En cada base de datos, para evaluar la prevalencia de crías con una [Hg] por debajo y por arriba de los umbrales de preocupación toxicológica relativos bajo las perspectivas de la exposición humana (1 y 5 ppm) y la salud de los pinnípedos (10, 20, y 30 ppm), en cada año y colonia, se determinaron las estimaciones puntuales (%) y los intervalos de confianza (IC) del 95% usando la función *biconf* en el paquete de Hmisc (Harrell Jr, 2018). Además, se calcularon las tasas de probabilidad de crías de pertenecer a un grupo de riesgo (i.e., bajo, mediano, alto, y muy alto) bajo ambas perspectivas utilizando la función *oddsratio* del paquete epitools del R (Aragon *et al.,* 2020). Los resultados no significativos y menores a 1 indicaron igualdad de probabilidades de ocurrencia entre los grupos comparados (Rea *et al.,* 2020; Murillo-Cisneros *et al.,* 2022). Además, se calcularon las tasas de probabilidad de crías, separadas por sexo, en crías capturadas entre 2021 a 2023 de Los Islotes.

6.10.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024

6.10.1.1 Tejidos internos

En tejidos internos, no fue posible determinar diferencias en las concentraciones e interacciones de elementos esenciales y no esenciales, ni los indicadores de estrés oxidativo relacionadas con el sexo o el año ya que todas las muestras fueron agrupadas por tejido. Las muestras de tejidos internos en las que ≥ 50% de concentraciones de elementos tuvieron valores inferiores al LDM no se evaluaron estadísticamente. En el hígado, se excluyeron las [B] y [Cr]; en el riñón se excluyó la [B]; en el corazón se excluyeron las [Al], [B], y [Cr]; en el cerebro se excluyeron las [Ba] y [Cr]; y en todos los tejidos internos se excluyeron las [Ba], [Cd], [Pb], y [V]. Se utilizó una prueba de Wilcoxon para muestras pareadas para determinar si había diferencias significativas en la proporción molar Se:Hg entre el hígado y músculo; debido al tamaño de muestra, no fue posible comparar los otros tejidos. Para evaluar la correlación entre las concentraciones de elementos en cada tejido interno, se realizaron análisis de componentes principales (PCA; Murillo Cisneros *et al*., 2024) utilizando

la función *prcomp*, donde el grado de correlación entre cada elemento (i.e., las flechas) se indica por su posición. En las correlaciones positivas, los elementos se agrupan, mientras que, en las correlaciones negativas, los elementos aparecen en cuadrantes opuestos. La longitud de la flecha (i.e., la distancia desde el origen) y el color (que se muestra en la leyenda "contrib") demuestran qué tan bien está representado cada elemento (i.e., su contribución) en cada componente principal (CP; Kassambara, 2017). La relación entre el tipo de tejido (solamente el hígado y músculo) y las concentraciones de elementos, incluyendo Ca, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Se, Sr, y Zn, se analizaron utilizando pruebas de Wilcoxon para muestras pareadas. Se utilizaron estadísticas descriptivas para los indicadores de estrés oxidativo. Las posibles correlaciones entre cada indicador de estrés oxidativo con la [Hg] y [Se] se analizaron solamente en muestras de músculo (n = 5) usando una prueba de correlación por rangos de Spearman debido al bajo tamaño de muestra de los otros tejidos (cerebro: n = 4; hígado, riñón, y corazón: n = 3 en cada caso); sin embargo, se debe tener precaución al interpretar estos resultados, ya que pueden no ser representativos de las condiciones *in vivo*.

6.10.1.2 Lanugo

En las muestras de lanugo recolectadas entre 2021 y 2023 en Los Islotes, no se evaluaron estadísticamente los elementos con ≥ 50 % de los resultados por debajo del LDM; Cr y Na fueron excluidos. Para los elementos con < 50% de los resultados por debajo del LDM, los valores individuales fueron reemplazados con la mitad del valor LDM reportado (O'Hara *et al.,* 2006). Se examinaron la normalidad y la homogeneidad de varianzas de los datos mediante las pruebas de Shapiro-Wilks y Levene, respectivamente, además de gráficas diagnósticas. Cuando las concentraciones de los elementos no cumplieron con los supuestos, se transformaron a Log_{10} y se volvieron a analizar (Lian *et al.,* 2021). Los valores extremos en las variables se identificaron mediante una inspección visual de diagramas de caja, mediante el uso de la prueba de valores extremos de Rosner, y utilizando la función boxplot stats de R; los análisis estadísticos fueron repetidos excluyendo valores extremos para evaluar su influencia en los resultados. Se utilizaron pruebas U de Mann-Whitney para determinar si había diferencias significativas en la proporción molar Se:Hg entre sexos por cada año. Para evaluar la relación entre las [Hg] y [Se], así como su relación con el ICC en muestras recolectadas entre 2021 y 2023 de Los Islotes, se utilizó una

prueba de correlación por rangos de Spearman. Para evaluar la correlación entre las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales en las muestras de lanugo por año, y todos los años combinados, se aplicaron PCA. La variación en la concentración de cada elemento en lanugo se evaluó mediante un modelo lineal general (GLM; Dunn y Smyth, 2018); las variables predictoras fueron año, sexo, longitud total, $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$, y las interacciones entre la longitud total y el año, el sexo y año, el $\delta^{13}C$ y el año, así como el $\delta^{15}N$ y el año. Los valores extremos se identificaron con el uso de las pruebas de Rosner y Grubbs, así como mediante el uso de gráficas diagnósticas; se analizó cada modelo con y sin los valores extremos para evaluar su impacto. Se evaluó la multicolinealidad de cada GLM; se utilizaron Pruebas de Shapiro-Wilks además de gráficas residuales para evaluar los supuestos de cada modelo (i.e., normalidad y homogeneidad de las varianzas). Utilizando el criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (AICc), se seleccionaron los mejores modelos que estuvieran dentro de 2 ΔAICc (Dunn y Smyth, 2018). Para mejorar los supuestos, los modelos para Ca, Cd, Mn, Mo, Se, y V se transformaron logarítmicamente; a los modelos para Al (1) y P (1), se les eliminaron valores extremos (el número para cada modelo está indicado entre paréntesis); los modelos para B (1), Cu (1), Fe (8), Hg (2), y Pb (1) se transformaron logarítmicamente después de la eliminación de valores atípicos. El modelo seleccionado para cada elemento se analizó mediante un análisis de varianzas (ANOVA) y cuando correspondía, los resultados significativos se analizaron con una prueba honesta de diferencias significativas de Tukey.

6.10.2 Base de datos histórica

La información relacionada con el sexo y los datos morfométricos (i.e., peso) no estaban disponibles para todas las crías capturadas entre 2014-2018 en Granito, Los Cantiles, y Los Islotes. En 2015, muestras de pelo mixto (i.e., aquellas que contienen una mezcla de lanugo y pelo como resultado de la primera muda) fueron recolectadas en Granito (n = 6 muestras de lanugo; n = 9 muestras de pelo mixto) y Los Cantiles (n = 6 muestras de lanugo; n = 9 muestras de pelo mixto). Para determinar si las [Hg] eran significativamente diferentes entre individuos con lanugo e individuos con pelo mixto de la misma colonia, se realizó una prueba U de Mann Whitney; en donde no se observaron diferencias significativas ($p = 0.328$; $p = 0.181$, respectivamente) y, por lo tanto, en el presente documento nos referiremos a todas las muestras como “lanugo”. En 2021

a 2023, las muestras de lanugo de crías muertas tuvieron una [Hg] y [Se] dentro del rango de aquellas de las crías vivas, y, por ende, fueron incluidas en los análisis posteriores (Rea *et al.,* 2020).

Se evaluó la variación en las [Hg], $\delta^{15}N$, y $\delta^{13}C$ mediante GLMs, siguiendo los métodos descritos previamente. Para la [Hg], las variables predictoras fueron año, colonia, $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$, y las interacciones entre el año con los valores del $\delta^{13}C$ y el $\delta^{15}N$. Para el $\delta^{15}N$, las variables predictoras fueron año, colonia, y el $\delta^{13}C$; y el $\delta^{13}C$, las variables predictoras fueron año, colonia, y los valores del $\delta^{15}N$. Las [Hg] se transformaron logarítmicamente para cumplir con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas y se eliminaron cuatro valores extremos en los valores del $\delta^{13}C$. Se analizaron los mejores modelos mediante una ANOVA y cuando correspondía, los resultados significativos se analizaron con una prueba honesta de diferencias significativas de Tukey.

7. RESULTADOS

7.1 Isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$)

7.1.1 Lanugo

Los resultados para el $\delta^{13}C$ y el $\delta^{15}N$ en muestras de lanugo para la base de datos de Los Islotes 2021-2024 e histórica se encuentran en la Fig. 4 y el Anexo A. En todos los años, los valores del $\delta^{13}C$ variaron de -16.20 a -13.20‰ en Los Islotes, de -17.16 a -13.78‰ en Granito, y de -16.21 a -13.20‰ en Los Cantiles, mientras los valores del $\delta^{15}N$ variaron de 20.96 a 23.63‰ en Los Islotes, de 20.27 a 24.10‰ en Granito, y de 20.48 a 23.73‰ en Los Cantiles. En la base de datos de Los Islotes 2021-2024, los valores del $\delta^{13}C$ variaron de -16.20 a -13.78‰ en hembras y de -16.04 a -13.58‰ en machos, mientras para el $\delta^{15}N$ de 21.86 a 23.41‰ en hembras y de 22.09 a 23.63‰ en machos.

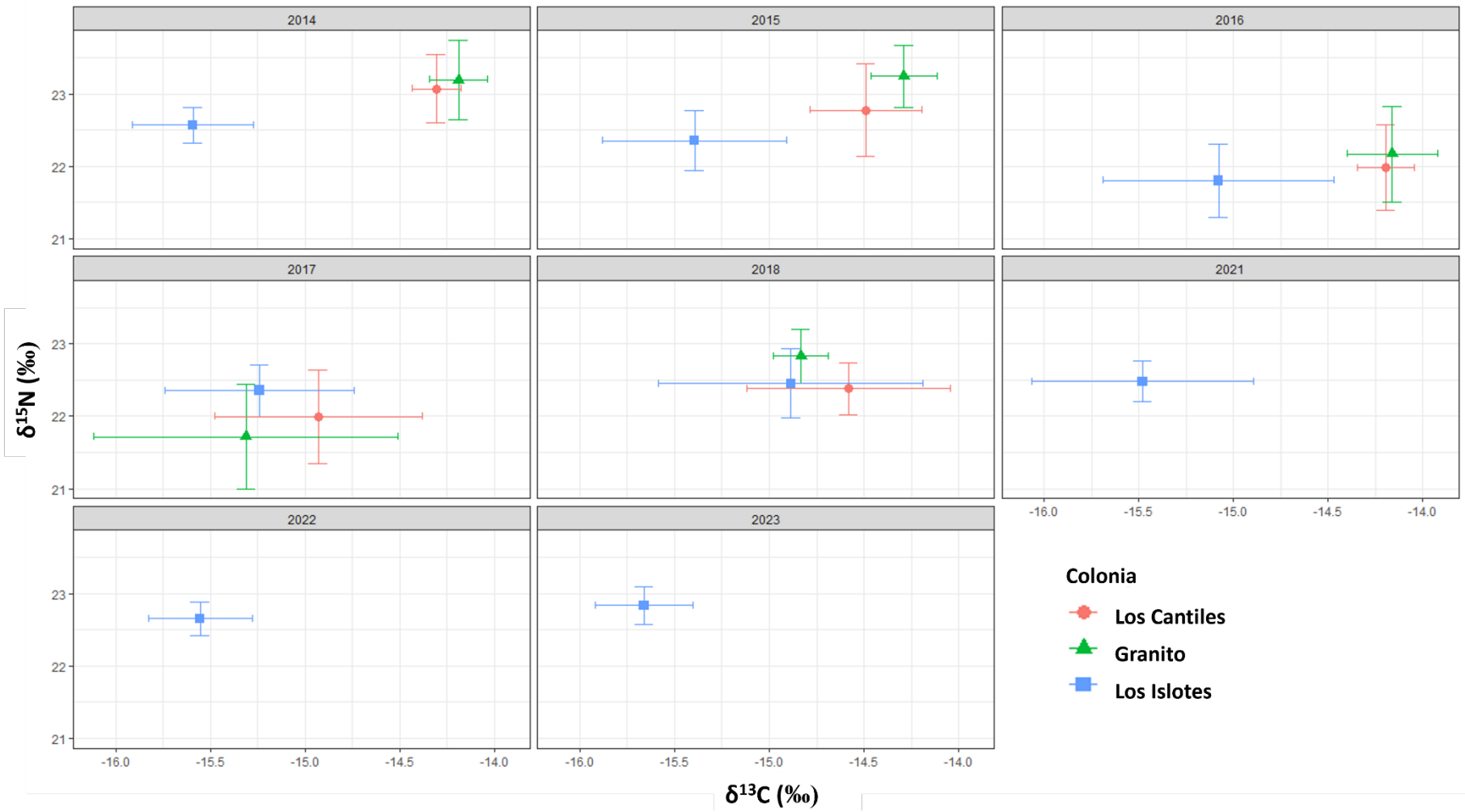

Figura 4. Los isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$; por mil (‰)) en el lanugo de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muestreados en Los Islotes, Los Cantiles, y Granito entre 2014 a 2018 y 2021 a 2023.

7.2 Concentraciones de elementos esenciales y no esenciales

7.2.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024

7.2.1.1 Tejidos internos

Los resultados de las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales en los tejidos internos de crías muertas de lobos marinos de California recolectados entre 2021 y 2023 de Los Islotes se presentan en la Fig. 5 y Anexo B. Las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales variaron entre tejidos. En todos los tejidos internos, el Sr (riñón, hígado, y corazón) y Mo (músculo y cerebro) presentaron las concentraciones medianas más bajas y el P presentó la concentración mediana más alta. Las [Hg] fueron más altas en el hígado, riñón, músculo, corazón, y más baja en el cerebro. La [Se] fue más alta en el riñón, hígado, músculo, corazón, y más baja en el cerebro. No fue posible determinar variaciones anuales o entre sexos ya que se agruparon todas las muestras por tipo de tejido.

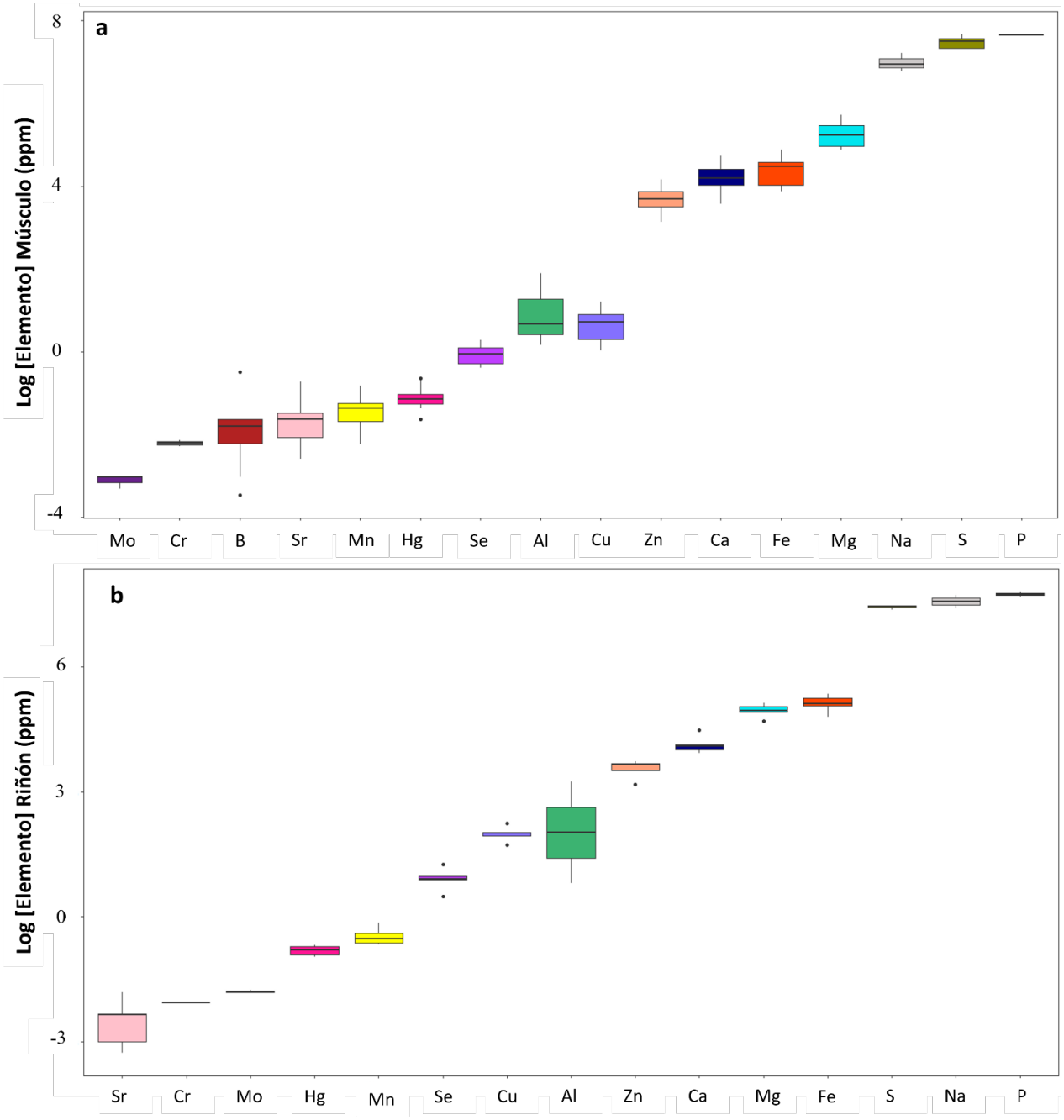

Figura 5 *continúa…*

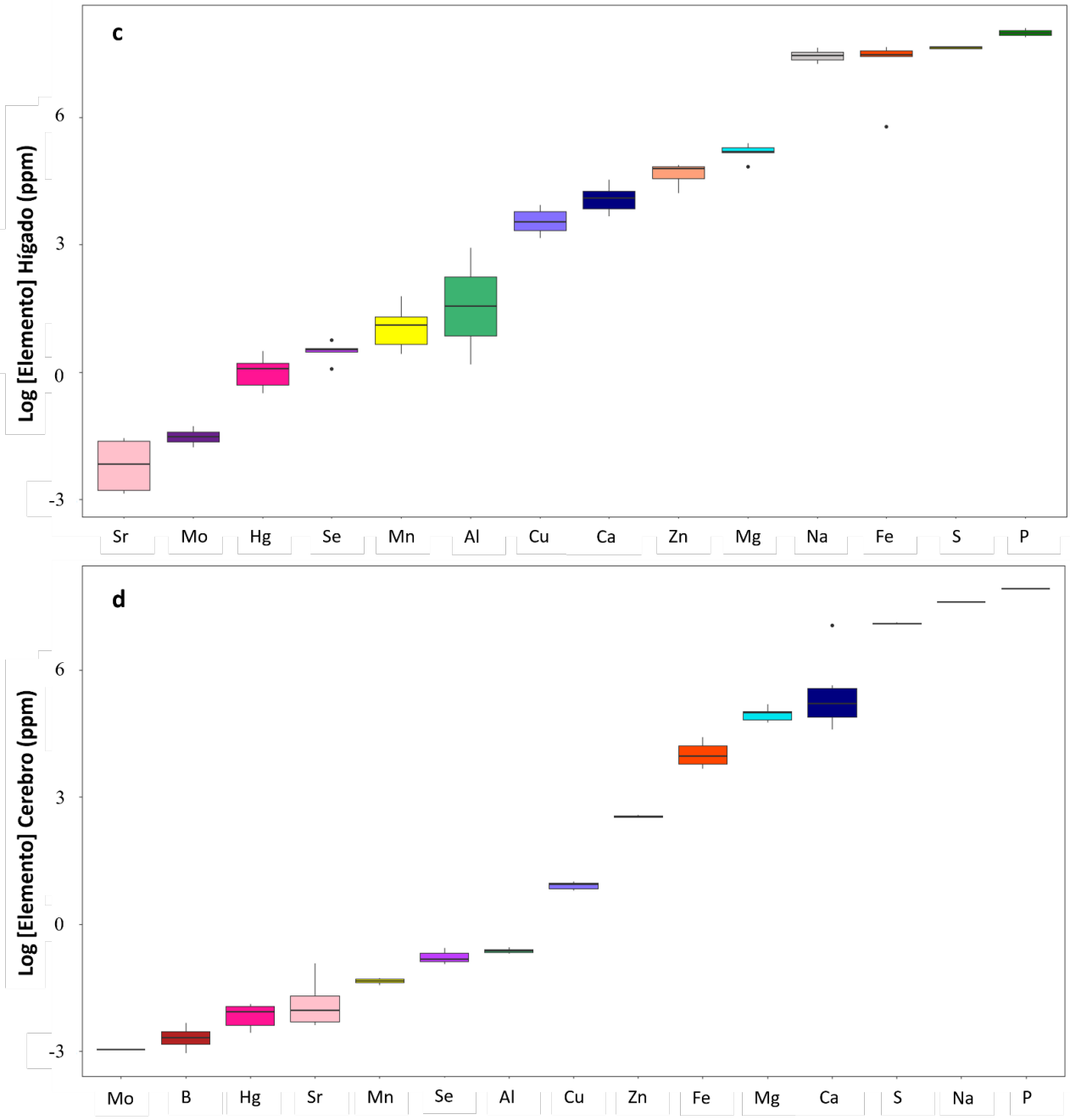

Figura 5 *continúa…*

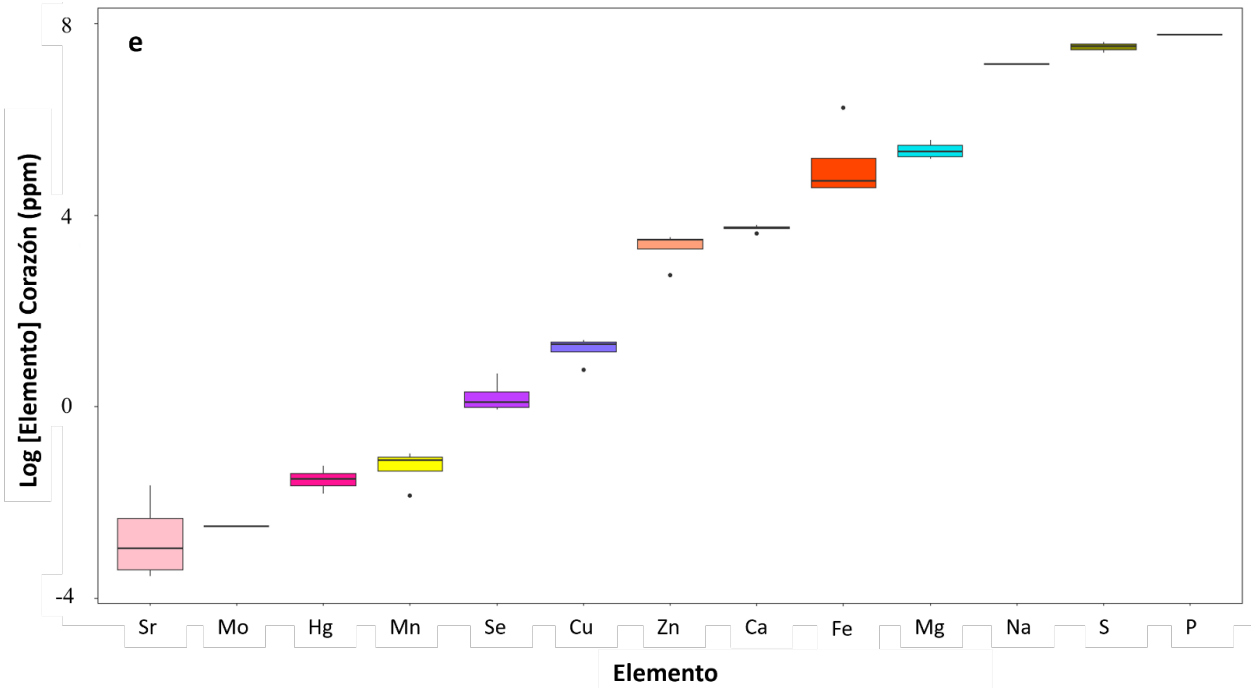

Figura 5. Las concentraciones ([ ]) de elementos esenciales y no esenciales en muestras de a) músculo (n = 10), b) riñón (n = 5), c) hígado (n = 6), d) cerebro (n = 6), y e) corazón (n = 4) de crías muertas de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas entre 2021 y 2023 de Los Islotes. Los resultados se presentan en partes por millón (ppm) de peso húmedo en escala logarítmica natural (log_{10}). Los elementos están organizados de menor a mayor concentración; cada color representa un elemento específico.

7.2.1.2 Lanugo

Dado que actualmente se desconoce si el lanugo refleja las concentraciones circulantes o las reservas fisiológicas de ciertos elementos esenciales, como el Se, en las crías de pinnípedo (Habran *et al*., 2013; McHuron *et al*., 2014), se debe tener precaución al interpretar los resultados. Los resultados de las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales en el lanugo de crías de lobos marino de California recolectadas entre 2021 y 2023 en Los Islotes se presentan en el Anexo C. En la población general (Fig. 6) y ambos sexos (Fig. 7), el S presentó la concentración mediana más alta en ambos años de su análisis (2021 y 2023, no se midió S en 2022), mientras que, en 2022, el Ca presentó en la concentración mediana más alta. En todos los años y grupos, el Cd presentó la concentración mediana más baja.

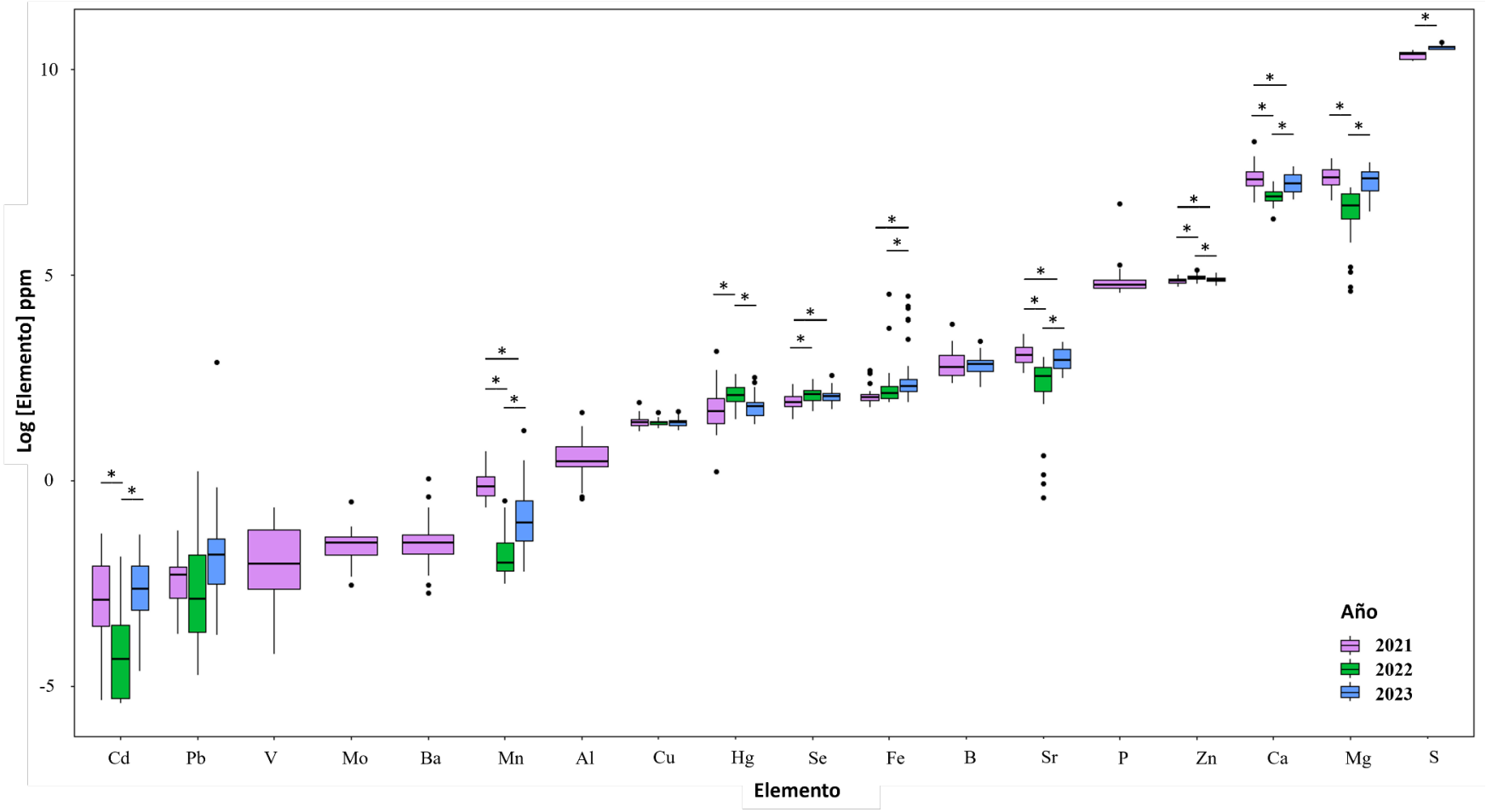

Figura 6. Las concentraciones ([ ]) de elementos esenciales y no esenciales en muestras de lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas entre 2021 y 2023 en Los Islotes. Los resultados se presentan en partes por millón (ppm) peso seco en una escala logarítmica natural (log_{10}).

Se observaron diferencias significativas entre sexos en las concentraciones de algunos elementos esenciales y no esenciales (Fig. 7). En comparación con los machos, las hembras tuvieron significativamente mayores [Ca] ($p = 0.028$), [Cd] ($p = 0.0024$), [Cu] ($p = 0.0013$), [Se] ($p = 0.0037$), y [Sr] ($p = 0.012$).

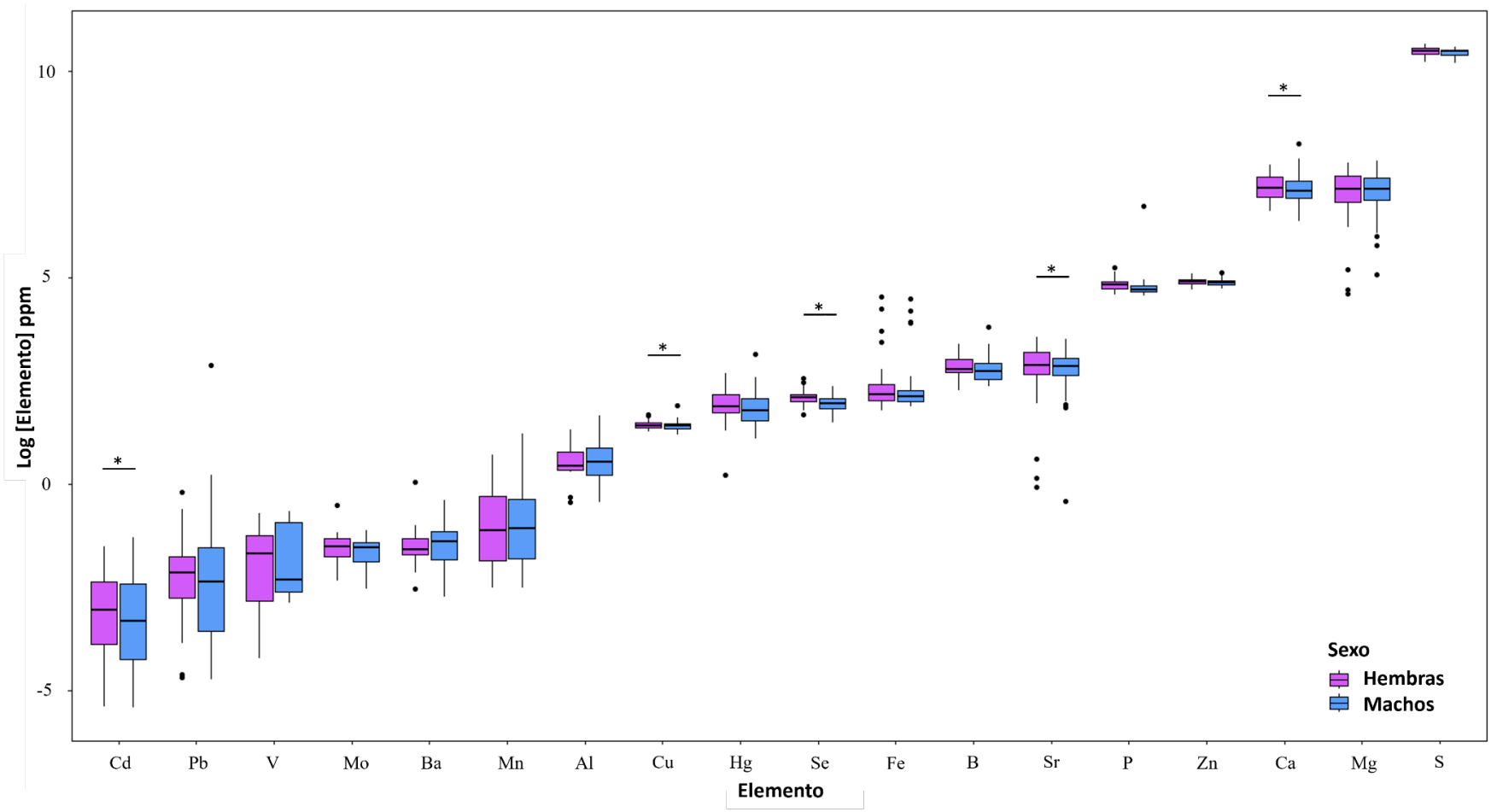

Figura 7. Las concentraciones ([ ]) de elementos esenciales y no esenciales, separadas por sexo, en muestras de lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas entre 2021 y 2023 en Los Islotes. Los resultados se presentan en partes por millón (ppm) peso seco en una escala logarítmica natural (log_{10}).

7.2.2 Base de datos histórica

Los resultados del análisis de las [Hg] en crías capturadas entre 2014 a 2018 (Granito, Los Cantiles, y Los Islotes) y de 2021 a 2023 (Los Islotes) se presentan en la Fig. 8 y el Anexo C. De 2014 a 2018 y de 2021 a 2023, el rango de las [Hg] fue de 4.08 a 22.58 ppm en Granito, entre 3.60 y 25.61 ppm en Los Cantiles, y entre 1.25 y 24.65 ppm en Los Islotes.

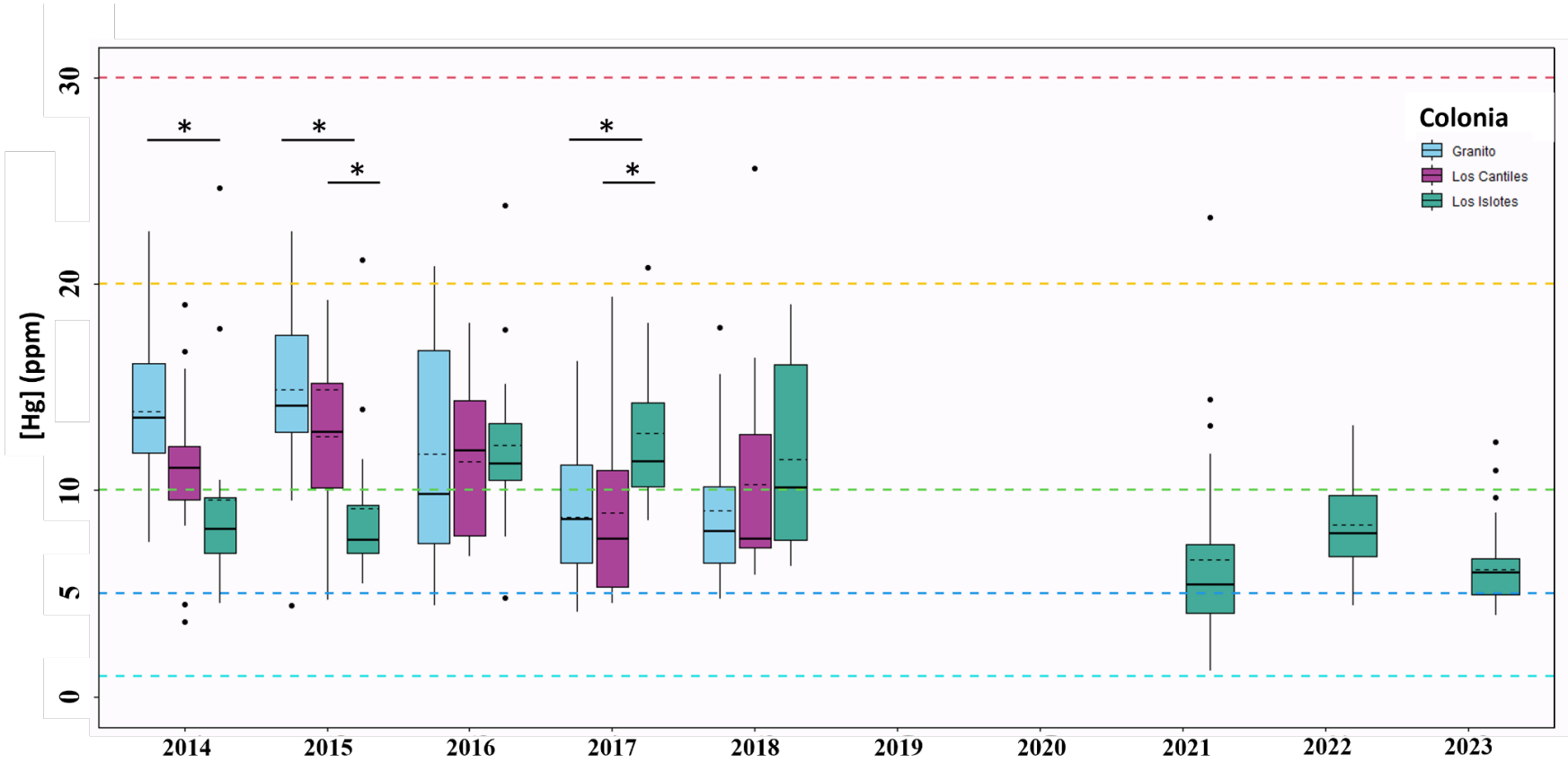

Figura 8. La concentración de mercurio ([Hg]) en muestras de lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas en las colonias de Granito, Los Cantiles, y Los Islotes de 2014 a 2018 y en Los Islotes de 2021 a 2023. Las líneas negras sólidas y discontinuas indican la mediana y el promedio, respectivamente, de cada grupo. Las líneas discontinuas de colores se utilizan para indicar los umbrales de preocupación toxicológicos. En relación con la perspectiva de la exposición humana: < 1 partes por millón (ppm; aguamarina y abajo) indica el grupo de bajo riesgo, 1-5 ppm (aguamarina a azul) indica el grupo de medio riesgo, y > 5 ppm (azul y arriba) indica el grupo de alto riesgo. En relación con la perspectiva de la salud de los pinnípedos: < 10 ppm (verde y abajo) indica el grupo de bajo riesgo, 10-20 ppm (verde a amarillo) indica el grupo de medio riesgo, > 20 ppm (amarillo a rojo) indica el grupo de alto riesgo, y > 30 ppm (rojo y superior) indica el grupo de muy alto riesgo. La significancia ($p < 0.05$) entre colonias por año se indica por una *.

7.3 Asociaciones entre elementos esenciales y no esenciales

7.3.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024

7.3.1.1 Tejidos internos

En los tejidos internos, los dos primeros CP representaron el 69% de la varianza total en el músculo (Fig. 9a), el 76.1% en el hígado (Fig. 9b), el 77.3% en el riñón (Fig. 9c), el 94% en el corazón (Fig. 9d), y el 74.9% en el cerebro (Fig. 9e). La fuerza y tipo de relación entre los elementos varió ligeramente entre tejidos. En el músculo, se observaron dos grupos de elementos correlacionados positivamente; el primero grupo consistió en Cd, Hg, y Sr, y el segundo grupo consistió en Cu, Mg, Mn, Se, y Zn. En el hígado, se observaron tres grupos; el primero consistió en Ca y Sr, el segundo consistió en Fe, Se, y Zn, y el tercero consistió en Cu y Hg. En el riñón, se observaron cuatro grupos; el primero consistió en Cd y Hg, el segundo consistió en Ca y Sr, el tercero consistió en Cu, Pb, y Mg, y el cuarto consistió en Fe, Se, y Zn. En el corazón, se observaron tres grupos; el primero consistió en Fe, Se, y Sr, el segundo en Hg y Pb, y el tercero en Ca, Cu, Mg, Mn, y Zn. En el cerebro, se observaron dos grupos; el primero consistió en Ca, Fe, Se, y Sr, y el segundo en Cd, Cu, Mn, y Zn. Sin embargo, debido al tamaño de muestra limitado para algunos tejidos internos, se debe tener precaución al interpretar los resultados.

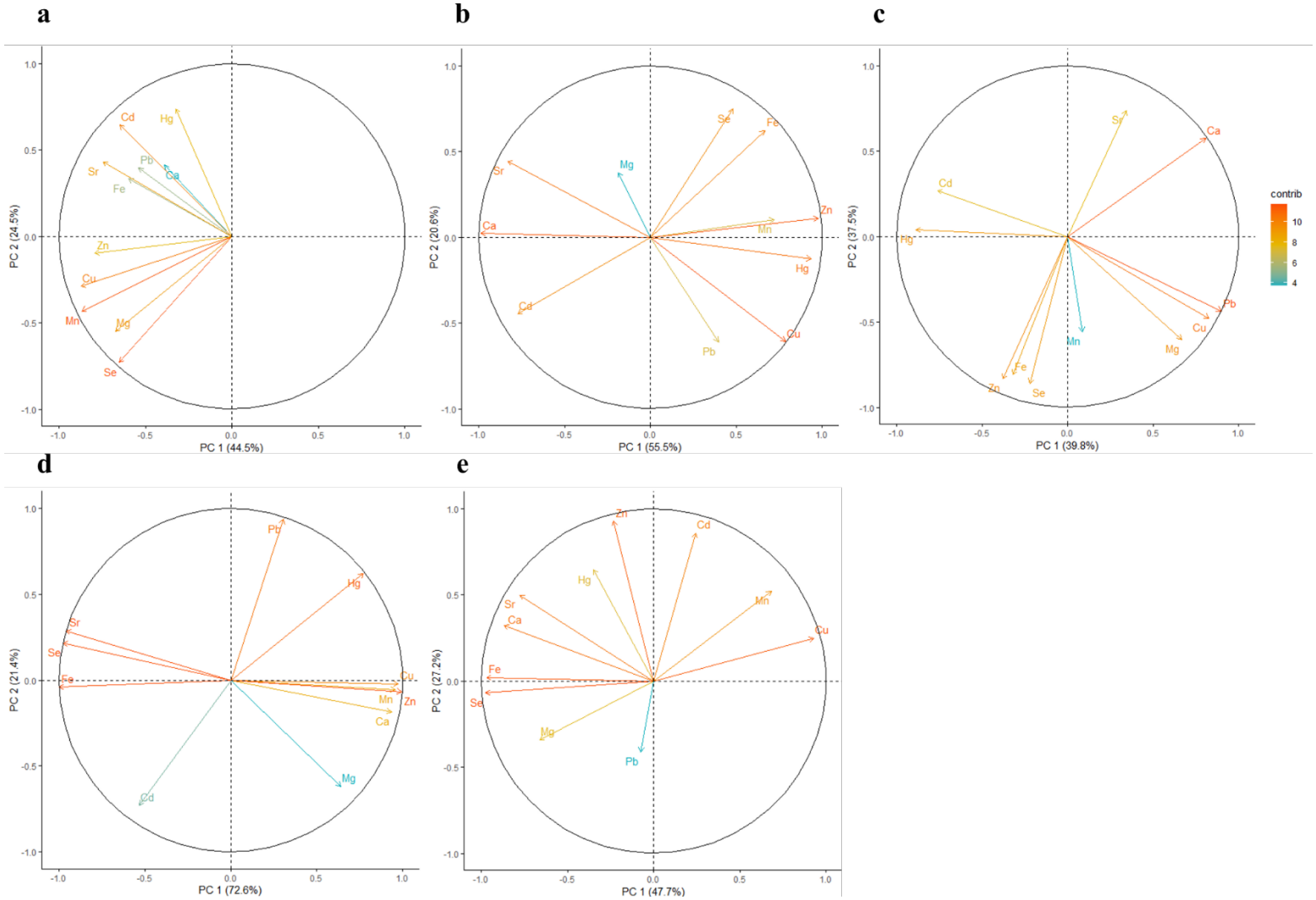

Figura 9. Análisis de componentes principales mostrando los primeros dos componentes principales (PC) para elementos esenciales y no esenciales en muestras de **a)** músculo (n = 10), **b)** hígado (n = 6), **c)** riñón (n = 5), **d)** corazón (n = 4), y **e)** cerebro (n = 6) de crías muertas de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) de 2021 a 2023 de Los Islotes.

7.3.1.2 Lanugo

En muestras de lanugo, en la población general, los dos primeros CP representaron el 56.3%, 50.6%, y 48% de la variación total en 2021 (Fig. 10a), 2022 (Fig. 10d), y 2023 (Fig. 10g), respectivamente. En conjunto, y excluyendo los elementos que no fueron analizados en todos los años de este estudio, los dos primeros CP explicaron el 52.5% de la variación total (Fig. 10j). Estos valores indican que los dos primeros componentes explican moderadamente la variación en el conjunto de datos. Aunque los CP ayudan a identificar algunos patrones clave (i.e., algunos elementos están bien representados) en los datos, otros factores influyen en la variación general que estos componentes no captan, por lo que algunos elementos podrían estar menos representados. La asociación entre algunos elementos varió, probablemente como resultado de diferencias en el número de elementos analizados cada año. En 2021, los grupos de elementos incluyeron Al, Ba, Cd, Ca, Pb, y Sr; V, Mg, B, Cu, Mn, P, y Fe; así como Zn, S, Se, y Mo. En 2022, los grupos de elementos incluían Pb y Mg; Cd, Sr, Cu, Ca, y Zn; además de Mn, Se, y Fe. En 2023, los grupos de elementos incluyeron S, Cu, Zn, y B; Mg, Sr, Ca, Cd, Pb, y Mn; mientras el Fe estuvo presente en su propio cuadrante. A lo largo de los tres años, se identificaron dos agrupaciones de elementos consistentes que demostraron una relación positiva, con ligeras variaciones en la fuerza de las asociaciones. El primero grupo consistió en Fe y Mn; el segundo grupo consistió en Ca, Cd, Mg, y Sr.

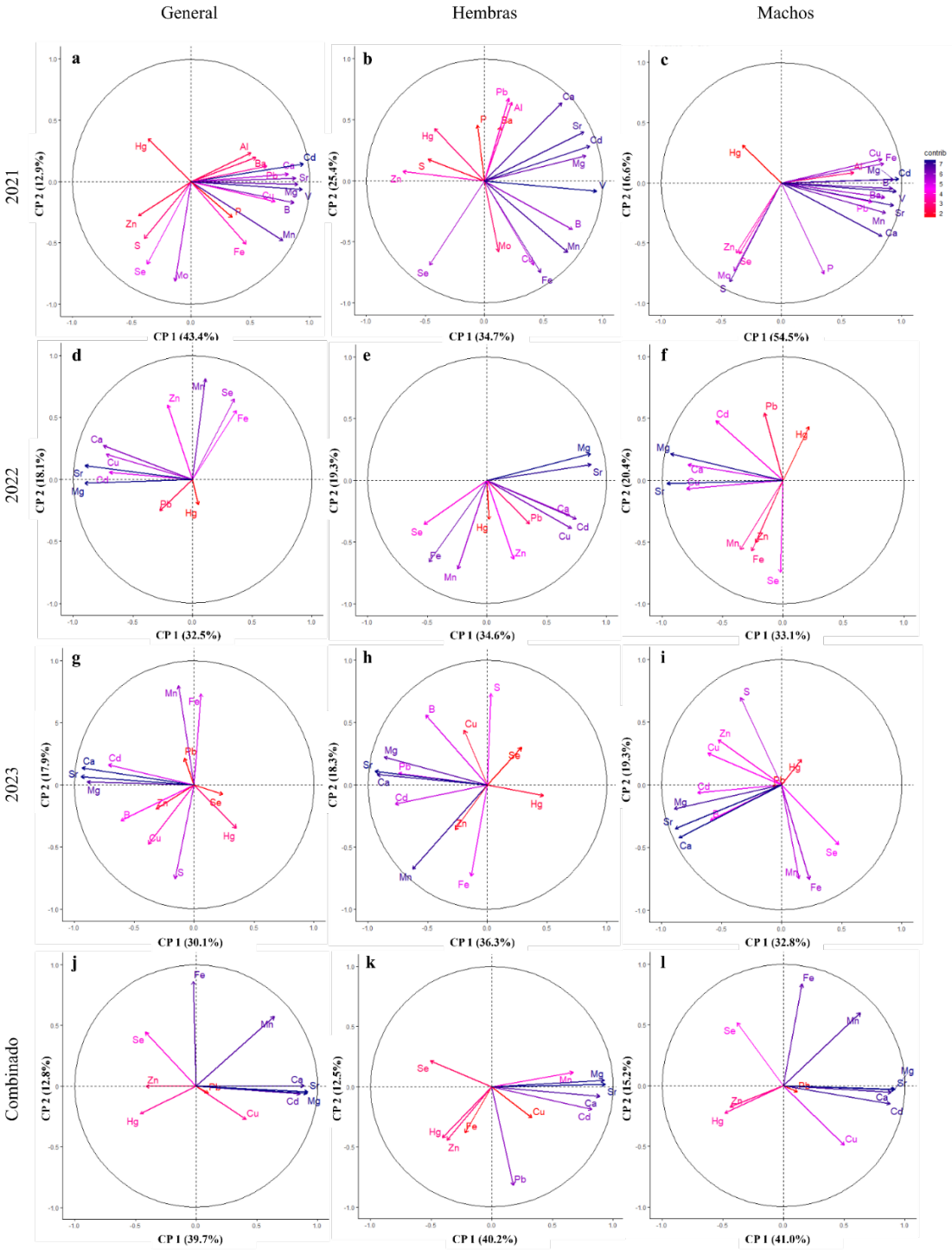

Figura 10. Análisis de componentes principales mostrando los primeros dos componentes principales (CP) para elementos esenciales y no esenciales en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) de 2021 a 2023 en Los Islotes. Los resultados están separados por año en la población general, por sexo, y combinado (sólo los elementos incluidos en los tres años de análisis). Al- aluminio; B- boro; Ba- bario; Ca- calcio; Cd- cadmio; Cu- cubre; Fe- hierro; Mg- magnesio; Mn- manganeso; Mo- molibdeno; P- fósforo; Pb- plomo; S- azufre; Se- selenio; Sr- estroncio; V- vanadio; Zn- zinc.

Separando los datos por sexo, los dos primeros CP representaron el 60.1%, 53.9% y 54.6% en hembras en 2021 (Fig. 10b), 2022 (Fig. 10e) y 2023 (Fig. 10h), respectivamente, y el 71.1%, 53.5%, y 52.1% en machos en 2021 (Fig. 10c), 2022 (Fig. 10f), y 2023 (Fig. 10i), respectivamente. Combinado, y excluyendo elementos no analizados en los tres años del estudio, los dos primeros CP representaron el 52.7% y el 56.2% de la variación total en crías hembras (Fig. 10k) y machos (Fig. 10l), respectivamente. Al igual que en la población general, algunos elementos estuvieron poco representados en el análisis (p. ej., Hg y Pb) y no contribuyeron significativamente a explicar la variación. Por lo tanto, no se asociaron estrechamente con las agrupaciones discutidas aquí. La fuerza de la relación y las correlaciones entre elementos variaron ligeramente según el sexo. Las agrupaciones comunes entre sexos en todos los años de análisis (2021-2023) incluyeron el Ca, Cd, Mg, y Sr.

7.4 Variables que influyen en las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales

7.4.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024

7.4.1.1 Tejidos internos

Sólo fue posible analizar diferencias en las concentraciones de Ca, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Se, Sr, y Zn en muestras de músculo y hígado.

Las [Cu], [Fe], [Hg], [Mn], y [Zn] fueron significativamente más alta en el hígado en comparación con el músculo ($p = 0.03$ en todos los casos; Fig. 11a-e).

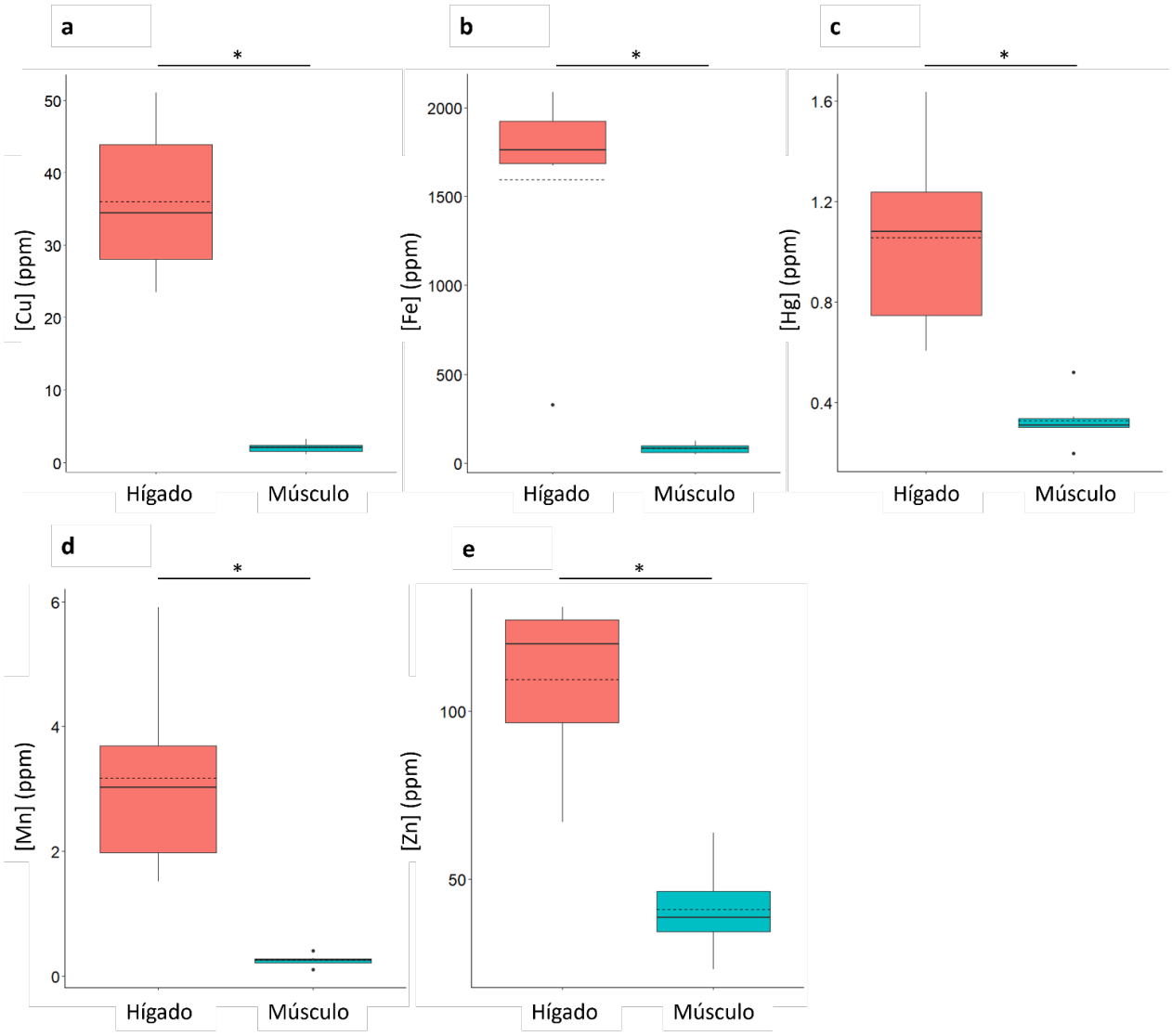

Figura 11. Concentraciones ([ ]) de a) cubre (Cu), b) hierro (Fe), c) mercurio (Hg), d) manganeso (Mn), y e) zinc (Zn) en muestras de hígado (n = 6), y músculo (n = 10) de crías muertas de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas de 2021 a 2023 en Los Islotes. Los resultados se presentan en partes por millón (ppm) peso húmedo. La línea negra sólida representa la mediana, mientras que la línea negra discontinua representa el promedio. * denota diferencias significativas entre tejidos ($p < 0.05$).

7.4.1.2 Lanugo

Las variables que influyeron significativamente en las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales se presentan en la Tabla 7. El año se mantuvo como variable predictora en 10 de los 15 mejores modelos de los elementos (Fig. 6; Tabla 7). Las [Ca], [Mg], [Mn], y [Sr] fueron significativamente menores en 2022 en comparación con 2021 y 2023, y, con la excepción de la

[Mg], significativamente mayor en 2021 en comparación con 2023 (p = 0.00 en cada caso). Las [Hg] y [Zn] fueron significativamente más altas en 2022 en comparación con 2021 y 2023 (p = 0.00). Las [Fe], [S], [Se], y [Zn] fueron significativamente mayores en 2023 en comparación con 2021 (p = 0.00). La [Fe] fue significativamente mayor en 2023 en comparación con 2022 (p = 0.01) y la [Se] fue significativamente mayor en 2022 en comparación con 2021 (p = 0.00). Aunque los factores que influyeron en la [Cd] explicaron una baja proporción de la variación en el mejor modelo (r^2 = 5.671 x 10^{-1}), se observaron diferencias significativas entre años, con una [Cd] significativamente menor en 2022 en comparación con 2021 y 2023 (p = 0.00). Tras la eliminación de valores atípicos, la [Pb] fue significativamente menor en 2022 en comparación con 2023 (p = 0.002), y no se observaron diferencias significativas en la [Ca] entre 2021 y 2023 (p = 0.05).

Tabla 7. Resultados significativos ($p < 0.05$) del análisis de los modelos lineales generales (GLM) de los elementos en el lanugo de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectado entre 2021 y 2023 en Los Islotes. Se presentan únicamente los mejores modelos y sus interceptos, según el criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (ΔAICc). Para cada modelo, se muestran los grados de libertad (gl), el peso, y el valor de r^2. Los valores de r^2 considerados bajos se presentan en cursiva.

Modelo	*gl*	ΔAICc	Peso	r^2
B- (Boro)				
Longitud + Sexo	4	0.0	0.086	*0.08*
Intercepto	2	2.4	0.026	0.00
Ba- (Bario)				
Longitud + $\delta^{13}C$ + $\delta^{15}N$	5	0.0	0.191	0.332
Intercepto	2	4.0	0.025	0.000
Ca- (Calcio)				
Longitud + Sexo + Año	5	0.0	0.148	0.215
Intercepto	2	22.9	0.000	0.000
Cd- (Cadmio)				
Longitud + Sexo + Año*$\delta^{15}N$	9	0.0	0.257	*5.671×10^{-1}*
Longitud + Sexo + Año	6	0.86	0.167	*5.384×10^{-1}*
Intercepto	2	28.1	0.000	0.000
Cu- (Cubre)				
Sexo	3	0.0	0.122	*0.062*
Intercepto	2	5.6	0.007	0.000
Fe- (Hierro)				
Sexo + Año	5	0.0	0.092	0.197
Sexo + $\delta^{15}N$ + Año	6	0.19	0.084	0.212
Intercepto	2	20.3	0.000	0.000
Hg- (Mercurio)				
Longitud + Sexo + $\delta^{13}C$ + $\delta^{15}N$ + Año	8	0.0	0.289	0.469
Longitud + Sexo + $\delta^{13}C$ + Año	7	1.2	0.158	0.454
Intercepto	2	62.2	0.000	0.000
Mg- (Magnesio)				
Longitud + $\delta^{15}N$*Año	8	0.0	0.129	0.540
Intercepto	2	6.1	0.000	0.000
Mn- (Manganeso)				
Longitud + $\delta^{15}N$ + Año	6	0.0	0.151	0.405
Longitud + Año	5	0.4	0.106	0.391
Intercepto	2	11.7	0.000	0.000
Mo- (Molibdeno)				
Longitud	3	0.0	0.356	0.231
Longitud + $\delta^{15}N$	4	1.3	0.186	0.266
Intercepto	2	5.4	0.024	0.000
P- (Fósforo)				

Longitud + Sexo + $\delta^{13}C$	5	0.0	0.227	0.366
Longitud + $\delta^{13}C$	4	1.2	0.125	0.269
Intercepto	2	5.1	0.018	0.000
Pb- (Plomo)				
$\delta^{15}N$*Año	7	0.0	0.201	0.155
Intercepto	2	3.3	0.002	0.000
S- (Azufre)				
Longitud + Año	4	0.0	0.274	0.788
Intercepto	2	116.7	0.000	0.000
Se- (Selenio)				
Longitud + Sexo + $\delta^{13}C$ + Año	6	0.0	0.221	0.282
Longitud + Sexo + $\delta^{13}C$*Año	7	0.4	0.178	0.293
Intercepto	2	31.4	0.000	0.000
Sr- (Estroncio)				
Longitud + Sexo + $\delta^{15}N$*Año	9	0.0	0.118	0.474
Longitud + Sexo + Año	6	1.6	0.095	0.440
Intercepto	2	18.0	0.000	0.000
V- (Vanadio)				
Longitud	3	0.0	0.299	4.39×10^{-1}
Longitud + $\delta^{13}C$	4	1.3	0.156	4.64×10^{-1}
Intercepto	2	14.9	0.000	0.000
Zn- (Zinc)				
Longitud + $\delta^{13}C$ + Año	6	0.0	0.261	0.285
Longitud + Año	5	0.91	0.154	0.266
Intercepto	2	9.9	0.000	0.000

Nota: Isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$); isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}N$).

El sexo se mantuvo como variable predictora en 8 de los mejores modelos de los 15 elementos (Fig. 7; Tabla 7). En comparación con los machos, las hembras tuvieron significativamente mayores [Ca] ($p = 0.03$), [Cd] ($p = 0.002$), [Cu] ($p = 0.00$), [Se] ($p = 0.00$), y [Sr] ($p = 0.01$). Además, las hembras tuvieron las [B], [Fe], [Hg], y [P] ligeramente ($p > 0.05$) más altas en comparación con los machos. Siguiendo la eliminación de valores extremos, no hubo diferencias significativas en la [Sr] entre machos y hembras ($p > 0.05$).

La longitud se mantuvo como variable predictora en 14 de los mejores modelos para de los 15 elementos analizados (Fig. 12; Tabla 7). Con un aumento en la longitud total de las crías, se observaron mayores [B] ($p = 0.037$), [Ba] ($p = 0.018$), [Ca] ($p < 0.001$), [Mg] ($p = 0.003$), [Mn] ($p < 0.001$), [Mo] ($p = 0.012$), [Sr] ($p < 0.001$), y [V] ($p < 0.001$). En contraste, al aumentar la longitud

total de las crías, se observaron menores [Hg] ($p < 0.001$), [S] ($p < 0.001$), [Se] ($p = 0.005$), y [Zn] ($p = 0.02$). Aunque la longitud se mantuvo como un factor predictor para la [P], esto no fue significativo ($p > 0.05$). Siguiendo la eliminación de valores extremos, no se observaron relaciones significativas ente la longitud y las [B] y [Ba] ($p > 0.05$), mientras que la [P] mostró una relación negativa ($p = 0.03$). La [Cd] mostró una relación significativa y positiva con la longitud ($p = 0.001$).

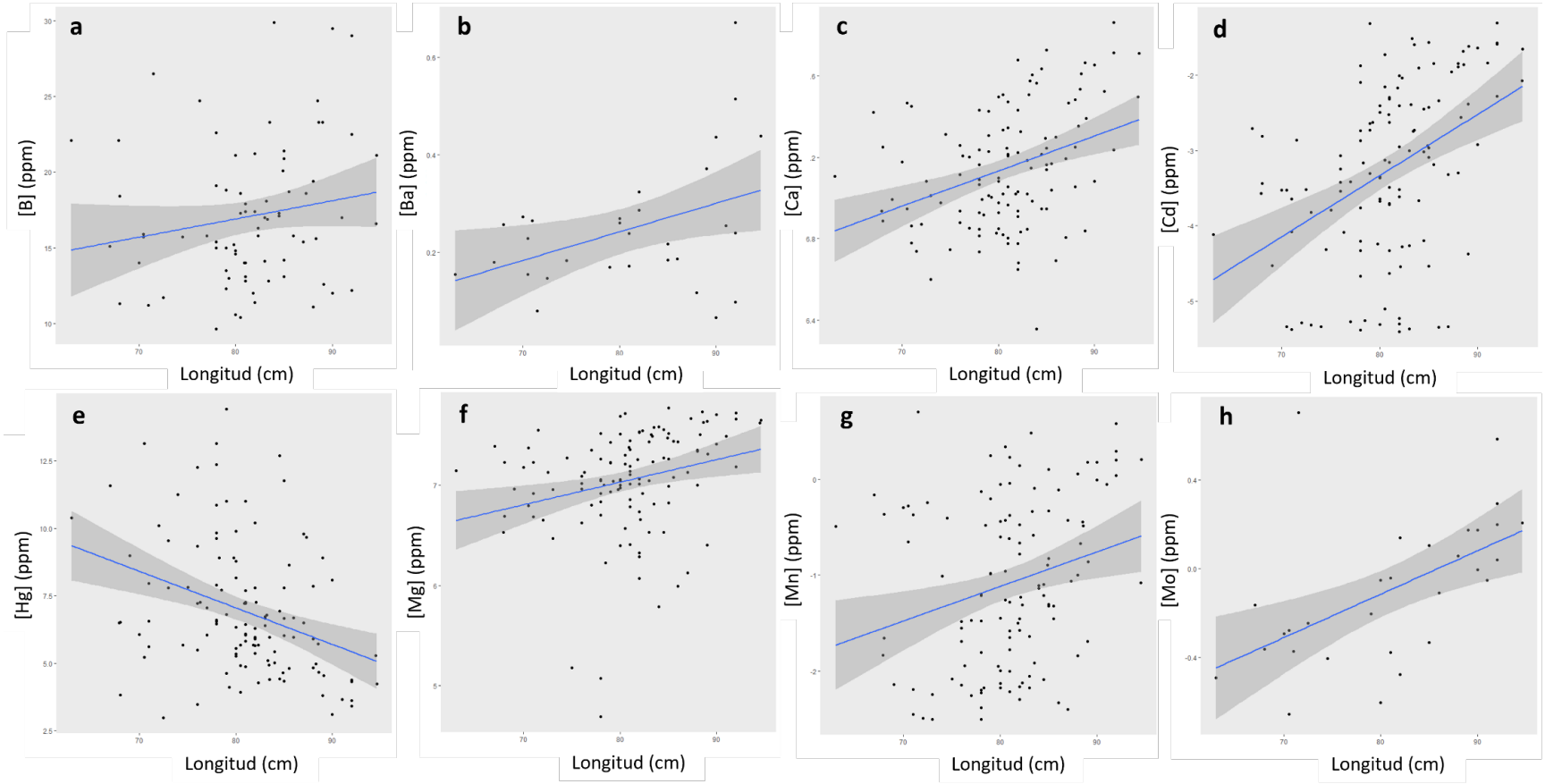

Figura 12 *continúa…*

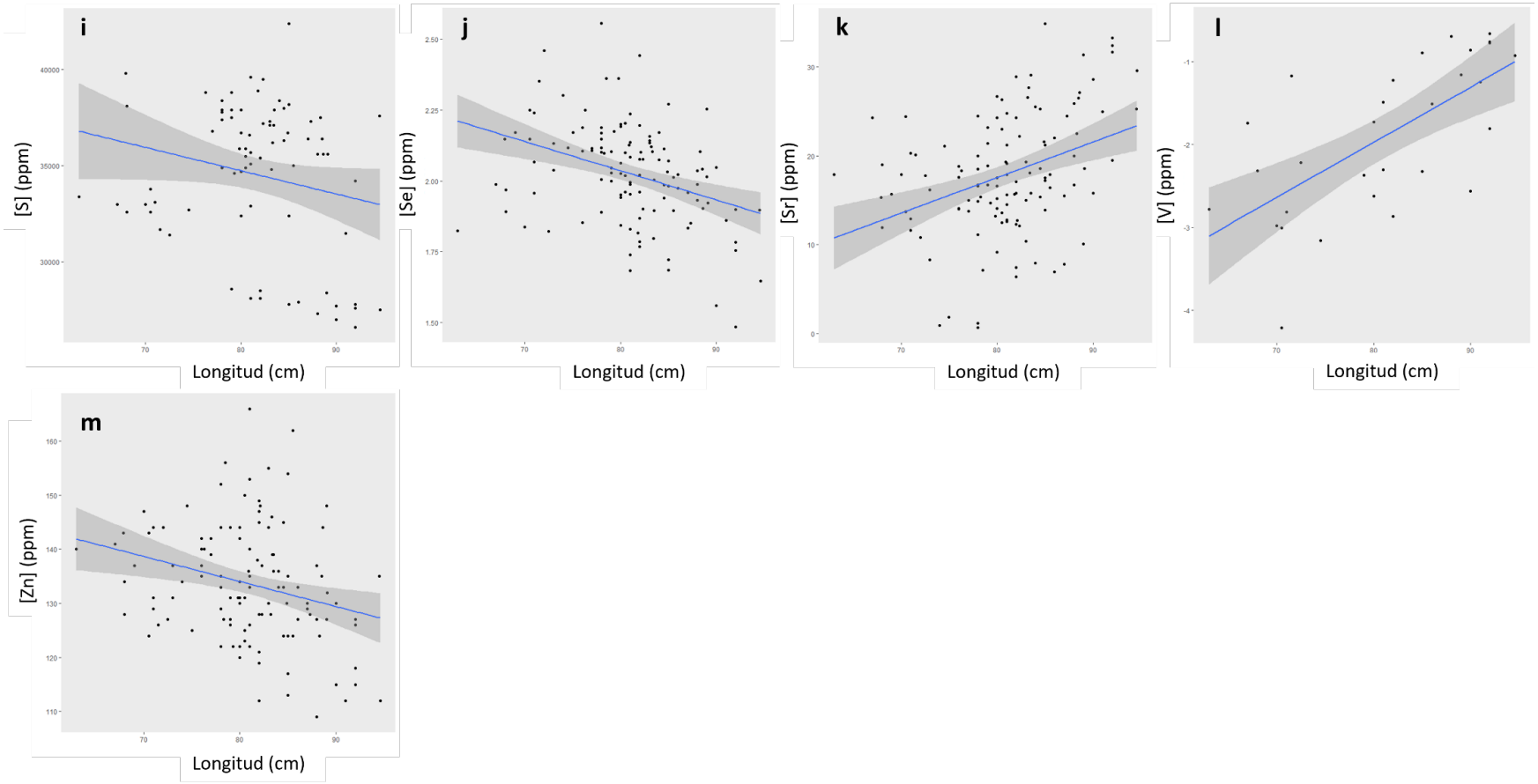

Figura 12. Relación entre las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales (partes por millón; ppm) en el lanugo en relación con la longitud total (centímetros; cm) de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas entre 2021 a 2023 de Los Islotes. Los resultados se presentan en ppm peso seco.

El $\delta^{13}C$ se mantuvo como variable predictora en 5 de los mejores modelos de los 15 elementos (Fig. 13; Tabla 7). Con aumentos en los valores del $\delta^{13}C$, se observaron mayores [Hg] ($p < 0.001$) y [P] ($p = 0.02$). En contraste, con aumentos en los valores del $\delta^{13}C$, se observó una disminución en la [Se] ($p = 0.00$). Aunque el $\delta^{13}C$ se mantuvo como factor predictor para las [Ba] y [Zn], esto no fue significativo ($p > 0.05$). Siguiendo la eliminación de valores extremos, no se observaron relaciones significativas entre los valores del $\delta^{13}C$ y la [P] ($p > 0.05$).

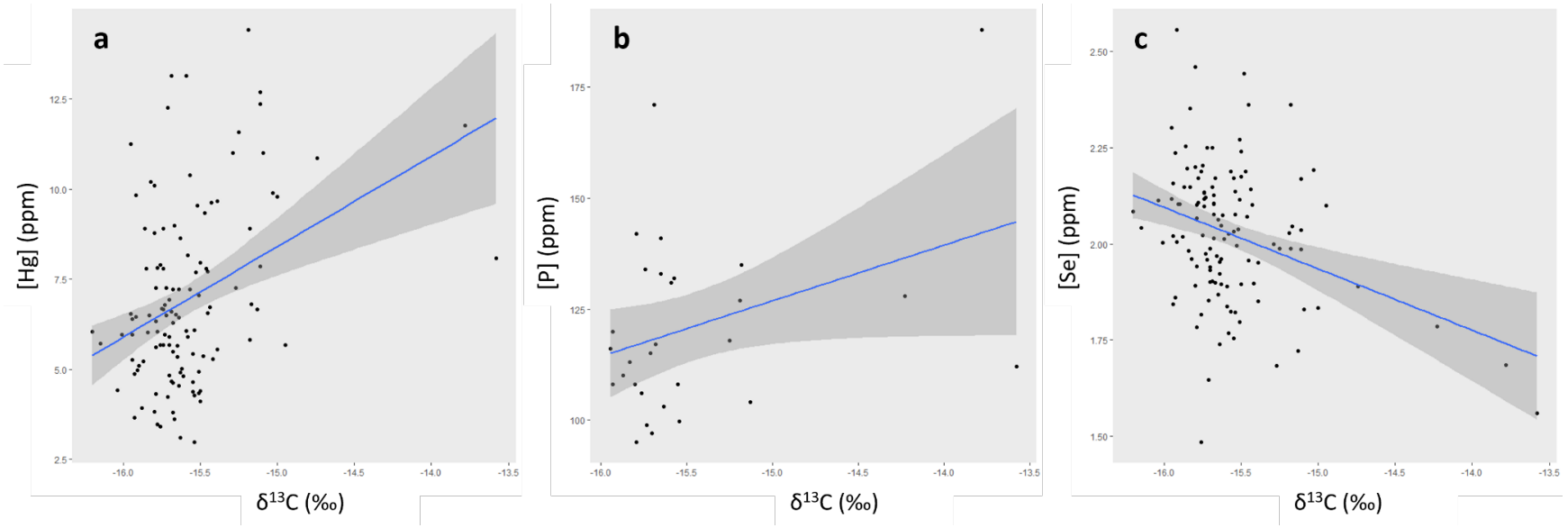

Figura 13. Relación entre las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales (partes por millón; ppm) con los isótopos de carbono ($\delta^{13}C$; por mil (‰)) en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas entre 2021 y 2023 en Los Islotes.

El $\delta^{15}N$ se mantuvo como variable predictora en 6 de los mejores modelos de los 15 elementos, incluyendo las [Ba], [Hg], [Mg], [Mn], [Pb], y [Sr] (Tabla 7); sin embargo, estos no fueron significativos ($p > 0.05$). Siguiendo la eliminación de valores extremos, se observó una relación directa entre los valores del $\delta^{15}N$ y la [Hg] ($p = 0.04$).

La interacción entre año y el $\delta^{15}N$ se mantuvo como variable predictora en 4 de los mejores modelos de los 15 elementos (Fig. 14; Tabla 7). Esta interacción fue significativa para las [Cd] ($p = 0.03$), [Pb] ($p = 0.02$), y [Mg] ($p = 0.03$), mientras la interacción no fue significativa para la [Sr] ($p = 0.09$). Para los cuatro elementos, esta relación fue impulsada por relaciones positivas (aumentos en sus concentraciones con aumentos en el $\delta^{15}N$) en 2021 y 2022 y relaciones negativas (aumentos en sus concentraciones con disminuciones del $\delta^{15}N$) en 2023. Siguiendo la eliminación de valores extremos, la [Mn] fue influida por la interacción entre año y el $\delta^{15}N$ ($p = 0.02$), con un patrón similar a los elementos mencionados anteriormente.

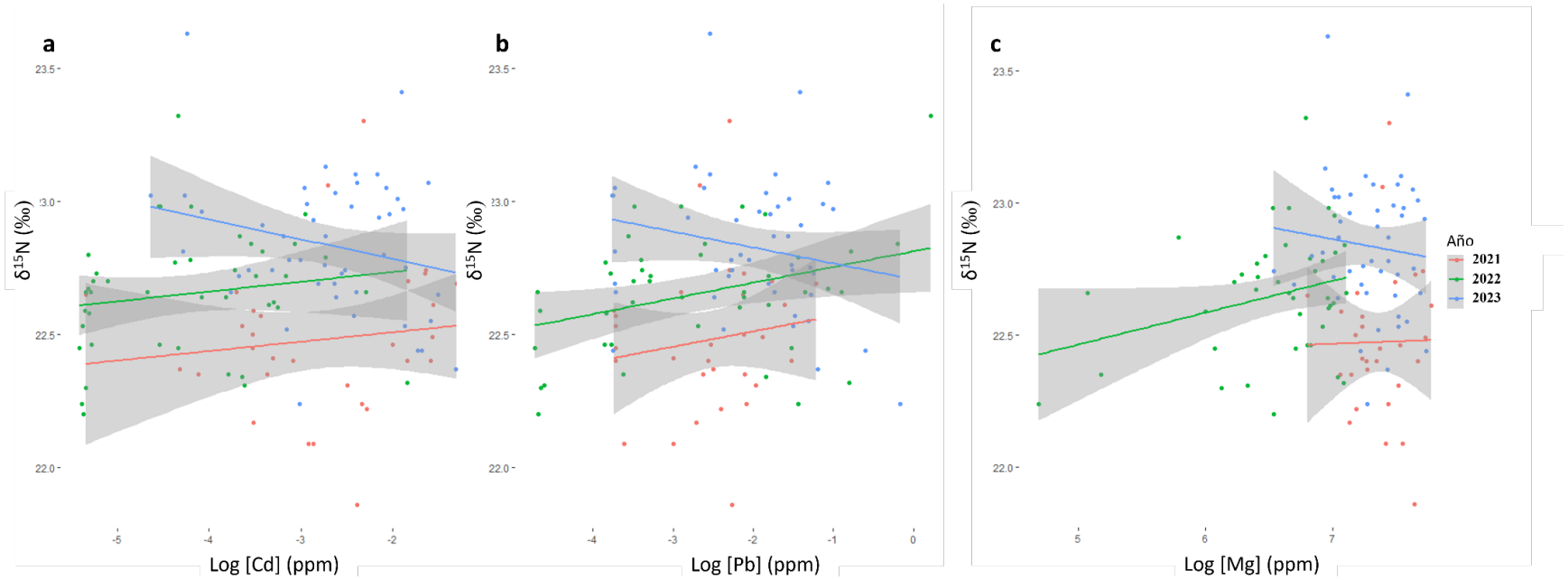

Figura 14. Relación entre las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales (partes por millón (ppm) peso seco) en relación con la interacción entre año y los isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}N$; por mil (‰)) en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas entre 2021 y 2023 en Los Islotes.

Ninguna de las variables predictoras influyó en la variación en la [Al].

7.4.2 Base de datos históricas

Las variables que influyeron significativamente en las [Hg] y la ecología trófica se presentan en la Tabla 8. El año se mantuvo como

variable predictora en todos los 3 mejores modelos. La [Hg] fue significativamente menor en 2021 en comparación con 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 ($p = 0.00$ en todos los casos), y 2022 ($p = 0.002$; Fig. 15a). La [Hg] fue significativamente menor en 2022 en comparación con 2015 ($p = 0.004$) y 2016 ($p = 0.008$) y la [Hg] fue significativamente menor en 2023 en comparación con 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 ($p = 0.00$ en todos los casos), y 2022 ($p = 0.011$; Fig. 15a). El $\delta^{15}N$ fue significativamente mayor en 2014, 2015, 2018, y entre 2021 a 2023 en comparación con 2016 y significativamente mayor en 2014 en comparación con 2017, 2018, y 2021 ($p = 0.00$ en todos casos; Fig. 15b). El $\delta^{15}N$ fue significativamente menor en 2017 en comparación con 2015, 2018, 2021, 2022, y 2023 ($p = 0.00$ en todos casos), mientras fue significativamente mayor en 2023 en comparación con 2021 ($p = 0.026$; Fig. 15b). El $\delta^{13}C$ fue significativamente mayor en 2018 en comparación con 2014 ($p = 0.01$), 2015 ($p = 0.04$), y 2021 a 2023 ($p = 0.00$ en cada caso; Fig. 15c).

Tabla 8. Resultados significativos ($p < 0.05$) del análisis del modelo lineal general (GLM) de elementos en el lanugo de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectados en Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y 2021 a 2023 (sólo Los Islotes). Se presentan únicamente los mejores modelos y sus interceptos, según el criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (ΔAICc). Para cada modelo, se muestran los grados de libertad (gl), el peso, y el valor de r^2.

Modelo	*gl*	ΔAICc	Peso	r^2
Hg				
Año + Colonia + $\delta^{15}N$ + $\delta^{13}C$*Año	20	0.00	0.997	0.471
Intercepto	2	177.03	0.000	0.000
$\delta^{15}N$				
Año + Colonia + $\delta^{13}C$	12	0.00	0.943	0.439
Intercepto	2	174.73	0.000	0.000
$\delta^{13}C$				
Año + Colonia + $\delta^{15}N$	12	0.00	0.999	0.300
Intercepto	2	43.57	0.000	0.000

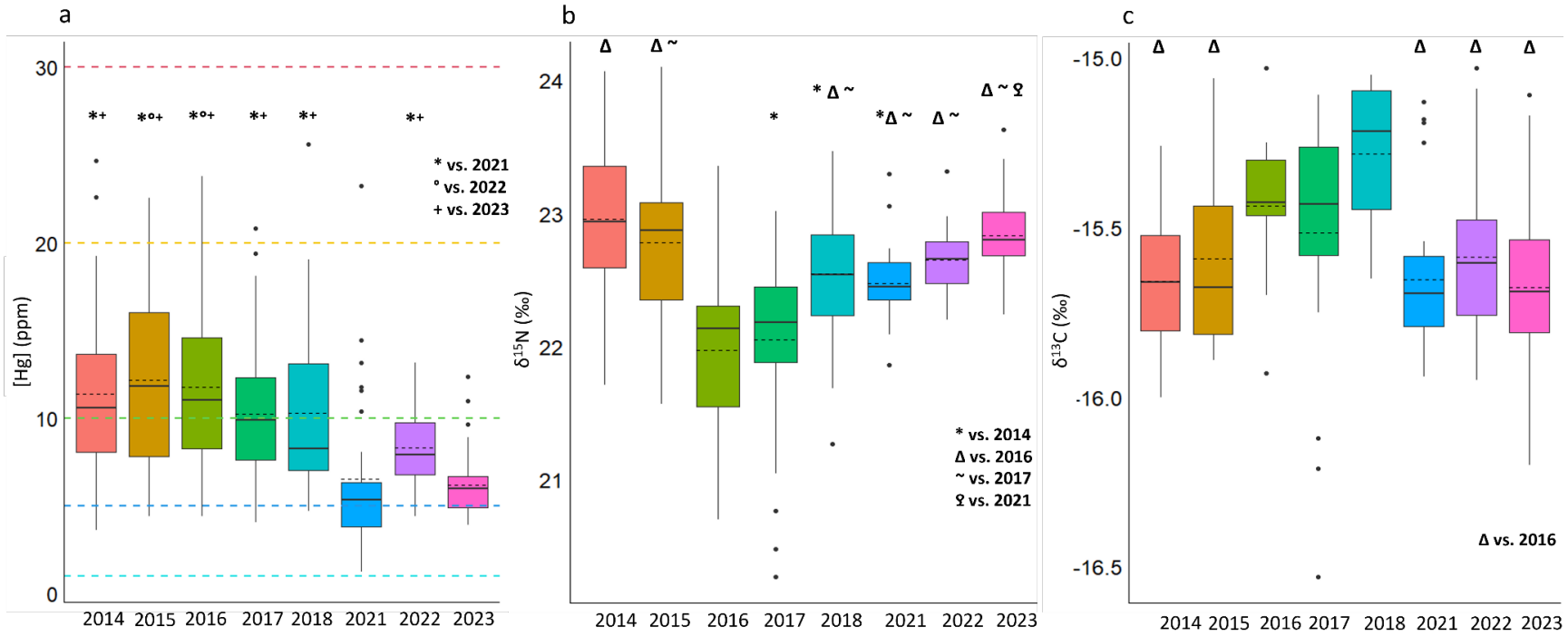

Figura 15. Variaciones anuales en **a)** la concentración de mercurio ([Hg]) en partes por millón (ppm), **b)** isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}N$; por mil (‰)), e **c)** isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$; ‰) en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas de Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023 (sólo en Los Islotes). Las líneas discontinuas de colores se utilizan para indicar los umbrales de preocupación toxicológicos. En relación con la perspectiva de la exposición humana: < 1 ppm (aguamarina y abajo) indica el grupo de bajo riesgo, 1-5 ppm (aguamarina a azul) indica el grupo de medio riesgo, y > 5 ppm (azul y arriba) indica el grupo de alto riesgo. En relación con la perspectiva de la salud de los pinnípedos: < 10 ppm (verde y abajo) indica el grupo de bajo riesgo, 10-20 ppm (verde a amarillo) indica el grupo de medio riesgo, > 20 ppm (amarillo a rojo) indica el grupo de alto riesgo, y > 30 ppm (rojo y superior) indica el grupo de muy alto riesgo. Las diferencias significativas se indican mediante símbolos; las leyendas de los símbolos se encuentran en cada panel.

La colonia se mantuvo como variable predictora en todos los 3 mejores modelos (Tabla 8). La [Hg] fue significativamente más baja en Los Islotes en comparación con Los Cantiles y Granito ($p = 0.00$ en ambos casos; Fig. 16a). El $\delta^{15}N$ fue significativamente mayor en Granito en comparación con Los Cantiles ($p = 0.026$; Fig. 16b). El $\delta^{13}C$ fue significativamente menor en Los Islotes en comparación con Granito ($p = 0.05$) y Los Cantiles ($p = 0.001$; Fig. 16c).

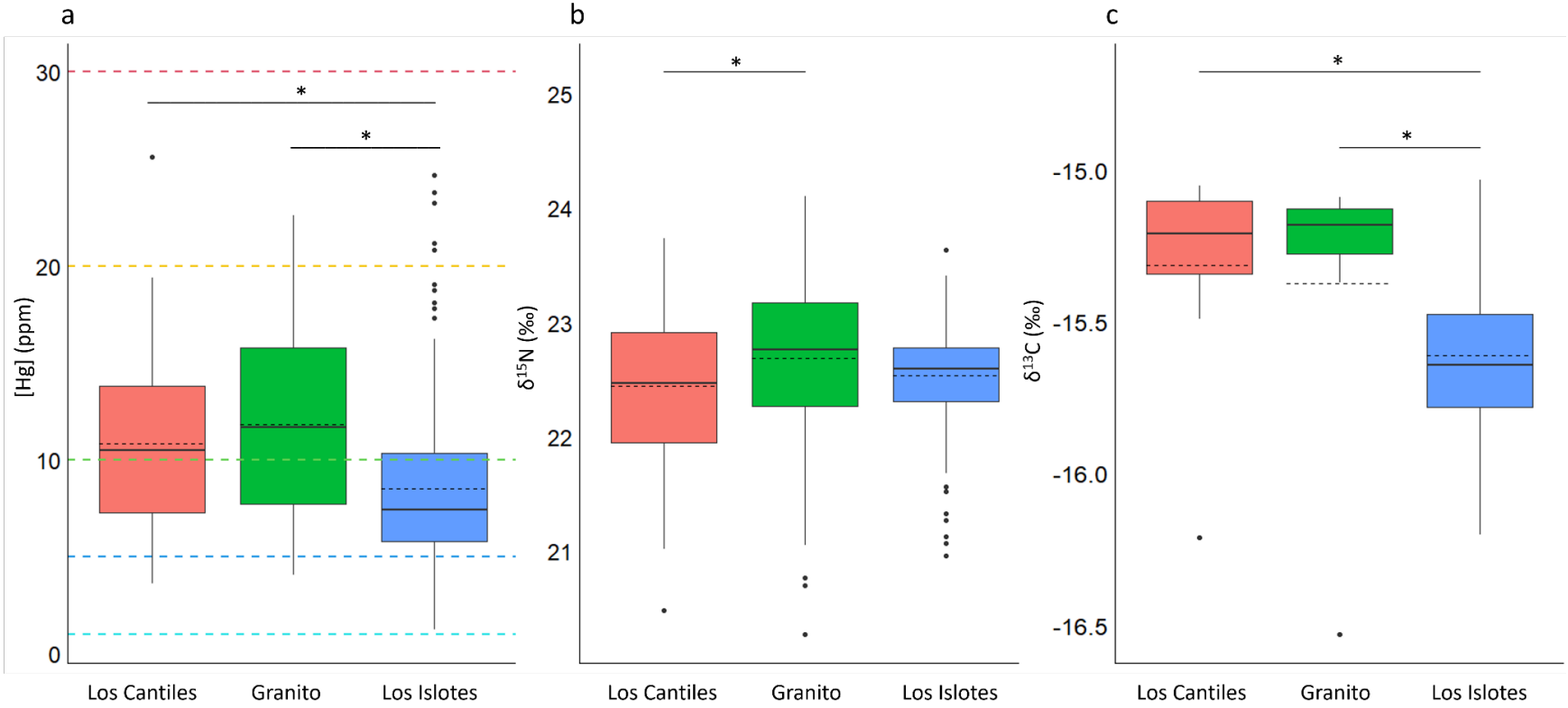

Figura 16. Variaciones entre colonias en a) la concentración de mercurio ([Hg]) en partes por millón (ppm), b) isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}N$; por mil (‰)), e c) isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$; ‰) en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas de Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023 (sólo en Los Islotes). Las líneas discontinuas de colores se utilizan para indicar los umbrales de preocupación toxicológicos. En relación con la perspectiva de la exposición humana: < 1 ppm (aguamarina y abajo) indica el grupo de bajo riesgo, 1-5 ppm (aguamarina a azul) indica el grupo de medio riesgo, y > 5 ppm (azul y arriba) indica el grupo de alto riesgo. En relación con la perspectiva de la salud de los pinnípedos: < 10 ppm (verde y abajo) indica el grupo de bajo riesgo, 10-20 ppm (verde a amarillo) indica el grupo de medio riesgo, > 20 ppm (amarillo a rojo) indica el grupo de alto riesgo, y > 30 ppm (rojo y superior) indica el grupo de muy alto riesgo. La línea negra sólida representa la mediana, mientras que la línea negra discontinua representa el promedio. * denota diferencias significativas ($p < 0.05$).

El $\delta^{15}N$ se mantuvo como variable predictora en todos los 2 mejores modelos (Tabla 8). Se observó una relación positiva entre las [Hg] y $\delta^{15}N$ (i.e., aumentando [Hg] con el incremento en los valores de $\delta^{15}N$; $p < 0.001$; Fig. 17a) y una relación positiva entre los valores del $\delta^{15}N$ y el $\delta^{13}C$ (i.e., aumentando $\delta^{15}N$ con aumentos en los valores del $\delta^{13}C$; $p < 0.001$; Fig. 17b).

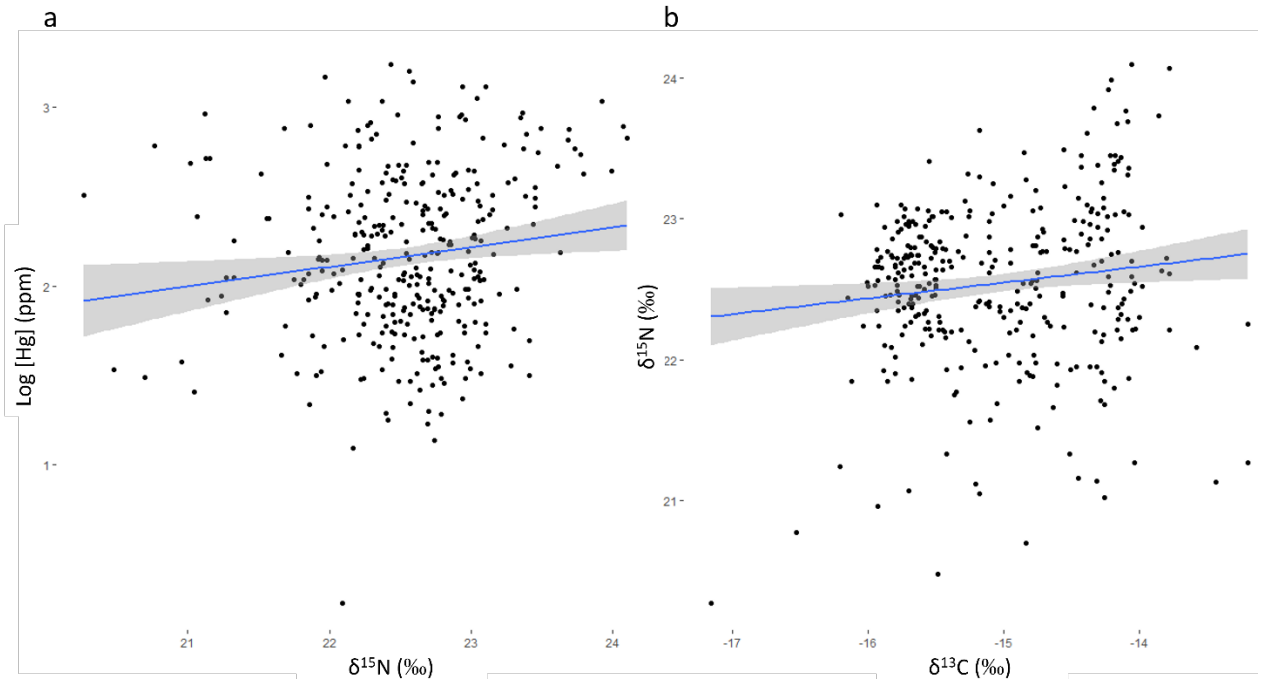

Figura 17. Relaciones entre a) la concentración de mercurio ([Hg]) en partes por millón (ppm) y los isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}N$; por mil (‰)) y b) los isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$; ‰) y el $\delta^{15}N$ en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas de Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023 (sólo en Los Islotes).

El $\delta^{13}C$ se mantuvo como variable predictora en todos los 2 mejores modelos (Tabla 8). Se observó una relación positiva entre las [Hg] y el $\delta^{13}C$ (i.e., aumenta la [Hg] con aumentos en el $\delta^{13}C$; $p < 0.001$; Fig. 18a), una relación positiva entre los valores del $\delta^{15}N$ y el $\delta^{13}C$ (i.e., aumenta el $\delta^{15}N$ con aumentos en el $\delta^{13}C$; $p < 0.001$; Fig. 18b).

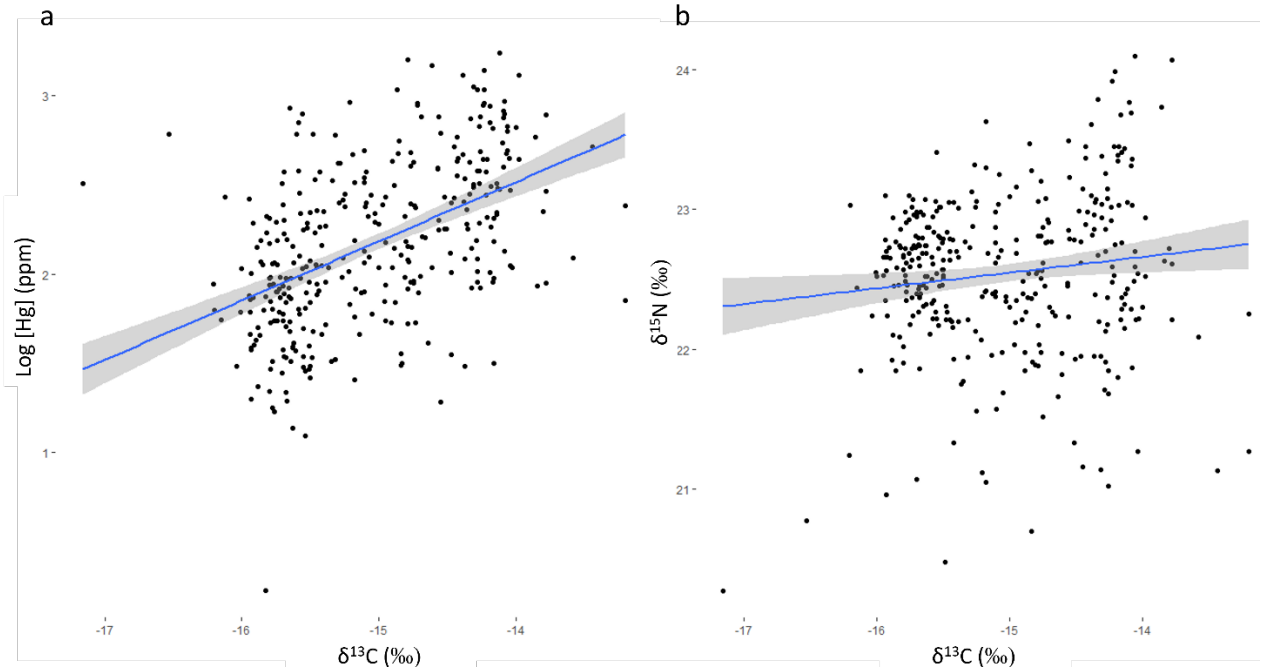

Figura 18. Relaciones entre a) la concentración de mercurio ([Hg]) en una escala logarítmica natural (log_{10})) en partes por millón (ppm) y los isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$; por mil (‰)) y b) el $\delta^{13}C$ y los isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}N$; ‰) en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas en Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y 2021 a de 2023 (sólo en Los Islotes).

La interacción entre año y el $\delta^{13}C$ se mantuvo como variable predictora en 1 de los 2 mejores modelos (Tabla 8). Esta interacción fue significativa ($p < 0.001$) para la [Hg] y fue impulsada por relaciones positivas (aumentos en su concentración con aumento de $\delta^{13}C$) de 2014 a 2016 y de 2021 a 2023, y correlaciones negativas (disminuciones en su concentración con aumento en $\delta^{13}C$) en 2017 y 2018 (Fig. 19).

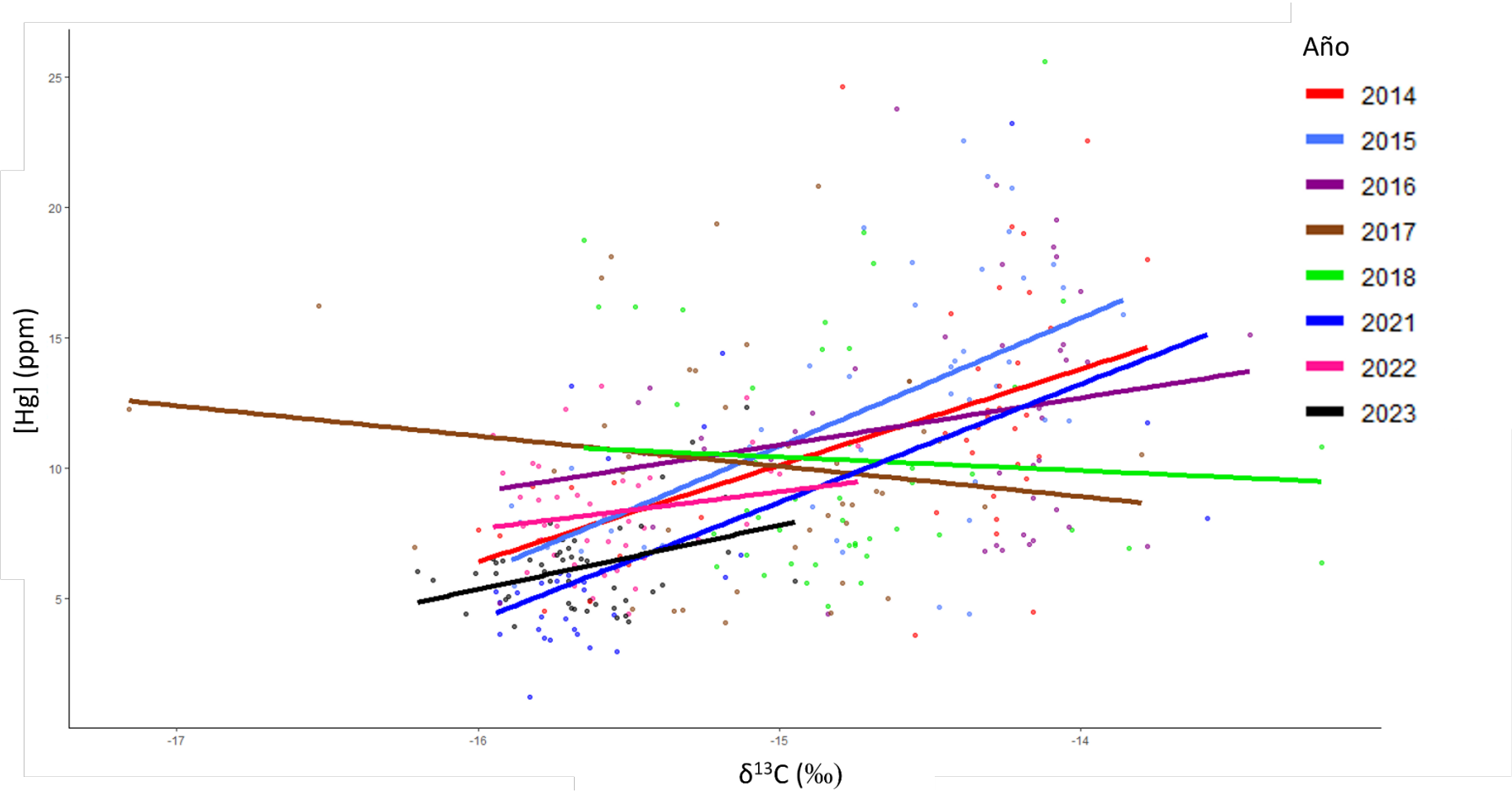

Figura 19. Relaciones entre la concentración de mercurio ([Hg]) en partes por millón (ppm) y los isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$; por mil (‰)) en el lanugo de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturadas en Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023 (sólo en Los Islotes).

7.5 Proporción molar selenio a mercurio

7.5.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024

7.5.1.1 Tejidos internos

Sólo se analizó la proporción molar Se:Hg en muestras de tejidos recolectadas de crías muertas en Los Islotes de 2021 a 2023 (Tabla 9). Utilizando el promedio de cada tejido, de mayor a menor, la proporción molar Se:Hg fue como sigue, corazón, riñón, cerebro, músculo, y hígado. Todos los tejidos recolectados tuvieron una proporción molar Se:Hg > 1 (Tabla 9).

Tabla 9. Proporción molar selenio (Se) a mercurio (Hg) en los tejidos internos de las crías muertas de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas de 2021 a 2023, por año y por el promedio general. Los valores en los paréntesis indican el tamaño de muestra de cada tejido por año. Se presenta el porcentaje (%) de individuos con una proporción molar Se:Hg > 1.

	Tejido	2021	2022	2023	Promedio	> 1
Proporción Molar Se:Hg	Músculo	10.27-14.20 (3)	3.66-4.15 (2)	4.97-9.14 (5)	7.96 (10)	100%
	Riñón	10.35-17.79 (2)	12.7 (1)	12.45-19.83 (2)	14.62 (5)	100%
	Hígado	3.54-4.53 (2)	2.67 (1)	3.34-6.70 (3)	4.35 (6)	100%
	Cerebro	12.47-12.70 (2)	7.02-7.62 (2)	10.87-11.23 (2)	10.32 (6)	100%
	Corazón	12.31 (1)	10.46 (1)	10.17-31.57 (2)	16.13 (5)	100%

Sólo fue posible analizar las diferencias en la proporción molar Se:Hg entre muestras de músculo y de hígado debido al tamaño limitado de la muestra. La proporción molar fue significativamente más baja en muestras de hígado en comparación con el músculo (Fig. 21; $p = 0.03$).

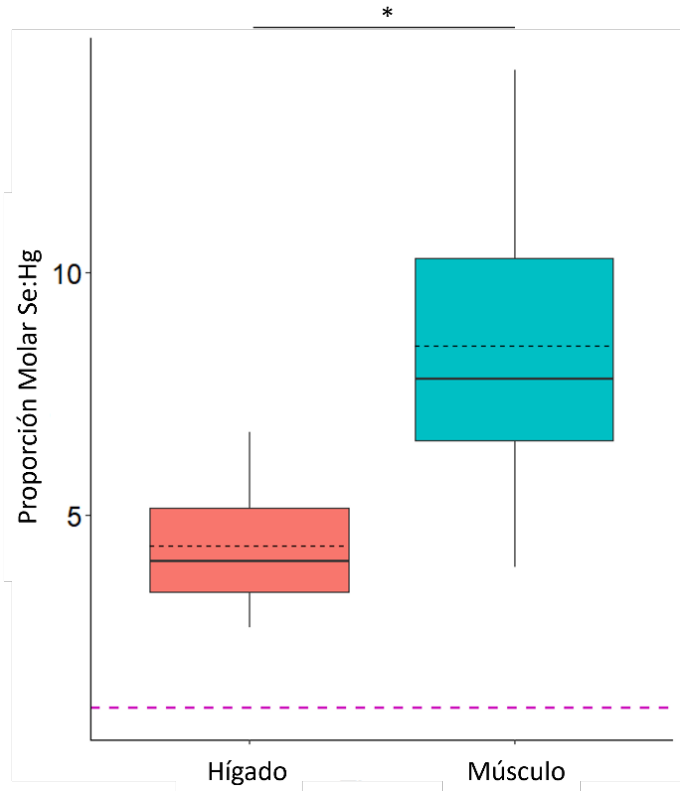

Figura 20. Proporción molar selenio (Se) a mercurio (Hg) en hígado y músculo de las crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectadas muertas de 2021 a 2023. La línea discontinua de color rosa indica una proporción molar Se:Hg = 1. La línea negra sólida representa la mediana, mientras que la línea negra discontinua representa el promedio. * denota diferencias significativas entre tejidos ($p < 0.05$).

7.5.1.2 Lanugo

Como se mencionó anteriormente, el lanugo puede no ser una matriz óptima para el análisis de la proporción molar Se:Hg (McHuron *et al.,* 2014), y es necesario tener precaución al interpretar estos resultados. Como ejercicio en el presente estudio, la proporción molar Se:Hg fue calculada (Cáceres-Saez *et al.,* 2013) en el lanugo de crías de lobo marino de California. Los resultados del análisis de la proporción molar Se:Hg en 2021 (n = 34), 2022 (n = 42), y 2023 (n = 48) en lanugo de crías de menos de tres meses de edad se presentan en la Tabla 10. En 2021, la proporción molar Se:Hg varió de 0.65 a 21.39; en hembras de 1.16 a 21.39, mientras que, en machos, de 0.65 a 6.35. En 2022, la proporción molar Se:Hg varió de 1.30 a 5.45; en hembras de 1.32 a 5.45, mientras que en machos de 1.30 a 4.03. En 2023, la proporción molar Se:Hg varió de 1.67 a 5.69; en hembras de 1.71 a 5.69 y 1.67 a 5.43 en machos. En general, sólo un macho (2.9%; 95% IC

0.07-14.9%) presentó una proporción molar Se:Hg < 1 en 2021, mientras que ninguna cría presentó una proporción molar < 1 en 2022 ni en 2023. El sexo no influyó significativamente en la proporción molar Se:Hg en ninguno de los años ($p > 0.05$).

Tabla 10. Proporción molar selenio (Se) a mercurio (Hg) en el lanugo de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) recolectados de 2021 a 2023 en Los Islotes. Los datos se presentan para la población en general en 2021 (n = 34), 2022 (n = 42), y 2023 (n = 48) y separados por sexo en 2021 (n = 18 hembras; n = 16 machos), 2022 (n = 22 hembras; *n* = 20 machos), y 2023 (n = 24 hembras; *n* = 24 machos). Los números en los paréntesis indican el número de individuos con proporciones molares Se:Hg < 1. La significancia indica el resultado del análisis entre sexos.

Proporción Molar Se:Hg	Grupo	Mediana	Mínimo a Máximo	Promedio ± DE	< 1	Significancia
2021	Hembras	3.11	1.16-21.39	3.95 ± 4.48	0% (*n* = 0)	p = 0.506
	Machos	3.35	0.65-6.35	3.42 ± 1.50	6.3% (*n* = 1)	
	General	3.24	0.65-21.39	3.70 ± 3.38	2.9% (*n* = 1)	
2022	Hembras	2.75	1.32-5.45	2.76 ± 0.88	0% (*n* = 0)	p = 0.299
	Machos	2.48	1.28-4.03	2.47 ± 0.76	0% (*n* = 0)	
	General	2.57	1.28-5.45	2.62 ± 0.83	0% (*n* = 0)	
2023	Hembras	3.31	1.71-5.69	3.39 ± 0.91	0% (*n* = 0)	p = 0.99
	Machos	3.22	1.67-5.43	3.45 ± 0.89	0% (*n* = 0)	
	General	3.26	1.67-5.69	3.42 ± 0.89	0% (*n* = 0)	

Nota: Desviación estándar (DE).

7.6 Umbrales de preocupación toxicológico

7.6.1 Base Histórica

Los resultados para las crías de Los Cantiles, Granito, y Los Islotes con una [Hg] en el lanugo por encima de los umbrales de preocupación toxicológica de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023 se presentan en la Tabla 11.

Tabla 11. Porcentaje (%) e intervalos de confianza (IC) del 95% de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) con [Hg] en el lanugo por encima de los umbrales de preocupación toxicológica de 1, 5, 10, 20, y 30 partes por millón (ppm). Se presentan los datos en la población en general (G), y cuando fue posible, separados por sexo (hembras (H) y machos (M)), en las colonias de Los Cantiles, Granito, y Los Islotes de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023 (este último sólo en Los Islotes). El tamaño de muestra se presenta después del grupo entre paréntesis.

Colonia	Año	Grupo	> 1 ppm- % (IC)	> 5 ppm- % (IC)	> 10 ppm- % (IC)	> 20 ppm- % (IC)	> 30 ppm- % (IC)
Los Cantiles	2014	G (15)	100 (78.2-100.0)	87 (59.5-98.3)	**73 (44.9-92.2)** $^{+}$	0 (0.0-21.8)	0 (0.0-21.8)
	2015	G (15)	100 (78.2-100.0)	93 (68.1-99.8)	**73 (44.9-92.2)** $^{\circ}$	0 (0.0-21.8)	0 (0.0-21.8)
	2016	G (15)	100 (78.2-100.0)	100 (78.2-100.0)	60 (32.3-83.7)	0 (0.0-21.8)	0 (0.0-21.8)
	2017	G (15)	100 (78.2-100.0)	73 (44.9-92.2)	**33 (11.8-61.6)** ^{a}	0 (0.0-21.8)	0 (0.0-21.8)
	2018	G (15)	100 (78.2-100.0)	100 (78.2-100.0)	**33 (11.8-61.6)** ^{ab}	7 (0.2-31.9)	0 (0.0-21.8)
Granito	2014	G (15)	100 (78.2-100.0)	100 (78.2-100.0)	**80 (51.9-95.7)** $^{+}$	7 (0.2-32.0)	0 (0.0-21.8)
	2015	G (15)	100 (78.2-100.0)	93 (68.1-99.8)	**87 (59.5-98.3)** $^{\circ}$	13 (1.7-40.5)	0 (0.0-21.8)
	2016	G (13)	100 (75.3-100.0)	92 (64.0-99.8)	**46 (19.2-74.9)** ^{b}	8 (0.2-36.0)	0 (0.0-24.7)
	2017	G (11)	100 (71.5-100.0)	82 (48.2-97.7)	**36 (11.0-69.2)** ^{ab}	0 (0.0-28.5)	0 (0.0-28.5)
	2018	G (15)	100 (78.2-100.0)	93 (68.1-99.8)	**27 (8.0-55.1)** ^{ab}	0 (0.0-21.8)	0 (0.0-21.8)
Los Islotes	2014	G (15)	100 (78.2-100.0)	87 (59.5-98.3)	**20 (4.3-48.1)** $^{+cd}$	7 (0.2-32.0)	0 (0.0-21.8)
	2015	G (15)	100 (78.2-100.0)	100 (78.2-100.0)	**27 (7.8-55.1)** $^{\circ cd}$	7 (0.2-32.0)	0 (0.0-21.8)
	2016	G (16)	100 (79.4-100.0)	94 (69.8-99.8)	81 (54.4-96.0)	6 (0.2-30.2)	0 (0.0-20.6)
	2017	G (15)	100 (78.2-100.0)	100 (78.2-100.0)	73 (44.9-92.2)	7 (0.2-32.0)	0 (0.0-21.8)
	2018	G (16)	100 (79.4-100.0)	100 (79.4-100.0)	50 (24.7-75.4)	0 (0.0-20.6)	0 (0.0-20.6)
	2021	H (18)	100 (81.5-100.0)	**83.3 (58.6-96.4) ***	28 (9.7-53.5)	0 (0.0-18.5)	0 (0.0-18.5)
		M (17)	100 (80.5-100.0)	**35.3 (14.2-61.7) *~**	12 (1.5-36.4)	6 (0.1-28.7)	0 (0.0-19.5)
		G (35)	100 (89.0-100.0)	**60.0 (42.0-76.0)** $^{b\text{-}eg}$	**20 (8.4-36.9)** ^{cde}	3 (0.1-14.9)	0 (0.0-10.0)

2022	H (22)	100 (84.6-100.0)	100 (84.6-100.0)	18.2 (5.2-40.3)	0 (0.0-15.4)	0 (0.0-15.4)
	M (20)	100 (83.2-100.0)	**95 (75.1-99.9)** ˜	**20 (5.7-43.7)** ˜	0 (0.0-16.8)	0 (0.0-16.8)
	G (42)	100 (91.6-100.0)	97.6 (87.4-99.9)	**19 (8.6-34.1)** ^{acde}	0 (0.0-8.4)	0 (0.0-8.4)
2023	H (24)	100 (85.8-100.0)	**88 (67.6-97.3)** *	8 (1.0-27.0)	0 (0.0-14.3)	0 (0.0-14.3)
	M (24)	100 (85.8-100.0)	**54 (32.8-74.4)** *˜	**0 (0.0-14.3)** ˜	0 (0.0-14.3)	0 (0.0-14.3)
	G (48)	100 (92.6-100.0)	**71 (55.9-83.1)** ^{bdeg}	**4 (0.5-14.3)** $^{a-g}$	0 (0.0-7.4)	0 (0.0-7.4)

Nota: La significancia ($p < 0.05$) en la probabilidad de pertenecer a un grupo de riesgo se indica por ˜ en el mismo sexo entre años; * en el mismo año entre sexos; + entre colonias en comparación con 2014; ° entre colonias en comparación con 2015; [a] en el mismo grupo en comparación con 2014; [b] en el mismo grupo en comparación con 2015; [c] en el mismo grupo en comparación con 2016; [d] en el mismo grupo en comparación con 2017; [e] en el mismo grupo en comparación con 2018; [f] en el mismo grupo en comparación con 2021; [g] en el mismo grupo en comparación con 2022.

En Granito, bajo la perspectiva de la salud de los pinnípedos, el número de crías en cada grupo de riesgo se presentan en la Tabla 11 y Fig. 21a. La mayoría de las crías tuvieron una [Hg] en el lanugo clasificado como de riesgo medio (10-20 ppm) en 2014 y 2015 (11 individuos; 73% en ambos casos) y como de riesgo bajo (< 10 ppm) en 2016 (7 individuos; 54%), 2017 (7 individuos; 64%), y 2018 (11 individuos; 73%). Las crías sólo fueron clasificadas como de alto riesgo (> 20 ppm) en 2014 (1 individuo; 7%), 2015 (2 individuos; 13%), y 2016 (1 individuo; 8%). Ningún individuo tuvo una [Hg] clasificado como de muy alto riesgo (> 30 ppm) entre 2014 y 2018. La probabilidad de pertenecer a un grupo de riesgo se presenta en la Tabla 11. Las crías en 2014 tuvieron una probabilidad significativamente mayor tener una [Hg] > 10 ppm en comparación con crías en 2017 (4.2x; p = 0.04; CI de 95% = 1.13-31.45x) y 2018 (6.6x; p = 0.005; CI de 95% = 1.82-45.67x). De igual forma, las crías en 2015 mostraron una probabilidad significativamente mayor de tener una [Hg] > 10 ppm en comparación con crías en 2016 (4.3x; p = 0.03; CI de 95% = 1.13-34.45x), 2017 (6.1x; p = 0.013; CI de 95% = 1.51-53.65x), y 2018 (9.5x; p = 0.001; CI de 95% = 2.44-78.20x).

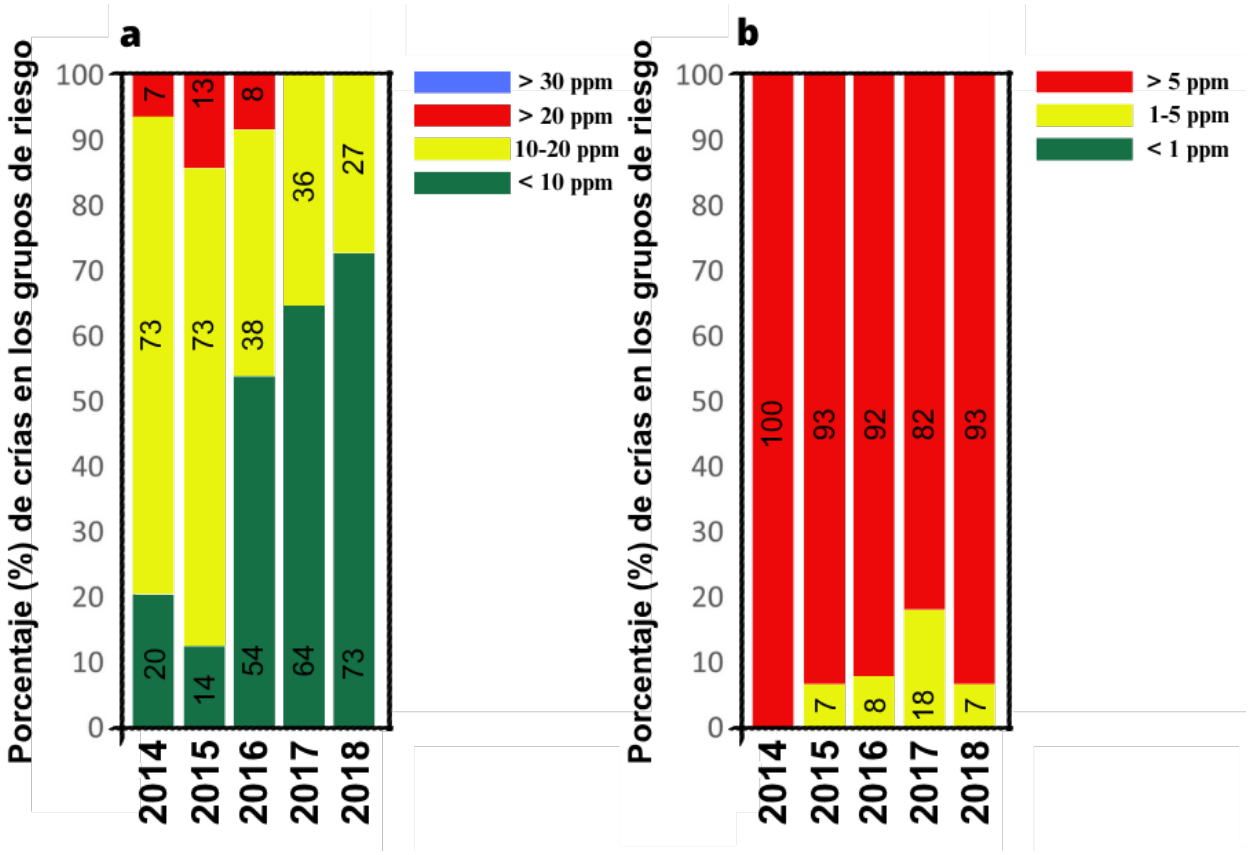

Figura 21. Porcentaje (%) de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) de la colonia Granito con una concentración de mercurio clasificados como de bajo, medio, alto, y muy alto riesgo de preocupación toxicológica en la población en general de 2014 a 2018 bajo las perspectivas de a) la salud de los pinnípedos (10, 20, y 30 partes por millón (ppm)) y b) la exposición humana (1 y 5 ppm).

En Granito y bajo la perspectiva de la exposición humana, el número de crías en cada grupo de riesgo se presentan en la Tabla 11 y Fig. 21b. La mayoría de las crías tuvieron una [Hg] en el lanugo clasificado como de riesgo alto (> 5 ppm) en 2014 (15 individuos; 100%), 2015 (14 individuos; 93%), 2016 (12 individuos; 92%), 2017 (9 individuos; 82%), y 2018 (14 individuos; 93%). Las crías sólo fueron clasificadas como de riesgo medio (1-5 ppm) en 2015 (1 individuo; 7%), 2016 (1 individuo; 8%), 2017 (2 individuos; 18%), y 2018 (1 individuo; 7%). Ningún individuo tuvo una [Hg] clasificado como de bajo riesgo (< 1 ppm) de 2014 a 2018. La probabilidad de pertenecer a un grupo de riesgo se presenta en la Tabla 11. Todas las crías tuvieron la misma probabilidad de pertenecer a cada grupo de riesgo de 2014 a 2018 ($p > 0.05$).

En Los Cantiles, bajo la perspectiva de la salud de los pinnípedos, el número de crías en cada grupo de riesgo se presentan en la Tabla 11 y Fig. 22a. La mayoría de las crías tuvieron una [Hg] en el lanugo clasificado como de riesgo medio (10-20 ppm) en 2014 (n = 11 individuos; 73%), 2015 (11 individuos; 73%), y 2016 (n = 9 individuos; 60%), y como de riesgo bajo (< 10 ppm) en 2017 y 2018 (10 individuos; 67% en ambos casos). Las crías sólo fueron clasificadas como de alto riesgo (> 20 ppm) en 2018 (1 individuo; 6%). Ningún individuo tuvo una [Hg] clasificado como de muy alto riesgo (> 30 ppm) de 2014 a 2018. La probabilidad de pertenecer a un grupo de riesgo se presenta en la Tabla 11. Las crías en 2014 tuvieron mayor probabilidad de tener una [Hg] > 10 ppm en comparación con crías en 2017 y 2018 (3.7x; p = 0.04; IC de 95% = 1.09-21.88x en ambos casos). Las crías en 2015 tuvieron mayor probabilidad de tener una [Hg] > 10 ppm en comparación con crías en 2018 (3.7x; p = 0.04; IC de 95% = 1.09-21.88x).

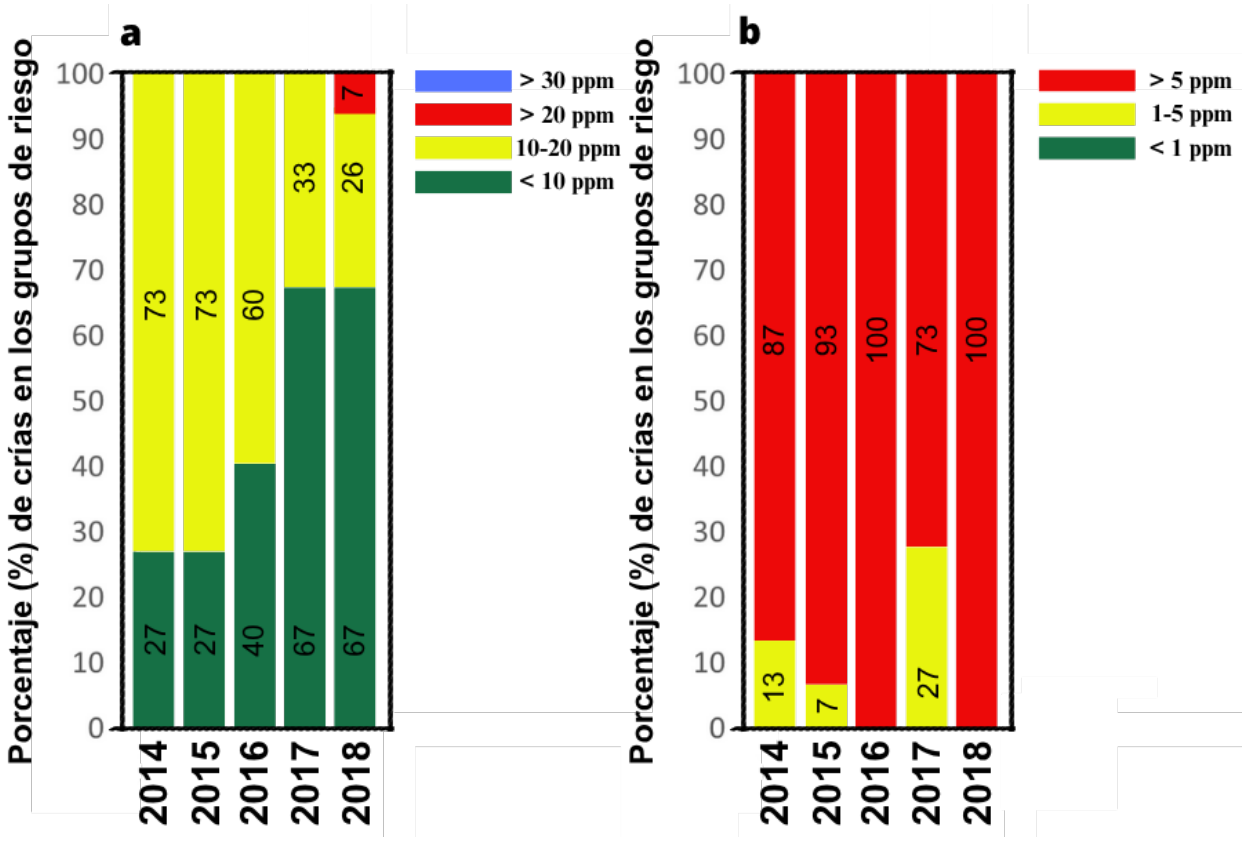

Figura 22. Porcentaje (%) de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) de la colonia Los Cantiles con una concentración de mercurio clasificadas como de bajo, medio, alto, y muy alto riesgo de preocupación toxicológica en la población en general de 2014 a 2018 bajo las perspectivas de a) la salud de los pinnípedos (10, 20, y 30 partes por millón (ppm)) y b) la exposición humana (1 y 5 ppm).

En Cantiles y bajo la perspectiva de la exposición humana, el número de crías en cada grupo de riesgo se presentan en la Tabla 11 y Fig. 22b. La mayoría de las crías tuvieron una [Hg] en el lanugo que les clasificaba como de riesgo alto (> 5 ppm) en 2014 (13 individuos; 87%), 2015 (14 individuos; 93%), 2016 (15 individuos; 100%), 2017 (11 individuos; 73%), y 2018 (15 individuos; 100%). Las crías sólo fueron clasificadas como de riesgo medio (1-5 ppm) en 2014 (2 individuos; 13%), 2015 (1 individuo; 7%), y 2017 (4 individuos; 27%). Ningún individuo tuvo una [Hg] clasificado como de bajo riesgo (< 1 ppm) de 2014 a 2018. Todas las crías tuvieron la misma probabilidad de pertenecer a cada grupo de riesgo entre 2014 y 2018 ($p > 0.05$).

En Los Islotes, bajo la perspectiva de la salud de los pinnípedos, el número de crías en cada grupo de riesgo se presentan en la Tabla 11; Fig. 23a. La mayoría de las crías tuvieron una [Hg] en el

lanugo clasificado como de bajo riesgo (< 10 ppm) de preocupación toxicológica en 2014 (12 individuos; 80%), 2015 (11 individuos; 73%), 2021 (28 individuos; 80%), 2022 (34 individuos; 81%), y 2023 (46 individuos; 96%). La mayoría de las crías fueron clasificadas como de riesgo medio (10-20 ppm) en 2016 (12 individuos; 75%) y 2017 (10 individuos; 67%). Las crías sólo fueron clasificadas como de riesgo alto (> 20 ppm) en 2014 (1 individuo; 7%), 2015 (1 individuo; 7%), 2016 (1 individuo; 6%), 2017 (1 individuo; 7%), y 2021 (1 individuo; 3%). Ningún individuo fue clasificado como de muy alto riesgo (> 30 ppm) de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023. La probabilidad de pertenecer a un grupo de riesgo se presenta en la Tabla 11. Las crías en 2014 tuvieron mayor probabilidad de tener una [Hg] > 10 ppm en comparación con crías en 2022 (11.3x; $p < 0.001$; CI de 95% = 3.56-58.95x) y 2023 (46.0x; $p < 0.001$; CI de 95% = 11.67-378.08x). Las crías en 2015 tuvieron mayor probabilidad de tener una [HgT] > 10 ppm en comparación con crías en 2023 (5.1x; $p = 0.03$; CI de 95% = 1.36-38.87x). Las crías en 2016 tuvieron mayor probabilidad de tener una [HgT] > 10 ppm en comparación con crías en 2014 (9.8x; $p < 0.001$; CI de 95% = 2.59-73.13x), 2015 (7.15x; $p = 0.003$; CI de 95% = 1.98-48.97x), 2021 (11.4x; $p < 0.001$; CI de 95% = 3.53-60.91x), 2022 (12.3x; $p < 0.001$; CI de 95% = 3.88-63.16x), y 2023 (49.83x; $p < 0.001$; CI de 95% = 12.69-405.66x). Las crías en 2017 tuvieron mayor probabilidad de tener una [HgT] > 10 ppm en comparación con crías en 2014 (6.6x; $p = 0.005$; CI de 95% = 1.82-45.67x), 2015 (4.8x; $p = 0.01$; CI de 95% = 1.40-30.50x), 2021 (7.7x; $p < 0.001$; CI de 95% = 2.51-37.63x), 2022 (8.3x; $p < 0.001$; CI de 95% = 2.76-38.96x), y 2023 (33.7x; $p < 0.001$; CI de 95% = 8.90-253.89x). Las crías en 2018 tuvieron mayor probabilidad de tener una [HgT] > 10 ppm en comparación con crías en 2021 (3.1x; $p = 0.04$; CI de 95% = 1.09-13.20x), 2022 (3.4x; $p = 0.03$; CI de 95% = 1.21-13.63x), y 2023 (13.6x; $p < 0.001$; CI de 95% = 3.80-91.07x). Las crías en 2021 y 2022 tuvieron mayor probabilidad de tener una [HgT] > 10 ppm en comparación con crías en 2023 (3.7x; $p = 0.03$; CI de 95% = 1.09-22.06x y 3.5x; $p = 0.03$; CI de 95% = 1.05-20.08x, respectivamente).

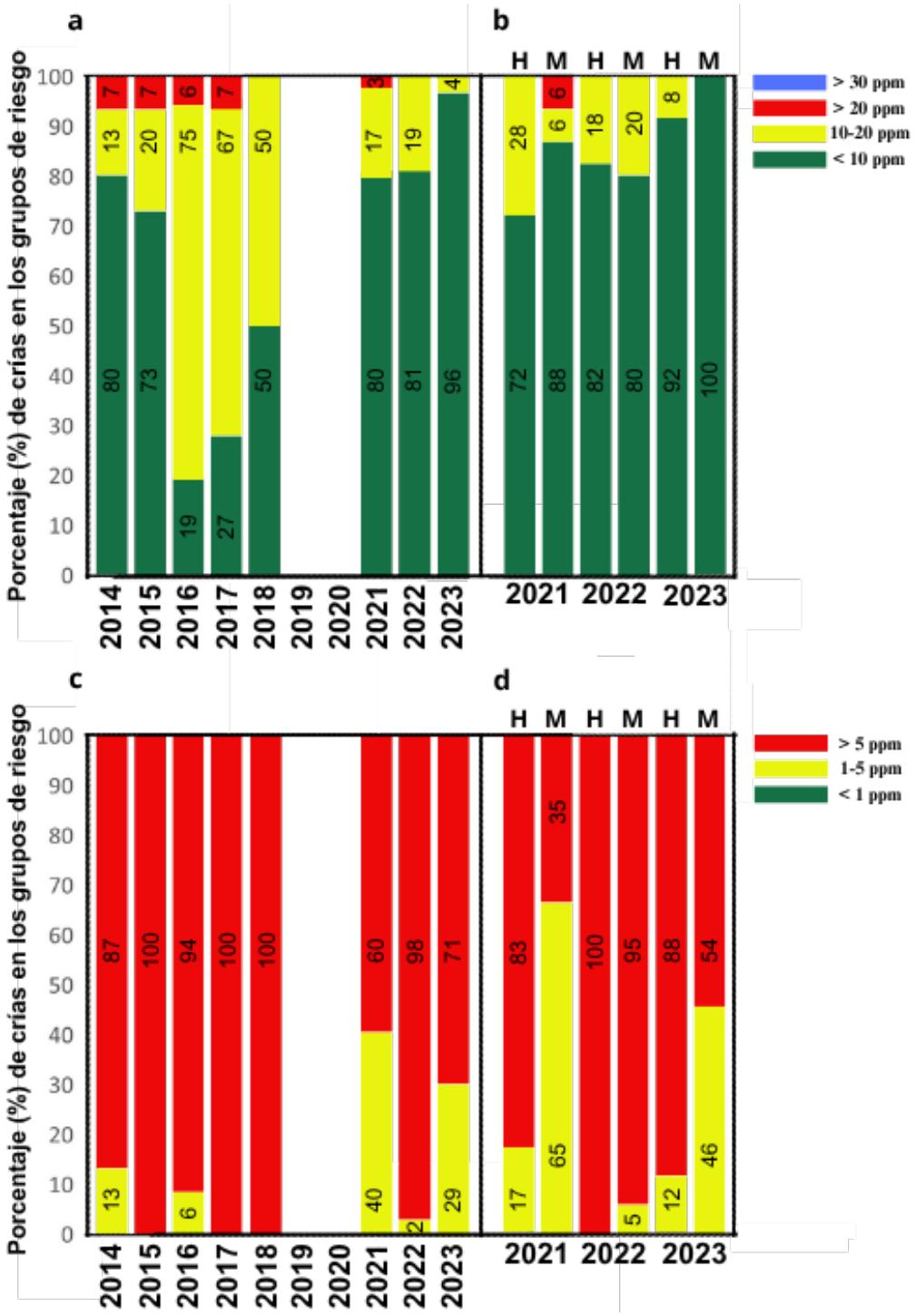

Figura 23. Porcentaje (%) de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) con una concentración de mercurio clasificadas como de bajo, medio, alto, y muy alto riesgo de preocupación toxicológica bajo las perspectivas de **a)** la salud de los pinnípedos (10, 20, y 30 partes por millón (ppm)) en la población en general, **b)** la salud de los pinnípedos, separados por sexo (H: hembras; M: machos), **c)** la exposición humana (1 y 5 ppm) en la población en general, y **d)** la exposición humana, separadas por sexo.

En Los Islotes, bajo la perspectiva de la salud de los pinnípedos, y separado por sexo, el número de crías en cada grupo de riesgo se presentan en la Tabla 11; Fig. 23b. La mayoría de las hembras fueron clasificadas como de bajo riesgo en 2021 (13 individuos; 72%), 2022 (34 individuos; 81%), y 2023 (22 individuos; 92%). Algunas hembras fueron clasificadas como de riesgo medio en 2021 (5 individuos; 28%), 2022 (4 individuos; 18%), y 2023 (2 individuos; 8%). Ninguna (0%) hembra fue clasificada como de alto ni de muy alto riesgo. Entre los machos, la mayoría fueron clasificados como de bajo riesgo en 2021 (15 individuos; 88%), 2022 (16 individuos; 80%), y 2023 (24 individuos; 100%). Algunos machos fueron clasificados como de riesgo medio en 2021 (1 individuo; 6%), y 2022 (4 individuos; 20%), mientras algunos machos fueron clasificados como de alto riesgo en 2021 (1 individuo; 6%). Ningún macho fue clasificado como de muy alto riesgo. La probabilidad de pertenecer a un grupo de riesgo se presenta en la Tabla 11. Entre 2021 y 2023, machos y hembras tuvieron la misma probabilidad de tener una [Hg] en el lanugo por arriba de cada umbral de preocupación toxicológica ($p > 0.05$ en cada caso). Aunque se observó una diferencia estadísticamente significativa entre los machos de 2022 y 2023 ($p = 0.04$), el odds ratio fue de 1.0x (CI de 95% = 0.004-1.48x), lo cual sugiere que no hubo una diferencia real en la probabilidad de tener una [Hg] > 10 ppm entre esos años. En las hembras, no se detectaron diferencias significativas entre 2021 y 2023 ($p > 0.05$ en cada caso).

En Los Islotes y bajo la perspectiva de la exposición humana, el número de crías en cada grupo de riesgo se presentan en la Tabla 11 y Fig. 23c. La mayoría de las crías fueron clasificadas como de riesgo alto (> 5 ppm) en 2014 (13 individuos; 87%), 2015 (15 individuos; 100%), 2016 (15 individuos; 94%), 2017 (15 individuos; 100%), 2018 (16 individuos; 100%), 2021 (21 individuos; 60%), 2022 (41 individuos; 97.6%), y 2023 (34 individuos; 71%), mientras algunas crías fueron clasificadas como de riesgo medio (1-5 ppm) en 2014 (2 individuos; 13%), 2016 (1 individuo; 6%), 2021 (14 individuos; 40%), 2022 (1 individuo; 2%), y 2023 (14 individuos; 29%). Ninguna cría tuvo una [Hg] en el lanugo que le clasificara como de riesgo bajo (< 1 ppm) de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023). La probabilidad de pertenecer a un grupo de riesgo se presenta en la Tabla 11. Entre años, las crías capturadas en 2015 fueron más probable tener una [Hg] > 5 ppm en comparación con las crías capturadas en 2021 (8.9x; $p = 0.004$; CI de 95% = 1.07-352.79x), mientras que no hubo diferencias en la probabilidad con 2023 (1.0x; $p = 0.013$; CI de 95% = 0.004-1.37x). Además,

las crías en 2017 tuvieron la misma probabilidad de tener una [Hg] > 5 ppm en comparación con crías en 2021 (1.0x; p = 0.004; CI de 95% = 0.003-0.93x) y 2023 (1.0x; p = 0.01; CI de 95% = 0.004-1.37x). Las crías en 2016 tuvieron mayor probabilidad de tener una [Hg] > 5 ppm en comparación con crías capturadas en 2021 (4.4x; p = 0.02; CI de 95% = 1.06-39.60x). Las crías en 2018 tuvieron mayor probabilidad de tener una [Hg] > 5 ppm en comparación con crías en 2021 (9.45x; p = 0.003; CI 95% = 1.15-374.57x) y 2023 (6.4x; p = 0.01; CI de 95% = 0.78-246.97x). Las crías capturadas en 2022 tuvieron mayor probabilidad de tener una [Hg] > 5 ppm en comparación con las crías capturadas en 2021 (13.0x; p < 0.001; CI 95% = 3.2-108.4x). Las crías en 2022 tuvieron mayor probabilidad de tener una [Hg] > 5 ppm en comparación con crías en 2023 (16.8x; p < 0.001; CI 95% = 2.06-620.54x).

En Los Islotes, bajo la perspectiva de la exposición humana, y separado por sexo, el número de crías en cada grupo de riesgo se presentan en la Tabla 11 y Fig. 23d. La mayoría de las hembras fueron clasificadas como de riesgo alto (> 5 ppm) en 2021 (15 individuos; 83%), 2022 (22 individuos; 100%), y 2023 (21 individuos; 88%). Algunas hembras fueron clasificadas como de riesgo medio (1-5 ppm) en 2021 (3 individuos; 17%) y 2023 (3 individuos; 12%), mientras ninguna hembra tuvo una [Hg] en el lanugo que la clasificará como de bajo riesgo. La mayoría de los machos fueron clasificados como de riesgo alto en 2022 (19 individuos; 95%) y 2023 (13 individuos; 54%), mientras en 2021, la mayoría (11 individuos; 65%) de los machos fueron clasificados como de riesgo medio. Algunos machos fueron clasificados como de riesgo medio en 2022 (1 individuo; 5%), y 2023 (11 individuos; 46%), mientras algunos machos fueron clasificados como de riesgo alto en 2021 (6 individuos; 35%). Ningún macho fue clasificado como de riesgo bajo. La probabilidad de pertenecer a un grupo de riesgo se presenta en la Tabla 11. En 2021 y 2023, fue significativamente más probable (5.9x y 4.1x, respectivamente) que las hembras tuvieron una [Hg] > 5 ppm en el lanugo en comparación con los machos (p = 0.005; IC de 95% = 1.7-35.6x; p = 0.014; IC de 95% = 1.32-20.73x, respectivamente). Los machos capturados en el 2022 tuvieron significativamente más probabilidad de tener una [Hg] > 5 ppm en comparación con los machos capturados en 2021 (14.9x; p < 0.001; CI 95% = 3.4-156.7x) y 2023 (7.5x; p = 0.003; CI de 95% = 1.76-69.56x).

Combinando las colonias, bajo la perspectiva de la salud de los pinnípedos, la probabilidad de pertenecer a un grupo de riesgo se presenta en la Tabla 11. En 2014, las crías de Los Cantiles y Granito tuvieron una probabilidad significativamente mayor de tener una [Hg] > 10 ppm en comparación con crías de Los Islotes (6.6x; p = 0.01; IC de 95% = 1.82-45.67x; 9.0x; p = 0.001; IC de 95% = 2.39-68.18x, respectivamente). En 2015, las crías de Los Cantiles y Granito tuvieron una probabilidad significativamente mayor de tener una [Hg] > 10 ppm en comparación con crías de Los Islotes (4.8x; p = 0.02; IC de 95% = 1.40-30.50x; 9.5x; p = 0.001; IC de 95% = 2.44-78.20x). Bajo la perspectiva de la exposición humana, las crías de todas las colonias tuvieron la misma probabilidad de pertenecer a un grupo de riesgo (Tabla 11; p > 0.05 en todos los casos).

7.7 Índice de condición corporal

Los resultados del análisis del ICC en crías capturadas en Los Islotes en 2014, 2015, y de 2021 a 2023 se presentan en la Tabla 12. El sexo no influyó significativamente en el ICC en 2021 (p = 0.159), 2022 (p = 0.145), ni 2023 (p = 0.240) en crías de lobos marinos de California capturados en Los Islotes. No se observaron relaciones significativas entre las [Hg] y [Se] con el ICC en 2021, 2022, ni 2023 (p > 0.05 en todos los casos). Separado por sexo, sólo se observó una relación negativa y significativa entre la [Se] y el ICC en hembras en 2021 (Rs = -0.49; p = 0.039; Fig. 24).

Tabla 12. Índice de condición corporal (ICC) en lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturados entre 2021 y 2023 en Los Islotes. Los datos presentados son para la población en general y separado por sexo en 2021 (n = 35; n = 18 hembras; n = 17 machos), 2022 (n = 43; n = 22 hembras; n = 21 machos), y 2023 (n = 48; n = 24 hembras; n = 24 machos). La significancia indica los resultados del análisis estadístico entre sexos.

ICC	Grupo	Mediana	Mínimo a Máximo	Promedio ± DE	Significancia
2021	Hembras	0.98	0.61-1.14	0.97 ± 0.12	p = 0.159
	Machos	1.01	0.82-1.28	1.03 ± 0.13	
	General	0.99	0.61-1.28	1.00 ± 0.12	
2022	Hembras	0.97	0.71-1.26	0.96 ± 0.12	p = 0.145
	Machos	1.04	0.82-1.50	1.04 ± 0.16	
	General	1.00	0.71-1.50	1.00 ± 0.15	
2023	Hembras	0.99	0.69-1.24	0.97 ± 0.14	p = 0.240
	Machos	1.02	0.75-1.32	1.02 ± 0.12	
	General	1.00	0.69-1.32	1.00 ± 0.13	

Nota: Desviación estándar (DE).

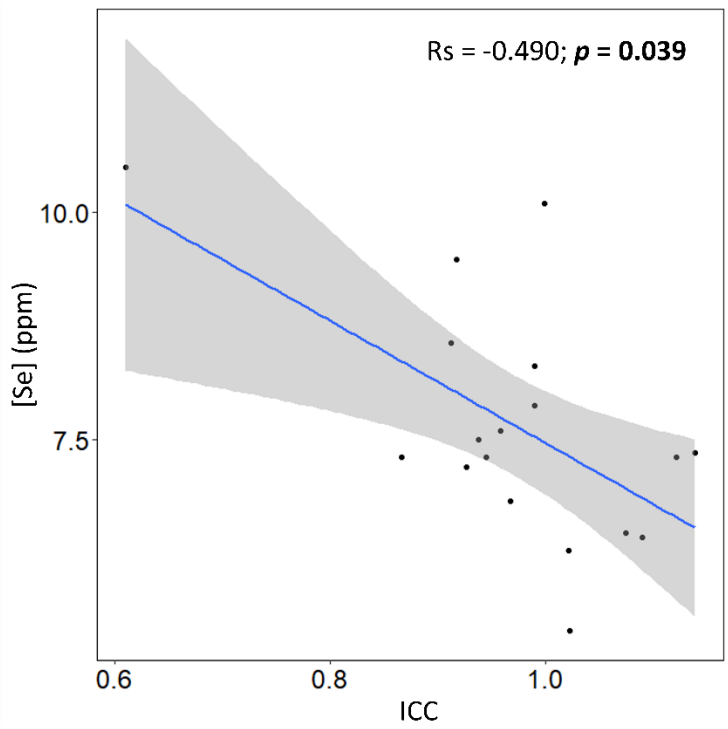

Figura 24. Relación entre el índice de condición corporal (ICC) y la concentración de selenio ([Se]) en crías hembras (n = 18) de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) capturados en Los Islotes en 2021.

7.8 Indicadores de estrés oxidativo en tejidos internos y su relación con las concentraciones de mercurio y selenio

7.8.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024

Los resultados de los indicadores de estrés oxidativo en tejidos de crías de lobo marino de California muertas en Los Islotes entre 2021 y 2024 se presentan en la Tabla 13 y Fig. 25. No fue posible analizar estadísticamente los datos por el tamaño de muestra limitado. La tasa de producción de $O_2^{\bullet-}$ fue mayor en muestras de cerebro (0.23 nmol $O_2^{\bullet-} \cdot min \cdot mg^{-1}$ de proteína) y menor en muestras de músculo (0.13 nmol $O_2^{\bullet-} \cdot min \cdot mg^{-1}$ proteína).

Tabla 13. La tasa de producción de radical superóxido ($O_2^{\bullet-}$; nmol $O_2^{\bullet-}$ · min^{-1} · mg^{-1} de proteína), las actividades de las enzimas antioxidantes (U mg^{-1} de proteína) superóxido dismutasa (SOD), glutatión peroxidasa (GPx), catalasa (CAT), glutatión reductasa (GR), y glutatión S-transferasa (GST), y concentración de los indicadores de daño oxidativo a lípidos (sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico; TBARS; nmol TBARS mg^{-1} proteína), y de daño oxidativo a proteínas (carbonilos proteicos; PC; µmol carbonilos proteicos mg^{-1} proteína) en muestras de músculo, hígado, riñón, corazón, y cerebro recolectadas de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muertas entre 2021 y 2024 en Los Islotes. Los resultados se expresan como promedio ± desviación estándar (DE), la mediana, y los valores mínimos (min) a máximo (max). Se indica el tamaño de la muestra para cada tejido (n).

		Músculo (n = 10)	**Hígado (n = 5)**	**Riñón (n = 5)**	**Corazón (n = 5)**	**Cerebro (n = 8)**
$O_2^{\bullet-}$	Promedio + DE	0.13 ± 0.08	0.21 ± 0.07	0.21 ± 0.06	0.20 ± 0.08	0.24 ± 0.08
	Mediana	0.13	0.21	0.20	0.17	0.23
	Min-Max	0.05-0.19 (n = 8)	0.12-0.28	0.12-0.30	0.11-0.32	0.09-0.35
SOD	Promedio + DE	193.58 ± 42.74	80.02 ± 37.80	124.19 ± 69.15	124.28 ± 42.74	285.20 ± 140.90
	Mediana	148.09	59.79	89.05	109.73	246.4
	Min-Max	75.94-382.47	46.62-137.76	80.03-243.09	77.82-170.56	187.40-623.90
CAT	Promedio + DE	110.80 ± 6.81	48.45 ± 14.29	45.22 ± 26.46	39.72 ± 6.81	107.35 ± 39.26
	Mediana	96.68	46.73	37.73	41.88	105.14
	Min-Max	33.36-217.64	32.40-71.45	20.10-89.81	30.51-48.37	30.26-159.83
GPx	Promedio + DE	21.06 ± 7.15	11.85 ± 5.37	20.67 ± 7.40	9.96 ± 7.15	17.89 ± 10.82
	Mediana	16.44	12.19	21.58	8.22	16.18
	Min-Max	3.35-39.47	4.49-19.36	10.72-30.47	4.20-21.71	2.93-34.66
GR	Promedio + DE	170.37 ± 15.87	128.10 ± 15.86	205.62 ± 98.83	66.15 ± 15.87	149.63 ± 56.02
	Mediana	176.44	119.5	253.06	70.74	130.09
	Min-Max	19.52-377.31	112.30-147.90	55.25-299.87	44.24-81.88	86.95-246.23

GST	Promedio + DE	686.40 ± 90.05	1048.80 ± 586.07	234.51 ± 163.69	273.1 ± 90.05	539.66 ± 524.12
	Mediana	602.3	813.1	185.54	260.2	436.71
	Min-Max	307.80-1115.50)	738.10-2093.30	76.63-422.99	175.60-411.30	24.84-1734.79
TBARS	Promedio + DE	2.11 ± 1.42	0.47 ± 0.34	0.29 ± 0.31	2.01 ± 1.42	0.37 ± 0.27
	Mediana	1.26	0.34	0.29	1.87	0.30
	Min-Max	0.14-6.06	0.18-1.00	0.11-0.84	0.51-4.28	0.13-0.99
PC	Promedio + DE	26.23 ± 8.40	13.27 ± 5.15	42.49 ± 30.35	22.31 ± 8.40	15.60 ± 7.49
	Mediana	23.59	14.49	30.42	21.68	13.15
	Min-Max	6.96-56.47	7.19-19.30	22.90-96.27	13.26-32.25	7.36-29.37

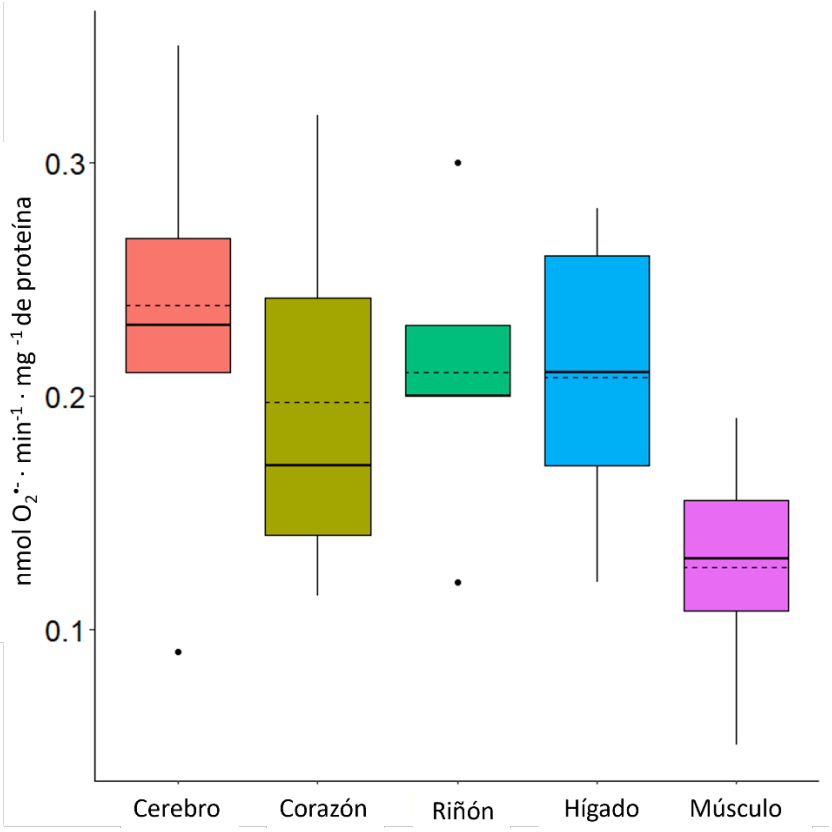

Figura 25. La tasa de producción de radical superóxido ($O_2^{\bullet-}$; nmol $O_2^{\bullet-}$ · min^{-1} · mg^{-1} de proteína) en muestras de cerebro (n = 8), corazón (n = 5), riñón (n = 5), hígado (n = 5), y músculo (n = 8) recolectadas de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muertas recolectada entre 2021 y 2024 en Los Islotes. La línea negra sólida representa la mediana, mientras que la línea negra discontinua representa el promedio.

Las actividades de las enzimas antioxidantes variaron entre tejidos de crías de lobo marino de California muertas en Los Islotes entre 2021 y 2024 (Fig. 26; Tabla 13). Las actividades de SOD (Fig. 26a) y CAT (Fig. 26c) fueron mayores en las muestras de cerebro y menores en el hígado y riñón, respectivamente. Las actividades de GPx (Fig. 26b) y GR (Fig. 26d) fueron significativamente mayores en las muestras de riñón y menores en muestras de corazón. La actividad de GST (Fig. 26e) fue mayor en muestras de hígado y menor en muestras de riñón.

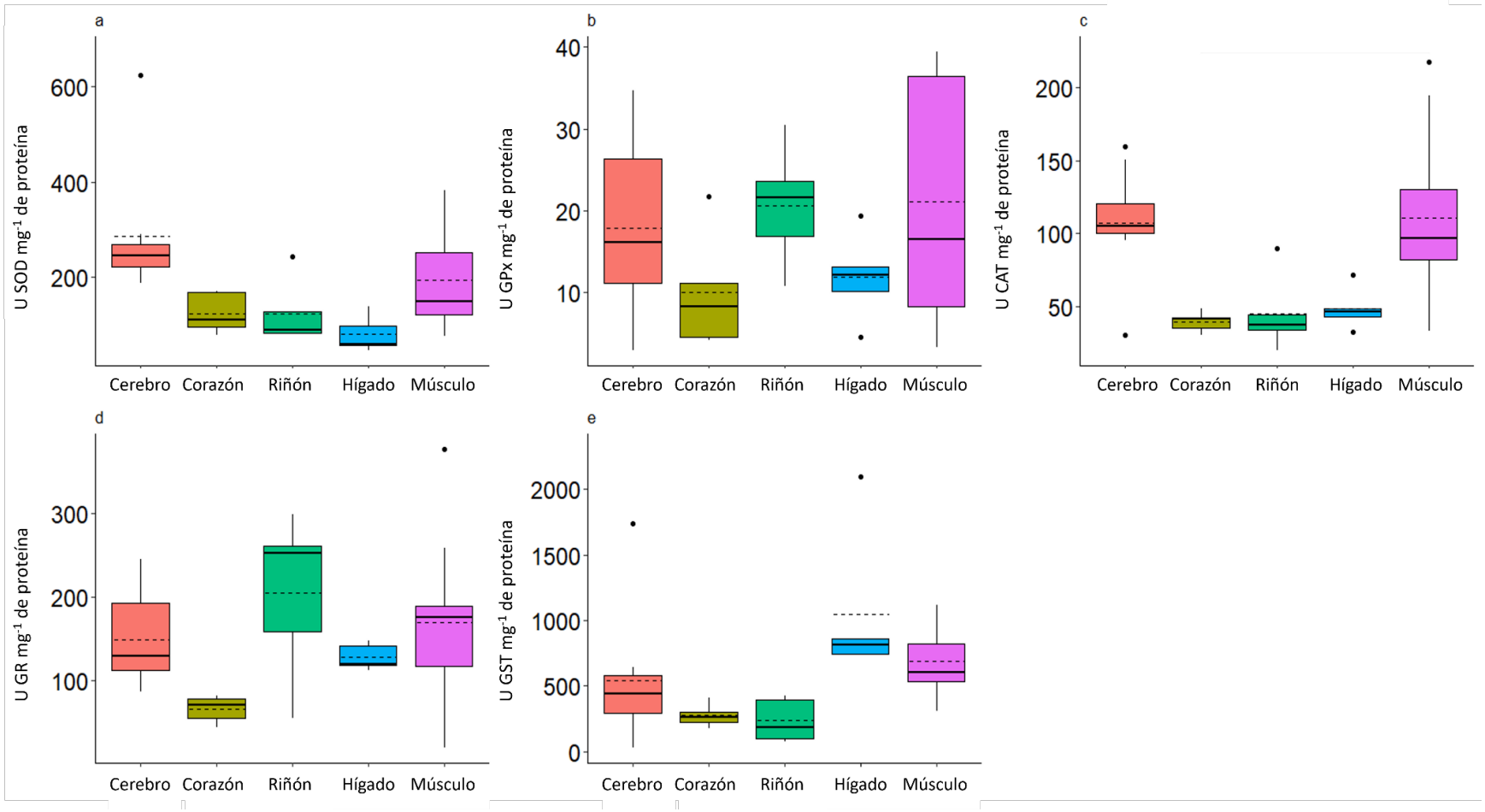

Figura 26. Actividad (Unidades (U) mg^{-1} de proteína) de las enzimas antioxidantes a) superóxido dismutasa (SOD), b) glutatión peroxidasa (GPx), c) catalasa (CAT), d) glutatión reductasa (GR), y e) glutatión S-transferasa (GST) en muestras de cerebro (n = 8), corazón (n = 5), riñón (n = 5), hígado (n = 5), y músculo (n = 10) recolectados de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muertas recolectadas de 2021 a 2024 en Los Islotes. La línea negra sólida representa la mediana, mientras que la línea negra discontinua representa el promedio.

Las concentraciones de los indicadores de daño oxidativo a lípidos y proteínas variaron entre tejidos de crías de lobo marino de California muertas en Los Islotes entre 2021 y 2024 (Fig. 27; Tabla 13). La concentración de TBARS fue mayor en las muestras de corazón y menor en muestras de riñón (Fig. 27a). Las concentraciones de los carbonilos proteicos fueron más altas en muestras de riñón y más bajas en muestras de cerebro (Fig. 27b).

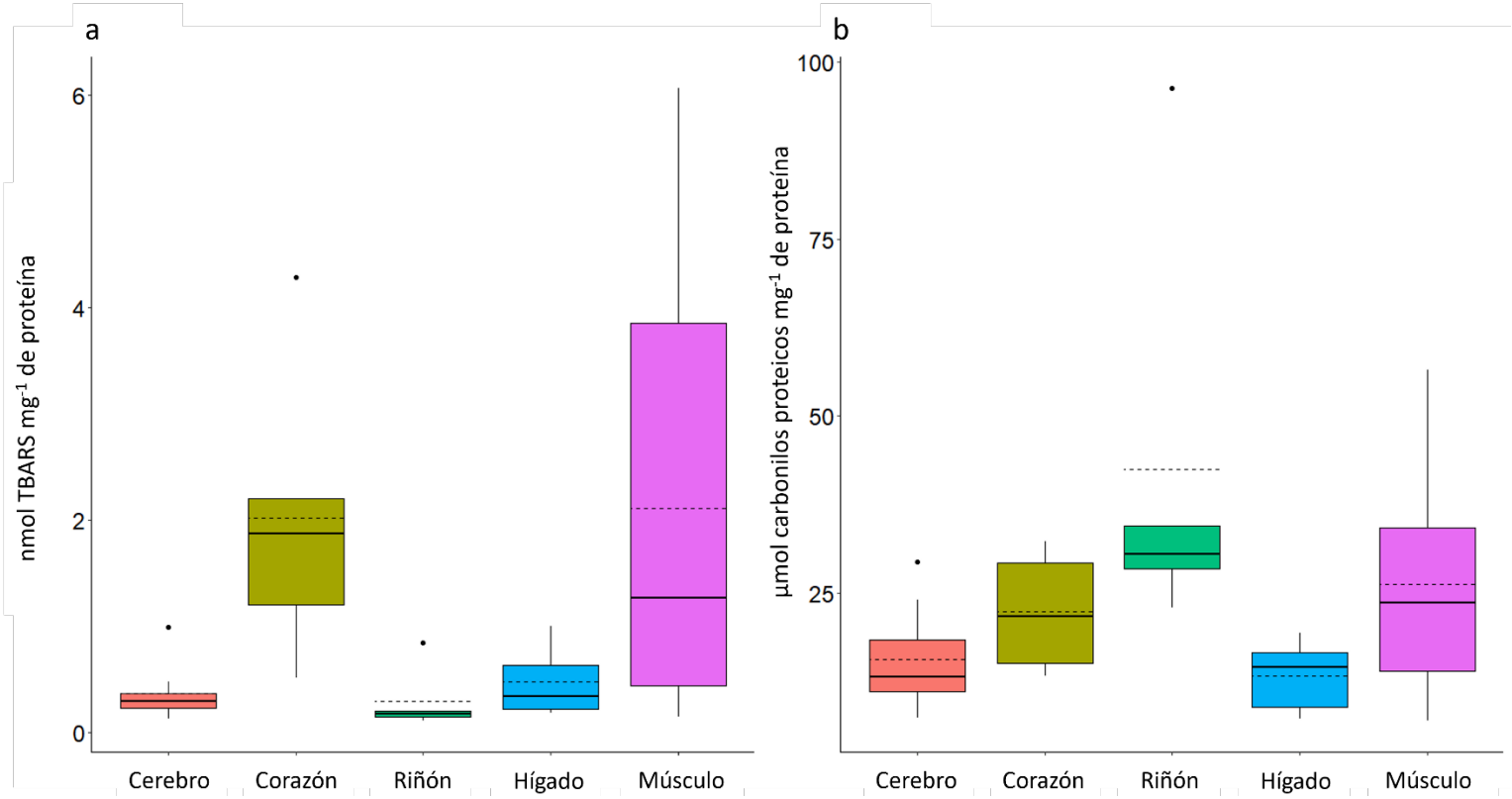

Figura 27. Las concentraciones de **a)** sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico (TBARS; nmol TBARS mg^{-1} proteína) y **b)** carbonilos proteicos (µmol carbonilos proteicos mg^{-1} proteína) en muestras de cerebro (n = 8), corazón (n = 5), riñón (n = 5), hígado (n = 5), y músculo (n = 10) recolectados de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muertas en Los Islotes entre 2021 y 2024. La línea negra sólida representa la mediana, mientras que la línea negra discontinua representa el promedio.

Las posibles relaciones entre los indicadores de estrés oxidativo y las [Hg] y [Se] sólo se evaluaron en muestras de músculo de crías de lobo marino de California muertas en Los Islotes entre 2021 y 2024. No fue posible analizar las posibles relaciones entre las [Hg] y [Se] con otros tejidos internos debido al tamaño de las muestras. Se observó una relación negativa significativa entre la [Hg] y la actividad de GST (p = 0.03; rho = -0.9; Fig. 28a) y una relación positiva significativa entre la [Se] y la actividad de CAT (p = 0.04; rho = 0.9; Fig. 28b). Estos resultados deben interpretarse con precaución debido al tamaño de muestra reducido (n = 5), el cual limita la robustez de la inferencia estadística.

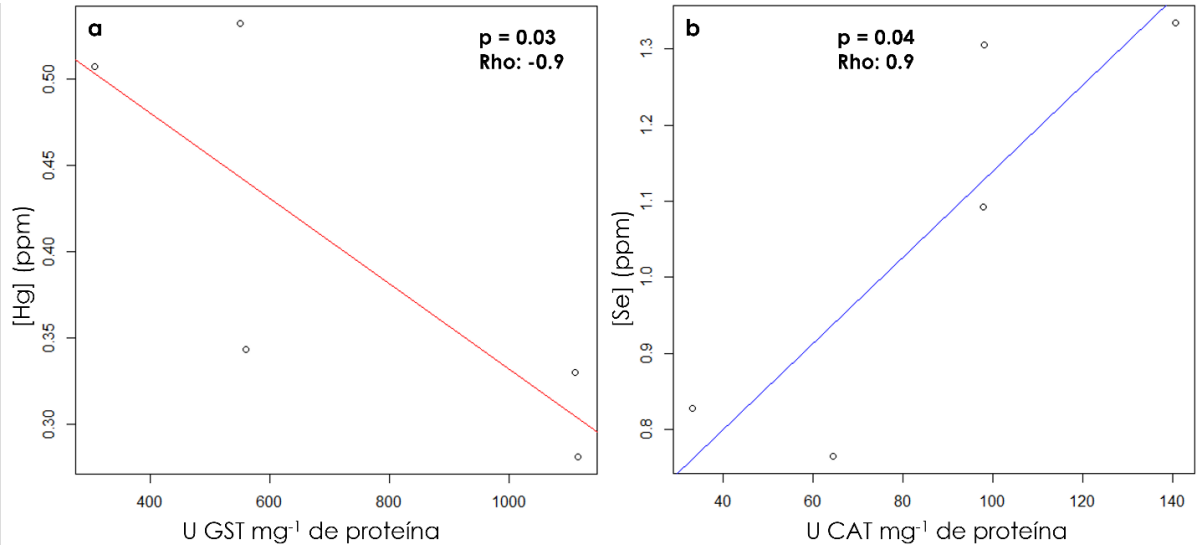

Figura 28. Las relaciones entre a) la concentración de mercurio ([Hg]) y la actividad de glutatión S-transferasa (GST; unidades (U) mg^{-1} proteína) y b) la concentración de selenio ([Se]) y la actividad de catalasa (CAT; U mg^{-1} proteína) en muestras de músculo (n = 5) recolectadas de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muertas en Los Islotes entre 2021 y 2023.

8. DISCUSIÓN

8.1 Concentraciones de elementos esenciales y no esenciales

8.1.1 Lanugo

En el Golfo de California, es probable que las aportaciones de elementos ambientales y la contaminación costera estén influenciadas por varias fuentes naturales y antropogénicas complejas, entre ellas la modificación de sedimentos (la mezcla física y erosión), deposición atmosférica, la mezcla y afloramiento de mareas, las aportaciones de fuentes hidrotermales, las prácticas agrícolas (incluido el uso de fertilizantes, pesticidas, y escorrentías), el turismo (combustión de combustibles fósiles, fugas de gasolina, etc.), las actividades industriales, y la minería de metales (Demina *et al.,* 2009; Muñoz-Barbosa *et al.,* 2020; Páez-Osuna *et al*., 2017; Pierce Wise Jr *et al.,* 2019; Rentería-Cano *et al.,* 2011; Ruiz-Fernández *et al.,* 2009; Shumilin *et al.,* 2001; Sinicropi *et al.,* 2010). Altas y bajas concentraciones de elementos pueden impactar depredadores topes de manera significativa (Bustamante *et al.,* 2003) e influir en su salud y susceptibilidad a las enfermedades (Gray *et al.,* 2008). Además, las fluctuaciones en la carga materna de contaminantes pueden aumentar la probabilidad de que las crías experimenten efectos adversos para la salud, como resultado de la exposición durante la gestación y la lactancia (Peterson *et al.,* 2024). A diferencia de la mayoría de las matrices biológicas (sangre, músculo, órganos internos), la recolección de muestras de lanugo es relativamente no invasiva y puede realizarse en individuos vivos. Sin embargo, a diferencia de los elementos no esenciales, como el Hg, varios de los elementos esenciales, como el Se, se mantienen bajo control homeostático (Małuszyńska *et al.,* 2013). Actualmente, se desconoce si la [Se] en el lanugo de los lobos marinos de California puede usarse como reflejo de la [Se] en la circulación. Estudios previos en vacas Holstein (*Bos taurus*; Christodoulopoulos *et al.,* 2003), conejos machos híbridos de Hyla (Papadomichelakis *et al.,* 2019), venado mula (*Odocoileus hemionus*; Roug *et al.,* 2015), y humanos (Chawla *et al.,* 2020) indican una correlación significativa y positiva entre la [Se] en el pelo y sangre, indicando que el pelo es un matriz útil para determinar el estatus de Se. Sin embargo, pocos estudios han analizados esta relación en pinnípedos. Por ejemplo, Habran *et al.* (2013) reportaron una correlación ligeramente positiva entre el lanugo y sangre de crías ($r = 0.5$; $p < 0.05$) de focas gris y una correlación significativa y positiva entre el pelo y sangre de sus madres ($r = 0.51$; $p = 0.017$); mientras, McHuron *et al.* (2014) reportaron una correlación no significativa

entre el pelo y la sangre de juveniles y adultos (r = 0.044, p = 0.089) de focas de puerto. Por lo tanto, es importante interpretar los resultados con precaución.

En este estudio, se observaron variaciones individuales y anuales en las concentraciones de algunos elementos en el lanugo. Aunque los elementos potencialmente tóxicos generalmente tienen grandes coeficientes de variación individuales (Habran *et al.,* 2013), esta relación fue difícil de determinar para algunos elementos presentes en concentraciones relativamente bajas, como Cd (0.01-0.07 ppm) y Pb (0.06-0.17 ppm). Las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales en este estudio variaron con respecto a otros estudios en pinnípedos (Anexo D). En comparación con los resultados de este estudio, se reportó una [Cd] mediana más alta en el pelo de hembras adultas de foca gris (*Halichoerus grypus*; 1.7 ppm; Habran *et al.,* 2013), hembras adultas de foca de Weddell (*Leptonychotes weddellii*; 2.7 ppm; Gray *et al.,* 2008), y en vibrisas de crías de lobo fino sudamericano (*Arctocephalus australis*; 0.49 ppm; Kooyomjian *et al.,* 2022). Además, en comparación con la [Cd] promedio más alta observada en este estudio (0.09 ± 0.06 ppm), se reportó una [Cd] promedio más alta en el pelo de adultos de la foca del Caspio (*Pusa caspica;* 0.394 ± 0.352 ppm), lobos finos del norte (*Callorhinus ursinus*; 0.635 ± 0.245 ppm; Ikemoto *et al.,* 2004b), y focas arpas (*Pagophilus groenlandicus*; 0.38 ppm; Agusa *et al.,* 2011). Se observó una [Cd] promedio similar con crías de lobos marinos de California de la misma región (Golfo de California norte: 1.0 ± 0.31 ppm; Golfo de California central: 1.0 ± 0.31 ppm; Fernández-Robledo *et al.,* 2022) y con otras especies de pinnípedos a nivel mundial (Anexo D). En este estudio se observó una [Pb] promedio más baja que la concentración promedio en un estudio previo que utilizó muestras de lanugo de crías de lobos marinos de California recolectadas en 1997 en Los Islotes (42.40 ± 22.20 ppm) y otras colonias en el Golfo de California (Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008). Estas diferencias pueden estar relacionadas con los factores mencionados previamente, incluyendo la mezcla y afloramiento de mareas, las aportaciones de fuentes hidrotermales, y la minería, así como con el impacto del turismo local (especialmente las actividades que requieren transporte marítimo) en el Golfo de California. En México, desde 1997, el uso de la gasolina con Pb se eliminó por completo (Caravanos *et al.,* 2014). Debido a la disminución comparativamente grande en la [Pb] reportada en el lanugo de las crías de lobos marinos de California en Los Islotes entre 1997 (42.4 ± 22.2 ppm; Elorriaga-Verplancken y

Aurioles-Gamboa, 2008) y 2023 ([Pb] más alta en este estudio- 0.55 ± 2.56 ppm), es posible que la prohibición del combustible con Pb en México haya tenido un resultado beneficioso para la biota regional al disminuir las concentraciones ambientales. Sin embargo, otros factores mencionados anteriormente también pueden tener influencia.

Hasta donde sabemos, sólo otro estudio ha analizado la [S] en el lanugo de los pinnípedos (Murillo Cisneros *et al.,* 2024), por lo que representa la primera línea de base de la [S] en el lanugo de las crías de lobos marinos de California. En este estudio, el S (2021 y 2023) y el Ca (2022) mostraron concentraciones medianas similares a las encontradas en crías de lobo marino de Steller en las Islas Aleutianas (Murillo-Cisneros *et al.* 2024). Si bien no se ha establecido una línea base específica para la [S], la concentración observada en este estudio puede estar relacionada con su función estructural en el cabello de los vertebrados, donde los aminoácidos que contienen S, incluida la cisteína, forman aproximadamente el 5-7% del peso del tejido (Ozbek y Baysal, 2017; Popescu y Höcker, 2007). Se puede observar una alta [Hg] en matrices queratinizadas (cabello, uñas, etc.), debido a la fuerte afinidad del Hg por las proteínas que contienen S, incluida la cisteína (Castellini *et al.,* 2012; Rea *et al.,* 2020). La unión competitiva de S con Se puede dar lugar a la formación de selenocisteína (sustituciones de Se por S), que, a su vez, puede interactuar con compuestos que contienen S (Żarczyńska *et al.,* 2012). La [Ca] mediana en este estudio (la más alta- 1495 ppm) fue mayor que la reportada en el lanugo de crías de focas gris (222 ppm; Habran *et al.,* 2013), así como el pelo de focas leopardo (*Hydrurga leptonyx*) adultos (61.1 ppm), y focas de Weddell hembras adultas (594 ppm; Gray *et al.,* 2008). Se observó una [Ca] similar en el pelo y el lanugo de otras especies de pinnípedos (Anexo D). La mediana de la [Ca] en las crías de lobos marinos de California en este estudio fue más alta en comparación con otros estudios en pinnípedos puede estar influenciada por la extracción de fosforita en toda la península de Baja California, incluso cerca de la Bahía de La Paz (Cadena-Cárdenas *et al.,* 2009).

Las diferencias en las concentraciones de elementos observadas entre estudios en pinnípedos podrían estar relacionadas con las etapas ontogenéticas. En este estudio, se analizó el lanugo de crías lactantes, mientras que muchos otros estudios se centraron en crías destetadas, crías del año, y adultos (Anexo D). Además, las diferencias en las concentraciones de elementos también

pueden estar relacionadas con factores específicos de la especie y del individuo, como las preferencias dietéticas (Kooyomjian *et al.,* 2022b), mecanismos de detoxificación (Simokon y Trukhin, 2021), sexo (De María *et al.,* 2021), proximidad a minas (Cadena-Cárdenas *et al.,* 2009), región (Murillo Cisneros *et al.,* 2024), rutas de transferencia (i.e., mayor exposición a Cd, Hg, y Pb durante la gestación y mayor exposición a Se durante la lactancia; Fernández-Robledo *et al.,* 2022; Habran *et al.,* 2013; Kooyomjian *et al.,* 2022), y/o la eficacia de la placenta para prevenir la transferencia gestacional (Habran *et al.,* 2013; Simokon y Trukhin, 2021). Más investigaciones son necesarias para determinar si las concentraciones de elementos observadas en este estudio se consideran fisiológicamente normales (es decir, dentro de las concentraciones óptimas) y deberían intentar analizar los patrones de exposición relacionados con la transferencia de varios elementos en las crías de lobos marinos de California. Debido a que la mayoría de los elementos esenciales se mantienen bajo control homeostático, también es importante considerar que procesos fisiológicos (i.e., control fisiológico, absorción transplacentaria, difusión, distribución y/o tasas de excreción), y/o requisitos fisiológicos (Małuszyńska *et al.,* 2013; McHuron *et al.,* 2014) pueden impulsar algunas de las diferencias observadas.

8.2 Factores que influyen en las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales

8.2.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024

8.2.1.1 Tejidos internos

Aunque se conoce la función fisiológica de muchos elementos esenciales en mamíferos, actualmente, los rangos fisiológicamente relevantes de muchos de los elementos esenciales aún son desconocidos en los pinnípedos. Además, hasta donde sabemos, este es el primer estudio que evalúa las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales en los órganos internos de lobos marinos de California del Golfo de California. Por lo tanto, no se ha establecido una línea base regional. En este estudio, sólo fue posible evaluar la influencia del tipo de tejido (músculo y hígado) en las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales. En este estudio, las [Cu], [Fe], [Hg], [Mn], y [Zn] fueron significativamente mayores en el hígado en comparación con el músculo. Este resultado es similar a lo reportado en focas arpa de Canadá, donde se reportaron mayores [Cu], [Fe], [Hg], y [Mn] en el hígado en comparación con otros tejidos analizados, como el riñón, el músculo, y las gónadas (Agusa *et al.,* 2011).

En general, las [Cu], [Mn], y [Zn] en el hígado variaron con respecto a estudios previos en pinnípedos. Las [Cu] y [Zn] hepáticas en las crías de lobos marinos de California fueron mayores que las reportadas en focas anilladas (*Pusa hispida*) de Canadá, focas barbudas (*Erignathus barbatus*) y moteadas (*Foca común*) de Alaska (Dehn *et al.,* 2005), y focas del Baikal (*Pusa sibirica*; sólo [Cu]) de Rusia (Ikemoto *et al.,* 2004b). Las [Cu] y [Zn] hepáticas en este estudio fueron similares a los reportados en focas arpa de Canadá (Agusa *et al.,* 2011), focas del Caspio ([Cu]) del Mar Caspio, y focas del Baikal ([Zn]), y más bajas en relación con una hembra adulta y un feto de foca moteada del Mar de Japón (Simokon y Trukhin, 2021), lobos marinos del norte ([Cu] y [Zn]) de Japón, así como focas del Caspio ([Zn]; Ikemoto *et al.,* 2004b). La [Mn] hepática fue inferior a las concentraciones reportadas en focas de Baikal, del Caspio, lobos finos del norte (Ikemoto *et al.,* 2004b), y focas arpa (Agusa *et al.,* 2011). Las concentraciones de elementos pueden variar en relación a factores químicos, fisiológicos, y ambientales, incluyendo las interacciones antagónicas y/o sinérgicas entre elementos, especie, año, tasa metabólica, sexo, región, condición corporal, proximidad a fuentes de contaminación, cambio climático, uso de hábitat, etapa ontogenética, dieta, y tipo de tejido (Bjørklund *et al.,* 2017; Brookens *et al.,* 2007; Castellini *et al.,* 2022; Correa *et al.,* 2013; Correa *et al.,* 2014; Das *et al.,* 2003; Dehn *et al.,* 2005; Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008; Furst, 2002; Gray *et al.,* 2008; Habran *et al.,* 2013; Hall *et al.,* 2023; Hamilton, 2004; Holmes *et al.,* 2008; Ikemoto *et al.,* 2004b; Kooyomjian *et al.,* 2022; Lynch *et al.,* 2012; Murillo-Cisneros *et al.,* 2022; Murillo-Cisneros *et al.,* 2024; Symon *et al.,* 2023; Szteren y Aurioles-Gamboa, 2013; Tinggi, 2003; Wintle *et al.,* 2011). Las diferencias significativas en las concentraciones de elementos entre el hígado y músculo pueden resultar por el papel de cada tejido. Por ejemplo, el hígado es un tejido importante para los procesos metabólicos (Naranjo-Ruiz *et al.,* 2024), incluyendo la regulación de glucosa (Lema-Pérez, 2021) y detoxificación (Simokon y Trukhin, 2021). En comparación con otros tejidos, el hígado es rico en muchos elementos (O´Hara *et al.,* 2006) y enzimas (Vass, 2001). El Cu, Mn, y Zn son cofactores en la enzima antioxidante SOD (forma citosólica: Cu/Zn SOD; forma mitocondrial: MnSOD; Ighodaro y Akinloye, 2018), que actúa para reducir el $O_2^{\bullet-}$ a oxígeno y H_2O_2 (Vázquez-Medina *et al.,* 2012). Por lo tanto, es posible que las concentraciones significativamente más altas de estos elementos observadas en el hígado en comparación con el músculo se relacionen con la protección contra el estrés oxidativo (Kanerva *et al.,* 2012; Vázquez-Medina *et al.,* 2012).

Las [Fe] hepáticas encontradas en las crías de lobos marinos de California en este estudio son más bajas que las reportadas en focas arpa (Agusa *et al.,* 2011) y en un feto de foca moteada, pero mayor que en una hembra adulta de foca moteada (Simokon y Trukhin, 2021). Estas diferencias pueden atribuirse a los factores anotados previamente, incluyendo procesos metabólicos y fisiológicos (Murillo Cisneros *et al*., 2024; Simokon y Trukhin, 2021) entre especies y etapas de desarrollo, la condición corporal del individuo (Hall *et al.,* 2023), y las concentraciones ambientales (Kooyomjian *et al.,* 2022; Kooyomjian *et al.,* 2022b). Además, las diferencias pueden resultar por el papel de cada tejido. El hígado es el sitio principal de almacenamiento del exceso de Fe, en forma de ferritina y hemosiderina (Bjørklund *et al.,* 2017; Field, 2024), lo que probablemente explica la [Fe] significativamente mayor observada en el hígado en comparación con otros tejidos en este estudio. Además, el Fe es esencial para el metabolismo celular y actúa como cofactor en proteínas, como la hemoglobina, que participan en el transporte de oxígeno (Simokon y Trukhin, 2021). El aumento de las concentraciones de hemoglobina circulante resulta en un aumento de [Fe] (Habran *et al.,* 2012). Por lo tanto, las variaciones significativas de [Fe] observadas en los tejidos de las crías de lobos marinos de California en este estudio podrían estar relacionadas con las concentraciones de hemoglobina (Pierce Wise Jr *et al.,* 2019).

Las [Hg] hepáticas en este estudio fueron menores en relación con las reportadas en el hígado de juveniles y adultos de lobos finos del norte de Japón (Ikemoto *et al.,* 2004a), focas de puerto adultos de California (Brookens *et al.,* 2007), crías de lobos marinos de Steller de Alaska (Holmes *et al.,* 2008), así como en el hígado de focas anilladas de Canadá y focas barbudas de Alaska (Dehn *et al.,* 2005). Las [Hg] fueron similares a las reportadas en crías de foca de puerto de California (Brookens *et al.,* 2007; Brookens *et al.,* 2008) y superiores a las reportadas en focas moteadas de Alaska (Dehn *et al.,* 2005). Estas diferencias podrían reflejar, tanto factores fisiológicos como ambientales, entre especies, etapas ontogenéticas, y regiones geográficas (Brookens *et al.,* 2007; Castellini *et al.,* 2022; Das *et al.,* 2003; Hall *et al.,* 2023; Holmes *et al.,* 2008; Murillo Cisneros *et al.,* 2024; Wintle *et al.,* 2011). Además, el tipo de tejido puede influir en las [Hg] (Castellini *et al.,* 2022; Das *et al.,* 2003). En los mamíferos, el hígado tiene un papel importante en las vías de desmetilación del Hg, incluyendo a través de la formación de HgSe (Carvalho *et al.,* 2008; Castellini *et al.,* 2022; Correa *et al.,* 2014; Frodello *et al.,* 2000; Kehrig *et al.,* 2016; Wintle *et al.,* 2011). En

este estudio, el hígado presentó la [Hg] más alta de los tejidos analizados, y la segunda [Se] más alta (la más alta correspondió al riñón), y la proporción molar Se:Hg más baja. Es posible que estos resultados están influenciados por los procesos de desmetilación mediados por Se. Además, es posible que el hígado presentó la [Hg] más alta en comparación con el músculo, ya que el HgSe puede ser retenido permanentemente en el hígado, a pesar del recambio tisular (Brookens *et al.,* 2008).

Existe poca información sobre las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales en los tejidos internos de los pinnípedos. Dado que, en los pinnípedos, se desconocen los rangos fisiológicamente normales de muchos elementos, los estudios futuros deberían centrarse en monitorear las variaciones en estas concentraciones en lobos marinos de California. En este estudio, sólo fue posible evaluar diferencias entre el hígado y músculo, aunque es importante considerar que las concentraciones de elementos pueden estar influenciadas por múltiples factores fisiológicos, ambientales, y químicos, así como interacciones entre elementos (Brookens *et al.,* 2007; Castellini *et al.,* 2022; Das *et al.,* 2003; Hall *et al.,* 2023; Holmes *et al.,* 2008; Murillo Cisneros *et al.,* 2024; Wintle *et al.,* 2011). Además, el tipo de tejido puede influir en las [Hg] (Castellini *et al.,* 2022; Das *et al.,* 2003), destacando la necesidad de realizar estudios más profundos en esta especie y región.

8.2.1.2 Lanugo

A diferencia de los tejidos internos, el lanugo ofrece una ventana única de exposición prenatal de las crías de pinnípedos, ya que su crecimiento ocurre exclusivamente en etapa fetal (Rea *et al.,* 2020; Porras-Peters *et al.,* 2008). Por ello, las concentraciones de elementos en este tejido reflejan no solo la carga corporal materna, sino también procesos fisiológicos selectivos de transferencia durante la gestación (Peterson *et al.,* 2024). Por lo tanto, las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales en el lanugo permiten evaluar procesos fisiológicos prenatales y condiciones ambientales maternas.

En este estudio, las variaciones en la concentración de algunos elementos fueron influenciadas significativamente por el sexo, la longitud, el año, la ecología trófica ($\delta^{15}N$ y $\delta^{13}C$), así como la

interacción entre el año y $\delta^{15}N$. Las crías hembras tuvieron las [Ca], [Cd], [Cu], [Se], y [Sr] significativamente más altas en comparación con los machos. Estudios previos también han informado de diferencias relacionadas con el sexo en las concentraciones de elementos en pinnípedos. Los machos adultos de foca leopardo tuvieron [Hg], [Se], y [Mn] significativamente mayores en el pelo en comparación con las hembras adultas (Gray *et al.,* 2008), mientras que las crías hembras de foca de puerto tuvieron una [Hg] significativamente mayor en el pelo y en la sangre total en comparación con los machos (Lian *et al.,* 2021), y las crías hembras de lobos marinos de Steller tuvieron [B], [Cu], [Mn], [P], y [S] significativamente mayores en lanugo en comparación con los machos (Murillo Cisneros *et al.,* 2024). Además, los machos adultos de foca de puerto tuvieron una [Hg] significativamente mayor en comparación con las hembras adultas (Brookens *et al.,* 2007). En juveniles y adultos de foca de puerto, los machos tuvieron una [Hg] significativamente mayor en comparación con las hembras, pero [Se] similares entre sexos (McHuron *et al.,* 2014). Las [Cd] y [Pb] fueron significativamente más altas en los dientes caninos de machos de lobos marinos sudamericanos (*Otaria byronia*) y de los lobos finos sudamericanos machos en comparación con las hembras (De María *et al.,* 2021). Por el contrario, no se observaron diferencias relacionadas con el sexo en las [Ca], [Cd], [Cu], y [Se] en el lanugo de las crías de focas gris (Habran *et al.,* 2013), en la [Hg] en el pelo de las crías de lobos marinos de Steller y de lobos finos del norte (Beckmen *et al.,* 2002), en la [Hg] en el pelo de crías de lobos finos de Galápagos (*Arctocephalus galapagoensis*) y lobos marinos de Galápagos (*Zalophus wollebaeki*; Calle *et al.,* 2022), y las [Ca], [Cu], [Cr], [Fe], [Hg], [Ni], [Pb], [Se], [V], y [Zn] en la sangre, la grasa, y el pelo de las crías de elefantes marinos del norte (Habran *et al.,* 2012). En el presente estudio, las hembras tuvieron una mayor probabilidad de tener una [Hg] > 5 ppm en el lanugo en comparación con los machos en 2021 y 2023. Estos resultados sugieren que las hembras de esta especie pueden tener un mayor riesgo de experimentar efectos adversos resultantes de la exposición al Hg en comparación con los machos. Lian *et al.* (2021) reportaron que las crías de foca de puerto con altas [Hg] mostraron una disminución de la respuesta sensorial táctil y del movimiento, así como una estadía más prolongada en rehabilitación. Las variaciones relacionadas con el sexo en los elementos pueden deberse a diferencias en las tasas metabólicas, la cinética de los elementos (las tasas de absorción, difusión, excreción, transferencia, etc.), los requisitos fisiológicos, así como a las interacciones tróficas maternas durante el embarazo y la lactancia

(Becker *et al.,* 1995; Brookens *et al.,* 2007; Cáceres-Saez *et al.,* 2013; Castellini *et al.,* 2012; De María *et al.,* 2021; García-Aguilar y Aurioles-Gamboa, 2003; Lian *et al.,* 2021; McHuron *et al.,* 2014; Murillo Cisneros *et al.,* 2024; Pérez-Lezama *et al.,* 2011; Shirasago-Germán *et al*., 2015; Tinggi, 2003). Estos resultados indican que el sexo es un factor importante para tener en cuenta al evaluar las relaciones temporales y espaciales para una especie de pinnípedo en particular y entre especies.

En toda su distribución, incluso en Los Islotes, las crías machos de lobos marinos de California recién nacidas (de aproximadamente 10 días de edad) son ligeramente más largas y pesadas en comparación con las crías hembras recién nacidas (García-Aguilar y Aurioles-Gamboa, 2003; Laake *et al.,* 2016). Sin embargo, en este estudio, la interacción entre el sexo y la longitud no se identificó en el GLM como un factor importante que influyera en las concentraciones de elementos en las crías de lobos marinos de California. En cambio, la longitud por sí sola fue una variable predictora en 13 de los 15 mejores modelos de los elementos. Se observaron relaciones negativas significativas entre la longitud total y las [Hg], [S], [Se], y [Zn]. Las concentraciones de algunos elementos, como el Se, pueden influir en el peso de los neonatos humanos (Tsuzuki *et al.,* 2013). Dado que las concentraciones de elementos en pelo están influenciadas por las concentraciones circulantes durante su formación en el útero (Castellini *et al.,* 2012; Rea *et al.,* 2013; Van Hoomissen *et al.,* 2015), estos resultados sugieren que la biodilución gestacional de estos elementos potencialmente ocurrió durante la formación del lanugo. Patrones de biodilución pueden ocurrir durante el crecimiento rápido (Agusa *et al.,* 2011; Baró-Camarasa *et al.,* 2022; Castellini *et al.,* 2012; Peterson *et al.,* 2015), debido a fluctuaciones en las concentraciones circulantes, y, por lo tanto, concentraciones tisulares (Ackerman *et al.,* 2011), y/o debido a la homeostasis de elementos esenciales (Murillo Cisneros *et al.,* 2024). Se han reportado relaciones negativas entre la longitud total y la [Fe] en el pelo de focas arpa (Agusa *et al.,* 2011), entre la edad (como indicador de longitud) y la [Hg] en la sangre de lobos marinos australianos (Taylor *et al.,* 2022), entre la edad y las [Cd], [Se], [Mn], [Zn] en el pelo de lobos finos del norte, y entre la edad y las [Cd] y [Sr] en el pelo de focas de Baikal (Ikemoto *et al.,* 2004b). Algunos estudios no reportaron relaciones significativas, incluyendo entre la [Hg] en lanugo/pelo y la longitud/el peso

de las crías de lobo marino de Steller (Rea *et al.,* 2020), o crías de foca de puerto (Brookens *et al.,* 2008; Lian *et al.,* 2021).

Aunque todas las crías capturadas tuvieron menos de 3 meses de edad, diferencias entre fechas de nacimiento (edad), sexo, la dieta de las madres, tiempo desde la última alimentación, y la inversión materna pueden influir en la longitud y el peso de las crías (Brookens *et al.,* 2008; Ikemoto *et al.,* 2004b; Lian *et al.,* 2021; Rea *et al.,* 2020). Por lo tanto, el ICC fue calculado en las crías capturadas entre 2021 y 2023 en Los Islotes para estandarizar las medidas morfométricas. En el presente estudio, en la población general, no se observaron relaciones significativas entre las [Hg] y [Se] y el ICC. Sin embargo, al analizar los datos por sexo, en 2021, se observó una relación negativa entre el ICC y la [Se] en hembras. La presencia de una dilución del crecimiento puede indicar una salud ambiental y materna adecuada (es decir, la disponibilidad de recursos influye en la inversión materna; García-Aguilar y Aurioles-Gamboa, 2003; Lian *et al.,* 2021), así como una menor probabilidad de experimentar toxicosis por el Hg (Brookens *et al.,* 2008). Sin embargo, debido a que procesos fisiológicos regulan la [Se] tisular, hay otros factores que pueden influir los resultados.

Estudios previos han reportado relaciones positivas entre la [Hg] y la longitud. Por ejemplo, la longitud y la [Hg] mostraron una relación positiva en crías de foca de puerto (Brookens *et al.,* 2007), mientras la longitud y el peso mostraron una relación positiva débil con la [Hg] en el pelo de crías de foca de puerto (Noël *et al.,* 2016), la [Hg] en el hígado de jóvenes y adultos de lobos marinos de Nueva Zelanda (*Arctocephalus forsteri*; Hall *et al.,* 2023), además de la edad y la [Hg] en el pelo en las focas del Baikal pertenecientes a varias clases de edad (Ikemoto *et al.,* 2004b). Estos patrones de bioacumulación de Hg, evidenciados por las relaciones positivas entre las variables morfométricas y la edad con la [Hg], en estos estudios podrían deberse a diversos factores, incluyendo diferencias entre tejidos y/o estadios ontogenéticos que influyen en el metabolismo y las estrategias de alimentación. En este estudio, se observaron relaciones positivas significativas entre la longitud total y las [B], [Ba], [Ca], [Cd], [Mg], [Mn], [Mo], [Sr], y [V] en el lanugo, mientras que se observó una relación similar, pero no significativa ($p < 0.05$), en la [P], lo que sugiere la bioacumulación de estos elementos en el lanugo de crías de lobos marinos de

California en Los Islotes. Este hallazgo es consistente con los resultados reportados por otros estudios en pinnípedos. Por ejemplo, Murillo Cisneros *et al.* (2024) reportaron relaciones positivas significativas entre la longitud estándar dorsal y las [B], [Mg], y [Mn] en el lanugo de crías de lobos marinos de Steller, mientras que Hall *et al.* (2023) reportaron relaciones positivas significativas entre la longitud y la [Se] en el hígado de lobos marinos de Nueva Zelanda. Las relaciones positivas pueden indicar aumentos relacionados con la edad en elementos esenciales resultantes de las necesidades nutricionales durante el desarrollo (O'Hara *et al.,* 2006), pueden estar relacionadas con el tiempo de gestación (durante la diapausa embrionaria y el desarrollo activo; Hernández-Camacho *et al*., 2021), y/o procesos de biomagnificación y bioacumulación (Castellini *et al*., 2022; O'Hara *et al*., 2006). La biomagnificación de contaminantes puede aumentar el riesgo de experimentar efectos adversos para la salud (Godwin, 2001; Hernández-Camacho *et al.,* 2021; López-Berenguer *et al.,* 2020; Méndez-Armenta y Ríos, 2007) durante períodos críticos de desarrollo, aunque en los pinnípedos, las concentraciones umbrales de estos elementos siguen siendo desconocidos.

En este estudio, se observaron variaciones anuales significativas en las [Ca], [Cd], [Fe], [Hg], [Mg], [Mn], [S], [Se], [Sr], y [Zn]. Se han reportado aumentos temporales (2011, 2015, y 2019) en las [Cu], [Se], y [Zn] en muestras de leche de lobos marinos sudamericanos, probablemente relacionados, en parte, con la escorrentía minera y agrícola (Kooyomjian *et al.,* 2022). Se observaron mayores [Fe], [Hg], [Pb], [Se], y [Zn] en el lanugo de crías de lobos marinos de California de Los Islotes en 1997 (Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008) en comparación con la concentración de los mismos elementos en el presente estudio (Anexo D). Las variaciones en las concentraciones de elementos observadas en los depredadores tope podrían estar influenciadas por eventos oceanográficos, incluyendo El Niño-Oscilación del Sur, que comprende los eventos de El Niño (fase cálida) y La Niña (fase fría). Por ejemplo, las muestras recolectadas en 1997 por Elorriaga-Verplancken y Aurioles Gamboa (2008) correspondieron a un fuerte evento de El Niño (Hernández-Camacho *et al.,* 2008), mientras que las muestras utilizadas en este estudio correspondieron al evento de La Niña de triple caída (tres años consecutivos) de 2021 a 2023 (Shi *et al.,* 2023). Las condiciones oceanográficas cambiantes influyen en el tipo, la distribución, y la calidad de las presas (McHuron *et al.,* 2014; Rosas-Hernández *et al.,* 2019), así

como en el área y el esfuerzo de alimentación (Mejia Guarnizo, 2024). Además, el aumento de la escorrentía de productos agrícolas y residuos urbanos resultante del aumento de las precipitaciones durante los fenómenos de El Niño, puede incrementar la entrada de elementos y contaminantes a las vías fluviales (Kooyomjian *et al.,* 2022), mientras que, por lo general, se observan efectos opuestos durante los fenómenos de La Niña (Rodríguez-Moreno *et al.,* 2014). Este patrón podría estar relacionado con las diferencias en las concentraciones de elementos observadas entre los estudios. Además, estas variables pueden influir en la probabilidad de pertenecer a cada grupo de riesgo de preocupación toxicológica resultante por la exposición al Hg en crías de lobos marinos de California dentro de este estudio y otras especies de pinnípedos, incluidos los lobos marinos de Steller (Castellini *et al.*, 2012; Rea *et al.,* 2013; Rea *et al.*, 2020) y focas de puerto (Murillo-Cisneros *et al.*, 2022). En este estudio, las [Hg] y [Se] aumentaron significativamente entre 2021 y 2022. Se ha planteado la hipótesis de que una mayor [Se] tisular puede ser el resultado de un aumento de la [Hg] tisular (McHuron *et al.,* 2014). Dado que el Se tiene un papel importante en procesos de desmetilación del Hg (Dehn *et al.,* 2006; Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008; Khan y Wang, 2009), es posible que, como mecanismo de defensa, se obtenga una [Se] significativamente mayor por la [Hg] mayor en las crías dentro del presente estudio. Esta hipótesis puede verse respaldada por el hecho de que, con la excepción de un individuo en 2021, todas las crías de lobos marinos de California tuvieron una relación proporción molar Se:Hg > 1, lo que indica una protección adecuada del Se contra el Hg. Sin embargo, se requiere más estudios para corroborar esta hipótesis.

La interacción significativa entre el año y el $\delta^{15}N$ observada para las [Cd], [Pb], y [Mg] en el lanugo (y la interacción no significativa para [Sr]) en este estudio provee soporte a la hipótesis de que los factores oceanográficos influyen en la exposición posterior a elementos químicos. En los cuatro elementos (Cd, Pb, Mg, Sr), las relaciones de la interacción entre el año y el $\delta^{15}N$ pasaron de positivas (2021 y 2022) a negativas (2023), lo que indica una mayor exposición a cada elemento con un $\delta^{15}N$ más baja. Esta relación también podría estar relacionada con variaciones en las condiciones oceanográficas basales (Ohman *et al.,* 2012) y/o variaciones dietéticas que favorecen presas pertenecientes a niveles tróficos inferiores. Un análisis de heces realizado en muestras recolectadas entre 2015 y 2022 reportó cambios anuales en las presas (incluidas aquellas de

importancia regional para los humanos locales) consumidas por lobos marinos de California de Los Islotes (Mejia Guarnizo, 2024). Entre 2017 y 2019, los lobos marinos emplearon una dieta más especializada; mientras que entre 2021 y 2022, la estrategia cambió a una dieta mixta (una combinación de estrategias de alimentación especializadas y generalistas), probablemente en relación con las variaciones en la temperatura superficial del mar (TSM; Mejía Guarnizo, 2024). La información actual sobre la dieta de los lobos marinos de California no está disponible para 2023. Sin embargo, las variaciones dietéticas anuales (con diferente importancia entre presas demersales, de arrecife, y pelágicas) observadas por Mejía Guarnizo (2024) podrían estar relacionadas en las variaciones anuales en las concentraciones de elementos (10 elementos) observadas en este estudio. La composición química de las presas puede variar en relación con la especie, la distribución, el tamaño, la temporada, su fisiología, las influencias biogeoquímicas (Serviere-Zaragoza *et al.,* 2021), la ubicación (Chandler *et al.,* 2025), y las condiciones oceanográficas, que a su vez pueden influir en las concentraciones de elementos en niveles tróficos superiores (Gil-Manrique *et al.,* 2022). Sin embargo, los resultados de estos estudios demuestran que no todos los elementos químicos responden de la misma manera a las variaciones en las variables morfométricas y las condiciones oceanográficas, lo que podría explicar por qué las concentraciones de elementos y la interacción entre el año y el $\delta^{15}N$ sólo se mantuvieron en los mejores modelos de tres elementos (excluyendo el Cd, debido al bajo valor de r^2). También es importante señalar que las variaciones en esta relación en 2023 podrían deberse a una rápida transición de un fuerte fenómeno de La Niña a un fuerte fenómeno de El Niño. En la desembocadura del Golfo de California, Durán-Campos y Coria-Monter (2024) reportaron un aumento de la TSM y una disminución de los valores de clorofila-α (un indicador de productividad primaria) a partir de febrero, que se prolongó durante varios meses. Dado que se cree que el lanugo comienza a crecer durante la última parte del segundo trimestre de gestación (Rea *et al.,* 2013), es posible que la exposición a elementos derivadas de las variaciones dietéticas ambientales durante el embarazo haya influido en los resultados observados en este estudio.

El $\delta^{15}N$ se mantuvo como variable predictora en 6 de los mejores modelos de los 15 elementos. Aunque no fue significativo, se observaron posibles patrones de biomagnificación (i.e.,

concentraciones crecientes de elementos con el aumento de $\delta^{15}N$) para las [Ba], [Hg] (significativo tras la eliminación de valores atípicos), [Mg], [Pb], y [Sr]. De manera similar, Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa (2008) también reportaron una relación positiva entre la [Hg] y el $\delta^{15}N$ en crías de lobos marinos de California muestreadas en 1997 en Los Islotes. Además, se han reportado relaciones positivas entre el $\delta^{15}N$ y la [Hg] en el pelo de focas de puerto y con la [Hg] en la sangre completa en crías de lobos marinos de Steller, lo que indica que la biomagnificación de Hg puede estar ocurriendo dentro de estos ecosistemas (Murillo-Cisneros *et al.,* 2022; Murillo Cisneros *et al.,* 2024), y debería explorarse más a fondo. Además del nivel trófico de las presas, las variaciones espaciales en las zonas de alimentación pueden influir en la exposición a elementos y los patrones de acumulación en la biota. En este estudio, se observaron relaciones positivas entre los valores del $\delta^{13}C$ con las [Hg] y [P], lo que indica una mayor exposición a estos elementos con una dieta compuesta por presas más costeras o bentónicas (De María *et al.,* 2021). Murillo-Cisneros *et al.* (2021) reportaron una mayor [Hg] en el músculo de peces que se alimentan más cerca de hábitats costeros en BCS, lo que puede atribuirse a mayores tasas de metilación (la adición de grupos metilo para hacer que el Hg sea biodisponible) de Hg mediada por microbios (Dijkstra *et al.,* 2013; Roane *et al.,* 2015), así como entradas antropogénicas (McHuron *et al.,* 2014; Woshner *et al.,* 2008). Además, los aportes antropogénicos costeros provenientes de una mina de fosforita activa cerca de la bahía de La Paz (Cadena-Cárdenas *et al.,* 2009) podrían explicar la mayor [P] observada con una dieta más costera. De acuerdo con nuestros resultados, se observaron relaciones positivas entre el $\delta^{13}C$ y la [Hg] en la sangre total y el lanugo de crías de lobos marinos de Steller (Murillo Cisneros *et al.,* 2024). En nuestro estudio, los valores del $\delta^{13}C$ y la [Se] mostraron una relación negativa, lo que indica una mayor exposición a este elemento con una dieta más pelágica (De María *et al.,* 2021). Por el contrario, Murillo Cisneros *et al.* (2024) reportaron relaciones positivas entre el $\delta^{13}C$ y la [Se] en la sangre completa y el lanugo de crías de lobos marinos de Steller. Las diferencias en los patrones de biomagnificación y biodilución de los elementos pueden estar relacionadas con diversos factores, entre ellos la ubicación geográfica, las condiciones oceanográficas y climáticas, las tasas de metilación, la asimilación tisular (varía entre tejidos), las vías de eliminación, así como las preferencias dietéticas, el metabolismo, y la fisiología específicos de cada especies o individuos

(Dijkstra *et al*., 2013; Murillo-Cisneros *et al.,* 2022; Murillo Cisneros *et al.,* 2024; Taylor *et al.,* 2022; Whitehead *et al.,* 2020).

8.2.2 Base de datos histórica

En este estudio, se observaron variaciones espaciales y temporales significativas en las [Hg] y los valores del $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en el lanugo de crías de lobo marino de California. Los valores del $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en el lanugo de crías de Los Islotes, Los Cantiles, y Granito fueron similares a las reportadas para crías recolectadas en 1997 (Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008), 2000 y 2002 (Porras-Peters *et al.,* 2008), 2002 y 2004 (Aurioles-Gamboa *et al.,* 2009), así como entre 2013 y 2018 (Cruz-Vallejo *et al.,* 2024) de las mismas regiones (Anexo E). De forma similar a los resultados del presente estudio, Aurioles-Gamboa *et al.* (2017) reportaron variaciones anuales significativas en los valores del $\delta^{15}N$ en el lanugo recolectado de crías de lobos marinos de California de varias colonias del Golfo de California. Las variaciones temporales y espaciales observadas en los valores del $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en nuestros resultados, en comparación con otros estudios, podrían deberse a diferentes condiciones oceanográficas (El Niño, La Niña, etc.), como los tipos de productores primarios presentes (y sus respectivas vías fotosintéticas), las tasas de productividad primaria, el afloramiento, la temperatura, y el ciclo de nutrientes (Graham *et al.,* 2010; Porras-Peters *et al.,* 2008; Rosas-Hernández *et al.,* 2018a; Whitehead *et al.,* 2020).

La división del Golfo de California en las regiones norte, central, y sur se basa en las condiciones oceanográficas. Por ejemplo, el Golfo norte es una región somera que se caracteriza por una diversidad de especies relativamente baja, pero una alta productividad primaria debido a la intensa mezcla mareal; la región central se caracteriza por una alta productividad primaria debido a la intensa mezcla vertical; mientras que la región sur es una cuenca profunda que se caracteriza por una columna de agua marcadamente estratificada con una alta diversidad de especies, pero una menor productividad primaria, en comparación con las regiones norte y central, debido a una mezcla vertical menos intensa (Brusca *et al.,* 2005; Muñoz-Barbosa *et al.,* 2020; Schramm *et al.,* 2009). Las variaciones temporales y espaciales en las características oceanográficas, como la mezcla vertical, la oxigenación, y los ciclos térmicos, influyen en las condiciones basales, así como en la ecología trófica y la exposición a contaminantes en los depredadores. En este estudio, las

crías de lobos marinos de California de Los Cantiles y Granito presentaron valores significativamente más altos de [Hg] y $\delta^{13}C$ (un uso más costero del hábitat; Fry, 2006) en comparación con las crías de Los Islotes. La correlación positiva observada entre las [Hg] y el $\delta^{13}C$ indicó una mayor exposición al Hg con un uso de hábitat más costero. La estratificación de la columna de agua y la menor productividad primaria (resultante de la disminución del suministro de nutrientes; Whitney, 2015) generalmente resultan en valores más bajos de $\delta^{13}C$ en los productores primarios (Graham *et al.,* 2010) y, por lo tanto, en los depredadores superiores. En comparación con las regiones centro y norte del Golfo, el sur del Golfo de California presenta una columna de agua marcadamente estratificada, así como menores concentraciones de oxígeno y menor productividad primaria, probablemente en relación con la zona de mínimo oxígeno (Brusca *et al.,* 2005). Además, las temperaturas más altas y la mayor mezcla vertical características del centro y norte del Golfo de California en comparación con el sur (Brusca *et al.,* 2005) aumentan la productividad primaria y los valores de $\delta^{13}C$. Es probable que estas variaciones oceanográficas impulsaran los cambios significativos en las relaciones de la [Hg] y la interacción entre el año y el $\delta^{13}C$ en las crías de lobos marinos de California en este estudio. De manera similar a este estudio, se observó un gradiente de norte a sur en la [Hg] en las crías de lobos marinos de California después de la muda, donde las crías del norte del Golfo de California tuvieron una [Hg] significativamente más alta (20.8 ± 15 ppm) en comparación con las crías de la región central (6.72 ± 6.2 ppm; Fernández-Robledo *et al.,* 2022). Además, en este estudio, los lobos marinos de California de Los Cantiles y Granito tuvieron una mayor probabilidad de pertenecer al grupo de alto riesgo ([Hg] > 10 ppm) de preocupación toxicológico en 2014 y 2015 en comparación con crías de Los Islotes. Aparte de los insumos antropogénicos y naturales provenientes del turismo, las prácticas agrícolas, la mezcla y afloramiento de mareas, así como las tasas de metilación microbiana (Demina *et al.,* 2009; Dijkstra *et al.,* 2013; Muñoz-Barbosa *et al.,* 2020; Páez-Osuna *et al*., 2017; Pierce Wise Jr *et al.,* 2019; Rentería-Cano *et al.,* 2011; Ruiz-Fernández *et al.,* 2009; Shumilin *et al.,* 2001; Sinicropi *et al.,* 2010), las variaciones espaciales en la exposición al Hg pueden deberse a diferencias en el uso del hábitat (Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008; Porras-Peters *et al.,* 2008).

El Golfo de California es influenciado por diversas corrientes, entre ellas la corriente de California y el sistema del Pacífico Norte Tropical Oriental (Altabet *et al.,* 1999; Brusca *et al.,* 2005; Cruz-Vallejo *et al.,* 2024); el último se caracteriza por una amplia zona mínima de oxígeno (Graham *et al.,* 2010). En este sistema, la desnitrificación por parte de bacterias anaeróbicas, especialmente en aguas relativamente estratificadas, produce un enriquecimiento de la base hasta el tope en la red trófica del $\delta^{15}N$ (Altabet *et al.,* 1999; Aurioles-Gamboa *et al.,* 2017). Por esta razón, la fauna, incluyendo los lobos marinos de California en el Golfo de California, presentan valores de $\delta^{15}N$ más altos en comparación con los pinnípedos de otras regiones (Aurioles-Gamboa *et al.,* 2009; Aurioles-Gamboa *et al.,* 2017; Murillo-Cisneros *et al.,* 2022; Murillo Cisneros *et al.,* 2024; Orr *et al.,* 2012; Anexo E). Estudios previos han indicado un gradiente latitudinal norte-sur en los valores del $\delta^{15}N$ de los productores primarios en el Golfo de California (Altabet *et al.,* 1999) y un gradiente sur-norte en el $\delta^{13}C$ de los productores primarios en ambientes pelágicos (Graham *et al.,* 2010; Newsome *et al.,* 2007). Sin embargo, en este estudio, el $\delta^{13}C$ fue significativamente mayor en las crías de la región central en comparación con las del sur; mientras que las crías de la región sur tuvieron valores de $\delta^{15}N$ similar al de las crías de la región central. Estos gradientes no se reportaron en el pelo de las crías de lobos marinos de California del Golfo de California recolectadas entre 2000 y 2002 ($\delta^{15}N$; Porras-Peters *et al.,* 2008) ni entre 2002 y 2004 ($\delta^{13}C$; Aurioles-Gamboa *et al.,* 2009). En este estudio, en general, las crías de Granito presentaron un $\delta^{15}N$ significativamente mayor en comparación con las de Los Cantiles. Dado que las crías de Granito y Los Cantiles comparten una isla y, por lo tanto, condiciones ambientales y oceanográficas similares, los resultados en las crías sugieren que las hembras lactantes de Granito consumen presas que pertenecen de niveles tróficos superiores. Estudios previos han indicado que el sur del Golfo presenta una amplia diversidad de especies de peces e invertebrados en comparación con el centro del Golfo de California (Brusca *et al.,* 2005). Además, un metaanálisis de las especies de presas consumidas por los lobos marinos de California indicó que los individuos del Golfo central compartían un perfil dietético similar, mientras que los individuos del Golfo sur mostraron un perfil distinto y más amplio (Pelayo-González *et al.,* 2021a), probablemente debido a la mayor diversidad de presas disponibles (Brusca *et al.,* 2005). Estas variaciones latitudinales en la dieta (Mejia Guarnizo, 2024) podrían haber influido en nuestros resultados, ya que la incorporación posterior de Hg, carbono, y nitrógeno a los tejidos de los depredadores varían en

relación con la composición de las especies de presas (Murillo-Cisneros *et al.,* 2019; Murillo-Cisneros *et al.,* 2021; Rosas-Hernández *et al.,* 2019; Serviere-Zaragoza *et al.,* 2021).

Durante eventos oceanográficos anómalos como El Niño, La Niña, y La Mancha, se han documentado alteraciones significativas en la TSM y en la productividad primaria del Golfo de California, lo que puede impactar la disponibilidad de presas y la estructura de la red trófica (Altabet *et al.,* 1999; Bond *et al.,* 2015; Pelayo-González *et al.,* 2021a; Porras-Peters *et al.,* 2008; Whitney, 2015). Los resultados preliminares indican una [Hg] más elevado en los años asociados con eventos de aguas cálidas entre 2014 y 2018 (Cruz-Vallejo *et al.,* 2024) en comparación con los eventos asociadas con aguas frías (La Niña) entre 2021 y 2023 (Shi *et al.,* 2023). Además, de 2014 a 2018, las crías de Los Islotes tuvieron mayores proporciones de individuos clasificados como de alto riesgo de preocupación toxicológica en comparación con 2021 a 2023. Las condiciones anómalas aumentan la competencia conspecífica por recursos, lo que obliga a los lobos marinos de California a aumentar sus esfuerzos de alimentación al expandir su radio de búsqueda, la profundidad/duración de la búsqueda, y/o al cambiar sus estrategias de alimentación (plasticidad; Cruz-Vallejo *et al.,* 2024; Elorriaga-Verplancken *et al.,* 2016; Rosas-Hernández *et al.,* 2018a; Rosas-Hernández *et al.,* 2018b; Rosas-Hernández *et al.,* 2019; Weise *et al.,* 2006). Sin embargo, el aumento de la competencia por las presas entre hembras preñadas durante condiciones anómalas puede influir en la supervivencia de las crías y, también en la inversión materna de las crías sobreviventes. Por ejemplo, la abundancia de crías de lobo marino de California y de lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus philippii townsendi*) en el Archipiélago de San Benito, México, disminuyó significativamente entre julio de 2014 (El Niño) y 2015 (El Niño y La Mancha simultáneos) en aproximadamente un 61.7% y 59.7%, respectivamente, mientras sólo las crías de lobo marino de California pesaron significativamente menos en 2015 (8.7 ± 1.5 kg) en comparación con 2014 (9.9 ± 1.8 kg; Elorriaga-Verplancken *et al.,* 2016). El estrés alimentario y el ayuno durante estas condiciones pueden llevar a un enriquecimiento de los valores $\delta^{15}N$ (Kurle y Worthy, 2001), lo que, junto con el aumento de la desnitrificación bacteriana, podría explicar parcialmente los aumentos significativos reportados en los valores del $\delta^{15}N$ en las crías de lobo marino de California en San Benito (Elorriaga-Verplancken *et al.,* 2016).

El análisis de muestras fecales de lobos marinos de California pertenecientes a Los Islotes (se cree que fueron predominantemente de hembras adultas debido a que son la clase de edad más abundante y a su alta fidelidad al sitio) reveló variaciones temporales y específicas de cada individuo en la importancia de las presas (de origen demersal, arrecifal, y pelágico) entre 2015 y 2022 (Mejia Guarnizo, 2024). En general, las anomalías positivas (condiciones más cálidas) resultaron en una estrategia de alimentación más especializada y un uso del hábitat más pelágico en comparación con las anomalías negativas (Mejia Guarnizo, 2024). Cruz-Vallejo *et al.* (2024) reportaron valores de $\delta^{15}N$ significativamente más bajos en el lanugo de crías de lobos marinos de California de Los Islotes en 2016 en comparación con otros años (muestreo entre 2013 y 2018). Dado que el período de muestreo en el presente estudio y en el estudio de Cruz-Vallejo *et al.* (2024) ocurrieron en la misma región (Los Islotes) y durante un período similar (años superpuestos de 2014 a 2018), la disminución significativa en $\delta^{15}N$ en 2016 también se observó en el presente estudio. Se observan variaciones en los valores isotópicos en los depredadores topes después de un período de retraso, debido a la transferencia de energía entre niveles tróficos (Rosas-Hernández *et al.,* 2018b). Por lo tanto, se planteó la hipótesis de que la disminución significativa en el $\delta^{15}N$ observada en 2016, se debió a las condiciones anómalas resultantes del evento combinado de El Niño y La Mancha en 2015, que obligó a las hembras adultas de lobos marinos de California a buscar alimento más cerca de la boca del Golfo de California, o a consumir presas de un nivel trófico inferior (Cruz-Vallejo *et al.,* 2024). Estos resultados pueden explicar, parcialmente, las variaciones temporales y espaciales en el uso del hábitat, la [Hg], así como las variaciones en la relación de [Hg] y la interacción entre $\delta^{13}C$ y el año.

8.3 Interacciones entre elementos esenciales y no esenciales

8.3.1 Base de datos de Los Islotes 2021-2024

8.3.1.1 Lanugo

Existen relaciones sinérgicas y antagónicas complejas entre elementos esenciales y no esenciales. Las correlaciones positivas entre elementos generalmente resultan de relaciones significativas entre mecanismos reguladores (Whitehead *et al.,* 2024). En el presente estudio, se observaron dos grupos consistentes de elementos con correlación positiva en los tres años de análisis. El primer grupo consistió en Mn y Fe. Estos elementos comparten propiedades químicas similares,

así como mecanismos de absorción y transporte (Bjørklund *et al.,* 2017; Ye *et al.,* 2017). Interrupciones en la absorción e incorporación de estos elementos, resultantes de cambios en las [Mn] y [Fe] ambientales y/o dietéticos, pueden no sólo causar disfunción tisular, sino también influir en otros elementos (Fitsanakiss *et al.,* 2010). El segundo grupo consistió en Ca, Cd, Mg, y Sr. Además, en muestras de lanugo analizadas en 2021 y 2023, se observó una correlación positiva entre Ca, Pb, y Cd. La exposición al Cd y Pb puede causar numerosos efectos adversos para la salud, como estrés oxidativo, alteración de la homeostasis del Ca, partos prematuros y abortos espontáneos, además de inducir neurotoxicosis y disminuir la liberación de neurotransmisores dependientes del Ca (Godwin, 2001; Hernández-Camacho *et al.,* 2021; López-Berenguer *et al*., 2020; Méndez-Armenta y Ríos, 2007), mientras que el Ca puede interferir con la absorción de Pb (Furst, 2002). Alteraciones en la homeostasis del Ca (incluyendo una mayor excreción) resultante de la exposición crónica al Cd puede provocar osteomalacia y osteoporosis con dolor óseo intenso, síntomas característicos de la enfermedad de *itai itai* en humanos (Nordberg *et al.,* 2015). Las interacciones antagónicas entre el Cd y Mg, incluida la competencia por los sitios de unión, pueden provocar alteraciones en la absorción y la homeostasis del Mg (Matović *et al.,* 2010). Debido a su similitud química, también se han reportado asociaciones antagónicas complejas entre Ca, Sr, y Mg. Los tres elementos tienen un papel en el mantenimiento de la salud cardiovascular y musculoesquelética (Curtis *et al.,* 2021; He *et al.,* 2020); la competencia por los sitios de unión puede influir en la absorción y la homeostasis tanto del Ca como del Mg (Fouhy *et al.,* 2023). Sin embargo, los rangos fisiológicamente relevantes de muchos de estos elementos aún son desconocidos en los pinnípedos.

8.4 Indicadores de estrés oxidativo en tejidos internos y su relación con las concentraciones de mercurio y selenio

Dado que las crías de lobos marinos de California del presente estudio fueron halladas muertas, es importante considerar también la influencia de los factores post mortem en los indicadores de estrés oxidativo. Los cambios en la función celular (es decir, la interrupción de todas las funciones de los sistemas respiratorio, circulatorio, y nervioso; Almulhim y Menezes, 2023) comienzan poco después de la muerte (aproximadamente después de 4 minutos en humanos; Vass, 2001) y se ven influenciados por diversos factores complejos e interactuantes, como la temperatura, la

presencia de grasa, pelo corporal, la actividad de carroñeros y microbios, así como el estado nutricional antemortem y los procesos infecciosos (Almulhim y Menezes, 2023; Brooks, 2016; Javan *et al.,* 2019; Vass, 2001). Además, no todos los tejidos responden de la misma manera ni en el mismo plazo. Por ejemplo, los tejidos ricos en enzimas y ricos en agua, como el hígado y el cerebro, respectivamente, entran en autolisis (la fase inicial de descomposición) más rápidamente que algunos otros tejidos (Vass, 2001). En el presente estudio, los tejidos internos de todas las crías muertas, incluyendo el hígado y el cerebro, mantuvieron su integridad estructural (en gran medida parecían estar en las primeras etapas de descomposición, sin embargo, no se analizaron los cambios a escala fina) y, por lo tanto, el uso de todos los tejidos internos probablemente sirve como modelo para un estadio de enfermedad. Hasta donde sabemos, no se han reportado cambios post mortem en los indicadores de estrés oxidativo en pinnípedos, lo que dificulta la interpretación de los resultados. Para comparar nuestros resultados con estudios previos en pinnípedos (Anexo F), en algunos casos fue necesario realizar cálculos de conversión de unidades. Sin embargo, dado que estos estudios también utilizaron diferentes tamaños de muestra, metodologías, y preparación de muestras, los valores convertidos representan una aproximación, por lo que se recomienda precaución durante su interpretación.

8.4.1 Tasa de producción de radical superóxido ($O_2^{\bullet-}$)

En los mamíferos marinos, la producción de las especies reactivas de oxígeno, las defensas antioxidantes, y el daño tisular oxidativo están influenciados por varios factores, entre ellos la especie, el sexo, el estadio de madurez, el tipo de tejido (i.e., función específica, capacidad aeróbica y/o oxidativa), la exposición a contaminantes (Lian *et al.,* 2020), los procesos infecciosos, así como el estado de ayuno (Kanatous *et al.,* 1999; Martens *et al.,* 2022; Naranjo-Ruiz *et al.,* 2024; Righetti *et al.,* 2014; Sharick *et al.,* 2015; Symon *et al.,* 2021; Symon *et al.,* 2022; Vázquez-Medina *et al.,* 2010; Vázquez-Medina *et al.,* 2011a; Wilhelm Filho *et al.,* 2002; Zenteno-Savín *et al.,* 2002).

En el presente estudio, las tasas de producción de $O_2^{\bullet-}$ más alta y más baja se observaron en el cerebro y el músculo, respectivamente. En este estudio, las muestras de músculo de crías de lobos marinos de California presentaron una mayor tasa de producción de $O_2^{\bullet-}$ en comparación con los valores reportados en el músculo de crías y hembras adultas de foca encapuchada canadiense

(Vázquez-Medina *et al.,* 2011a), así como una mayor tasa de producción de $O_2^{\bullet-}$ en el músculo, riñón, y corazón en comparación con los valores en los respectivos tejidos de focas anilladas juveniles y adultas de Alaska (Zenteno-Savín *et al.,* 2002; Anexo F). Además de las variaciones que puedan surgir debido a las diferencias en la especie (por su historia de vida), la región, y las metodologías, la diferente tasa de producción de $O_2^{\bullet-}$ entre tejidos y estudios puede estar relacionada con la capacidad de buceo de los individuos. Por ejemplo, durante la respuesta al buceo, las especies reactivas de oxígeno se producen durante la isquemia (mediante el metabolismo del oxígeno residual), así como durante la reperfusión (Kevin *et al.,* 2005). Aunque la tasa de producción de radical superóxido está influenciada por este proceso, es importante mencionar que las crías no bucean. Las diferencias en las tasas de producción de $O_2^{\bullet-}$ entre tipos de tejidos también pueden relacionarse a las funciones tisulares, las tasas metabólicas, la densidad del volumen mitocondrial, así como con el estatus nutricional y de salud de los individuos muestreados. Por ejemplo, las funciones de los tejidos internos utilizados en este estudio son diversas y, en ocasiones, sinérgicas, incluyendo la eliminación y excreción de desechos y toxinas, el metabolismo y el transporte molecular, la osmorregulación, la locomoción, la circulación y la hemodinámica, la conducción eléctrica, y la homeostasis (Correa *et al.,* 2014; Crocker y Costa, 2009; El-Noor *et al.,* 2016; Erecinska *et al.,* 2004; Hindle *et al.,* 2009; Lema-Pérez, 2021; Meijler y Meijler, 2011; Ortiz, 2001). Durante la formación de trifosfato de adenosina (ATP) para satisfacer las demandas energéticas de los tejidos internos, las mitocondrias producen especies reactivas de oxígeno intracelulares como subproducto del metabolismo de oxígeno (Martens *et al.,* 2022). En humanos, se ha reportado que, por unidad de peso corporal, el corazón y los riñones presentan tasas metabólicas en reposo significativamente más altas que el hígado, el cerebro y los músculos esqueléticos (Schutz, 2013). De forma similar, en las focas de puerto, se observó que, en reposo, las tasas metabólicas específicas (ajustadas a la masa) de los tejidos internos eran mayores en el corazón, seguido de los riñones y el hígado; sin embargo, la densidad media del volumen mitocondrial fue significativamente mayor en el hígado (Fuson *et al.,* 2003). Además, se observó una mayor producción de especies reactivas de oxígeno en las muestras de músculos ricos en mitocondrias de las focas anilladas, en comparación con el tejido cardíaco (Zenteno-Savín *et al.,* 2002). En lobos marinos de Steller, focas de puerto, y lobos finos del norte, se ha reportado que la densidad de volumen mitocondrial y las concentraciones de mioglobina

en los músculos utilizados para nadar (*longísimo dorsal* o *pectoralis*) son significativamente mayores en comparación con los músculos no nadadores (del complejo de las extremidades posteriores; Kanatous *et al.,* 1999). Además, las crías de pinnípedos generalmente presentan mayor densidad de volumen mitocondrial en comparación con individuos de otros estadios de madurez (Trumble y Kanatous, 2012). Además de la función tisular, la densidad mitocondrial también puede depender del tamaño del tejido (Meijler y Meijler, 2011). En este estudio, de las cinco crías cuyos tejidos contribuyeron al análisis de los indicadores de estrés oxidativo, dos estaban emaciadas y tres delgadas, con poca o muy poca masa muscular (Tabla 3), lo que podría haber influido en la tasa de producción de $O_2^{\bullet-}$ muscular. De igual forma, la tasa de producción de $O_2^{\bullet-}$ observada en otros tejidos también podría haber sido influenciada por su tamaño relativo y la densidad mitocondrial. Sin embargo, también es importante considerar la influencia del estado nutricional, las lesiones, y las enfermedades.

En pinnípedos, se ha reportado que el ayuno aumenta la producción de especies reactivas de oxígeno (Vázquez-Medina *et al.,* 2010). En crías, la lactancia es esencial para obtener los nutrientes necesarios para los procesos metabólicos (Eisert *et al.,* 2013). Las malas condiciones corporales de las crías muertas en este estudio podrían haber influido en la tasa de producción de $O_2^{\bullet-}$ debido a la inanición sistémica. Además, las variaciones en la tasa de producción de $O_2^{\bullet-}$ entre tejidos observadas también podrían estar relacionadas con el consumo celular de ATP residual durante la etapa inicial de descomposición (Brooks, 2016). También, se observó que dos crías presentaban lesiones visibles significativas (heridas punzantes necróticas, probablemente debidas a congéneres, o costillas rotas, probablemente por aplastamiento). Tras 48 horas de exposición a lipopolisacáridos (producto bacteriano), los leucocitos aislados y cultivados de delfines nariz de botella (*Tursiops truncatus*) aumentaron significativamente la tasa de producción de $O_2^{\bullet-}$ en comparación con las condiciones control, como medio para destruir patógenos invasores durante el estallido oxidativo (Symon *et al.,* 2021). Durante las respuestas inflamatorias y la septicemia, el estrés oxidativo puede inducir disfunción mitocondrial o muerte, lo que, a su vez, puede alterar las defensas antioxidantes (Galley *et al.,* 2011).

8.4.2 Actividad de antioxidantes enzimáticos

Las defensas antioxidantes observadas en este estudio variaron con respecto a estudios previos en pinnípedos de diferentes especies, regiones, y estadios de madurez (Anexo F). Por ejemplo, las actividades de SOD, GPx, CAT, GR, y GST en el cerebro de las crías de lobos marinos de California en este estudio fueron mayores que los valores convertidos en la corteza visual, el cerebelo, y el hipocampo de las hembras adultas de focas encapuchadas y focas arpa de los mares de Groenlandia (Martens *et al.,* 2022). La actividad promedio de SOD (músculo, riñón, y corazón) y las actividades medianas de GPx (músculo, hígado, riñón, y corazón), GR (músculo, hígado, riñón, y corazón), y GST (músculo, hígado, riñón, y corazón) fueron mayores que las observadas en los respectivos tejidos de focas anilladas de Alaska (Vázquez-Medina *et al.,* 2012). Las actividades promedio de GPx y CAT en músculo de lobo marino de California (en el presente estudio) fueron mayores que las reportadas en el músculo de crías destetadas de elefantes marinos del norte de California (Vázquez-Medina *et al.,* 2010b). En muestras de músculo de crías de lobo marino de California, las actividades de GR y GST fueron mayores y las de CAT menores que los valores reportados en focas de Weddell adultas de la Antártida (Allen *et al.,* 2019). La actividad promedio de SOD en el hígado de crías de lobos marinos de California (en el presente estudio) fue similar a la reportada en el hígado de focas anilladas de Alaska; las actividades promedio de CAT fueron menores en las muestras de músculo, hígado, riñón, y corazón de este estudio en comparación con los respectivos tejidos de la misma población de focas anilladas (Vázquez-Medina *et al.,* 2012). La actividad antioxidante enzimática está influenciada por una amplia gama de factores, incluyendo la especie, la función y el metabolismo de los tejidos, el estado de salud y la condición corporal, el sexo, la dieta y el estado de ayuno, las respuestas adaptativas, la exposición a contaminantes, y el tiempo de almacenamiento de la muestra (Allen *et al.,* 2019; Castaño Ledesma *et al.,* 2025; Kanerva *et al.,* 2012; Kevin *et al.,* 2005; Lian *et al.,* 2020; Righetti *et al.,* 2014; Sharick *et al.,* 2015; Symon *et al.,* 2021; Symon *et al.,* 2022; Vázquez-Medina *et al.,* 2006; Vázquez-Medina *et al.,* 2007; Vázquez-Medina *et al.,* 2010; Vázquez-Medina *et al.,* 2012; Wilhelm Filho *et al.,* 2002; Zenteno-Savín *et al.,* 2002; Zheng *et al.,* 2019).

En este estudio, el cerebro presentó una mayor tasa de producción de $O_2^{\bullet-}$ y mayores actividades de SOD y CAT. Las mayores actividades de SOD y CAT en el cerebro, en comparación con otros

tejidos, probablemente se produjo como un mecanismo de compensación para contrarrestar la mayor producción de $O_2^{\bullet-}$ observada en este órgano (Kevin *et al.,* 2005; Vázquez-Medina *et al.,* 2011a; Wilhelm Filho *et al.,* 2002; Zenteno *et al.,* 2002). La condición corporal y el ayuno pueden influir en las actividades enzimáticas. Por ejemplo, se ha reportado que las actividades de GPx y CAT aumentan con el ayuno en crías de elefante marino del norte (Vázquez-Medina *et al.,* 2010) y adultos de ambos sexos (Sharick *et al.,* 2015). Las cinco crías incluidas en esta parte del estudio presentaban una condición corporal baja (Tabla 3), lo que podría explicar los valores más altos de GPx y CAT observados en los tejidos del presente estudio, en comparación con los reportados en individuos presuntamente sanos (Anexo F).

La exposición a contaminantes también puede aumentar la actividad antioxidante. Kanerva *et al.* (2012) reportaron actividades hepáticas de GPx y GR significativamente mayores en focas anilladas del mar Báltico, una región altamente contaminada, en comparación con Svalbard, una región menos contaminada. En el presente estudio, el hígado presentó la mayor [Hg], y, aunque las actividades de GPx y GR no fueron las más altas en este tejido, la exposición al Hg podría haber influido en la actividad antioxidante en general. La actividad mediana más alta de GST se observó en muestras de hígado. Es posible que la actividad hepática elevada de GST estuviera influenciada por la [Hg] más alta también observada en este tejido; sin embargo, no fue posible evaluar con más detalle la relación entre estas variables en muestras de hígado. En muestras de músculo, se encontró una correlación negativa con la [Hg] (es decir, un aumento en la actividad de GST con una disminución en la [Hg]). Esta relación fue inesperada, ya que la GST actúa para eliminar sustancias xenobióticas, como el Hg, mediante la conjugación con glutatión (GSH; Martens *et al.,* 2022; Vázquez-Medina *et al.,* 2006) y podría ser simplemente un artefacto del pequeño tamaño de la muestra. El estado de Se también puede influir en la actividad antioxidante, ya que este elemento es un cofactor en algunas enzimas, incluyendo la GPx (Carvalho *et al.,* 2008; Shibata *et al.,* 1992). En este estudio, los valores promedio más bajos y más altos de la [Se] se observaron en el cerebro y el riñón, respectivamente. Sólo fue posible evaluar las correlaciones entre la [Se] y la actividad de GPx en muestras musculares; sin embargo, no se observó una relación clara, posiblemente debido al pequeño tamaño de la muestra. De manera similar, Lian *et al.* (2020) tampoco reportaron una relación significativa entre la [Se] y la actividad de GPx en la sangre de

lobos marinos de Steller de Alaska. Es posible que las variaciones en la actividad de GPx entre estudios se relacionen con factores que influyen en la [Se], como la dieta, el sexo, así como variaciones temporales y espaciales (Lian *et al.,* 2020; Symon *et al.,* (sometido)).

Todos los tejidos internos obtenidos de crías de lobos marinos de California en este estudio se obtuvieron de individuos muertos; dos crías presentaron lesiones externas significativas (lesiones necróticas) o internas (costillas rotas). Por lo tanto, también es importante considerar la influencia del estado de salud antemortem y de los procesos postmortem en las defensas antioxidantes. Tras el inicio de la respuesta inmunitaria, los leucocitos cultivados de delfines nariz de botella mostraron actividades significativamente mayores de GPx, CAT, GR, y GST en comparación con las condiciones control (Symon *et al.,* 2021). Durante la inflamación y la sepsis, los cambios estructurales en las mitocondrias, inducidos por el estrés oxidativo, pueden causar disfunción y muerte celular, lo que a su vez influye en la actividad antioxidante (Galley *et al.,* 2011). Por lo tanto, es posible que las enzimas mitocondriales, como la Mn-SOD y la GPx (Vázquez-Medina *et al.,* 2006; Vázquez-Medina *et al.,* 2011a), se vieran afectadas debido a cambios en su estructura y/o función. Las diferencias en la actividad enzimática entre los tejidos observados en este estudio y los reportados en estudios previos (Anexo F) podrían estar relacionadas con cambios post mortem. Por ejemplo, en ratones suizos (*Mus musculus*) machos adultos muertos, las actividades de GST se mantuvieron estables en el cerebro y el músculo esquelético y la actividad hepática de GST disminuyó significativamente 6 h post mortem, mientras que la actividad renal de GST aumentó significativamente 6 h post mortem (da Fonseca *et al.,* 2019). En ratas albinas (*Rattus norvegicus*) muertas se reportaron disminuciones significativas en las actividades de CAT, GR (después de 1 a 2 h), y GST (después de 2 a 3 h) en el corazón, así como de GR y GST en el riñón (después de 3 a 4 h; El-Noor *et al.,* 2016). En cambio, se reportaron aumentos significativos en la actividad de CAT en el cerebro y el riñón de ratones suizos macho entre las 0 a 6 h post mortem (Paltian *et al.,* 2019). Estas variaciones en la estabilidad post mortem podrían explicar, al menos en parte, las variaciones en la actividad antioxidante entre tejidos.

Los factores mencionados anteriormente podrían influir significativamente en las variaciones en la actividad antioxidante observadas entre tejidos en este estudio y los valores reportados en

otros estudios. Debido a su importancia como antioxidante no enzimático en mamíferos marinos (Cantú-Medellín *et al.,* 2011; García-Castañeda *et al.,* 2017; Vázquez-Medina *et al.,* 2007; Vázquez-Medina *et al.,* 2011b), se recomienda analizar la concentración de GSH en esta población. Además, el sexo podría influir en la actividad antioxidante en pinnípedos (Allen *et al.,* 2019); por lo tanto, se debe prestar mayor atención a la comprensión de las estrategias antioxidantes específicas del sexo en esta especie.

8.4.3 Daño oxidativo a tejidos

En mamíferos marinos, las mayores concentraciones de mioglobina en los músculos esquelético y cardíaco, la tolerancia neuronal inherente en el cerebro, el preacondicionamiento mediado por oxidantes y/o el preacondicionamiento retardado, y el aumento de las defensas antioxidantes generales, pueden proveer protección contra el daño oxidativo tisular (Baxter y Ferdinandy, 2001; Elsner *et al.,* 1998; Folkow *et al.,* 2008; Mitz *et al.,* 2009; Symon *et al.,* 2022).

Las concentraciones de TBARS y carbonilos proteicos observadas en este estudio variaron con respecto a estudios previos en pinnípedos (Anexo F). Por ejemplo, tras la conversión de unidades, la concentración aproximada de TBARS y carbonilos proteicos en muestras de músculo, hígado, riñón, y corazón en este estudio fue mayor en comparación con valores reportados en los respectivos tejidos de juveniles y adultos de focas anilladas en Alaska (Vázquez-Medina *et al.,* 2007; Zenteno-Savín *et al.,* 2002) y crías y adultos de focas encapuchadas en Canadá (Vázquez-Medina *et al.,* 2011a). Es posible que las diferencias entre los estudios se relacionen con la acumulación de especies reactivas de oxígeno generadas como resultado del estado nutricional y de salud antemortem, así como con la influencia de alteraciones fisiológicas post mortem.

En este estudio, dos crías muestreadas presentaron heridas significativas que podrían haber influido en los biomarcadores de daño oxidativo. Durante una respuesta inmunitaria, las defensas antioxidantes son esenciales para prevenir el aumento del daño oxidativo a lípidos y proteínas asociado con el aumento de la tasa de producción de $O_2^{\bullet-}$ (Symon *et al.,* 2021). Sin embargo, en organismos críticamente enfermos, el estrés oxidativo resultante de la sepsis, la inflamación, y la insuficiencia orgánica puede inducir disfunción/muerte mitocondrial (Galley *et al.,* 2011). Por

ejemplo, en humanos, la sepsis y el choque séptico provocan una disminución del gasto cardíaco, así como una disminución de la producción de ATP (debido a una menor actividad del complejo mitocondrial 1 durante la fosforilación oxidativa) y de las concentraciones de GSH en el músculo esquelético (Brealey *et al.,* 2002). Además, en este estudio, todas las crías muestreadas presentaban una condición corporal baja. En las crías de elefantes marinos, el ayuno no aumentó significativamente las concentraciones de TBARS, ni de carbonilos proteicos, probablemente debido a un aumento significativo de las defensas antioxidantes (Vázquez-Medina *et al.,* 2010). En ratas Wistar macho (*Rattus norvegicus*), se ha reportado que el ayuno aumenta la producción de las especies reactivas de oxígeno, el daño oxidativo tisular y mitocondrial, y causa alteraciones en la composición de ácidos grasos de las membranas, dejándolas más vulnerables al daño oxidativo (Sorensen *et al.,* 2006). Los ácidos grasos poliinsaturados (PUFAs) son lípidos que participan en el desarrollo gestacional, el metabolismo energético, la mediación y señalización celular, así como en la fluidez de la membrana (Trumble y Kanatous, 2012; Woodard *et al.,* 2021). En los pinnípedos, las crías incorporan lípidos (aproximadamente del 25 al 60%), incluyendo PUFAs (aproximadamente el 20% del contenido de ácidos grasos), y proteínas (aproximadamente del 9 al 14%) obtenidas a través de la leche materna (revisado por Avery y Zinn, 2023). Aunque se desconoce si algunas de las crías en este estudio lograron lactar con éxito (es decir, no presentaron leche en el estómago, lo que podría indicar falta de lactancia o ayuno intermitente), los PUFAs también se incorporan al tejido fetal durante el desarrollo gestacional (Woodard *et al.,* 2021). Los lípidos, incluidos los PUFAs, son susceptibles a la peroxidación (Trumble y Kanatous, 2012). Las especies reactivas de oxígeno como $O_2^{\bullet-}$, H_2O_2, y el radical hidroxilo ($HO^{\bullet}$), generadas a través del metabolismo normal del oxígeno, las respuestas inmunes, o como resultado de la disfunción mitocondrial, pueden oxidar los lípidos, incluidos los PUFAs (Birben *et al.,* 2012; Ighodaro y Akinloye, 2018), y alterar la estructura y/o función de las membranas celulares (Birben *et al.,* 2012; Kevin *et al.,* 2005). Además de la formación de carbonilos proteicos primarios (aquellos formados durante la oxidación de residuos de aminoácidos; Gonos *et al.,* 2018), la peroxidación lipídica de las membranas celulares puede alterar la estructura de las proteínas unidas a la membrana (Kevin *et al.,* 2005) y generar carbonilos proteicos secundarios mediante la adición de grupos aldehídos a cadenas laterales específicas (Gonos *et al.,* 2018). Por lo tanto, es posible que las diferencias entre tejidos en el contenido de lípidos y proteínas en los individuos

muestreados en este estudio y estudios previos en pinnípedos puedan influir en las concentraciones de TBARS y carbonilos proteicos observadas.

9. CONCLUSIONES

El presente estudio proporciona información valiosa sobre las concentraciones de elementos esenciales y no esenciales, la ecología trófica, y los indicadores de estrés oxidativo en los tejidos de crías de lobos marinos de California que habitan colonias selectas dentro del Golfo de California. Se encontró que las concentraciones de los elementos fueron influenciadas por diversos factores complejos e interrelacionados, como el año, la región, la longitud, el sexo, la ecología trófica, y el tipo de tejido. Los resultados de este estudio resaltan la importancia de determinar cómo las interacciones entre factores biológicos, ecológicos, y químicos influyen en los procesos de biomagnificación y biodilución en los depredadores tope. Los resultados preliminares indica que los cambios en la TSM, derivados de perturbaciones ambientales, pueden influir en la exposición al Hg en los depredadores tope y llevar a las [Hg] en los rangos de preocupación toxicológica. Sin embargo, en el Golfo de California, es posible que las diferentes colonias de lobos marinos de California no respondan con la misma magnitud a los cambios oceanográficos y ambientales. Aunque la mayoría de los individuos presentó concentraciones dentro de rangos considerados de riesgo bajo o medio, algunos casos con concentraciones más elevadas resaltan la importancia de un mayor seguimiento ambiental y de salud tanto a la fauna marina como a las comunidades humanas que dependen de los mismos recursos, bajo el enfoque integral de Una Salud. Este estudio proporciona la primera aproximación a la evaluación de la salud de las crías de lobos marinos de California del Golfo de California, mediante el análisis de los indicadores de estrés oxidativo. Aunque los resultados indican que las crías de lobos marinos de California podrían tener una protección adecuada contra el Hg (las defensas antioxidantes altas relativamente a otros estudios en pinnípedos y una proporción molar Se:Hg > 1), la presencia de crías menores de 3 meses de edad con altas [Hg] resalta la importancia de continuar evaluando la exposición temprana durante estas etapas críticas de desarrollo, y cómo un indicador de la salud de sus madres.

Debido a la falta de información específica en pinnípedos y en la región, la interpretación de las interacciones de elementos y sus impactos fisiológicos en la salud y la viabilidad de los lobos marinos de California es limitada. Estudios futuros deben intentar desarrollar umbrales específicos relevantes para la salud para los elementos analizados en este estudio, como

nutrientes y tóxicos (deficiencias y valores marginales, óptimos, elevados, y tóxicos), en pinnípedos para evaluar el estado nutricional y la salud en general. Estudios futuros también deben validar el uso del lanugo para el análisis de la [Se] ya que el uso de este tejido representa un método relativamente no invasivo en comparación con las alternativas más invasivas. Para comprender mejor la influencia del Hg y Se en los indicadores de estrés oxidativo, se deben recolectar muestras biológicas de individuos sanos y se debe evaluar la influencia de variables ecológicas y biológicas, incluido el tipo de tejido, el sexo, el año, y el estado nutricional. Además, como una especie centinela, los resultados indican la necesidad de realizar más estudios destinados a analizar la exposición al Hg en poblaciones humanas regionales. La detección temprana de exposición a contaminantes y alteraciones fisiológicas en crías de lobo marino de California es clave para prevenir impactos a nivel poblacional. En este sentido, el monitoreo continuo de la ecología trófica, contaminantes, y los indicadores de estrés oxidativo resulta esencial para diseñar estrategias de manejo preventivas que aseguren la viabilidad a largo plazo del lobo marino de California en el Golfo de California**.**

10. LITERATURA CITADA

Ackerman, J.T., Eagles-Smith, C.A. y Herzog, M.P. (2011). Bird mercury concentrations change rapidly as chicks age: Toxicological risk is highest at hatching and fledging. *Environmental Science and Technology*, 45(12): 5418-5425. doi: 10.1021/es200647g

Adame, K., Elorriaga-Verplancken, F.R., Beier, E., Acevedo-Whitehouse, K. y Pardo, M.A. (2020). The demographic decline of a sea lion population followed multi-decadal sea surface warming. *Scientific Reports*, 10(1): 1-15. doi: 10.1038/s41598-020-67534-0

Aebi, H. (1984). Catalase *in vitro*. In: *Methods in enzymology, oxygen radicals in biological systems*. Academic Press, Berkeley, pp. 121-126. doi: https://doi.org/10.1016/S0076-6879(84)05016-3

Aguilar, A. y Borrell, A. (1994). Assessment of organochlorine pollutants in cetaceans by means of skin and hypodermic biopsies. In: *Nondestructive Biomarkers in Vertebrates*. CRC Press, pp. 245-267.

Aguirre, A.A. y Tabor, G.M. (2004). Introduction: Marine vertebrates as sentinels of marine ecosystem health. *EcoHealth*, 1: 236-238. doi: 10.1007/s10393-004-0091-9

Agusa, T., Nomura, K., Kunito, T., Anan, Y., Iwata, H. y Tanabe, S. (2011). Accumulation of trace elements in harp seals (*Phoca groenlandica*) from Pangnirtung in the Baffin Island, Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 63: 489-499. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.02.022

Allen, K.N., Vázquez-Medina, J.P., Lawler, J.M., Mellish, J.E., Horning, M. y Hindle, A.G. (2019). Muscular apoptosis but not oxidative stress increases with old age in a long-lived diver, the Weddell seal. *Journal of Experimental Biology*, 222(12): jeb200246. doi: 10.1242/jeb.200246

Almulhim, A.M. y Menezes, R.G. (2023). Evalutation of postmortem changes. In: StatPearls [Internet], StatPearls Publishing LLC.

Altabet, M.A., Pilskaln, C., Thunell, R., Pride, C., Sigman, D., Chavez, F. y Francois, R. (1999). The nitrogen isotope biogeochemistry of sinking particles from the margin of the Eastern North Pacific. *Deep-Sea Research I*, 46: 655-679. doi: https://doi.org/10.1016/S0967-0637(98)00084-3

Aragon, T.J., Fay, M.P., Wollschlaeger, D. y Omidpanah, A. (2020). Epidemiology Tools. 1-59.

Aurioles-Gamboa, D., Newsome, S.D., Salazar-Pico, S. y Koch, P.L. (2009). Stable isotope differences between sea lions (*Zalophus*) from the Gulf of California and Galapagos Islands. *Journal of Mammalogy*, 90(6): 1410-1420. doi: 10.1644/08-MAMM-A-209R2.1

Aurioles-Gamboa, D., Silverberg, N. y Aguirre-Bahena, F. (2017). Possible relation between enrichment of δ15N in the top predator *Zalophus californianus* and the expansion of the oxygen minimum zone. *Marine Biology*, 164(8): 157. doi: 10.1007/s00227-017-3189-7

Avery, J.P. y Zinn, S.A. (2023). Extraordinary diversity of the pinniped lactation triad: lactation and growth strategies of seals, sea lions, fur seals, and walruses. *Animal Frontiers*, 13(3): 86-95. doi: https://doi.org/10.1093/af/vfad037

Barrera-García, A., O'Hara, T., Galván-Magaña, F., Méndez-Rodríguez, L.C., Castellini, J.M. y Zenteno-Savín, T. (2013). Trace elements and oxidative stress indicators in the liver and kidney of the blue shark (*Prionace glauca*). *Comparative Biochemistry and Physiology - A Molecular and Integrative Physiology*, 165(4): 483-490. doi: 10.1016/j.cbpa.2013.01.024

Barnett, J., Bernaldo de Quirós, Y., Dagleish, M.P., Davison, N., Deaville, R., ten Doeschate, M.T.I., Fernández Rodríguez, A.J., Grilo, M., Gröne, A., Jauniaux, T., Jepson, P.D., van Neer, A.,

Perkins, M.W., Reckendorf, A. y Sierbert, U. (2018). Cetacean pathology: Necropsy technique and tissue sampling. *24th ASCOBANS Advisory Committee Meeting*, 2018: 1-28.

Baró-Camarasa, I., Marmolejo-Rodríguez, A.J., O'Hara, T.M., Castellini, J.M., Murillo-Cisneros, D.A., Martínez-Rincón, R.O., Elorriaga-Verplancken, F.R. y Galván-Magaña, F. (2022). Mercury maternal transfer in two placental sharks and a yolk-sac ray from Baja California Sur, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 179: 113672. doi: 10.1016/j.marpolbul.2022.113672

Barwick, M. y Maher, W. (2003). Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Marine Environmental Research*, 56(4): 471-502. doi: 10.1016/S0141-1136(03)00028-X

Basu, N., Kwan, M. y Man Chan, H. (2006). Mercury but not organochlorines inhibits muscarinic cholinergic receptor binding in the cerebrum of ringed seals (*Phoca hispida*). *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A: Current Issues*, 69(12): 1133-1143. doi: 10.1080/15287390500362394

Basu, N., Scheuhammer, A.M., Bursian, S.J., Elliott, J., Rouvinen-Watt, K. y Chan, H.M. (2007). Mink as a sentinel species in environmental health. *Environmental Research*, 103: 130-144. doi: 10.1016/j.envres.2006.04.005

Baxter, G.F. y Ferdinandy, P. (2001). Delayed preconditioning of myocardium: current perspectives. *Basic Research in Cardiology*, 96(4): 329-344. doi: 10.1007/s003950170041

Beck, K.M., Fair, P., McFee, W. y Wolf, D. (1997). Heavy metals in livers of bottlenose dolphins stranded along the South Carolina coast. *Marine Pollution Bulletin*, 34(9): 734-739.

Becker, P.R., Mackey, E.A., Demiralp, R., Suydam, R., Early, G., Koster, B.J. y Wise, S.A. (1995). Relationship of silver with selenium and mercury in the liver of two species of toothed whales (odontocetes). *Marine Pollution Bulletin*, 30(4): 262-271.

Beckmen, K.B., Duffy, L.K., Zhang, X. y Pitcher, K.W. (2002). Mercury concentrations in the fur of Steller sea lions and northern fur seals from Alaska. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 1130-1135.

Bennett, P.M., Jepson, P.D., Law, R.J., Jones, B.R., Kuiken, T., Baker, J.R., Rogan, E. y Kirkwood, J.K. (2001). Exposure to heavy metals and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales. *Environmental Pollution*, 112: 33-40.

Bentzen, R., Castellini, J.M., Gaxiola-Robles, R., Zenteno-Savín, T., Méndez-Rodríguez, L.C. y O'Hara, T. Relationship between self-reported fish and shellfish consumption, carbon and nitrogen stable isotope values and total mercury concentrations in pregnant women (II) from Baja California Sur, Mexico. *Toxicology Reports*, 1: 1115-1122. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.toxrep.2014.09.014

Berry, M.J. y Ralston, N.V.C. (2008). Mercury toxicity and the mitigating role of selenium. *Ecohealth*, 5: 456-459.

Birben, E., Sahiner, U.M., Sackesen, C., Erzurum, S. y Kalayci, O. (2012). Oxidative stress and antioxidant defense. *WAO Journal*, 5: 9-19.

Bjørklund, G., Aaseth, J., Skalny, A.V., Suliburska, J., Skalnaya, M.G., Nikonorov, A.A. y Tinkov, A.A. (2017). Interactions of iron with manganese, zinc, chromium, and selenium as related to prophylaxis and treatment of iron deficiency. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 41: 41-53. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.jtemb.2017.02.005

Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G., Paktunc, D., Gould, W.D. y Johnson, D.B. (2014). The geochemistry of acid mine drainage. In: *Treatise on geochemistry*. Elselvier Ltd., pp. 131-158. doi: 10.1016/B978-0-08-095975-7.00905-0

Bond, N.A., Cronin, M.F., Freeland, H. y Mantua, N. (2015). Causes and impacts of the 2014 warm anomaly in the NE Pacific. *Geophysical Research Letters*, 42(9): 3414-3420. doi: https://doi.org/10.1002/2015GL063306

Bonde, R.K., Aguirre, A.A. y Powell, J. (2004). Manatees as sentinels of marine ecosystem health: are they the 2000-pound canaries? *EcoHealth*, 1: 255-262. doi: 10.1007/s10393-004-0095-5

Bossart, G.D. (2011). Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. *Veterinary Pathology*, 48(3): 676-690. doi: 10.1177/0300985810388525

Bowman, K.L., Hammerschmidt, C.R., Lamborg, C.H., Swarr, G.J. y Agather, A.M. (2016). Distribution of mercury species across a zonal section of the eastern tropical South Pacific Ocean (U.S. GEOTRACES GP16). *Marine Chemistry*, 186: 156-166.

Bradford, M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*, 72(1-2): 248-254. doi: https://doi.org/10.1016/0003-2697(76)90527-3

Brealey, D., Brand, M., Hargreaves, I., Heales, S., Land, J., Smolenski, R., Davies, N.A., Cooper, C.E., Singer, M. (2002). Association between mitochondrial dysfunction and severity and outcome of septic shock. *Lancet*, 360(9328): 219-23. doi: 10.1016/S0140-6736(02)09459-X

Brooks, J.W. (2016). Postmortem changes in animal carcasses and estimation of the postmortem interval. *Veterinary Pathology*, 53(5): 929-940. doi: 10.1177/0300985816629720

Brookens, T.J., Harvey, J.T. y O'Hara, T.M. (2007). Trace element concentrations in the Pacific harbor seal (*Phoca vitulina richardii*) in central and northern California. *Science of the Total Environment*, 372(2-3): 676-692. doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.10.006

Brookens, T.J., O'Hara, T.M., Taylor, R.J., Bratton, G.R. y Harvey, J.T. (2008). Total mercury body burden in Pacific harbor seal, *Phoca vitulina richardii*, pups from central California. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 27-41. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.08.010

Brusca, R.C., Findley, L.T., Hastings, P.A., Hendrickx, M.E., Cosio, J.T. y Van Der Heiden, A.M. (2005). Macrofaunal diversity in the Gulf of California. In: *Biodiversity, ecosystems, and conservation in northern Mexico*. Oxford University Press, New York, pp. 179-203. doi: 10.1093/oso/9780195156720.003.0010

Brusseau, M.L. y Artiola, J.F. (2019). Chemical contaminants. In: *Environmental and Pollution Science*. Elsevier, pp. 175-190.

Burk, R.F. (2002). Selenium, an antioxidant nutrient. *Nutrition in Clinical Care: An Official Publication of Tufts University*, 5(2): 75-79. doi: 10.1046/j.1523-5408.2002.00006.x.

Bustamante, P., Garrigue, C., Breau, L., Caurant, F., Dabin, W., Greaves, J. y Dodemont, R. (2003). Trace elements in two odontocete species (*Kogia breviceps* and *Globicephala macrorhynchus*) stranded in New Caledonia (South Pacific). *Environmental Pollution*, 124: 263-271. doi: 10.1016/S0269-7491(02)00480-3

Cáceres-Saez, I., Dellabianca, N.A., Goodall, R.N.P., Cappozzo, H.L. y Ribeiro Guevara, S. (2013). Mercury and selenium in subantarctic commerson's dolphins (*Cephalorhynchus c. commersonii*). *Biological Trace Element Research*, 151(2): 195-208. doi: 10.1007/s12011-012-9555-x

Cadena-Cárdenas, L., Méndez-Rodrígues, L., Zenteno-Savín, T., García-Hernández, J. y Acosta-Vargas, B. (2009). Heavy metal levels in marine mollusks from areas with, or without, mining activities along the Gulf of California, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 57: 96-102. doi: 10.1007/s00244-008-9236-0

Calle, P., Alava, J.J., Tirape, A., Domínguez, G.A., Fair, P., Alvarado, O., Freire, M., Torres, J., Ruiz, O., Garcés, D. y Páez-Rosas, D. (2022). Total mercury and stable isotopes ($\Delta^{13}C$ and $\Delta^{15}N$) in pups of endangered Galapagos Pinnipeds as tracers of trophic transfer: An ecotoxicological risk assessment. *SSRN Electronic Journal*. doi: 10.2139/ssrn.4217668

Cantú-Medellín, N., Byrd, B., Hohn, A., Vázquez-Medina, J.P. y Zenteno-Savín, T. (2011). Differential antioxidant protection in tissues from marine mammals with distinct diving capacities. Shallow/short vs. deep/long divers. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 158: 438-443. doi: 10.1016/j.cbpa.2010.11.029

Caravanos, J., Dowling, R., Téllez-Rojo, M.M., Cantoral, A., Kobrosly, R., Estrada, D., Orjuela, M., Gualtero, S., Ericson, B., Rivera, A. y Fuller, R. (2014). Blood lead levels in Mexico and pediatric burden of disease implications. *Annals of Global Health*, 80(4): 269-277. doi: 10.1016/j.aogh.2014.08.002

Carvalho, C.M.L., Chew, E.H., Hashemy, S.I., Lu, J. y Holmgren, A. (2008). Inhibition of the human thioredoxin system: a molecular mechanism of mercury toxicity. *The Journal of Biological Chemistry*, 283(18): 11913-11923. doi: 10.1074/jbc.M710133200

Castaño Ledesma, M.S., Adolfo Palma, G., Borsarelli, C.D. y Sumampa Coria, M. (2025). Comparative analysis of feeding strategies and post mortem aging time on the oxidative status and color of the *longissimus thoracis et lumborum* muscle in Braford steers. *Frontiers in Animal Science*, 27: 1-13. doi: 10.3389/fanim.2025.1527127

Castellini, J.M., Rea, L.D., Avery, J.P. y O'Hara, T.M. (2022). Total mercury, total selenium, and monomethylmercury relationships in multiple age cohorts and tissues of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41(6): 1477-1489. doi: 10.1002/etc.5329

Castellini, J.M., Rea, L.D., Lieske, C.L., Beckmen, K.B., Fadely, B.S., Maniscalco, J.M. y O'Hara, T.M. (2012). Mercury concentrations in hair from neonatal and juvenile Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*): Implications based on age and region in this Northern Pacific marine sentinel piscivore. *EcoHealth*, 9(3): 267-277. doi: 10.1007/s10393-012-0784-4

Caut, S., Angulo, E. y Courchamp, F. (2009). Variation in discrimination factors ($\Delta^{15}N$ and $\Delta^{13}C$): The effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. *Journal of Applied Ecology*, 46(2): 443-453. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01620.x

Chandler, S.D., Rea, L.D., O'Hara, T.M., Loomis, T.M. y Breed, G.A. (2025). Biogeochemical patterns in prey species reveal complex mercury exposure pathways from the environment to Aleutian Steller sea lions. *Marine Pollution Bulletin*, 212: 117500. doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117500

Chawla, R., Filippini, T., Loomba, R., Cilloni, S., Dhillon, K.S. y Vinceti, M. (2020). Exposure to a high selenium environment in Punjab, India: Biomarkers and health conditions. *Science of the Total Environment*, 719: 134541. doi: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134541

Christodoulopoulos, G., Roubies, N., Karatzias, H. y Papasteriadis, A. (2003). Selenium concentration in blood and hair of Holstein dairy cows. *Biological Trace Element Research*, 91(2): 145-150. doi: 10.1385/BTER:91:2:145

Correa, L., Castellini, J.M., Wells, R.S. y O'Hara, T. (2013). Distribution of mercury and selenium in blood compartments of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from Sarasota Bay, Florida. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(11): 2441-2448. doi: 10.1002/etc.2327

Correa, L., Rea, L.D., Bentzen, R. y O'Hara, T.M. (2014). Assessment of mercury and selenium tissular concentrations and total mercury body burden in 6 Steller sea lion pups from the

Aleutian Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 82(1-2): 175-182. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.02.022

Crocker, D.E. y Costa, D.P. (2009). Pinniped physiology. In: Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press, California, pp. 873-878. doi: 10.1016/B978-0-12-373553-9.00201-7

Cruz-Vallejo, R.A., Elorriaga-Verplancken, F.R., Rosales-Nanduca, H., Hernandez-Camacho, C.J., Moncayo-Estrada, R., Gomez-Gutierrez, J., Gonzalez-Armas, R., Rodriguez-Rafael, E.D., Gonzalez-Lopez, I. (2024). Abundance, isotopic amplitude, and pups body mass of California sea lions (*Zalophus californianus*) from the Southwest Gulf of California during anomalous warming events. *Marine Biology*, 2024: 171:133. doi: https://doi.org/10.1007/s00227-024-04446-x

Curtis, E.M., Cooper, C. y Harvey, N.C. (2021). Cardiovascular safety of calcium, magnesium and strontium: what does the evidence say? *Aging Clinical and Experimental Research*, 33: 479-494. doi: https://doi.org/10.1007/s40520-021-01799-x

da Fonseca, C.A.R., Paltian, J., dos Reis, A.S., Bortolatto, C.F., Wilhelm, E.A. Luchese, C. (2019). Na^+/K^+-ATPase, acetylcholinesterase and glutathione S-transferase activities as new markers of postmortem interval in Swiss mice. *Legal Medicine*, 36: 67-72. doi: https://doi.org/10.1016/j.legalmed.2018.11.003

Das, K., Debacker, V., Pillet, S. y Bouquegneau, J. (2003). Heavy metals in marine mammals. In: *Toxicology of Marine Mammals*. Taylor and Francis Publishers, pp. 135-154. doi: 10.1201/9780203165577.ch7

Das, K., Siebert, U., Gillet, A., Dupont, A., Di-Poï, C., Fonfara, S., Mazzucchelli, G., de Pauw, E. y de Pauw-Gillet, M-C. (2008). Mercury immune toxicity in harbour seals: links to in vitro toxicity. *Environmental Health*, 7(52). doi: 10.1186/1476-069X-7-52

Davidson, P.W., Strain, J.J., Myers, G.J., Thurston, S.W., Bonham, M.P., Shamlaye, C.F., Stokes-Riner, A., Wallace, J.M.W., Robson, P.J., Duffy, E.M., Georger, L.A., Sloane-Reeves, J., Cernichiari, E., Canfield, R.L., Cox, C., Huang, L.S., Janciuras, J. y Clarkson, T.W. (2008). Neurodevelopmental effects of maternal nutritional status and exposure to methylmercury from eating fish during pregnancy. *NeuroToxicology*, 29(5): 767-775. doi: 10.1016/j.neuro.2008.06.001

De María, M., Szteren, D., García-Alonso, J., de Rezende, C.E., Gonçalves, R.A., Godoy, J.M. y Barboza, F.R. (2021). Historic variation of trace elements in pinnipeds with spatially segregated trophic habits reveals differences in exposure to pollution. *Science of the Total Environment*, 750: 141296. doi: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141296

Dehn, L-A., Follmann, E.H., Rosa, C., Duffy, L.K., Thomas, D.L., Bratton, G.R., Taylor, R.J. y O'Hara, T.M. (2006). Stable isotope and trace element status of subsistence-hunted bowhead and beluga whales in Alaska and gray whales in Chukotka. *Marine Pollution Bulletin*, 52(3): 301-319. doi: 10.1016/j.marpolbul.2005.09.001

Dehn, L-A., Sheffield, G.G., Follmann, E.H., Duffy, L.K., Thomas, D.L., Bratton, G.R., Taylor, R.J. y O'Hara, T.M. (2005). Trace elements in tissues of phocid seals harvested in the Alaskan and Canadian Arctic: Influence of age and feeding ecology. *Canadian Journal of Zoology*, 83(5): 726-746. doi: 10.1139/z05-053

Demina, L.L., Galkin, S.V. y Shumilin, E.N. (2009). Bioaccumulation of some trace elements in the biota of hydrothermal fields of the Guaymas Basin (Gulf of California). *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 61(1): 31-45.

DeNiro, M.J. y Epstein, S. (1981). Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 45(3): 341-351.

Dierauf, L.A. y Gulland, F.M.D. (2001). CRC Handbook of Marine Mammal Medicine. 2a ed. CRC Press LLC, Boca Raton.

Dietz, R., Born, E.W., Rigét, F., Aubail, A., Sonne, C., Drimmie, R. y Basu, N. (2011). Temporal trends and future predictions of mercury concentrations in Northwest Greenland polar bear (*Ursus maritimus*) hair. *Environmental Science and Technology*, 45: 1458-1465. doi: dx.doi.org/10.1021/es1028734

Dijkstra, J.A., Buckman, K.L., Ward, D., Evans, D.W., Dionne, M. y Chen, C.Y. (2013). Experimental and natural warming elevates mercury concentrations in estuarine fish. *PLoS ONE*, 8(3). doi: 10.1371/journal.pone.0058401

Drossos, G., Lazou, A., Panagopoulos, P. y Westaby, S. (1995). Deferoxamine cardioplegia reduces superoxide radical production in human myocardium. *The Annals of Thoracic Surgery*, 59(1): 169-172. doi: https://doi.org/10.1016/0003-4975(94)00726-N

Dunn, P.K. y Smyth, G.K. (2018). *Generalized linear models with examples in R*, 1a ed. Springer, New York. doi: https://doi.org/10.1007/978-1-4419-0118-7

Durán-Campos, E. y Coria-Monter, E. (2024). Early signals of El Niño 2023 in the Gulf of California? *Latin American Journal of Aquatic Research*, 52(3): 514-520. doi: 10.3856/vol52-issue3-fulltext-3129

Eisert, R., Potter, C.W. y Oftedal, O.T. (2013). Brain size in neonatal and adult Weddell seals: Costs and consequences of having a large brain. *Marine Mammal Science*, 30(1): 184-205. doi: 10.1111/mms.12033

El-Noor, M.M.A., Elhosary, N.M., Khedr, N.F. y El-Desouky, K.I. (2016). Estimation of early postmortem interval through biochemical and pathological changes in rat heart and kidney. *The American Journal of Forensic Medicine and Pathology*, 37(1): 40-46. doi: 10.1097/PAF.0000000000000214

Elorriaga-Verplancken, F. y Aurioles-Gamboa, D. (2008). Trace metal concentrations in the hair of *Zalophus californianus* pups and their relation to feeding habits. *Biological Trace Element Research*, 126(1-3): 148-164. doi: 10.1007/s12011-008-8186-8

Elorriaga-Verplancken, F.R., Sierra-Rodríguez, G.E., Rosales-Nanduca, H., Acevedo-Whitehouse, K. Sandoval-Sierra, J. (2016). Impact of the 2015 El Niño-Southern Oscillation on the abundance and foraging habits of Guadalupe Fur Seals and California Sea Lions from the San Benito Archipelago, Mexico. *PLoS ONE*, 11(5): e0155034. doi: 10.1371/journal.pone.0155034

Elsner, R., Øyasæter, S., Almaas, R. y Saugstad, O.D. (1998). Diving seals, ischemia-reperfusion and oxygen radicals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, 119: 975-980. doi: 10.1016/s1095-6433(98)00012-9

Erecinska, M., Cherian, S. y Silver, I.A. (2004). Energy metabolism in mammalian brain during development. *Progress in Neurobiology*, 73: 397-445. doi: 10.1016/j.pneurobio.2004.06.003

Evers, D.C., Han, Y-J., Driscoll, C.T., Kamman, N.C., Goodale, M.W., Lambert, K.F., Holsen, T.M., Chen, C.Y., Clair, T.A. y Butler, T. (2007). Biological mercury hotspots in the northeastern United States and southeastern Canada. *BioScience*, 57(1): 29-43. doi: 10.1641/B570107

Fernández-Robledo, A., Lares, M.L. y Schramm-Urrutia, Y. (2022). Trace metal concentrations in California sea lions from rookeries exposed to different levels of coastal urbanization in Baja California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 184: 114163. doi: 10.1016/j.marpolbul.2022.114163

Field, C.L. (2024). Nutrition and nutritional diseases of marine mammals. Disponible en: https://www.msdvetmanual.com/exotic-and-laboratory-animals/marine-mammals/nutrition-and-nutritional-diseases-of-marine-mammals

Fitsanakiss, V.A., Zhang, N., Garcia, S. y Aschner, M. (2010). Manganese (Mn) and iron (Fe): interdependency of transport and regulation. *Neurotoxicity Research*, 18(2): 124-31. doi: 10.1007/s12640-009-9130-1

Fitzgerald, W.F. y Clarkson, T.W. (1991). Mercury and monomethylmercury: present and future concerns. *Environmental Health Perspectives*, 96: 159-166.

Flohé, L. y Günzler, W.A. (1984). Assays for glutathione peroxidase. In: *Methods in enzymology*. Academic Press, Inc, Orlando, pp. 114-120.

Folkow, L.P., Ramirez, J., Ludvigsen, S., Ramirez, N. y Blix, A.S. (2008). Remarkable neuronal hypoxia tolerance in the deep-diving adult hooded seal (*Cystophora cristata*). *Neuroscience Letters*, 446: 147-150. doi: 10.1016/j.neulet.2008.09.040

Fossi, M.C., Marsili, L., Junin, M., Castello, H., Lorenzani, J.A., Casini, S., Savelli, C. y Leonzio, C. (1997). Use of nondestructive biomarkers and residue analysis to assess the health status of endangered species of pinnipeds in the south-west Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 34(3): 157-162. doi: https://doi.org/10.1016/S0025-326X(96)00073-2

Fouhy, L.E., Mangano, K.M., Zhang, X., Hughes, B.D., Tucker, K.L. y Noel, S.E. (2023). Association between a calcium-to-magnesium ratio and osteoporosis among Puerto Rican adults. *The Journal of Nutrition*, 153: 2642-2650. doi: https://doi.org/10.1016/j.tjnut.2023.05.009

Freeman, H.C. y Horne. D.A. (1973). Mercury in Canadian seals. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 10(3): 172-180. doi: 10.1007/BF01720700

Fritz, L.W., Towell, R., Gelatt, T.S., Johnson, D.S. y Loughlin, T.R. (2014). Recent increases in survival of western Steller sea lions in Alaska and implications for recovery. *Endangered Species Research*, 26: 13-24. doi: 10.3354/esr00634

Frodello, J.P., Roméo, M. y Viale, D. (2000). Distribution of mercury in the organs and tissues of five toothed-whale species of the Mediterranean. *Environmental Pollution*, 108: 447-452.

Fry, B. (2006). Stable isotope ecology. Springer, New York. ISBN: 0387305130

Furst, A. (2002). Can nutrition affect chemical toxicity? *International Journal of Toxicology*, 21: 419-424. doi: 10.1080/1091581029009664 9

Fuson, A.L., Cowan, D.F., Kanatous, S.B., Polasek, L.K. y Davis, R.W. (2003). Adaptations to diving hypoxia in the heart, kidneys and splanchnic organs of harbor seals (*Phoca vitulina*). *The Journal of Experimental Biology*, 206: 4139-4154. doi: 10.1242/jeb.00654

Galley, H.F. (2011). Oxidative stress and mitochondrial dysfunction in sepsis. *British Journal of Anaesthesia*, 107(1): 57-64. doi: doi:10.1093/bja/aer093

Galvao, P., Sus, B., Lailson-Brito, J., Azevedo, A., Malm, O. y Bisi, T. (2021). An upwelling area as a hot spot for mercury biomonitoring in a climate change scenario: A case study with large demersal fishes from Southeast Atlantic (SE-Brazil). *Chemosphere*, 269: 128718. doi: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128718

García, R., Aguilar, J., Toro, M., Pinto, A. y Rodríguez, P. (2020). A systematic literature review on the use of machine learning in precision livestock farming. *Computers and Electronics in Agriculture,* 179: 105826. doi: https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105826

García-Aguilar, M.C. y Aurioles-Gamboa, D. (2003). Maternal care in the California sea lions at Los Islotes, Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*, 29(4B): 573-583.

García-Alvarez, N., Fernández, A., Boada, L.D., Zumbado, M., Zaccaroni, A., Arbelo, M., Sierra, E., Almunia, J. y Luzardo, O.P. (2015). Mercury and selenium status of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*): A study in stranded animals on the Canary Islands. *Science of the Total Environment*, 536: 489-498. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.07.040

García-Castañeda, O., Gaxiola-Robles, R., Kanatous, S., Zenteno-Savín, T. (2017). Circulating glutathione concentrations in marine, semiaquatic, and terrestrial mammals. *Marine Mammal Science*, 33(3): 738-747. doi: https://doi.org/10.1111/mms.12391

Gaxiola-Robles, R., Bentzen, R., Zenteno-Savín, T., Labrada-Martagón, V., Castellini, J.M., Celis, A., O'Hara, T. y Méndez-Rodríguez, L.C. (2014). Marine diet and tobacco exposure affects mercury concentrations in pregnant women (I) from Baja California Sur, Mexico. *Toxicology Reports*, 1: 1123-1132. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.toxrep.2014.10.005

Gerba, C.P. (2019). Environmental toxicology. In: *Environmental and Pollution Science*. Elsevier, pp. 511-540.

Gil-Manrique, B., Ruelas-Inzunza, J., Meza-Montenegro, M.M., Ortega-García, S., García-Rico, L., López-Duarte, A.L., Vega-Sánchez, B. y Vega-Millán, C.B. (2022). A ten-year monitoring of essential and non-essential elements in the dolphinfish *Coryphaena hippurus* from the southern Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 174: 113244. doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113244

Godwin, H.A. (2001). The biological chemistry of lead. *Current Opinion in Chemical Biology*, 5(2): 223-227. doi: 10.1016/s1367-5931(00)00194-0.

Goldberg, D.M. y Spooner, R.J. (1987). Glutathione Reductase. In: *Methods of enzymatic analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, pp. 258-265.

Gonos, E.S., Kapetanou, M., Sereikaite, J., Bartosz, G., Naparło, K., Grzesik, M. y Sadowska-Bartosz, I. (2018). Origin and pathophysiology of protein carbonylation, nitration and chlorination in age-related brain diseases and aging. *Aging*, 10(5): 868-901. doi: 10.18632/aging.101450

Graham, B.S., Koch, P.L., Newsome, S.D., McMahon, K.W. y Aurioles, D. (2010). Using isoscapes to trace the movements and foraging behavior of top predators in Oceanic ecosystems. In: *Isoscapes: Understanding movement, pattern, and process on Earth through isotope mapping*. Springer, New York, pp. 299-318. doi: 10.1007/978-90-481-3354-3_14

Gray, R., Canfield, P. y Rogers, T. (2008). Trace element analysis in the serum and hair of Antarctic leopard seal, *Hydrurga leptonyx*, and Weddell seal, *Leptonychotes weddellii*. *Science of the Total Environment*, 399: 202-215. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.03.039

Gui, D., Yu, R-Q., Sun, Y., Chen, L., Tu, Q., Mo, H. y Wu, Y. (2014). Mercury and selenium in stranded Indo-Pacific humpback dolphins and implications for their trophic transfer in food chains. *PLoS ONE*, 9(10): 1-10. doi: 10.1371/journal.pone.0110336

Habran, S., Crocker, D.E., Debier, C. y, Das, K. (2012). How are trace elements mobilized during the postweaning fast in Northern elephant seals? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10: 2354-2365. doi: 10.1002/etc.1960

Habran, S., Pomeroy, P.P., Debier, C. y Das, K. (2013). Changes in trace elements during lactation in a marine top predator, the grey seal. *Aquatic Toxicology*, 126: 455-466. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.08.011

Hall, J., Nash, S.B., Gautam, A., Bender, H., Pitcher, B.J., McCallum, H. y Doyle, C. (2023). Persistent organic pollutants and trace elements detected in New Zealand fur seals (long-nosed fur seal; *Arctocephalus forsteri*) from New South Wales, Australia, between 1998 and 2019. *Science of the Total Environment*, 902: 166087. doi: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166087

Hamade, A.K. (2014). Fish consumption advice for Alaskans: A risk management strategy to optimize the public's health. *Alaska Scientific Advisory Committee for Fish Consumption*, 1-78.

Hamilton, S.J. (2004). Review of selenium toxicity in the aquatic food chain. *Science of the Total Environment*, 326: 1-31. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.01.019

Harley, J., Gaxiola-Robles, R., Zenteno-Savín, T., Méndez-Rodríguez, L.C., Bencomo-Alvarez, A.E., Thiede, A. y O'Hara, T.M. (2019). Using carbon and nitrogen stable isotope modelling to assess dietary mercury exposure for pregnant women in Baja California Sur, Mexico. *Chemosphere*, 234: 702-714. doi: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.070

Harrell Jr, F.E. (2018). Hmisc: Harrell Miscellaneous (Version 4.1-1). Cran. Disponible en: http://CRAN.Rproject.org/package=Hmisc.

He, F., Lu, T., Fang, X., Li, Y., Zuo, F., Deng, X. y Ye, J. (2020). Effects of strontium amount on the mechanical strength and cell-biological performance of magnesium-strontium phosphate bioceramics for bone regeneration. *Materials Science and Engineering C*, 112: 110892. doi: https://doi.org/10.1016/j.msec.2020.110892

Hernández-Camacho, C.J., Aurioles-Gamboa, D. y Gerber, L.R. (2008). Age-specific birth rates of California sea lions (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California, Mexico. *Marine Mammal Science*, 24(3): 664-676. doi: 10.1111/j.1748-7692.2008.00199.x

Hernández-Camacho, C.J., Pelayo-González, L. y Rosas-Hernández, M.P. (2021). California sea lion (*Zalophus californianus*, Lesson 1828). In: Heckel G. y Y. Schramm (eds). *Ecology and conservation of pinnipeds in Latin America*. Springer, pp. 119-143.

Hindle, A.G., Horning, M., Mellish, J.E. y Lawler, J.M. (2009). Diving into old age: muscular senescence in a large-bodied, long-lived mammal, the Weddell seal (*Leptonychotes weddellii*). *The Journal of Experimental Biology*, 212: 790-796. doi: 10.1242/jeb.025387

Holmes, A.L., Wise, S.S., Goertz, C.E.C., Dunn, J.L., Gulland, F.M.D., Gelatt, T., Beckmen, K.B., Burek, K., Atkinson, S., Bozza, M., Taylor, R., Zheng, T., Zhang, Y., Aboueissa, A. y Wise Sr, J.P. (2008). Metal tissue levels in Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) pups. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1416-1421. doi: 10.1016/j.marpolbul.2008.05.007

Ighodaro, O.M. y Akinloye, O.A. (2018). First line defence antioxidants-superoxide dismutase (SOD), catalase (CAT) and glutathione peroxidase (GPX): Their fundamental role in the entire antioxidant defence grid. *Alexandria Journal of Medicine*, 54(4): 287-293. doi: https://doi.org/10.1016/j.ajme.2017.09.001

Ikemoto, T., Kunito, T., Tanaka, H., Baba, N., Miyazaki, N. y Tanabe, S. (2004a). Detoxification mechanism of heavy metals in marine mammals and seabirds: Interaction of selenium with mercury, silver, copper, zinc, and cadmium in liver. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47(3): 402-413. doi: 10.1007/s00244-004-3188-9

Ikemoto, T., Kunito, T., Watanabe, I., Yasunaga, G., Baba, N., Miyazaki, N., Petrov, E.A. y Tanabe, S. (2004b). Comparison of trace element accumulation in Baikal seals (*Pusa sibirica*), Caspian seals (*Pusa caspica*) and northern fur seals (*Callorhinus ursinus*). *Environmental Pollution*, 127: 83-97. doi: 10.1016/S0269-7491(03)00251-3

Iqbal, K. y Asmat, M. (2012). Uses and effects of mercury in medicine and dentistry. *Journal of Ayub Medical College, Abbottabad*, 24: 204- 207.

Javan, G.T., Finley, S.J., Tuomisto, S., Hall, A., Benbow, M.E. y Mills, D. (2019). An interdisciplinary review of the thanatomicrobiome in human decomposition. *Forensic Science, Medicine and Pathology*, 15: 75–83. doi: https://doi.org/10.1007/s12024-018-0061-0

Jones, K.A., Baylis, A.M.M., Orben, R.A., Ratcliffe, N., Votier, S.C., Newton, J. y Staniland, I.J. (2020). Stable isotope values in South American fur seal pup whiskers as proxies of rear-round maternal foraging ecology. *Marine Biology*, 167: 148. doi: https://doi.org/10.1007/s00227-020-03760-4

Kakuschke, A., Valentine-Thon, E., Griesel, S., Rosenberger, T., Mundry, R., Siebert, U. y Prange, A. (2008). Blood metal levels and metal-influenced immune functions of harbour seals in captivity. *Marine Pollution Bulletin*, 56(4): 764-769. doi: 10.1016/j.marpolbul.2008.01.015

Kanatous, S.B., Dimichele, L.V., Cowan, D.F. y Davis, R.W. (1999). High aerobic capacities in the skeletal muscles of pinnipeds: adaptations to diving hypoxia. *Journal of Applied Physiology*, 86(4): 1247-1256. doi: 10.1152/jappl.1999.86.4.1247

Kanerva, M., Routti, H., Tamuz, Y., Nyman, M. y Nikinmaa, M. (2012). Antioxidative defense and oxidative stress in ringed seals (*Pusa hispida*) from differently polluted areas. *Aquatic Toxicology*, 114-115: 67-72. doi: 10.1016/j.aquatox.2012.02.013

Kassambara, A. (2017). Practical guide to principal component methods in R: PCA, (M)CA, FAMD, MFA, HCPC, factoextra. 1a ed. STHDA.

Kehrig, H.A., Hauser-Davis, R.A., Seixas, T.G., Pinheiro, A.B. y Di Beneditto, A.P.M. (2016). Mercury species, selenium, metallothioneins and glutathione in two dolphins from the southeastern Brazilian coast: Mercury detoxification and physiological differences in diving capacity. *Environmental Pollution*, 213: 785-792. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.041

Kennedy, S.N., Castellini, J.M., Hayden, A.B., Fadely, B.S., Burkanov, V.N., Dajles, A., O'Hara, T.M. y Rea, L.D. (2019). Regional and age-related variations in haptoglobin concentrations in Steller sea lions (*Eumetopias Jubatus*) from Alaska, USA. *Journal of Wildlife Diseases*, 55(1): 91-104. doi: 10.7589/2017-10-257

Kevin, L.G., Novalija, E., Stowe, D.F. (2005). Reactive oxygen species as mediators of cardiac injury and protection: The relevance to anesthesia practice. *Anesthesia and Analgesia*, 101(5): 1275-1287. doi: 10.1213/01.ANE.0000180999.81013.D0

Khan, M.A.K. y Wang, F. (2009). Mercury-selenium compounds and their toxicological significance: Towards a molecular understanding of the mercury-selenium antagonism. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(8): 1567-1577.

Kirch, W. (2008). Encyclopedia of public health., Springer Science + Business Media, LLC, New York, NY.

Klinman, J.P. (2001). How many ways to craft a cofactor? *PNAS*, 98(26): 14766-14768.

Kooyomjian, C., Giarikos, D.G., Adkesson, M.J. y Hirons, A.C. (2022). Maternal offloading of arsenic and other trace elements in Peruvian fur seals. *Marine Mammal Science*, 38(4): 1-15. doi: 10.1111/mms.12920

Kooyomjian, C., Giarikos, D., Adkesson, M. y Hirons, A.C. (2022b). Evaluation of trace element concentrations in the serum and vibrissae of Peruvian pinnipeds (*Arctocephalus australis* and *Otaria byronia*). *Journal of Wildlife Diseases*, 58(3): 608-620. doi: 10.7589/JWD-D-21-00104

Kurle, C.M. y Worthy, G.A.J. (2001). Stable isotope assessment of temporal and geographic differences in feeding ecology of northern fur seals (*Callorhinus ursinus*) and their prey. *Oecologia*, 126: 254-265. doi: 10.1007/s004420000518

Laake, J.L., Lowry, M.S., Delong, R.L., Melin, S.R. y Carretta, J.V. (2018). Population growth and status of California sea lions. *The Journal of Wildlife Management*, 82(3): 583-595. doi: 10.1002/jwmg.21405

Laake, J.L., Melin, S.R., Orr, A.J., Greig, D.J., Prager, K.C., DeLong, R.L. y Harris, J.D. (2016). California sea lion sex- and age-specific morphometry. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-312, 21 p. doi: http://dx.doi.org/10.7289/V5/TM-AFSC-312.

Lalancette, A., Morin, Y., Measures, L. y Fournier, M. (2003). Contrasting changes of sensitivity by lymphocytes and neutrophils to mercury in developing grey seals. *Developmental and Comparative Immunology*, 27(8): 735-747. doi: 10.1016/S0145-305X(03)00038-7

Layman, C.A., Albrey Arrington, D., Montaña, C.G. y Post, D.M. (2007). Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, 88(1): 42-48.

Lema-Pérez, L. (2021). Main organs involved in glucose metabolism. In: *Sugar Intake- Risks and Benefits and the Global Diabetes Epidemic*. IntechOpen, London, pp. 121-135. doi: 10.5772/intechopen.94585

Levin, M., Jasperse, L., Desforges, J-P., O'Hara, T., Rea, L., Castellini, J.M., Maniscalco, J.M., Fadely, B. y Keogh, M. (2020). Methyl mercury (MeHg) in vitro exposure alters mitogen-induced lymphocyte proliferation and cytokine expression in Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) pups. *Science of the Total Environment*, 725: 1-8. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138308

Levine, R.L., Garland, D., Oliver, C.N., Amici, A., Climent, I., Lenz, A., Ahn, B., Shaltiel, S. y Stadtman, E.R. (1990). Determination of carbonyl content in oxidatively modified proteins. *Methods in Enzymology*, 186: 464-478. doi: 10.1016/0076-6879(90)86141-h

Lian, M., Castellini, J.M., Kuhn, T., Rea, L., Bishop, L., Keogh, M., Kennedy, S.N., Fadely, B., van Wijngaarden, E., Maniscalco, J.M. y O'Hara, T. (2020). Assessing oxidative stress in Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*): Associations with mercury and selenium concentrations. *Comparative Biochemistry and Physiology Part - C: Toxicology and Pharmacology*, 235. doi: 10.1016/j.cbpc.2020.108786

Lian, M., Field, C.L., van Wijngaarden, E., Rios, C., Castellini, J.M., Greig, D.J., Rea, L.D., Coleman, D.J., Thomson, C.E., Gulland, F.M.D. y O'Hara, T.M. (2021). Assessment of clinical outcomes associated with mercury concentrations in harbor seal pups (*Phoca vitulina richardii*) in central California. *Science of the Total Environment*, 758: 143686. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.143686

López-Berenguer, G., Peñalver, J. y Martínez-López, E. (2020). A critical review about neurotoxic effects in marine mammals of mercury and other trace elements. *Chemosphere*, 246: 125688. doi: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125688

Loughlin, T.R., Perlov, A.S. y Vladimirov, V.A. (1992). Range-wide survey and estimation of total number of Steller sea lions in 1989. *Marine Mammal Science*, 8(3): 220-239.

Lübcker, N., Whiteman, J.P., Newsome, S.D., Millar, R.P. y de Bruyn, P.J.N. (2020). Can the carbon and nitrogen isotope values of offspring be used as a proxy for their mother's diet? Using foetal physiology to interpret bulk tissue and amino acid $\delta^{15}N$ values. *Conservation Physiology*, 8: 1-16. doi: 10.1093/conphys/coaa060

Lynch, M., Kirkwood, R., Gray, R., Robson, D., Burton, G., Jones, L., Sinclair, R. y Arnould, J.P.Y. (2012). Characterization and causal investigations of an alopecia syndrome in Australian fur seals (*Arctocephalus pusillus doriferus*). *Journal of Mammalogy*, 93(2): 504-513. doi: 10.1644/11-MAMM-A-279.1

MacFarquhar, J.K., Broussard, D.L., Melstrom, P., Hutchinson, R., Wolkin, A., Martin, C., Burk, R.F., Dunn, J.R., Green, A.L., Hammond, R., Schaffner, W. y Jones, T.F. (2010). Acute selenium toxicity associated with a dietary supplement. *Archives of Internal Medicine*, 170(3): 256-261. doi:10.1001/archinternmed.2009.495

Małuszyńska, I., Popenda, A. y Małuszyński, M.J. (2013). Interactions of mercury in the environment. *Annals of Warsaw University of Life Sciences - SGGW Land Reclamation*, 45(2): 255-260. doi: 10.2478/sggw-2013-0022

Markert, M., Andrews, P.C. y Babior, B.M. (1984). Measurement of O_2^- production by human neutrophils. In: *Methods in enzymology, oxygen radicals in biological systems*. Packer, Orlando, pp. 358-365.

Martens, G.A., Folkow, L.P., Burmester, T. y Geßner, C. (2022). Elevated antioxidant defence in the brain of deep-diving pinnipeds. *Frontiers in Physiology*, 13: 1064476. doi: 10.3389/fphys.2022.1064476

Matović, V., Bulat, Z.P., Djukić-Ćosić, D. y Soldatović, D. (2010). Antagonism between cadmium and magnesium: a possible role of magnesium in therapy of cadmium intoxication. *Magnesium Research*, 23(1): 19-26. doi: 10.1684/mrh.2010.0196

McHuron, E.A., Block, B.A. y Costa, D.P. (2018). Movements and dive behavior of juvenile California sea lions from Año Nuevo Island. *Marine Mammal Science*, 34(1): 238-249. doi: 10.1111/mms.12449

McHuron, E.A., Castellini, J.M., Rios, C.A., Berner, J., Gulland, F.M.D., Greig, D.J. y O'Hara, T.M. (2019). Hair, whole blood, and blood-soaked cellulose paper-based risk assessment of mercury concentrations in stranded California pinnipeds. *Journal of Wildlife Diseases*, 55(4): 823-833. doi: 10.7589/2018-11-276

McHuron, E.A., Harvey, J.T., Castellini, J.M. y O'Hara, T.M. (2012). Hair sampling location in harbor seals (*Phoca vitulina*) affects selenium and mercury concentrations: Implications for study design of trace element determination in pinnipeds. *Marine Pollution Bulletin*, 64(11): 2519-2522. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.08.027

McHuron, E.A., Harvey, J.T., Castellini, J.M., Stricker, C.A. y O'Hara, T.M. (2014). Selenium and mercury concentrations in harbor seals (*Phoca vitulina*) from central California: Health implications in an urbanized estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 83(1): 48-57. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.04.031

McHuron, E.A., Peterson, S.H., Ackerman, J.T., Melin, S.R., Harris, J.D. y Costa, D.P. (2016). Effects of age, colony, and sex on mercury concentrations in California sea lions. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(1): 46-55. doi: 10.1007/s00244-015-0201-4

Meijler, F.L. y Meijler, T.D. (2011). Archetype, adaptation and the mammalian heart. *Netherlands Heart Journal*, 19: 142-148. doi: 10.1007/s12471-011-0086-4

Mejia Guarnizo, B.N. (2024). Análisis de la dieta del lobo marino de California (*Zalophus californianus*) mediante restos duros en heces y metabarcoding (ADN ambiental) en Los Islotes, Bahía de La Paz. *Tesis de Maestría inédita.* Instituto Politécnico Nacional Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz.

Melin, S.R., DeLong, R.L., Thomason, J.R. y VanBlaricom, G.R. (2000). Attendance patterns of California sea lion (*Zalophus californianus*) females and pups during the non-breeding season at San Miguel Island. *Marine Mammal Science*, 16(1): 169-185.

Méndez-Armenta, M. y Ríos, C. (2007). Cadmium neurotoxicity. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 23: 350-358. doi: 10.1016/j.etap.2006.11.009

Merrick, R.L., Loughlin, T.R. y Calkins, D.G. (1987). Decline in abundance of the Northern sea lion *Eumetopias jubatus*, in Alaska, 1956-86. *Fishery Bulletin*, 85(2): 351-365.

Mitz, S.A., Reuss, S., Folkow, L.P., Blix, A.S., Ramirez, J.M., Hankeln, T. y Burmester, T. (2009). When the brain goes diving: Glial oxidative metabolism may confer hypoxia tolerance to the seal brain. *Neuroscience*, 163: 552-560. doi: 10.1016/j.neuroscience.2009.06.058

Molina Nieves, M. (2021). Efecto de eventos de calamiento en la condición corporal de crías de lobo marino de California, *Zalophus californianus*, de Los Islotes Bahía de La Paz, B.C.S.

Muñoz-Barbosa, A., Delgadillo-Hinojosa, F., Torres-Delgado, E.V., Félix-Bermúdez, A. y Castro, R. (2020). Bajacalifornian dust deposition and atmospheric input of iron to the Gulf of California during the summer. *Marine Chemistry*, 225: 103850. doi: https://doi.org/10.1016/j.marchem.2020.103850

Moses, S.K., Whiting, A.V., Bratton, G.R., Taylor, R.J. y O'Hara, T.M. (2009). Inorganic nutrients and contaminants in subsistence species of Alaska: linking wildlife and human health. *International Journal of Circumpolar Health*, 68(1): 53-74. doi: 10.3402/ijch.v68i1.18294

Murillo Cisneros, D.A., Bishop, A.M., Zenteno-Savín, T., Rea, L., Fadely, B., Rosado-Berrios, C.A., Taylor, R.J. y O'Hara, T.M. (2024). Regional variations and drivers of essential and non-essential elements in Steller sea lion pups from the Aleutian Islands, Alaska. *Science of the Total Environment*, 953: 176103. doi: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176103

Murillo-Cisneros, D.A., McHuron, E.A., Zenteno-Savín, T., Castellini, J.M., Field, C.L. y O'Hara, T.M. (2022). Fetal mercury concentrations in central California Pacific harbor seals: Associated drivers and outcomes. *Science of the Total Environment*, 820: 153246. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.153246

Murillo-Cisneros, D.A., O'Hara, T.M., Elorriaga-Verplancken, F.R., Curiel-Godoy, P., Sánchez-González, A., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Marín-Enríquez, E. y Galván-Magaña, F. (2019). Trophic assessment and isotopic niche of three sympatric ray species of western Baja California Sur, Mexico. *Environmental Biology of Fishes*, 102: 1519-1531. doi: https://doi.org/10.1007/s10641-019-00923-1

Murillo-Cisneros, D.A., Zenteno-Savín, T., Harley, J., Cyr, A., Hernández-Almaraz, P., Gaxiola-Robles, R., Galván-Magaña, F. y O'Hara, T.M. (2021). Mercury concentrations in Baja California Sur fish: Dietary exposure assessment. *Chemosphere*, 267: 129233. doi: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129233

Naranjo-Ruiz, K.L., Delgado-Estrella, A., Torres-Rojas, Y.E., Silva, I., Manrique-Ortega, M.D., Mendoza-Franco, E.F., Rendón-von Osten, J., Dzul-Caamal, R., del Río-Rodríguez, R.E. (2024). General health status of a stranded *Tursiops truncatus* of the oceanic ecotype in southern Gulf of Mexico, Campeche coasts: a multidisciplinary analysis. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 52(1): 107-118. doi: 10.3856/vol52-issue1-fulltext-3078

National Research Council. (1991). Animals as sentinels of environmental health hazards. National Academy Press. ISBN: 0309040469

Newman, M.C. (2015). Fundamentals of Ecotoxicology: The Science of Pollution., 4a ed. CRC Press, Boca Raton.

Newsome, S.D., Koch, P.L., Etnier, M.A. y Aurioles-Gamboa, D. (2006). Using carbon and nitrogen isotope values to investigate maternal strategies in Northeast Pacific otariids. *Marine Mammal Science*, 22(3): 556-572. doi: 10.1111/j.1748-7692.2006.00043.x

Newsome, S.D., Martinez del Rio, C., Bearhop, S. y Phillips, D.L. (2007). A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and The Environment*, 5(8): 429-436. doi: 10.1890/060150.1

Noël, M., Jeffries, S., Lambourn, D.M., Telmer, K., Macdonald, R. y Ross, P.S. (2016). Mercury accumulation in harbour seals from the Northeastern Pacific Ocean: The role of

transplacental transfer, lactation, age and location. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 70: 56-66. doi: 10.1007/s00244-015-0193-0

Nordberg, G.F., Nogawa, K. Nordberg, M. (2015). Cadmium. In: *Handbook on the Toxicology of Metals*. Academic Press, Oxford, pp. 667-716. doi: http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-59453-2.00032-9

O'Driscoll, N.J., Rencz, A. y Lean, D.R.S. (2005). The biogeochemistry and fate of mercury in the environment. *Metal Ions in Biological Systems*, 43: 221-238. doi: 10.1201/9780824751999.ch9

O'Hara, T., Hanns, C., Bratton, G., Taylor, R. y Woshner, V. (2006). Essential and non-essential elements in eight tissue types from subsistence hunted bowhead whale: Nutritional and toxicological assessment. *International Journal of Circumpolar Health*, 65(3): 228-242. doi: 10.3402/ijch.v65i3.18108

O'Hara, T.M., Templeton, M., Castellini, J.M., Wells, R., Beckmen, K. y Berner, J. (2018). Use of blood-soaked cellulose filter paper for measuring carbon and nitrogen stable isotopes. *Journal of Wildlife Diseases*, 54(2): 375-379. doi: 10.7589/2017-08-202

Ohman, M.D., Rau, G.H. y Hull, P.M. (2012). Multi-decadal variations in stable N isotopes of California Current zooplankton. *Deep-Sea Research I*, 60: 46-55. doi: 10.1016/j.dsr.2011.11.003

Orr, A.J., Newsome, S.D., Laake, J.L., VanBlaricom, G.R. y Delong, R.L. (2012). Ontogenetic dietary information of the California sea lion (*Zalophus californianus*) assessed using stable isotope analysis. *Marine Mammal Science*, 28(4): 714-732. doi: 10.1111/j.1748-7692.2011.00522.x

Ortiz, R.M. (2001). Osmoregulation in marine mammals. *The Journal of Experimental Biology*, 204: 1831-1844. doi: https://doi.org/10.1242/jeb.204.11.1831

Ozbek, N. y Baysal, A. (2017). Determination of sulfur in human hair using high resolution continuum source graphite furnace molecular absorption spectrometry and its correlation with total protein and albumin. *Spectrochimica Acta Part B*, 130: 17-20. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.sab.2017.01.007

Páez-Osuna, F., Álvarez-Borrego, S., Ruiz-Fernández, A.C., García-Hernández, J., Jara-Marini, M.E., Bergés-Tiznado, M.E., Piñón-Gimate, A., Alonso-Rodríguez, R., Soto-Jiménez, M.F., Frías-Espericueta, M.G., Ruelas-Inzunza, J.R., Green-Ruiz, C.R., Osuna-Martínez, C.C. y Sanchez-Cabeza, J. (2017). Environmental status of the Gulf of California: A pollution review. *Earth-Science Reviews*, 166: 181-205. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.01.014

Palmisano, F., Cardellicchio, N. y Zambonin, P.G. (1995). Speciation of mercury in dolphin liver: A two-stage mechanism for the demethylation accumulation process and role of selenium. *Marine Environmental Research*, 40(2): 109-121.

Paltian, J.J., da Fonseca, C.A.R., Pinz, M.P., Luchese, C. y Wilhelm, E.A. (2019). Post-mortem interval estimative through determination of catalase and Δ-aminolevulinate dehydratase activities in hepatic, renal, skeletal muscle and cerebral tissues of Swiss mice. *Biomarkers*, 24(5): 478-483. doi: 10.1080/1354750X.2019.1619837

Papadomichelakis, G., Pappas, A.C., Zoidis, E., Danezis, G., Georgiou, K.A. y Fegeros, K. (2019). Blood and hair as non-invasive trace element biological indicators in growing rabbits. *World Rabbit Science*, 27(1): 21-30. doi: 10.4995/wrs.2019.10654

Payo-Payo, A., Ruiz, B., Cardona, L. y Borrell, A. (2013). Effect of tissue decomposition on stable isotope signatures of striped dolphins *Stenella coeruleoalba* and loggerhead sea turtles *Caretta caretta*. *Aquatic Biology*, 18(2): 141-147. doi: 10.3354/ab00497

Pelayo-González, L., González-Rodríguez, E., Ramos-Rodríguez, A. y Hernández-Camacho, C.J. (2021a). California sea lion population decline at the southern limit of its distribution during warm regimes in the Pacific Ocean. *Regional Studies in Marine Science*, 48: 102040. doi: https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102040

Pelayo-González, L., Hernández-Camacho, C.J., Aurioles-Gamboa, D., Gallo-Reynoso, J.P., Barba-Acuña, I.D., Godínez-Reyes, C., Ramírez-Delgado, D., Ávalos-Téllez, R., Rubio-Rodríguez, U. y Villalobos, H. (2021b). Effect of environmental variables on the number of births at California sea lion (*Zalophus californianus*) rookeries throughout the Gulf of California, Mexico. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(7): 1730-1748. doi: 10.1002/aqc.3545

Pérez-Lezama, E.L., Chávez, E.A., Shirasago-Germán, B. y Obeso-Nieblas, M. (2011). Demographic model of a sea lion breeding colony in the Southern Gulf of California. *Current Development in Oceanography*, 2(1): 1-16.

Persky, A.M., Green, P.S., Stubley, L., Howell, C.O., Zaulyanov, L., Brazaeau, G.A. y Simpkins, J.W. (2000). Protective effects of estrogens against oxidative damage to heart and skeletal muscle *in vivo* and *in vitro*. *Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine*, 223: 59-66. doi: 10.1046/j.1525-1373.2000.22308.x

Peterson, S.H., Ackerman, J.T. y Costa, D.P. (2015). Marine foraging ecology influences mercury bioaccumulation in deep-diving northern elephant seals. *Proceedings of the Royal Society B*, 282(1810): 20150710. doi: http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.0710

Peterson, S.H., McHuron, E.A., Kennedy, S.N., Ackerman, J.T., Rea, L.D., Castellini, J.M., O'Hara, T.M. y Costa, D.P. (2016). Evaluating hair as a predictor of blood mercury: The influence of ontogenetic phase and life history in pinnipeds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(1): 28-45. doi: 10.1007/s00244-015-0174-3

Peterson, S.H., Peterson, M.G., Ackerman, J.T., Debier, C., Goetsch, C., Holser, R.R., Hückstädt, L.A., Johnson, J.C., Keates, T.R., McDonald, B.I., McHuron, E.A. y Costa, D.P. (2024). Foraging behavior and age affect maternal transfer of mercury to northern elephant seal pups. *Scientific Reports*, 14(1): 4693. doi: 10.1038/s41598-024-54527-6.

Pierce Wise Jr, J., Croom-Perez, T.J., Meaza, I., Aboueissa, A., López Montalvo, C.A., Martin-Bras, M., Speer, R.M., Bonilla-Garzón, A., Urbán R, J., Perkins, C. y Pierce Wise Sr, J. (2019). A whale of a tale: A One Environmental Health approach to study metal pollution in the Sea of Cortez. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 376: 58-69. doi: https://doi.org/10.1016/j.taap.2019.05.005

Pillet, S., Lesage, V., Hammill, M., Cyr, D.G., Bouquegneau, J-M. y Fournier, M. (2000). In vitro exposure of seal peripheral blood leukocytes to different metals reveal a sex-dependent effect of zinc on phagocytic activity. *Marine Pollution Bulletin*, 40(11): 921-927.

Popescu, C. y Höcker, H. (2007). Hair- the most sophisticated biological composite material. *Chemical Society Reviews*, 36, 1282-1291. doi: 10.1039/b604537p

Porras-Peters, H., Aurioles-Gamboa, D., Cruz-Escalona, V.H. y Koch, P.L. (2008). Trophic level and overlap of sea lions (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California, Mexico. *Marine Mammal Science*, 24(3): 554-576. doi: 10.1111/j.1748-7692.2008.00197.x

Post, D.M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Source: Ecology*, 83(3): 703-718.

Rau, G.H., Mearns, A.J., Young, D.R., Olson, R.J., Schafer, H.A. y Kaplan, I.R. (1983). Animal $^{13}C/^{12}C$ correlates with trophic level in pelagic food webs. *Ecology*, 64(5): 1314-1318.

Rea, L.D., Castellini, J.M., Correa, L., Fadely, B.S. y O'Hara, T.M. (2013). Maternal Steller sea lion diets elevate fetal mercury concentrations in an area of population decline. *Science of the Total Environment*, 454-455: 277-282. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.095

Rea, L.D., Castellini, J.M., Avery, J.P., Fadely, B.S., Burkanov, V.N., Rehberg, M.J. y O'Hara, T.M. (2020). Regional variations and drivers of mercury and selenium concentrations in Steller sea lions. *Science of the Total Environment*, 744: 140787. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140787

Reichle, D.E. (2020). Food chains and trophic level transfers. In: *The Global Carbon Cycle and Climate Change*. Elsevier, pp. 95-117.

Rentería-Cano, M.E., Sánchez-Velasco, L., Shumilin, E., Lavín, M.F. y Gómez-Gutiérrez, J. (2011). Major and trace elements in zooplankton from the Northern Gulf of California during summer. *Biological Trace Element Research*, 142: 848-864. doi: 10.1007/s12011-010-8820-0

Repine, J.E., Bast, A., Lankhorst, I. y The Oxidative Stress Study Group. (1997). State of the art oxidative stress in chronic obstructive pulmonary disease. *American Journal of Respiratory and Critical Care Med*, 156(1): 341-357.

Righetti, B.P.H., Simões-Lopes, P.C., Uhart, M.M. y Wilhelm Filho, D. (2014). Relating diving behavior and antioxidant status: Insights from oxidative stress biomarkers in the blood of two distinct divers, *Mirounga leonina* and *Arctocephalus australis*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 173: 1-6. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpa.2014.02.017

Roane, T.M., Pepper, I.L. y Gentry, T.J. (2015). Microorganisms and metal pollutants. In: *Environmental Microbiology*. Academic Press, pp. 415-439.

Rodríguez-Moreno, V.M., Ruíz-Corral, J.A., Medina-García, G., Padilla-Ramírez, J.S. y Kretzschmar, T.G. (2014). Efecto de la condición ENSO en la frecuencia e intensidad de los eventos de lluvia en la península de Baja California (1998-2012). *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(10): 1923-1937. doi: https://doi.org/10.29312/remexca.v0i10.1034

Rodríguez-Romero, A., Viguri, J.R. y Calosi, P. (2021). Acquiring an evolutionary perspective in marine ecotoxicology to tackle emerging concerns in a rapidly changing ocean. *Science of the Total Environment*, 764: 142816. doi: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142816

Ronald, K., Tessaro, S.V., Uthe, J.F., Freeman, H.C. y Frank, R. (1977). Methylmercury poisoning in the harp seal (*Pagophilus groenlandicus*). *The Science of the Total Environment*, 1: 1-11.

Rosas-Hernández, M.P., Aurioles-Gamboa, D. y Hernández-Camacho, C.J. (2018a). Differences in the isotopic niche and trophic position of female California sea lions (*Zalophus californianus*) in distinct oceanographic conditions. *Aquatic Mammals*, 44(4): 374-388. doi: 10.1578/AM.44.4.2018.374

Rosas-Hernández, M.P., Aurioles-Gamboa, D. y Hernández-Camacho, C.J. (2019). Specialized foraging habits of adult female California sea lions *Zalophus californianus*. *Marine Mammal Science*, 35(4): 1463-1488. doi: https://doi.org/10.1111/mms.12603

Rosas-Hernández, M.P., Hernández-Camacho, C.J., González-Rodríguez, E. y Aurioles-Gamboa, D. (2018b). Vibrissa growth rate in California sea lions based on environmental and isotopic oscillations. *PLoS ONE*, 13(10): e0204641. doi: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204641

Roug, A., Swift, P.K., Gerstenberg, G., Woods, L.W., Kreuder-Johnson, C., Torres, S.G. y Puschner, B. (2015). Comparison of trace mineral concentrations in tail hair, body hair, blood, and liver of mule deer (*Odocoileus hemionus*) in California. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 27(3): 295-305. doi: 10.1177/1040638715577826

Rowles, T., van Dolah, F. y Hohn, A. (2001). Gross Necropsy and Specimen Collection Protocols. In: *CRC Handbook of Marine Mammal Medicine*. CRC Press LLC, Boca Raton, pp. 449-470.

Ruelas-Inzunza, Jorge., Horvat, M., Pérez-Cortés, H. y Páez-Osuna, F. (2003). Distribución de metilmercurio y mercurio en tejidos de ballenas grises (*Eschrichtius robustus*) y delfines tornillo (*Stenella longirostris*) varados en el bajo Golfo de California, México. *Ciencias Marinas*, 29(1): 1-8.

Ruiz-Fernández, A.C., Frignani, M., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., Arvizu, M.D., Raygoza-Viera, J.R. y Páez-Osuna, F. (2009). Trace metals (Cd, Cu, Hg, and Pb) accumulation recorded in the intertidal mudflat sediments of three coastal lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Estuaries and Coasts*, 32: 551-564. doi: 10.1007/s12237-009-9150-3

Rustagi, N. y Singh, R. (2010). Mercury and health care. *Indian Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 14(2): 45-48. doi: 10.4103/0019-5278.72240

Saturday, A. (2018). Journal of environment and health science mercury and its associated impacts on environment and human health: A review. *Journal of Environment and Health Science*, 4(2): 37-43. doi: 10.15436/2378-6841.18.1906

Schramm, Y., Mesnick, S.L., de la Rosa, J., Palacios, D.M., Lowry, M.S., Aurioles-Gamboa, D., Snell, H.M. y Escorza-Treviño, S. (2009). Phylogeography of California and Galápagos sea lions and population structure within the California sea lion. *Marine Biology*, 156: 1375-1387. doi: 10.1007/s00227-009-1178-1

Schutz, Y. (2013). Balance. In: *Encyclopedia of Human Nutrition*. Academic Press, Amsterdam, pp. 154-163. doi: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-375083-9.00089-1

Serviere-Zaragoza, E., Lluch-Cota, S.E., Mazariegos-Villarreal, A., Balart, E.F., Valencia-Valdez, H. y Méndez-Rodríguez, L.C. (2021). Cadmium, lead, copper, zinc, and iron concentration patterns in three marine fish species from two different mining sites inside the Gulf of California, Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18: 844. doi: https://doi.org/10.3390/ijerph18020844

Sharick, J.T., Vazquez-Medina, J.P., Ortiz, R.M. y Crocker, D.E. (2015). Oxidative stress is a potential cost of breeding in male and female northern elephant seals. *Functional Ecology*, 29(3): 367-376. doi: 10.1111/1365-2435.12330

Shi, L., Ding, R., Hu, S., Li, X. y Li, J. (2023). Extratropical impacts on the 2020-2023 Triple-Dip La Niña event. *Atmospheric Research*, 294: 106937. doi: https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2023.106937

Shibata, Y., Morita, M. y Fuwa, K. (1992). Selenium and arsenic in biology: their chemical forms and biological functions. *Advances in Biophysics*, 28: 31-80.

Shirasago-Germán, B., Pérez-Lezama, E.L., Chávez, E.A. y García-Morales, R. (2015). Influence of El Niño-Southern Oscillation on the population structure of a sea lion breeding colony in the Gulf of California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 154: 69-76. doi: 10.1016/j.ecss.2014.12.024

Shumilin, E., Páez-Osuna, F., Green-Ruiz, C., Sapozhnikov, D., Rodríguez-Meza, G.D. y Godínez-Orta, L. (2001). Arsenic, antimony, selenium and other trace elements in sediments of the La Paz Lagoon, Peninsula of Baja California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 42(3): 174-178. doi: 10.1016/s0025-326x(00)00123-5.

Sies, H. y Cadenas, E. (1985). Oxidative stress: damage to intact cells and organs. *Philosophical transactions of the Royal Society of London Series B, Biological sciences*, 311(1152): 617-631. doi: 10.1098/rstb.1985.0168

Simokon, M.V. y Trukhin, A.M. (2021). Analysis of essential and non-essential trace elements in the organs of a mother–fetus pair of spotted seals (*Phoca largha*) from the Sea of Japan. *Environmnetal Science and Pollution Research*, 28(43): 60622-60634. doi: https://doi.org/10.1007/s11356-021-14971-7

Sinicropi, M.S., Amantea, D., Caruso, A. y Saturnino, C. (2010). Chemical and biological properties of toxic metals and use of chelating agents for the pharmacological treatment of metal poisoning. *Archives of Toxicology*, 84: 501-520.

Sorensen, M., Sanz, A., Gómez, J., Pamplona, R., Portero-Otín, M., Gredilla, R. y Barja, G. (2006). Effects of fasting on oxidative stress in rat liver mitochondria. *Free Radical Research*, 40(4): 339-347. doi: 10.1080/10715760500250182

Stavros, H-C.W., Bossart, G.D., Hulsey, T.C. y Fair, P.A. (2008). Trace element concentrations in blood of free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*): Influence of age, sex and location. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 348-379.

Storelli, M.M., Giacominelli-Stuffler, R., Storelli, A. y Marcotrigiano, G.O. (2005). Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea: A comparative study. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 993-1018.

Suzuki, K. (2000). Measurement of Mn-SOD and Cu, Zn-SOD. In: *Experimental protocols for reactive oxygen and nitrogen species*. Oxford University Press, Oxford, pp. 91-95. doi: https://doi.org/10.1093/oso/9780198506683.003.0025

Symon, T.E., Gaxiola-Robles, R., Hernández-Camacho, C. y Zenteno-Savín, T. (2021). Oxidative stress indicators in human and bottlenose dolphin leukocytes in response to a pro-inflammatory challenge. *Biocell*, 45(6): 1621-1630. doi: 10.32604/biocell.2021.016302

Symon, T.E., Gaxiola-Robles, R., Hernández-Camacho, C. y Zenteno-Savín, T. (2022). Indicators of oxidative stress in leukocytes isolated from bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in response to a proinflammatory challenge. *Microbial Pathogenesis*, 173: 105800. doi: https://doi.org/10.1016/j.micpath.2022.105800

Symon, T.E., Murillo-Cisneros, D.A., Hernández-Camacho, C.J., O'Hara, T.M., Taylor, R.J., Rosado-Berrios, C.A., Vázquez-Medina, J.P. y Zenteno-Savín, T. (2023). Mercury and selenium concentrations in lanugo of free-ranging California sea lions in the southern Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 197: 115712. doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115712

Symon, T.E., Murillo Cisneros, D.A., Lugo Lugo, O. y Zenteno Savín, T. (2024). Selenio en la Salud: La espada de doble filo. *Recursos Naturales y Sociedad*, 10(2): 1-15. doi: https://doi.org/10.18846/ renaysoc.2024.10.10.02.0001

Szteren, D., Aurioles, D., Campos-Villegas, L.E. y Alava, J.J. (2023). Metal-specific biomagnification and trophic dilution in the coastal foodweb of the California sea lion (*Zalophus californianus*) off Bahía Magdalena, Mexico: The role of the benthic-pelagic foodweb in the trophic transfer of trace and toxic metals. *Marine Pollution Bulletin*, 194: 115263. doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115263

Szteren, D., Aurioles, D. y Gerber, L.R. (2006). Population status and trends of the California sea lion (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California, Mexico. In: *Sea Lions of the World*. Alaska Sea Grant, Fairbanks, pp. 369-384.

Szteren, D. y Aurioles-Gamboa, D. (2013). Elementos traza en hueso de Zalophus californianus en el Golfo de California: una evaluación comparativa de áreas potencialmente contaminadas. *Ciencias Marinas*, 39(3): 303-315. doi: 10.7773/cm.v39i3.2268

Taylor, S., Terkildsen, M., McQuilty, R., Lee, D., Wing-Simpson, A. y Gray, R. (2022). Non-essential heavy metals and protective effects of selenium against mercury toxicity in endangered Australian sea lion (*Neophoca cinerea*) pups with hookworm disease. *Environment International*, 169. doi: 10.1016/j.envint.2022.107521

Thompson, D.R. (1996). Mercury in birds and terrestrial mammals. In: *Environmental contaminants in wildlife. Interpreting tissue concentrations*. CRC Press, New York, pp. 341-356.

Tinggi, U. (2003). Essentiality and toxicity of selenium and its status in Australia: a review. *Toxicology Letters*, 137: 103-110. doi: 10.1016/s0378-4274(02)00384-3

Trites, A.W. y Jonker, R.A.H. (2000). Morphometric measurements and body condition of healthy and starveling Steller sea lion pups (*Eumetopias jubatus*). *Aquatic Mammals*, 26(2): 151-157.

Trukhanova, I.S., Andrievskaya, E.M., Alekseev, V.A. y Sokolovskaya, M.V. (2022). Trace elements in Ladoga ringed seal (*Pusa hispida ladogensis*) hair. *Marine Pollution Bulletin*, 181: 113896. doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113896

Trumble, S.J. y Kanatous, S.B. (2012). Fatty acid use in diving mammals: more than merely fuel. *Frontiers in Physiology*, 3(184): 1-8. doi: 10.3389/fphys.2012.0018

Tsuzuki, S., Morimoto, N., Hosokawa, S. y Matsushita, T. (2013). Associations of maternal and neonatal serum trace element concentrations with neonatal birth weight. *PLoS ONE*, 8(9): e75627. doi: 10.1371/journal.pone.0075627

United States Environmental Protection Agency. (1997). Mercury study report to Congress. 1: 1-95.

Van Hoomissen, S., Gulland, F.M.D., Greig, D.J., Margaret Castellini, J. y O'Hara, T.M. (2015). Blood and hair mercury concentrations in the Pacific harbor seal (*Phoca vitulina richardii*) pup: Associations with neurodevelopmental outcomes. *EcoHealth*, 12(3): 490-500. doi: 10.1007/s10393-015-1021-8

Vass, A.A. (2001). Beyond the Grave- Understanding human decomposition. *Microbiology Today*, 28: 190-192.

Vázquez-Medina, J.P., Crocker, D.E., Forman, H.J. y Ortiz, R.M. (2010). Prolonged fasting does not increase oxidative damage or inflammation in postweaned northern elephant seal pups. *The Journal of Experimental Biology*, 213: 2524-2530. doi: 10.1242/jeb.041335

Vázquez-Medina, J.P., Olguín-Monroy, N.O., Maldonado, P.D., Santamaría, A., Königsberg, M., Elsner, R., Hammill, M.O., Burns, J.M. y Zenteno-Savín, T. (2011a). Maturation increases superoxide radical production without increasing oxidative damage in the skeletal muscle of hooded seals (*Cystophora cristata*). *Canadian Journal of Zoology*, 89: 206-212. doi: 10.1139/Z10-107

Vázquez-Medina, J.P., Zenteno-Savín, T. y Elsner, R. (2006). Antioxidant enzymes in ringed seal tissues: Potential protection against dive-associated ischemia/reperfusion. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, 142: 198-204. doi: 10.1016/j.cbpc.2005.09.004

Vázquez-Medina, J.P., Zenteno-Savín, T., Elsner, R. (2007). Glutathione protection against dive-associated ischemia/reperfusión in ringed seal tissues. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 345: 110-118. doi: 10.1016/j.jembe.2007.02.003

Vázquez-Medina, J.P., Zenteno-Savín, T., Elsner, R. y Ortiz, R.M. (2012). Coping with physiological oxidative stress: a review of antioxidant strategies in seals. *Journal of Comparative Physiology. B, Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology*, 182: 741-750. doi: 10.1007/s00360-012-0652-0

Vázquez-Medina, J.P., Zenteno-Savín, T., Forman, H.J., Crocker, D.E. y Ortiz, R.M. (2011b). Prolonged fasting increases glutathione biosynthesis in postweaned northern elephant seals. *The Journal of Experimental Biology*, 214: 1294-1299. doi: 10.1242/jeb.054320

Vélez-Alavez, M., Labrada-Martagón, V., Méndez-Rodriguez, L.C., Galván-Magaña, F. y Zenteno-Savín, T. (2013). Oxidative stress indicators and trace element concentrations in tissues of mako shark (*Isurus oxyrinchus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular and Integrative Physiology*, 165(4): 508-514. doi: 10.1016/j.cbpa.2013.03.006

Weise, M.J., Costa, D.P. y Kudela, R.M. (2006). Movement and diving behavior of male California sea lion (*Zalophus californianus*) during anomalous oceanographic conditions of 2005 compared to those of 2004. *Geophysical Research Letters*, 33(22): L22S10. doi: 10.1029/2006GL027113, 2006

Whitehead, D.A., Gayford, J.H., Pancaldi, F., Gobbato, J., Boldrin, G., Tringali, M., Ketchum, J.T., Galvan Magaña, F., Seveso, D. y Montano, S. (2024). Heavy metal and trace element concentrations in the blood of scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) from La Paz Bay, México. *Marine Pollution Bulletin*, 201: 116155. doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116155

Whitehead, D.A., Murillo-Cisneros, D., Elorriaga-Verplancken, F.R., Hacohen-Domené, A., De La Parra, R., Gonzalez-Armas, R. y Galvan-Magaña, F. (2020). Stable isotope assessment of whale sharks across two ocean basins: Gulf of California and the Mexican Caribbean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 527: 151359. doi: https://doi.org/10.1016/j.jembe.2020.151359

Whitney, F.A. (2015). Anomalous winter winds decrease 2014 transition zone productivity in the NE Pacific. *Geophysical Research Letters*, 42: 428-431. doi: 10.1002/2014GL062634.

Wilhelm Filho, D., Sella, F., Ribeiroa, L., Ghislandia, M., Carrasquedob, F., Fragab, C.G., Wallauerc, J.P., Simões-Lopesa, P.C. y Uhart, M.M. (2002). Comparison between the antioxidant status of terrestrial and diving mammals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, 133: 885-892. doi: 10.1016/s1095-6433(02)00253-2

Williams, M. (2015). What are the Earth's layers? Disponible en: https://phys.org/news/2015-12-earth-layers.html#google_vignette. [consulta:3 de diciembre de 2021]

Williams, T.M., Rutishauser, M., Long, B., Fink, T., Gafney, J., Mostman-Liwanag, H. y Casper, D. (2007). Seasonal variability in otariid energetics: Implications for the effects of predators on localized prey resources. *Physiological and Biochemical Zoology*, 80(4): 433-443. doi: 10.1086/518346

Wintle, N.J.P., Duffield, D.A., Barros, N.B., Jones, R.D. y Rice, J.M. (2011). Total mercury in stranded marine mammals from the Oregon and southern Washington coasts. *Marine Mammal Science*, 27(4): E268–E278. doi: 10.1111/j.1748-7692.2010.00461.x

Wisniak, J. (2008). The history of mercury. From discovery to incommodity. *Revista CENIC Ciencias Químicas*, 39(3): 147-157.

Wittung-Stafshede, P. (2002). Role of cofactors in protein folding. *Accounts of Chemical Research*, 35(4): 201-208. doi: 10.1021/ar010106e

Woodard, V., Thoene, M., Van Ormer, M., Thompson, M., Hanson, C., Natarajan, S.K., Mukherjee, M., Yuil-Valdes, A., Nordgren, T.M., Ulu, A., Jackson, K.H., Anderson-Berry, A. (2021). Intrauterine transfer of polyunsaturated fatty acids in mother-Infant dyads as analyzed at time of delivery. *Nutrients*, 13(3): 996. doi: https://doi.org/10.3390/nu13030996

World Health Organization. (1990). Environmental health criteria for methylmercury: Evaluation of human health risks. In: *Environmental Health Criteria 101*. Geneva, Suiza. Disponible en: http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc101.htm

World Health Organization. (2025). Constitution. Disponible en: https://www.who.int/about/governance/constitution

Woshner, V., Knott, K., Wells, R., Willetto, C., Swor, R. y O'Hara, T. (2008). Mercury and selenium in blood and epidermis of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from Sarasota Bay, FL: Interaction and relevance to life history and hematologic parameters. *EcoHealth*, 5: 360-370. doi: 10.1007/s10393-008-0164-2

Ye, Q., Park, J.E., Gugnani, K., Betharia, S., Pino-Figueroa, A. y Kim, J. (2017). Influence of iron metabolism on manganese transport and toxicity. *Metallomics*, 9(8): 1028-1046. doi: 10.1039/c7mt00079k

Zalups, R.K. (2000). Molecular interactions with mercury in the kidney. *Pharmacological Reviews*, 52(1): 113-143.

Żarczyńska, K., Sobiech, P., Radwińska, J., Rękawek, W. (2012). Effects of selenium on animal health. *Journal of Elementology*, 18(2): 329-340. doi: 10.5601/jelem.2013.18.2.12

Zenteno-Savín, T., Clayton-Hernández, E. y Elsner, R. (2002). Diving seals: are they a model for coping with oxidative stress? *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 133: 527-536. doi: 10.1016/s1532-0456(02)00075-3

Zheng, N., Zhang, L., Xin, Q., Miao, Z., Zhu, Z., Li, L. y Huang, Y. (2019). Changes in antioxidant enzymes in postmortem muscle and effects on meat quality from three duck breeds during cold storage. *Canadian Journal of Animal Science*, 100: 234-243. doi: dx.doi.org/10.1139/cjas-2018-0067

11. ANEXOS

Anexo A. Concentraciones de mercurio ([Hg]; partes por millón (ppm) peso seco) y los isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$; por mil (‰)) en el lanugo de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muestreados en Los Islotes, Los Cantiles, y Granito de 2014 a 2018 y de 2021 a 2023 en la población general (G) y, cuando posible, separado por sexo (hembras (H); machos (M)). El tamaño de muestra se presenta después del grupo entre paréntesis. Los resultados se presentan como el promedio ± desviación estándar (DE), la mediana, y los valores mínimos (min) a máximos (max).

			[Hg] (ppm)		$\delta^{13}C$ (‰)		$\delta^{15}N$ (‰)	
Colonia	Año	Grupo	Promedio ± DE	Mediana (Min-Max)	Promedio ± DE	Mediana (Min-Max)	Promedio ± DE	Mediana (Min-Max)
Los Islotes	2014	G (15)	9.57 ± 5.21	8.10 (4.51-24.65)	-15.44 ± 0.32	-15.85 (-16.20 a -13.20)	22.53 ± 0.25	22.59 (20.96-23.63)
	2015	G (15)	9.11 ± 3.96	7.60 (5.48-21.19)	-15.39 ± 0.49	-15.56 (-15.89 a -14.31)	22.35 ± 0.41	22.40 (21.85-23.06)
	2016	G (16)	12.17 ± 4.29	11.29 (4.82-23.80)	-15.08 ± 0.61	-15.26 (-15.93 a -13.44)	21.80 ± 0.51	21.89 (20.96-22.69)
	2017	G (15)	12.75 ± 3.62	11.37 (8.52-20.81)	-15.24 ± 0.50	-15.30 (-16.12 a -14.32)	22.35 ± 0.36	22.27 (21.85-23.02)
	2018	G (16)	11.53 ± 4.49	10.11 (6.34-19.03)	-14.89 ± 0.70	-15.04 (-15.65 a -13.20)	22.45 ± 0.48	22.45 (21.27-23.25)
		H (18)	7.24 ± 3.65	5.85 (1.25-14.43)	-15.50 ± 0.53	-15.68 (-15.93 a -13.78)	22.49 ± 0.35	22.49 (21.86-23.30)
	2021	M (17)	5.99 ± 4.84	4.37 (2.97-23.24)	-15.46 ± 0.65	-15.69 (-15.94 a -13.58)	22.46 ± 0.20	22.45 (22.09-22.74)
		G (35)	6.63 ± 4.25	5.43 (1.25-23.24)	-15.48 ± 0.58	-15.68 (-15.94 a -13.58)	22.48 ± 0.28	22.45 (21.86-23.30)
		H (22)	8.33 ± 2.06	7.89 (5.36-12.70)	-15.60 ± 0.19	-15.57 (-15.95 a -15.11)	22.63 ± 0.24	22.66 (22.20-22.98)
	2022	M (20)	8.31 ± 2.17	8.01 (4.41-13.15)	-15.51 ± 0.34	-15.62 (-15.86 a -14.74)	22.67 ± 0.22	22.66 (22.30-23.32)
		G (42)	8.32 ± 2.09	7.91 (4.41-13.15)	-15.56 ± 0.27	-15.59 (-15.95 a -14.74)	22.65 ± 0.23	22.66 (21.20-23.32)

		H (24)	6.59 ± 1.83	6.48 (3.92-12.35)	-15.73 ± 0.27	-15.73 (-16.20 a -15.11)	22.81 ± 0.23	22.79 (22.44-23.41)
	2023	M (24)	5.79 ± 1.49	5.41 (4.12-9.67)	-15.59 ± 0.24	-15.62 (-16.04 a -14.95)	22.86 ± 0.28	22.84 (22.24-23.63)
		G (48)	6.19 ± 1.70	6.00 (3.92-12.35)	-15.66 ± 0.26	-15.69 (-16.20 a -14.95)	22.83 ± 0.26	22.80 (22.24-23.63)
Granito	2014	G (15)	13.85 ± 4.13	13.50 (7.48-22.58)	-14.19 ± 0.15	-14.23 (-14.34 a -13.78)	23.19 ± 0.54	23.08 (22.37-24.07)
	2015	G (15)	14.87 ± 4.51	14.12 (4.40-22.56)	-14.29 ± 0.17 (n = 14)	-14.29 (-14.56 a -14.04)	23.25 ± 0.43 (n = 14)	23.09 (22.54-24.10)
	2016	G (13)	11.78 ± 5.55	9.82 (4.42-20.85)	-14.16 ± 0.24	-14.14 (-14.84 a -13.78)	22.17 ± 0.66	22.21 (20.70-23.36)
	2017	G (11)	8.92 ± 3.70	8.60 (4.08-16.24)	-15.31 ± 0.80	-15.14 (-17.16 a -14.68)	21.72 ± 0.72	21.91 (20.27-22.56)
	2018	G (15)	9.04 ± 3.83	8.00 (4.72-17.88)	-14.83 ± 0.14	-14.80 (-15.11 a -14.56)	22.83 ± 0.37	22.81 (22.21-23.47)
Los Cantiles	2014	G (15)	11.09 ± 4.09	11.10 (3.60-19.01)	-14.31 ± 0.13	-14.29 (-14.55 a -14.14)	23.07 ± 0.47	23.15 (21.71-23.68)
	2015	G (15)	12.60 ± 4.31	12.84 (4.68-19.22)	-14.49 ± 0.30	-14.43 (-15.10 a -13.86)	22.77 ± 0.64	22.86 (21.57-23.73)
	2016	G (15)	11.39 ± 3.66	11.94 (6.81-18.11)	-14.20 ± 0.15	-14.16 (-14.52 a -13.98)	21.98 ± 0.59	22.15 (21.02-23.03)
	2017	G (15)	8.72 ± 4.22	7.65 (4.53-19.38)	-14.93 ± 0.55	-14.84 (-16.21 a -13.80)	21.99 ± 0.65	22.17 (20.48-22.78)
	2018	G (15)	10.30 ± 5.40	7.66 (5.91-25.61)	-14.58 ± 0.54	-14.71 (-15.21 a -13.20)	22.38 ± 0.35	22.38 (21.69-22.91)

Anexo B. Concentraciones de elementos esenciales y no esenciales en los tejidos internos de crías de lobos marinos de California (*Zalophus californianus*) muertas recolectadas de 2021 a 2023 en Los Islotes. Los resultados (partes por millón (ppm) de peso húmedo), se presentan como el promedio ± desviación estándar (DE), el tamaño de muestra (n), la mediana, y los valores mínimos (min) a máximos (max).

	Músculo		Hígado		Riñón		Corazón		Cerebro	
	Promedio ± DE	Mediana (Min-Max)	Promedio ± DE	Mediana (Min-Max)	Promedio ± DE	Mediana (Min-Max)	Promedio ± DE	Mediana (Min-Max)	Promedio ± DE	Mediana (Min-Max)
Al	3.26 ± 2.95 (n = 3)	1.96 (1.19-6.64)	9.93 ± 12.36 (n = 2)	9.93 (1.19-18.67)	13.82 ± 16.38 (n = 2)	13.82 (2.23-25.4)	< LDM	< LDM	0.54 ± 0.06 (n = 2)	0.54 (0.50-0.57)
B	0.19 ± 0.18 (n = 8)	0.17 (0.03-0.61)	0.09 ± 0.11 (n = 5)	0.01 (< LDM-0.26)	0.06 ± 0.05 (n = 4)	0.06 (< LDM -0.1)	0.05 ± 0.04 (n = 3)	0.06 (< LDM -0.09)	0.07 ± 0.02 (n = 4)	0.07 (0.05-0.1)
Ba	0.01 ± 0.008 (n = 3)	0.005 (< LDM-0.019)	0.02 ± 0.02 (n = 2)	0.02 (< LDM-0.03)	0.005 ± 0.0002 (n = 2)	0.005 (< LDM-0.005)	< LDM	< LDM	$0.004 \pm 5.6x10^{-5}$ (n = 2)	0.004 (< LDM-0.004)
Ca	69.99 ± 23.17 (n = 10)	66.79 (35.49-113.95)	61.73 ± 19.81 (n = 6)	60.52 (39.32-92.99)	63.24 ± 14.60 (n = 5)	59.83 (50.98-88.11)	41.64 ± 2.89 (n = 4)	42.33 (37.54-44.35)	336.25 ± 402.96 (n = 6)	182.99 (99.03-1148.17)
Cd	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Cr	0.11 ± 0.01 (n = 2)	0.11 (0.10-0.12)	< LDM	< LDM	0.13 (n = 1)	0.13	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Cu	2.06 ± 0.79 (n =10)	2.05 (1.03-3.36)	36.08 ± 10.91 (n = 6)	34.42 (23.51-51.13)	7.4 ± 1.36 (n = 5)	7.49 (5.63-9.38)	3.38 ± 0.84 (n = 4)	3.69 (2.15-3.99)	2.48 ± 0.21 (n = 6)	2.55 (2.20-2.71)
Fe	83.59 ± 28.45 (n = 10)	88.19 (48.45-132.08)	1595.00 ± 640.21 (n = 6)	1795.4 (326.9-2086.5)	168.6 ± 33.29 (n = 5)	165.5 (121.7-208.9)	209.54 ± 207.19 (n = 4)	112.02 (94.50-519.63)	56.9 ± 17.24 (n = 6)	52.79 (39.37-82.59)
Hg	0.34 ± 0.11 (n = 10)	0.32 (0.20-0.53)	1.06 ± 0.39 (n = 6)	1.08 (0.61-1.64)	0.44 ± 0.05 (n = 5)	0.45 (0.38-0.5)	0.22 ± 0.05 (n = 4)	0.22 (0.16-0.29)	0.12 ± 0.03 (n = 6)	0.13 (0.08-0.15)

Mg	197.20 ± 60.31 (n = 10)	188.4 (133.10-307.3)	180.70 ± 31.77 (n = 6)	179 (126.2-219.9)	142.3 ± 22.32 (n = 5)	141 (109.8-169.8)	213.6 ± 38.56 (n = 4)	207.4 (176.8-262.6)	142.6 ± 23.77 (n = 6)	145.9 (115.6-179.5)
Mn	0.26 ± 0.11 (n = 10)	0.25 (0.11-0.44)	3.17 ± 1.62 (n = 6)	3.02 (1.52-5.91)	0.63 ± 0.14 (n = 5)	0.59 (0.51-0.86)	0.29 ± 0.1 (n = 4)	0.32 (0.16-0.37)	0.26 ± 0.02 (n = 6)	0.26 (0.24-0.28)
Mo	0.05 ± 0.01 (n = 3)	0.05 (0.04-0.05)	0.22 ± 0.08 (n = 2)	0.22 (0.17-0.28)	0.17 ± 0.14 (n = 2)	0.17 (0.16-0.17)	0.08 (n = 1)	0.08	0.05 ± 0.0003 (n = 2)	0.05 (0.05-0.05)
Na	1098.3 ± 243.51 (n = 3)	1050.2 (882.5-1362.3)	1743.00 ± 452.34 (n = 2)	1743 (1423-2063)	1957.00 ± 440.26 (n = 2)	1957 (1645-2268)	1273 (n = 1)	1273	1994 ± 41.99 (n = 2)	1994 (1964-2024)
P	2111 ± 25.65 (n = 3)	2100 (2093-2141)	2964.00 ± 461.77 (n = 2)	2964 (2637-3290)	2311 ± 197.04 (n = 2)	2311 (2172-2450)	2356 (n = 1)	2356	2722 ± 14.50 (n = 2)	2722 (2712-2732)
Pb	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
S	1774 ± 238.55 (n = 8)	1801 (1508-2146)	2081.00 ± 43.89 (n = 5)	2087 (2028-2124)	1696 ± 79.33 (n = 4)	1716 (1586-1767)	1831 ± 196.8 (n = 3)	1866 (1619-2008)	1203 ± 26.83 (n = 4)	1199 (1178-1239)
Se	0.97 ± 0.25 (n = 10)	0.96 (0.68-1.33)	1.66 ± 0.34 (n = 6)	1.69 (1.08-2.14)	2.54 ± 0.67 (n = 5)	2.46 (1.62-3.51)	1.28 ± 0.49 (n = 4)	1.09 (0.94-1.99)	0.46 ± 0.07 (n = 6)	0.43 (0.39-0.57)
Sr	0.22 ± 0.14 (n = 10)	0.2 (0.08-0.48)	0.13 ± 0.08 (n = 6)	0.13 (0.06-0.21)	0.09 ± 0.05 (n = 5)	0.09 (0.04-0.16)	0.08 ± 0.08 (n = 4)	0.06 (0.03-0.19)	0.17 ± 0.12 (n = 6)	0.13 (0.09-0.39)
V	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM	< LDM
Zn	42.62 ± 13.46 (n = 10)	40.2 (23.22-64.18)	109.32 ± 25.44 (n = 6)	119.88 (66.96-130.92)	35.40 ± 7.06 (n = 5)	38.87 (24.03-41.54)	28.74 ± 8.87 (n = 4)	32.54 (15.51-34.38)	12.7 ± 0.34 (n = 6)	12.68 (12.27-13.13)

Nota: Al- aluminio; B- boro; Ba- bario; Ca- calcio; Cd- cadmio; Cr- cromo; Cu- cubre; Fe- hierro; Hg- mercurio; Mg- magnesio; Mn- manganeso; Mo- molibdeno; Na- sodio; P- fósforo; Pb- plomo; S- azufre; Se- selenio; Sr- estroncio; V- vanadio; Zn- zinc.

Anexo C. Concentraciones de elementos esenciales y no esenciales en muestras de lanugo de crías de lobos marino de California (*Zalophus californianus*) recolectadas de 2021 a 2023 en Los Islotes separadas por grupo (G: general; H: hembras; M: machos) y año. Los resultados se presentan como el promedio ± desviación estándar (DE), la mediana, y los valores mínimos (min) a máximos (max).

		2021		2022		2023		Combinado	
Elemento	**Grupo**	**Promedio ± DE**	**Mediana (Min-Max)**	**Promedio ± DE**	**Mediana (Min-Max)**	**Promedio ± DE**	**Mediana (Min-Max)**	**Promedio ± DE**	**Mediana (Min-Max)**
Al (Aluminio)	**G**	1.81 ± 0.97	1.60 (< LDM-5.29)	ND	ND	ND	ND	1.81 ± 0.97	1.60 (< LDM-5.29)
	H	1.75 ± 0.79	1.57 (< LDM-3.74)	ND	ND	ND	ND	1.75 ± 0.79	1.57 (< LDM-3.74)
	M	1.89 ± 1.16	1.71 (< LDM-5.29)	ND	ND	ND	ND	1.89 ± 1.16	1.71 (< LDM-5.29)
B (Boro)	**G**	17.61 ± 6.98	15.70 (10.60-44.40)	ND	ND	17.01 ± 4.13	16.75 (9.63-29.90)	17.26 ± 5.46	15.85 (9.63-44.40)
	H	17.29 ± 3.66	15.85 (13.00-26.50)	ND	ND	17.74 ± 3.91	16.95 (9.63-29.90)	17.55 ± 4.39	16.25 (9.63-29.90)
	M	17.98 ± 9.58	12.65 (10.60-44.40)	ND	ND	16.28 ± 3.07	16.45 (11.10-23.30)	16.96 ± 6.45	15.50 (10.60-44.40)
Ba (Bario)	**G**	0.27 ± 0.19	0.22 (0.07-1.04)	ND	ND	ND	ND	0.27 ± 0.19	0.22 (0.07-1.04)
	H	0.26 ± 0.21	0.21 (0.08-1.04)	ND	ND	ND	ND	0.26 ± 0.21	0.21 (0.08-1.04)
	M	0.27 ± 0.16	0.25 (0.07-0.67)	ND	ND	ND	ND	0.27 ± 0.16	0.25 (0.07-0.67)
Ca (Calcio)	**G**	1664 ± 561.82	1495 (844-3770)	1024.30 ± 193.18	1000 (576-1420)	1407 ± 340.11	1355 (924-2070)	1345 ± 453.32	1230 (576-3770)

	H	1625 ± 382.33	1710 (844-2270)	1038.4 ± 169.43	1020 (735-1420)	1427 ± 356.57	1365 (946-2070)	1349 ± 391.45	1295 (735-2270)
	M	1707 ± 724.56	1380 (1010-3770)	1009 ± 218.58	944 (576-1410)	1388 ± 329.29	1345 (924-2020)	1341 ± 513.60	1210 (576-3770)
Cd (Cadmio)	**G**	0.08 ± 0.07	0.06 (< LDM-0.27)	0.02 ± 0.03	0.01 (< LDM-0.16)	0.09 ± 0.06	0.07 (0.009-0.27)	0.07 ± 0.06	0.04 (< LDM-0.27)
	H	0.08 ± 0.06	0.07 (< LDM-0.21)	0.03 ± 0.03	0.02 (< LDM-0.16)	0.09 ± 0.06	0.08 (0.01-0.22)	0.07 ± 0.06	0.05 (< LDM-0.22)
	M	0.09 ± 0.09	0.04 (< 0.02-0.27)	0.02 ± 0.02	0.01 (< LDM-0.10)	0.08 ± 0.06	0.07 (0.01-0.27)	0.06 ± 0.07	0.04 (< LDM-0.27)
Cu (Cubre)	**G**	4.23 ± 0.62	4.11 (3.26-6.62)	4.13 ± 0.32	4.10 (3.51-5.29)	4.11 ± 0.45	4.10 (3.39-5.43)	4.15 ± 0.47	4.10 (3.26-6.62)
	H	4.25 ± 0.41	4.19 (3.84-5.32)	4.14 ± 0.38	4.09 (3.51-5.29)	4.29 ± 0.47	4.27 (3.56-5.43)	4.23 ± 0.43	4.14 (3.51-5.43)
	M	4.20 ± 0.81	4.09 (3.26-6.62)	4.12 ± 0.26	4.13 (3.54-4.63)	3.94 ± 0.35	3.90 (3.39-4.61)	4.07 ± 0.50	4.07 (3.26-6.62)
Fe (Hierro)	**G**	7.95 ± 1.81	7.50 (5.99-14.70)	11.48 ± 13.90	8.29 (6.77-94.00)	16.16 ± 17.67	9.94 (6.70-87.90)	12.31 ± 13.99	8.41 (5.99-94)
	H	8.11 ± 2.32	7.46 (5.99-14.70)	14.38 ± 19.12	8.60 (6.84-94.00)	13.80 ± 12.80	10.09 (7.85-69.70)	12.40 ± 13.80	8.72 (5.99-94)
	M	7.77 ± 1.01	7.83 (6.50-10.70)	8.44 ± 1.68	7.91 (6.77-13.60)	18.51 ± 21.51	9.63 (6.70-87.90)	12.23 ± 14.30	8.33 (6.50-87.90)
Hg (Mercurio)	**G**	6.63 ± 4.25	5.43 (1.25-23.24)	8.32 ± 2.09	7.91 (4.41-13.15)	6.19 ± 1.70	6.00 (3.92-12.35)	7.03 ± 2.89	6.46 (1.25-23.24)

	H	7.24 ± 3.65	5.85 (1.25-14.43)	8.33 ± 2.06	7.89 (5.36-12.70)	6.59 ± 1.83	6.48 (3.92-12.35)	7.37 ± 2.60	6.58 (1.25-14.43)
	M	5.99 ± 4.84	4.37 (2.97-23.24)	8.31 ± 2.17	8.01 (4.41-13.15)	5.79 ± 1.49	5.41 (4.12-9.67)	6.67 ± 3.15	5.96 (2.97-23.24)
Mg (Magnesio)	**G**	1632 ± 400.75	1565 (897-2490)	769.80 ± 314.74	802 (99.6-1220)	1528 ± 401.35	1530 (688-2280)	1295.60 ± 534.1	1250 (99.6-2490)
	H	1655 ± 347.60	1655 (897-2380)	782.50 ± 340.41	789 (99.6-1200)	1507 ± 441.95	1495 (688-2280)	1299.50 ± 536.99	1265 (99.6-2380)
	M	1607 ± 463.78	1380 (1160-2490)	756.50 ± 293.24	817 (160-1220)	1550 ± 364.55	1530 (1010-2180)	1292 ± 535.48	1250 (160-2490)
Mn (Manganeso)	**G**	0.93 ± 0.33	0.87 (0.52-2.02)	0.18 ± 0.11	0.14 (0.08-0.62)	0.52 ± 0.55	0.36 (0.11-3.40)	0.52 ± 0.48	0.34 (0.08-3.40)
	H	0.94 ± 0.33	0.92 (0.52-2.02)	0.19 ± 0.14	0.12 (0.08-0.62)	0.41 ± 0.29	0.31 (0.11-1.26)	0.49 ± 0.40	0.33 (0.08-2.02)
	M	0.92 ± 0.35	0.75 (0.55-1.79)	0.17 ± 0.07	0.15 (0.08-0.33)	0.63 ± 0.71	0.42 (0.11-3.40)	0.55 ± 0.56	0.35 (0.08-3.40)
Mo (Molibdeno)	**G**	0.22 ± 0.09	0.22 (0.08-0.60)	ND	ND	ND	ND	0.22 ± 0.09	0.22 (0.08-0.60)
	H	0.23 ± 0.11	0.22 (0.10-0.60)	ND	ND	ND	ND	0.23 ± 0.11	0.22 (0.10-0.60)
	M	0.21 ± 0.07	0.21 (0.08-0.33)	ND	ND	ND	ND	0.21 ± 0.07	0.21 (0.08-0.33)
P (Fósforo)	**G**	141.30 ± 123.28	116.50 (95-830)	ND	ND	ND	ND	141.30 ± 123.28	116.50 (95-830)
	H	126.80 ± 22.95	124 (97-188)	ND	ND	ND	ND	126.80 ± 22.95	124 (97-188)

	M	157.70 ± 179.73	110 (95-830)	ND	ND	ND	ND	157.70 ± 179.73	110 (95-830)
Pb (Plomo)	**G**	0.1 ± 0.06	0.10 (< LDM-0.30)	0.15 ± 0.23	0.06 (< LDM-1.24)	0.55 ± 2.56	0.17 (< LDM-17.90)	0.29 ± 1.60	0.10 (< LDM-17.90)
	H	0.10 ± 0.05	0.10 (< LDM-0.20)	0.16 ± 0.19	0.09 (< LDM-0.82)	0.16 ± 0.12	0.16 (< LDM-0.55)	0.14 ± 0.14	0.12 (< LDM-0.82)
	M	0.10 ± 0.08	0.08 (< LDM-0.30)	0.15 ± 0.28	0.03 (< LDM-1.24)	0.94 ± 3.62	0.18 (< LDM-17.90)	0.45 ± 2.28	0.09 (< LDM-17.90)
S (Azufre)	**G**	30,747 ± 2,630.85	31,650 (26,600-34,700)	ND	ND	37,102 ± 1573.52	37,150 (34,600-42,400)	34,467 ± 3765.60	35,450 (26,600-42,400)
	H	31,294 ± 2463.49	32,500 (27,300-34,700)	ND	ND	37,567 ± 1634.06	37,650 (34,900-42,400)	34,879 ± 3726.08	35,800 (27,300-42,400)
	M	30,131 ± 2754.08	29,950 (26,600-34,200)	ND	ND	36,638 ± 1392.47	36,550 (34,600-39,600)	34,035 ± 3804.36	35,250 (26,600-39,600)
Se (Selenio)	**G**	7.01 ± 1.44	6.75 (4.41-10.5)	8.06 ± 1.39	8.14 (5.38-11.70)	7.89 ± 1.22	7.83 (5.69-12.90)	7.71 ± 1.40	7.60 (4.41-12.90)
	H	7.65 ± 1.33	7.33 (5.39-10.50)	8.50 ± 1.51	8.46 (5.86-11.70)	8.32 ± 1.25	8.27 (6.69-12.90)	8.19 ± 1.39	8.21 (5.39-12.90)
	M	6.28 ± 1.23	6.07 (4.41-9.36)	7.61 ± 1.11	7.59 (5.38-9.53)	7.46 ± 1.06	7.42 (5.69-10.60)	7.20 ± 1.24	7.09 (4.41-10.60)
Sr (Estroncio)	**G**	22.76 ± 5.79	21.25 (13.70-34.90)	12.17 ± 5.17	12.70 (0.66-20.00)	19.74 ± 4.83	18.75 (11.90-29.10)	17.96 ± 6.78	17.60 (0.66-34.90)

	H	23.54 ± 5.02	24.30 (13.70-34.90)	12.04 ± 5.25	13.35 (0.93-18.80)	19.98 ± 4.92	19.10 (11.90-29.10)	18.25 ± 6.89	17.90 (0.93-34.90)
	M	21.89 ± 6.61	18.45 (15.60-33.30)	12.30 ± 5.15	12.50 (0.66-20.00)	19.50 ± 4.84	18.60 (12.10-27.10)	17.65 ± 6.70	17.20 (0.66-33.30)
V (Vanadio)	**G**	0.20 ± 0.16	0.14 (< LDM-0.52)	ND	ND	ND	ND	0.20 ± 0.16	0.14 (< LDM-0.52)
	H	0.19 ± 0.14	0.19 (< LDM-0.50)	ND	ND	ND	ND	0.19 ± 0.14	0.19 (< LDM-0.50)
	M	0.20 ± 0.18	0.10 (0.06-0.52)	ND	ND	ND	ND	0.20 ± 0.18	0.10 (0.06-0.52)
Zn (Zinc)	**G**	127 ± 10.35	127 (109-148)	139.70 ± 10.07	139 (119-166)	132.70 ± 8.63	131.50 (112-155)	133.50 ± 10.77	133 (109-166)
	H	129.60 ± 11.43	128.50 (109-148)	138.80 ± 9.70	138 (119-162)	134.80 ± 9.02	134 (122-155)	134.70 ± 10.46	135 (109-162)
	M	124.10 ± 8.36	124.50 (112-140)	140.6 ± 10.60	139 (122-166)	130.60 ± 7.87	129.50 (112-144)	132.30 ± 11.04	131 (112-166)

Nota: Limité de detección del método (LDM); no determinado (ND).

Anexo D. Concentraciones de elementos esenciales y no esenciales en lanugo, pelo, y vibrisa en pinnípedos. Los resultados se expresan como promedio ± desviación estándar (DE), mediana, y valores mínimos (min) a máximos (max). Las unidades fueron reportadas en microgramos por gramo (µg g^{-1}) o miligramos por kilogramo (mg kg^{-1}), los cuales son iguales a los partes por millón (ppm).

Elemento	Especies (tamaño de muestra, estadio de madurez)	Tejido	Región	Unidades	Promedio ± DE	Mediana (Min-Max)	Referencia
Al	Foca leopardo (30, adultos)	Pelo	Bahía Prydz Antártida	µg g^{-1}	0.25 ± 0.09	0.26	Gray *et al.* (2008)
	Focas de Weddell (12, hembras adultas)		Long Fjord, Antártida		9.13 ± 4.69	8.07	
	Lobo fino sudamericano (48, crías)	Vibrisa	Punta San Juan, Perú	µg g^{-1}		145.5	Kooyomjian *et al.* (2022)
	Lobo fino sudamericano (48, hembras adultas)					19.82	
	Foca anillada de Ladoga (4; crías)	Lanugo	Lago Ladoga, Europa	µg g^{-1}	89.87 ± 59.42	44.26 (8.95-262)	Trukhanova *et al.* (2022)
	Foca anillada de Ladoga (8; crías del año)	Pelo			21.79 ± 17.07	3.89 (1.26-141)	
	Foca anillada de Ladoga (2; adultos)					(7.68-10.27)	
	Lobo marino de California (48, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	1.81 ± 0.97	1.6 (< LDM-5.29)	**Este estudio**
B	Lobo marino de Steller (48, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	Mg kg^{-1}	70.08 ± 21.25	65.95 (30.90-150)	Murillo Cisneros *et al.* (2024)
	Lobo marino de Steller (54, crías)		Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.		39.73 ± 22.67	34.05 (9.48-94.90)	
	Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	17.61 ± 6.98	15.70 (10.60-44.40)	**Este estudio**
	Lobo marino de California (48, crías)				17.01 ± 4.13	16.75 (9.63-29.90)	

Ba	Foca arpa (10, adultos)	Pelo	Isla de Baffin, Canadá	µg g^{-1}	0.083*	(0.030-0.32)	Agusa *et al.* (2011)
	Focas de Weddell (12, hembras adultas)	Pelo	Long Fjord, Antártida	µg g^{-1}	4.82 ± 9.22	0.69	Gray *et al.* (2008)
	Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	0.27 ± 0.19	0.22 (0.07-1.04)	**Este estudio**
Ca	Foca leopardo (30, adultos)	Pelo	Bahía Prydz, Antártida	µg g^{-1}	62.6 ± 10.5	61.1	Gray *et al.* (2008)
	Focas de Weddell (12, hembras adultas)		Long Fjord, Antártida		604 ± 69.0	594	
	Elefante marino del norte (22, crías)	Lanugo	Parque Estatal Año Nuevo, EE.UU.	mg kg^{-1}	1927 ± 1357	1607 (1014-7743)	Habran *et al.* (2012)
	Elefante marino del norte (22, crías)	Pelo			1257 ± 545	1098 (596-2783)	
	Foca gris (20, crías)	Lanugo	Isla de Mayo, Escocia	mg kg^{-1}	259 ± 177	222 (81-773)	Habran *et al.* (2013)
	Foca gris (21, hembras adultas)	Pelo			1936 ± 474	1854 (1306-3394)	
	Lobo marino de Steller (48, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	mg kg^{-1}	1446 ± 332.51	1395 (815-2650)	Murillo Cisneros *et al.* (2024)
	Lobo marino de Steller (54, crías)		Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.		1068 ± 195.68	1060 (768-1590)	
	Lobo marino de California (35, crías)				1664 ± 561.82	1495 (844-3770)	
	Lobo marino de California (42, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	1024.30 ± 193.18	1000 (576.00-1420.00)	**Este estudio**
	Lobo marino de California (48, crías)				1407.00 ± 340.11	1355 (924.00-2070.00)	

Cd	Foca arpa (10, adultos)	Pelo	Isla de Baffin, Canadá	µg g^{-1}	0.377*	(0.197-0.643)	Agusa *et al.* (2011)
	Lobo marino de California (20, crías)	Pelo	Golfo de California norte, México	µg g^{-1}	1.0 ± 0.31		Fernández-Robledo *et al.* (2022)
	Lobo marino de California (15, crías)		Golfo de California central, México		0.16 ± 0.15		
	Foca leopardo (30, adultos)	Pelo	Bahía Prydz, Antártida	µg g^{-1}	< 0.005		Gray *et al.* (2008)
	Focas de Weddell (12, hembras adultas)		Long Fjord, Antártida		2.81 ± 0.58	2.76	
	Foca gris (20, crías)	Lanugo	Isla de Mayo, Escocia	mg kg^{-1}	0.02 ± 0.01	0.02 (0.01-0.06)	Habran *et al.* (2013)
	Foca gris (21, hembras adultas)	Pelo			2.2 ± 1.5	1.7 (0.6-6.0)	
	Foca de Baikal (19, adultos)		Lago Baikal, Rusia		0.094 ± 0.065	(< LDM-0.230)	
	Foca del Caspio (16, adultos)	Pelo	Mar Caspio	µg g^{-1}	0.394 ± 0.352	(0.038-1.44)	Ikemoto *et al.* (2004b)
	Lobo fino del norte (20, adultos)		Sanriku, Japón		0.635 ± 0.245	(0.373-1.368)	
	Lobo fino sudamericano (48, crías)	Vibrisa	Punta San Juan, Perú	µg g^{-1}		0.49	Kooyomjian *et al.* (2022)
	Lobo fino sudamericano (48, hembras adultas)					0.19	
	Foca anillada de Ladoga (4; crías)	Lanugo	Lago Ladoga, Europa	µg g^{-1}	0.01 ± 0.01	0.01 (0.0005-0.03)	Trukhanova *et al.* (2022)
	Foca anillada de Ladoga (8; crías del año)	Pelo			0.15 ± 0.08	0.04 (0.03-0.70)	
	Foca anillada de Ladoga (2; adultos)					(0.05-0.07)	

	Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	0.08 ± 0.07	0.06 (< LDM-0.27)	**Este estudio**
	Lobo marino de California (42, crías)				0.02 ± 0.03	0.01 (< LDM-0.16)	
	Lobo marino de California (48, crías)				0.09 ± 0.06	0.07 (0.009-0.27)	
Cr	Foca arpa (10, adultos)	Pelo	Isla de Baffin, Canadá	µg g^{-1}	0.28*	(0.20-0.39)	Agusa *et al.* (2011)
	Foca leopardo (28, adultos)	Pelo	Bahía Prydz, Antártida	µg g^{-1}	0.22 ± 0.02	0.22	Gray *et al.* (2008)
	Focas de Weddell (12, hembras adultas)		Long Fjord, Antártida		5.87 ± 0.47	5.99	
	Elefante marino del norte (22, crías)	Lanugo	Parque Estatal Año Nuevo, EE.UU.	mg kg^{-1}	1.5 ± 1.4	1.4 (0.2-6.7)	Habran *et al.* (2012)
	Elefante marino del norte (22, crías)	Pelo			1.4 ± 0.9	1.3 (0.2-3.6)	
	Foca gris (20, crías)	Lanugo	Isla de Mayo, Escocia	mg kg^{-1}	0.05 ± 0.01	0.05 (0.03-0.08)	Habran *et al.* (2013)
	Foca gris (21, hembras adultas)	Pelo			0.24 ± 0.06	0.22 (0.17-0.35)	
	Foca de Baikal (20, adultos)		Lago Baikal, Rusia		0.94 ± 0.88	(0.28-4.0)	
	Foca del Caspio (16, adultos)	Pelo	Mar Caspio	µg g^{-1}	1.2 ± 1.4	(0.44-6.3)	Ikemoto *et al.* (2004b)
	Lobo fino del norte (20, adultos)		Sanriku, Japón		0.74 ± 0.25	(0.28-1.4)	
	Lobo fino sudamericano (48, crías)	Vibrisa	Punta San Juan, Perú	µg g^{-1}		0.26	Kooyomjian *et al.* (2022)
	Lobo fino sudamericano (48, hembras adultas)					0.24	
	Foca anillada de Ladoga (4; crías)	Lanugo	Lago Ladoga, Europa	µg g^{-1}	17.36 ± 14.81	3.09 (1.5-61.76)	Trukhanova *et al.* (2022)
	Foca anillada de Ladoga	Pelo			1.58 ± 0.58	1.06	

	(8; crías del año)					(0.4-5.49)	
	Foca anillada de Ladoga (2; adultos)					(6.06-61.37)	
	Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	< LDM	< LDM	**Este estudio**
	Lobo marino de California (42, crías)				< LDM	< LDM	
Cu	Foca arpa (10, adultos)	Pelo	Isla de Baffin, Canadá	µg g^{-1}	3.66*	(3.13-4.53)	Agusa *et al.* (2011)
	Lobo marino de California (20, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	µg g^{-1}	4.4 ± 13.3		Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa (2008)
	Lobo marino de California (27, crías)		San Pedro Mártir, México		17.6 ± 59.9		
	Lobo marino de California (27, crías)		San Esteban, México		46.9 ± 107		
	Lobo marino de California (23, crías)		Los Cantiles, México		7.0 ± 1.53		
	Lobo marino de California (26, crías)		Granito, México		3.8 ± 3.26		
	Lobo marino de California (30, crías)		Isla Lobos, México		2.3 ± 1.51		
	Lobo marino de California (16, crías)		San Jorge, México		1.7 ± 1.68		
	Lobo marino de California (30, crías)		Rocas Consag, México		4.72 ± 4.05		
	Foca leopardo (30, adultos)	Pelo	Bahía Prydz, Antártida	µg g^{-1}	0.60 ± 0.29	0.61	Gray *et al.* (2008)
	Focas de Weddell (12, hembras adultas)		Long Fjord, Antártida		15.1 ± 13.2	10.1	
	Elefante marino del norte (22, crías)	Lanugo	Parque Estatal Año Nuevo, EE.UU.	mg kg^{-1}	4.0 ± 0.9	3.7 (3.0-6.9)	Habran *et al.* (2012)
	Elefante marino del norte	Pelo			7.6 ± 0.9	7.6 (5.6-9.6)	

(22, crías)						
Foca gris (20, crías)	Lanugo	Isla de Mayo, Escocia	mg kg^{-1}	2.8 ± 0.2	2.8 (2.4-3.3)	Habran *et al.* (2013)
Foca gris (20, hembras adultas)	Pelo			4.2 ± 1.1	3.7 (2.9-6.8)	
Foca de Baikal (20, adultos)	Pelo	Lago Baikal, Rusia	µg g^{-1}	5.37 ± 1.97	(3.61-13.3)	Ikemoto *et al.* (2004b)
Foca del Caspio (16, adultos)		Mar Caspio		33.8 ± 59.7	(3.30-219.0)	
Lobo fino del norte (20, adultos)		Sanriku, Japón		6.13 ± 1.79	(4.05-10.7)	
Lobo fino sudamericano (48, crías)	Vibrisa	Punta San Juan, Perú	µg g^{-1}	19.50 ± 4.01		Kooyomjian *et al.* (2022)
Lobo fino sudamericano (48, hembras adultas)				20.88 ± 1.93		
Lobo marino de Steller (48, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	mg kg^{-1}	4.38 ± 0.54	4.36	Murillo Cisneros *et al.* (2024)
Lobo marino de Steller (54, crías)		Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.		3.87 ± 0.33	3.76 (3.38-4.81)	
Foca anillada de Ladoga (4; crías)	Lanugo	Lago Ladoga, Europa	µg g^{-1}	4.23 ± 0.32	4.33 (3.4-4.87)	Trukhanova *et al.* (2022)
Foca anillada de Ladoga (8; crías del año)	Pelo			4.43 ± 0.59	4.33 (1.88-7.69)	
Foca anillada de Ladoga (2; adultos)					(7.14-8.26)	
Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	4.23 ± 0.62	4.11 (3.26-6.62)	**Este estudio**
Lobo marino de California (42, crías)				4.13 ± 0.32	4.10 (3.51-5.29)	
Lobo marino de California (48, crías)				4.11 ± 0.45	4.10 (3.39-5.43)	

Fe	Foca arpa (9, adultos)	Pelo	Isla de Baffin, Canadá	µg g^{-1}	27*	(8.8-55)	Agusa *et al.* (2011)
	Lobo marino de California (20, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	µg g^{-1}	203 ± 216		Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa (2008)
	Lobo marino de California (27, crías)		San Pedro Mártir, México		110 ± 48.2		
	Lobo marino de California (27, crías)		San Esteban, México		147 ± 158		
	Lobo marino de California (23, crías)		Los Cantiles, México		121 ± 53.6		
	Lobo marino de California (26, crías)		Granito, México		208 ± 113		
	Lobo marino de California (30, crías)		Isla Lobos, México		107 ± 71.9		
	Lobo marino de California (16, crías)		San Jorge, México		101 ± 45.1		
	Lobo marino de California (30, crías)		Rocas Consag, México		74.8 ± 29.5		
	Foca leopardo (29, adultos)	Pelo	Bahía Prydz, Antártida	µg g^{-1}	3.83 ± 1.71	3.31	Gray *et al.* (2008)
	Focas de Weddell (12, hembras adultas)		Long Fjord, Antártida		73.9 ± 16.4	72	
	Elefante marino del norte (22, crías)	Lanugo	Parque Estatal Año Nuevo, EE.UU.	mg kg^{-1}	517 ± 423	475 (136-2194)	Habran *et al.* (2012)
	Elefante marino del norte (22, crías)	Pelo			494 ± 310	451 (50-1335)	
	Foca gris (20, crías)	Lanugo	Isla de Mayo, Escocia	mg kg^{-1}	9 ± 4	8 (4-20)	Habran *et al.* (2013)
	Foca gris (20, hembras adultas)	Pelo			87 ± 56	81 (16-234)	
	Lobo fino sudamericano (48, crías)	Vibrisa	Punta San Juan, Perú	µg g^{-1}		21.85	Kooyomjian *et al.* (2022)

	Lobo fino sudamericano (48, hembras adultas)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	mg kg^{-1}	81.40 ± 54.83	8.76 70.25 (23.50-320)	Murillo Cisneros *et al.* (2024)
	Lobo marino de Steller (54, crías)		Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.		19.67 ± 27.35	12.55 (6.18-163)	
	Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	7.95 ± 1.81	7.5 (5.99-14.70)	**Este estudio**
	Lobo marino de California (42, crías)				11.48 ± 13.90	8.29 (6.77-94.00)	
	Lobo marino de California (48, crías)				16.16 ± 17.67	9.94 (6.70-87.90)	
Hg	Foca arpa (10, adultos)	Pelo	Isla de Baffin, Canadá	µg g^{-1}	4.0*	(2.3-7.1)	Agusa *et al.* (2011)
	Lobo marino de California (20, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	µg g^{-1}	13.1 ± 9.06		Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa (2008)
	Lobo marino de California (27, crías)		San Pedro Mártir, México		7.00 ± 7.38		
	Lobo marino de California (27, crías)		San Esteban, México		6.75 ±4.84		
	Lobo marino de California (23, crías)		Los Cantiles, México		8.44 ± 4.01		
	Lobo marino de California (26, crías)		Granito, México		13.9 ± 10.0		
	Lobo marino de California (30, crías)		Isla Lobos, México		9.45 ± 9.10		
	Lobo marino de California (16, crías)		San Jorge, México		6.55 ± 3.73		
	Lobo marino de California (30, crías)		Rocas Consag, México		14.1 ± 9.30		

Lobo marino de California (20, crías)		Golfo de California norte, México		20.8 ± 15		
Lobo marino de California (15, crías)	Pelo	Golfo de California central, México	µg g^{-1}	6.72 ± 6.2		Fernández-Robledo *et al.* (2022)
Lobo marino de California (17, crías)		Pacífico norte, México		5.55 ± 6.09		
Lobo marino de California (21, crías)		Pacífico central, México		0.91 ± 0.7		
Lobo marino del sur (9; adultos)	Pelo	Mar de Plata, Argentina	µg g^{-1}	19.16 ± 12.87		Fossi *et al.* (1997)
Foca gris (2, crías)	Lanugo				(1.6-1.8)	
Foca gris (4, juveniles y adultos)	Pelo	Bahía Fourchu, Canadá	µg g^{-1}		(1.4-16.0)	Freeman y Horne (1973)
Foca arpa (10, crías)	Lanugo			1.7 ± 0.26	(0.63-3.6)	
Foca arpa (6, hembras adultas)	Pelo			3.2 ± 0.25	(2.1-3.8)	
Lobo marino de Steller (6, juveniles)	Pelo			2.74 ± 2:89		
Lobo marino de Steller (13, crías hembras)		Alaska, EE.UU.	µg g^{-1}	1.41 ± 0.55	1.35 (0.90-3.05)	Beckmen *et al.* (2002)
Lobo marino de Steller (9, crías machos)	Lanugo			1.52 ± 0.76	1.15 (0.97-3.14)	
Lobo fino del norte (34; crías)		Isla St. Paul, EE.UU.		4:90 ± 1:42		
Foca de puerto (63; crías)	Pelo	Bahía De San Francisco, EE.UU.	µg g^{-1}	8.20 ± 0.61	(0.409-22.303)	Brookens *et al.* (2007)
Foca de puerto (70; juveniles)				9.869 ± 0.732	(1.520-30.733)	

Foca de puerto (106; adultos)				15.111 ± 1.168	(2.378-92.782)	
Foca leopardo (29, adultos)	Pelo	Bahía Prydz, Antártida	µg g^{-1}	< 0.005		Gray *et al.* (2008)
Focas de Weddell (12, hembras adultas)		Long Fjord, Antártida		5.60 ± 1.43	6.01	
Elefante marino del norte (22, crías)	Lanugo	Parque Estatal Año Nuevo, EE.UU.	mg kg^{-1}	19.0 ± 4.3	19.4 (8.2-28.9)	Habran *et al.* (2012)
Elefante marino del norte (22, crías)	Pelo			13.8 ± 4.7	12.9 (5.2-28.0)	
Foca gris (20, crías)	Lanugo	Isla de Mayo, Escocia	mg kg^{-1}	4.6 ± 2.3	3.8 (2.3-11.7)	Habran *et al.* (2013)
Foca gris (21, hembras adultas)	Pelo			7.7 ± 5.3	7.7 (1.0-20.9)	
Lobo marino de Steller (6, crías)	Lanugo	Alaska, EE.UU.		16.87 ± 20.83	(5.99-59.17)	Correa *et al.* (2014)
Foca de Baikal (20, adultos)	Pelo	Lago Baikal, Rusia	µg g^{-1}	3.6 ± 1.7	(0.69-7.6)	Ikemoto *et al.* (2004b)
Foca del Caspio (18, adultos)		Mar Caspio		1.6 ± 0.9	(0.56-3.5)	
Lobo fino del norte (20, adultos)		Sanriku, Japón		4.9 ± 1.1	(2.9-7.6)	
Lobo fino sudamericano (48, crías)	Vibrisa	Punta San Juan, Perú	µg g^{-1}		1.46	Kooyomjian *et al.* (2022)
Lobo fino sudamericano (48, hembras adultas)					2.11	
Lobo fino australiano (35, juveniles hembras)	Pelo	Isla Lady Julia Percy, Australia	µg g^{-1}	14.7 ± 2.7		Lynch *et al.* (2012)
Foca de puerto (138; juveniles y adultos)		Bahía de San Francisco, EE.UU.	µg g^{-1}		(2.96-144.31)	McHuron *et al.* (2014)

Foca de puerto (57; crías)	Pelo	California, EE.UU.	µg g^{-1}	11 ± 0.9	(2.8-36.9)	Van Hoomissen *et al.* (2015)
Foca de puerto (4; crías)	Pelo	Bella Bella, Canadá	µg g^{-1}	4.50 ± 0.50		Nöel *et al.* (2016)
Foca de puerto (6; crías)	Pelo	Sound de la Reina Carlota, Canadá	µg g^{-1}	11.50 ± 3.20		Nöel *et al.* (2016)
Foca de puerto (6; crías)	Pelo	Sonido Quatsino, Canadá	µg g^{-1}	6.00 ± 0.40		Nöel *et al.* (2016)
Foca de puerto (5; crías)	Pelo	Puerto Renfrew, Canadá	µg g^{-1}	24.40 ± 5.70		Nöel *et al.* (2016)
Foca de puerto (71; crías)	Pelo	Estrecho de Georgia, Canadá	µg g^{-1}	4.90 ± 0.30		Nöel *et al.* (2016)
Foca de puerto (39; crías)	Pelo	Estrecho de Juan de Fuca, Canadá	µg g^{-1}	5.60 ± 0.40		Nöel *et al.* (2016)
Foca de puerto (6; crías)	Pelo	Bahía Skagit, EE.UU.	µg g^{-1}	4.50 ± 0.40		Nöel *et al.* (2016)
Foca de puerto (3; crías)	Pelo	Estrecho de Puget Central, EE.UU.	µg g^{-1}	11.10 ± 2.10		Nöel *et al.* (2016)
Foca de puerto (19; crías)	Pelo	Estrecho de Puget Sur, EE.UU.	µg g^{-1}	5.70 ± 0.40		Nöel *et al.* (2016)
Foca de puerto (8; crías)	Pelo	Canal Hood, EE.UU.	µg g^{-1}	3.50 ± 0.30		Nöel *et al.* (2016)
Foca de puerto (350; crías)	Pelo	California norte y central, EE.UU.	mg kg^{-1}		9.86 (0.46-81.98)	Murillo-Cisneros *et al.* (2022)
Lobo marino de Steller (48, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	mg kg^{-1}	8.26 ± 6.09	7.13 (2.75-38.33)	Murillo

	Lobo marino de Steller (54, crías)		Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.		23.37 ± 14.57	17.16 (5.36-56.19)	Cisneros *et al.* (2024)
	Elefante marino del norte (373, crías)	Lanugo	Parque Estatal Año Nuevo, EE.UU.	µg g^{-1}		23.01 (8.03-63.09)	Peterson *et al.* (2024)
	Lobo marino de Steller (51, crías)					13.49	
	Lobo marino de Steller (18, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.	mg kg^{-1}		15.11 (2.55-73.74)	Rea *et al.* (2020)
	Foca anillada de Ladoga (4; crías)	Lanugo			10.33 ± 0.84	9.69 (9.17-12.75)	
	Foca anillada de Ladoga (8; crías del año)	Pelo	Lago Ladoga, Europa	mg kg^{-1}	7.5 ± 1.15	7.77 (2.53-12.08)	Trukhanova *et al.* (2022)
	Foca anillada de Ladoga (2; adultos)					(2.0-4.98)	
	Lobo marino de California (35, crías)				6.63 ± 4.25	5.43 (1.25-23.24)	
	Lobo marino de California (42, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	8.32 ± 2.09	7.91 (4.41-13.15)	**Este estudio**
	Lobo marino de California (48, crías)				6.19 ± 1.70	6.00 (3.92-12.35)	
Mg	Foca leopardo (30, adultos)	Pelo	Bahía Prydz, Antártida	µg g^{-1}	17.5 ± 2.21	17.3	Gray *et al.* (2008)
	Focas de Weddell (12, hembras adultas)		Long Fjord, Antártida		754 ± 145	781	
	Lobo fino australiano (59, juveniles y hembras adultas)	Pelo	Isla Lady Julia Percy, Australia	µg g^{-1}	1333 ± 417		Lynch *et al.* (2012)
	Lobo fino australiano (58, juveniles y hembras adultas)				1059 ± 319		

	Lobo marino de Steller (48, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	mg kg^{-1}	807.20 ± 192.81	773 (518-1400)	Murillo Cisneros *et al.* (2024)
	Lobo marino de Steller (54, crías)		Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.		372.60 ± 136.62	344 (169-835)	
	Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	1632 ± 400.75	1565 (897.00-2490.00)	**Este estudio**
	Lobo marino de California (42, crías)				769.80 ± 314.74	802 (99.60-1220.00)	
	Lobo marino de California (48, crías)				1528.00 ± 401.35	1530 (688.00-2280.00)	
Mn	Foca arpa (10, adultos)	Pelo	Isla de Baffin, Canadá	µg g^{-1}	0.036*	(0.005-0.252)	Agusa *et al.* (2011)
	Foca leopardo (29, adultos)	Pelo	Bahía Prydz, Antártida	µg g^{-1}	< 0.005		Gray *et al.* (2008)
	Focas de Weddell (12, hembras adultas)		Long Fjord, Antártida		1.15 ± 0.41	1.23	
	Foca de Baikal (20, adultos)	Pelo	Lago Baikal, Rusia	µg g^{-1}	1.81 ± 0.91	(0.498-3.60)	Ikemoto *et al.* (2004b)
	Foca del Caspio (16, adultos)		Mar Caspio		1.75 ± 1.55	(0.398-6.65)	
	Lobo fino del norte (20, adultos)		Sanriku, Japón		0.349 ± 0.295	(0.086-1.05)	
	Lobo fino sudamericano (48, crías)	Vibrisa	Punta San Juan, Perú	µg g^{-1}		0.64	Kooyomjian *et al.* (2022)
	Lobo fino sudamericano (48, hembras adultas)					0.26	
	Lobo marino de Steller (48, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	mg kg^{-1}	4.10 ± 1.25	3.82 (2.25-7.15)	

	Lobo marino de Steller (54, crías)		Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.		2.42 ± 1.32	2.04 (0.72-6.29)	Murillo Cisneros *et al.* (2024)
	Foca anillada de Ladoga (4; crías)	Lanugo			11.07 ± 9.59	1.87 (0.72-39.83)	
	Foca anillada de Ladoga (8; crías del año)	Pelo	Lago Ladoga, Europa	µg g^{-1}	8.56 ± 2.42	7.64 (1.5-20.86)	Trukhanova *et al.* (2022)
	Foca anillada de Ladoga (2; adultos)					(56.34-320)	
	Lobo marino de California (35, crías)				0.93 ± 0.33	0.87 (0.52-2.02)	
	Lobo marino de California (42, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	0.18 ± 0.11	0.14 (0.08-0.62)	**Este estudio**
	Lobo marino de California (48, crías)				0.52 ± 0.55	0.36 (0.11-3.40)	
Mo	Foca arpa (10, adultos)	Pelo	Isla de Baffin, Canadá	µg g^{-1}	0.043*	(0.033-0.063)	Agusa *et al.* (2011)
	Foca de Baikal (20, adultos)		Lago Baikal, Rusia		0.123 ± 0.185	(0.049-0.877)	
	Foca del Caspio (16, adultos)	Pelo	Mar Caspio	µg g^{-1}	0.096 ± 0.094	(0.037-0.415)	Ikemoto *et al.* (2004b)
	Lobo fino del norte (20, adultos)		Sanriku, Japón		0.487 ± 0.194	(0.114-0.985)	
	Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	0.22 ± 0.09	0.22 (0.08-0.60)	**Este estudio**
Na	Lobo marino de Steller (48, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	mg kg^{-1}	77.97 ± 32.02	72.35 (< LDM-229)	Murillo Cisneros *et al.* (2024)
	Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	< LDM	< LDM	**Este estudio**
P	Lobo marino de Steller (48, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	mg kg^{-1}	280.20 ± 140.30	239.50 (142-786)	

	Lobo marino de Steller (54, crías)		Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.		157.90 ± 26.28	154 (118-230)	Murillo Cisneros *et al.* (2024)
	Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	141.30 ± 123.28	116.5 (95.00-830.00)	**Este estudio**
Pb	Foca arpa (10, adultos)	Pelo	Isla de Baffin, Canadá	µg g^{-1}	0.396*	(0.130-1.02)	Agusa *et al.* (2011)
	Lobo marino de California (20, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	µg g^{-1}	42.4 ± 22.2		Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa (2008)
	Lobo marino de California (27, crías)		San Pedro Mártir, México		128 ± 98.1		
	Lobo marino de California (27, crías)		San Esteban, México		24.5 ± 27.2		
	Lobo marino de California (23, crías)		Los Cantiles, México		5.1 ± 2.49		
	Lobo marino de California (26, crías)		Granito, México		11.7 ± 9.36		
	Lobo marino de California (30, crías)		Isla Lobos, México		170 ± 50.5		
	Lobo marino de California (16, crías)		San Jorge, México		18.1 ± 16.1		
	Lobo marino de California (30, crías)		Rocas Consag, México		17.1 ± 20.0		
	Foca leopardo (29, adultos)	Pelo	Bahía Prydz, Antártida	µg g^{-1}	< 0.005		Gray *et al.* (2008)
	Focas de Weddell (12, hembras adultas)		Long Fjord, Antártida		1.29 ± 1.12	0.8	
	Foca gris (20, crías)	Lanugo	Isla de Mayo, Escocia	mg kg^{-1}	0.64 ± 0.51	0.46 (0.15-1.85)	Habran *et al.* (2013)
	Foca gris (21, hembras adultas)	Pelo			2.2 ± 1.5	1.7 (0.6-6.0)	

	Foca de Baikal (20, adultos)	Pelo	Lago Baikal, Rusia	µg g^{-1}	13.4 ± 15.3	(2.57-58.0)	Ikemoto *et al.* (2004b)
	Foca del Caspio (16, adultos)		Mar Caspio		3.53 ± 2.14	(0.047-6.72)	
	Lobo fino del norte (20, adultos)		Sanriku, Japón		7.68 ± 5.60	(2.38-26.1)	
	Lobo fino sudamericano (48, crías)	Vibrisa	Punta San Juan, Perú	µg g^{-1}		0.21	Kooyomjian *et al.* (2022)
	Lobo fino sudamericano (48, hembras adultas)					0.10	
	Lobo fino australiano (59, juveniles y hembras adultas)	Pelo	Isla Lady Julia Percy, Australia	µg g^{-1}	0.171 ± 0.0038		Lynch *et al.* (2012)
	Lobo fino australiano (58, juveniles y hembras adultas)				0.138 ± 0.041		
	Foca anillada de Ladoga (4; crías)	Lanugo	Lago Ladoga, Europa	µg g^{-1}	0.32 ± 0.13	0.27 (0.05-0.67)	Trukhanova *et al.* (2022)
	Foca anillada de Ladoga (8; crías del año)	Pelo			0.17 ± 0.07	0.07 (0.04-55)	
	Foca anillada de Ladoga (2; adultos)					(0.2-2.0)	
	Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	0.1 ± 0.06	0.1 (< LDM-0.30)	**Este estudio**
	Lobo marino de California (42, crías)				0.15 ± 0.23	0.06 (< LDM-1.24)	
	Lobo marino de California (48, crías)				0.55 ± 2.56	0.17 (< LDM-17.90)	
S	Lobo marino de Steller (48, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	mg kg^{-1}	35,429 ± 2583.50	35,950 (22,300-39,600)	Murillo Cisneros *et al.* (2024)

	Lobo marino de Steller (54, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.	ppm	34,463 ± 1361.37	34,200 (32,300-40,300)	**Este estudio**
	Lobo marino de California (35, crías)		Los Islotes, México		30,747.00 ± 2630.85	31,650 (26,600-34,700)	
	Lobo marino de California (48, crías)				37,102 ± 1573.52	37,150 (34,600-42,400)	
Se	Foca arpa (10, adultos)	Pelo	Isla de Baffin, Canadá	µg g^{-1}	1.8*	(1.5-2.9)	Agusa *et al.* (2011)
	Lobo marino de California (20, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	µg g^{-1}	32.1 ± 34.4		Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa (2008)
	Lobo marino de California (27, crías)		San Pedro Mártir, México		3.63 ± 3.48		
	Lobo marino de California (27, crías)		San Esteban, México		14.5 ± 12.2		
	Lobo marino de California (23, crías)		Los Cantiles, México		5.88 ± 2.85		
	Lobo marino de California (26, crías)		Granito, México		31.1 ± 7.24		
	Lobo marino de California (30, crías)		Isla Lobos, México		4.01 ± 2.03		
	Lobo marino de California (16, crías)		San Jorge, México		6.93 ± 3.70		
	Lobo marino de California (30, crías)		Rocas Consag, México		14.3 ± 6.46		
	Lobo marino de California (20, crías)	Pelo	Golfo de California norte, México	µg g^{-1}	35.5 ± 10.7		Fernández-Robledo *et al.* (2022)

Lobo marino de California (15, crías)		Golfo de California central, México		80.1 ± 37.1		
Lobo marino de California (17, crías)		Pacífico norte, México		28.3 ± 21.9		
Lobo marino de California (21, crías)		Pacífico central, México		131 ± 117.3		
Foca leopardo (30, adultos)	Pelo	Bahía Prydz, Antártida	µg g^{-1}	0.59 ± 0.15	0.59	Gray *et al.* (2008)
Focas de Weddell (12, hembras adultas)		Long Fjord, Antártida		3.12 ± 0.93	2.92	
Elefante marino del norte (22, crías)	Lanugo	Parque Estatal Año Nuevo, EE.UU.	mg kg^{-1}	4.7 ± 0.6	4.7 (3.3-5.6)	Habran *et al.* (2012)
Elefante marino del norte (22, crías)	Pelo			6.0 ± 1.0	6.0 (3.2-7.5)	
Foca gris (20, crías)	Lanugo	Isla de Mayo, Escocia	mg kg^{-1}	2.9 ± 0.5	2.9 (1.7-4.2)	Habran *et al.* (2013)
Foca gris (21, hembras adultas)	Pelo			4.1 ± 1.2	4.4 (2.3-6.2)	
Lobo marino de Steller (6, crías)	Lanugo	Alaska, EE.UU.		3.53 ± 1.03	(2.07-4.75)	Correa *et al.* (2014)
Foca de Baikal (20, adultos)	Pelo	Lago Baikal, Rusia	µg g^{-1}	2.3 ± 0.7	(1.4-3.8)	Ikemoto *et al.* (2004b)
Foca del Caspio (16, adultos)		Mar Caspio		2.3 ± 1.9	(1.1-9.0)	
Lobo fino del norte (20, adultos)		Sanriku, Japón		6.1 ± 2.0	(3.4-11)	
Lobo fino sudamericano (48, crías)	Vibrisa	Punta San Juan, Perú	µg g^{-1}	3.97 ± 1.03		Kooyomjian *et al.* (2022)
Lobo fino sudamericano (48, hembras adultas)					1.07	
Foca de puerto (138; juveniles y adultos)	Pelo	Bahía de San Francisco, EE.UU.	µg g^{-1}		(0.60-6.74)	McHuron *et al.* (2014)

	Lobo marino de Steller (48, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	mg kg^{-1}	4.66 ± 0.94	4.53 (2.57-4.04)	Murillo Cisneros *et al.* (2024)
	Lobo marino de Steller (54, crías)		Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.		5.41 ± 0.96	5.32 (3.76-7.28)	
	Foca anillada de Ladoga (4; crías)	Lanugo	Lago Ladoga, Europa	µg g^{-1}	1.28 ± 0.06	1.25 (1.17-1.45)	Trukhanova *et al.* (2022)
	Foca anillada de Ladoga (8; crías del año)	Pelo			1.08 ± 0.17	1.06 (0.28-1.63)	
	Foca anillada de Ladoga (2; adultos)					(1.03-3.12)	
	Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	7.01 ± 1.44	6.75 (4.41-10.5)	**Este estudio**
	Lobo marino de California (42, crías)				8.06 ± 1.39	8.14 (5.38-11.70)	
	Lobo marino de California (48, crías)				7.89 ± 1.22	7.83 (5.69-12.90)	
Sr	Foca arpa (10, adultos)	Pelo	Isla de Baffin, Canadá	µg g^{-1}	0.422*	(0.159-0.769)	Agusa *et al.* (2011)
	Foca de Baikal (20, adultos)		Lago Baikal, Rusia		3.73 ± 1.95	(0.593-7.01)	
	Foca del Caspio (16, adultos)	Pelo	Mar Caspio	µg g^{-1}	7.65 ± 12.1	(0.256-50.5)	Ikemoto *et al.* (2004b)
	Lobo fino del norte (20, adultos)		Sanriku, Japón		22.4 ± 5.8	(14.5-36.0)	
	Lobo marino de Steller (48, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	mg kg^{-1}	13.19 ± 5.23	12.05 (6.96-41.70)	Murillo Cisneros *et al.* (2024)
	Lobo marino de Steller (54, crías)		Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.		9.75 ± 2.52	9.51 (4.03-15.10)	
	Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	22.76 ± 5.79	21.25 (13.70-34.90)	**Este estudio**

	Lobo marino de California (42, crías)				12.17 ± 5.17	12.70 (0.66-20.00)	
	Lobo marino de California (48, crías)				19.74 ± 4.83	18.75 (11.90-29.10)	
V	Foca arpa (10, adultos)	Pelo	Isla de Baffin, Canadá	µg g^{-1}	0.67*	(0.55-0.78)	Agusa *et al.* (2011)
	Foca leopardo (28, adultos)	Pelo	Bahía Prydz, Antártida	µg g^{-1}	0.06 ± 0	0.06	Gray *et al.* (2008)
	Focas de Weddell (12, hembras adultas)		Long Fjord, Antártida		4.22 ± 0.65	4.37	
	Elefante marino del norte (22, crías)	Lanugo	Parque Estatal Año Nuevo, EE.UU.	mg kg^{-1}	1.9 ± 1.5	1.6 (0.5-7.9)	Habran *et al.* (2012)
	Elefante marino del norte (22, crías)	Pelo			1.6 ± 0.9	1.4 (0.2-3.2)	
	Foca gris (20, crías)	Lanugo	Isla de Mayo, Escocia	mg kg^{-1}	0.09 ± 0.12	0.06 (0.02-0.53)	Habran *et al.* (2013)
	Foca gris (21, hembras adultas)	Pelo			2.36 ± 0.63	2.35 (1.40-3.86)	
	Foca de Baikal (20, adultos)		Lago Baikal, Rusia		1.0 ± 0.8	(0.063-2.5)	
	Foca del Caspio (16, adultos)	Pelo	Mar Caspio	µg g^{-1}	0.71 ± 0.39	(0.026-1.8)	Ikemoto *et al.* (2004b)
	Lobo fino del norte (20, adultos)		Sanriku, Japón		3.1 ± 1.0	(1.5-5.5)	
	Lobo fino sudamericano (48, crías)	Vibrisa	Punta San Juan, Perú	µg g^{-1}		0.062	Kooyomjian *et al.* (2022)
	Lobo fino sudamericano (48, hembras adultas)					0.034	
	Foca anillada de Ladoga (4; crías)	Lanugo	Lago Ladoga, Europa	µg g^{-1}	0.22 ± 0.11	0.19 (0.022-0.49)	Trukhanova *et al.* (2022)
	Foca anillada de Ladoga (8; crías del año)	Pelo			0.24 ± 0.13	0.12 (0.07-1.12)	

	Foca anillada de Ladoga (2; adultos)					(0.09-0.27)	
	Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	0.20 ± 0.16	0.14 (< LDM-0.52)	**Este estudio**
Zn	Foca arpa (10, adultos)	Pelo	Isla de Baffin, Canadá	µg g^{-1}	124*	(115-135)	Agusa *et al.* (2011)
	Lobo marino de California (20, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	µg g^{-1}	398 ± 308		Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa (2008)
	Lobo marino de California (27, crías)		San Pedro Mártir, México		96.7 ± 74.5		
	Lobo marino de California (27, crías)		San Esteban, México		171.6 ± 40.3		
	Lobo marino de California (23, crías)		Los Cantiles, México		40.5 ± 38.6		
	Lobo marino de California (26, crías)		Granito, México		197 ± 72.7		
	Lobo marino de California (30, crías)		Isla Lobos, México		120 ± 25.8		
	Lobo marino de California (16, crías)		San Jorge, México		59.5 ± 18.5		
	Lobo marino de California (30, crías)		Rocas Consag, México		199 ± 44.3		
	Foca leopardo (30, adultos)	Pelo	Bahía Prydz, Antártida	µg g^{-1}	0.48 ± 0.12	0.46	Gray *et al.* (2008)
	Focas de Weddell (12, hembras adultas)		Long Fjord, Antártida		137 ± 14.3	134	
	Elefante marino del norte (22, crías)	Lanugo	Parque Estatal Año Nuevo, EE.UU.	mg kg^{-1}	249 ± 21	250 (208-288)	Habran *et al.* (2012)
	Elefante marino del norte (22, crías)	Pelo			305 ± 20	310 (254-338)	
	Foca gris	Lanugo	Isla de Mayo,	mg kg^{-1}	122 ± 13	117	

(20, crías)		Escocia			(105-146)	Habran *et al.* (2013)
Foca gris (20, hembras adultas)	Pelo			101 ± 9	97 (83-119)	
Foca de Baikal (20, adultos)		Lago Baikal, Rusia		105 ± 13	(81.4-127)	
Foca del Caspio (16, adultos)	Pelo	Mar Caspio	µg g^{-1}	98.1 ± 26.4	(58.7-169)	Ikemoto *et al.* (2004b)
Lobo fino del norte (20, adultos)		Sanriku, Japón		186 ± 55	(150-401)	
Lobo fino sudamericano (48, crías)	Vibrisa	Punta San Juan, Perú	µg g^{-1}	162.9 ± 23.60		Kooyomjian *et al.* (2022)
Lobo fino sudamericano (48, hembras adultas)				192.2 ± 26.54		
Lobo fino australiano (59, juveniles y hembras adultas)	Pelo	Isla Lady Julia Percy, Australia	µg g^{-1}	150 ± 14		Lynch *et al.* (2012)
Lobo fino australiano (58, juveniles y hembras adultas)				162 ± 11		
Lobo marino de Steller (48, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	mg kg^{-1}	141.40 ± 13.25	143 (79.20-165)	Murillo Cisneros *et al.* (2024)
Lobo marino de Steller (54, crías)		Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.		143.20 ± 8.46	142 (126-171)	
Foca anillada de Ladoga (4; crías)	Lanugo	Lago Ladoga, Europa	µg g^{-1}	274.5 ± 20.46	267.5 (236-327)	Trukhanova *et al.* (2022)
Foca anillada de Ladoga (8; crías del año)	Pelo			166.25 ± 8.25	171.5 (115-187)	
Foca anillada de Ladoga (2; adultos)					210	
Lobo marino de California (35, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	ppm	127.00 ± 10.35	127	**Este estudio**

		(109.00-148.00)
Lobo marino de California (42, crías)	139.70 ± 10.07	139 (119.00-166.00)
Lobo marino de California (48, crías)	132.70 ± 8.63	131.5 (112.00-155.00)

Nota: Los Estados Unidos de América (EE. UU.).

Anexo E. Isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$; por mil (‰)) y nitrógeno ($\delta^{15}N$; ‰) lanugo, pelo, y vibrisa en pinnípedos. Los resultados se expresan como promedio ± desviación estándar (DE), mediana, y mínimo (min) a máximo (max).

			$\delta^{13}C$		$\delta^{15}N$		
Especies (tamaño de muestra, estadio de madurez)	**Tejido**	**Región**	**Promedio ± DE**	**Mediana (Min-Max)**	**Promedio ± DE**	**Mediana (Min-Max)**	**Referencia**
Lobo marino de California (20, crías)	Lanugo	Los Islotes, México			21.52 ± 0.32		Elorriaga-Verplancken y Aurioles-Gamboa, 2008
Lobo marino de California (27, crías)		San Pedro Mártir, México			20.56 ± 0.44		
Lobo marino de California (27, crías)		Isla San Esteban, México			20.76 ± 0.45		
Lobo marino de California (23, crías)		Los Cantiles, México			21.25 ± 0.62		
Lobo marino de California (26, crías)		Granito, México			21.29 ± 0.46		
Lobo marino de California (30, crías)		Isla Lobos, México			21.46 ± 0.28		
Lobo marino de California (30, crías)		Rocas Consag, México			22.39 ± 0.51		
Lobo marino de California (10, crías)	Lanugo	Los Islotes, México	-15.2 ± 0.5		20.9 ± 0.6		
Lobo marino de California (10, crías)			-15.4 ± 0.3		21.5 ± 0.3		
Lobo marino de California (8, hembras adultas)	Pelo	Los Islotes, México	-14.6 ± 0.1		19.4 ± 0.2		Porras-Peters *et al.,* 2008
Lobo marino de California (10, crías)	Lanugo	San Pedro Mártir, México	-14.3 ± 0.2		20.5 ± 0.4		
Lobo marino de California (10, crías)			-14.4 ± 0.5		20.6 ± 0.4		
Lobo marino de California (8, crías)		Isla San Esteban, México	-14.4 ± 0.5		20.6 ± 0.2		
Lobo marino de California			-14.5 ± 0.5		20.8 ± 0.5		

(10, crías)					
Lobo marino de California (11, crías)		El Partido, México	-14.5 ± 0.4	20.4 ± 0.5	
Lobo marino de California (10, crías)			-14.0 ± 0.4	20.7 ± 0.5	
Lobo marino de California (10, crías)		Machos, México	-14.6 ± 0.1	20.1 ± 0.3	
Lobo marino de California (12, crías)		Los Cantiles, México	-15.4 ± 0.2	21.6 ± 0.4	
Lobo marino de California (9, crías)			-15.3 ± 0.5	21.3 ± 0.6	
Lobo marino de California (9, crías)		Isla Granito, México	-15.1 ± 0.4	21.6 ± 0.3	
Lobo marino de California (10, crías)			-14.7 ± 0.3	21.3 ± 0.5	
Lobo marino de California (10, crías)		Farallón de San Ignacio, México	-14.2 ± 0.5	21.6 ± 0.2	
Lobo marino de California (10, crías)		San Pedro Nolasco, México	-14.0 ± 0.2	21.3 ± 0.4	
Lobo marino de California (10, crías)		El Rasito, México	-14.6 ± 0.2	20.2 ± 0.4	
Lobo marino de California (10, crías)		Isla Lobos, México	-14.8 ± 0.4	21.5 ± 0.3	
Lobo marino de California (9, crías)		Rocas Consag, México	-14.1 ± 0.5	22.4 ± 0.5	
Lobo marino de California (10, crías)		San Jorge, México	-14.1 ± 0.4	21.1 ± 0.7	
Lobo marino de Galápagos (17, crías)	Lanugo	Española, Islas Galápagos	-16.2 ± 0.2	12.2 ± 0.3	Aurioles-Gamboa *et al.,* 2009
Lobo marino de Galápagos (10, crías)		Floreana, Islas Galápagos	-16.2 ± 0.2	12.7 ± 0.4	
Lobo marino de Galápagos (14, crías)		San Cristóbal	-16.3 ± 0.3	13.2 ± 0.2	

	(Lobería; Islas Galápagos)		
Lobo marino de Galápagos (19, crías)	San Cristóbal (Isla Lobos; Islas Galápagos)	-15.8 ± 0.3	13.3 ± 0.6
Lobo marino de Galápagos (10, crías)	San Cristóbal (P. Baquerizo; Islas Galápagos)	-15.5 ± 0.5	13.3 ± 0.6
Lobo marino de Galápagos (11, crías)	Santa Fe, Islas Galápagos	-15.9 ± 0.2	13.1 ± 0.2
Lobo marino de Galápagos (11, crías)	Caamaño, Islas Galápagos	-15.2 ± 0.5	13.5 ± 0.5
Lobo marino de Galápagos (10, crías)	Plaza Sur, Islas Galápagos	-16.2 ± 0.1	13.0 ± 0.5
Lobo marino de Galápagos (11, crías)	Mosquera, Islas Galápagos	-15.6 ± 0.5	13.6 ± 0.6
Lobo marino de Galápagos (4, crías)	Fernandina, Islas Galápagos	-15.9 ± 0.2	13.0 ± 0.2
Lobo marino de Galápagos (10, crías)	Pinta, Islas Galápagos	-16.4 ± 0.3	13.2 ± 0.3
Lobo marino de California (10, crías)	Los Islotes, México	-15.4 ± 0.2	21.5 ± 0.3
Lobo marino de California (10, crías)	Farallón de San Ignacio, México	-14.1 ± 0.4	21.6 ± 0.2
Lobo marino de California (10, crías)	San Pedro Nolasco, México	-14.0 ± 0.2	21.3 ± 0.4
Lobo marino de California (10, crías)	San Pedro Martír, México	-14.3 ± 0.4	20.6 ± 0.4
Lobo marino de California (10, crías)	Isla San Esteban, México	-14.4 ± 0.4	20.8 ± 0.4
Lobo marino de California (10, crías)	El Rasito, México	-14.6 ± 0.1	20.2 ± 0.4
Lobo marino de California	El Partido,	-13.9 ± 0.3	20.7 ± 0.5

(10, crías)		México					
Lobo marino de California (10, crías)		Los Machos, México	-14.5 ± 0.1		20.1 ± 0.3		
Lobo marino de California (9, crías)		Los Cantiles, México	-15.3 ± 0.4		21.3 ± 0.6		
Lobo marino de California (10, crías)		Isla Granito, México	-14.6 ± 0.3		21.3 ± 0.4		
Lobo marino de California (10, crías)		Isla Lobos, México	-14.7 ± 0.3		21.5 ± 0.2		
Lobo marino de California (10, crías)		San Jorge, México	-14.1 ± 0.4		21.1 ± 0.7		
Lobo marino de California (9, crías)		Rocas Consag, México	-14.0 ± 0.5		22.4 ± 0.5		
Lobo marino de California (188, crías)				-14.1 (-15.9 a -12.8)		18.5 (16.9-20.0)	
Lobo marino de California (10, joven del año)		Isla San Miguel, México		-13.6 (-15.2 a -13.0)		18.3 (18.0-19.3)	
Lobo marino de California (18, juveniles)	Pelo			-13.4 (-14.4 a -12.7)		17.1 (16.5-17.9)	Orr *et al.,* 2012
Lobo marino de California (23, hembras adultas)				-13.3 (-12.5 a -14.3)		17.0 (16.7-18.4)	
Lobo marino de California (10, machos adultos)		Shilshole Bay, EE.UU.		-13.1 (-12.1 a -13.6)		17.3 (16.7-18.8)	
Lobo fino de Guadalupe (19, crías)			-17.2 ± 0.2		17.9 ± 0.4		
Lobo fino de Guadalupe (16, crías)	Pelo	Isla San Benito, México	-17.5 ± 0.3		17.8 ± 0.7		Elorriaga-Verplancken *et al.,* 2016
Lobo marino de California (30, crías)			-16.2 ± 0.4		19.8 ± 0.4		
Lobo marino de California (30, crías)			-16.9 ± 0.4		20.2 ± 0.4		
Lobo marino de California (39, crías)- Inicial/Final	Lanugo	Rocas Consag, México			22.39 ± 0.5 / 23.83 ± 0.5		

Lobo marino de California (50, crías)- Inicial/Final		San Jorge, México			21.14 ± 0.7 / 23.57 ± 0.3		
Lobo marino de California (68, crías)- Inicial/Final		Isla Lobos, México			21.46 ± 0.2 / 23.69 ± 0.5		
Lobo marino de California (88, crías)- Inicial/Final		Granito, México			21.49 ± 0.37 / 23.47 ± 0.5		
Lobo marino de California (69, crías)- Inicial/Final		Los Cantiles, México			21.58 ± 0.3 / 23.06 ± 0.6		
Lobo marino de California (40, crías)- Inicial/Final		Los Machos, México			20.07 ± 0.3 / 22.29 ± 0.3		
Lobo marino de California (71, crías)- Inicial/Final		El Rasito, México			20.17 ± 0.4 / 22.14 ± 0.4		
Lobo marino de California (89, crías)- Inicial/Final		El Partido, México			20.4 ± 0.5 / 22.5 ± 0.3		
Lobo marino de California (105, crías)- Inicial/Final		Isla San Esteban, México			20.61 ± 0.2 / 22.56 ± 0.4		Aurioles-Gamboa *et al.,* 2017
Lobo marino de California (94, crías)- Inicial/Final		San Pedro Martír, México			20.46 ± 0.4 / 22.83 ± 0.3		
Lobo marino de California (34, crías)- Inicial/Final		San Pedro Nolasco, México			21.31 ± 0.4 / 22.86 ± 0.3		
Lobo marino de California (44, crías)- Inicial/Final		San Ignacio, México			21.63 ± 0.2 / 22.83 ± 0.2		
Lobo marino de California (196, crías)- Inicial/Final		Los Islotes, México			20.62 ± 0.3 / 22.64 ± 0.2		
Lobo marino de California (15, crías)		Isla Santa Margarita, México			20.3 ± 0.4		
Lobo marino de California (10, crías)		Isla Cedros, México			19.9 ± 0.4		
Lobo marino de California (24, crías)		Isla San Benito, México			19.1 ± 0.4		
Lobo marino de California (10, hembras adultas)	Vibrisa	Isla San Esteban, México	-13.7 ± 0.2	(-15.1 a -12.1)	21.2 ± 0.3	(19.8-22.9)	

Lobo marino de California (16, hembras adultas)		Isla Santa Margarita, México	-15.0 ± 0.7	(-16.5 a -12.6)	20.1 ± 0.3	(19.8-22.9)	Rosas-Hernández *et al.,* 2018a
Lobo marino de California (11, hembras adultas)	Vibrisa	Isla San Esteban, México	-13.7 ± 0.4		21.2 ± 0.5		Rosas-Hernández *et al.,* 2018b
Foca de puerto (11, crías)			-14.5 ± 0.8		16.4 ± 1.1		
Foca de puerto (9, crías)			-14.1 ± 0.7		16.6 ± 0.4		
Foca de puerto (13, crías)			-14.3 ± 0.7		15.7 ± 1.0		
Foca de puerto (25, crías)	Pelo	California, EE.UU.	-14.2 ± 0.6		17.5 ± 1.0		Murillo-Cisneros *et al.,* 2022
Foca de puerto (35, crías)			-14.3 ± 0.5		17.2 ± 0.6		
Foca de puerto (23, crías)			-14.7 ± 0.9		17.1 ± 0.7		
Lobo marino de Steller (48, crías)	Lanugo	Islas Aleutianas Central, EE.UU.	-17.76 ± 0.28	-17.76 (-18.29 a -16.73)	14.83 ± 0.39	14.79 (14.02-15.65)	Murillo Cisneros *et al.,* 2024
Lobo marino de Steller (54, crías)		Islas Aleutianas Occidentales, EE.UU.	-17.87 ± 0.40	-17.94 (-18.69 a -16.77)	15.23 ± 0.51	15.20 (14.32-15.54)	
Lobo marino de California (22; crías)			-15.3 ± 0.3		21.9 ± 0.2		
Lobo marino de California (30; crías)			-15.6 ± 0.5		22.2 ± 0.2		
Lobo marino de California (30; crías)	Lanugo	Los Islotes, México	-15.7 ± 0.4		22.1 ± 0.3		Cruz-Vallejo *et al.,* 2024
Lobo marino de California (20; crías)			-15.2 ± 0.7		21.1 ± 0.5		
Lobo marino de California			-15.7 ± 0.5		22.3 ± 0.3		

(20; crías)							
Lobo marino de California (30; crías)			-15.6 ± 0.5		22.7 ± 0.4		
Lobos marinos de California (15, crías)			-14.31 ± 0.13	-14.29 (-14.55 a -14.14)	23.07 ± 0.47	23.15 (21.71-23.68)	
Lobos marinos de California (15, crías)			-14.49 ± 0.30	-14.43 (-15.10 a -13.86)	22.77 ± 0.64	22.86 (21.57-23.73)	
Lobos marinos de California (15, crías)		Los Cantiles, México	-14.20 ± 0.15	-14.16 (-14.52 a -13.98)	21.98 ± 0.59	22.15 (21.02-23.03)	
Lobos marinos de California (15, crías)			-14.93 ± 0.55	-14.84 (-16.21 a -13.80)	21.99 ± 0.65	22.17 (20.48-22.78)	
Lobos marinos de California (15, crías)	Lanugo		-14.58 ± 0.54	-14.71 (-15.21 a -13.20)	22.38 ± 0.35	22.38 (21.69-22.91)	**Este Estudio**
Lobos marinos de California (15, crías)			-14.19 ± 0.15	-14.23 (-14.34 a -13.78)	23.19 ± 0.54	23.08 (22.37-24.07)	
Lobos marinos de California (14, crías)			-14.29 ± 0.17	-14.29 (-14.56 a -14.04)	23.25 ± 0.43	23.09 (22.54-24.10)	
Lobos marinos de California (13, crías)		Granito, México	-14.16 ± 0.24	-14.14 (-14.84 a -13.78)	22.17 ± 0.66	22.21 (20.70-23.36)	
Lobos marinos de California (11, crías)			-15.31 ± 0.80	-15.14 (-17.16 a -14.68)	21.72 ± 0.72	21.91 (20.27-22.56)	
Lobos marinos de California (15, crías)			-14.83 ± 0.14	-14.80	22.83 ± 0.37	22.81 (22.21-23.47)	

			(-15.11 a -14.56)		
Lobos marinos de California (15, crías)		-15.44 ± 0.32	-15.85 (-16.20 a -13.20)	22.53 ± 0.25	22.59 (20.96-23.63)
Lobos marinos de California (15, crías)		-15.39 ± 0.49	-15.56 (-15.89 a -14.31)	22.35 ± 0.41	22.40 (21.85-23.06)
Lobos marinos de California (16, crías)		-15.08 ± 0.61	-15.26 (-15.93 a -13.44)	21.80 ± 0.51	21.89 (20.96-22.69)
Lobos marinos de California (15, crías)	Los Islotes, México	-15.24 ± 0.50	-15.30 (-16.12 a -14.32)	22.35 ± 0.36	22.27 (21.85-23.02)
Lobos marinos de California (16, crías)		-14.89 ± 0.70	-15.04 (-15.65 a -13.20)	22.45 ± 0.48	22.45 (21.27-23.25)
Lobos marinos de California (35, crías)		-15.48 ± 0.58	-15.68 (-15.94 a --13.58)	22.48 ± 0.28	22.45 (21.86-23.30)
Lobos marinos de California (42, crías)		-15.56 ± 0.27	-15.59 (-15.95 a -14.74)	22.65 ± 0.23	22.66 (22.20-23.32)
Lobos marinos de California (48, crías)		-15.66 ± 0.26	-15.69 (-16.20 a -14.95)	22.83 ± 0.26	22.8 (22.24-23.63)

Anexo F. Resultados para el análisis de los indicadores de estrés oxidativo, incluyendo la tasa de producción de radical superóxido ($O_2^{\bullet-}$), las actividades (unidades (U) mg^{-1} proteína) de superóxido dismutasa (SOD), glutatión peroxidasa (GPx), catalasa (CAT), glutatión reductasa (GR), y glutatión S-transferasa (GST), y daño oxidativo a lípidos (sustancias reactivas al ácido tiobarbitúrico; TBARS) y proteínas (carbonilos proteicos; CP) en tejidos internos de pinnípedos. Los resultados se expresan como promedio ± desviación estándar (DE), y/o como mediana. Las unidades convertidas representan una aproximación de valores para poder comparar resultados.

Análisis	Especies (clase de madurez; tamaño de muestra)	Región	Promedio ± DE	Mediana (Mínimo a Máximo)	Unidades Originales	Tejido	Unidades Convertidas (U mg^{-1} Proteína)	Unidades Convertidas (nmol g^{-1} tejido)	Unidades Convertidas (nmol min^{-1} g^{-1} tejido)	Referencia
SOD	Lobo marino de California (crías; 10)	Golfo de California, México	193.58 ± 42.74	148.09 (75.94-382.47)	U mg^{-1} proteína	Músculo				**Este Estudio**
	Lobo marino de California (crías; 5)		80.02 ± 37.80	59.79 (46.62-137.76)		Hígado				
	Lobo marino de California (crías; 5)		124.19 ± 69.15	89.05 (80.03-243.09)		Riñón				
	Lobo marino de California (crías; 5)		124.28 ± 42.74	109.73 (77.82-170.56)		Corazón				
	Lobo marino de California (crías; 8)		285.20 ± 140.90	246.40 (187.40-623.90)		Cerebro				
	Elefante marino del sur (desconocido)	Argentina		1481.48	U mL^{-1}	Sangre				Wilhelm Filho *et al.,* 2002
	Foca encapuchada (hembras adultas; 4)	Mar de Groenlandia	45.9 ± 1.6		U mL^{-1}	Corteza visual	23.30			Martens *et al.,* 2022
			47.7 ± 3			Cerebelo	24.21			
			40.4 ± 2.6			Hipocampo	20.51			
	Foca harpa (hembras adultas; 4)		48.4 ± 1.7			Corteza visual	24.57			
			47 ± 2.1			Cerebelo	23.86			
	Foca harpa (hembras adultas; 3)		46.4 ± 2.4			Hipocampo	23.55			

	Lobo fino del sur (machos juveniles; 11)	Rio Grande, Brasil	301.56 ± 66.46		U mL^{-1}	Sangre		Righetti *et al.,* 2014
	Elefante marino del sur (crías y hembras adultas; 12)		1240.26 ± 92.76					
	Foca anillada (adultos; 31)	Svalbard	Aprox. 11.1		µmol min^{-1} mg^{-1} proteína (Igual a U mg^{-1} proteína)	Hígado		Kanerva *et al.,* 2012
	Foca anillada (adultos; 40)	Mar Báltico	Aprox. 12.9					
	Foca encapuchada (crías; 4)	Golfo de San Lorenzo, Canadá	Aprox. 25.1		U mg^{-1} proteína	Músculo		Vázquez-Medina *et al.,* 2011a
	Foca encapuchada (crías destetadas; 5)		Aprox. 25.9					
	Foca encapuchada (hembras adultas; 5)		Aprox. 39.0					
	Foca anillada (desconocido; 11)	Alaska, EE.UU.	14.0 ± 3.0		U mg^{-1} proteína	Músculo		Vázquez-Medina *et al.,* 2012
			71.0 ± 36.0			Hígado		
			55.0 ± 10.0			Riñón		
			77.0 ± 25.0			Corazón		
	Elefante marino del norte (crías destetadas (temprano); 10)	California, EE.UU.	839 ± 16		U mL^{-1}	Sangre		Vázquez-Medina *et al.,* 2010
	Elefante marino del norte (crías destetadas (tarde); 9)		920 ± 24					
GPx	Lobo marino de California (crías; 10)	Golfo de California, México	21.06 ± 7.15	16.44 (3.35-39.47)	U mg^{-1} proteína	Músculo		**Este Estudio**

Lobo marino de California (crías; 5)		11.85 ± 5.37	12.19 (4.49-19.36)		Hígado		
Lobo marino de California (crías; 5)		20.67 ± 7.40	21.58 (10.72-30.47)		Riñón		
Lobo marino de California (crías; 5)		9.96 ± 7.15	8.22 (4.20-21.71)		Corazón		
Lobo marino de California (crías; 8)		17.89 ± 10.82	16.18 (2.93-34.66)		Cerebro		
Elefante marino del sur (desconocido)	Argentina		1722.41	µmol mL^{-1} min^{-1}	Sangre		Wilhelm Filho *et al.,* 2002
Focas encapuchadas (hembras adultas; 4)	Mar de Groenlandia	351 ± 13.9		Nmol min^{-1} mL^{-1}	Corteza visual	0.020	Martens et al., 2022
		504 ± 37.1			Cerebelo	0.028	
		309 ± 22.2			Hipocampo	0.017	
Foca harpa (hembras adultas; 4)		355 ± 37.2			Corteza visual	0.020	
		610 ± 17			Cerebelo	0.034	
Foca harpa (hembras adultas; 3)		376 ± 39.4			Hipocampo	0.021	
Lobo fino del sur (machos juveniles; 11)	Rio Grande, Brasil	0.55 ± 0.03		U mL^{-1}	Sangre		Righetti *et al.,* 2014
Elefante marino del sur (crías y hembras adultas; 12)		1.81 ± 0.16					
Foca anillada (desconocido; 11)	Alaska, EE.UU.	4.0 ± 0.8		mU mg^{-1} proteína	Músculo	0.004	Vázquez-Medina *et al.,* 2012
		3.0 ± 8.0			Hígado	0.003	
		17.0 ± 2.0			Riñón	0.017	
		15.0 ± 1.0			Corazón	0.015	
		430 ± 90		U mL^{-1}	Sangre		

	Elefante marino del norte (crías destetadas (temprano); 10)	California, EE.UU.	6.9 ± 1.4		U mg^{-1} proteína	Músculo	Vázquez-Medina *et al.,* 2010
			935 ± 149		U mL^{-1}	Sangre	
	Elefante marino del norte (crías destetadas (tarde); 9)		10.7 ± 0.5		U mg^{-1} proteína	Músculo	
	Lobo marino de Steller (crías; 10)	Isla Agattu, Alaska, EE.UU.	70.9 ± 7.7	(56-82)			
	Lobo marino de Steller (crías; 10)	Isla Ulak, Alaska, EE.UU.	63.4 ± 3.2	(58-67)	mU mg^{-1} hemoglobina	Sangre	Lian *et al.,* 2020
	Lobo marino de Steller (crías; 33)	Isla Ugamak, Alaska, EE.UU.	68 ± 7.7	(49-85)			
	Lobo marino de Steller (crías; 17)	Isla Chiswell, Alaska, EE.UU.	59 ± 6.7	(51-76)			
CAT	Lobo marino de California (crías; 10)	Golfo de California, México	110.80 ± 6.81	96.68 (33.36-217.64)	U mg^{-1} proteína	Músculo	**Este Estudio**
	Lobo marino de California (crías; 5)		48.45 ± 14.29	46.73 (32.40-71.45)		Hígado	
	Lobo marino de California (crías; 5)		45.22 ± 26.46	37.73 (20.10-89.81)		Riñón	
	Lobo marino de California (crías; 5)		39.72 ± 6.81	41.88 (30.51-48.37)		Corazón	
	Lobo marino de California (crías; 8)		107.35 ± 39.26	105.14 (30.26-159.83)		Cerebro	
	Elefante marino del sur (desconocido)	Argentina		35.04	µmol mL^{-1} min^{-1}	Sangre	Wilhelm Filho *et al.,* 2002

Lobo fino del sur (machos juveniles; 11)	Rio Grande, Brasil	13.02 ± 3.38	U mL^{-1}	Sangre	Righetti *et al.,* 2014
Elefante marino del sur (crías y hembras adultas; 12)		68.14 ± 5.88			
Foca anillada (adultos; 31)	Svalbard	Aprox. 390	µmol min^{-1} mg^{-1} proteína (Igual a U mg^{-1} proteína)	Hígado	Kanerva *et al.,* 2012
Foca anillada (adultos; 40)	Mar Báltico	Aprox. 401			
Foca anillada (desconocido; 11)	Alaska, EE.UU.	891.0 ± 268.0	U mg^{-1} proteína	Músculo	Vázquez-Medina *et al.,* 2012
		19 196 ± 452		Hígado	
		8245 ± 960		Riñón	
		1956 ± 581		Corazón	
Elefante marino del norte (crías destetadas (temprano); 10)	California, EE.UU.	5192 ± 753	U mL^{-1}	Sangre	
		29.4 ± 4	U mg^{-1} proteína	Músculo	
Elefante marino del norte (crías destetadas (tarde); 9)		8185 ± 973	U mL^{-1}	Sangre	Vázquez-Medina *et al.,* 2010
		69.0 ± 15	U mg^{-1} proteína	Músculo	
Foca de Weddell (adulto joven; 23)	Antártida	197.30 ± 10.3	U mg^{-1} proteína	Músculo (*L. dorsi*)	Allen *et al.,* 2019
Foca de Weddell (adulto mayor; 22)		188.4 ± 8.9			
Foca de Weddell (adulto joven; 19)		172.8 ± 13.1		Músculo (Pectoralis)	

	Foca de Weddell (adulto mayor; 15)		171.1 ± 9.5			Músculo (Pectoralis)		
GR	Lobo marino de California (crías; 10)	Golfo de California, México	170.37 ± 15.87	176.44 (19.52-377.31)	U mg^{-1} proteína	Músculo		**Este Estudio**
	Lobo marino de California (crías; 5)		128.10 ± 15.86	119.50 (112.30-147.90)		Hígado		
	Lobo marino de California (crías; 5)		205.62 ± 98.83	253.06 (55.25-299.87)		Riñón		
	Lobo marino de California (crías; 5)		66.15 ± 15.87	70.74 (44.24-81.88)		Corazón		
	Lobo marino de California (crías; 8)		149.63 ± 56.02	130.09 (86.95-246.23)		Cerebro		
	Elefante marino del sur (desconocido)	Argentina		380.27	µmol mL^{-1} min^{-1}	Sangre		Wilhelm Filho *et al.,* 2002
	Focas encapuchadas (hembras adultas; 4)	Mar de Groenlandia	54 ± 4.1		nmol min^{-1} mL^{-1}	Corteza visual	0.023	Martens et al., 2022
			64 ± 2.9			Cerebelo	0.028	
			49 ± 1.1			Hipocampo	0.021	
	Foca harpa (hembras adultas; 4)		73 ± 8			Corteza visual	0.032	
			85 ± 2			Cerebelo	0.037	
	Foca harpa (hembras adultas; 3)		65 ± 7			Hipocampo	0.028	
	Lobo fino del sur (machos juveniles; 11)	Rio Grande, Brasil	0.20 ± 0.01		U mL^{-1}	Sangre		Righetti *et al.,* 2014
	Elefante marino del sur (crías y hembras adultas; 12)		0.39 ± 0.08					

	Foca anillada (desconocido; 11)	Alaska, EE.UU.	4.0 ± 1.0 3.0 ± 0.6 5.0 ± 1.0 7.0 ± 2.0		mU mg^{-1} proteína	Músculo Hígado Riñón Corazón	0.004 0.003 0.005 0.007	Vázquez-Medina *et al.,* 2012
	Foca anillada (adultos; 31)	Svalbard	Aprox. 0.0071		µmol min^{-1} mg^{-1} proteína (Igual a U mg^{-1} proteína)	Hígado		Kanerva *et al.,* 2012
	Foca anillada (adultos; 40)	Mar Báltico	Aprox. 0.009					
	Foca de Weddell (adulto joven; 19)	Antártida	2.44 ± 0.18		U mg^{-1} proteína	Músculo (*L. dorsi*)		Allen *et al.,* 2019
	Foca de Weddell (adulto mayor; 19)		2.16 ± 0.26			Músculo (*L. dorsi*)		
	Foca de Weddell (adulto joven; 17)		2.11 ± 0.21			Músculo (Pectoralis)		
	Foca de Weddell (adulto mayor; 13)		2.14 ± 0.32			Músculo (Pectoralis)		
GST	Lobo marino de California (crías; 10)	Golfo de California, México	686.40 ± 90.05	602.30 (307.80-1115.50)	U mg^{-1} proteína	Músculo		**Este Estudio**
	Lobo marino de California (crías; 5)		1048.80 ± 586.07	813.10 (738.10-2093.30)		Hígado		
	Lobo marino de California (crías; 5)		234.51 ± 163.69	185.54 (76.63-422.99)		Riñón		
	Lobo marino de California (crías; 5)		273.1 ± 90.05	260.20 (175.60-411.30)		Corazón		
	Lobo marino de California (crías; 8)		539.66 ± 524.12	436.71 (24.84-1734.79)		Cerebro		
	Elefante marino del sur (desconocido)	Argentina		267.29	µmol mL^{-1} min^{-1}	Sangre		Wilhelm Filho *et al.,* 2002

	Focas encapuchadas (hembras adultas; 4)	Mar de Groenlandia	15 ± 3.1		nmol min^{-1} mL^{-1}	Corteza visual	0.004		Martens et al., 2022
			21 ± 3.7			Cerebelo	0.005		
			11 ± 3.4			Hipocampo	0.003		
	Foca harpa (hembras adultas; 4)		18 ± 1.8			Corteza visual	0.005		
			16 ± 2.9			Cerebelo	0.004		
	Foca harpa (hembras adultas; 3)		23 ± 3.4			Hipocampo	0.006		
	Lobo fino del sur (machos juveniles; 11)	Rio Grande, Brasil	12.12 ± 3.14		U mL^{-1}	Sangre			Righetti *et al.,* 2014
	Elefante marino del sur (crías y hembras adultas; 12)		21.78 ± 2.07						
	Foca anillada (desconocido; 11)	Alaska, EE.UU.	0.9 ± 0.2		mU mg^{-1} proteína	Músculo	0.001		Vázquez-Medina *et al.,* 2012
			35.0 ± 5.0			Hígado	0.035		
			7.0 ± 1.0			Riñón	0.007		
			13.3 ± 3.0			Corazón	0.013		
	Foca de Weddell (adulto joven; 19)	Antártida	9.05 ± 0.53		U mg^{-1} proteína	Músculo (*L. dorsi*)			Allen *et al.,* 2019
	Foca de Weddell (adulto mayor; 19)		8.74 ± 0.54			Músculo (*L. dorsi*)			
	Foca de Weddell (adulto joven; 22)		11.27 ± 0.46			Músculo (Pectoralis)			
	Foca de Weddell (adulto mayor; 12)		11.42 ± 0.42			Músculo (Pectoralis)			
$O_2^{\bullet-}$	Lobo marino de California (crías; 8)	Golfo de California, México	0.13 ± 0.08	0.13 (0.05-0.19) n = 8	nmol min^{-1} mg^{-1} proteína	Músculo		3.34	**Este Estudio**
	Lobo marino de California (crías; 5)		0.21 ± 0.07	0.21 (0.12-0.28)		Hígado		14.44	

	Lobo marino de California (crías; 5)		0.21 ± 0.06	0.20 (0.12-0.30)		Riñón	9.78	
	Lobo marino de California (crías; 5)		0.20 ± 0.08	0.17 (0.11-0.32)		Corazón	7.22	
	Lobo marino de California (crías; 8)		0.24 ± 0.08	0.23 (0.09-0.35)		Cerebro	3.47	
	Foca encapuchada (crías; 4)		Aprox. 0.09					
	Foca encapuchada (crías destetadas; 5)		Aprox. 0.011		nmol min^{-1} g^{-1} tejido	Músculo		Vázquez-Medina *et al.,* 2011a
	Foca encapuchada (hembras adultas; 5)	Golfo de San Lorenzo, Canadá	Aprox 0.023					
	Foca anillada (juveniles y adultos; 17)	Alaska, EE.UU.	0.135 ± 0.014 0.057 ± 0.006 0.058 ± 0.006		nmol min^{-1} g^{-1} tejido	Músculo Riñón Corazón		Zenteno-Savín *et al.,* 2002
TBARS	Lobo marino de California (crías; 10)	Golfo de California, México	2.11 ± 1.42	1.26 (0.14-6.06)	nmol mg^{-1} proteína	Músculo	56.12	**Este Estudio**
	Lobo marino de California (crías; 5)		0.47 ± 0.34	0.34 (0.18-1.00)		Hígado	33.05	
	Lobo marino de California (crías; 5)		0.29 ± 0.31	0.29 (0.11-0.84)		Riñón	13.44	
	Lobo marino de California (crías; 5)		2.01 ± 1.42	1.87 (0.51-4.28)		Corazón	74.15	
	Lobo marino de California (crías; 8)		0.37 ± 0.27	0.30 (0.13-0.99)		Cerebro	5.33	

Elefante marino del sur (desconocido)	Argentina		57.72	nmol mL^{-1}	Sangre	Wilhelm Filho *et al.,* 2002
Lobo fino del sur (machos juveniles; 11)	Rio Grande, Brasil	17.17 ± 2.20		U mL^{-1}	Sangre	Righetti *et al.,* 2014
Elefante marino del sur (crías y hembras adultas; 12)		60.77 ± 5.43				
Foca anillada (desconocido; 11)	Alaska, EE.UU.	0.330 ± 0.05		nmol g^{-1} tejido	Músculo	Vázquez-Medina *et al.,* 2007
		0.672 ± 0.08			Hígado	
		0.107 ± 0.01			Riñón	
		0.252 ± 0.02			Corazón	
Foca encapuchada (crías; 4)	Golfo de San Lorenzo, Canadá	0.05 ± 0.02		nmol g^{-1} tejido	Músculo	Vázquez-Medina *et al.,* 2011a
Foca encapuchada (crías destetadas; 5)		0.08 ± 0.009				
Foca encapuchada (hembras adultas; 5)		0.05 ± 0.01				
Foca anillada (juveniles y adultos; 17)	Alaska, EE.UU.	0.330 ± 0.056		nmol min^{-1} g^{-1} tejido	Músculo	Zenteno-Savín *et al.,* 2002
		0.107 ± 0.011			Riñón	
		0.252 ± 0.028			Corazón	
Elefante marino del norte (crías destetadas (temprano); 10)	California, EE. UU	Aprox. 36		nmol L^{-1}	Músculo	Vázquez-Medina *et al.,* 2010
Elefante marino del norte (crías		Aprox. 38				

	destetadas (tarde); 9)							
	Lobo marino de Steller (crías; 12)	Isla Agattu, Alaska, EE.UU.	16.9 ± 1.5	(14.8-19.5)				
	Lobo marino de Steller (crías; 11)	Isla Ulak, Alaska, EE.UU.	16.1 ± 3.6	(12.1-23.4)				
	Lobo marino de Steller (crías; 33)	Isla Ugamak, Alaska, EE.UU.	19.5 ± 5.4	(9.85-32.5)	µM mL^{-1}	Sangre		Lian *et al.,* 2020
	Lobo marino de Steller (crías; 16)	Isla Chiswell, Alaska, EE.UU.	14.2 ± 3.2	(8.9-20.9)				
	Lobo marino de California (crías; 10)		26.23 ± 8.40	23.59 (6.96-56.47)		Músculo	1,256,540.75	
	Lobo marino de California (crías; 5)		13.27 ± 5.15	14.49 (7.19-19.30)		Hígado	1,835,156.75	
	Lobo marino de California (crías; 5)	Golfo de California, México	42.49 ± 30.35	30.42 (22.90-96.27)	µmol mg^{-1} proteína	Riñón	3,926,546.25	**Este Estudio**
	Lobo marino de California (crías; 5)		22.31 ± 8.40	21.68 (13.26-32.25)		Corazón	1,641,829.03	
CP	Lobo marino de California (crías; 8)		15.60 ± 7.49	13.15 (7.36-29.37)		Cerebro	454,857.50	
	Foca anillada (desconocido; 11)	Alaska, EE.UU.	369.50 ± 31.86		nmol g^{-1} tejido	Músculo		Vázquez-Medina *et al.,* 2007
			63.72 ± 9.49			Hígado		
			128.22 ± 12.33			Riñón		
			85.35 ± 21.18			Corazón		
	Foca encapuchada (crías; 4)		106.61 ± 32.0		nmol g^{-1} tejido	Músculo		

Foca encapuchada (crías destetadas; 5)	Golfo de San Lorenzo, Canadá	103.76 ± 31.0				Vázquez-Medina *et al.,* 2011a
Foca encapuchada (hembras adultas; 5)		96.87 ± 33.0				
Elefante marino del norte (crías destetadas (temprano); 10)	California, EE.UU.	100 ± 3		%	Músculo	Vázquez-Medina *et al.,* 2010
Elefante marino del norte (crías destetadas (tarde); 9)		81 ± 4				
Lobo marino de Steller (crías; 12)	Isla Agattu, Alaska, EE.UU.	1.6 ± 0.7	(0.6-2.8)	nmol mg^{-1} proteína	Sangre	Lian *et al.,* 2020
Lobo marino de Steller (crías; 10)	Isla Ulak, Alaska, EE.UU.	2.3 ± 1.3	(0.7-4.5)			
Lobo marino de Steller (crías; 34)	Isla Ugamak, Alaska, EE.UU.	1.4 ± 1.1	(0.5-5.3)			
Lobo marino de Steller (crías; 17)	Isla Chiswell, Alaska, EE.UU.	0.3 ± 0.2	(0.0-0.8)			

Nota: *Longissimus dorsi* (*L. dorsi*).