



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

**RECONSTRUCCIÓN DE LA TRAMA TRÓFICA Y TRANSFERENCIA DE
ELEMENTOS TRAZA (As, Cd, Cu, Hg, Mn, Pb, Se y Zn) EN EL SURESTE
DEL GOLFO DE CALIFORNIA**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR(A) EN CIENCIAS
CAMPO DE CONOCIMIENTO: QUÍMICA ACUÁTICA

PRESENTA:
M.C. DANIELA ESTEFANÍA VALLADOLID GARNICA

TUTOR PRINCIPALE:

DR. MARTIN F. SOTO JIMÉNEZ

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, Unidad Académica Mazatlán

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR:

DR. CARLOS RENÉ GREEN RUÍZ.

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, Unidad Académica Mazatlán

DRA. OFELIA ESCOBAR SÁNCHEZ

Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa

DR. MARTIN ENRIQUE JARA MARINI

Centro de Investigación de Alimentación y Desarrollo, A.C.

DR. YASSIR EDÉN TORRES ROJAS

Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía de Golfo de México, Universidad Autónoma de Campeche

CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD DE MÉXICO, NOVIEMBRE, 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



**RECONSTRUCCIÓN DE LA TRAMA TRÓFICA Y TRANSFERENCIA DE
ELEMENTOS TRAZA (As, Cd, Cu, Hg, Mn, Pb, Se y Zn) EN EL SURESTE
DEL GOLFO DE CALIFORNIA**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

DOCTOR(A) EN CIENCIAS

(Química acuática)

PRESENTA:

M. en C. Daniela Estefanía Valladolid Garnica

TUTOR(A) O TUTORES PRINCIPALES:

DR. MARTIN F. SOTO JIMÉNEZ

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, Unidad Académica Mazatlán

COMITÉ TUTOR:

DR. CARLOS RENÉ GREEN RUÍZ.

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, Unidad Académica Mazatlán

DRA. OFELIA ESCOBAR SÁNCHEZ

Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa

DR. MARTIN ENRIQUE JARA MARINI

Centro de Investigación de Alimentación y Desarrollo, A.C.

DR. YASSIR EDÉN TORRES ROJAS

Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía de Golfo de México, Universidad Autónoma de Campeche

CIUDAD DE MÉXICO, NOVIEMBRE, 2023

Este trabajo se realizó en el laboratorio de Isotopía Estable de la Unidad Académica Mazatlán del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). El estudio se financió con fondos del proyecto ASPA-DGAPA9 2018-2019 y del proyecto de fondos especiales del CONACYT 230061: “Fortalecimiento del Grupo de Investigación en Geoquímica y Contaminación Marina (GEMA) mediante la adquisición de un espectrómetro de masas de alta resolución”, ambos a cargo del Dr. Martín F Soto Jiménez. Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo.

Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: valladolid@comunidad.unam.mx y/o martin@ola.icmyl.unam.mx

Si el permiso se otorga deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente de la siguiente manera. Valladolid-Garnica D.E. (2023) Reconstrucción de la trama trófica y transferencia de elementos traza As, Cd, Cu, Hg, Mn, Se, Pb y Zn en el sureste del golfo de California. Tesis doctoral. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, ICMYL-UNAM, ppxxx

DEDICATORIA

Dedico esta tesis a mi familia, su amor y cariño son los motores de mi esfuerzo y dedicación

A mis padres Esteban y Ernestina, gracias por educarme con respeto y amor inmensurable.
Gracias por enseñarme a no rendirme ante cualquier adversidad.

A mi esposo Diego, gracias por tu amor, paciencia, apoyo y por siempre creer en mí.

A mis dos hermosos hijos Alexis y Diego, gracias por existir y motivarme a buscar lo mejor para
ustedes.

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán en particular al Laboratorio de Isotopía Estable a cargo del Dr. Martin F Soto Jiménez y al CONACYT por proporcionarme el apoyo logístico, académico y económico tanto para la realización del posgrado, como para la estancia académica.

A mi director de tesis Dr. Martin F Soto Jiménez, por brindarme la oportunidad de trabajar bajo su tutela, su apoyo, confianza, asesoría y disposición para mi progreso académico.

A mi comité tutor:

Dr. Carlos René Green Ruiz

Dra. Ofelia Escobar Sánchez

Dr. Martin Enrique Jara Marini

Dr. Yassir Edén Torres Rojas

A quienes les tengo aprecio, cariño y respeto, les agradezco por compartir su conocimiento atención, disponibilidad, confianza y paciencia durante mi formación académica.

Quiero agradecer especialmente a Dr. Martin E Jara Marini y Dr. Yassir Edén Rojas Torres, quienes me han visto crecer como investigadora desde mi maestría, les agradezco cada comentario, revisión, mensaje de apoyo y observación que han hecho sobre mi persona y mi trabajo. No tengo palabras para describir el impacto positivo que cada una de sus palabras tuvo en mí y me siento feliz y afortunada de que fueran parte de este proyecto.

Gracias a la Coordinación de Posgrado del Instituto de Ciencias de Mar y Limnología, especialmente a Diana Juárez por su apoyo y paciencia.

ÍNDICE

Resumen.....	20
Abstract.....	22
INTRODUCCIÓN	24
Antecedentes	27
Estructuración trófica	27
Gremios tróficos.....	27
Transferencia de energía	28
Estudios de redes tróficas.....	28
Depredadores pelágicos mayores	30
Dorado	31
Pez vela.....	31
Tiburón martillo.....	32
Marlín azul.....	33
Marlín rayado	33
Atún aleta amarilla.....	33
Elementos traza	35
Elementos esenciales.....	36
Cobre	36
Manganeso.....	36
Selenio	37
Zinc.....	38
Elementos sin función biológica conocida.....	39
Arsénico.....	39
Cadmio.....	39

Mercurio	40
Plomo.....	42
Transferencia trófica	43
JUSTIFICACIÓN	47
PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN.....	48
HIPÓTESIS.....	48
OBJETIVOS	49
Objetivos específicos.....	49
MATERIALES Y MÉTODOS	50
Área de estudio.....	50
Agua	51
Determinación de elementos traza en agua de mar	51
Sedimentos superficiales	53
Análisis de distribución del tamaño de grano.....	53
Determinación de carbono orgánico.....	54
Digestión total de sedimentos.....	54
Extracción secuencial de sedimentos	54
Organismos vivos.....	55
Fitoplancton.....	55
Zooplancton.....	55
Crustáceos y moluscos.....	55
Peces	56
Digestión de tejido biológico.....	56
Determinación de elementos traza.....	57
Control de calidad de los datos.....	57

Determinación de isótopos estables de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$	61
Procesamiento de los datos	62
Relación C:N.....	62
Corrección de lípidos en análisis de isótopos estables de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$)..	62
Determinación de Posición Trófica (PT).	63
Nicho isotópico	63
Modelos de mezcla.....	64
Factor de enriquecimiento.....	65
Factor de bioacumulación	65
Factor de acumulación corregido por BMF_{SIA}	66
Factor de Magnificación Trófico (FMT).....	66
RESULTADOS.....	67
Agua de Mar.....	67
Sedimentos	71
Análisis fisicoquímicos.....	71
Granulometría.....	71
Factor de Enriquecimiento.....	74
Extracción secuencial de sedimentos	74
Elementos esenciales	75
Elementos sin función biológica conocida	76
Reconstrucción de la trama trófica.....	78
Biometrías	90
Índices ecológicos	95
Isótopos estables de C y N	95
Nicho isotópico	99

Posición trófica (PT)	102
Estimación de la contribución relativa de la dieta al consumidor mediante estadística Bayesiana.	105
Análisis de elementos traza	115
Factor de bioacumulación (BAF)	123
Factor de bioacumulación mediante sedimentos marinos (BSAF)	139
Factor de magnificación trófico (FMT)	155
Factor de biomagnificación trófico calculado por análisis isotópico	163
DISCUSIÓN	179
Agua y sedimento marino superficial.....	179
Composición isotópica de las fuentes y los organismos	185
Productores primarios	185
Consumidores	187
Depredadores tope	189
Posición trófica y modelos de mezcla	190
Transferencia de elementos traza	192
CONCLUSIONES	211
REFERENCIAS.....	215
Anexo I.....	265
Anexo II.....	267
Anexo III.....	269
Anexo IV.....	285
Anexo V	301

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 <i>Corypahena hippurus</i> (NOAA,2020).....	31
Figura 2 <i>Istiophorus platypterus</i> (NOAA,2020).....	32
Figura 3 <i>Sphyrna lewini</i> (NOAA,2020).....	32
Figura 4 <i>Makaira nigricans</i> (NOAA,2020).....	33
Figura 5 <i>Kajikia audax</i> (NOAA, 2020).	33
Figura 6 <i>Thunnus albacares</i> (NOAA, 2020)	34
Figura 7 Área de estudio en el sureste del golfo de California. Los muestreos se llevaron a cabo en las zonas señaladas con líneas punteadas.....	51
Figura 8 Esquematización de sistema de inyección de flujo modo “on-line”, a) llenado de bucle, b) columna de carga, c) lavado y acondicionamiento, d) elución de muestra.	53
Figura 9 Curvas de calibración de elementos traza esenciales (Cu, Mn, Se y Zn) en espectrometría de masas de alta resolución con plasma inductivamente acoplado (HR-ICP-MS).	58
Figura 10 Curvas de calibración de elementos traza esenciales (As, Cd, Hg y Pb) en espectrometría de masas de alta resolución con plasma inductivamente acoplado (HR-ICP-MS).	59
Figura 11 Análisis de componentes principales (PCA) con base a una matriz de Distancia Euclidianas considerando cuatro variables ambientales pH, salinidad (‰), temperatura (°C) y OD (mg/L) en muestras de agua de mar recolectadas durante el 2018 en el sureste del golfo de California.	68
Figura 12 Concentración de elementos traza promedio ($\mu\text{g L}^{-1}$) de Cu, Mn, Se y Zn reportado para agua de mar en el sureste del golfo de California, los límites permisibles se encuentran en líneas punteadas. Mn, Se y Zn en color rojo y Cu en color azul	69
Figura 13 Concentración de elementos traza promedio ($\mu\text{g L}^{-1}$) Cu, Mn, Se y Zn reportado para agua de mar en el sureste del golfo de California.....	69
Figura 14 Composición granulométrica (%) de las muestras analizadas del sureste del golfo de California.	72
Figura 15 Análisis de componentes principales (PCA) con base a una matriz de Distancia Euclidianas considerando cuatro variables ambientales pH, salinidad (‰), temperatura (°C) y	

OD (mg/L) y variables granulométricas (limos, arcillas, materia orgánica y carbonatos) en muestras de agua de mar colectadas durante el 2018 en el sureste del golfo de California.	72
Figura 16 Extracción secuencial de sedimento marino del sureste del golfo de California, mediante la técnica BCR.....	75
Figura 17 Distribución porcentual de la concentración de ET esenciales obtenida de las fracciones secuenciales en sedimento superficial del sureste del golfo de California.....	76
Figura 18 Distribución porcentual de la concentración de ET esenciales obtenida de las fracciones secuenciales en sedimento superficial del sureste del golfo de California.....	77
Figura 19. Porcentaje de organismos clasificados por su hábitat y habito alimenticio recolectados en el sureste del golfo de California	86
Figura 20 Porcentaje de organismos recolectados en el sureste del golfo de California clasificados por orden. N= Abundancia numérica.....	89
Figura 21 Modelo potencial a) longitud furcal y peso de <i>T. albacares</i> , b) longitud maxilar y peso de <i>M. nigricans</i> , c) longitud maxilar y peso de <i>K. audax</i> , d) longitud maxilar y peso de <i>I. platypterus</i> , e) longitud furcal y peso de <i>C. hippurus</i> y f) modelo lineal entre la longitud total y peso de <i>S. lewini</i>	94
Figura 22 Relación entre los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) y $\delta^{15}\text{N}$ (‰) de todos los organismos recolectados en el sureste del golfo de California.	95
Figura 23 Biplot de la regresión lineal entre los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) y $\delta^{15}\text{N}$ (‰) (media \pm desviación estándar) para depredadores y presas. Los óvalos de diferente color punteados muestran los gremios tróficos desde el análisis clúster jerárquico. En la parte inferior se muestra el dendograma donde cada nodo representa cada especie o grupo funcional. Gremio trófico 1 (TG1; plancton y pequeños invertebrados), gremio trófico 2 (TG2; mesodepredadores, y gremio trófico 3 (TG3; niveles tróficos superiores, p. ej. Depredadores tope).	96
Figura 24 Descripción cualitativa de traslape de las señales isotópicas de las especies capturadas en el Golfo de California. Cada elipse determina la distribución de cada comunidad siendo este espacio donde se presentan más del 50% de los datos.....	100
Figura 25 Descripción cualitativa de traslape de las señales isotópicas de las especies capturadas en el golfo de California. Cada elipse determina la distribución de cada grupo de especies con diferentes hábitos alimenticios siendo este espacio donde se presentan más del 50% de los datos.	100

Figura 26 Comparación de traslape isotópico de las especies capturadas en el sureste del golfo de California, basado en una rutina de selección aleatoria de una matriz de covarianza considerando el tamaño de la muestra y la estructura de los datos.	101
Figura 27 Comparación de traslape isotópico de las especies capturadas en el sureste del golfo de California, basado en una rutina de selección aleatoria de una matriz de covarianza considerando el tamaño de la muestra y la estructura de los datos.	101
Figura 28 Red trófica de dieta asimilada utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el porcentaje de contribución en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan las contribuciones mayores y las líneas cortadas las menores.	107
Figura 29 Factor de bioacumulación de Cu (BAF_{Cu}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1000).	131
Figura 30 Factor de bioacumulación de Mn (BAF_{Mn}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio.	132
Figura 31 Factor de bioacumulación de Se (BAF_{Se}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio.	133
Figura 32 Factor de bioacumulación de Zn (BAF_{Zn}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio.	134
Figura 33 Factor de bioacumulación de As (BAF_{As}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1000).	135
Figura 34 Factor de bioacumulación de Cd (BAF_{Cd}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1000).	136
Figura 35 Factor de bioacumulación de Hg (BAF_{Hg}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1000).	137
Figura 36 Factor de bioacumulación de Pb (BAF_{Pb}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1000).	138

Figura 37 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Cu en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).	147
Figura 38 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Mn en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California.	148
Figura 39 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Zn en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).	149
Figura 40 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Se en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).	150
Figura 41 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de As en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).	151
Figura 42 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Cd en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).	152
Figura 43 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Hg en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).	153
Figura 44 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Pb en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).	154
Figura 45 Regresión lineal entre el \log_{10} de la concentración de Cu, Mn, Se y Zn en organismos marinos y la posición trófica calculada mediante los valores de $\delta^{15}\text{N}$ (tejido muscular y organismo completo). En la ecuación del modelo, Y denota el logaritmo transformado de la concentración y X denota la posición trófica. Los valores de R^2 y p denotan el coeficiente de determinación y la significancia de la regresión (via t-test), respectivamente.	157
Figura 46 Regresión lineal entre el \log_{10} de la concentración de As, Cd, Hg y Pb en organismos marinos y la posición trófica calculada mediante los valores de $\delta^{15}\text{N}$ (tejido muscular y organismo completo). En la ecuación del modelo, Y denota el logaritmo transformado de la	

concentración y X denota la posición trófica. Los valores de R^2 y p denotan el coeficiente de determinación y la significancia de la regresión (via t-test), respectivamente. 158

Figura 47 Diagrama de transferencia trófica de Cu utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores. 164

Figura 48 Diagrama de transferencia trófica de Mn utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores. 165

Figura 49 Diagrama de transferencia trófica de Se utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores. 166

Figura 50 Diagrama de transferencia trófica de Zn utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores. 167

Figura 51 Diagrama de transferencia trófica de As utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores. 168

Figura 52 Diagrama de transferencia trófica de Cd utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores. 169

Figura 53 Diagrama de transferencia trófica de Hg utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores. 170

Figura 54 Diagrama de transferencia trófica de Pb utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores. 171

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Estudios de transferencia en tramas tróficas realizados en diferentes países, elemento traza (ET), Factor de magnificación trófico (FMT) y área de estudio.....	43
Tabla 2 Porcentaje de recuperación de los Materiales de referencia (CRM), concentración determinada en mediante HR-ICP-MS, porcentaje de recuperación, coeficiente de variación y límite de cuantificación de los elementos traza.	60
Tabla 3 Parámetros fisicoquímicos, pH, salinidad (‰), temperatura (°C) y OD (mg/L) en muestras de agua de mar recolectadas durante el 2018 en el sureste del golfo de California. Promedio ± desviación estándar	67
Tabla 4 Matriz de correlación de la concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$) de elementos traza de agua de mar superficial recolectada en el sureste del golfo de California.	70
Tabla 5 Promedio y desviación estándar de la concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$) de elementos traza de agua de mar superficial en cada uno de los sitios de muestreo localizados en el sureste del golfo de California.	70
Tabla 6 Valores promedio y desviación estándar de porcentaje de carbono orgánico (% de Corg), materia orgánica (% Mat. Org) y carbonatos (%CaCO ₃) en muestras de sedimentos colectadas en el sureste del golfo de California.	71
Tabla 7 Promedio, desviación estándar, rangos máximo y mínimo de la concentración total y de Mn, Cu, Zn, As, Se, Cd, Hg y Pb ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) en sedimento marino superficial del sureste del golfo de California.....	73
Tabla 8 Análisis de correlación de Pearson entre los elementos traza y las propiedades fisicoquímicas de los sedimentos superficiales obtenidas en el sureste del golfo de California $p<0.001$	73
Tabla 9 Factores de enriquecimiento de elementos traza normalizados con Al en sedimentos superficiales recolectados en el sureste del golfo de California.	74
Tabla 10 Especies que conforman la trama trófica del sureste del golfo de California, longitud promedio (L) en centímetros y dieta de cada especie.	78
Tabla 11 Contenido estomacal de <i>Coryphaena hippurus</i> (n=17) capturados en el otoño del 2017 al sureste del golfo de California. Expresado como porcentajes de la proporción media por número (%MN), proporción media por peso (%MW), frecuencia de ocurrencia (%FO), e índice de importancia relativa (%IIR).	80

Tabla 12 Contenido estomacal de <i>Istiophorus platypterus</i> (n=22) capturados en el otoño del 2017 al sureste del golfo de California. Expresado como porcentajes de la proporción media por número (%MN), proporción media por peso (%MW), frecuencia de ocurrencia (%FO), e índice de importancia relativa (%IIR).	81
Tabla 13 Contenido estomacal de <i>Kajikia audax</i> (n=9) capturados en el otoño del 2017 al sureste del golfo de California. Expresado como porcentajes de la proporción media por número (%MN), proporción media por peso (%MW), frecuencia de ocurrencia (%FO), e índice de importancia relativa (%IIR).	82
Tabla 14 Contenido estomacal de <i>Makaira nigricans</i> (n=16) capturados en el otoño del 2017 al sureste del golfo de California. Expresado como porcentajes de la proporción media por número (%MN), proporción media por peso (%MW), frecuencia de ocurrencia (%FO), e índice de importancia relativa (%IIR).	83
Tabla 15 Contenido estomacal de <i>Thunnus albacares</i> (n=8) capturados en el otoño del 2017 al sureste del golfo de California. Expresado como porcentajes de la proporción media por número (%MN), proporción media por peso (%MW), frecuencia de ocurrencia (%FO), e índice de importancia relativa (%IIR).	84
Tabla 16 Contenido estomacal de <i>Sphyrna lewini</i> (n=12) capturados en el otoño del 2017 al sureste del golfo de California. Expresado como porcentajes de la proporción media por número (%MN), proporción media por peso (%MW), frecuencia de ocurrencia (%FO), e índice de importancia relativa (%IIR).	85
Tabla 17 Parámetros fisicoquímicos, abundancia ($\times 10^3$ cells L ⁻¹) de las muestras de fitoplancton recolectadas en el sureste del golfo de California.	87
Tabla 18 Parámetros fisicoquímicos, abundancia ($\times 10^3$ cells L ⁻¹) de las muestras de zooplancton recolectadas en el sureste del golfo de California.	88
Tabla 19 Datos biométricos (longitud y peso) de las especies colectadas en el sureste del golfo de California. n (número de organismos) Rangos (Min-Max), Media geométrica, Mediana y Etapa (Juvenil, Adulto, No significativa).	92
Tabla 20 Número de especies recolectadas (n), valores promedio y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, y posición trófica (PT) de los organismos recolectados en el sureste del golfo de California. Gremio trófico 1 (TG1; plancton y pequeños invertebrados), gremio trófico 2 (TG2;	

mesodepredadores, y gremio trófico 3 (TG3; niveles tróficos superiores, p. ej. Depredadores tope).	103
Tabla 21 Valores promedio y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, y posición trófica (PT) de los organismos recolectados en el sureste del golfo de California de acuerdo con el hábitat.	104
Tabla 22 Valores promedio y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, y posición trófica (PT) de los organismos recolectados en el sureste del golfo de California de acuerdo con el hábito alimenticio.....	104
Tabla 23 Porcentajes de contribución relativa (media e intervalos de 95% de confianza) obtenidos mediante modelos de mezcla por isótopos estables de los consumidores del grupo TG1 colectado en el sureste del golfo de California.	108
Tabla 24 Porcentajes de contribución relativa (media e intervalos de 95% de confianza) obtenidos mediante modelos de mezcla por isótopos estables de los consumidores del grupo TG2 colectado en el sureste del golfo de California.	109
Tabla 25 Porcentajes de contribución relativa (media e intervalos de 95% de confianza) obtenidos mediante modelos de mezcla por isotopos estables de los consumidores del grupo TG2 colectado en el sureste del golfo de California	110
Tabla 26 Porcentajes de contribución relativa (media e intervalos de 95% de confianza) obtenidos mediante modelos de mezcla por isótopos estables de los consumidores del grupo TG3 colectado en el sureste del golfo de California.	110
Tabla 27 Porcentajes de contribución relativa y desviación estándar de la dieta (Fuente 1) obtenidos mediante análisis de modelos de mezcla por isotopos estables de los grupos y especies colectadas en el sureste del golfo de California.....	111
Tabla 28 Porcentajes de contribución relativa y desviación estándar de la dieta (Fuente 2, 3 y 4) obtenidos mediante análisis de modelos de mezcla por isótopos estables de los grupos y especies recolectadas en el sureste del golfo de California.....	112
Tabla 29 Porcentajes de contribución relativa y desviación estándar de la dieta (Fuente 5 y 6) obtenidos mediante análisis de modelos de mezcla por isotopos estables de los grupos y especies colectadas en el sureste del golfo de California.....	114
Tabla 30 Promedio y desviación estándar de la concentración de elementos traza esenciales ($\mu\text{g g}^{-1}$) de los organismos marinos colectados en el sureste del golfo de California con respecto a su especie.....	118

Tabla 31 Promedio y desviación estándar de la concentración de elementos traza sin función biológica conocida ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) de los organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California con respecto a su especie.	120
Tabla 32 Promedio y desviación estándar de la concentración de elementos traza ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) de los organismos marinos colectados en el sureste del golfo de California con respecto a su hábitat.	122
Tabla 33 Promedio y desviación estándar de la concentración de elementos traza ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) de los organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California con respecto al gremio trófico.	122
Tabla 34 Promedio y desviación estándar de la concentración de elementos traza ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) de los organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California con respecto al hábito alimenticio. Análisis estadístico $a>b$	122
Tabla 35 Promedio y desviación estándar de los valores de factor de bioacumulación (BAF) de Cu, Mn, Se y Zn en los organismos que componen la red trófica del sureste del golfo de California.	126
Tabla 36 Promedio y desviación estándar de los valores de factor de bioacumulación (BAF) de As, Cd, Hg y Pb en los organismos que componen la red trófica del sureste del golfo de California.	128
Tabla 37 Promedio y desviación estándar de los valores de BAF en elementos esenciales con respecto al hábito alimenticio de los organismos recolectados en el sureste del golfo de California.	130
Tabla 38 Promedio y desviación estándar de los valores de BAF en elementos no esenciales con respecto al hábito alimenticio de los organismos recolectados en el sureste del golfo de California.	130
Tabla 39 Valores de promedio, desviación estándar y rangos (Máximos y mínimos) del factor de bioacumulación de Cu, Mn, Se y Zn mediante el sedimento marino (BSAF) en los organismos colectados en el sureste del golfo de California.	142
Tabla 40 Valores de promedio, desviación estándar y rangos (Máximos y mínimos) del factor de bioacumulación de As, Cd, Cu y Hg mediante el sedimento marino (BSAF) en los organismos colectados en el sureste del golfo de California.	144

Tabla 41 Promedio y desviación estándar de los valores de BSAF en elementos esenciales con respecto al hábito alimenticio de los organismos colectados en el sureste del golfo de California.	146
Tabla 42 Promedio y desviación estándar de los valores de BSAF en elementos no esenciales con respecto al hábito alimenticio de los organismos colectados en el sureste del golfo de California.	146
Tabla 43 Análisis de regresión del Logaritmo de la concentración de elementos traza con respecto a la posición trófica (PT) de los organismos por gremio trófico, r^2 , valor de p en el ajuste del modelo, tendencia (positiva, negativa o N/A) y valor de FMT.	159
Tabla 44 Análisis de regresión del Logaritmo de la concentración de elementos traza con respecto a la posición trófica (PT) de los organismos por hábitat, r^2 , valor de p en el ajuste del modelo, tendencia (positiva, negativa o N/A) y valor de FMT.	160
Tabla 45 Análisis de regresión del Logaritmo de la concentración de elementos traza con respecto a la posición trófica (PT) de los organismos por hábito alimenticio, r^2 , valor de p en el ajuste del modelo, tendencia (positiva, negativa o N/A) y valor de FMT.	161
Tabla 46 Valores promedio y desviación estándar de BMF_{SIA} en elementos esenciales Cu, Mn, Se y Zn en organismos presa recolectados en el sureste del golfo de California.	176
Tabla 47 Valores promedio y desviación estándar de BMF_{SIA} en elementos sin función biológica conocida As, Cd, Hg y Pb en organismos presa recolectados en el sureste del golfo de California.	177
Tabla 48 Valores promedio y desviación estándar de los valores de BMF_{SIA} promedio en organismos recolectados en el sureste del golfo de California con respecto al hábito alimenticio.	178
Tabla 49 Valores promedio y desviación estándar de los valores de BMF_{SIA} promedio en organismos recolectados en el sureste del golfo de California con respecto al hábitat.	178
Tabla 50 Factor de bioconcentración de agua marina (BAF) de ET de otros estudios del mundo.	196
Tabla 51 Factor de bioconcentración de sedimento marino superficial (BSAF) de ET de otros estudios del mundo.	199
Tabla 52 Factor de magnificación trófico (FMT) de ET en redes tróficas marinas reportados alrededor del mundo.	203

Resumen

Los ecosistemas marinos están sujetos a la contaminación por las diferentes fuentes de elementos traza derivados de las actividades antropogénicas. Los elementos traza tienen la capacidad de acumularse y transferirse en los organismos marinos ocasionando daños estructurales, neurotoxicidad, estrés oxidativo, mortalidad, entre otros. Una vía para identificar el impacto que provocan este tipo de perturbaciones al ecosistema marino es el estudio de las redes tróficas; sin embargo, las investigaciones en ecosistemas tropicales son escasas debido a la complejidad de la estructura trófica y a la gran biodiversidad de especies. En este estudio se planteó estudiar la trofodinámica de los elementos As, Cd, Cu, Hg, Mn, Se, Pb y Zn y su capacidad de transferencia en una red trófica subtropical de la ecorregión del sureste del Golfo de California. El objetivo principal fue definir las interacciones que ocurren entre los elementos y los nodos que integran la red trófica. Para ello se evaluó la eficiencia de bioacumulación y biomagnificación de los elementos tomando en consideración los múltiples organismos que ocupan diferentes niveles tróficos desde los productores primarios hasta depredadores tope, así como los factores abióticos del ecosistema (agua y sedimento marino superficial). Para lograr reconstruir la red trófica se empleó la combinación de técnicas de identificación de contenido estomacal, el análisis de la composición isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$), y la aplicación de estadística Bayesiana. Con ello se trazó el flujo de la energía desde fuentes basales (productores primarios) hasta los niveles tróficos superiores, e identificar las interacciones con otros componentes. Además, se realizó el análisis de elementos por espectrometría de masas de alta resolución para estudiar el proceso de transferencia trófica, incluyendo las interacciones en función del hábitat y hábito alimenticio, así como la identificación de especies que tienen mayor capacidad de transferencia de elementos traza. La trama trófica del sureste del golfo de California se estructura por tres gremios tróficos fueron descritos como organismos planctónicos y pequeños invertebrados (TG1), meso-depredadores (TG2) y depredadores tope (TG3). Los organismos bentónicos presentan nichos isotópicos mayores en comparación con la comunidad bentónica y bentopelágica. Los organismos de hábitos carnívoros y omnívoros presentan hábitos generalistas. Los depredadores tope y los herbívoros son las especies más vulnerables de la ecorregión. Los valores de posición trófica presentaron el siguiente orden decreciente: depredadores tope > organismos carnívoros > organismos omnívoros > herbívoros > consumidores primarios > productores primarios.

Los elementos que fueron extraídos en mayor proporción en la fracción intercambiable fueron Cd y Pb, en la fracción reducible As, Mn y Zn y en la fracción oxidable Cu, Hg y Se. Los elementos que se bioconcentraron eficientemente desde el agua de mar en organismos presentaron el siguiente orden decreciente As>Zn>Hg>Cd>Se. Los ET que se bioconcentraron eficientemente desde el sedimento marino superficial en organismos presentaron el siguiente orden decreciente Hg>Cd>Se>Zn>Cu. Respecto al FMT, los valores donde se incluyen todos los organismos de la red trófica presentaron el siguiente orden decreciente As (FMT=3.54) > Hg (FMT=3.23) > Zn (FMT=2.18) > Cu (FMT=1.94) > Se (FMT=1.90). Los ET Mn y Pb presentaron tendencia negativa, lo cual indica que no son transferibles en la red trófica del sureste del golfo de California. Mientras Cd no presentó relaciones tróficas. La comunidad pelágica promueve la transferencia trófica de elementos traza. En base a los resultados de BMF_{SIA} los productores primarios son los organismos que transfieren mayor eficientemente los ET esenciales hacia los niveles tróficos superiores con la excepción de Mn, sin embargo; la magnitud y eficiencia de transferencia puede diferir entre el nivel trófico dos y tres. Mientras que en el caso de los ET no esenciales, El As fue transferido eficientemente de fuentes basales a consumidores secundarios y cuando el As llega a los niveles tróficos medios es eficientemente transferido a los depredadores tope. El Hg fue transferido desde las fuentes basales a los consumidores primarios, y posteriormente a los niveles tróficos medios. La mayor eficiencia de transferencia de contaminantes se observó en las interacciones tróficas donde se incluyen presas de hábitos carnívoros.

Abstract

Marine environments are susceptible to contamination from multiple pollutants, including trace elements from anthropogenic activities. These trace elements can accumulate and transfer within marine biota, causing structural damage, neurotoxicity, oxidative stress, mortality, and other biological issues. Food web studies identify impacts on marine ecosystems caused by perturbations. However, research in tropical ecosystems remains scarce due to the complexity of food webs and high biodiversity. My aim was to evaluate the trophodynamics of As, Cd, Cu, Hg, Mn, Se, Pb, and Zn, along with their trophic transfer capacities, in a subtropical food web in the southeastern Gulf of California. The main goal was to define the interactions between trace elements and the nodes of the food web. I evaluated bioaccumulation and biomagnification efficiency, considering multiple trophic levels from primary producers to top predators, as well as feeding strategies, habitat, and biotic factors such as surface seawater and sediment. To track the energy pathways from basal sources to higher trophic levels and identify trophic interactions, I used stomach content analysis, stable isotopes of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$), and Bayesian statistics. To assess the trophic transfer of trace elements, I also employed high-resolution mass spectrometry to measure trace element concentrations in biotic and abiotic samples and to identify key organisms in the trophic transfer process. The food web in the southeastern Gulf of California was structured into three trophic guilds: plankton and invertebrates (TG1), mesopredators (TG2), and top predators (TG3). The benthic community exhibited higher isotopic niches than the pelagic and benthopelagic communities. Carnivorous and omnivorous organisms displayed generalist feeding behavior. Top predators and herbivores showed high vulnerability. Trophic position values followed this order: top predators > carnivorous > omnivorous > herbivorous > primary consumers > primary producers. In the surface sediment, higher proportions of Cd and Pb were extracted from the exchangeable fraction, As, Mn, and Zn from the reducible fraction, and Cu, Hg, and Se from the oxidizable fraction. Effective bioconcentration from seawater to biota was observed for the following elements: As > Zn > Hg > Cd > Se. Effective bioconcentration from surface sediment to biota was observed for the following elements: Hg > Cd > Se > Zn > Cu. The Food web Magnification Factor (FMT) followed this decreasing order: As (FMT=3.54) > Hg (FMT=3.23) > Zn (FMT=2.18) > Cu (FMT=1.94) > Se (FMT=1.90). Mn and Pb were biodiluted, and non-trophic

relationships were found for Cd. The pelagic community promoted the trophic transfer of pollutants in the marine environment.

Regarding the biomagnification factor calculated using stable isotopes, primary producers efficiently transferred essential trace elements to higher trophic levels, except for Mn. As was efficiently transferred from basal sources to secondary consumers and high trophic levels, while Hg showed efficient transfer from basal sources to high trophic levels, particularly in carnivorous organisms. High trophic transfer efficiency was observed in carnivorous organisms.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas costeros del golfo de California son caracterizados por presentar una gran diversidad de especies y ser altamente productivos (Páez-Osuna et al., 2017; Velázquez-Ochoa et al., 2022). En tales ecosistemas se han establecido las pesquerías comerciales de sardina, atún, camarón, calamar y tiburón, y pesquerías artesanales de múltiples especies de peces y crustáceos, y pesca deportiva principalmente de picudos, atún y dorado (Ramírez-Pérez et al., 2011). En estos ambientes marinos, los procesos vinculados al enriquecimiento de nutrientes, como las surgencias, y la concentración de partículas, propicia un ambiente ideal para la alimentación y la reproducción de peces, garantizando la supervivencia de sus larvas y promueve las condiciones favorables para otros organismos planctónicos como los productores primarios y el holoplancton (Gárces-Rodríguez et al., 2023).

Las cuencas de captación y márgenes del Golfo de California han experimentado una enorme transformación en las últimas décadas, donde cientos de pequeñas comunidades y decenas de grandes ciudades y/o puertos han llegado a conformar una población de más de 10.5 millones de habitantes (INEGI, 2013). La actividad turística incrementa significativamente dicha población. Asimismo, las actividades relacionadas con la producción de alimentos son muy importantes en la región, principalmente lo que respecta a la actividad agrícola (1.7 millones de hectáreas de tierras de cultivo), ganadera y acuícola (>82,000 hectáreas para el cultivo de camarón) (Álvarez-Borrego y Giles-Guzmán, 2012; Páez-Osuna et al., 2013). También se ha dado el establecimiento de industria alimenticia, minera y de generación de energía eléctrica, así como la actividad portuaria y naval.

Las múltiples actividades humanas realizadas sobre las cuencas de captación y al margen de los ecosistemas costeros del Golfo de California han resultado en modificación y contaminación, y en casos extremos, hasta en la pérdida de su funcionamiento ecológico (Páez-Osuna et al., 2017). Tales ecosistemas costeros han recibido históricamente múltiples contaminantes, incluyendo basura sólida, materia orgánica, nutrientes, elementos trazas, pesticidas, hidrocarburos, y compuestos orgánicos persistentes. Algunos de estos contaminantes, por su carácter de persistentes, se han ido acumulando a niveles por encima de los naturales. Ente los estudios realizados en algunos de estos ecosistemas costeros, destacan por ejemplo la presencia elevada de

algunos elementos trazas (ET) en diferentes matrices ambientales, por ejemplo, de As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn (Green-Ruíz y Páez-Osuna, 2001; Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001a, 2001b; Soto-Jiménez et al., 2003; Ruiz-Fernández et al., 2003; Jara-Marini et al., 2012). Estos contaminantes tienen la característica de concentrarse, acumularse e incluso hasta de magnificarse en las tramas tróficas hasta alcanzar concentraciones de riesgo para las especies que componen dicha trama o que de ellos dependen, incluyendo al ser humano. Estudios de transferencia de ET en la trama trófica han reportado la transferencia de Cd, Hg, Pb Se y Zn (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007; Escobar-Sánchez, 2010; Jara-Marini et al., 2012; Bergés-Tiznado et al., 2015; Valladolid-Garnica, 2016). Aunque la magnificación solo se ha demostrado para Hg y Se (Jara-Marini et al., 2012; Bergés-Tiznado et al., 2015; Valladolid-Garnica, 2016) y la biodilución para Pb (Soto-Jiménez et al., 2011a).

Hoy en día, el estado del arte del estudio de transferencia trófica de ET en ecosistemas marinos, se apoya en el desarrollo de tecnologías relacionados con la espectrometría de masas y el desarrollo de modernos protocolos de laboratorio y estadísticos. Primeramente, la construcción de la trama trófica que se basa en la combinación de técnicas de identificación de contenidos estomacales, el análisis de la composición isotópica de carbono y nitrógeno, y en la aplicación de modelos de mezcla (Cabana y Rasmussen, 1996; Wada, 2009). Al conjugar estas técnicas podemos reconstruir la trama trófica, identificar los nodos y las conexiones entre ellos para posteriormente seguir el flujo de la energía desde los productores primarios hasta los niveles tróficos superiores. Esto nos da información valiosa sobre la ruta de la energía, la posición trófica (PT) que una especie tiene en la red alimenticia, la contribución relativa de la dieta de un organismo, su variabilidad intraespecífica y el traslape trófico en la dieta de cada nodo (Post, 2002). Esto a su vez, ha permitido el entendimiento de los procesos de transferencia trófica de nutrientes y contaminantes (Jara-Marini et al., 2009; Soto-Jiménez, 2011a).

En segundo lugar, está el análisis de ET en las especies que componen esta trama trófica. Una de las limitaciones a resolver para estos análisis, es que las concentraciones de algunos elementos en los organismos o en las matrices ambientales, como el agua de mar, están en niveles trazas o ultra-trazas. Entonces para tener resultados confiables se requiere que las metodologías analíticas sean de alta precisión y exactitud. Esto a su vez demanda de estrictos protocolos analíticos e instrumentación de última generación. La espectrometría de masas de alta resolución con plasma

inductivamente acoplado (HR-ICP-MS) nos abre una ventana de oportunidades para el análisis de un elevado número de elementos en una diversidad de matrices, incluyendo algunos en concentraciones tan bajas como picogramos.

Siguiendo la estrategia metodológica descrita con anterioridad, en la presente propuesta, se planea estudiar el proceso de transferencia de algunos ET esenciales tales como Cu, Mn, Se y Zn; así como ET sin función biológica conocida y que en altas concentraciones son altamente tóxicos como As, Cd, Hg y Pb a través de la trama trófica marina del sureste del Golfo de California. Esto con la finalidad de conocer las capacidades de bioacumulación, biomagnificación y transferencia entre niveles tróficos de las especies capturadas en la zona de estudio.

Para lo cual se recolectaron un gran inventario de especímenes de las diferentes especies más representativas en términos de abundancia y presencia. El uso combinado de contenido estomacal e isótopos estables de C y N permitirá establecer las relaciones tróficas, identificar el posicionamiento trófico preciso de cada especie, así como identificar las rutas de energía de la trama trófica del sureste del Golfo de California. La determinación de la concentración de ET permitirá identificar la relación entre la concentración de ET con respecto a la posición trófica de los organismos dentro del ecosistema y conocer la distribución de los niveles de ET en organismos de los diferentes estratos de la trama trófica. Lo anterior permitirá establecer el proceso de transferencia trófica de ET desde la base de la trama hasta los depredadores pelágicos mayores.

Antecedentes

Estructuración trófica

La estructura trófica es la partición de la biomasa entre niveles tróficos; por su parte los niveles tróficos son definidos como los subconjuntos de una comunidad ecológica que recolectan energía y nutrientes de manera similar (e.g., productores primarios, carnívoros; Morin, 1999). Si bien las interacciones interespecíficas, como la depredación omnívora y dentro del gremio, pueden dificultar la asignación de muchos organismos a un solo nivel trófico, varios niveles tróficos ampliamente definidos son claramente distinguibles (Polis y Strong, 1996). Los productores primarios, organismos autótrofos (principalmente plantas y algas) que convierten la energía lumínica o química en biomasa, constituyen el nivel trófico basal. Los consumidores primarios, generalmente denominados herbívoros, se alimentan de los productores primarios. El consumo de los productores individuales puede variar desde una pequeña fracción de la biomasa total del productor hasta el organismo completo (peces que se alimentan de algas). Los consumidores secundarios se alimentan de organismos heterótrofos como herbívoros y/o detritívoros. Los carnívoros secundarios, o depredadores superiores, son organismos que se alimentan de carnívoros (Oksanen et al., 1981; Polis, 1999, Preisser, 2008).

Gremios tróficos

Los gremios son grupos de especies que explotan la misma clase de recursos de manera similar (Root, 1967). Los gremios contienen especies con historias filogenéticas muy diferentes y, como consecuencia, con diferentes propensiones a abordar los requisitos especiales asociados con la explotación de un recurso particular (Simberloff, 1991). La estructura jerárquica de los gremios también se refleja en la amplitud con la que interpretamos la parte de la definición "de manera similar" (Root, 1967). Al clasificar las formas en que los organismos explotan los recursos, los gremios mantienen un rango similar al de los géneros en los esquemas filogenético o como un grupo de especies que ocupan nichos similares. Los gremios pueden categorizarse por el conjunto de condiciones que son suficientes para una especie exista en el hábitat determinado, por los requisitos y comportamiento que expresan donde quiera que se encuentren, y por el papel que ocupan dentro de una comunidad (Hawkins et al., 1989).

Transferencia de energía

La eficiencia fotosintética neta (EFN) en las comunidades acuáticas varía entre el 0,01% y el 3%, con valores que se acercan al 10% para los sistemas agrícolas gestionados intensivamente (Polis, 1999). La EFN depende críticamente de la temperatura y se ve afectada por los niveles de nutrientes en los sistemas acuáticos. La eficiencia de transferencia de energía entre niveles tróficos es función de tres procesos. Primeramente, la eficiencia del consumo es el porcentaje de productividad disponible en un nivel trófico inferior que es devorado por un nivel trófico superior. El segundo proceso, la eficiencia de asimilación del consumidor, determina qué fracción de la biomasa ingerida por el consumidor se convierte en energía. Finalmente, la eficiencia productiva del consumidor determina el porcentaje de energía asimilada que produce nueva biomasa. Teniendo en cuenta los tres procesos, la eficiencia general de la transferencia entre niveles oscila entre el 2% y el 24%.

Los patrones sistémicos de eficiencia en la transferencia de recurso-consumidor también se ven afectados por la estequiometría ecológica, la “correspondencia” entre las necesidades de nutrientes de los consumidores y el suministro de nutrientes de sus recursos. Las eficiencias de transferencia son mayores cuando los consumidores se alimentan de recursos cuyas proporciones de nutrientes son similares a las suyas, y disminuyen drásticamente cuando se alimentan de recursos con proporciones diferentes. Las proporciones de nutrientes entre consumidores y recursos en los sistemas acuáticos son más parecidas que en los sistemas terrestres, y en las interacciones depredador-herbívoro versus herbívoro-productor. Por ello, las bajas eficiencias de transferencia generalmente se asocian con interacciones herbívoro-productor y ocurren en sistemas terrestres, mientras que eficiencias de transferencia más altas son características de las interacciones depredador-presa y ocurren en sistemas acuáticos.

Estudios de redes tróficas

Hobson y Welch (1992), determinaron la estructura trófica del Estrecho de Barrow-Lancaster Sound mediante isótopos estables de carbono y nitrógeno en 322 muestras de tejido que representan 43 especies desde los productores primarios hasta los osos polares *Ursus maritimus*. El $\delta^{13}\text{C}$ varió entre -21.6 ± 0.3 ‰ para la materia orgánica particulada (POM) y $-15,0 \pm 0,7$ ‰ para el anfípodo *Stegocephalus inflatus*. El $\delta^{15}\text{N}$ fue el menos enriquecido para POM ($5,4 \pm 0,8$ ‰), pero el más enriquecido para los osos polares (21.1 ± 0.6 ‰). El factor de enriquecimiento

promedio entre un nivel trófico a otro fue de +3,8 ‰. El modelo confirmó que la red alimentaria para esta zona consta principalmente de cinco niveles tróficos.

Muro-Torres et al. (2020) analizaron la estructura trófica de los humedales y manglares en el Golfo de California mediante el uso de análisis del contenido estomacal, firmas de isótopos estables y estadística Bayesiana. Los consumidores mostraron dietas heterogéneas, los omnívoros fueron las especies más abundantes (47%), seguidos de los planctívoros (21%), piscívoros menores (10%), piscívoros mayores (10%), macrobentívoros (9%) y herbívoros (3%). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ (de -12 a -29 ‰) y $\delta^{15}\text{N}$ (de 4 a 24 ‰) fueron muy variables. La mayoría de las especies tenían un nicho isotópico amplio y traslape trófico debido a la explotación de un conjunto común de recursos alimentarios. Se identificaron cinco niveles tróficos, siendo *Cynoscion xanthulus* el depredador tope y los detritos provenientes del manglar como la principal fuente que sustenta la cadena alimentaria.

Medina-Contreras (2023), analizaron la estructura y dinámica trófica de un sistema de manglares en el Golfo de California, utilizando la composición isotópica, posición trófica, nicho trófico y las rutas tróficas utilizando estadística Bayesiana. Se obtuvieron valores isotópicos de C y N para 244 muestras de fuentes de carbono y consumidores de invertebrados que se clasificaron en seis gremios tróficos. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de las fuentes de carbono variaron de $-30,7$ (*Rhizophora mangle*) a $-15,6$ ‰ (*Caulerpa sertularioides*) y para los consumidores variaron de $-22,3$ ‰ (*Aratus* sp) a $-13,2$ (*Callinectes arcuatus*). Los herbívoros tenían valores reducidos de ^{13}C relacionados con los de los otros gremios tróficos. Los valores medios de TP de las comunidades de macroinvertebrados (2.6: 2.0–3.5) indican una composición de consumidores primarios y secundarios, mostrando una clara separación entre gremios tróficos. La amplitud de nicho trófico (14.1) sugiere segregación de nicho, especialmente entre herbívoros y alimentadores de depósitos. Esos gremios tróficos se derivan del detritus, manglares y microfitobentos (MPB). Se identificaron tres grupos de fuentes primarias que contribuyen >70% del carbono, lo que representa la base primaria de varias rutas tróficas que sustentan a diferentes gremios de consumidores: (1) detritos de manglares, cangrejos herbívoros, (2) MPB-carbono orgánico sedimentario, que sustenta principalmente los depósitos, comederos y filtradores, y (3) Seston-MPB, que sustenta a camarones omnívoros. En general, las vías identificadas sustentan potencialmente a las

comunidades de peces, que debido a su movimiento exportan energía desde los manglares a las redes alimentarias costeras.

Ñacari et al. (2023) analizaron la estructura trófica de la comunidad de peces de aguas profundas en el Océano Pacífico sudoriental mediante el análisis de múltiples isótopos estables (C, N, S), donde incluyeron peces mesopelágicos (9 especies) y demersales (13 especies). Los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la red trófica completa se correlacionaron positivamente. Las relaciones entre $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{34}\text{S}$, y $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{34}\text{S}$ fueron ambas negativas. Cuando los análisis se realizaron por separado para peces demersales y mesopelágicos, $\delta^{13}\text{C}$ mostró una correlación positiva con $\delta^{15}\text{N}$. Las especies se clasificaron en 4 grupos tróficos distintos (G1 - G4) que muestran diferentes estrategias tróficas según la literatura. Los grupos G1 y G2 incluían peces zooplánctívoros, micronektonívoros y medusívoros asociados con hábitats pelágicos. Los grupos G3 y G4 incluyen peces micronektonívoros, piscívoros y generalistas que se alimentan en hábitats bentónicos.

Poiesz et al. (2023), estudiaron la variabilidad espacial de trófica de los peces del Mar de Wadden comparando el contenido del estómago y los isótopos estables de peces capturadas en las cuencas de Ems y Marsdiep durante 2012-2014. La mayor parte de las especies de peces generalistas. En ambas cuencas, se encontraron relaciones similares depredador-presa. Los copépodos y el camarón marrón (*Crangon crangon*) fueron las especies de presa más importantes en ambas cuencas, los camarones mísidos fueron más importantes como presas en la cuenca de Ems, mientras que el cangrejo de costa (*Carcinus meanas*) y el arenque (*Clupea harengus*) fueron especies de presa más importantes en la cuenca de Marsdiep. La variabilidad espacial observada en las preferencias de presas fue probablemente el resultado de diferencias locales en la abundancia de depredadores y presas. Los valores de posición trófica basados en isótopos estables subestimaron los niveles tróficos absolutos en ambas cuencas. Las posiciones tróficas relativas mostraron una correlación significativa para la mayoría de los peces entre las cuencas de Ems y Marsdiep, lo que también indica una gran similitud espacial en la estructura trófica.

Depredadores pelágicos mayores

Para construir la trama trófica del sureste del Golfo de California, se utilizaron organismos presentes en el contenido estomacal de los grandes depredadores tope que coexisten en el área de estudio. Los depredadores tope son aquellos organismos que se colocan en la cima de una trama

trófica, los cuales se alimentan de organismos carnívoros de niveles tróficos intermedios y son responsables de la estructura de los ecosistemas donde habitan (Cox et al., 2002; Hunsicker et al., 2012). Sus efectos no solo se notan en la abundancia y comportamiento de sus presas, sino que pueden amplificarse a través de las tramas tróficas afectando los patrones de biodiversidad (Di-Bitetti, 2008). En el presente estudio las especies que representan a los depredadores tope de la trama trófica marina son dorado (*Coryphaena hippurus*), pez vela (*Istiophorus platypterus*), tiburón martillo (*Sphyrna lewini*), marlín azul (*Makaira nigricans*), marlín rayado (*Kajikia audax*) y el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*), los cuales son descritos a continuación.

Dorado

El dorado (*Coryphaena hippurus*) es un depredador epipelágico de nado rápido con una amplia distribución en aguas oceánicas y costeras, asociadas a aguas cálidas con temperaturas de 21°C a 30°C (Aguilar-Palomino et al. 1998); se distribuye a lo largo de los Océanos Atlántico, Índico y Pacífico. El dorado es un pez alargado y aplanado lateralmente, con escamas pequeñas y lisas su color verdeazulado amarillento brillante con tintes iridiscentes, plateado a los costados tornándose dorados, dorso en tonos verde y azul metálico y numerosas manchas en su cabeza (Figura 1). Este pez llega a alcanzar 1.0 a 2.0 metros de longitud total, con peso entre 14 y 30 kilogramos (Fischer et al., 1995).



Figura 1 *Corypahena hippurus* (NOAA,2020).

Pez vela

El pez vela (*Istiophorus platypterus*), es una especie migratoria, usualmente viaja en solitario o en pequeños grupos y se encuentra principalmente por encima de la termoclina. Sus caracteres distintivos son cuerpo alargado y muy comprimido, una mandíbula superior prolongada en un pico bastante esbelto, el color de su dorso es oscuro, vientre blanco y plateado, el cuerpo tiene unas 20

franjas verticales, cada una formada por varias manchas azul claras (Figura 2). El pez vela puede llegar a medir desde 2.7m hasta los 3.2 m de longitud total (Fischer et al., 1995).



Figura 2 *Istiophorus platypterus* (NOAA,2020).

Tiburón martillo

El tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) se describe como un pez pelágico mayor con cabeza moderadamente expandida. Su margen anterior posee ondulaciones poco profundas que forman tres lóbulos, la ranura narinal no se extiende a la parte media del margen anterior de la cabeza (Figura 3). El pedúnculo caudal con fosa precaudal en forma de medialuna en la parte dorsal, puntas de las aletas pectorales y de la dorsal negras, dorso grisáceo y blanco amarillento en la región ventral y flancos oscurecidos (Fischer et al., 1995).

Se considera como depredador pelágico-costero ya que se localiza en las cercanías de las playas, deltas de ríos, estuarios, e incluso llegan a incursionar dentro de los ríos. Se han encontrado hasta los 275m de profundidad (Allen y Robertson, 1994). Las tallas reportadas en el nacimiento varían de 38 a 55 cm de longitud total, mientras que las tallas máximas para los adultos son de 3 a 4 m de longitud total. (Fischer et al., 1995).



Figura 3 *Sphyrna lewini* (NOAA,2020).

Marlín azul

El marlín azul (*Makaira nigricans*) tiene el cuerpo es alargado, la mandíbula superior se encuentra prolongada en un pico robusto. El color de su dorso es azul, su vientre es blanco-plateado y su cuerpo presenta 15 franjas verticales, cada una formada por manchas y líneas azules claras (Figura 4). Mide aproximadamente 4.3 m de longitud total (Fischer et al., 1995). Es una especie oceánica, altamente migratoria y epipelágica, las áreas de pesca comercial se encuentran especialmente en aguas ecuatoriales (Allen y Robertson, 1994).

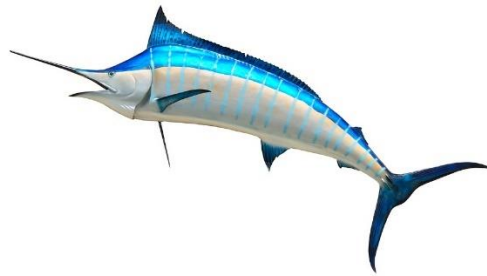


Figura 4 *Makaira nigricans* (NOAA,2020).

Marlín rayado

El marlín rayado (*Kajikia audax*) tiene un cuerpo alargado y comprimido, mandíbula superior prolongada en un pico, su color es azul oscuro, vientre blanco-plateado; cuerpo con unas 20 franjas verticales formadas por varias manchas y líneas azul claras (Figura 5). Su talla oscila entre 3 y 4 m de longitud total hasta 2,9 m (Fischer et al., 1995). Es una especie oceánica, altamente migratoria y epipelágica, generalmente por encima de la termoclina. Se alimenta de una variedad de peces, crustáceos y cefalópodos (Allen y Robertson, 1994).

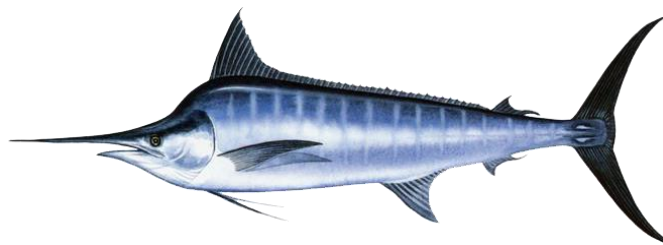


Figura 5 *Kajikia audax* (NOAA, 2020).

Atún aleta amarilla

El atún aleta amarilla (*Thunnus.albacares*) puede llegar a medir desde 1.50 m hasta 2 m de longitud total (Figura 6). Es una especie epipelágica oceánica, se distribuye por encima y debajo de la termoclina en aguas de temperaturas entre 18 y 31°C, es una especie sensible a concentraciones

bajas de oxígeno, por lo cual su presencia está a menudo limitada a la capa superior de agua. Esta especie forma la base de importantes pesquerías en todo el mundo (Fischer et al., 1995).



Figura 6 *Thunnus albacares* (NOAA, 2020)

Elementos traza

Los elementos traza (ET) u oligoelementos son minerales dietéticos necesarios en cantidades mínimas para el funcionamiento fisiológico normal. Los ET son multifuncionales y actúan en: a) actividad catalítica, b) configuración estructural y reguladora de múltiples estructuras (hormonas, enzimas, membranas biológicas); por ello su déficit o exceso provocan síntomas genéricos, no específicos a nivel sistemático (Soto-Jiménez, 2011). La principal fuente de ET son el ambiente, y la dieta, aunque su mayor o menos presencia depende de sus características fisicoquímicas. Según la clasificación de la Asociación Española de Biopatología Médica (AEBM), los elementos se agrupan como se muestra a continuación:

Generalmente se definen como cada uno de los cuales constituye menos del 0,01% de la masa corporal y en conjunto comprenden <1% de la masa corporal total. Estos micronutrientes esenciales se absorben en el tracto gastrointestinal y se almacenan en el hígado e incluyen los elementos de la primera serie de transición (Cr, Co, F, Mn, Fe, Cu, Zn, Mo). Una buena homeostasis de los ET es importante para mantener las concentraciones fisiológicas dentro del intervalo óptimo para que desempeñen su función biológica, evitando aumentos o disminuciones que provocarían toxicidad o déficit. Mientras que los ET sin función biológica conocida (no esenciales): son tóxicos a casi cualquier nivel de concentración, particularmente cuando sus niveles se incrementan por actividades antropogénicas. En este grupo se encuentran elementos como Be, As, Hg, Pb, donde la acumulación de estos elementos puede producir una alteración indeseable en el organismo, la cual puede ser reversible, irreversible o letal.

En los sistemas acuáticos los ET pueden transferirse y bioacumularse; sin embargo, la capacidad y eficiencia de transferencia de cada ET dependerá en gran medida de las propiedades fisicoquímicas de los elementos, de su concentración, fraccionamiento geoquímico y especiación química (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2008). Además de la fisiología, los factores biológicos, y ecológicos de las especies que conforman la red trófica de los organismos. Los organismos marinos pueden acumular ET a través de material disuelto y particulado, sin embargo, la dieta es la principal fuente de ET en organismos vivos (Xu y Wang, 2002; Mathews y Fisher 2009). Los ET que serán estudiados en el presente estudio se describen a continuación.

Elementos esenciales

Cobre

El cobre (Cu) es un elemento esencial para los organismos, es el 26avo elemento más abundante en la corteza terrestre. El Cu aparece en una gran variedad de formas: sulfuros, sulfatos, carbonatos, y también como cobre elemental. El mineral más abundante de Cu es la calcopirita (CuFeS) (Pipkin et al., 2013). En el agua de mar se encuentra como: Cu^{2+} , CuCO_3 y CuOH^+ (Ansari et al., 2004).

Entra al medio ambiente a través de liberaciones de minas de Cu y otros metales, de fábricas que manufacturan o usan Cu metálico o compuestos de Cu, basurales, agua residual doméstica, combustión de desperdicios y combustibles fósiles, producción de madera, producción de abonos de fosfato y de fuentes naturales (polvo en el aire, suelo, volcanes, vegetación en descomposición, incendios forestales y espuma del mar) (ATSDR, 2004).

El Cu^{2+} es de mayor importancia en el medio ambiente ya que reacciona con diferentes compuestos orgánicos e inorgánicos. El Cu se ve regulado principalmente por la salinidad del agua, en ambientes de agua dulce presenta mayor solubilidad, mientras que, en zonas costeras tiende a encontrarse en el material particulado, por lo que se encuentran mayores concentraciones en los sedimentos (Páez-Osuna, 2001).

El Cu y Zn tienen una relación antagónica, lo que significa que altas concentraciones de Zn en el organismo inducen una deficiencia de Cu (Maret y Sandstead, 2006), lo cual es debido a que se produce un decrecimiento en su absorción. De la misma manera, altas concentraciones de Cu producen un deterioro nutricional con respecto al Zn (Osredkar y Sustar, 2011).

Manganeso

El manganeso (Mn) se encuentra en diversas formas químicas, incluyendo los estados de oxidación Mn^{2+} , Mn^{3+} , Mn^{4+} , sales (sulfato y gluconato) y de forma quelada (aspartato, fumarato y succinato). Debido a sus propiedades químicas han permitido su uso industrial en la fabricación de vidrio y cerámica, adhesivos, soldadura, pintura, gasolina y muchos otros (Olanow, 2004).

El Mn está presente de manera natural en la corteza terrestre formando compuestos con más de 100 diferentes minerales, incluyendo sulfatos, óxidos, carbonatos, silicatos, fosfatos y boratos. Los compuestos más comunes son pirolusita (MnCO_2), rodocrosita (MnCO_3) y hausmannita (Mn_3O_4) (Windholz, 1983; US EPA, 1984; HSDB, 1998).

Minerales de ferromanganeso como la biotita y las anfibolitas contienen grandes cantidades de manganeso. Por otro lado, se han identificado en el piso marino del noreste del Océano Pacífico nódulos de Mn en conjunto con cobalto, níquel y cobre. Las ventilas hidrotermales, suelos, sedimentos y rocas metamórficas y sedimentarias son las principales fuentes naturales de Mn (Schiele, 1991; Reimer, 1999; Ahnert & Borowski, 2000; Gamo et al., 2001).

Las fuentes de Mn antropogénico incluyen las descargas municipales, lixiviado, procesos de minería (particularmente en la obtención de níquel), emisiones de las aleaciones de acero y hierro, combustión de combustibles y emisiones de la combustión de aditivos para combustibles. El Mn es un ion esencial y necesario para el funcionamiento del sistema nervioso central, se encuentra de manera natural en muchos alimentos como nueces, legumbres, semillas, entre otros; es un cofactor de algunas enzimas como la glutamina sintetasa la cual se encuentra en el cerebro, es utilizado para la síntesis de proteínas, lípidos y carbohidratos (Bowman et al., 2011; Quintana et al., 2011; Roels et al., 2012). La principal ruta de exposición es mediante la dieta (Dobson et al., 2004).

Aunque el cobre y el magnesio pueden sustituir al Mn como cofactor para algunas enzimas, un subconjunto de enzimas con papel importante en las neuronas y/o la función glial sólo es en presencia de Mn. La absorción de Mn depende de un mecanismo no específico de absorción en cada una de las células y el estado de oxidación del Mn al llegar a éstas. Una vez dentro, la mayor parte del Mn se encuentra en las fracciones mitocondriales y nucleares de la célula (Gunter et al., 2013; Martínez-Finley et al., 2013).

Selenio

El selenio (Se) es un elemento esencial en animales y humanos y se le conoce principalmente por su actividad antioxidante y por su uso terapéutico por la prevención de cáncer, sus propiedades antiinflamatorias y antivirales (Papp et al., 2007). En ecosistemas acuáticos es presentado como seleniato y en menor proporción como selenito, aunque pueden formarse especies metiladas volátiles por acción de las bacterias sulfato-reductoras. En la actualidad se encuentra presente en al menos 25 proteínas y, a diferencia de otros elementos, interactúa con éstas formando co-factores y son conocidas como selenoproteínas, presentes en todo organismo (Papp et al., 2007). Un ejemplo de selenoproteína es el glutatión peroxidasa, la cual actúa como un mecanismo de defensa

intracelular contra el daño oxidativo previniendo la formación de especies reactivas de oxígeno (Tinggi, 2003; Dodig y Cepelak, 2004).

La absorción de Se por la biota acuática puede ser directamente del agua (epidermis, branquias, intestino), sin embargo; la vía de captación dominante es por su dieta (Dallinger et al., 1987). Los efectos tóxicos de Se derivados de concentraciones altas son: reducción del crecimiento, deformidades en regiones de cabeza, boca, lumbar y espina caudal, escoliosis, edemas, problemas de cerebro, corazón y ojos, problemas teratogénicos (Fan y Kizer, 1990).

El Se Interacciona con varios elementos traza en peces, aves y mamíferos (Diplock, 1976). Estas interacciones pueden ser aditivas, antagonistas o sinergistas y en algunos casos pueden incluso revertir daño causado por otros elementos. Por ejemplo, se sabe que el Se inhibe o mitiga la toxicidad provocada por el Hg (Diplock, 1976; Fan et al., 1998).

Zinc

El Zn es un elemento requerido para una amplia variedad de funciones metabólicas. Es el 24avo elemento más abundante en la corteza terrestre. El Zn está presente en todas las matrices ambientales. Adopta la forma de sulfuro, carbonato, óxido o silicato de Zn cuando se combina con otros minerales. En el agua de mar la especiación de Zn es $ZnOH^+$, Zn^{2+} y $ZnCO_3$ (Ansari et al., 2004).

Sin embargo, la mayor parte del Zn que entra al ambiente es el resultado de procesos de refinación, la producción de acero, incineración de carbón y de desperdicios, los desagües de las industrias químicas y domésticas (ATSDR, 2005). Se utiliza para la fabricación de monedas, pinturas, barnices, bloqueadores solares, suplementos vitamínicos, ungüentos, juguetes, artículos de decoración, equipos electrónicos, planchas, entre otros.

Cuando los organismos absorben cantidades excesivas de Zn, presentan pérdida de apetito, disminución de la sensibilidad de sabor y olor, aparición de pequeñas llagas y erupciones cutáneas. La acumulación de Zn puede producir efectos genotóxicos, arteriosclerosis, úlcera gástrica, irritación en piel, vómitos, náuseas, daño en páncreas y perturbación del metabolismo de las proteínas (FEMA, 2006).

Elementos sin función biológica conocida

Arsénico

El arsénico (As) es un metaloide denominado como uno de los contaminantes más tóxicos en ecosistemas acuáticos debido a que tiende a incorporarse a la trama alimenticia y el número uno en la lista de sustancias prioritarias de ASTDR (Suhendrayatna et al., 2001; ASTDR, 2015). El As se encuentra en forma orgánica (As_{org}) e inorgánica (As_{inorg}) y presenta cuatro estados de oxidación As^{5+} , As^{3+} , As^0 , As^{3-} , siendo la forma inorgánica la más agresiva, ya que a que presenta una toxicidad significativa para la biota acuática (Leah et al., 1992; Drewniak y Sklodowska, 2007).

El arsenito (As_{inorg}^{III}) y arsenato (As_{inorg}^{V}) son altamente tóxicos, tiene la capacidad de atravesar la barrera placentaria (Stevens et al., 1977), el As afecta a las enzimas que participan en el ciclo del ácido cítrico y la fosforilación oxidativa, mediante la unión de As con los grupos tiol (-SH) y en consecuencia genera deterioro mitocondrial e inhibición del metabolismo energético, este último denominado arsenólisis (Belton et al., 1985; Lee, 2002).

El As se encuentra de manera natural en la corteza terrestre y se moviliza mediante actividad geotermal, vulcanismo, procesos microbiológicos e intemperismo en la superficie de las rocas (Peshut et al., 2008). Por otro lado, el As es ampliamente utilizado en la industria para la manufactura de cristales, metalurgia, en la fabricación de dispositivos microelectrónicos, como pesticida en la agricultura, conservador de madera, aditivos alimenticios y plantas de energía eléctrica (Mandal y Suzuki, 2002).

Cadmio

El cadmio (Cd) es un elemento que se encuentra de manera natural en la corteza terrestre. En el medio ambiente se encuentra como mineral combinado con otros elementos como el oxígeno, cloro o sulfuro. En el agua de mar el Cd se encuentra como $CdCl_2$, $CdCl_3^-$, $CdCl^+$, Cd^{2+} (Ansari et al., 2004).

El principal uso de Cd es recubrimiento de objetos metálicos, fabricación de baterías, pigmentos, estabilizadores para plásticos, aleaciones para la industria aeronáutica y automotriz, entre otras (Landis y Yu, 1999). México es el cuarto país productor de Cd a nivel mundial, produce 1451 ton/año (CAMIMEX, 2013).

En los océanos, particularmente en chimeneas hidrotermales, la concentración de Cd puede ser relativamente alta, así como en sitios de surgencias que transportan grandes cantidades de Cd a zonas superficiales (Frías-Espicuelta et al., 2010). El Cd depositado en los sedimentos juega un papel importante en los organismos bentónicos (Förstner, 1981; Dalman et al., 2006).

El Cd en el caso de las algas, puede penetrar el interior del citoplasma y reemplazar al Zn en la anhidrasa carbónica de las células algales cuando los valores de Zn son bajos (Reinfelder y Fisher; 1991), esto debido a que tienen radio iónico similar (Wang y Fisher, 1999); sin embargo, su presencia puede ser altamente tóxica a bajas concentraciones (CCME, 1999). Mientras que para organismos marinos, las principales vías de ingestión de Cd son: branquias y tracto gastrointestinal (Wood et al., 2012). Los efectos tóxicos de Cd son inhibición enzimática, desacople de Zn en las enzimas, disminución de energía, anomalías estructurales y de desarrollo, así como alteraciones respiratorias (Páez-Osuna, 2001).

A diferencia de otros metales, el Cd se acumula principalmente en hígado y otros órganos, más que en el músculo, a causa de que el tejido hepático realiza funciones de excreción e irrigación (Dural et al., 2007; Vasanthi et al., 2013). Los hábitos alimenticios afectan la acumulación de Cd en los peces, Fischer et al. (1995) mencionan que los peces que se alimentan de moluscos tienden a acumular mayores concentraciones de este elemento, debido a que los moluscos acumulan y transfieren grandes cantidades de Cd.

El radio iónico de Cd (109 picómetros) presenta similitud al de calcio (114 pm), a causa de esta característica es fácil confundirlos, debido a esta propiedad el Cd es bioacumulable y persistente en los organismos teniendo un tiempo de residencia de 10 a 30 años (USPHS, 1997; Wood et al., 2012).

Mercurio

El mercurio (Hg) además de ser un elemento sin función biológica conocida (Ullrich et al. 2001), es el tercer lugar en toxicidad de la lista de sustancias dañinas prioritarias (ASTDR, 2015). El Hg se encuentra ampliamente distribuido en el ambiente debido a su movilización natural y antropogénica, y a su elevado tiempo de residencia atmosférica (Ullrich et al. 2001). Las fuentes naturales de Hg son la desgasificación de la corteza terrestre, ventilas hidrotermales, emisiones volcánicas, e incendios forestales (Selin, 2009). Las fuentes antropogénicas son la minería, la

fundición, industria electrólisis, industria plástica, vertederos, eliminación de desechos, industria papelera, fungicidas, agricultura, astilleros, baterías eléctricas y termoeléctricas (Neuman, 2009).

El Hg puede presentarse como un constituyente disuelto en el agua, concentrado en la micro capa de la interfaz aire-agua, unido al plancton y detritus suspendido, también puede estar presente en el fondo de los sedimentos y bentos. Las tres especies de Hg prevalecientes en el medio acuático son: Hg (mercurio elemental o metálico), Hg_2^{2+} (mercurio divalente), Hg^{2+} (ion mercurio) (Penedo de Pinho *et al.*, 2001). En aguas oxigenadas que soportan la vida de organismos, el Hg en su forma Hg^{2+} generalmente es el que domina y es removido de los sólidos suspendidos y del fondo de los sedimentos, mediante la unión con detritus orgánico y mediante la asimilación biótica. Las especies de Hg forman compuestos inorgánicos (e.g. $HgCl_2$) como orgánicos (e.g. Me-Hg, CH_3). Las formas orgánicas del Hg, como el MeHg presenta una vida media biológica más larga que la del Hg inorgánico; la vida media del MeHg oscila entre 1.5 y 2 años (Newman, 2009).

Los factores que afectan a la toxicidad del Hg en la biota acuática son la especiación química y las condiciones biológicas del organismo. La forma más tóxica del Hg es el MeHg (Uryu et al. 2001). La disponibilidad del Hg para los organismos depende del estado de crecimiento, posición trófica, tamaño, biomasa, sexo, comportamiento migratorio, entre otros factores (Boudou y Ribeyre, 1997).

El MeHg tiende a adherirse a moléculas y a algunos receptores de las membranas celulares, tales como lípidos, proteínas y esteroides, por esta característica es que tiene la habilidad de transferirse en las cadenas alimentarias acuáticas siendo los organismos más afectados las aves, peces y mamíferos que ocupan los niveles más altos de la trama alimenticia. El órgano principal donde se acumula el Hg en peces es en el riñón, seguido del hígado y el músculo (Boudou y Ribeyre, 1997, Ruelas-Inzunza et al., 2008; Luoma y Rainbow, 2008).

Los depredadores tope pueden llegar a ser la vía principal para contaminar al humano a través del consumo de organismos con altas concentraciones de Hg (Lacerda et al., 2000). El exponerse a cantidades altas de Hg les provoca alteraciones fisiológicas, las cuales pueden causar desórdenes reproductivos, neurológicos o metabólicos, particularmente durante la gestación (Mancera-Rodríguez y Álvarez-León, 2006).

Plomo

El plomo (Pb) representa el 0.02% de la corteza terrestre. Es un metal que se encuentra combinado formando compuestos, siendo la galena (sulfuro de plomo) la fuente principal de producción de este metal (ASTDR, 2007). En el agua de mar el Pb se encuentra de las siguientes formas: PbCO_3 , $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2$ y PbCl^+ (Ansari et al., 2004).

Las principales fuentes naturales de Pb son erupciones volcánicas y meteorización de las rocas. Los mayores aportes antropogénicos de Pb son actividades mineras, fábricas de producción de aleaciones o compuestos de Pb, plantas de energía y sitios de desechos peligrosos (ATSDR, 2007).

Este elemento afecta al sistema nervioso, produce debilidad en dedos, muñecas o tobillos, causa problemas en la síntesis de hemoglobina, produciendo anemia, daña los riñones y el tracto gastrointestinal, produce cólicos y puede causar la muerte (FEMA, 2006; ATSDR, 2007).

El Pb no presenta función biológica conocida, los peces acumulan Pb en su forma iónica, siendo los más susceptibles entre todos los organismos. Las condiciones favorables para la acumulación de Pb son: pH reducido, temperatura elevada, exposición crónica o permanente, tamaño del organismo, sedimento como alimentación (Smolders et al., 2015).

Transferencia trófica

Los estudios sobre la transferencia trófica de ET en ambientes acuáticos se han realizados por décadas. A la fecha existen cientos de publicaciones sobre transferencia, acumulación, biomagnificación y efectos de ET en organismos acuáticos (Tabla 1). Muchos de los resultados de los estudios realizados son muy ambiguos porque fueron basados en concentraciones de elemento en tejidos específicos o no tomaron en cuenta los hábitos alimenticios y las posiciones y relaciones tróficas entre las especies (Soto-Jiménez, 2011). Por tanto, a pesar de los progresos realizados en este campo, los mecanismos que regulan la transferencia de los elementos a través de las cadenas y tramas tróficas son todavía poco conocidos (Reinfelder et al., 1998; Gray, 2002; Vickerman y Trumble, 2001, Wang, 2002; Barwick y Maher, 2003).

Tabla 1 Estudios de transferencia en tramas tróficas realizados en diferentes países, elemento traza (ET), Factor de magnificación trófico (FMT) y área de estudio.

ET	FMT	Área de estudio	Autor
As	0.41	Delta Río amarillo (China)	(Cui et al. 2011)
As	1.70	Estuario Rufiji (Tanzania)	(Shilla et al. 2019)
As	0.49	Sur de Stagnone (Italia)	(Vizzini et al. 2013)
As	0.55	Sur de Stagnone (Italia)	(Vizzini et al. 2013)
Cd	3.12	Delta río amarillo (China)	(Cui et al. 2011)
Cd	0.61	Bahía Laizhou (China)	(Liu et al. 2019)
Cd	0.45	Estuario Rufiji (Tanzania)	(Shilla et al. 2019)
Cd	0.71	Sur de Stagnone (Italia)	(Vizzini et al. 2013)
Cd	0.69	Sur de Stagnone (Italia)	(Vizzini et al. 2013)
Cu	0.76	Delta Río Amarillo (China)	(Cui et al. 2011)
Cu	0.32	Bahía Laizhou (China)	(Liu et al. 2019)
Cu	0.85	Estuario Rufiji (Tanzania)	(Shilla et al. 2019)
Hg	1.19	Bahía Sepetiba (Brasil)	(Bisi et al. 2012)
Hg	1.17	Bahía Sepetiba (Brasil)	(Bisi et al. 2012)
Hg	1.55	Bahía Guanabara (Brasil)	(Bisi et al. 2012)
Hg	1.51	Bahía Guanabara (Brasil)	(Bisi et al. 2012)
Hg	1.63	Ilha Grande Bay (Brasil)	(Bisi et al. 2012)
Hg	1.67	Bahía Ilha Grande (Brasil)	(Bisi et al. 2012)
Hg	3.96	Isla Nasaruvaalik (Canadá)	(Clayden et al. 2015)
Hg	1.37	Isla Nasaruvaalik (Canadá)	(Clayden et al. 2015)
Hg	7.65	Isla Nasaruvaalik (Canadá)	(Clayden et al. 2015)
Hg	2.13	Isla Nasaruvaalik (Canadá)	(Clayden et al. 2015)
Hg	1.86	Costa noroeste de Portugal (Portugal)	(Coelho et al. 2013)
Hg	2.82	Delta Río Amarillo (China)	(Cui et al. 2011)

Tabla 1 Continuación

Hg	1.675	Golfo de Lions (Francia)	(Harmelin-Vivien et al. 2012)
Hg	7.48	Kongsfjorden, Svalbard (Noruega)	(Jæger et al. 2009)
Hg	3.8	Golfo de St. Lawrence (Canadá)	(Lavoie et al. 2010)
Hg	6.5	Golfo de St. Lawrence (Canadá)	(Lavoie et al. 2010)
Hg	1.5	Costa este de la Península de Malasia (Malasia)	(Le et al. 2017)
Hg	2.81	Bahía Laizhou (China)	(Liu et al. 2019)
Hg	3.3	Pangnirtung fjord (Canadá)	(McMeans et al., 2015)
Hg	7.8	Pangnirtung fjord (Canadá)	(McMeans et al., 2015)
Hg	6.38	Bahía Tortugas (México)	(Murillo-Cisneros et al. 2019)
Hg	1.06	Sur de Stagnone (Italia)	(Vizzini et al. 2013)
Hg	0.89	Sur de Stagnone (Italia)	(Vizzini et al. 2013)
Mn	0.26	Delta Río Amarillo (China)	(Cui et al. 2011)
Mn	0.49	Estuario Rufiji (Tanzania)	(Shilla et al. 2019)
Ni	0.27	Estuario Rufiji (Tanzania)	(Shilla et al. 2019)
Pb	0.98	Delta Río Amarillo (China)	(Cui et al. 2011)
Pb	0.54	Estuario Rufiji (Tanzania)	(Shilla et al. 2019)
Pb	0.46	Sur de Stagnone (Italia)	(Vizzini et al. 2013)
Pb	0.40	Sur de Stagnone (Italia)	(Vizzini et al. 2013)
Zn	1.40	Delta Río Amarillo (China)	(Cui et al. 2011)
Zn	2.47	Estuario Rufiji (Tanzania)	(Shilla et al. 2019)

Los avances más importantes en el estudio de la transferencia trófica de ET se han logrado en los últimos años (Wang, 2002). Hoy en día se sabe que el mecanismo de transferencia trófica de ET está controlado por la ingesta del metal desde dos fuentes principales (disuelto en agua y del alimento), de la capacidad de excreción y rutas de acumulación, y en ocasiones por el crecimiento de los organismos. La dieta es reconocida como la principal fuente de ET en los organismos acuáticos (Wang y Ke 2002; Zhang y Wang 2006) y es una importante vía para su transferencia a través de las cadenas y redes tróficas acuáticas (Croteau et al, 2005) y marinas en particular (Amiard-Triquet et al., 1993; Fisher y Reinfelder 1995; Mathews y Fisher 2008).

Entre las investigaciones más relevantes de los últimos años en los que se estudió el proceso de transferencia trófica de ET en una red trófica isotópicamente determinada, podemos citar el de Cui et al. (2011) en el río Delta Amarillo en China. Ellos evaluaron el proceso de transferencia trófica de nueve ET (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb y Zn), y reportaron que Cd, Zn y Hg incrementaron la concentración conforme incrementaba el nivel trófico, mientras que As, Cr, Cu, Mn, Ni y Pb disminuyeron la concentración conforme se incrementaba el nivel trófico.

En la costa de Brasil, Kehrig et al. (2013) realizaron un estudio para determinar la relación $\delta^{15}\text{N}$ y la concentración de Se y Hg. Ellos encontraron correlaciones positivas entre ambos elementos y el valor isotópico $\delta^{15}\text{N}$ y un factor de magnificación trófico de 2.4 para Se y 5.4 para Hg. Así mismo, Clayden et al. (2015) examinaron el proceso de bioacumulación y biomagnificación de un lago ártico situada en Canadá y encontraron la biomagnificación de MeHg desde los copépodos, peces, hasta las aves marinas (TMF= 3.96).

McMeans et al. (2015) estudiaron la red alimentaria pelágica y bentónica en Cumberland Sound, Canadá, y observaron una transferencia positiva desde las fuentes primarias hasta los tiburones *Somniosus microcephalus*. Sin embargo, los autores infirieron que la transferencia no se presentó en todos los niveles tróficos debido a: 1) al hábito alimenticio de los tiburones, debido a que son depredadores generalistas, 2) las concentraciones de Hg se traslapan entre las presas, y 3) las diferencias entre el tiempo de rotación ecológica entre los isótopos de C y N y Hg.

Sakata et al. (2015) estableció una relación entre la concentración de 13 ET y $\delta^{15}\text{N}$ donde estableció la dependencia de acumulación por cada nivel trófico en la biota de la bahía de Suruga, Japón. Los resultados mostraron biomagnificación trófica para Hg, As y Se, biodilución trófica para Cd, Cu Mn, Ni, Pb, Sb y Zn, y relaciones no tróficas para Co, Cs y Mo. La biomagnificación de Hg no mostró diferencias significativas entre las localidades, mientras que Se y As mostraron diferencias en cada localidad siendo dependientes de la estructura de la red trófica y los factores ambientales.

En costas mexicanas, Jara-Marini et al. (2009) analizó las relaciones tróficas y la transferencia de Cd, Cu, Pb y Zn en el Estero de Urías, situado en el sureste del golfo de California mediante isótopos estables de carbono y nitrógeno. Se observaron variaciones en la concentración de los elementos con respecto a la fisiología de los organismos, en los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ respecto al grupo funcional de los organismos y $\delta^{15}\text{N}$ respecto al hábito alimenticio. Los autores reportaron una transferencia parcial de Cu y Zn en tres niveles tróficos de la red trófica.

Posteriormente, en la misma zona, Jara-Marini et al. (2012) analizaron la transferencia de Hg en la trama trófica del Estero de Urías (golfo de California), en dos épocas del año, utilizando isótopos de carbono y nitrógeno. La transferencia de Hg se observó desde consumidores terciarios>consumidores secundarios>consumidores primarios. Se encontró una correlación

significativa entre el la posición trófica y la concentración de Hg y se presentaron variaciones entre la temporada de lluvias y secas. Se concluyó que el Hg fue biomagnificado (TMF >1) en la trama trófica de la laguna costera debido a la naturaleza del elemento y por las condiciones ambientales en la que se encuentra.

Gao et al. (2021), estudiaron la transferencia trófica de Cu, Cr, Pb, Zn, Cd, y Ni en diferentes órganos de 17 especies marinas, incluyendo crustáceos, gasterópodos, bivalvos y peces de diferentes niveles tróficos de la bahía de Liaodong, China. Los autores mencionaron que otros tejidos como hígado, branquias y músculo eran los bioindicadores ideales de elementos traza en comparación con otros órganos. En este estudio se reportó biodilución de Cu, Pb y Ni, y relaciones no tróficas para el resto de los elementos.

Pantoja-Echeverria (2023) analizaron la estructuración trófica mediante isótopos estables de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para estudiar la transferencia trófica de Cd, Hg y Se en zooplancton, crustáceos, moluscos, peces y el tiburón *Mustelus henlei*. Los valores isotópicos incrementaron con respecto a los niveles tróficos. Los autores reportaron biodilución de Cd y biomagnificación de Se y Hg. A pesar de ello, los autores mencionaron que Se fue biomagnificado en todos los niveles tróficos en comparación a Hg, esto debido a las relaciones físicas y químicas del elemento y la estructuración de la trama trófica.

JUSTIFICACIÓN

Los ecosistemas marinos están sujetos a la contaminación por las diferentes fuentes de ET derivados de las actividades humanas, sin embargo, las investigaciones en ecosistemas tropicales son escasas. Los ET tienen la capacidad de acumularse y transferirse en los organismos marinos ocasionando daños estructurales, neurotoxicidad, estrés oxidativo, mortalidad, entre otros. En este estudio se plantea estudiar la trofodinámica de ET (As, Cd, Cu, Hg, Mn, Se, Pb y Zn) en una trama trófica subtropical del sureste del golfo de California.

El objetivo de la presente investigación es definir las interacciones que ocurren entre los ET y los nodos que integran la red trófica en el sureste del golfo de California. Para ello se evaluó la eficiencia de biomagnificación de los ET tomando en consideración los múltiples organismos que ocupan diferentes niveles tróficos desde los productores primarios hasta depredadores tope, así como los factores abióticos del ecosistema (agua y sedimento marino).

Para lograr reconstruir la red trófica se empleará una combinación de técnicas de identificación de contenido estomacal, el análisis de la composición isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$), y en la aplicación de SIA. Con ello podremos seguir el flujo de la energía desde las bases de las cadenas tróficas (productores primarios) hasta los niveles tróficos superiores, e identificar la ecología trófica de cada especie y sus interacciones con otros componentes.

Por otro lado, mediante el análisis de ET por espectrometría de masas de alta resolución en especímenes de las especies principales que componen esta trama trófica, se pretende estudiar los procesos de transferencia de elementos trazas en estos ecosistemas marinos. Incluyendo las interacciones en función del hábitat y hábito alimenticio, así como la identificación de especies que desarrollan mayor eficiencia de transferencia de ET. Los principales resultados obtenidos permitirán un mejor entendimiento del papel de las especies en la red trófica y de los procesos de transferencia de los contaminantes en los ecosistemas marinos.

PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

¿Cómo está estructurada la trama trófica pelágica trama trófica del sureste del golfo de California?

¿En qué concentraciones se encuentran los elementos esenciales (Cu, Mn, Se y Zn) y no esenciales (As, Cd, Hg y Pb) en el ambiente (sedimento y agua) y en los organismos de especies representativas que conforman la trama trófica pelágica?

¿Cuál es la magnitud del factor de transferencia de los elementos traza en los depredadores tope?

¿En tales depredadores se presenta el proceso biomagnificación, interrupción de la transferencia o biodilución del elemento traza correspondiente?

¿La eficiencia de transferencia presenta variaciones en función del hábitat y el hábito alimenticio?

¿Cuál es la vía principal de captación de los elementos esenciales (Cu, Mn, Se y Zn) y no esenciales (As, Cd, Hg y Pb)?

HIPÓTESIS

El uso combinado de técnicas de identificación de contenidos estomacales, el análisis de la composición isotópica de carbono y nitrógeno, y la aplicación de modelos de mezcla por estadística Bayesiana, nos permitirán estructurar la trama trófica pelágica del sureste del golfo de California, caracterizar los gremios tróficos y las fuentes de alimentación de los organismos.

La transferencia de elementos traza se realiza por dos vías principales: por absorción del agua y/o del sedimento y la más importante, por la ingesta a través de la dieta. Considerando lo anterior se espera que los factores de biomagnificación y de transferencia de metales en la trama trófica sean mayores a uno.

La transferencia trófica de los elementos estará en función del tipo de elemento (esencial o no esencial), del hábitat (pelágico, bentónico y bentopelágico) y hábito alimenticio (e.g. herbívoro, omnívoro y carnívoro).

OBJETIVOS

Estudiar el proceso de transferencia de elementos traza esenciales (Cu, Mn, Se y Zn) y no esenciales (As, Cd, Hg y Pb) en la trama trófica isotópicamente determinada del sureste del golfo de California.

Objetivos específicos.

1. Reconstruir mediante el análisis de contenido estomacal, isótopos de C y N y estadística Bayesiana la trama trófica pelágica del sureste del golfo de California, desde la fuente de producción primaria hasta los niveles tróficos superiores.
2. Establecer las posibles fuentes alimenticias de los organismos por medio de la determinación de la composición isotópica de C.
3. Establecer el posicionamiento trófico de los organismos por medio de la determinación de la composición isotópica de N.
4. Determinar las concentraciones de elementos traza esenciales (Cu, Mn, Se y Zn) y no esenciales (As, Hg, Pb y Cd) en matrices ambientales (sedimento superficial, agua) y en especímenes de las especies representativas de la trama trófica del sureste del golfo de California.
5. Determinar los factores de concentración, acumulación y de magnificación o de bioldilución o transferencia interrumpida, de los ET en estudio en la trama trófica pelágica del sureste del golfo de California.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona sur del golfo de California se caracteriza por un complejo faunístico producido por aguas procedentes de diversas regiones que confluyen, es frecuente la afluencia de especies endémicas de la Corrientes Trópico-ecuatoriales del Pacífico, así como de la Corriente de California (Alvariño, 1969).

Los procesos de mezcla vertical y la circulación ascendente de las aguas profundas explican la gran fertilidad del golfo de California pues es una zona donde las surgencias son muy frecuentes e intensas (Roden y Groves, 1959). La gran productividad fitoplanctónica, explica la abundancia de poblaciones de zooplancton y con ello la existencia de recursos pesqueros representados por diversas especies de moluscos, crustáceos y peces que actualmente constituyen pesquerías importantes establecidas a lo largo del golfo (Osorio-Tafall, 1943).

La zona de captura se ubica en las aguas adyacentes a Mazatlán, Sinaloa (Fig. 7), sobre el golfo de California, la cual comprende una zona de transición donde convergen la corriente de California, la Norecuatorial y la de la Costa Mexicana (Torres-Rojas et al., 2010). La corriente de California viaja hacia el sureste y se caracteriza por transportar aguas frías (12-18 °C) con salinidad <34.5, mientras que la corriente Norecuatorial que proviene del sur de México, conduce hacia el noroeste aguas cálidas (≥ 18 °C) con salinidad <35.0. Estas dos corrientes al mezclarse con el flujo saliente de la Corriente del golfo de California que acarrea aguas cálidas (≥ 12 °C) con salinidad ≥ 35.0 hacia el sur propicia condiciones muy particulares, como frentes, remolinos e intrusiones, además de que en esta zona se presentan las salinidades más bajas de todo el golfo (Lavin y Marinone, 2003; De La Lanza-Espino, 2013).



Figura 7 Área de estudio en el sureste del golfo de California. Los muestreos se llevaron a cabo en las zonas señaladas con líneas punteadas.

Agua

Se tomaron muestras de agua a una profundidad media aproximada de 3 m. Cada muestra de 1000 mL fue filtrada a través de filtros de fibra de vidrio (GF/F) previamente acondicionados (450°C por 4 h) para medir la composición isotópica de la materia orgánica particulada en suspensión (MOPS) en el agua. Las muestras de 500 mL filtradas se acidificaron con 2 mL de HCl concentrado (grado elementos traza) y se les cuantificó los metales disueltos (muestra filtrada en el campo), mientras que la otra parte de 500 mL fue filtrada en el laboratorio usando un filtro Millipore de nitrocelulosa de 0.45 μm para posteriormente ser digeridas y cuantificar los elementos suspendidos.

Determinación de elementos traza en agua de mar

Para la determinación de elementos traza en agua de mar se siguió la metodología del grupo de investigación GEOTRACES (Lagärstrom et al., 2013). Las muestras fueron preconcentradas (1000-1000

μl) mediante sistema de análisis inyección de flujo (FIA) en el equipo SeaFast en modo “offline” con el método “SeaFast-pico” (Elemental Scientific, INC., ESIm Omaha, NE, USA) debido a que las concentraciones se encuentran en pmol/L o nmol/L. Posterior a la preconcentración, las muestras fueron analizadas en el espectrómetro de masas de alta resolución con plasma inductivamente acoplado (HR-ICP-MS, por sus siglas en inglés).

Los estándares, las muestras y los blancos fueron preparados en botellas de polietileno de baja densidad. Las botellas fueron previamente lavadas con HNO₃ y HCl (TMG) para análisis de elementos traza. Los reactivos que se emplearon en las columnas para el análisis de inyección de flujo (FIA-SeaFast) fueron HNO₃, HCl ultrapuro, ácido acético glacial e hidróxido de amonio (Seastar, Fisher Scientific and Optima) y agua tridestilada calidad MiliQ. El buffer fue conformado por una solución de ácido acético 0.5 M e hidróxido de amonio 0.6 M, el cual es empleado para ajustar el pH de la muestra de agua de mar en la columna de resina. El eluente es una solución de HNO₃ 1.6 M el cual es aforado en 1L de agua MilliQ-Academic y el agua de lavado se compone por una solución de HCl 0.012M en una botella de 4L.

Previamente al análisis, las mangueras fueron preacondicionadas con alcohol isopropílico al 70%, ácido fluorhídrico (HF) 2.9 M y HNO₃ 8.0M. Posteriormente, las columnas fueron aclimatadas mediante el método “Prime”, donde se utiliza una solución de 50 ml de metanol 10% (v/v) y HNO₃ 1.6 M, 250 ml agua de mar acidificada con HCl 0.012M, 200 ml de agua MiliQ y 125 ml de buffer. La columna de buffer fue limpiada con HNO₃ 1.6 M.

El sistema FIA-SeaFast es automatizado y perfectamente integrado (Figura 8), capturando los comandos del autosampler desde el software ESI de ICP-MS e implementa los siguientes pasos para cada muestra:

1. Llenado de bucle: mediante el vacío generado por la bomba del auto muestreador, el bucle se llena con 10mL de muestra y se le adicionan 4 mL de buffer.
2. Columna de carga: las dos jeringas empujan 1mL de buffer y 3 mL de muestra durante 1 min, previo a ser pasado a la columna analítica. Este proceso se repite 3 veces.
3. Columna de enjuague: después de colocar los 9 mL de muestra y 3 mL de buffer, el bucle es enjuagado 1.5 veces con HCl 0.012M usando succión de vacío para enjuagar el circuito.
4. Elución de muestra: una solución de 1mL 3:1 muestra de agua de mar y mezcla de HCl y buffer se entrega al tubo de muestra presurizando los 1000 μl de muestra preconcentrada.

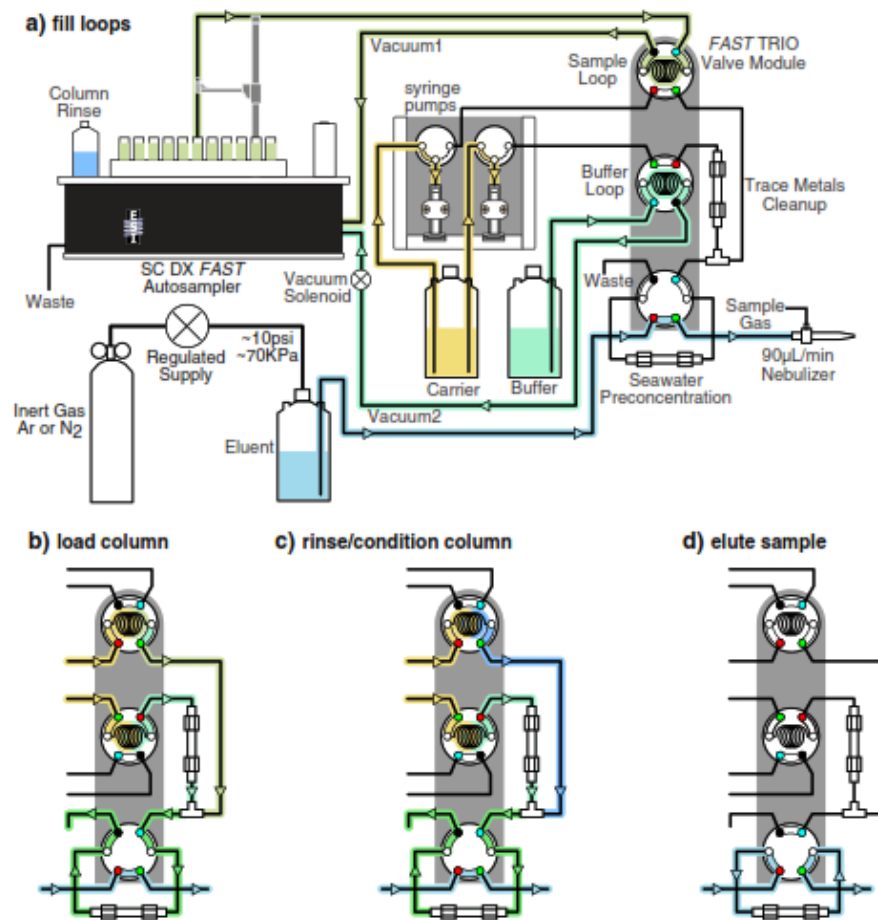


Figura 8 Esquematación de sistema de inyección de flujo modo “on-line”, a) llenado de bucle, b) columna de carga, c) lavado y acondicionamiento, d) elución de muestra.

Sedimentos superficiales

En cada punto de muestreo se tomaron muestras de sedimento superficial utilizando la draga Ekman, se colocaron en recipientes de plástico previamente acondicionados y se congelaron a -20°C para su posterior procesamiento y análisis.

Análisis de distribución del tamaño de grano

Los sedimentos superficiales fueron analizados para determinar el tamaño de partícula usando el método de Folk (1974). Los sedimentos se trataron con peróxido de hidrógeno al 30% v/v para eliminar la materia orgánica. Se tamizaron en una malla de $63\ \mu\text{m}$ para separar los componentes gruesos (gravas y arenas) de los finos (limos y arcillas) usando un litro de agua destilada. Las arenas se pasaron del tamiz a crisoles de peso conocido, se secaron y pesaron nuevamente para obtener la abundancia relativa de arenas.

El análisis de tamaño de partícula de limos y arcillas por pipeteo se basa en la velocidad de la sedimentación de las partículas, usualmente calculado en base a la ley de Stokes (Carver, 1971; Folk, 1974). La muestra de sedimento, libre de arenas, se coloca en suspensión con agua MilliQ y se lleva a un volumen, se agregan 0.6 g de hexametáfosfato de sodio como dispersante para evitar la floculación de arcillas. La mezcla se agita y se recolectan dos submuestras de 20 ml de la solución, la primera se toma a una profundidad de 20 cm, 20 segundos después de la agitación (fracción limosa arcillosa), mientras que la segunda alícuota se toma 3 horas y 45 minutos más tarde a una profundidad de 5 cm (fracción arcillosa); las alícuotas se pesaron en crisoles de peso constante para secarse a 40°C y posteriormente pesarse, la diferencia de peso entre la muestra de la fracción limo-arcillosa y la fracción arcillosa, permite estimar el peso de limos y calcular el porcentaje de limos y arcillas.

Determinación de carbono orgánico

El contenido de carbono orgánico se obtuvo mediante el método descrito por Walkley (1974). Se pesan aproximadamente 0.5 g de sedimento, se agregan 10 ml de K_2CrO_7 1 N, 20 ml de H_2SO_4 concentrado, se agita suavemente y rotando por 1 minuto, se calienta a 140°C por 30 minutos. La solución se deja enfriar, se diluye con 200 ml de agua MilliQ, y se agregan 10 ml de H_3PO_4 , 0.2 g de NaF y 15 gotas de difenilamina. Finalmente se titula con una solución de sulfato ferroso amoniacal $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ 0.5 N, anotándose el volumen gastado. El porcentaje de carbono orgánico se obtiene de la interpolación del volumen gastado empleando una curva de concentración conocida de carbono preparada a partir de una solución de dextrosa.

Digestión total de sedimentos

Se pesaron 0.25 g de sedimento seco y molido, se transfirieron a bombas de teflón y se agregaron 8 ml de agua regia ($HCl:HNO_3$ 3:1 v/v) y se agregaron 2 ml de HF llevando la muestra a sequedad. Una vez terminado el proceso de digestión las muestras se aforan a 30 ml.

Extracción secuencial de sedimentos

Se utilizó la técnica BCR descrita por Ure et al. (1993) para la extracción de la fracción biodisponible operacionalmente definida como la suma de la fracción intercambiable (F1) + fracción reducible asociada a óxidos de Fe y Mn (F2) + fracción oxidable asociada a la materia orgánica (F3), la última fracción es descartada la cual se conoce como fracción residual asociada al material litogénico (F4). Para iniciar la extracción secuencial, se pesarán 2.5 g de sedimento superficial y se añadirán 20mL de ácido acético (HOAc) 0.11 M y se agita a temperatura ambiente durante 16 horas. La segunda etapa (fracción reducible), aplica una solución de 40 ml de clorhidrato de hidroxilamina 0.1 M, acidificado con ácido nítrico hasta

pH 2, la cual se mezcla con la muestra y se agita durante 16 horas a temperatura ambiente. En una tercera etapa (fracción oxidable), se utiliza una solución de 10 ml de peróxido de hidrogeno 8.8 M y se agita manualmente a temperatura ambiente durante una hora. No es necesario obtener la F4, sin embargo, se extrajeron los ET ligados a la fracción residual utilizando 10 ml agua regia 3:1M calentando la placa hasta sequedad (Delgado et al., 2010). Para poder comparar la cantidad de metal extraído, se realizará la cuantificación de metales totales en los sedimentos superficiales, haciendo una digestión completa de los mismos.

Organismos vivos

Fitoplancton

Se hicieron arrastres horizontales y verticales con una red de fitoplancton (D=30 cm, L=130 cm) de luz de malla de 30 μ m a una velocidad de dos nudos. Las muestras se recolectaron en recipientes de plástico de 200 mL previamente lavados con HCl 2 M, una porción se fijó con lugol al 4 % v/v para la identificación de las especies. Los organismos fueron identificados con un microscopio óptico Leica (modelo DC, 300 V 2.0), cámaras Sedgwick-Rafner, objetivo 10x y diluciones 1:10 (Alonso-Rodríguez, 2004). Se identificaron a nivel de género y se hará el cálculo de abundancia relativa por grupos (Palma-González y Kaiser-Contreras, 1993). La otra porción se utilizó para los análisis de ET.

Zooplancton

Se efectuaron arrastres horizontales y verticales con una red de zooplancton con luz de malla de 270 μ m, a una velocidad de dos nudos, en la zona de muestreo. Las muestras se recolectarán en recipientes de plástico de 250 mL previamente lavados con HCl 2 M, una porción se fijó con formol al 4 % v/v para la identificación de las especies y la otra porción para los análisis de ET. Los organismos se identificaron con un microscopio óptico Leica (modelo DC 300 V 2.0), cámaras Sedgwick-Rafner, objetivo 10x y diluciones 1:10 (Alonso-Rodríguez, 2004). Se identificaron los géneros y se hará el cálculo de abundancia relativa por grupos ().

Crustáceos y moluscos.

Fueron colectados mediante arrastres de la pesca camarónica. Los organismos fueron identificados de acuerdo con Hendrickx y Brusca (2002). Los organismos se lavaron con agua Milli-Q y se disectaron en el laboratorio con equipo de acero inoxidable previamente acondicionado (HCl 2M). Las muestras fueron almacenadas en recipientes de plástico previamente acondicionados y se congelaron a -20°C para su posterior procesamiento y análisis. Mientras que los moluscos serán fueron durante 24 h en agua de mar

filtrada (1 μm) e irradiada con luz ultravioleta. Se disectaron y almacenaron en recipientes de plástico previamente acondicionados y se congelaron a -20°C para su posterior procesamiento y análisis.

Peces

Los especímenes de los clasificados como depredadores tope se recolectaron entre los años en diferentes años. La mayoría de los ejemplares de picudos se capturaron entre los meses de enero a mayo en la zona marina frente a las costas de Mazatlán y Teacapán. Los ejemplares de tiburón martillo fueron recolectados de la pesca artesanal, capturados en el área de Teacapán en temporada de secas mediante red de enmalle y pesca de fondo. En tanto que los ejemplares de atún aleta amarilla fueron capturados por la pesca comercial.

Las presas de los diferentes depredadores fueron recolectadas de tres fuentes: a) directamente del contenido estomacal, 2) de la pesca artesanal practicada por los pescadores locales de Mazatlán y Teacapán, y 3) de la pesca industrial principalmente de la pesca de camarón y del tiburón con base en Mazatlán.

Para el análisis del contenido estomacal las muestras fueron separadas por grupo taxonómico y se identificaron hasta el menor taxón posible. Para la identificación taxonómica se usaron claves especializadas según el tipo de presa. La nomenclatura para la identificación de las especies de estudio fue tomada de la Guía FAO para la Identificación de Especies con Fines de la Pesca del Pacífico Centro Oriental (Fischer et al., 1995) y del catálogo de Peces del Pacífico Oriental Tropical (Allen y Robertson, 1994). Los organismos se disectaron y se obtuvieron los tejidos de músculo blanco, hígado, gónada, piel, estructura ósea, cerebro y agalla. Estas se colocaron en recipientes de plástico previamente acondicionados y se congelaron a -40°C para su posterior procesamiento y análisis de fondo.

Digestión de tejido biológico

Las muestras de tejido biológico fueron liofilizadas durante 72 horas en una liofilizadora Labonco (a 0.120 mbares de presión y -40°C de temperatura) para la extracción de humedad, posterior a ello son pesadas nuevamente para obtener el porcentaje de humedad del tejido muscular para finalmente ser homogeneizadas en un mortero de ágata. Una vez homogenizadas, para el almacenamiento de los músculos se utilizan recipientes de polietileno previamente lavados por el procedimiento descrito por Moody y Lindstrom (1977). El procedimiento consiste en lavar con jabón libre de fosfatos y agua común, después enjuagarlos con agua destilada para después colocar los recipientes en un baño de ácido clorhídrico 2M (HCl) durante 72 horas, después se retiran del baño, se da un lavado con agua milli-Q y se

introducen a un baño con ácido nítrico 2M (HNO₃) por 72 horas, finalmente, transcurrido el tiempo se da un lavado con agua milli-Q, para pasar a secado a temperatura ambiente y ser conservados en bolsas de plástico en un lugar fresco y libre de polvo.

Posteriormente una alícuota de 0.25-0.5 g será colocada en una bomba de Teflón y se le adicionarán 10 mL de agua regia invertida (HNO₃: HCl, 3:1), para la pre-digestión por 8 h de reposo. Posteriormente, las bombas con el material predigerido, cerradas herméticamente, se colocan en un modblock de grafito por espacio de 4 h para lograr la digestión total a una temperatura de 120°C. Al enfriarse las muestras se transfieren a viales de cierre hermético y se aforan a un volumen de 30 mL para su posterior análisis de elementos traza.

Determinación de elementos traza.

La concentración de As, Cu, Cd, Hg, Se, Pb y Zn en las muestras fueron evaluadas mediante el método de espectrometría de masas de alta resolución con plasma inductivamente acoplado (HR-ICP-MS). Para realizar la cuantificación de Hg elemental, las muestras se realizará un pretratamiento de la muestra haciendo las diluciones correspondientes y agregando 1 mL de HNO₃ al 50% (v/v) y 0.1 mL de dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇) al 1% (p/v) a cada una de ellas. Posteriormente se dejan reaccionar durante 4 horas. La exactitud y precisión del método se determinó utilizando material de referencia SLEW3 (agua estuarina) para agua de mar, PACS-3 (sedimento marino) para sedimento superficial y NIST-1566b (tejido de ostión) para organismos.

Control de calidad de los datos

Se elaboró una solución madre multi-elemental con estándares de la marca High Purity, la solución madre incluía los siguientes elementos: As, Cd, Cu, Hg, Mn, Se, Pb y Zn. Las concentraciones de la curva de calibración eran las siguientes: 0 (el blanco de muestra), 0.1 µg/L, 0.5µg/L, 1µg/L, 5µg/L, 10µg/L, 25 µg/L, 50 µg/L. Los valores de las curvas promedio se muestran en las Figuras 9 y 10.

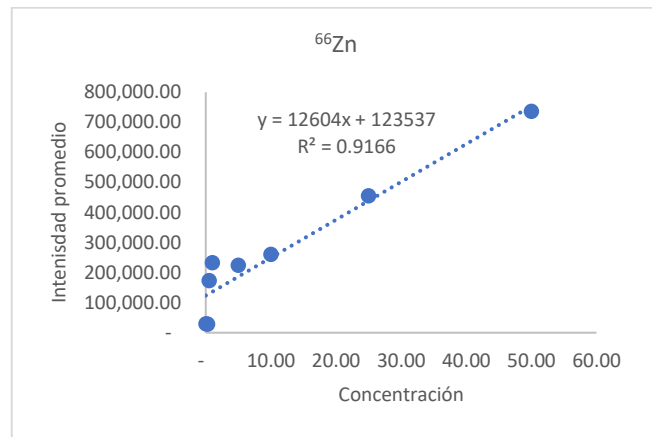
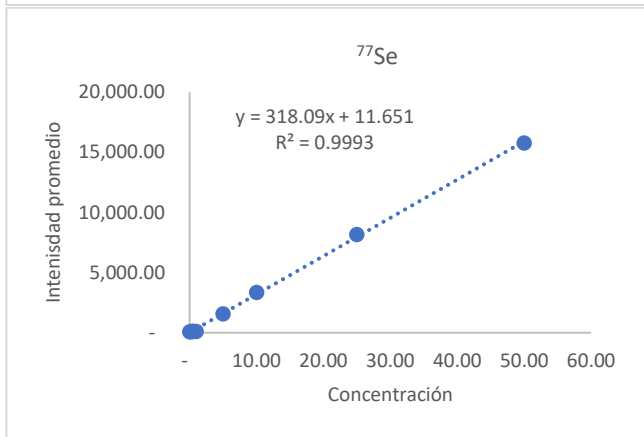
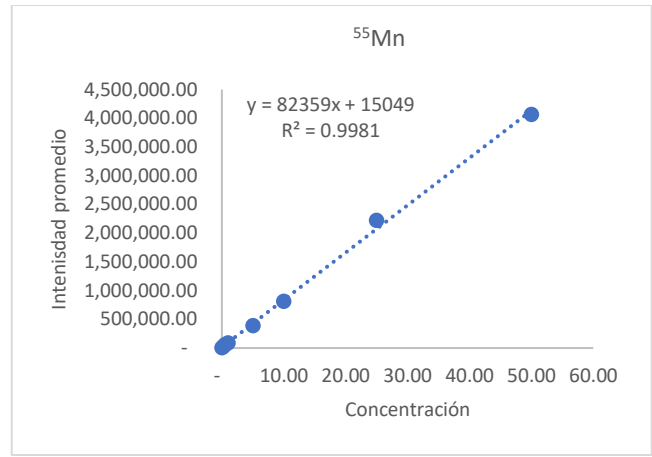
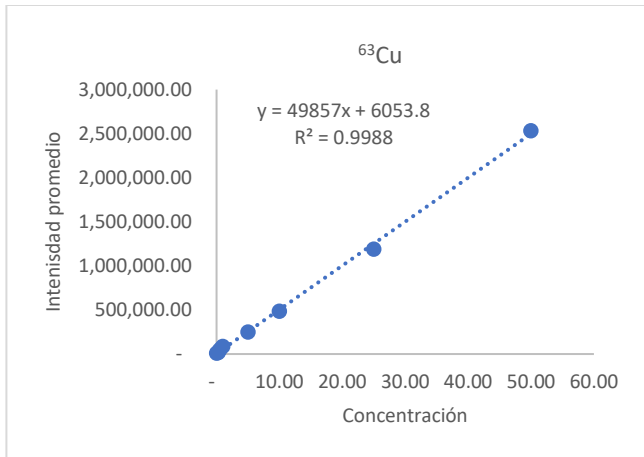


Figura 9 Curvas de calibración de elementos traza esenciales (Cu, Mn, Se y Zn) en espectrometría de masas de alta resolución con plasma inductivamente acoplado (HR-ICP-MS).

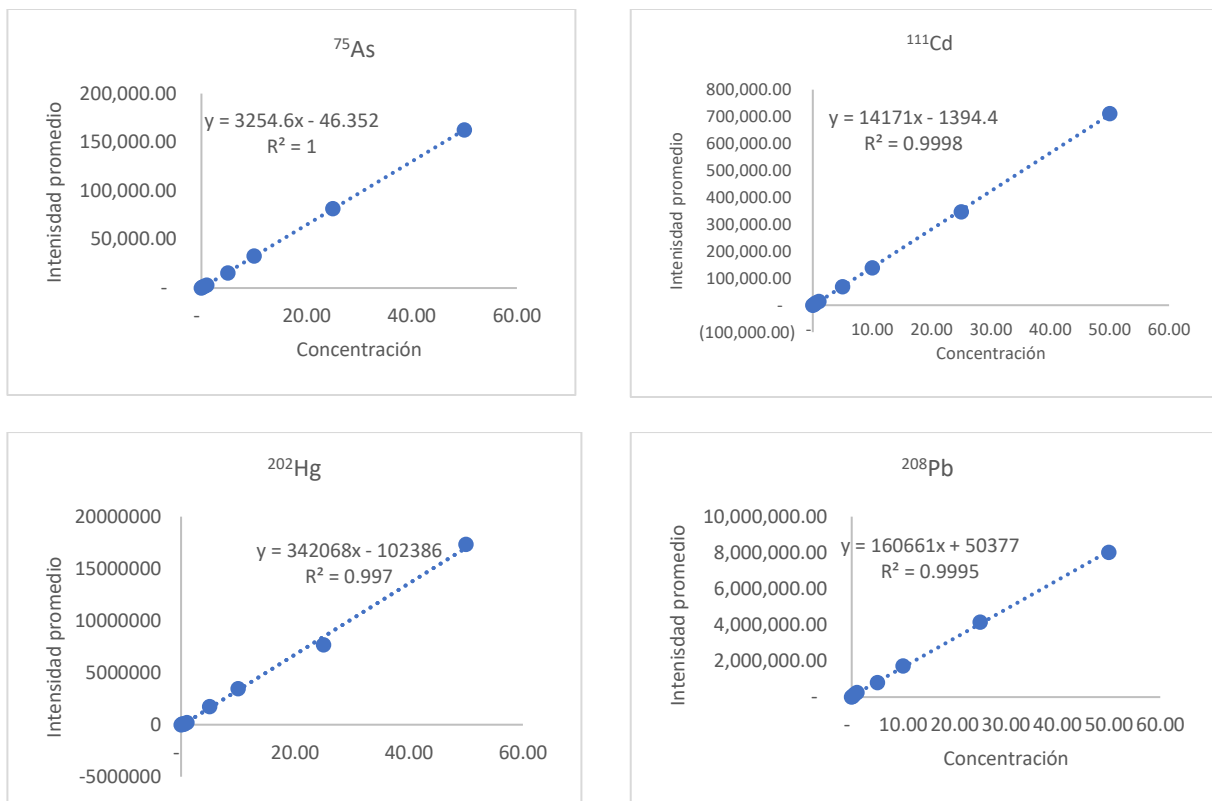


Figura 10 Curvas de calibración de elementos traza esenciales (As, Cd, Hg y Pb) en espectrometría de masas de alta resolución con plasma inductivamente acoplado (HR-ICP-MS).

Posterior a ello se analizaron las muestras de tejido biológico, sedimentos y agua, y se utilizaron los materiales de referencia correspondientes (CRM), para tejido biológico utilizamos tejido de ostión NIST-156b, para sedimento superficial utilizamos sedimento marino PACS-2 y para el análisis de agua de mar utilizamos agua de estuario SLEW-3, se cuantificó el porcentaje de recuperación, el coeficiente de variación y el límite de cuantificación, los valores se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2 Porcentaje de recuperación de los Materiales de referencia (CRM), concentración determinada en mediante HR-ICP-MS, porcentaje de recuperación, coeficiente de variación y límite de cuantificación de los elementos traza.

ET	CRM	Concentración	Recuperación (%)	Coeficiente de Variación	Límite de cuantificación
NIST 1566b					
As	7.65±0.65	7.01 ± 0.16	91	2	0.0005
Mn	18.5± 0.2	18.33 ± 0.56	101	3	0.004
Cu	71.6 ± 1.6	68.8 ± 2.70	96	1	0.009
Hg	0.0371 ± 0.00	0.0343 ± 0.00	92	5	0.0001
Zn	1 424 ± 46	1314 ± 59.00	92	4	0.23
Cd	2.48 ± 0.08	2.39 ± 0.30	96	10	0.003
Se	2.066±0.15	1.98±0.01	95	1	0.0001
Pb	0.308 ± 0.009	0.308 ± 0.03	100	1	0.006
PACS 2					
As	26.2 ± 1.5	24.0±2.6	91	10	0.0004
Mn	440 ± 19	428 ± 23	97	1	0.0026
Cu	310 ± 12	300 ± 16	96	3	0.0002
Hg	3.04 ± 0.20	2.99±0.15	98	5	0.0001
Zn	364 ± 23	316 ± 38	86	12	0.030
Cd	2.11 ± 0.15	2.02 ± 0.19	95	1	0.001
Se	0.92 ± 0.22	0.87 ±0.13	94	10	0.0005
Pb	183 ± 8	180 ± 5	98	1	0.002

Tabla 2 Continuación

SLEW-3					
As	1.36 ± 0.09				0.0002
Mn	1.61 ± 0.22	1.58 ± 0.16	98	1	0.006
Cu	1.55 ± 0.12	1.51 ± 0.35	97	2	0.001
Zn	0.201 ± 0.037	0.205 ± 0.058	101	1	0.026
Cd	0.048 ± 0.004	0.043 ± 0.01	90	1	0.011

Determinación de isótopos estables de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$

Una parte de las muestras liofilizadas y homogenizadas se colocaron en un desecador por 3 h en un ambiente de HCl al 10%(v/v) para eliminar los carbonatos y finalmente puestos en una estufa a 50°C. Alícuotas de 1 mg son pesadas y empacadas en cápsulas de estaño y ordenadas en charolas perforadas para su envío al Laboratorio de Isótopos Estables del Departamento de Ciencias de las Plantas de la Universidad de California, en Davis, California EUA. Los isótopos estables de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ se determinaron en un analizador de isótopos Carlo Erba NA 2100 acoplado a un espectrómetro de masas Finnigan Delta S y un analizador Europea Scientific ANCA-NT 20-20 con módulo de preparación sólido/líquido. La precisión analítica es de 0.2‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y 0.3‰ $\delta^{15}\text{N}$ calculada a partir de los estándares que se cuantifican cada doce muestras. Los valores de isótopos estables (δ) se calculan mediante la fórmula propuesta por Park y Epstein (1961):

$$\delta^{15}\text{N}(\text{‰}) = \left[\left(\frac{R \text{ muestra}}{R \text{ estándar}} \right) - 1 \right] \times 1000$$

$$\delta^{13}\text{C}(\text{‰}) = \left[\left(\frac{R \text{ muestra}}{R \text{ estándar}} \right) - 1 \right] \times 1000$$

Donde:

$\delta^{15}\text{N}$

R muestra = proporción entre los isótopos $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$.

R estándar= nitrógeno atmosférico.

$\delta^{13}\text{C}$

R muestra= proporción entre los isótopos de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$.

R estándar) Pee Dee Belemnite (PDB).

Procesamiento de los datos

Se realizaron pruebas de normalidad y la prueba de homogeneidad de varianzas a los datos de metales en las muestras biológicas, de aguas y de sedimentos, además de los datos de granulometría, contenido de carbono orgánico y contenido de carbonatos en los sedimentos. Para los parámetros fisicoquímicos y análisis granulométrico se realizó el análisis multivariado de componentes principales (PCA) y se calculó el índice de Kaiser Meyer Olkin (KMO), además del análisis de Barlett (Li et al., 2013). Previo al análisis de muestras se llevaron a cabo pruebas de normalidad (Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas (Levene) de los resultados de elementos traza e isótopos estables. Dado que en la mayoría de los casos no se cumplieron los condicionantes para pruebas paramétricas, se llevaron a cabo transformaciones y la utilización de pruebas no paramétricas (Zar, 1999). Para determinar posibles diferencias en los niveles de elementos traza, así como en los datos isotópicos dentro (talla) y entre (especies) los diferentes grupos de organismos se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis. En el caso de encontrar diferencias significativas, se aplicó la prueba Tukey y a posteriori la prueba HSD (Honestly significant difference) respectivamente. A los datos isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ se realizó un análisis de disimilitud mediante el método jerárquico de Ward donde se minimiza la dispersión dentro del grupo en cada fusión binaria según un criterio clásico de suma de cuadrados (Murtagh y Legendre, 2014). La validación del método Ward se realizó con índices de conectividad, el índice de Dunn y la amplitud de la silueta mediante el paquete 'cIValid' (RStudio Team, 2020).

Relación C:N

Como indicador de homogeneidad bioquímica de las muestras de pelágicos mayores se graficó el valor de $\delta^{13}\text{C}$ contra la relación molar C:N. Los intervalos entre 2.9 y 3.5 para dicha relación, indica la presencia de proteínas libres de ^{12}C (lípidos) en el tejido muscular, por lo que la variación de $\delta^{13}\text{C}$ sería un indicador de la actividad del depredador (McConnaughey y McRoy, 1979; Carlson et al., 2004).

Corrección de lípidos en análisis de isótopos estables de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$).

En este estudio no se realizó la extracción de lípidos en las muestras; en aquellas muestras de especies que presentaron la relación C:N arriba de 3.5 (> 5% presencia de lípidos; Post et al., 2007), se les realizó una corrección en el valor isotópico de $\delta^{13}\text{C}$. Esto debido a que DeNiro y Epstein (1977) señalan que la

presencia de lípidos en un tejido hace que los valores de ^{12}C sean más altos, obtendremos valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$, en comparación con otros compuestos bioquímicos mayoritarios. Esto puede alterar los resultados y conclusiones de $\delta^{13}\text{C}$ en análisis de redes tróficas y factores de migración. Para realizar la corrección de lípidos utilizamos la ecuación propuesta por Logan et al. (2008) para músculo de atún blanco:

$$\Delta^{13}\text{C} = 6.999 - \frac{20.754}{\text{Relación molar C:N}}$$

$$\delta^{13}\text{C Libre de lípidos} = \delta^{13}\text{C orgánico} + \Delta^{13}\text{C}$$

Determinación de Posición Trófica (PT).

Considerando los incrementos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en las tramas tróficas, ocurrirá un enriquecimiento $\delta^{13}\text{C}/\delta^{15}\text{N}$ lineal. De acuerdo con Hobson y Welch (1992), el nivel trófico de cada organismo (λ) es determinado con la siguiente ecuación:

$$\text{PT} = \lambda + \left(\frac{\delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{base}}}{\lambda^{15}\text{N}} \right)$$

Donde λ es el nivel trófico de la base de la red trófica, $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$ es el valor de $\delta^{15}\text{N}$ del organismo del nivel trófico más bajo y $\lambda^{15}\text{N}$ es el factor de discriminación (Popp et al., 2007). En este estudio, utilizamos el zooplancton marino ($\lambda = 2$, $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}} = 10.63\text{‰}$) para los depredadores pelágicos y un factor de discriminación de 1.6 ‰ determinado bajo condiciones controladas en el tejido muscular de *T. orientalis* (Madigan et al., 2012; Ruelas-Inzunza et al., 2014). En el caso de las presas, el valor de $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$ fue calculado de zooplancton obtenido de la zona costera del área de estudio (8.44‰) (Amezcuca et al., 2015).

Nicho isotópico

Se utilizaron dos métricas para describir nichos isotópicos; el área total (TA) representa el espacio de nicho isotópico general de cada especie. Esta medida se calcula creando un casco convexo que abarca los puntos más extremos (Layman et al., 2007). En segundo lugar, el área de elipse estándar (SEA), que describe los datos de $\delta^{13}\text{C}$ (eje x) y $\delta^{15}\text{N}$ (eje y) considerando su matriz de covarianza asociada para determinar la forma y el tamaño de una elipse; las medias de los valores de x y y definen el centro de esta elipse. Se utilizó SEAc en lugar de SEA ya que es la versión corregida para un tamaño de muestra pequeño.

Los análisis estadísticos y los gráficos se realizaron utilizando paquete “SIBER” mediante el software de código abierto R (versión 4.2.1, R Core Team 2022).

Modelos de mezcla

Para estimar la contribución isotópica porcentual (SIA) de cada presa consumida por un depredador y establecer cuales de ellas son las de mayor asimilación se realizaron modelos de mezcla mediante la herramienta ‘simmr’ (paquete del programa estadístico R www.r-project.org). Se asume que todas las observaciones fueron del mismo grupo (Parnell et al., 2019). El paquete ‘simmr’ usa el método Markov Chain Monte Carlo (MCMC) para simular los valores plausibles de las consistentes proporciones de la dieta usando Dirichlet priori distribución. El script empleado para el análisis de isótopos estables se encuentra en el Anexo I. Este programa propone algoritmos que muestran diversas combinaciones de las contribuciones posteriores mediante distintas mezclas (Parnell et al., 2019). Así mismo, se asume que todas las presas pueden ser potencialmente ingeridas y asimiladas en la biomasa del depredador. ‘simmr’ estima el intervalo de las posibles proporciones de 0 a 100%; los modelos de mezcla relacionan los valores medios y la desviación estándar de las señales isotópicas de las presas y el depredador, así como el fraccionamiento que se presenta entre ambos, con el objetivo de determinar la contribución relativa de cada de las presas a la dieta del consumidor (Moore y Semmens, 2008; Parnell et al., 2010).

Reconstrucción de la trama trófica

La conectividad de la trama trófica fue determinada por la presencia de presas en la dieta (Froense y Pauly, 2009). Se identificó cada nodo (especie) y sus datos de ciclo de vida, hábitat y biología con la información de artículos de ecología trófica, estudios de dieta asimilada en laboratorio y de videos de alimentación de las especies de la Web of Science (Google Scholar, Scopus) y FishBase, con nuestros resultados del análisis de contenido estomacal y de las contribuciones isotópicas. El contenido estomacal de los depredadores tope fue necesario para calcular el índice de importancia relativa (IIR%). Este índice fue utilizado porque incorpora el porcentaje de los organismos directamente consumidos por los depredadores basados en la cantidad y peso a través del tiempo (Torres-Rojas et al., 2009; Torres-Rojas et al., 2013a; 2013b; Alatorre-Ramírez et al., 2017; Bergés-Tiznado et al., 2015; 2018). Se utilizó el IIR% junto a las contribuciones relativas a la dieta calculadas mediante modelos de mezcla para calcular las contribuciones de cada una de las presas en la red trófica. Las fuentes análogas fueron combinadas como una agregación a priori de acuerdo con dos criterios: la similaridad isotópica y las relaciones lógicas (Phillips et al., 2005). El software JMP v. 14.0 (SAS) fue utilizado para evaluar la similaridad e identificar fuentes idénticas.

Nosotros utilizamos 10,000 interacciones para obtener el modelo adecuado de convergencia. Los datos ingresados al modelo de mezcla fueron los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para cada presa. El algoritmo considerado error isotópico de los valores de entrada, las correcciones de los valores para carbono y nitrógeno de las presas fue de 1.3‰ y 3.4‰, respectivamente para cada nivel trófico (Post, 2002). Los valores isotópicos de atunes, dorados y marlines fueron corregidos con 1.9‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 1.8‰ para $\delta^{13}\text{C}$ de acuerdo con los métodos de Madigan et al. (2012). Para el tiburón martillo, nosotros utilizamos el factor de discriminación de 3.7‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 1.7‰ para $\delta^{13}\text{C}$ de acuerdo con los métodos de Kim et al. (2012).

Factor de enriquecimiento

Para estimar el contenido de exceso de los ET analizados en los sedimentos superficiales en relación con su abundancia promedio en la corteza terrestre, se calcularon los factores de enriquecimiento (FE) para cada metal de acuerdo con Sinex y Wright (1988) y Grand y Middleton, (1990) mediante la formula:

$$FE = \frac{ET}{EC_{muestra}} \times \frac{EC}{ET_{corteza}}$$

Donde ET es el elemento de estudio, EC es el elemento conservativo (Aluminio), el subíndice muestra las concentraciones en el sedimento de estudio y el subíndice corteza las concentraciones promedio de los niveles naturales (Martin y Meybeck, 1979). Los valores de referencia fueron los siguientes: Al (69,3000 $\mu\text{g/g}$), As (3.4 $\mu\text{g/g}$), Cd (0.2 $\mu\text{g/g}$), Cu (32 $\mu\text{g/g}$), Hg (0.08 $\mu\text{g/g}$), Mn (950 $\mu\text{g/g}$), Se (0.5 $\mu\text{g/g}$), Pb (16 $\mu\text{g/g}$) y Zn (127 $\mu\text{g/g}$); los valores de $FE > 1$ indican un enriquecimiento del metal en el sedimento, mientras que $FE < 1$ indican concentraciones naturales o no enriquecimiento del ET en el sedimento (Grant y Middleton, 1994; Wedepohl, 1991; Lakin, 1972).

Factor de bioacumulación

El factor de bioacumulación de agua (BAF) y de sedimentos (BSAF) de las concentraciones de ET fueron determinados para todas las especies:

$$BAF = Metal_{organismo} / Metal_{agua}$$

$$BSAF = Metal_{organismos} / Metal_{sedimento}$$

Donde el $Metal_{organismo}$ es la concentración de elementos en organismos, $Metal_{agua}$ es la concentración de elementos traza en el agua, $Metal_{sedimento}$ es la concentración de elementos traza en el sedimento. Ambos factores fueron utilizados por todas las especies (Kwok et al., 2013).

Factor de acumulación corregido por BMF_{SIA}

El factor de acumulación corregido considera tanto la concentración del elemento en el depredador y las presas como la proporción que cada presa aporta al depredador, de acuerdo con la siguiente ecuación propuesta por Phillips y Koch (2002):

$$BMF_{SIA} = \frac{[ET \text{ depredador}]}{\sum_{i=1}^n ([ET \text{ presa}] \times f \text{ presa } i)}$$

Donde ET presa es la concentración de Se o Hg de cada organismo y $f(\text{presa } i)$ es la proporción isotópica en función de cada organismo presa en el depredador.

Factor de Magnificación Trófico (FMT)

La magnificación de los ET a través de la red trófica se cuantifica usando la ecuación que relaciona la posición trófica y la concentración de ET en peso húmedo (Broman et al., 1992; Kidd et al., 1995).

$$\log C = a + b (PT)$$

Donde a es la ordenada de origen y b es la pendiente de regresión lineal, la cual representa el potencial de biomagnificación en los ET. El Factor de magnificación se calcula utilizando b como se muestra a continuación:

$$FMT = 10^b$$

Un $FMT > 1$ indica biomagnificación del ET a través de la red alimentaria, mientras que un valor menor supone biodilución del ET en la red trófica.

RESULTADOS

Agua de Mar

Se recolectaron un total de 32 muestras de agua de mar en siete sitios de muestreo durante los meses de abril, mayo, junio y octubre del 2017. Los parámetros fisicoquímicos del agua de mar recolectada en la zona de estudio se muestran en la Tabla 3. Los valores de pH menores se encontraron frente al emisor de descargas municipales Estación VII Urías, mientras que los mayores se encontraron en la Estación II cercanas al Río Presidio. Las mayores temperaturas se registraron dentro del Estero de Urías y la menor en la Estación I situada en la boca del Río Presidio. Del mismo modo, la salinidad menor se tomó en la boca del Río Presidio, lo cual es de esperarse por el aporte de agua dulce al medio marino, mientras que la salinidad mayor se encontró en la Estación IV frente al ICMyL. Por otra parte, los valores mayores de oxígeno disuelto (OD) se encontraron en la estación de la boca del Río Presidio y los valores menores en la Estación VII Cerritos.

El valor KMO fue para agua de mar fue de 0.69, lo cual nos indica que los parámetros fisicoquímicos son adecuados para el análisis multivariado. Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) de las variables ambientales medidas durante 2018, el cual indica que explica el 64.9% de las variables ambientales totales en los dos planos (Figura 11). El primer componente (PC1) explicó el 40.1% de la varianza y fue principalmente influenciado por los valores de longitud, oxígeno disuelto (OD), Cu ($\mu\text{g L}^{-1}$), Hg ($\mu\text{g L}^{-1}$), Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$), Se ($\mu\text{g L}^{-1}$) y Pb ($\mu\text{g L}^{-1}$). El segundo componente PC2 fue determinado por los valores de pH, temperatura, latitud, Cd ($\mu\text{g L}^{-1}$), y Zn ($\mu\text{g L}^{-1}$) y explicó 24.8% de la varianza.

Tabla 3 Parámetros fisicoquímicos, pH, salinidad (‰), temperatura (°C) y OD (mg/L) en muestras de agua de mar recolectadas durante el 2018 en el sureste del golfo de California. Promedio \pm desviación estándar

Estación	pH	Salinidad	Temperatura	Oxígeno disuelto
1	8.2 \pm 0.2	34.1 \pm 4.6	23.4 \pm 5.7	7.7 \pm 0.12
2	8.4 \pm 0.0	35.3 \pm 2.0	24.9 \pm 7.3	7.8 \pm 0.75
3	8.3 \pm 0.0	36.0 \pm 0.0	24.4 \pm 5.4	6.0 \pm 0.46
4	7.1 \pm 0.1	37.0 \pm 0.7	25.8 \pm 6.2	6.1 \pm 1.1
5	8.4 \pm 0.0	34.9 \pm 1.8	27.8 \pm 0.4	5.5 \pm 0.0
6	8.4 \pm 0.0	34.5 \pm 0.5	26.9 \pm 2.8	5.9 \pm 0.4
7	7.0 \pm 0.1	36.1 \pm 1.1	29.7 \pm 1.3	5.7 \pm 0.0

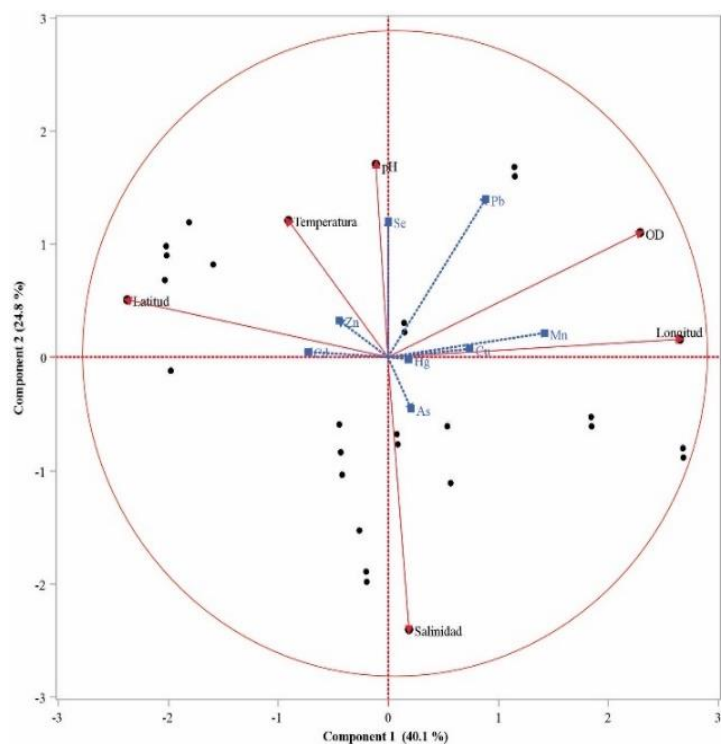


Figura 11 Análisis de componentes principales (PCA) con base a una matriz de Distancia Euclidianas considerando cuatro variables ambientales pH, salinidad (%), temperatura (°C) y OD (mg/L) en muestras de agua de mar recolectadas durante el 2018 en el sureste del golfo de California.

De manera general, los ET considerados esenciales obtuvieron las concentraciones mayores en comparación al resto de los elementos. A continuación, se muestra el siguiente orden decreciente Zn ($3.06 \pm 2.64 \mu\text{g L}^{-1}$) > Cu ($1.90 \pm 1.58 \mu\text{g L}^{-1}$) > Mn ($1.89 \pm 0.47 \mu\text{g L}^{-1}$) > Se ($0.48 \pm 0.10 \mu\text{g L}^{-1}$) > Cd ($0.11 \pm 0.06 \mu\text{g L}^{-1}$) > Pb ($0.09 \pm 0.05 \mu\text{g L}^{-1}$) > As ($0.06 \pm 0.02 \mu\text{g L}^{-1}$) > Hg ($0.02 \pm 0.01 \mu\text{g L}^{-1}$). De acuerdo con los valores obtenidos, los elementos Zn y Mn sobrepasan los límites permisibles por las agencias ambientales (USEPA, 1973; ATSDR, 2000). Las concentraciones promedio de cada elemento se muestran en las Figuras 12 y 13. En el caso de los elementos considerados como no esenciales las concentraciones se encontraban por debajo de los límites permisibles.

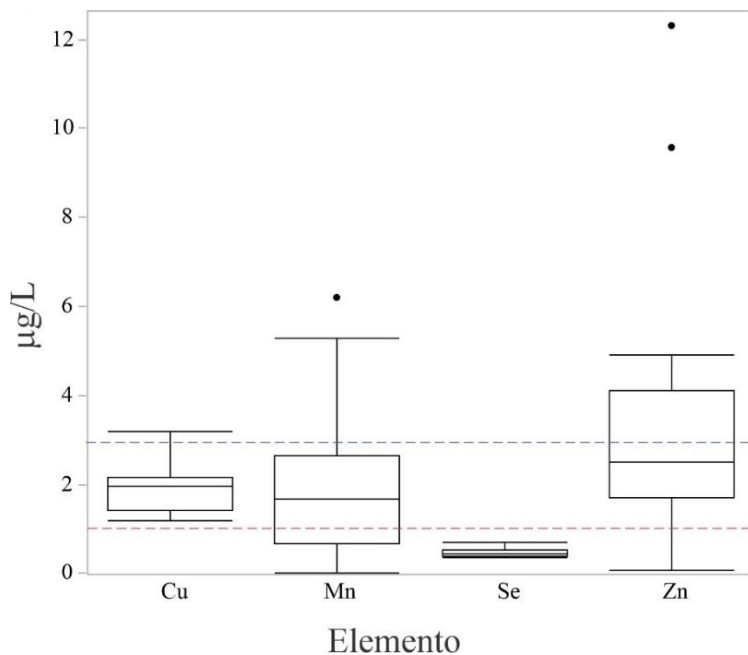


Figura 12 Concentración de elementos traza promedio ($\mu\text{g L}^{-1}$) de Cu, Mn, Se y Zn reportado para agua de mar en el sureste del golfo de California, los límites permisibles se encuentran en líneas punteadas. Mn, Se y Zn en color rojo y Cu en color azul

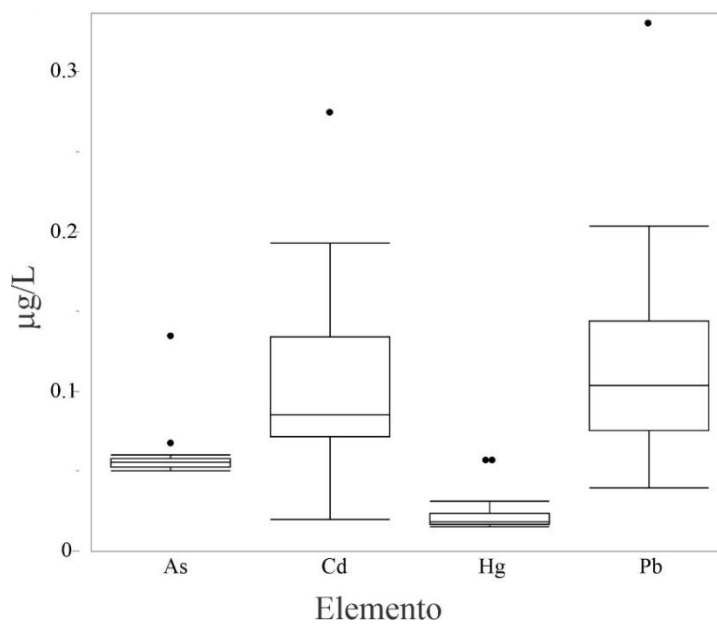


Figura 13 Concentración de elementos traza promedio ($\mu\text{g L}^{-1}$) Cu, Mn, Se y Zn reportado para agua de mar en el sureste del golfo de California.

Se realizó un análisis de probabilidad de correlación ρ Spearman para datos no paramétricos la cual se muestra en la Tabla 4, donde se encontraron correlaciones estadísticamente significativas $p < 0.05$ entre las concentraciones de ET de los elementos Cu, Mn y Pb, Zn y Cd, y As y Hg.

Tabla 4 Matriz de correlación de la concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$) de elementos traza de agua de mar superficial recolectada en el sureste del golfo de California.

	Cu	Mn	Se	Zn	As	Cd	Hg	Pb
Cu	<0.0001	0.0063		0.0245				0.0021
Mn	0.0063	<0.0001						0.0003
Se			<0.0001					
Zn	0.0245			<0.0001		0.0110		
As					<0.0001		0.0087	
Cd				0.0110		<0.0001		
Hg					0.0087		<0.0001	
Pb	0.0021	0.0003						<0.0001

Posteriormente se realizó una comparación de medias mediante HSD Tukey Test entre las concentraciones obtenidas en cada sitio de muestreo (Tabla 5), donde no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p \geq 0.05$). En la estación I se registraron las concentraciones mayores de Cu y Pb ($\text{Cu} = 2.31 \pm 0.14 \mu\text{g L}^{-1}$; $\text{Pb} = 0.20 \pm 0.09 \mu\text{g L}^{-1}$). Por otra parte, en la estación II se encontraron los valores mayores de Mn y Se ($\text{Mn} = 3.47 \pm 1.30 \mu\text{g L}^{-1}$; $\text{Se} = 5.34 \pm 0.83 \mu\text{g L}^{-1}$). Las concentraciones de As mayores fueron encontradas en la estación IV ($0.21 \pm 0.31 \mu\text{g L}^{-1}$) y las menores en la estación V ($0.05 \pm 0.00 \mu\text{g L}^{-1}$). Las concentraciones mayores de Hg se registraron en el sitio V ($0.03 \pm 0.02 \mu\text{g L}^{-1}$). Mientras que las concentraciones mayores para Cd y Zn fueron registradas en la estación VI ($\text{Cd} = 0.15 \pm 0.11 \mu\text{g L}^{-1}$; $\text{Zn} = 5.80 \pm 6.05 \mu\text{g L}^{-1}$).

Tabla 5 Promedio y desviación estándar de la concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$) de elementos traza de agua de mar superficial en cada uno de los sitios de muestreo localizados en el sureste del golfo de California.

Sitio	As	Cd	Cu	Hg	Mn	Pb	Se	Zn
I	0.06±0.00	0.09±0.02	2.31±0.14	0.03±0.01	3.24±1.11	0.20±0.09	0.48±0.42	2.59±1.15
II	0.06±0.00	0.08±0.01	1.83±0.30	0.02±0.01	3.47±1.30	0.12±0.03	0.53±0.83	3.07±1.32
III	0.08±0.04	0.09±0.05	1.52±0.28	0.03±0.02	1.20±0.72	0.08±0.04	0.46±0.47	2.75±1.07
IV	0.21±0.31	0.06±0.02	1.75±0.35	0.03±0.02	1.83±2.92	0.08±0.05	0.40±0.26	1.79±0.96
V	0.05±0.00	0.11±0.05	1.80±0.44	0.03±0.02	1.15±0.80	0.11±0.06	0.49±0.65	2.19±1.63
VI	0.06±0.01	0.15±0.11	1.69±0.44	0.02±0.0	0.95±0.67	0.11±0.05	0.51±1.05	5.80±6.05
VII	0.05±0.00	0.09±0.07	2.23±0.81	0.02±0.0	1.48±1.02	0.08±0.03	0.48±0.77	3.24±2.22

Sedimentos

Análisis fisicoquímicos

Se realizaron análisis fisicoquímicos en las muestras de sedimento recolectadas en el sureste del golfo de California. El porcentaje de carbono orgánico, materia orgánica y carbonatos analizados en las muestras de sedimento no presentaron variabilidad ni diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) (Tabla 6). Las muestras con el porcentaje de materia orgánica mayores fueron para la Estación I, situada cerca de la desembocadura del Río Presidio (0.07 ± 0.03 %), mientras que los valores menores se encontraron en la Estación V (0.01 ± 0.00 %), frente al Instituto de Ciencias del Mar.

Tabla 6 Valores promedio y desviación estándar de porcentaje de carbono orgánico (% de Corg), materia orgánica (% Mat. Org) y carbonatos (%CaCO₃) en muestras de sedimentos colectadas en el sureste del golfo de California.

Estación	% de Corg	% Mat. Org	%CaCO ₃
Estación I Río Presidio	0.04 ± 0.02	0.07 ± 0.03	13.1 ± 0.06
Estación II Río presidio	0.03 ± 0.00	0.05 ± 0.00	13.1 ± 0.13
Estación III Río Presidio	0.04 ± 0.02	0.07 ± 0.03	13.1 ± 0.15
Estación IV Urias	0.05 ± 0.03	0.08 ± 0.05	12.9 ± 0.44
Estación V ICMYL	0.01 ± 0.00	0.01 ± 0.00	12.8 ± 0.03
Estación VI Isla Pájaros	0.02 ± 0.02	0.04 ± 0.03	12.0 ± 0.14
Estación VII Cerritos	0.02 ± 0.00	0.04 ± 0.00	12.1 ± 0.14

Granulometría

En general, la distribución y características granulométricas de los sedimentos en la plataforma dependen de la morfodinámica de la cuenca y de su relación con las fuentes de aporte, distancia de movilización y composición de los flujos sedimentarios. Los sedimentos que se presentaron en la zona de estudio fueron predominantemente arenas finas ($85.5 \pm 74.5\%$), posteriormente limos ($9.7 \pm 3.3\%$) y en menor proporción arcillas ($4.8 \pm 0.4\%$). La estación IV-Urías fue la muestra que presentó mayor cantidad de limos y arcillas (15.2% y 10.4%, respectivamente), esto posiblemente debido a que esta estación se encuentra dentro del sistema Estero de Urías, donde la energía de las corrientes de marea es menor, provocando una mayor acumulación de partículas finas (Figura 14). Lo anterior es de suma importancia debido a que existe una fuerte correlación inversa entre el tamaño de partículas sedimentarias y la acumulación de elementos traza asociados a ellas. Esto debido a que las arcillas tienen una gran capacidad de atracción de iones metálicos.

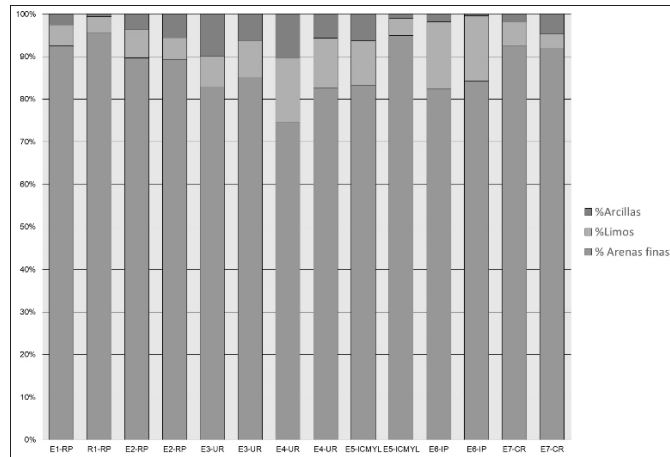


Figura 14 Composición granulométrica (%) de las muestras analizadas del sureste del golfo de California.

El valor KMO fue para sedimento marino superficial fue de 0.80, lo cual nos indica que los parámetros fisicoquímicos son adecuados para el análisis multivariado. Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) de las variables ambientales medidas durante 2018, el cual indica que explica el 75.7% de las variables ambientales totales en los dos planos (Figura 15). El primer componente (PC1) explicó el 40.9% de la varianza y fue principalmente influenciado por los valores de longitud, porcentaje de carbonatos $\%CaCO_3$, As ($\mu g\ g^{-1}$), Cu ($\mu g\ g^{-1}$), Hg ($\mu g\ g^{-1}$), Mn ($\mu g\ g^{-1}$), Se ($\mu g\ g^{-1}$) y Zn ($\mu g\ g^{-1}$). El segundo componente PC2 fue determinado por los valores de porcentaje de limos, latitud y Cd ($\mu g\ g^{-1}$) y explicó el 34.8% de la varianza.

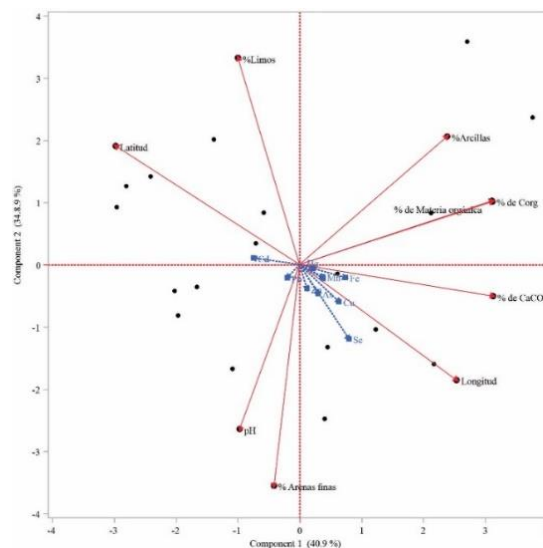


Figura 15 Análisis de componentes principales (PCA) con base a una matriz de Distancia Euclidianas considerando cuatro variables ambientales pH, salinidad (%), temperatura ($^{\circ}C$) y OD (mg/L) y variables granulométricas (limos, arcillas, materia orgánica y carbonatos) en muestras de agua de mar colectadas durante el 2018 en el sureste del golfo de California.

La concentración total de elementos traza en sedimento superficial del sureste del golfo de California se muestra en la Tabla 7, las cuales presentaron el siguiente orden decreciente Mn ($129 \pm 40 \mu\text{g g}^{-1}$) > Zn ($73 \pm 22 \mu\text{g g}^{-1}$) > Cu ($10 \pm 1.9 \mu\text{g g}^{-1}$) > Pb ($6.6 \pm 3.4 \mu\text{g g}^{-1}$) > As ($2.9 \pm 1.5 \mu\text{g g}^{-1}$) > Cd ($1.6 \pm 1.8 \mu\text{g g}^{-1}$) > Se ($1.5 \pm 0.2 \mu\text{g g}^{-1}$) > Hg ($0.20 \pm 0.1 \mu\text{g g}^{-1}$). Se realizó una matriz de correlación entre los elementos, la cual se muestra en la Tabla 8, donde todos los elementos mostraron una correlación positiva significativa ($p < 0.0001$) entre ellos, a excepción de los elementos Se y Cd. Asimismo, se encontraron correlaciones significativas en los elementos Hg, Se y Pb con respecto al porcentaje de carbono y materia orgánica, y As con respecto al porcentaje de arcillas. Los parámetros que fueron excluidos no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los elementos ($p < 0.05$).

Tabla 7 Promedio, desviación estándar, rangos máximo y mínimo de la concentración total y de Mn, Cu, Zn, As, Se, Cd, Hg y Pb ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) en sedimento marino superficial del sureste del golfo de California.

ET	Total	Mínimo	Máximo
Cu	10±1.9	0.58	15
Mn	129±54	66	180
Se	1.5±0.2	1.04	1.94
Zn	73±37	44	128
As	2.9±1.5	0.88	11
Cd	1.6±0.2	0.10	2.64
Hg	0.20±0.1	0.18	0.22
Pb	6.6±3.4	2.77	15

Tabla 8 Análisis de correlación de Pearson entre los elementos traza y las propiedades fisicoquímicas de los sedimentos superficiales obtenidas en el sureste del golfo de California $p < 0.001$

	Mn	Cu	Zn	As	Se	Cd	Hg	Pb	%Cor g	%MO rg	%A rc
Mn	1										
Cu	0.75	1									
Zn	0.72	0.69	1								
As	0.73	0.69	0.76	1							
Se				0.65	1						
Cd	0.64	0.65	0.74	0.56		1					
Hg	0.81	0.75	0.78	0.72	0.75	0.66	1				
Pb	0.66	0.60	0.65	0.52		0.72	0.71	1			
%Corg					0.65	0.75		0.46	1		
%MO					0.65	0.75		0.49	-0.3	1	
%Arc				0.65					-0.6	-0.4	1

%COrg= Carbono orgánico, %MO= Materia orgánica, Arc= Arcillas.

Factor de Enriquecimiento

El factor de enriquecimiento (FE) representa la cantidad de exceso de metal en el sedimento respecto a su abundancia promedio en la corteza terrestre (Szefer, 1998) y es utilizado para la identificación de aportes antropogénicos. El FE se calculó para cada elemento y como metal normalizador se utilizó el Aluminio, los valores promedio y rangos se presentan en la Tabla 9. El orden de los factores de enriquecimiento fue de Mn>Zn>Pb> As>Cu>Hg>Se>Cd.

Tabla 9 Factores de enriquecimiento de elementos traza normalizados con Al en sedimentos superficiales recolectados en el sureste del golfo de California.

	Media	Min	Max
Cu	2.63±2.1	0.02	12.08
Mn	0.29±0.08	0.09	0.36
Se	6.97±5.2	2.58	12.55
Zn	1.25±1.04	0.38	5.09
As	2.14±1.32	0.34	5.53
Cd	8.40±6.12	2.07	25.98
Hg	5.95±3.37	2.43	10.08
Pb	1.57±0.89	0.22	3.18

Extracción secuencial de sedimentos

En este estudio se realizó la extracción secuencial de sedimentos marinos superficial mediante la técnica BCR para tener un panorama más realístico de la biodisponibilidad de ET hacia los organismos de origen bentónico y bentopelágico principalmente (Figura 16). La fracción biodisponible incorpora la suma de la fracción intercambiable (FI) + fracción reducible asociada a óxidos de Fe y Mn (F2) + fracción oxidable asociada a la materia orgánica (F3). Los elementos presentaron el siguiente orden con respecto a los porcentajes de biodisponibilidad en el ecosistema marino Pb (48%) >Se (47%)> Hg (27%)> Mn (26%) >As (24%)>Zn (14%) >Cd (13%) >Cu (5%).

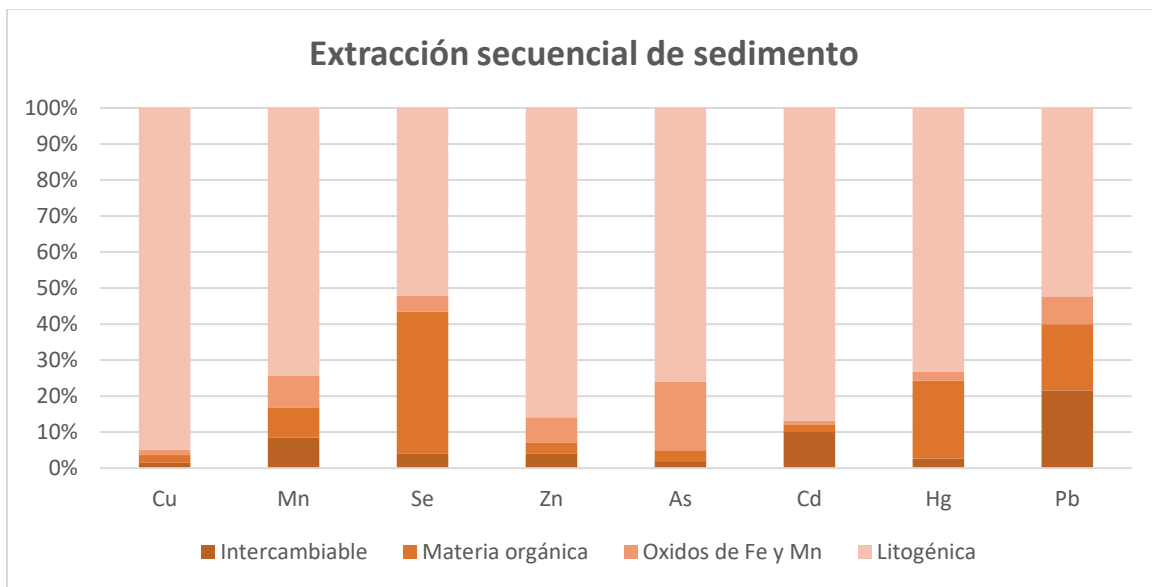


Figura 16 Extracción secuencial de sedimento marino del sureste del golfo de California, mediante la técnica BCR.

Elementos esenciales

La concentración porcentual de Cu se muestra en la Figura 17. Las concentraciones mayores correspondientes a la fracción biodisponible se encontraron en la fracción ligada a la materia orgánica ($0.66 \pm 0.57 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Mientras que las fracciones con las concentraciones más bajas fueron la fracción intercambiable y la fracción ligada a la materia a óxidos de Fe y Mn ($0.45 \pm 0.44 \mu\text{g g}^{-1}$; $0.44 \pm 0.39 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente). En cuanto a los porcentajes, presentaron en siguiente orden decreciente fracción litogénica (95%)>materia orgánica (3%)> óxidos de Fe y Mn (1%)> intercambiable (1%).

En la Figura 17 se presentan los valores porcentuales de la concentración de Mn en cada una de las fracciones de extracción secuencial de las muestras de sedimento marino recolectadas en el sureste del golfo de California. Las concentraciones mayores correspondientes a la fracción biodisponible se localizan en la fracción ligada a óxidos de Fe y Mn ($10.7 \pm 5.01 \mu\text{g g}^{-1}$) y las menores en la fracción de la materia orgánica ($9.09 \pm 4.40 \mu\text{g g}^{-1}$). En cuanto a los porcentajes, las fracciones presentaron el siguiente orden decreciente fracción litogénica (74%)>óxidos de Fe y Mn (9%)> intercambiable (9%)> materia orgánica (8%).

Los porcentajes de la distribución de Se en las fracciones de sedimento se muestran en la Figura 17 y presentaron el siguiente orden decreciente fracción litogénica (52%)> fracción ligada a la materia orgánica (39%)> Óxidos de Fe y Mn (4%)> Intercambiable (4%). La fracción intercambiable fue la que obtuvo

menor concentración de Se biodisponible ($0.06 \pm 0.44 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que la fracción con concentraciones mayores fue la fracción ligada a la materia orgánica ($0.59 \pm 0.23 \mu\text{g g}^{-1}$).

La concentración de Zn en las fracciones de las muestras de sedimento superficial presentó el siguiente orden decreciente fracción litogénica ($63.65 \pm 5.9 \mu\text{g g}^{-1}$) > fracción ligada a los óxidos de Mn y Fe ($5.24 \pm 5.19 \mu\text{g g}^{-1}$) > fracción intercambiable ($2.98 \pm 1.75 \mu\text{g g}^{-1}$) > fracción ligada la materia orgánica ($2.21 \pm 1.08 \mu\text{g g}^{-1}$). Los porcentajes de las fracciones se muestran en la Fig. 17, donde más del 80% del Zn se encontró en la fracción litogénica (86%), mientras que los porcentajes menores se encontraron en la fracción ligada a la materia orgánica (3%).

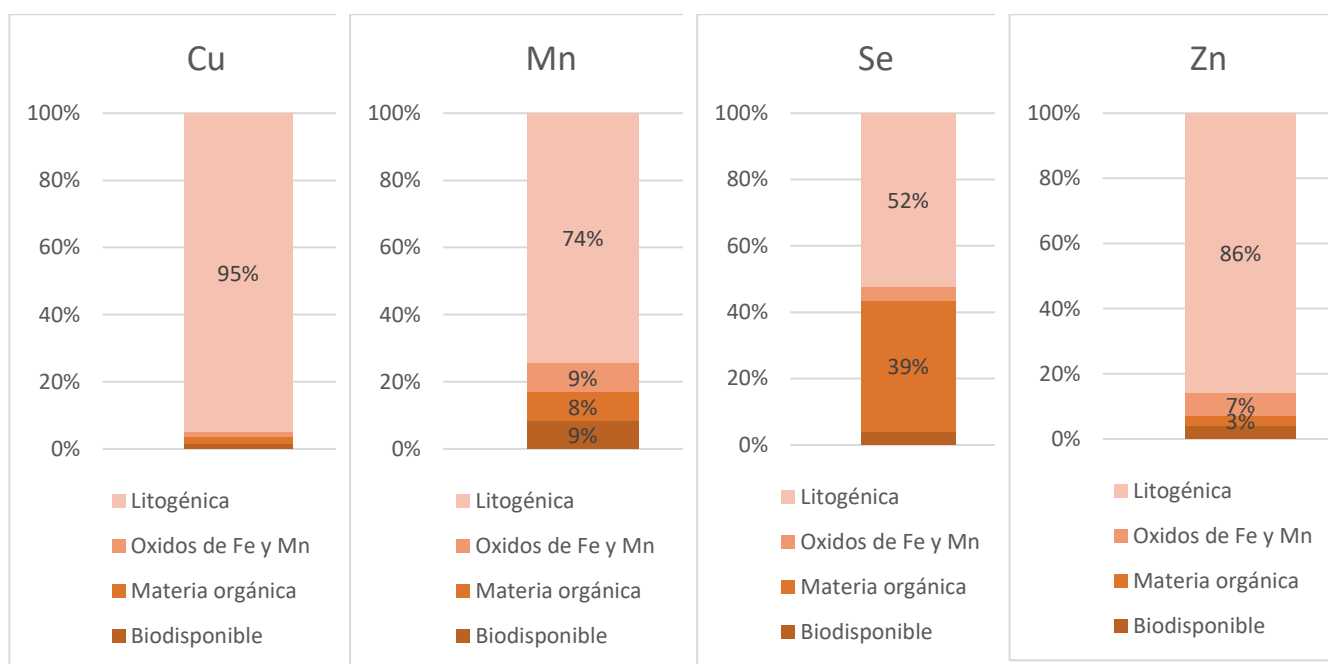


Figura 17 Distribución porcentual de la concentración de ET esenciales obtenida de las fracciones secuenciales en sedimento superficial del sureste del golfo de California.

Elementos sin función biológica conocida

Por otra parte, los porcentajes de concentración de As se muestran en la Figura 18, los porcentajes mayores se encontraron en la fracción litogénica (76 %) y en la fracción ligada a óxidos de Fe y Mn (19 %). Las concentraciones presentaron el siguiente orden ascendente: Fracción intercambiable ($0.06 \pm 0.05 \mu\text{g g}^{-1}$) < fracción ligada a la materia orgánica ($0.09 \pm 0.07 \mu\text{g g}^{-1}$) < fracción ligada a óxidos de Fe y Mn ($0.57 \pm 0.97 \mu\text{g g}^{-1}$) < fracción litogénica ($2.27 \pm 1.55 \mu\text{g g}^{-1}$).

En general, la mayoría de las muestras presentaron concentraciones de Cd mayores en la fracción intercambiable ($0.16 \pm 0.44 \mu\text{g g}^{-1}$) y la fracción litogénica ($1.43 \pm 0.32 \mu\text{g g}^{-1}$). En cuanto a los porcentajes, las fracciones presentaron el siguiente orden decreciente fracción litogénica (86.9%)> fracción intercambiable (10%)> Materia orgánica (2%)>Óxidos de Fe y Mn (1.1%) (Figura 18).

En la figura 18 se muestran los valores porcentuales de la extracción secuencial de Hg en sedimento marino. Las concentraciones de Hg mayores se encontraron en la fracción litogénica (73 %, Hg = $0.125 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$) y en la fracción ligada a la materia orgánica (22 % Hg = $0.03 \pm 0.00 \mu\text{g g}^{-1}$). Mientras que los porcentajes más bajos fueron encontrados en la fracción biodisponible (3 %) y en la fracción ligada a los óxidos de Fe y Mn (2 %).

La distribución de las concentraciones de Pb en las distintas fracciones de las muestras de sedimento superficial presentó el siguiente orden decreciente fracción litogénica ($3.23 \pm 0.23 \mu\text{g g}^{-1}$)> fracción intercambiable ($1.33 \pm 1.9 \mu\text{g g}^{-1}$)> fracción ligada a materia orgánica ($1.13 \pm 2.3 \mu\text{g g}^{-1}$)> fracción ligada a óxidos de Fe y Mn ($0.48 \pm 0.28 \mu\text{g g}^{-1}$). Los porcentajes de las fracciones se muestran en la Figura 18.

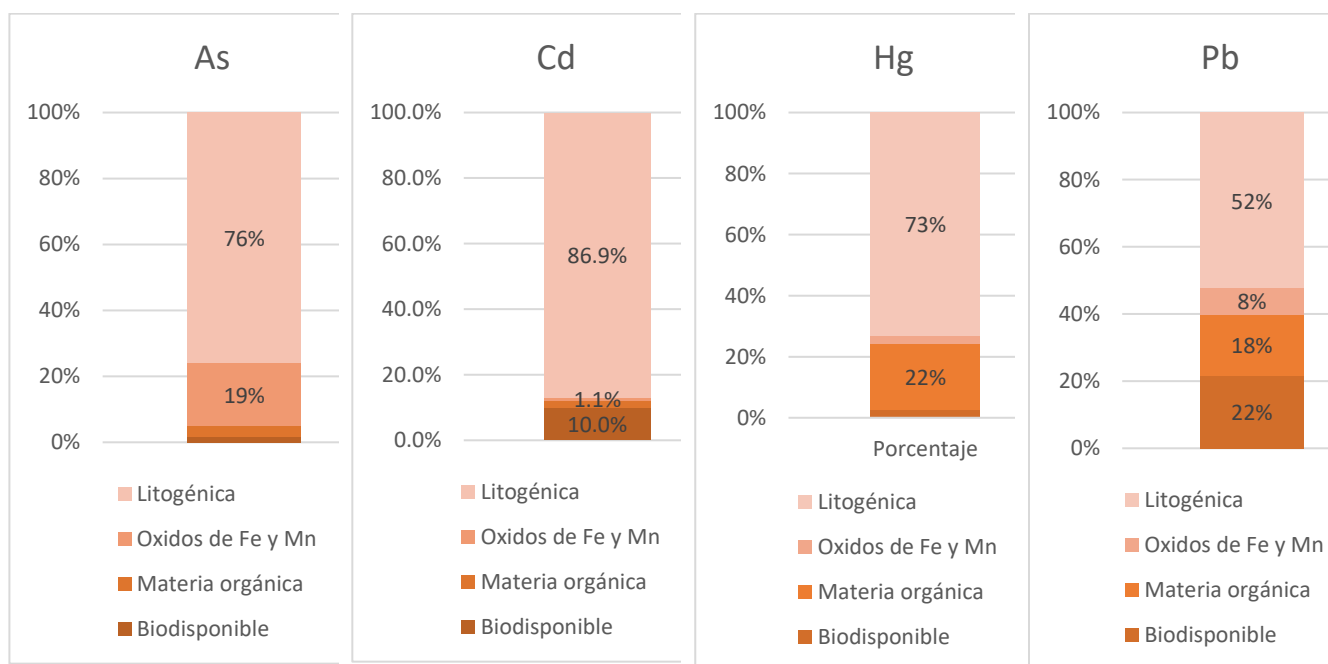


Figura 18 Distribución porcentual de la concentración de ET esenciales obtenida de las fracciones secuenciales en sedimento superficial del sureste del golfo de California.

Reconstrucción de la trama trófica

Previo al muestreo, se realizó una búsqueda en la literatura y en la Web of Science para identificar las interacciones tróficas de los organismos, iniciando con el nivel trófico superior y posteriormente se incorporaron los nodos que componen la dieta de los depredadores tope, también se incluyeron los datos biométricos de los organismos que se recolectan regularmente en el golfo de California (Tabla 10). Se realizó el análisis de contenido estomacal a los depredadores pelágicos recolectados en el sureste del golfo de California, y en las presas que consumían frecuentemente a lo largo del tiempo, esto con el objetivo de identificar los organismos que se incluyen potencialmente en su dieta y obtener los valores de Índice de Importancia Relativa (IIR%).

Tabla 10 Especies que conforman la trama trófica del sureste del golfo de California, longitud promedio (L) en centímetros y dieta de cada especie.

Especie	L	Dieta	Referencia
<i>Achirus mazatlanus</i>	15	Crustáceos, larvas de peces, poliquetos y ocasionalmente detritus	Fischer et al. (1995) Allen y Robertson (1994)
<i>Anchoa walkeri</i> <i>Anchovia macrolepidota</i>	5	Larvas y huevos de peces	Fischer et al. (1995)
<i>Argonauta nouryi</i>	12.5	Fitoplancton y zooplancton Heterópodos, pterópodos, larvas de peces, anfípodos y copépodos	Banas et al. (1982)
<i>Auxis thazard</i>	8	Crustáceos, cefalópodos, anchoas, estomatópodos y megalopas	Valeiras et al. (2006)
<i>Balistes polylepis</i>	60	Erizos de mar, crustáceos y moluscos	Fischer et al. (1995)
<i>Caranx caballus</i>	50	Peces plateados pequeños, calamares, camarones e invertebrados	Fischer et al. (1995)
<i>Caranx caninus</i>	40	En mayor proporción peces pequeños, camarones e invertebrados	Fischer et al. (1995)
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	60	Invertebrados bentónicos	Fischer et al. (1995)
<i>Coryphaena hippurus</i>	25	<i>Argonauta</i> spp., <i>Balistes polylepis</i> , <i>Dosidicus gigas</i> , <i>Selar crumenophthalmus</i> , <i>Scomber japonicus</i>	Torres Rojas et al. (2011)
<i>Decapterus macrosoma</i>	100	Invertebrados de talla pequeña Larvas de peces pelágicos como sardinas, macarelas y crustáceos. Practica canibalismo	Fischer et al. (1995) FAO (2018)
<i>Dosidicus gigas</i>	50	Zooplancton, calamares y camarones	Fischer et al. (1995)
<i>Fistularia corneta</i>	100	Crustáceos bentónicos principalmente camarones, pulpos, calamares, gasterópodos y linches	Allen y Robertson (1994)
<i>Haemulopsis nitidus</i>	25	Fitoplancton	Fischer et al. (1995)
<i>Hemiramphus saltator</i>	35	<i>Argonauta</i> spp., <i>Auxis</i> spp., <i>B. polylepis</i> , <i>D. gigas</i> , <i>Mugil cephalus</i> , <i>Opisthonema libertate</i>	Torres Rojas et al. (2011)
<i>Istiophorus platypterus</i>	270	<i>Argonauta</i> spp., <i>Auxis</i> spp., <i>D. gigas</i> , <i>Sardinops sagax</i> , <i>S. japonicus</i>	Torres Rojas et al. (2011)
<i>Kajikia audax</i>	290		

Tabla 10 Continuación

Nombre	L	Dieta	Referencia
<i>Litopenaeus vanamei</i>	9	Detritus bentónico, poliquetos, bivalvos y crustáceos.	Kent et al. (2011)
<i>Makaira nigricans</i>	290	<i>Argonauta</i> spp., <i>Auxis</i> spp., <i>Dosidicus gigas</i> , <i>Selar crumenophthalmus</i> , <i>Fistularia</i> spp. Detritus, fitoplancton, zooplancton y organismos	FISH BASE (2018)
<i>Mugil cephalus</i>	30	bentónicos.	FISH BASE (2018)
<i>Mugil curema</i>	30	Fitoplancton, zooplancton y peces en estadio juvenil	FISH BASE (2018)
<i>Opisthonema libertate</i>	22	Fitoplancton	FISH BASE (2018)
<i>Oreochromis</i> sp.	16	Fitoplancton, zooplancton, principalmente copépodos y cladóceros e invertebrados pequeños	FISH BASE (2018)
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	60	Crustáceos móviles bentónicos, principalmente camarones y peces óseos pequeños	Allen y Robertson (1994)
<i>Pleuroncodes planipes</i>	32	Protistas, zooplancton y fitoplancton	Boyd (1967)
<i>Pomadasys macracanthus</i>	20	Crustáceos bentónicos principalmente camarones, pulpos, calamares, gasterópodos y linches	FISH BASE (2018)
<i>Scomber japonicus</i>	30	Copépodos, crustáceos, calamares y peces pequeños	FAO (2018)
<i>Scomberomorus sierra</i>	60	Anchoas y sardinas (<i>Opisthonema</i>)	Allen y Robertson (1994)
<i>Selar crumenophthalmus</i>	17	Camarones, invertebrados bentónicos, larvas de peces	FISH BASE (2018)
<i>Selene peruviana</i>	24	Peces juveniles y crustáceos	FISH BASE (2018)
<i>Sphyrna lewini</i>	250	<i>Auxis</i> spp., <i>Dosidicus gigas</i> , <i>Paralabrax maculatofasciatus</i> , <i>Selar crumenophthalmus</i> , <i>Scomber japonicus</i> Crustáceos móviles bentónicos, principalmente camarones y peces óseos pequeños	Bergés-Tiznado (2015)
<i>Synodus scituliceps</i>	37	<i>Argonauta</i> spp., <i>Auxis</i> spp., <i>Dosidicus gigas</i> ,	FISH BASE (2018)
<i>Thunnus albacares</i>	200	<i>Pleuroncodes planipes</i>	Alatorre-Ramírez, (2007)

En el dorado, las presas identificadas pertenecieron a 10 diferentes taxa, incluyendo cefalópodos y peces (Tabla 11). Con base al %IIR las presas más importantes fueron *Balistes polylepis* (43.51%), *Argonauta* spp. (21%), y *Hemiramphus saltator* (6.13%). Para el pez vela, se identificaron presas de 16 diferentes taxa (Tabla 12), con base al %IIR, las presas más importantes fueron *B. polylepis* (11.62%), *Selar crumenophthalmus* (12.19%), *Fistularia corneta* (15.22%) y *Auxis thazard* (22.84%). En el marlín rayado se identificaron 9 diferentes taxas (Tabla 13) y las presas más importantes basados en %IIR fueron *Scomber japonicus* (41.7%), *Decapterus macrosoma* (6.5%), *Dosidicus gigas* (35.7%) y *Argonauta* spp. (4.1%). En el marlín azul se identificaron 9 diferentes taxas (Tabla 14) y las presas más importantes basados en %IIR fueron *A. thazard* (52.9%), *B. polylepis* (8.8%) y *D. gigas* (14.7%). En el atún aleta amarilla, las presas identificadas pertenecieron a 11 diferentes taxa, incluyendo cefalópodos y peces (Tabla 15). Con base al %IIR las presas más importantes fueron *D. gigas* (13.1%), *Argonauta* spp.

(12.5%), *Caranx* spp. (16.4%) y *Auxis* spp. (16%). Finalmente, para tiburón martillo se encontraron 9 diferentes taxa (Tabla 16), incluyendo cefalópodos y peces. Basados en %IIR las presas con mayor importancia fueron *D. gigas* (20.39%), *Mugil cephalus* (21.13) y *S. japonicus* (10.10%).

Tabla 11 Contenido estomacal de *Coryphaena hippurus* (n=17) capturados en el otoño del 2017 al sureste del golfo de California. Expresado como porcentajes de la proporción media por número (%MN), proporción media por peso (%MW), frecuencia de ocurrencia (%FO), e índice de importancia relativa (%IIR).

	Especie	%MN	%MW	%FO	%IIR
Cephalopoda					
Ommastrephidae	<i>Dosidicus gigas</i>	1.8	1.74	1.5	0.44
	<i>Sthenoteuthis oualaniensis</i>	0.9	0.64	1.5	0.18
Octopoda					
Argonautidae	<i>Argonauta</i> spp.	14.4	13.20	14.9	21.07
Portunidae	<i>Euphylax dovii</i>	0.9	0.85	1.5	0.22
Teleostei					
Balistidae	<i>Balistes polylepis</i>	18.9	23.31	17.9	43.51
	<i>Balistes</i> spp.	8.1	17.50	6.0	11.23
Carangidae	Carangidae	7.2	5.70	6.0	4.11
	<i>Caranx caballus</i>	1.8	1.79	1.5	0.45
	<i>Caranx caninus</i>	5.4	2.05	4.5	1.46
	<i>Chloroscombrus orqueta</i>	1.8	1.35	1.5	0.38
	<i>Decapterus macrosoma</i>	3.6	1.81	4.5	1.17
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	4.5	4.71	4.5	2.55
	<i>Selene peruviana</i>	1.8	1.33	3.0	0.58
Gerreidae	<i>Eucinostomus</i> spp.	2.7	3.90	3.0	1.43
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus saltator</i>	9.9	5.76	9.0	6.13
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	3.6	3.05	3.0	1.27
	<i>Mugil curema</i>	1.8	1.75	1.5	0.44
Scombridae	<i>Scomber japonicus</i>	0.9	0.83	1.5	0.21
	<i>Katsuwonus pelamis</i>	0.9	1.84	1.5	0.36
	<i>Auxis</i> spp.	2.7	2.23	3.0	0.93
	<i>Scomberomorus sierra</i>	2.7	2.20	3.0	0.92
Tetradontidae	<i>Lagocephalus</i> spp.	1.8	1.58	3.0	0.65
	<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	0.9	0.46	1.5	0.16
	<i>Sphoeroides</i> spp.	0.9	0.44	1.5	0.16

Tabla 12 Contenido estomacal de *Istiophorus platypterus* (n=22) capturados en el otoño del 2017 al sureste del golfo de California. Expresado como porcentajes de la proporción media por número (%MN), proporción media por peso (%MW), frecuencia de ocurrencia (%FO), e índice de importancia relativa (%IIR).

Especie		%MN	%MW	%FO	%IIR
Cephalopoda					
Ommastrephidae	<i>Dosidicus gigas</i>	6.21	7.87	5.33	5.53
Octopoda					
Argonautidae	<i>Argonauta</i> spp.	0.56	0.01	2.67	0.11
Crustacea					
Munididae	<i>Pleuroncodes planipes</i>	5.65	2.63	3.33	2.03
Squillidae	<i>Squilla panamensis</i>	2.82	14.21	0.67	0.84
Teleostei					
Aulopiformes	<i>Synodus scituliceps</i>	1.69	3.77	2.67	1.08
Balistidae	<i>Balistes polylepis</i>	4.52	8.62	12.00	11.62
Carangidae					
	<i>Caranx caballus</i>	0.56	0.08	0.67	0.03
	<i>Caranx caninus</i>	0.56	0.01	0.67	0.03
	<i>Decapterus macrosoma</i>	7.91	0.13	2.67	1.58
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	10.73	9.94	8.00	12.19
Exocoetidae	<i>Exocoetus</i> sp.	0.56	0.01	0.67	0.03
Gerreidae					
	<i>Eucinostomus</i> spp.	1.13	2.07	1.33	0.31
	<i>Eucinostomus currani</i>	0.56	1.37	0.67	0.09
	<i>Eugerres lineatus</i>	0.56	2.40	0.67	0.15
Fistulariidae	<i>Fistularia corneta</i>	10.17	6.13	12.67	15.22
Haemulidae	<i>Pomadasys macracantus</i>	0.56	0.17	2.00	0.11
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus saltator</i>	6.78	5.57	12.67	11.53
Mugilidae					
	<i>Mugil cephalus</i>	2.26	4.22	2.67	1.27
	<i>Mugil curema</i>	2.26	0.11	0.67	0.12
Serranidae	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	0.56	0.02	0.67	0.03
Scombridae					
	<i>Scomber japonicus</i>	6.21	6.83	10.00	9.61
	<i>Auxis thazard</i>	6.78	19.05	12.00	22.84
	<i>Scomberomorus sierra</i>	5.08	3.59	2.00	1.28
Tetradontidae	<i>Sphoeroides</i> spp.	0.56	0.02	0.67	0.03
Peces		14.69	1.19	2.00	2.34

Tabla 13 Contenido estomacal de *Kajikia audax* (n=9) capturados en el otoño del 2017 al sureste del golfo de California. Expresado como porcentajes de la proporción media por número (%MN), proporción media por peso (%MW), frecuencia de ocurrencia (%FO), e índice de importancia relativa (%IIR).

	Especie	%MN	%MW	%FO	%IIR
Cephalopoda					
Ommastrephidae	<i>Dosidicus gigas</i>	25.6	23.1	17.8	35.7
Octopoda					
Argonautidae	<i>Argonauta</i> spp.	8.5	2.6	8.9	4.1
Teleostei					
Balistidae	<i>Balistes polylepis</i>	1.2	1.0	2.2	0.2
	<i>Balistes</i> sp.	1.2	0.5	2.2	0.2
Carangidae	<i>Caranx</i> sp.	1.2	0.7	2.2	0.2
	<i>Caranx caballus</i>	1.2	0.8	2.2	0.2
	<i>Caranx caninus</i>	1.2	0.8	2.2	0.2
	<i>Decapterus macrosona</i>	9.8	8.0	8.9	6.5
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	4.9	5.5	4.4	1.9
Fistulariidae	<i>Fistularia</i> spp.	1.2	1.1	2.2	0.2
	<i>Fistularia corneta</i>	7.3	6.0	4.4	2.4
Gerreidae	<i>Diapterus</i> sp.	1.2	1.0	2.2	0.2
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus saltator</i>	4.9	4.1	4.4	1.6
Scombridae	<i>Scomber japonicus</i>	19.5	31.1	20.0	41.7
	<i>Katsuwonus pelamis</i>	1.2	1.0	2.2	0.2
	<i>Auxis</i> spp.	4.9	9.2	4.4	2.6
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	3.7	2.8	6.7	1.8
	<i>Sphoeroides</i> spp.	1.2	0.8	2.2	0.2

Tabla 14 Contenido estomacal de *Makaira nigricans* (n=16) capturados en el otoño del 2017 al sureste del golfo de California. Expresado como porcentajes de la proporción media por número (%MN), proporción media por peso (%MW), frecuencia de ocurrencia (%FO), e índice de importancia relativa (%IIR).

	Especie	%MN	%MW	%FO	%IIR
Cephalopoda					
Ommastrephidae	<i>Dosidicus gigas</i>	13.3	10.3	13.2	14.7
Octopoda					
Argonautidae	<i>Argonauta</i> spp.	4.8	3.1	5.3	2.0
Teleostei					
Balistidae	<i>Balistes polylepis</i>	10.8	12.5	7.9	8.8
	<i>Balistes</i> spp.	9.6	9.9	7.9	7.3
Carangidae	Carangidae	1.2	0.3	2.6	0.2
	<i>Caranx caballus</i>	1.2	1.8	2.6	0.4
	<i>Caranx caninus</i>	1.2	1.0	2.6	0.3
	<i>Selar</i>				
	<i>crumenophthalmus</i>	7.2	3.6	5.3	2.7
Coryphaenidae	<i>Coryphaena</i> spp.	2.4	3.6	2.6	0.8
Fistulariidae	<i>Fistularia</i> spp.	7.2	7.0	5.3	3.6
	<i>Fistularia corneta</i>	2.4	3.9	2.6	0.8
Gerreidae	<i>Eucinostomus</i> spp.	4.8	3.6	5.3	2.1
	<i>Eucinostomus currani</i>	1.2	1.8	2.6	0.4
Scombridae	<i>Scomber japonicus</i>	1.2	0.9	2.6	0.3
	<i>Katsuwonus pelamis</i>	1.2	1.3	2.6	0.3
	<i>Auxis</i> spp.	22.9	29.9	21.1	52.9
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus</i>				
	<i>lagocephalus</i>	4.8	2.7	5.3	1.9
	<i>Sphoeroides</i> spp.	2.4	2.8	2.6	0.7

Tabla 15 Contenido estomacal de *Thunnus albacares* (n=8) capturados en el otoño del 2017 al sureste del golfo de California. Expresado como porcentajes de la proporción media por número (%MN), proporción media por peso (%MW), frecuencia de ocurrencia (%FO), e índice de importancia relativa (%IIR).

	Especie	%MN	%MW	%FO	%IIR
Cephalopoda					
Ommastrephidae	<i>Dosidicus gigas</i>	23.1	15.7	15.6	13.1
Octopoda					
Argonautidae	<i>Argonauta</i> spp.	9.2	6.4	9.4	12.5
Teuthida	<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	3.1	0.6	3.1	1.7
Crustacea					
Munididae	<i>Pleuroncodes planipes</i>	12.3	9.2	9.4	7.5
	Peneidos	3.1	1.3	3.1	1.3
Teleostei					
Carangidae	Carangidae	3.1	6.5	6.3	4.2
	<i>Caranx caninus</i>	6.2	2.6	3.1	7.1
	<i>Caranx</i> spp.	9.2	13.0	9.4	16.4
Clupeidae	Clupeidae sp.	1.5	2.5	3.1	3.2
Coryphaenidae	<i>Coryphaena</i> spp.	1.5	2.1	3.1	2.7
Engraulidae	<i>Anchoa walkeri</i>	12.3	11.2	12.5	8.6
Exocoetidae	Exocoetus sp.	1.5	12.9	3.1	0.3
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus saltator</i>	3.1	3.1	3.1	2.3
Scombridae	Scombridae	1.5	0.6	3.1	0.6
	<i>Auxis</i> spp.	6.2	8.7	6.3	16.0

Tabla 16 Contenido estomacal de *Sphyrna lewini* (n=12) capturados en el otoño del 2017 al sureste del golfo de California. Expresado como porcentajes de la proporción media por número (%MN), proporción media por peso (%MW), frecuencia de ocurrencia (%FO), e índice de importancia relativa (%IIR).

	Especie	%MN	%MW	%FO	%IIR
Cephalopoda					
Ommastrephidae	<i>Dosidicus gigas</i>	18.18	10.42	16.00	20.39
Octopoda					
Argonautidae	<i>Argonauta</i> spp.				
Decapoda					
Peneidae	<i>Litopenaeus vannamei</i>	4.55	1.09	4.00	1.00
Teleostei					
Carangidae	<i>Caranx caballus</i>	2.27	0.20	4.00	0.44
	<i>Caranx caninus</i>	9.09	6.83	8.00	5.67
Gerreidae	<i>Diapterus</i> spp.	6.82	6.14	8.00	4.62
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	13.64	25.89	12.00	21.13
	<i>Mugil curema</i>	2.27	3.76	4.00	1.08
Sciaenidae	<i>Stellifer</i> spp.	13.64	2.03	12.00	8.37
Scombridae	<i>Auxis thazard</i>	6.82	6.56	8.00	4.77
	<i>Scomber japonicus</i>	9.09	19.26	8.00	10.10

Se recolectaron un total de 509 muestras, las cuales se dividen en 461 organismos presa, 33 muestras de grupos taxonómicos de zooplancton y 14 muestras de fitoplancton para el análisis de elementos traza e isótopos estables.

Las muestras fueron clasificadas por hábitat, hábito alimenticio, clase en el caso de los peces y grupo taxonómico en el caso de fitoplancton y zooplancton. Posterior a la recolecta, se realizó un análisis exploratorio respecto al hábitat y hábito alimenticio de los organismos, el cual se muestra en la Figura 19. Se observó que la red trófica de la zona del sureste del golfo de California se compone principalmente de organismos de origen pelágico (74.16%), posteriormente de hábitat bentopelágico (13.09%) y finalmente organismos bentónicos en su minoría (12.75%). En cuanto a la clasificación del hábito alimenticio, se recolectó un porcentaje mayor de depredadores tope y especies carnívoras en comparación con presas de diferente hábito alimenticio. Los peces planctívoros fueron representados por las anchoas (*Anchoa walkeri*

Anchovia macrolepidota y *Opisthonema libertate*). El grupo de peces carnívoros fue representado por *Scomber japonicus*, *Balistes polylepis*, *Auxis thazard* y *Caranx caninus* y los detritívoros y omnívoros fue representado principalmente por lisas (*Mugil cephalus*, *M. curema*).

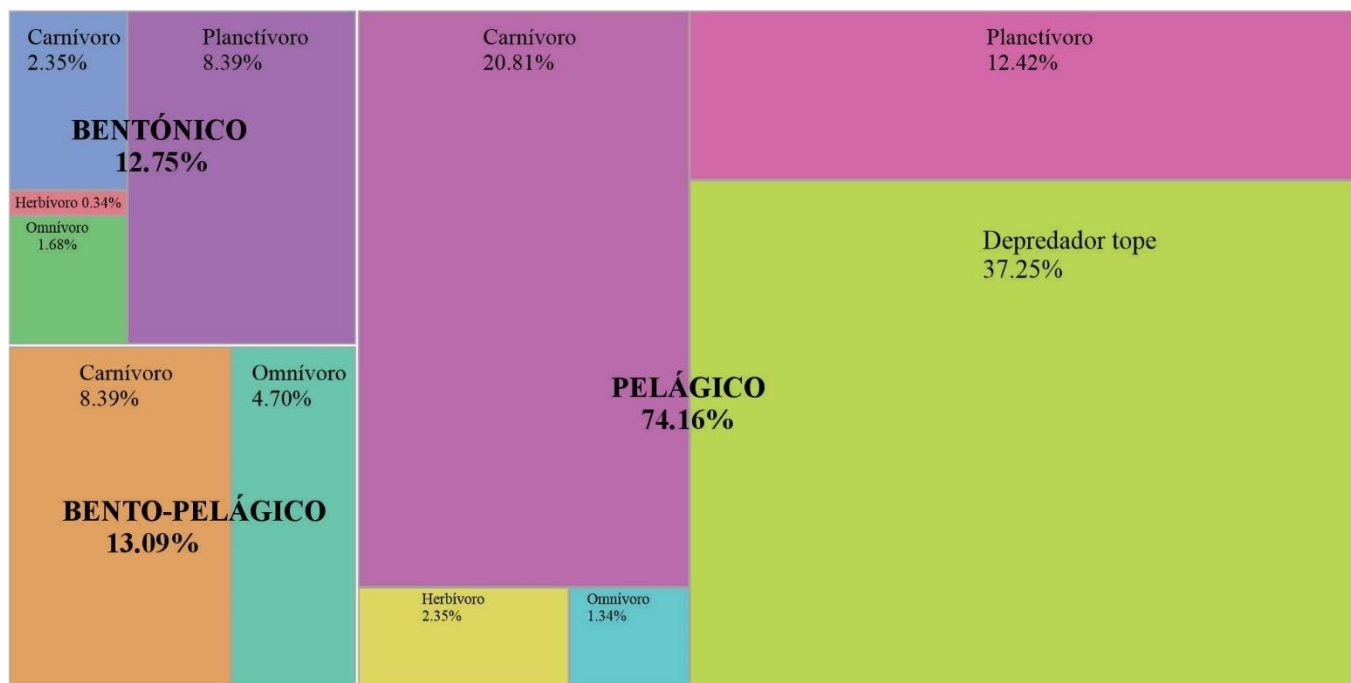


Figura 19. Porcentaje de organismos clasificados por su hábitat y hábito alimenticio recolectados en el sureste del golfo de California

En la Tabla 16 se observan la composición de las muestras de productores primarios y la abundancia de las especies que se encontraron en el sureste del golfo de California. Se identificaron tres grupos y doce géneros de especies de fitoplancton, diatomeas (*Nitzchia* sp., *Thalassionema* sp., *Rhizosolenia* sp., *Coscinodiscus* sp., *Ditylum* sp. y *Pleurosigma* sp.), dinoflagelados (*Gymnodinium* sp., *Alexandrium* sp. y *Dinophysis* sp.) y silicoflagelados (*Dyctiocha* sp.)

La composición de las muestras de consumidores primarios y la abundancia de los grupos zooplanctónicos recolectados pueden observarse en la Tabla 17. Los grupos taxonómicos más abundantes que se identificaron en las muestras fueron copépodos, zoeas y gasterópodos. Los grupos tuvieron el siguiente orden decreciente copépodos>zoea de brachyura>gasterópodos>zoea de porcelana. También se tomaron muestras compuestas que contienen ostrácodos, cladóceros, estomatópodos y poliquetos. Sin embargo, el grupo más dominante fueron los copépodos.

Tabla 17 Parámetros fisicoquímicos, abundancia ($\times 10^3$ cells L⁻¹) de las muestras de fitoplancton recolectadas en el sureste del golfo de California.

Parámetros	Arrastre	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	
	Estación	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	
Fecha	12/05/2017	12/05/2017	12/05/2017	12/05/2017	16/06/2017	16/06/2017	16/06/2017	16/06/2017	05/08/2017	05/08/2017	05/08/2017	05/08/2017	03/10/2017	03/10/2017	03/10/2017	
Temporada	P	P	P	P	V	V	V	V	V	V	V	V	O	O	O	
Hora	09:40	10:14	11:04	12:20	10:40	09:08	10:12	09:40	10:10	10:40	11:43	12:40	09:08	11:15		
Temperatura (°C)	18.9	19.5	19.7	20.4	31.1	28.2	25.11	28.9	31	29.1	31.2	29.9	28.2	26.1		
Salinidad (‰)	38.1	37	36	36.5	37	33.3	34	30.1	33.5	36	38	35.1	36.5	34.9		
pH	7.8	8.4	7.9	7.9	8.2	8.4	8.3	7.8	8.2	8.4	7.1	8.2	8.5	6.8		
OD (mg/L)	5.6		5.66	5.08	5.63	6.1	5.51	5.6	5.21	6.9	5.62	5.63	5.49	6.3		
Profundidad	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Diatomeas																
Género del fitoplancton	<i>Nitzschia</i>	276	0	414	328	0	328	550	211	0	0	0	220	825	274	
	<i>Thalassionema</i>	0	0	0	0	122	0	0	115	0	650	0	0	0	0	
	<i>Rhizosolenia</i>	138	916	688	978	1310	18551	1100	916	324	320	728	690	1238	760	
	<i>Coscinodiscus</i>	2475	3850	962	1925	418	4336	38500	962	687	1237	424	6416	41801	12445	
	<i>Ditylum</i>	35752	0	0	15236	0	18960	20560	3790	11225	0	0	0	18750	9860	
	<i>Pleurosigma</i>	12700	550	138	140	276	520	412	4100	220	0	630	0	410	260	
	Dinoflagelados															
	<i>Gymnodinium</i>	200	40	68	0	0	140	0	260	0	10	0	0	0	0	
	<i>Ceratium</i>	110	80	0	0	20	0	10	2160	440	0	60	0	100	0	
	<i>Alexandrium</i>	28	0	0	120		10	0	40	0	0	0	0	120	0	
<i>Dinophysis</i>	0	0	0	260	490	0	0	0	0	0	170	840	0	0		
Silicoflagelado																
<i>Dyctiocha</i>	276	0	0	0	870	0	0	190	0	0	0	430	0	0		
Abundancia	51955	5436	2270	18987	3506	42845	61132	12744	12896	2217	2012	8596	63244	23599		

- H=Horizontal
- P=Primavera; V=Verano; O=Otoño

Tabla 18 Parámetros fisicoquímicos, abundancia ($\times 10^3$ cells L⁻¹) de las muestras de zooplancton recolectadas en el sureste del golfo de California.

Parámetros	Arrastre	V	H	V	H	V	H	V	H	V	H	V	H	V	H	
	Estación	1	1	2	2	3	3	4	4	5	5	6	6	7	7	
	Fecha	12/04/20	12/05/20	12/05/20	12/05/20	12/05/20	12/05/20	12/05/20	12/05/20	12/05/20	16/06/20	16/06/20	16/06/20	16/06/20	16/06/20	16/06/20
	Temporada	P	P	P	P	V	V	V	V	V	V	V	V	O	O	O
	Temperatura (°C)	18.4	18.9	18.5	19.5	19.6	19.7	19.9	20.4	29.9	31.1	27.4	28.2	24.9	25.11	
	Salinidad (%)	38.1	38.1	37	37	36	36	36.5	36.5	37	37	33.3	33.3	34	34	
	pH	8.2	7.8	8.4	8.4	8.2	7.9	7.9	7.9	8.2	8.2	8.5	8.4	8.3	8.3	
	OD (mg/L)	5.76	5.6			5.27	5.66	2.97	5.08	5.1	5.63	5.49	6.1	5.48	5.51	
	Profundidad	5	0	5.3	0	6.3	0	6.3	0	10	0	6	0	4.7	0	
	Grupos taxonómicos de zooplancton	Zoea de brachyura	1138	362	1404	160	1038	56	3808	140	1069	32	4096	863	5630	421
Zoea de porcelana		485	95	179	214	465	140	1632	174	224	18	1712	215	1203	413	
Megalopas		481	40	874	31	382		672	28	176		816	29	390		
Quetognatos		146	56	1162		246	254	1088		328		720	26	47		
Copépodos		1836	621	4928	250	1036	511	10656	390	1415	700	13215	246	3650	410	
Ctenóforos		38	102	404	625	48	110			33	560			1199	25	
Ostrácodos		32				22		64								
Cárideos		34		63				128		8		128	11	20		
Larva de camarón		11	9	142							35			14		
Paguridae		17		32												
Larva de cefalópodo		5			2			30	14			32	4	40	9	
Sergestido		3				4					2	32		3		
Mysis		2		155		5		224		20	19	480				
Gasterópodo		4196		1472				3932		128		2016	177	3642	190	
Larva de pez		36	47						25	8		64		14		
Megalopa paguridae				2		8								14		
Poliqueto				2												
Mysis de peneidos				2			8	32	8		16	160	23	10		
Huevos de peces			10	208	15	62									315	
Schapopodo				16							2			22		
Cladoceran								11	480			9				
Annelida													16			
Salpa		4		7						9				8		
Abundancia total	8460	1346	11045	1304	3316	1079	22266	790	3891	1391	23471	1603	15914	1791		

Los niveles tróficos medios y superiores fueron agrupados por orden la cual es una categoría taxonómica (Figura 20). El 61% de las especies son de la clase Perciforme, posteriormente las clases con porcentajes mayores fueron de la clase Decapoda (7%), Mugiliforme (6%), Tetraodontiforme (4%) y Teuthida (4%). Mientras que las clases con menor número de incidencia fueron Stomiiformes (0.4%), Oegopsina (0.4%) y Atheriniformes (0.2%). Es decir, que mayoría de los organismos son peces vertebrados, que constituyen a los grupos de organismos clasificados como carnívoros y mesodepredadores y son uno de los grupos más importantes de las zonas tropicales y subtropicales (Froese y Pauly, eds., 2000), posteriormente de crustáceos como camarones o langostillas y lisas, ambos grupos son considerados como omnívoros.

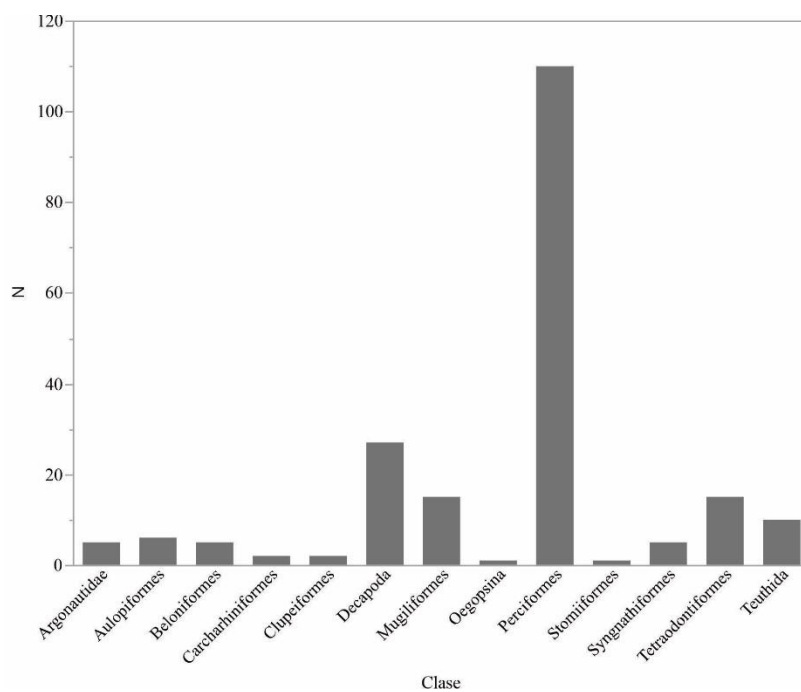


Figura 20 Porcentaje de organismos recolectados en el sureste del golfo de California clasificados por orden. N= Abundancia numérica

La comunidad de macroinvertebrados incluye crustáceos decápodos (*Litopenaeus vannamei*, *Litopenaeus* spp. y *Pleuroncodes planipes*), dos especies de cangrejos (*Portunus xantusii* y *Callinectes bellicosus*) y cuatro especies de cefalópodos (*Argonauta nouryi*, *Dosidicus gigas*, *Thysanoteuthis rhombus* y *Onychoteuthis banksii*)

Un total de 29 especies de peces pertenecientes a doce familias componen el grupo de consumidores secundarios y terciarios. La familia más abundante fue Perciformes (84 individuos, 16 especies), Clupeidae (10 individuos, 3 especies), Mugilidae (30 individuos, 2 especies), Tetraodontidae (21 individuos, 2 especies), Belonidae (10 individuos, 1 especie), Syngnathidae (9 individuos, 1 especie), Pleuronectidae (9 individuos, 1 especie), Aulopidae (6 individuos, 1 especie), Stomiidae (2 individuos, 1 especie) y Atherinidae (1 individuos, 1 especie). Peces considerados como la población de depredadores tope fueron compuestos por Perciformidae, *Coryphaena hippurus* (n= 46), *Kajikia audax* (n= 23), *Istiophorus platypterus* (n= 53), *Makaira nigricans* (n= 29), *Thunnus albacares* (n= 73), y Carcharhinidae *Sphyna lewini* (n= 12).

Biometrías

Las especies que fueron recolectadas se muestran en la Tabla 19, todas ellas muestran representatividad de al menos una de las etapas de vida (juvenil o adulto) y su importancia radica en la repetitividad de aparición en el contenido estomacal de depredadores mayores, así como recurrencia en la costa de sureste del golfo de California. Se realizó un análisis de regresión respecto a la longitud (cm) y peso (kg) de los organismos, se encontraron correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0.001$) para la mayoría de las especies. Todos los depredadores presentaron correlaciones positivas entre su longitud y peso, sin embargo; hubo correlaciones no significativas para organismos con bajo número de incidencia ($n < 3$), como en el caso de *A. macrolepidota*, *C. bellicosus*, *C. vinctus*, *L. lagocephalus*. Por otra parte, organismos sin variaciones en la talla tampoco fueron significativos, como *A. nouryi*, *P. macracanthus* y *C. caballus*.

De manera general, la correlación entre peso y talla de las especies de depredadores tope fue positiva y significativa ($p < 0.05$) (Figura 21). Para el dorado, el intervalo de peso que presentó mayor número de individuos fue 1.5 a 4.0 kg con un total de 20 organismos. En talla, el intervalo con mayor frecuencia fue de 40 a 80 cm con un número de 30 individuos. La relación entre longitud y peso de esta especie fue significativa ($r = 0.97$; $p < 0.0001$). Para el pez vela, el intervalo de peso con mayor frecuencia fue de 20 a 31 kg con un total de 38 organismos y en talla el intervalo con mayor frecuencia fue de 100 a 190 cm con un número de 30 individuos. La longitud y peso del pez vela presentó una correlación positiva significativa ($r = 0.9831$;

$p < 0.0001$). En el caso de marlín rayado, el intervalo de peso que presentó mayor número de individuos fue de 51 a 80 kg con un total de 10 organismos. Para la talla, el intervalo con mayor frecuencia fue de 150 a 200 cm con un número de 12 individuos. La correlación entre talla y peso fue positiva significativa ($r = 0.95$; $p < 0.001$); indicando que hay una proporción entre talla y peso. Para marlín azul la talla de mayor frecuencia fue de 160 a 181 cm (18 individuos) y el intervalo de peso con mayor número de organismos fue 36 a 67 kg con un total de 20 individuos. La correlación entre talla y peso fue positiva significativa ($r = 0.94$; $p < 0.001$). En cuanto el tiburón martillo se ajustó una correlación no potencial, ya que solo representan la población durante la etapa neonatal y juvenil. La correlación fue positiva y significativa ($r = 0.8$; $p < 0.001$). Los rangos de tallas obtenidos fueron de 46 a 56 cm con un total de 11 organismos y un individuo de 101 cm, los pesos obtenidos se encontraron en un rango de 0.547 a 1.0 kg. Finalmente, el rango de longitud con mayor incidencia para el atún aleta amarilla fue de 80 a 100 cm con un total de 22 organismos y el rango de pesos más frecuente fue de 16 organismos. La correlación entre talla y peso en esta especie fue alta y positiva significativa ($r = 0.98$; $p < 0.001$).

Tabla 19 Datos biométricos (longitud y peso) de las especies colectadas en el sureste del golfo de California, n (número de organismos) Rangos (Min-Max), Media geométrica, Mediana y Etapa (Juvenil, Adulto, No significativa)

Especie	n	Longitud total (cm)				Peso (kg)				Etapa
		Media	Mín.	Máx.	Mediana	Media	Mín.	Máx.	Media geo.	
<i>Achirus mazatlanus</i>	9	14.68	10.00	18.00	14.9	0.072	0.065	0.078	0.072	J-A
<i>Anchoa walkeri</i>	5	9.96	5.00	16.00	9.2	0.046	0.011	0.072	0.035	J-A
<i>Anchovia macrolepidota</i>	1	7.30	7.30	7.30	7.3	0.050	0.050	0.050	0.050	NO
<i>Argonauta noury</i>	4	4.60	3.80	5.60	4.5	0.021	0.019	0.022	0.020	J-A
<i>Auxis thazard</i>	10	33.35	18.00	45.00	35.75	0.552	0.178	1.285	0.429	J
<i>Balistes polylepis</i>	17	21.56	3.00	49.00	23	2.065	0.010	16.000	0.298	J-A
<i>Caranx caballus</i>	4	22.75	21.00	24.00	23	0.225	0.200	0.280	0.222	J
<i>Caranx caninus</i>	11	21.73	12.00	25.00	23.4	0.192	0.065	0.276	0.176	J
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	4	15.50	8.00	22.00	16	0.062	0.021	0.081	0.055	J
<i>Coryphaena hippurus</i>	46	72.11	27.60	140.00	63.75	4.083	0.365	13.400	2.563	J-A
<i>Decapterus macrosoma</i>	5	13.12	11.30	15.00	12.8	0.024	0.020	0.031	0.024	J
<i>Dosidicus gigas</i>	10	17.40	4.00	36.00	15.5	0.145	0.010	0.560	0.066	J
<i>Eustomias crossotus</i>	2	21.50	21.00	22.00	21.5	0.191	0.189	0.192	0.190	NO
<i>Fistularia corneta</i>	11	24.27	8.50	56.00	20.5	1.252	0.017	8.000	0.194	J
<i>Hemiramphus saltator</i>	8	17.43	9.00	25.00	17	0.029	0.021	0.041	0.029	J-A
<i>Haemulopsis nitidus</i>	4	12.75	7	25	9.5	0.0605	0.012	0.19	0.02	J-A
<i>Istiophorus platypterus</i>	53	170.71	81.00	245.70	172	31.186	15.100	86.740	24.180	J-A
<i>Kajikia audax</i>	23	156.52	85.00	254.00	165	55.361	17.470	145.500	51.000	J-A
<i>Litopenaeus vannamei</i>	7	7.99	6.50	11.50	7.5	0.005	0.002	0.013	0.004	J
<i>Makaira nigricans</i>	29	165.14	90.00	254.00	171	53.857	20.380	136.400	38.960	J-A
<i>Mugil cephalus</i>	23	19.70	5.00	36.00	21	0.114	0.003	0.320	0.100	J-A
<i>Mugil curema</i>	6	14.35	10.00	24.90	13.1	0.016	0.012	0.022	0.016	J

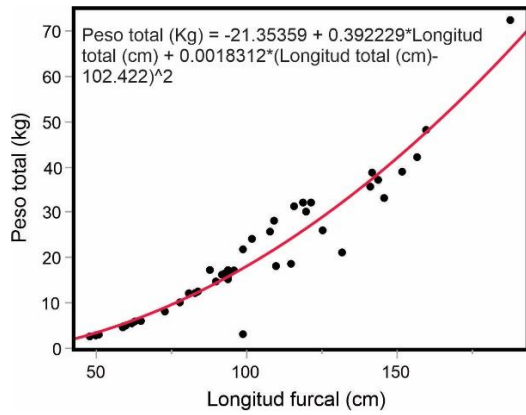
Tabla 19 Continuación

<i>Opisthonema libertate</i>	4	18.25	14.00	26.00	16.5	0.035	0.025	0.056	0.029	J-A
<i>P. maculatofasciatus</i>	3	30.97	28.30	34.00	30.6	0.154	0.148	0.165	0.150	NO
<i>Pleuroncodes planipes</i>	4	11.35	10.30	12.80	11.15	0.014	0.012	0.018	0.014	NO
<i>P. macracanthus</i>	5	16.64	15.00	18.20	16.9	0.058	0.055	0.060	0.058	J
<i>Scomber japonicus</i>	14	20.74	4.00	31.00	23	0.124	0.006	0.300	0.119	J-A
<i>Scomberomorus sierra</i>	3	21.67	14.00	30.00	21	0.223	0.120	0.310	0.240	J
<i>Selar crumenophthalmus</i>	12	25.50	18.00	36.00	26	5.301	0.044	62.000	0.168	J
<i>Selene peruviana</i>	3	21.00	8.00	30.00	25	0.122	0.019	0.310	0.019	J
<i>Sphyrna lewini</i>	12	56.20	46.20	101.00	54	84.900	0.547	990.000	0.685	J
<i>Synodus scituliceps</i>	8	13.88	8.00	24.00	11	0.035	0.010	0.076	0.016	J
<i>Thunnus albacares</i>	46	88.92	48.00	142.00	92.5	16.279	2.500	38.600	15.400	J-A
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	2	25.50	16.00	35.00	25.5	0.910	0.560	1.260	0.910	NO

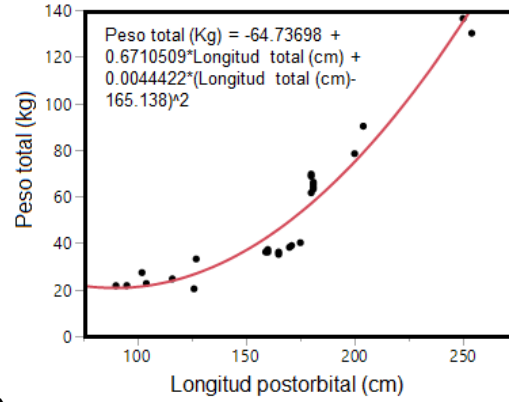
J= Juvenil

A= Adulto

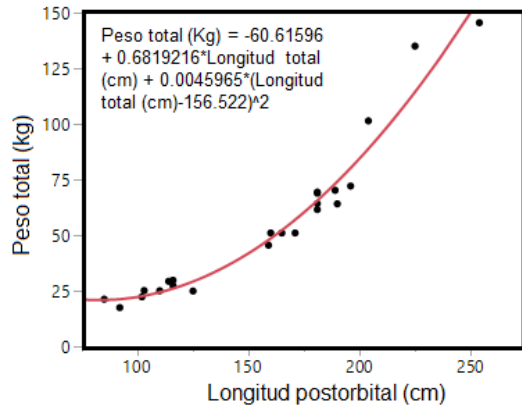
NO = No representativo de ninguna etapa



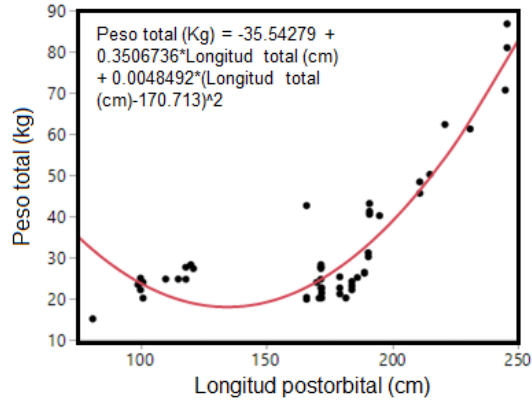
a)



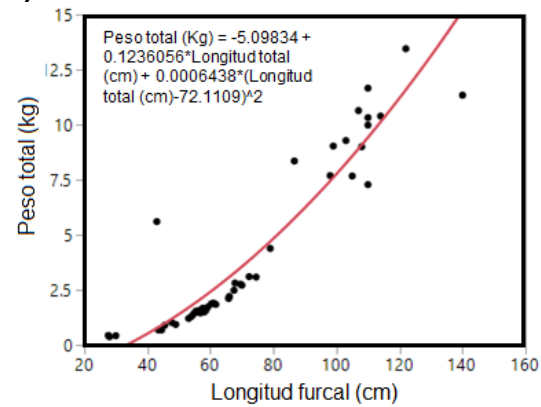
b)



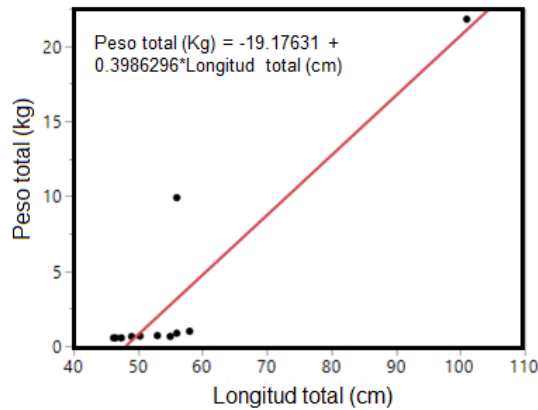
c)



d)



e)



f)

Figura 21 Modelo potencial a) longitud furcal y peso de *T. albacares*, b) longitud maxilar y peso de *M. nigricans*, c) longitud maxilar y peso de *K. audax*, d) longitud maxilar y peso de *I. platypterus*, e) longitud furcal y peso de *C. hippurus* y f) modelo lineal entre la longitud total y peso de *S. lewini*.

Índices ecológicos

Isótopos estables de C y N

La variación de los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de todos los organismos se muestra en la Figura 22. Donde se observó una regresión positiva ($R^2= 0.34$; $p<0.0001$) entre la relación $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Posteriormente, se realizó un análisis de regresión con los valores promedio de ambos isótopos que se observa en la Figura 23, la cual fue positiva y significativa ($R^2= 0.41$; $p<0.0001$).

Las muestras de productores y consumidores primarios se distribuyeron en la parte inferior del gráfico. En contraste, aquellos organismos que representan a los depredadores tope ocuparon la sección superior. Desde una matriz Euclidiana de disimilitud, el análisis clúster jerárquico identificó tres principales gremios tróficos basados en los valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$. Estos tres gremios tróficos fueron descritos como organismos planctónicos y pequeños invertebrados (TG1), meso-depredadores (TG2) y depredadores tope (TG3). Las distancias entre los gremios fueron relativamente altos, por lo que sugiere que los gremios tróficos tenían valores distintos.

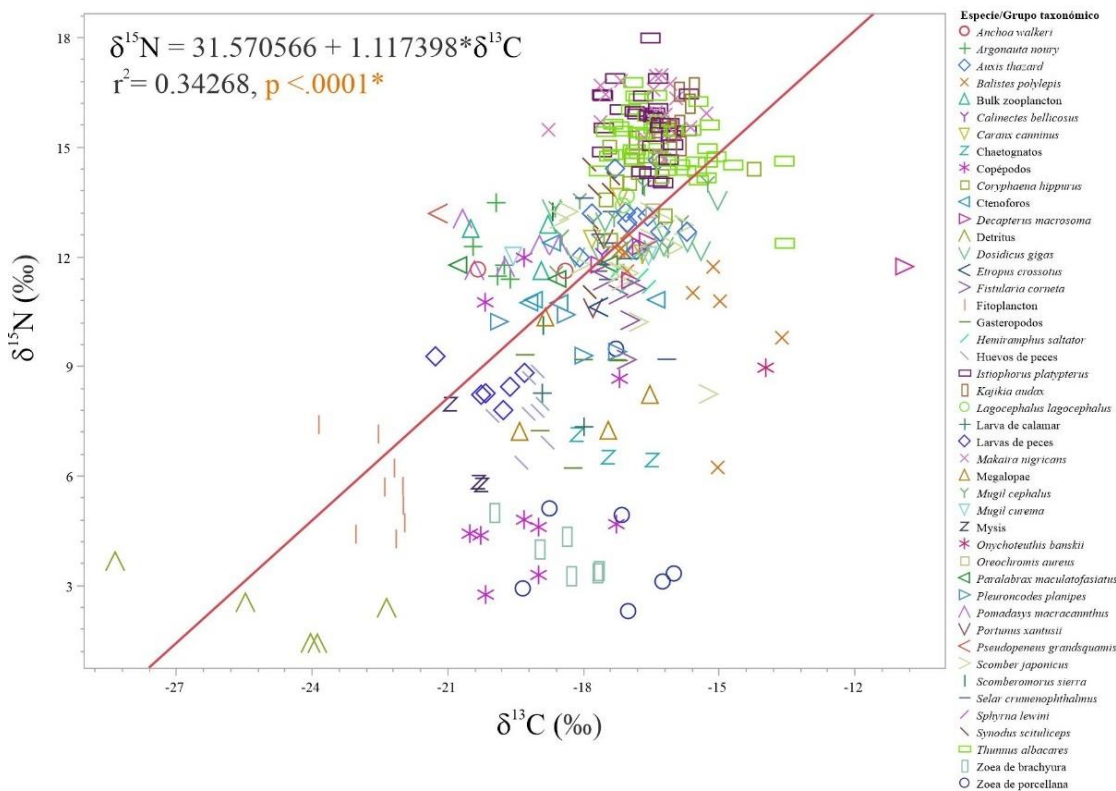


Figura 22 Relación entre los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) y $\delta^{15}\text{N}$ (‰) de todos los organismos recolectados en el sureste del golfo de California.

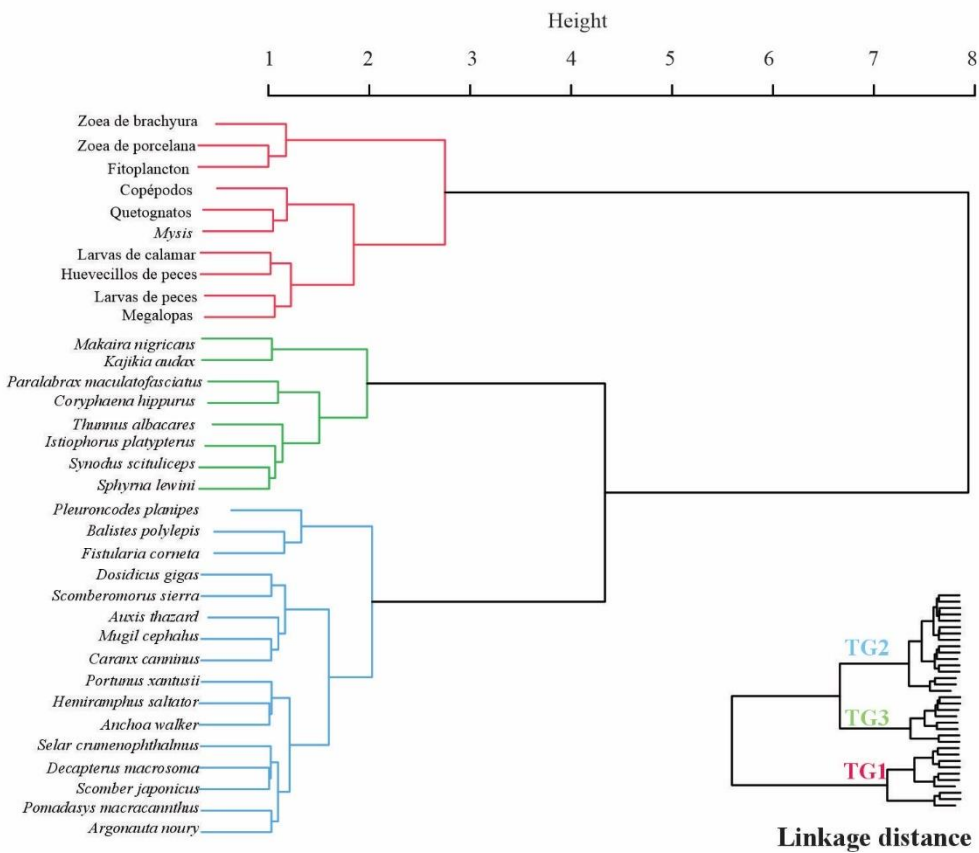
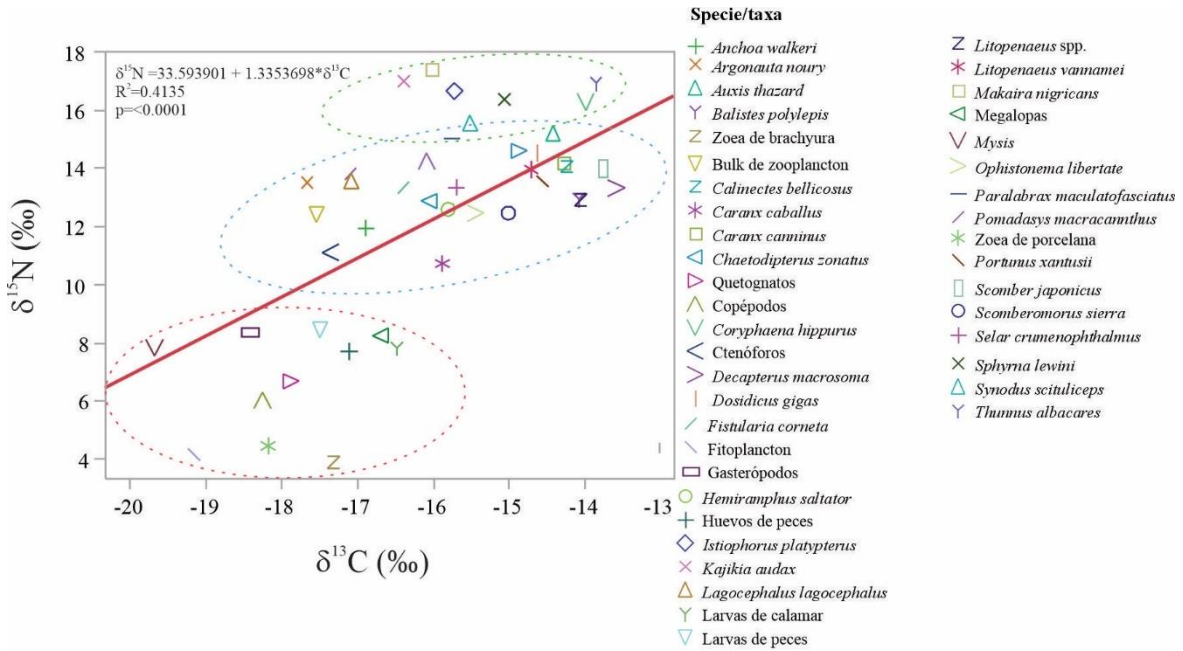


Figura 23 Biplot de la regresión lineal entre los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) y $\delta^{15}\text{N}$ (‰) (media \pm desviación estándar) para depredadores y presas. Los óvalos de diferente color punteados muestran los gremios tróficos desde el análisis clúster jerárquico. En la parte inferior se muestra el dendrograma donde cada nodo representa cada especie o grupo funcional. Gremio trófico 1 (TG1; plancton y pequeños invertebrados), gremio trófico 2 (TG2; mesodepredadores, y gremio trófico 3 (TG3; niveles tróficos superiores, p. ej. Depredadores tope).

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ se muestran en la Tabla 19. El rango total de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ desde el fitoplancton ($\delta^{15}\text{N} = 4.3 \pm 1.9\text{‰}$; $\delta^{13}\text{C} = -20.1 \pm 2\text{‰}$) hasta el depredador con valores isotópicos mayores (*Makaira nigricans*) fue de $\delta^{15}\text{N} = 17.4 \pm 1.6 \text{‰}$ y $\delta^{13}\text{C} = -16.0 \pm 1.3\text{‰}$. Los productores primarios presentaron valores promedio de $\delta^{13}\text{C} = -23.29 \pm 1.7 \text{‰}$, el rango obtenido fue de -28.90 a -21.95 ‰, los valores más bajos de $\delta^{13}\text{C}$ fueron encontrados en el sitio VI ($-28.90 \pm 2.04 \text{‰}$), cerca de la isla Pájaros ($23^{\circ}15'16.8''\text{N}$ $106^{\circ}28'21.8''\text{W}$), esta muestra presentó dos especies representativas de diatomeas (*Coscinodiscus* sp. y *Ditylum* sp., respectivamente). Los valores mayores se encontraron en el sitio I ($-21.97 \pm 0.02 \text{‰}$), cerca de la boca del Río Presidio ($23^{\circ}04'40.0''\text{N}$ $106^{\circ}19'06.1''\text{W}$), compuesta principalmente por *Ditylum* sp., *Pleurosigma* sp., y *Ceratium* sp. Por otra parte, valores de $\delta^{15}\text{N}$ presentaron un rango de 5.72 ‰ a 1.40 ‰, los valores mayores fueron encontrados en la estación 1 ($4.72 \pm 1.4 \text{‰}$) y los más bajos en la estación 4 ($1.8 \pm 0.6\text{‰}$), correspondiente a la entrada del Estero de Urías ($23^{\circ}10'27.8''\text{N}$ $106^{\circ}25'22.6''\text{W}$) esta muestra se compuso principalmente por *Ditylum* sp., y *Rhizosolenia* sp.

Los valores promedio de zooplancton fueron de $\delta^{15}\text{N} = 7.27\text{‰}$, $\delta^{13}\text{C} = -17.12\text{‰}$. Se identificó un enriquecimiento del isótopo de ^{15}N de aproximadamente 2.7 ‰ y para ^{13}C de -1.69 ‰ por encima de los productores primarios. Los valores más bajos de $\delta^{13}\text{C}$ se encontraron en *Mysis* ($\delta^{13}\text{C} = -20.49 \pm 0.37 \text{‰}$) y los más altos en quetognatos ($\delta^{13}\text{C} = -16.01 \pm 1.7 \text{‰}$). Mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ presentaron rangos entre $\delta^{15}\text{N} = 10.73 \pm 0.19 \text{‰}$ y $\delta^{15}\text{N} = 11.72 \pm 0.71 \text{‰}$ para los huevecillos de peces y las zoea de Brachyura. Los organismos que conforman parte del holoplancton obtuvieron valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N} = 6.68 \pm 0.38 \text{‰}$ $\delta^{13}\text{C} = -17.33 \pm 0.83 \text{‰}$; mientras que aquellos organismos que componen el meroplancton obtuvieron valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N} = 8.01 \pm 0.75 \text{‰}$ $\delta^{13}\text{C} = -19.45 \pm 0.75 \text{‰}$.

El grupo TG2 presentó valores promedio de $\delta^{15}\text{N} = 12.0\text{‰}$, $\delta^{13}\text{C} = -14.7\text{‰}$ y este grupo mostró un enriquecimiento de 4.7‰ (^{15}N) y -2.3‰ (^{13}C) sobre el zooplancton. Los valores isotópicos más bajos de este grupo se encontraron en *Pleuroncodes planipes* ($\delta^{15}\text{N} = 9.8 \pm 0.5\text{‰}$, $\delta^{13}\text{C} = -8.6 \pm 1.0\text{‰}$) y los valores mayores fueron observados en *Auxis thazard* ($\delta^{15}\text{N} = 15.2 \pm 1.7\text{‰}$, $\delta^{13}\text{C} = -14.4 \pm 2\text{‰}$). El promedio de $\delta^{13}\text{C}$ de las especies omnívoras fue de $16.34 \pm 1.80 \text{‰}$, los valores más bajos de $\delta^{13}\text{C}$ se encontraron en *E. crossotus* ($-17.51 \pm 2.63 \text{‰}$) y los más altos en *P. planipes* ($-13.26 \pm 1.7 \text{‰}$), mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ se encontraron en un rango de $\delta^{15}\text{N} = 9.78 \pm 0.49 \text{‰}$ y $15.54 \pm 0.70 \text{‰}$ que corresponde a *P. planipes* y *L. vanammei*. Por otra parte, las especies planctívoras se encontraron en rangos de $-19.89 \pm 1.94 \text{‰}$ a -

16.76 ± 0.50 ‰ para *A. mazatlanus* y *H. saltator*, respectivamente. Mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ mayores se encontraron en *A. walkeri* (12.75 ± 3.27 ‰) y los más bajos en *A. mazatlanus* (10.25 ± 1.40 ‰).

Finalmente, el grupo TG3 ($\delta^{15}\text{N} = 15.16 \pm 1.1\%$, $\delta^{13}\text{C} = -14.9 \pm 1.9\%$) obtuvo un enriquecimiento de $^{15}\text{N} = 3.59 \pm 1\%$ y $^{13}\text{C} = 1.29 \pm 1\%$ desde los organismos del TG2. No se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) por temporadas entre los valores de enriquecimiento isotópico promedio entre niveles tróficos. Los depredadores tope mostraron los valores isotópicos de nitrógeno mayores en comparación con el resto de los organismos que conforman la trama trófica. Y presentaron el siguiente orden decreciente *M. nigricans* ($\delta^{15}\text{N} = 17.39 \pm 1.64$ ‰), *K. audax* ($\delta^{15}\text{N} = 16.68 \pm 1.19$ ‰), *S. lewini* ($\delta^{15}\text{N} = 16.67 \pm 1.20$ ‰), *I. platypterus*, ($\delta^{15}\text{N} = 16.64 \pm 1.31$ ‰), *T. albacares* ($\delta^{15}\text{N} = 16.33 \pm 1.19$ ‰) y *C. hippurus* ($\delta^{15}\text{N} = 15.79 \pm 1.76$ ‰). Mientras que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ presentaron el siguiente orden decreciente *C. hippurus* ($\delta^{13}\text{C} = -16.97 \pm 1.62$ ‰), *T. albacares* ($\delta^{13}\text{C} = -16.38 \pm 1.62$ ‰), *S. lewini* ($\delta^{13}\text{C} = -16.85 \pm 0.62$ ‰), *I. platypterus* ($\delta^{13}\text{C} = -15.06 \pm 1.15$ ‰), *K. audax* ($\delta^{13}\text{C} = -15.60 \pm 0.82$ ‰) y *M. nigricans* ($\delta^{13}\text{C} = -15.49 \pm 1.29$ ‰).

Los valores promedio de los valores isotópicos con respecto al hábitat de las especies se encuentran en la Tabla 21. Los valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ no presentaron diferencias entre ellos Tukey Test ($p > 0.05$). Mientras que en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ presentaron diferencias entre los organismos bentónicos con respecto a los organismos pelágicos y bentopelágicos ($p < 0.05$).

Los valores promedio de los valores isotópicos con respecto al hábito alimenticio se muestran en la Tabla 22. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$. Para $\delta^{15}\text{N}$ los organismos mostraron el siguiente orden decreciente Depredador tope > Carnívoros > Omnívoros > Herbívoros > Planctívoros > Autótrofos. Mientras que en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ mostraron el siguiente orden decreciente Depredador tope > Omnívoros > Carnívoros > Planctívoros > Herbívoros > Autótrofos.

Nicho isotópico

Para identificar las fuentes de alimentación, se realizó el análisis de nicho isotópico, la distribución isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ en los organismos marinos fue muy amplia; sin embargo, los valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ se encontraron en las fuentes basales de origen bentónico en comparación con el resto de los organismos. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ mayores se encontraron en el grupo de los depredadores tope. Los organismos se agruparon de acuerdo con su hábitat y al tipo de alimentación (Figura 24 y 25). Respecto al hábitat, el área del polígono (TA) presentó el siguiente orden Pelágicos (TA= 146.7)>Bentónicos (TA= 77.5)>Bentopelágicos (TA= 45.4). El área de la elipse (SEAc) presentó el siguiente orden decreciente Bentónicos (SEAc= 21.1)>Pelágico (SEAc= 18.1)>Bentopelágico (SEAc=7.36). Mientras que para el hábito alimenticio se identificó el siguiente orden decreciente Carnívoros (TA= 82.4)>Planctívoros (TA= 43.5)>Omnívoros (TA= 43.4) >Depredador tope (TA= 41.54) >Herbívoros (TA= 23.5) >Autótrofos (TA= 15.3) mientras que el área de la elipse (SEAc) presentó el siguiente orden decreciente Planctívoros (SEAc= 10.7)>Omnívoros (SEAc= 10.2) > Carnívoros (SEAc= 9.24) >Herbívoros (SEAc= 8.45) > Autótrofos (SEAc= 9.24) > Depredador tope (SEAc=9.24). Los resultados de probabilidad de traslape de nicho isotópico entre comunidades se encuentra en la Figura 26 y para hábitos alimenticios en la Figura 27. La comunidad bentopelágica presentó el mayor traslape de nicho isotópico (>90%) en comparación con el resto de las comunidades. Mientras que entre hábitos alimenticios la mayor probabilidad de traspale se presentó entre carnívoros y depredadores tope (95%) y en especies omnívoras con carnívoros (96%).

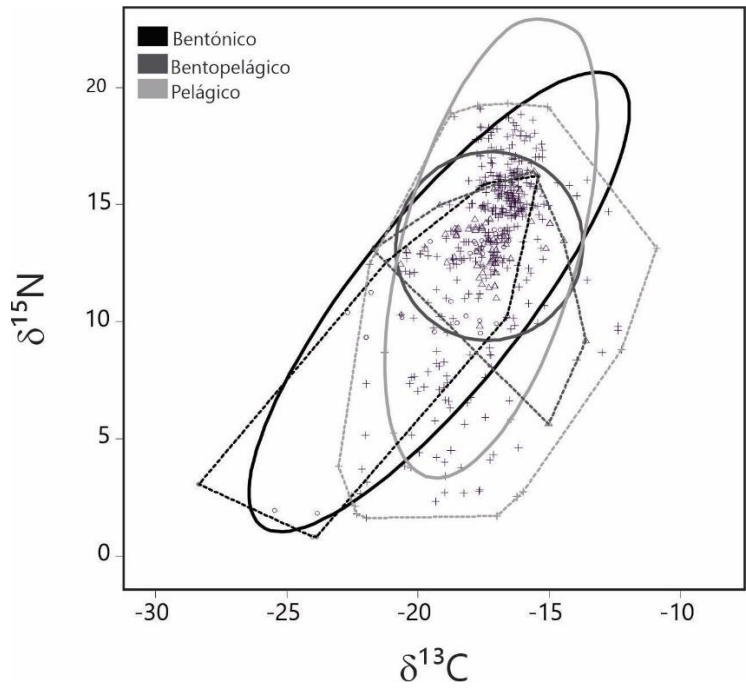


Figura 24 Descripción cualitativa de traslape de las señales isotópicas de las especies capturadas en el golfo de California. Cada elipse determina la distribución de cada comunidad siendo este espacio donde se presentan más del 50% de los datos.

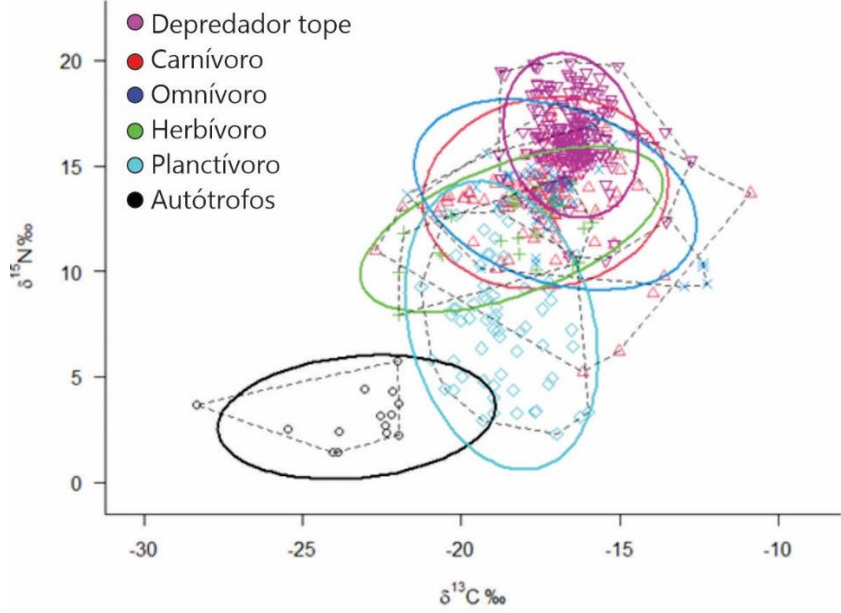


Figura 25 Descripción cualitativa de traslape de las señales isotópicas de las especies capturadas en el golfo de California. Cada elipse determina la distribución de cada grupo de especies con diferentes hábitos alimenticios siendo este espacio donde se presentan más del 50% de los datos.

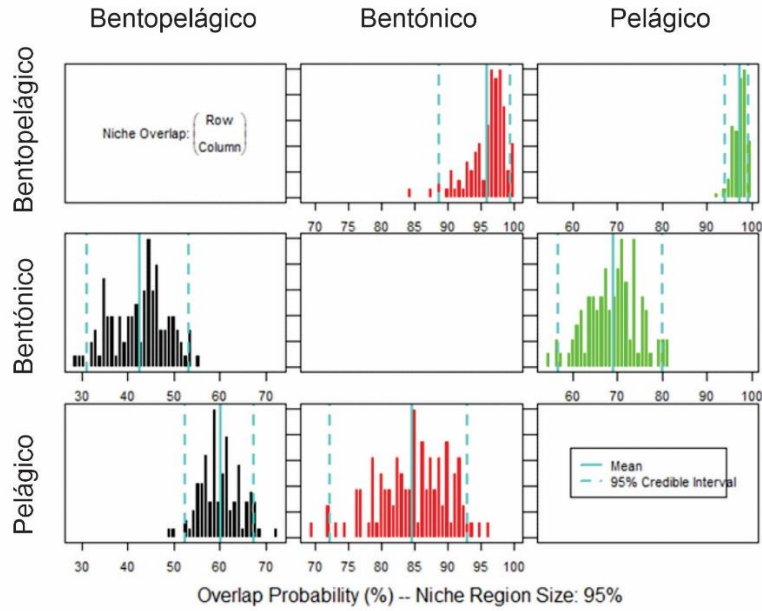


Figura 26 Comparación de traslape isotópico de las especies capturadas en el sureste del golfo de California, basado en una rutina de selección aleatoria de una matriz de covarianza considerando el tamaño de la muestra y la estructura de los datos.

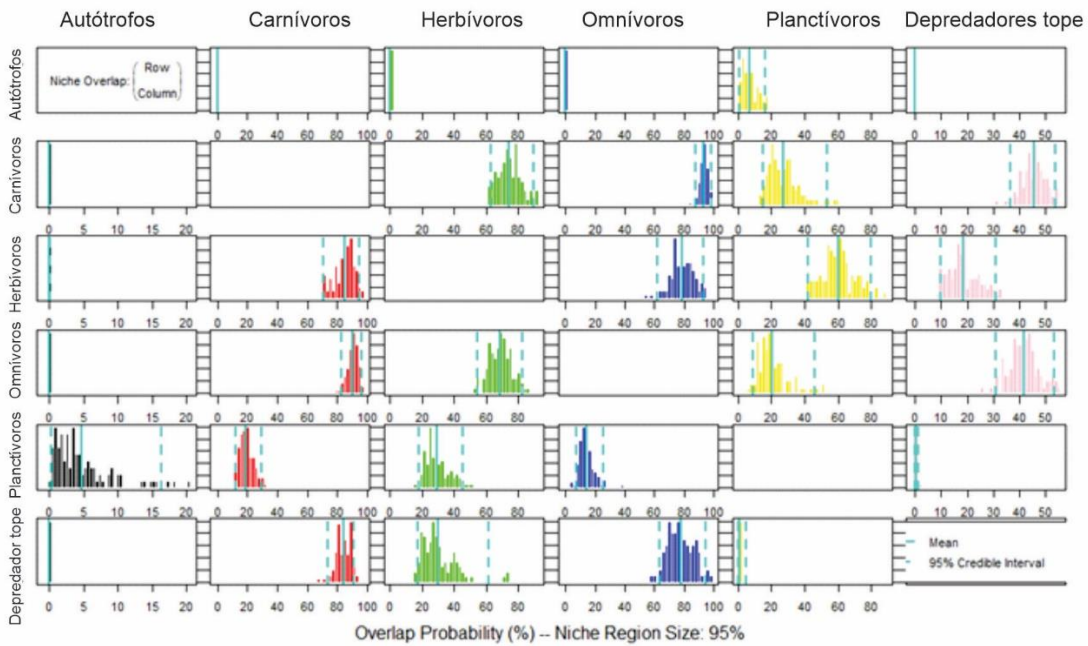


Figura 27 Comparación de traslape isotópico de las especies capturadas en el sureste del golfo de California, basado en una rutina de selección aleatoria de una matriz de covarianza considerando el tamaño de la muestra y la estructura de los datos.

Posición trófica (PT)

Se calculó la posición trófica de cada organismo calculando un valor normalizado con base en los valores de $\delta^{15}\text{N}$. Dentro del grupo de consumidores primarios, el organismo con los valores más bajos zoea de *Brachyura* (PT= 1.37 ± 0.2), mientras que los valores más altos fueron encontrados en ctenóforos (PT= 3.49 ± 0.2). En el grupo de consumidores secundarios, los valores de PT se encontraron dentro del rango de PT= 2.22–4.66, donde el organismo con el valor de PT promedio mayor fue *D. gigas* (PT= 4.51 ± 0.4), mientras que los valores menores se encontraron en *P. planipes* (PT= 3.12 ± 0.1). Por otra parte, el grupo de consumidores terciarios obtuvo los valores del rango de PT= 2.64 a 4.94, donde los valores mayores se encontraron en *A. thazard* (PT= 4.70 ± 0.4) y los menores en *C. caballus* (PT= 3.38 ± 0.0). Finalmente, dentro del grupo de depredadores tope se encontraron valores de rango de PT= 3.76–6.66. Los valores mayores fueron observados en *M. nigricans* (PT= 5.35 ± 0.4) y los menores en *C. hippurus* (PT= 4.74 ± 0.5). Además, se encontraron diferencias significativas entre los valores de PT de acuerdo con el siguiente orden decreciente: Depredadores tope > Meso depredadores > Cefalópodos > Peces omnívoros > Crustáceos y peces herbívoros > Zooplancton > Productores primarios. Por otra parte, los valores de PT incrementaron significativamente ($p < 0.05$) con respecto a los gremios tróficos TG1 (2.60 ± 1.00) > TG2 (3.60 ± 1.87) > TG3 (4.47 ± 12.86).

Los valores promedio de la PT presentaron diferencias significativas entre los organismos pelágicos con respecto a los organismos bentónicos y bentopelágicos ($p < 0.05$). En lo que respecta a la PT se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los organismos con base en su hábito alimenticio, mostraron el siguiente orden decreciente: Depredador tope > Carnívoros > Omnívoros > Herbívoros > Planctívoros > Autótrofos.

Tabla 20 Número de especies recolectadas (n), valores promedio y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, y posición trófica (PT) de los organismos recolectados en el sureste del golfo de California. Gremio trófico 1 (TG1; plancton y pequeños invertebrados), gremio trófico 2 (TG2; mesodepredadores, y gremio trófico 3 (TG3; niveles tróficos superiores, p. ej. Depredadores tope).

Grupo taxonómico/Especies	n	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	PT
TG1	77	6.6 ± 3.0	-19.5 ± 2.2	2.6 ± 0.8
Seston	5	2.2 ± 0.9	-25.10 ± 0.3	1
Fitoplancton	14	4.3 ± 1.9	-20.1 ± 2	1
Zoea de Brachyura	6	4.4 ± 0.6	-15.3 ± 1.2	1.37 ± 0.2
Bulk de zooplancton	3	12 ± 0.7	-17.5 ± 2.7	3.08 ± 0.2
Quetognatos	3	6.1 ± 3.2	-14.9 ± 1.2	2.19 ± 0.4
Copépodos	10	8.9 ± 1.3	-18.2 ± 1.9	2.0 ± 0.2
Ctenóforos	5	11 ± 0.5	-17.3 ± 2.2	3.49 ± 0.2
Huevos de peces	8	7.7 ± 0.8	-17.1 ± 1.3	2.5 ± 0.0
Larvas de peces	6	8.4 ± 0.5	-17.5 ± 1.5	2.7 ± 0.1
Gasterópodos	6	10.7 ± 0.6	-13.4 ± 1	2.6 ± 0.1
Megalopas	4	8.2 ± 1.8	-16.7 ± 2.9	2.68 ± 0.5
<i>Mysis</i>	3	6.5 ± 0.5	-20.1 ± 1	2.1 ± 0.1
Larvas de cefalópodos	2	7.8 ± 2.	-16.5 ± 0.2	2.5 ± 0.6
Zoea de porcelana	7	4.4 ± 1	-14.2 ± 1.1	1.5 ± 0.2
TG2	145	13.4 ± 1.9	-17.4 ± 1.7	3.6 ± 1.87
<i>Anchoa walkeri</i>	5	12.0 ± 2.6	-16.9 ± 2	3.75 ± 0.7
<i>Anchovia macrolepidota</i>	1	12.6	-15.4	3.95
<i>Argonauta noury</i>	5	13.5 ± 0.2	-17.7 ± 2	4.20 ± 0.0
<i>Auxis thazard</i>	11	15.2 ± 1.7	-14.4 ± 2.1	4.70 ± 0.4
<i>Balistes polylepis</i>	19	12.9 ± 2.2	-14.1 ± 2.3	4.03 ± 0.6
<i>Callinectes bellicosus</i>	1	14.0	-14.2	4.36
<i>Caranx caballus</i>	4	10.7 ± 0.2	-15.9 ± 2.9	3.38 ± 0.0
<i>Caranx caninus</i>	11	14.2 ± 1.3	-14.3 ± 2.8	4.40 ± 0.3
<i>Dosidicus gigas</i>	15	14.5 ± 1.4	-14.6 ± 1.8	4.51 ± 0.4
<i>Fistularia corneta</i>	9	13.3 ± 1.2	-16.4 ± 1.9	4.15 ± 0.3
<i>Hemiramphus saltator</i>	10	12.6 ± 1.4	-15.8 ± 0.9	3.93 ± 0.4
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	2	13.5 ± 0.2	-17.1 ± 0.1	4.21 ± 0.0

Tabla 20 Continuación

<i>Litopenaeus</i> spp.	4	12.9 ± 1.9	-14.0 ± 0.8	4.02 ± 0.5
<i>Litopenaeus vannamei</i>	6	13.9 ± 1.2	-14.7 ± 0.4	4.33 ± 0.34
<i>Opisthonema libertate</i>	4	12.4 ± 0.8	-15.4 ± 1.4	3.89 ± 0.2
<i>Pleuroncodes planipes</i>	4	9.8 ± 0.6	-8.6 ± 1.0	3.12 ± 0.1
<i>Portunus xantusii</i>	2	13.5 ± 0.1	-14.5 ± 0.3	4.21 ± 0.0
<i>Pomadasy macracanthus</i>	5	13.8 ± 0.5	-17.1 ± 0.7	4.29 ± 0.1
<i>Scomber japonicus</i>	14	14.0 ± 1.7	-13.8 ± 1.1	4.35 ± 0.4
<i>Scomberomorus sierra</i>	3	12.4 ± 2	-15.0 ± 1.8	3.89 ± 0.6
<i>Selar crumenophthalmus</i>	10	13.4 ± 2.9	-15.7 ± 1.0	4.16 ± 0.8
TG3	218	16.3 ± 1.6	-16.5 ± 0.9	4.47 ± 12.86
<i>Coryphaena hippurus</i>	46	15.3 ± 1.8	-14.0 ± 2.1	4.74 ± 0.5
<i>Istiophorus platypterus</i>	53	16.6 ± 1.3	-15.7 ± 1.4	5.13 ± 0.38
<i>Kajikia audax</i>	23	17.0 ± 1.2	-16.4 ± 0.6	5.23 ± 0.35
<i>Makaira nigricans</i>	29	17.4 ± 1.6	-16.0 ± 1.3	5.35 ± 0.4
<i>Synodus scituliceps</i>	6	14.7 ± 1.2	-15.5 ± 1.0	4.16 ± 0.8
<i>Sphyrna lewini</i>	12	16.3 ± 1.3	-15.1 ± 0.7	5.04 ± 0.4
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	3	14.0 ± 1.1	-15.8 ± 1.3	4.34 ± 0.3
<i>Thunnus albacares</i>	46	16.5 ± 1.3	-13.8 ± 1.5	5.07 ± 0.39

Tabla 21 Valores promedio y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, y posición trófica (PT) de los organismos recolectados en el sureste del golfo de California de acuerdo con el hábitat.

Hábitat	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	PT
Bentónico	12.8±2.0 ^a	-18.3±1.9 ^b	3.4±0.6 ^b
Bentopelágico	13.8±1.6 ^a	-17.3±1.5 ^a	3.7±0.5 ^b
Pelágico	13.7±4.2 ^a	-17.3±1.9 ^a	3.9±0.9 ^a

Tabla 22 Valores promedio y desviación estándar de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, y posición trófica (PT) de los organismos recolectados en el sureste del golfo de California de acuerdo con el hábito alimenticio.

Hábito alimenticio	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	PT
Autótrofos	3.1±1.2 ^e	-23.3±1.8 ^d	1.0±0.0 ^d
Carnívoros	13.7±1.9 ^b	-17.3±1.6 ^b	3.7±0.5 ^b
Herbívoros	12.0±1.6 ^c	-18.4±1.9 ^c	3.2±0.5 ^c
Omnívoros	13.6±1.8 ^b	-17.0±1.8 ^{ab}	3.7±0.5 ^b
Planctívoros	7.4±2.8 ^d	-18.7±1.2 ^c	3.0±0.3 ^c
Depredador tope	16.4±1.6 ^a	-16.5±0.9 ^a	4.5±0.5 ^a

Estimación de la contribución relativa de la dieta al consumidor mediante estadística Bayesiana.

La importancia de relativa de las fuentes alimenticias fue evaluada para cada consumidor en la trama trófica basado en análisis de contenido estomacal y análisis de isótopos estables, esta información fue aplicada a los modelos de mezcla. Inicialmente se realizaron los análisis de modelos de mezcla segregando las interacciones tróficas entre gremio trófico, las cuales se describen a continuación. Para el grupo TG1, conformado principalmente por zooplancton, los ítems que presentaron mayor porcentaje de asimilación fue el fitoplancton y los huevos de peces (~20-40%) (Tabla 23). De acuerdo con los resultados de los modelos de mezcla las fuentes que obtuvieron los porcentajes de asimilación mayores fueron seston para los consumidores zoea de porcelana (22%) y larvas de peces (28%), los huevecillos de peces para zoea de *Brachyura* (28%), larvas de cefalópodos (24%), el fitoplancton para los copépodos (61%) y larvas de peces para las megalopas (20%).

Para el grupo TG2 conformado por cefalópodos y peces los ítems que presentaron mayor porcentaje de asimilación fueron las larvas de peces y las anchoas (Tablas 24 y 25). Las larvas de peces tuvieron los porcentajes de contribución relativa mayores en las especies *A. nouryi* (62%), *B. polylepis* (29%), *H. saltator* (57%), *P. xantusii* (22%). *Mysis* en la especie *D. macrosoma* (29%) y *S. crumenophthalmus* (52%). Las megalopas en la especie *F. corneta* (27%) y *Mugil* spp. (78%), zoea de *Brachyura* en *P. planipes* (22%) y las anchoas en *Pomadasys macracanthus* (30%), *A. thazard* (48%), *S. japonicus* (29%) y *D. gigas* (41%). Fitoplancton para la especie *Caranx* spp. (29%).

Finalmente, para el grupo TG3 conformado principalmente por depredadores pelágicos, los ítems que presentaron mayor porcentaje de asimilación fueron peces pequeños (Tabla 25). De acuerdo con los resultados de los modelos de mezcla, las fuentes que obtuvieron los porcentajes de asimilación mayores fueron *F. corneta* para *I. platypterus* (58%) y *K. audax* (44%), *S. crumenophthalmus* para *M. nigricans* (45%), *D. macrosoma* para *C. hippurus* (72%), *P. planipes* para *T. albacares* (18%) y *P. maculatofasciatus* para *S. lewini* (35%).

Para los cefalópodos, la dieta con mayor contribución fue de los copépodos, huevos de peces y larvas de peces (<60%). Los crustáceos no presentaron alguna fuente predominante de alimentación y mostraron resultados variables. No fue posible determinar todas las especies específicas de las dietas de los peces, por lo tanto, tomamos un conjunto de especies del mismo grupo e.g., crustáceos, cefalópodos, anchoas, etc. Las especies de peces carnívoras se alimentan principalmente de peces y el porcentaje de asimilación varió conforme al hábito alimenticio. Las especies herbívoras como las anchoas y peces pequeños y

omnívoros mostraron altas contribuciones desde el zooplancton crustáceo (~30%). Por otra parte, los consumidores planctívoros como anchoas y sardinas presentaron altos porcentajes de asimilación por parte del zooplancton (> 60 %). De manera general, los organismos que conforman el zooplancton, crustáceos y peces pequeños representaron las contribuciones más altas en los consumidores secundarios, mientras que los consumidores terciarios y depredadores tope mostraron contribuciones más altas a partir de los cefalópodos, principalmente por *A. nouryi* (20 – 40 %) y peces pequeños como *F. corneta* y *B. polylepis*. En términos de contribuciones relativas de varias fuentes para los consumidores, la dominancia de huevecillos de peces y fitoplancton podría atribuirse a que ambos sustentan las fuentes de mayor importancia en esta trama trófica.

Posteriormente para realizar el diagrama de dieta asimilada, con la finalidad de incorporar a todos los organismos con firmas isotópicas similares o aquellas especies que no presentan importancia comercial y por ello, carecen de estudios de ecología trófica; las especies consideradas presa de mismos grupos taxonómicos fueron agrupados y el análisis de modelos de mezcla se realizó nuevamente, el cual se muestra en la Tabla 27, 28 y 29. Con base en los resultados se generó el diagrama de dieta asimilada que se encuentra en la Figura 28.

En la base de la red trófica, donde los productores primarios transfieren su energía hacia los consumidores secundarios se encontró un aporte mayor del fitoplancton (SIA= $21.2 \pm 7.0\%$) en comparación del seston (SIA= $13.3 \pm 11.8\%$). El grupo de los consumidores secundarios se conformó por los grupos Arthropoda, ctenóforos, quetognatos, Chordata y gasterópodos. Debido a que el zooplancton crustáceo tiende a presentar canibalismo, separamos el grupo Arthropoda en dos muestras diferentes por tamaño del grupo funcional (Tabla 27, 28 y 29). El grupo Arthropoda 2 mm presentó aportes principalmente de los copépodos (Arthropoda 1 mm; SIA= $85 \pm 26\%$). El análisis de IMM para resto de los organismos se realizó incluyendo ambos grupos como uno mismo. Ctenóforos, quetognatos, Chordata y gasterópodos obtuvieron las contribuciones mayores del grupo Artrophoda ($45 \pm 18\%$) Confirmando nuevamente que el zooplancton crustáceo es crucial para la transferencia de energía hacia los niveles tróficos superiores. Dentro del nivel trófico, tres de los nodos con mayor porcentaje de contribución en la dieta fueron los cefalópodos ($40 \pm 23\%$), el grupo Artrophoda ($43.7 \pm 25\%$), las anchoas ($33.7 \pm 20\%$) y el grupo Chordata ($28 \pm 11.45\%$). Siendo los crustáceos aquellos organismos con los aportes menores jaiba ($10.7 \pm 9\%$), camarón ($17.2 \pm 11\%$). Respecto a los mesodepredadores, las interacciones más fuertes se dieron entre el cochito, *B. polypelis* ($24 \pm 11\%$), los cefalópodos ($25 \pm 13\%$) y las sardinas ($30 \pm 16\%$). Las interacciones

entre depredadores tope fueron mayores entre los cefalópodos ($45 \pm 21 \%$) y *F. corneta* ($38 \pm 15 \%$). En términos de hábitat, las interacciones tróficas con porcentajes promedio mayores provienen de organismos de origen pelágico ($28.2 \pm 20\%$)>bentopelágico ($20.1 \pm 17\%$)>bentónico ($17.6 \pm 12.3\%$).

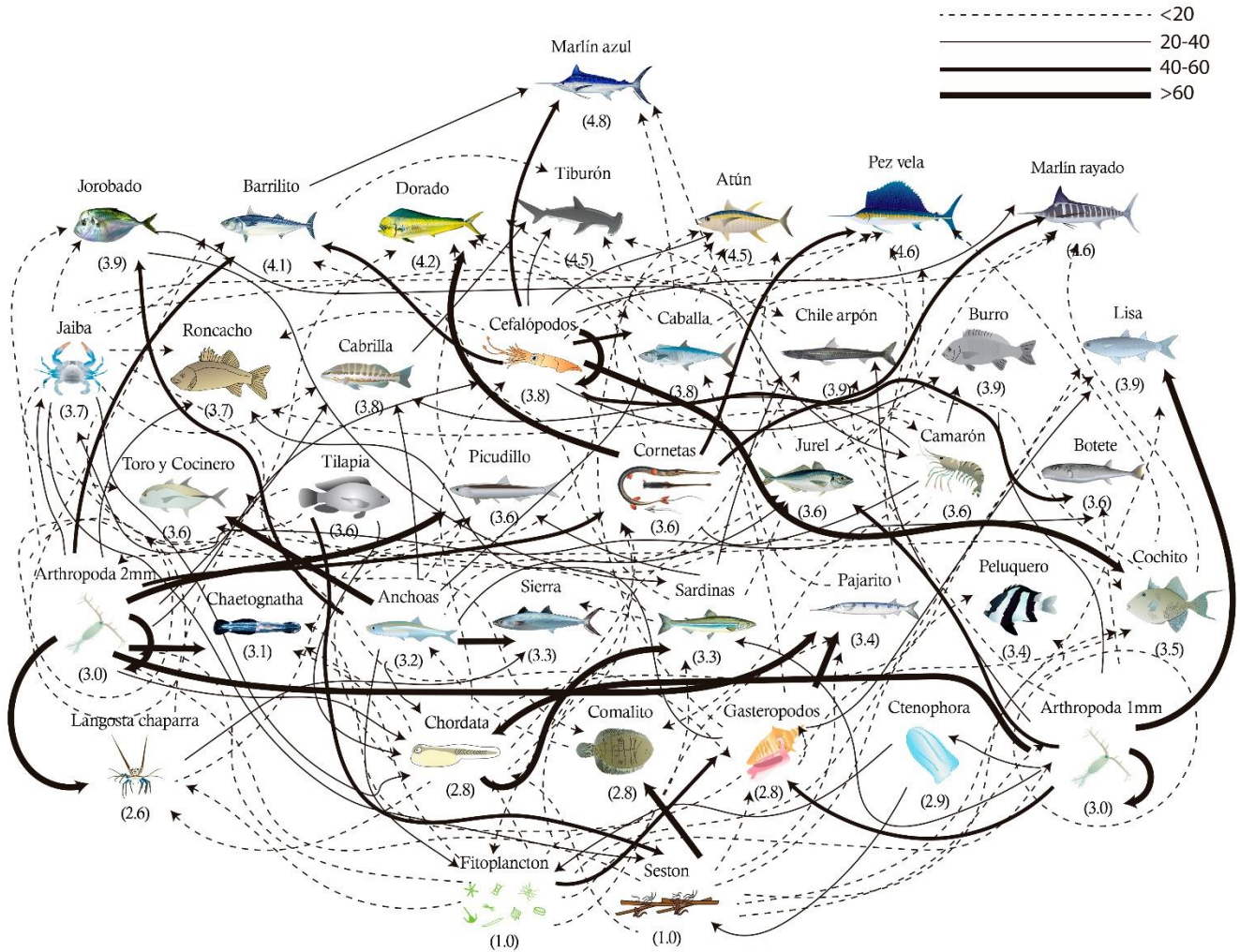


Figura 28 Red trófica de dieta asimilada utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el porcentaje de contribución en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan las contribuciones mayores y las líneas cortadas las menores.

Tabla 23 Porcentajes de contribución relativa (media e intervalos de 95% de confianza) obtenidos mediante modelos de mezcla por isótopos estables de los consumidores del grupo TG1 colectado en el sureste del golfo de California.

Presa	Zoea de porcelana	Zoea de Brachyura	Quetognatos	Copépodos	Larvas de peces	Megalopas	Larvas de cefalópodo	<i>Mysis</i>
Seston	0.22(0.0-0.8)	0.33(0.0-0.9)	0.18(0.01-0.8)	0.28(0.01-0.9)	0.28(0.0-0.8)			
Fitoplancton	0.20(0.0-0.8)	0.19(0.0-0.8)	0.20(0.02-0.8)	0.61(0.11-0.9)	0.15(0.0-0.8)	0.15(0.0-0.8)	0.17(0.0-0.9)	0.16(0.0-0.9)
Copépodos	0.24(0.0-0.9)	0.20(0.0-0.9)	0.23(0.05-0.9)			0.18(0.0-0.9)	0.22(0.0-0.8)	0.17(0.0-0.9)
Quetognatos						0.14(0.0-0.8)		0.15(0.0-0.8)
Huevos de peces	0.34(0.0-0.9)	0.28(0.0-0.8)	0.39(0.01-0.9)	0.11(0.0-0.5)	0.26(0.0-0.8)	0.17(0.0-0.8)	0.24(0.0-0.9)	0.15(0.0-0.8)
Larvas de peces						0.20(0.0-0.8)		0.20(0.0-0.8)
Megalopas								
Zoea de brachyura					0.14(0.0-0.8)		0.19(0.0-0.9)	
Zoea de porcelana					0.17(0.0-0.9)	0.16(0.0-0.7)	0.18(0.0-0.8)	0.17(0.0-0.8)

Tabla 24 Porcentajes de contribución relativa (media e intervalos de 95% de confianza) obtenidos mediante modelos de mezcla por isótopos estables de los consumidores del grupo TG2 colectado en el sureste del golfo de California.

Presa	<i>A. nouryi</i>	<i>B. polylepis</i>	<i>D. macrosoma</i>	<i>F. corneta</i>	<i>H. saltator</i>	<i>P. planipes</i>	<i>P. macracanthus</i>	<i>P. xantusii</i>	<i>S. crumenophthalmus</i>
Larvas de peces	0.62(0.0-0.9)	0.29(0.0-0.9)	0.23(0.0-0.9)	0.22(0.0-0.8)	0.57(0.01-0.9)	0.19(0.01-0.6)	0.23(0.05-0.9)	0.22(0.01-0.9)	0.11(0.01-0.6)
<i>Mysis</i>	0.12(0.0-0.7)	0.23(0.0-0.5)	0.29(0.0-0.5)	0.18(0.0-0.7)				0.18(0.01-0.8)	0.52(0.01-0.9)
Copépodos	0.10(0.0-0.5)			0.10(0.0-0.5)		0.13(0.01-0.7)			
Megalopa	0.16(0.0-0.7)		0.08(0.0-0.8)	0.27(0.0-0.8)		0.14(0.01-0.6)		0.19(0.01-0.9)	0.07(0.01-0.4)
Larvas de cefalópodos		0.21(0.0-0.7)	0.09(0.0-0.8)				0.15(0.01-0.8)		0.10(0.01-0.4)
Huevecillos de peces		0.27(0.0-0.8)		0.13(0.0-0.7)					
Zoea de brachyura			0.08(0.0-0.5)			0.22(0.01-0.7)		0.15(0.01-0.9)	
Zoea de porcelana			0.23(0.0-0.5)			0.16(0.01-0.7)		0.13(0.01-0.8)	
Fitoplancton				0.10(0.0-0.4)	0.21(0.01-0.8)	0.16(0.01-0.7)	0.20(0.01-0.7)		
Gasterópodos					0.22(0.02-0.8)			0.13(0.01-0.8)	
<i>A. walkeri</i>							0.30(0.01-0.6)		
<i>P. xantusii</i>							0.11(0.0-0.5)		0.06(0.01-0.3)
<i>A. nouryi</i>									0.12(0.01-0.5)

Tabla 25 Porcentajes de contribución relativa (media e intervalos de 95% de confianza) obtenidos mediante modelos de mezcla por isótopos estables de los consumidores del grupo TG2 colectado en el sureste del golfo de California

Presa	<i>A. thazard</i>	<i>Caranx</i> spp.	<i>D. gigas</i>	<i>Mugil</i> spp.	<i>S. japonicus</i>
<i>A. nouryi</i>	0.15(0.02-0.7)				0.16(0.1-0.6)
<i>D. gigas</i>	0.07(0.01-0.4)				
<i>A. walkeri</i>	0.48(0.01-0.9)	0.34(0.03-0.6)	0.41(0.10-0.8)		0.29(0.0-0.7)
Megalopas	0.11(0.01-0.7)		0.14(0.01-0.4)	0.78(0.05-0.5)	0.12(0.0-0.5)
Larvas de peces	0.19(0.03-0.8)	0.16(0.02-0.8)	0.18(0.03-0.7)		0.15(0.0-0.7)
Fitoplancton		0.29(0.03-0.7)		0.03(0.01-0.1)	
Larva de cefalópodos		0.11(0.01-0.6)			
<i>P. xantusii</i>		0.10(0.01-0.4)			
<i>Mysis</i>			0.17(0.01-0.4)	0.13(0.01-0.2)	0.28(0.02-0.5)
Huevos de peces			0.10(0.01-0.5)		
Zoea de brachyura				0.03(0.0-0.2)	
Copépodos				0.03(0.01-0.2)	

Tabla 26 Porcentajes de contribución relativa (media e intervalos de 95% de confianza) obtenidos mediante modelos de mezcla por isótopos estables de los consumidores del grupo TG3 colectado en el sureste del golfo de California.

Presa	<i>I. platypterus</i>	<i>K. audax</i>	<i>M. nigricans</i>	<i>C. hippurus</i>	<i>T. albacares</i>	<i>S. lewini</i>
<i>A. nouryi</i>					0.17(0.01-0.40)	
<i>A. thazard</i>	0.10(0.1-0.85)	0.13(0.2-0.91)	0.23(0.15-0.83)		0.12(0.01-0.55)	0.14(0.01-0.60)
<i>B. polylepis</i>	0.07(0.01-0.2)			0.06(0.01-0.23)		
<i>D. gigas</i>		0.08(0.1-0.37)	0.18(0.04-0.83)		0.17(0.01-0.7)	0.22(0.02-0.90)
<i>D. macrosoma</i>				0.03(0.01-0.20)		
<i>F. corneta</i>	0.58(0.02-0.9)	0.44(0.6-0.96)		0.72(0.01-0.97)	0.11(0.01-0.6)	
<i>H. saltator</i>				0.05(0.01-0.59)	0.12(0.01-0.7)	
<i>P. maculatofasciatus</i>						0.35(0.01-0.95)
<i>P. planipes</i>				0.11(0.01-0.45)	0.18(0.01-0.3)	
<i>S. japonicus</i>	0.07(0.1-0.26)	0.09 (0.1-0.58)	0.14(0.20-0.85)	0.03(0.01-0.22)		0.11(0.02-0.76)
<i>S. scituliceps</i>						0.18(0.01-0.67)
<i>S. crumenophthalmus</i>	0.18(0.1-0.64)	0.26 (0.2-0.84)	0.45(0.1-0.89)		0.13(0.02-0.6)	

Tabla 27 Porcentajes de contribución relativa y desviación estándar de la dieta (Fuente 1) obtenidos mediante análisis de modelos de mezcla por isotopos estables de los grupos y especies colectadas en el sureste del golfo de California.

Nombre común	Especies/grupos taxonómicos	Fuente 1	%SIA
Arthropoda (1mm)	Copépodos	Arthropoda 1mm	85±26
Arthropoda (2mm)	Zoea de brachyura, zoea de porcelana, megalopa, <i>Mysis</i>	Arthropoda 1mm	97±50
Botete	<i>L. lagocephalus</i>	Cefalópodos	55±32
Burro	<i>H. nitidus</i>	Arthropoda 1 y 2 mm	38±12
Chordata	Larvas de peces, larvas de cefalópodos, huevecillos de peces	Fitoplancton	8.3±5
Langostilla	<i>P. planipes</i>	Fitoplancton	3±1
Pajarito	<i>H. saltator</i>	Fitoplancton	4±0
Peluquero	<i>C. zonatus</i>	Bulk	4±1
Sardina	<i>O. libertate</i>	Fitoplancton	7±2
Sierra	<i>S. sierra</i>	Sardina	8±2
Ctenóforos	Ctenóforos	Seston	35±10
Camarones	<i>Litopenaeus</i> sp., <i>Litopenaeus vanammei</i>	Arthropoda 1 y 2 mm	25±12
Anchoas	<i>A. walkeri</i> , <i>A. macralepidote</i>	Fitoplancton	38±11
Cabrilla	<i>P. maculatofasciatus</i>	Arthropoda 1 y 2 mm	34±23
Calamar	<i>Dosidicus gigas</i> , <i>Argonauta nouryi</i> , <i>Onychoteuthis banksii</i> , <i>Thysanoteuthis rhombus</i>	Chordata	3±0
Quetognatos	Quetognatos	Arthropoda 1 y 2 mm	81±36
Cochito	<i>Balistes polylepis</i>	Gasterópodos	2±0
Comalito	<i>A. mazatlanus</i>	Jaiba	2.2±1
Corneta	<i>F. corneta</i>	Chordata	4.3±0
Gasterópodos	Gasterópodos	Fitoplancton	49±25
Macarela	<i>S. japonicus</i>	Arthropoda 1 y 2 mm	16±10
Picudillo	<i>D. macrozona</i>	Arthropoda 1 y 2 mm	71±40
Toro y Cocinero	<i>C. caballus</i> , <i>C. caninus</i>	Camarones	1.9±0
Marlín azul	<i>M. nigricans</i>	Cefalópodos	45±15
Jaiba	<i>Portunus xantusii</i> , <i>Callinectes bellicosus</i>	Gasterópodos	13±5
Tilapia	<i>Oreochromis</i> spp.	Seston	50±10
Barrilito	<i>Auxis thazard</i>	Arthropoda 1 y 2 mm	43±11

Tabla 27 Continuación

Chile arpón	<i>S. scituliceps</i>	Sardina	30±12
Jorobado	<i>S. peruviana</i>	Sardina	21±7
Jurel	<i>S. crumenophthalmus</i>	Camarones	9±2
Lisa	<i>M. curema, M. cephalus</i>	Fitoplancton	4±1
Ronchacho	<i>P. macracanthus</i>	Jaiba	13±4
Atún	<i>T. albacares</i>	Cefalópodos	25±13
Tiburón martillo	<i>S. lewini</i>	Barrilito	11±3
Marlín rayado	<i>K. audax</i>	Jurel	15±5
Pez vela	<i>I. platypterus</i>	Jurel	18±7
Dorado	<i>C. hippurus</i>	Picudillo	3±1

Tabla 28 Porcentajes de contribución relativa y desviación estándar de la dieta (Fuente 2, 3 y 4) obtenidos mediante análisis de modelos de mezcla por isótopos estables de los grupos y especies recolectadas en el sureste del golfo de California.

Nombre común	Fuente 2	%SIA	Fuente 3	%SIA	Fuente 4	%SIA
Arthropoda (1mm)	Fitoplancton	10±4	Seston	5±0		
Arthropoda (2mm)	Fitoplancton	1.3±0	Seston	1.4±0		
Botete	Jaiba	30±10	Artrophoda 1 y 2 mm	15±6		
Burro	Camarones	25±7	Cefalópodos	37±13		
Chordata	Artrophoda 1 y 2 mm	83±43	Seston	8.6±1		
Langostilla	Artrophoda 1 y 2 mm	95±52	Chordata	2±0		
Pajarito	Seston	3.7±1	Artrophoda 1 y 2 mm	92±36		
Peluquero	Gasterópodos	93±41	Seston	2.4±0		
Sardina	Artrophoda 1 y 2 mm	30±8	Chordata	63±22		
Sierra	Anchoas	66±16	Langostilla	26±8		
Ctenóforos	Fitoplancton	27±11	Artrophoda 1 y 2 mm	36±26		
Camarones	Seston	46±23	Chordata	19±10		
Anchoas	Chordata	32±5	Artrophoda 1 y 2 mm	30±6		
Cabrilla	Camarones	21±14	Jaiba	15±4	Anchoas	29±11
Cefalópodos	Artrophoda 1 y 2 mm	28±13	Gasterópodos	3±0	Cefalópodos	66±23
Quetognatos	Fitoplancton	4.2±2	Gasterópodos	6.1±0	Chordata	7.9±5
Cochito	Seston	8±6	Cefalópodos	88±32	Jaiba	14±7

Tabla 28 Continuación

Comalito	Anchoas	5±1	Camarones	2.5±0	Seston	90±42
Corneta	Camarones	36±14	Artrophoda 1 y 2 mm	56±15	Fitoplancton	3.7±1
Gasterópodos	Seston	1±0	Artrophoda 1 y 2 mm	47±12	Gasterópodos	3±0
Macarela	Cefalópodos	54±23	Gasterópodos	3.2±1	Anchoas	24±13
Picudillo	Chordata	1.5±0	Sardinas	25.5±18	Anchoas	1.6±0
Toro y Cocinero	Jaiba	1.8±0	Anchoas	94±63	Sardinas	2±0
Marlín azul	Barrilito	23±12	Macarela	12±4	Jurel	18±6
Jaiba	Artrophoda 1 y 2 mm	30±9	Seston	21±8	Chordata	36±14
Tilapia	Chordata	21±11	Artrophoda 1 y 2 mm	15±4	Bulk	14±4
Barrilito	Bulk	1±0	Sardinas	1±0	Jaiba	1±0
Chile arpón	Anchoas	9±2	Camarones	19±13	Jaiba	14±6
Jorobado	Anchoas	45±14	Camarones	29±11	Jaiba	5±2
Jurel	Chordata	6±3	Artrophoda 1 y 2 mm	47±6	Sardinas	9±4
Lisa	Seston	4±1	Artrophoda 1 y 2 mm	73±28	Chordata	9±3
Ronchacho	Artrophoda 1 y 2 mm	23±12	Camarones	11±5	Gasterópodos	33±12
Atún	Macarela	15±9	Langostilla	9±4	Jurel	13±4
Tiburón martillo	Cefalópodos	23±11	Cabrilla	35±17	Chile arpón	18±7
Marlín rayado	Cochito	5±2	Corneta	51±21	Cefalópodos	21±3
Pez vela	Cefalópodos	5±2	Cochito	3±0	Corneta	58±21
Dorado	Cochito	4±1	Corneta	72±44	Langostilla	11±6

Tabla 29 Porcentajes de contribución relativa y desviación estándar de la dieta (Fuente 5 y 6) obtenidos mediante análisis de modelos de mezcla por isotopos estables de los grupos y especies colectadas en el sureste del golfo de California.

Nombre común	Fuente 5	%SIA	Fuente 6	%SIA
Barrilito	Cefalópodos	53±22		
Chile arpon	Artrophoda 1 y 2 mm	27±12		
Jorobado	Artrophoda 1 y 2 mm	14±9		
Jurel	Anchoas	30±11		
Lisa	Gasterópodos	25±8		
Ronchacho	Cefalópodos	18±4		
Atún	Corneta	11±6		
Tiburón martillo	Macarela	11±4		
Marlin rayado	Macarela	7±3		
Pez vela	Macarela	10±5	Macarela	4±0
Dorado	Pajarito	5±1	Macarela	3±1

Análisis de elementos traza

La concentración de ET en organismos marinos por su especie se muestra en las Tablas 30 y 31. Se realizó la prueba Tukey test HDS para realizar la comparación de medias entre las concentraciones con respecto al hábitat (Tabla 32), gremio trófico (Tabla 33) y hábito alimenticio (Tabla 34). Se realizó un análisis de regresión lineal entre la concentración de ET y los datos biométricos (longitud y peso) de los organismos recolectados en el sureste del golfo de California (Anexo II).

En Cu, los niveles más altos se encontraron en *Litopenaeus* spp. ($10.3 \pm 9.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) y los más bajos en *L. lagocephalus* ($0.12 \pm 0.04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; $p < 0.005$). En la comparación entre grupos, las concentraciones mayores se presentaron en TG3 (Cu= $3.2 \pm 0.9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Se encontraron diferencias significativas entre los grupos TG1 y TG2 ($p < 0.005$) y entre TG1 y TG3. De acuerdo con el hábitat, las concentraciones mayores se encontraron en los organismos pelágicos (Cu= $9.98 \pm 33.12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) sin embargo; no hubo diferencias significativas entre los organismos con base en su hábitat.

Se registraron niveles más altos de Mn en *T. rhombus* (con una concentración de Mn de $4.23 \pm 3.93 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), mientras que los valores más bajos se observaron en *Oreochromis* spp. (con una concentración de Mn de $0.01 \pm 0.03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; $p < 0.05$). En cuanto a la distribución del manganeso entre los diferentes gremios tróficos, se pudo observar el siguiente orden descendente: TG1 > TG2 > TG3. Se encontraron diferencias significativas entre los grupos TG1 y TG2 ($p < 0.005$) y entre los grupos TG1 y TG3 ($p < 0.005$). En relación con los hábitats, las concentraciones más elevadas de manganeso se hallaron en los organismos bentopelágicos (Mn= $5.82 \pm 14.8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). No obstante, no se observaron diferencias significativas en las concentraciones de manganeso entre los organismos según su hábitat.

En Se, los niveles más altos se encontraron en *T. albacares* ($5.10 \pm 12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) y los más bajos en *S. sierra* ($0.07 \pm 0.02 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; $p < 0.005$). En la comparación entre grupos, las concentraciones mayores se encontraron en TG3 (Se= $12.8 \pm 1.4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.005$) entre los grupos TG3 y TG2 y entre TG3 y TG1. De acuerdo con el hábitat, las concentraciones mayores se encontraron en los organismos pelágicos (Se= $1.88 \pm 2.86 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$); sin embargo, no hubo diferencias significativas entre los organismos con base en su hábitat.

Para el elemento Zn, se observó la concentración más elevada en el grupo TG3 ($25 \pm 30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) en comparación con los otros grupos. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre el grupo TG1 y TG3 ($p < 0.00001$) y entre el grupo TG2 y TG3 ($p < 0.0001$).

La concentración más alta de Zn se detectó en *M. nigricans* ($Mn= 63.7 \pm 64 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), mientras que las concentraciones más bajas se encontraron en *Mysis* ($0.07 \pm 0.0 \mu\text{g g}^{-1}$; $p<0.05$). En cuanto a la influencia del hábitat, se registraron concentraciones más altas de zinc en los organismos pelágicos ($Zn= 24.4 \pm 50.1 \mu\text{g g}^{-1}$). Sin embargo, no se observaron diferencias significativas en las concentraciones de zinc entre los organismos en función de su hábitat.

En cuanto al As, *S. lewini* ($3.25 \pm 211 \mu\text{g g}^{-1}$) presentó los niveles más altos, mientras que los más bajos se registraron en *Mysis* ($0.001 \pm 0.0001 \mu\text{g g}^{-1}$; $p<0.005$). En la comparación entre grupos, las mayores concentraciones se encontraron en TG3 ($As= 10.99 \pm 1.4 \mu\text{g g}^{-1}$). Hubo diferencias significativas entre los gremios tróficos ($p<0.005$), y los grupos presentaron el siguiente orden decreciente $TG3 > TG2 > TG1$. De acuerdo con el hábitat, las concentraciones mayores se encontraron en los organismos pelágicos ($As= 7.30 \pm 12.7 \mu\text{g g}^{-1}$); sin embargo, no hubo diferencias significativas entre los organismos en base a su hábitat.

Se registraron los niveles más elevados de Cd en las larvas de cefalópodos ($12.93 \pm 7.79 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que los valores más bajos se detectaron en *S. sierra* ($0.006 \pm 0.02 \mu\text{g g}^{-1}$; $p<0.05$). Al comparar los distintos gremios tróficos, se observaron las mayores concentraciones de Cd en el grupo TG2 ($Cd= 0.95 \pm 0.08 \mu\text{g g}^{-1}$). En cuanto a la distribución según el hábitat, las concentraciones más altas se encontraron en los organismos pelágicos ($Cd= 4.07 \pm 17.5 \mu\text{g g}^{-1}$); no obstante, no se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de Cd entre los organismos según su hábitat.

En lo que respecta al Hg, se observaron los niveles más elevados en *M. nigricans* ($2.1 \pm 1.6 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que los valores más bajos se registraron en *L. lagocephalus* ($0.004 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$; $p<0.005$). Al comparar los diferentes grupos tróficos, las concentraciones más altas se encontraron en el grupo TG3 ($Hg= 5.0 \pm 1.9 \mu\text{g g}^{-1}$). Se encontraron diferencias significativas ($p<0.005$) entre los grupos TG3 y TG2, así como entre TG3 y TG1. Con respecto a la distribución en función del hábitat, las concentraciones más elevadas se observaron en los organismos pelágicos ($Hg= 3.14 \pm 5.44 \mu\text{g g}^{-1}$); sin embargo, no se hallaron diferencias significativas en las concentraciones de mercurio entre los organismos en base a su hábitat.

Las concentraciones de Pb entre gremios tróficos presentaron el siguiente orden $TG1 > TG2 > TG3$. La concentración más alta y baja de Pb se encontró en los consumidores primarios y en un depredador tope larvas de cefalópodos ($Pb= 9.3 \pm 8.1 \mu\text{g g}^{-1}$) y *K. audax* ($Pb= 0.01 \pm 0.0 \mu\text{g g}^{-1}$; $p<0.05$), respectivamente.

sSe encontraron diferencias significativas entre los grupos TG1 y TG2 ($p < 0.005$), TG1 y TG3 ($p < 0.005$), y TG2 y TG3 ($p < 0.005$). De acuerdo con el hábitat, las concentraciones mayores se encontraron en los organismos bentopelágicos ($Pb = 0.98 \text{ } 2.23 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$); sin embargo, no hubo diferencias significativas entre los organismos con base en su hábitat.

Tabla 30 Promedio y desviación estándar de la concentración de elementos traza esenciales ($\mu\text{g g}^{-1}$) de los organismos marinos colectados en el sureste del golfo de California con respecto a su especie.

Especie	Cu	Mn	Se	Zn
Productores primarios				
Fitoplancton	0.3±0.2	0.6±0.9	0.2±0.3	18±37
Seston	0.3±0.3	0.6±0.7	0.1±0.0	12±26
TG1				
Bulk zooplancton	0.5±0.3	0.2±0.3	1.2±1.0	10±6.0
Quetognatos	2.5±3.5	0.0±0.1	1.5±2.0	20±29
Copépodos	0.5±0.2	0.1±0.1	0.5±0.6	32±67
Ctenóforos	0.2±0.2	0.1±0.2	0.7±0.7	22±48
Gasterópodos	1.9±2.0	0.0	0.6±0.2	11±13
Huevos de peces	0.9	0.8±0.7	0.7±0.6	1.0±0.7
Larva de cefalópodos	1.4±1.6	1.6±2.0	2.3±1.8	11±2.6
Larvas de peces	0.9±0.5	0.8±0.7	0.7±0.6	1.0±0.7
Megalopas	2.1±3.2	0.3±0.6	1.9±2.2	5.5±5.6
<i>Mysis</i>	1.3±1.8	0.6±0.5	0.5±0.4	0.8±0.1
Zoea de brachyura	0.2±0.1	0.4±0.2	0.6±0.4	1.6±0.9
Zoea de porcelana	0.4±0.3	0.4±0.5	c	1.7±1.2
TG2				
<i>Achirus mazatlanus</i>	0.1±0.1	0.4±0.3	0.4±0.5	4.2±2.6
<i>Anchoa walkeri</i>	0.4±0.5	0.2±0.0	0.4±0.4	9.9±7.9
<i>Anchovia macrolepidota</i>	0.3	0.0	0.3	0.1
<i>Argonauta noury</i>	0.4±0.2	0.1±0.0	1.6±1.9	5.8±1.8
<i>Auxis thazard</i>	1.2±2.1	0.7±1.7	0.5±0.7	8.1±4.7
<i>Balistes polylepis</i>	0.5±0.3	0.8±0.7	0.6±0.9	12±20
<i>Callinectes bellicosus</i>	1.9	3.1	0.5	16
<i>Caranx caballus</i>	0.6±0.6	0.5±0.6	0.2±0.1	5.0±4.1
<i>Caranx caninus</i>	0.6	0.0±0.1	0.6±1.1	6.6±3.1
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	0.1±0.1	0.1±0.0	0.3±0.4	4.0±5.4
<i>Decapterus macrosoma</i>	0.3±0.1	0.0±0.0	0.1±0.1	5.9±2.1
<i>Dosidicus gigas</i>	1.0±0.5	0.5±0.4	0.6±0.8	7.9±8.7
<i>Etropus crossotus</i>	0.2±0.9	0.1±0.1	0.2±0.0	5.9±3.0
<i>Fistularia corneta</i>	0.9±0.9	3.3±4.0	0.8±0.9	7.6±6.7
<i>Haemulopsis nitidus</i>	0.3±0.3	0.9±0.7	0.7±0.4	7.5±8.6
<i>Hemiramphus saltator</i>	0.7±0.6	0.4±0.4	0.6±0.6	9.7±9.0
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	0.1±0.0	0.3±0.3	1.5±0.5	103±143
<i>Litopenaeus spp.</i>	10±19	0.2±0.2	3.6±5.7	33±28

Tabla 30 Continuación

	<i>Litopenaeus vannamei</i>	0.4±0.1	0.1±0.1	1.5±1.6	6.2±3.0
	<i>Mugil cephalus</i>	0.5±0.4	0.5±0.7	0.4±0.8	14.4±13
	<i>Mugil curema</i>	0.4±0.2	0.1±0.1	1.7±1.5	3.8±3.1
	<i>Onychoteuthis banksii</i>	0.2±0.1	0.6±0.5	0.2±0.0	4.0±5.6
	<i>Opisthonema libertate</i>	0.4±0.6	0.9±0.9	0.1±0.0	5.6±7.0
	<i>Oreochromis sp.</i>	0.2	0.0	0.1	5.2
	<i>Pleuroncodes planipes</i>	1.0±0.7	0.1±0.2	0.2±0.3	8.0±2.1
	<i>Pomadasy macracanthus</i>	0.6±0.6	0.7±0.6	0.5±0.3	41±57
	<i>Portunus xantusii</i>	1.8±0.3	0.2±0.1	4.5±5.6	19±15
	<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	1.2	0.3	0.8	17.9
	<i>Scomber japonicus</i>	0.4±0.4	0.6±0.0	0.7±0.9	15±26
	<i>Scomberomorus sierra</i>	0.2±0.2	0.1±0.1	0.1±0.0	9.1±6.1
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	0.5±0.3	0.3±0.1	1.1±1.1	7.2±5.4
	<i>Selene peruviana</i>	1.1±0.2	0.1±0.1	0.6±0.2	12±6.4
	<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	0.5±0.4	4.2±4.9	0.1±0.0	14±10
TG3	<i>Coryphaena hippurus</i>	1.0±0.6	1.2±1.2	2.4±2.7	26±25
	<i>Istiophorus platypterus</i>	4.6±4.5	0.1±0.0	2.0±1.4	41±56
	<i>Kajikia audax</i>	1.8±1.1	0.1±0.1	2.1±2.2	62±139
	<i>Makaira nigricans</i>	5.4±14	0.4±0.1	3.3±3.0	63±65
	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	0.5±0.5	0.7±1.2	0.3±0.1	7.0±3.7
	<i>Sphyrna lewini</i>	1.4±1.0	0.2±0.2	2.5±2.0	45±24
	<i>Synodus scituliceps</i>	0.3±0.3	1.1±0.7	1.0±0.8	5.2±2.1
	<i>Thunnus albacares</i>	7.0±19	0.3±0.2	5.1±4.3	10±9.1

Tabla 31 Promedio y desviación estándar de la concentración de elementos traza sin función biológica conocida ($\mu\text{g g}^{-1}$) de los organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California con respecto a su especie.

Especie	As	Cd	Hg	Pb
Productores primarios				
Fitoplancton	0.01±0.01	0.20±0.42	0.05±0.08	0.72±1.0
Seston	0.00±0.00	0.13±0.20	0.01±0.01	0.27±0.13
TG1				
Bulk zooplancton	0.04±0.02	2.83±3.5	3.22±3.6	8.25±6.5
Quetognatos	0.07±0.09	1.39±1.4	0.60±0.9	5.74±7.7
Copépodos	0.02±0.01	0.12±0.2	0.04±0.0	1.12±1.6
Ctenóforos	0.02±0.01	0.88±0.9	0.07±0.0	0.88±1.3
Gasterópodos	0.04±0.06	3.72±4.0	1.65±1.8	9.06±11
Huevos de peces	0.00±0.01	0.35±0.2	0.18±0.2	0.54±0.9
Larva de cefalópodos	0.16±0.14	12.9±7.1	0.28±0.0	19±15
Larvas de peces	0.00±0.01	0.35±0.2	0.18±0.2	0.54±0.9
Megalopa	0.11±0.1	0.14±0.1	0.11±0.0	0.30±0.2
<i>Mysis</i>	0.00±0.0	0.77±0.52	0.06±0.0	0.29±0.1
Zoea de brachyura	0.04±0.04	0.47±0.49	0.17±0.1	2.93±5.6
Zoea de porcelana	0.07±0.09	0.23±0.37	0.12±0.1	4.80±10
TG2				
<i>Achirus mazatlanus</i>	0.05±0.05	0.01±0.01	0.03±0.0	0.30±0.3
<i>Anchoa walkeri</i>	0.08±0.06	1.68±2.4	0.02±0.0	0.19±0.1
<i>Anchovia macrolepidota</i>	0.02	0.01	0.03	0.01
<i>Argonauta noury</i>	0.20±0.13	0.50±0.46	0.02±0.0	0.17±0.1
<i>Auxis thazard</i>	1.10±1.04	0.06±0.08	0.07±0.0	0.11±0.2
<i>Balistes polylepis</i>	0.62±0.60	0.06±0.05	0.04±0.0	0.29±0.3
<i>Callinectes bellicosus</i>	0.45	0.88	0.01	0.08
<i>Caranx caballus</i>	0.04±0.03	0.03±0.02	0.03±0.0	0.67±1.0
<i>Caranx caninus</i>	0.14±0.10	0.24±0.52	0.06±0.0	0.28±0.3
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	0.07±0.06	0.01±0.0	0.03±0.0	0.14±0.1
<i>Decapterus macrosoma</i>	0.41±0.42	0.05±0.06	0.06±0.0	0.20±0.1
<i>Dosidicus gigas</i>	0.38±0.39	0.33±0.63	0.08±0.1	0.84±3.0
<i>Etropus crossotus</i>	0.11±0.10	0.01±0.01	0.07±0.0	1.02±0.8
<i>Fistularia corneta</i>	0.82±1.8	0.47±0.53	0.11±0.1	1.63±2.3
<i>Haemulopsis nitidus</i>	0.05±0.07	0.55±0.63	0.08±0.0	1.34±1.9
<i>Hemiramphus saltator</i>	0.53±1.5	6.35±18	0.02±0.0	1.21±2.7

Tabla 29 Continuación

	<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	0.40±0.42	0.16±0.08	0.00±0.0	2.32±2.9
	<i>Litopenaeus</i> spp.	0.01±0.0	0.96±1.6	0.01±0.0	1.99±4.3
	<i>Litopenaeus vannamei</i>	0.07±0.0	2.26±5.0	0.03±0.0	0.01±0.0
	<i>Mugil cephalus</i>	0.44±0.54	0.10±0.26	0.08±0.0	0.84±1.7
	<i>Mugil curema</i>	0.13±0.14	0.39±0.47	0.07±0.0	0.21±0.1
	<i>Onychoteuthis banksii</i>	0.02±0.01	0.02±0.01	0.02±0.0	0.05±0.0
	<i>Opisthonema libertate</i>	0.15±0.17	0.01±0.01	0.07±0.0	0.40±0.5
	<i>Oreochromis</i> sp.	0.04	0.01	0.02	0.30
	<i>Pleuroncodes planipes</i>	0.50±0.14	0.38±0.25	0.01±0.0	0.05±0.0
	<i>Pomadasyss macracanthus</i>	0.25±0.20	0.09±0.07	0.04±0.0	0.42±0.3
	<i>Portunus xantusii</i>	0.84±0.29	1.56±0.29	0.03±0.0	0.12±0.0
	<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	2.59	0.04	0.14	0.59
	<i>Scomber japonicus</i>	0.59±1.2	2.58±4.0	0.03±0.0	0.45±0.7
	<i>Scomberomorus sierra</i>	0.28±0.24	0.01±0.0	0.02±0.0	0.16±0.1
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	0.09±0.07	1.38±2.4	0.10±0.0	0.15±0.1
	<i>Selene peruviana</i>	0.09±0.19	0.45±0.30	0.05±0.0	0.19±0.3
	<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	0.31±0.30	0.03±0.03	0.04±0.0	0.01±0.0
TG3					
	<i>Coryphaena hippurus</i>	0.61±1.02	1.13±2.5	0.10±0.1	0.21±0.6
	<i>Istiophorus platypterus</i>	0.61±1.02	0.24±0.2	1.90±1.5	0.01±0.0
	<i>Kajikia audax</i>	0.65±0.95	0.07±0.0	0.73±0.6	0.01±0.0
	<i>Makaira nigricans</i>	1.00±1.2	0.84±1.0	2.18±1.6	0.02±0.0
	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	0.24±0.17	0.17±0.2	0.07±0.0	1.43±2.0
	<i>Sphyrna lewini</i>	3.26±2.12	0.04±0.03	0.74±0.8	0.03±0.0
	<i>Synodus scituliceps</i>	0.21±0.21	0.31±0.45	0.03±0.0	1.30±2.9
	<i>Thunnus albacares</i>	0.79±1.1	1.17±6.5	1.52±1.6	0.04±0.0

Tabla 32 Promedio y desviación estándar de la concentración de elementos traza ($\mu\text{g g}^{-1}$) de los organismos marinos colectados en el sureste del golfo de California con respecto a su hábitat.

Elementos	Hábitat		
	Bentónico	Bentopelágico	Pelágico
Esenciales			
Cu	0.47±0.55 ^a	1.04±4.66 ^a	2.42±8.04 ^a
Mn	0.25±0.39 ^a	0.58±1.48 ^a	0.38±0.97 ^a
Se	0.99±0.77 ^{ab}	0.77±1.65 ^b	1.88±2.86 ^a
Zn	6.5±6.19 ^a	17.2±31.7 ^a	24.4±50.1 ^a
No esenciales			
As	0.23±0.48 ^b	0.36±0.49 ^b	0.73±1.27 ^a
Cd	0.31±0.50 ^a	0.35±1.54 ^a	0.93±4.13 ^a
Hg	0.05±0.04 ^b	0.05±0.05 ^b	0.75±1.31 ^a
Pb	0.66±1.42 ^a	0.98±2.23 ^a	0.77±3.17 ^a

Tabla 33 Promedio y desviación estándar de la concentración de elementos traza ($\mu\text{g g}^{-1}$) de los organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California con respecto al gremio trófico.

Elementos	Gremio trófico		
	TG1	TG2	TG3
Esenciales			
Mn	1.0±1.5 ^a	0.4±0.9 ^b	0.2±0.8 ^b
Cu	0.8±1.3 ^b	0.8±2.8 ^b	3.8±10 ^a
Se	0.7±0.9 ^b	0.7±1.3 ^b	2.9±3.5 ^a
Zn	12±32 ^b	11±20 ^b	35±62 ^a
No esenciales			
As	0.0±0.1 ^c	0.4±0.8 ^b	1.1±1.5 ^a
Cd	1.1±2.7 ^a	0.8±4.5 ^a	0.7±3.2 ^a
Hg	0.4±1.1 ^b	0.1±0.1 ^b	1.2±1.5 ^a
Pb	3.0±6.5 ^a	0.7±1.8 ^b	0.1±0.6 ^b

Tabla 34 Promedio y desviación estándar de la concentración de elementos traza ($\mu\text{g g}^{-1}$) de los organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California con respecto al hábito alimenticio. Análisis estadístico a>b

Elementos	Hábito alimenticio					
	Autótrofo	Carnívoro	Herbívoro	Omnívoro	Planctívoro	Depredador tope
Esenciales						
Cu	0.3±0.2 ^{ab}	0.6±0.8 ^b	0.5±0.6 ^{ab}	1.4±5.8 ^{ab}	0.9±1.4 ^b	4.0±10 ^a
Mn	0.8±0.7 ^{ab}	0.3±0.5 ^b	0.3±0.4 ^b	0.7±1.8 ^{ab}	1.0±1.6 ^a	0.2±0.9 ^b
Se	0.2±0.3 ^b	0.6±0.9 ^b	0.4±0.5 ^b	1.1±2.3 ^b	0.8±1.0 ^b	3.0±3.5 ^a
Zn	18±37 ^{ab}	11±23 ^b	7.6±7.0 ^b	12±15 ^b	11±31 ^b	37±63 ^a
No esenciales						
As	0.0±0.0 ^b	0.4±0.8 ^b	0.2±0.9 ^b	0.3±0.4 ^b	0.0±0.1 ^b	1.1±1.5 ^a
Cd	0.2±0.4 ^a	0.5±1.6 ^a	2.5±11 ^a	0.6±1.9 ^a	1.3±2.9 ^a	0.7±3.3 ^a
Hg	0.0±0.1 ^b	0.1±0.1 ^b	0.0±0.0 ^b	0.1±0.1 ^b	0.4±1.2 ^b	1.3±1.5 ^a
Pb	0.7±1.1 ^b	0.5±1.5 ^b	0.6±1.6 ^b	1.2±2.6 ^b	3.6±7.0 ^a	0.1±0.3 ^b

Factor de bioacumulación (BAF)

De manera general los valores del factor de bioacumulación obtenidos desde el agua de mar (BAF) siguieron el siguiente orden decreciente $BAF_{As} (25306 \pm 88845) > BAF_{Zn} (7498 \pm 1911) > BAF_{Hg} (6753 \pm 24246) > BAF_{Cd} (6420 \pm 2387) > BAF_{Se} (2331 \pm 1605) > BAF_{Pb} (890 \pm 7088) > BAF_{Cu} (928 \pm 3722) > BAF_{Mn} (575 \pm 1096)$. Siendo los elementos As, Zn, Hg, Cd y Se elementos que podrían ser transferibles ($BAF > 1000$) a los organismos acuáticos mediante los iones disueltos en agua.

Los valores promedio y desviación estándar de BAF de cada ET con respecto a la especie se encuentran en las Tablas 35 y 36; mientras que los valores promedio y desviación estándar respecto al hábito alimenticio se encuentran en las Tablas 37 y 38. Se realizó un análisis de comparación de medias Tukey test HDS entre todas las especies y los valores de BAF, las cuales se muestran en el Anexo III. Posteriormente se realizó un análisis de comparación de medias Tukey test HDS entre todas las especies clasificadas por su gremio trófico y los valores de BAF, las cuales se describe a continuación.

No se encontraron diferencias entre los valores de BAF_{Cu} $P > 0.05$ con respecto a las especies. De igual manera, no se encontraron diferencias entre las especies que conformaron el TG1 y TG3. En el grupo TG2 encontramos diferencias entre especies, siendo *Litopenaeus* spp. ($\bar{X} = 5452$) el organismo que presentó los valores mayores y los menores se encontraron en *L. lagocephalus* ($\bar{X} = 64$). Los valores de BAF mayores se encontraron en los depredadores tope ($\bar{X} = 1742$) y los valores menores en los autótrofos ($\bar{X} = 145$). Además, se presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los depredadores tope con respecto al resto de los hábitos alimenticios.

Para BAF_{Mn} se encontraron diferencias significativas entre las especies $p < 0.05$ los valores mayores se encontraron en *Litopenaeus* spp. ($\bar{X} = 2255$) y los valores menores en *T. albacares* ($\bar{X} = 10$). El grupo TG1 presentó diferencias significativas entre las especies $p < 0.05$, los valores mayores se encontraron en los gasterópodos ($\bar{X} = 1749$) y las menores en los ctenóforos ($\bar{X} = 159$). El grupo TG2 también presentó diferencias entre especies, siendo *Litopenaeus* spp. el organismo que presentó los valores mayores ($\bar{X} = 2255$) y los menores se encontraron en *P. planipes* ($\bar{X} = 17$). Asimismo, el grupo TG3 presentó los valores menores en *T. albacares* ($\bar{X} = 10$) y los mayores en *C. hippurus* ($\bar{X} = 366$). Los valores de BAF mayores se encontraron en los organismos planctívoros ($\bar{X} = 525$) y los valores menores en los depredadores tope ($\bar{X} = 101$). Además, se presentaron

diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los organismos planctívoros y autótrofos con respecto al resto de los hábitos alimenticios.

En BAF_{Se} se encontraron diferencias significativas entre las especies ($p < 0.05$) los valores mayores se encontraron en *T. albacares* ($\bar{X} = 10579$) y los valores menores en *S. sierra* ($\bar{X} = 149$). No se encontraron diferencias entre las especies que conformaron el TG1 ($p > 0.05$). En el grupo TG2 encontramos diferencias entre especies $p < 0.05$, siendo *P. xantusii* ($\bar{X} = 9261$) el organismo que presentó los valores mayores y los menores se encontraron en *S. sierra*. Asimismo, el grupo TG3 presentó los valores mayores en *T. albacares* y los menores en *P. maculatofasciatus* ($\bar{X} = 636$). Los valores de BAF mayores se encontraron en los depredadores tope ($\bar{X} = 4095$) y los valores menores en los autótrofos ($\bar{X} = 471$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas $p < 0.05$ entre los depredadores tope con respecto al resto de los hábitos alimenticios.

Para BAF_{Zn} se encontraron diferencias significativas entre las especies ($p < 0.05$), los valores mayores se encontraron en *M. nigricans* ($\bar{X} = 20815$) y los valores menores en *A. macrolepidota* ($\bar{X} = 48$). No se encontraron diferencias entre las especies que conformaron el TG1. En el grupo TG2 encontramos diferencias entre especies $p < 0.05$, siendo *P. macracanthus* ($\bar{X} = 13682$) el organismo que presentó los valores mayores y los menores se encontraron en *A. macrolepidota*. Asimismo, el grupo TG3 presentó los valores menores en *S. scituliceps* ($\bar{X} = 1692$) y los mayores en *M. nigricans*. Los valores de BAF mayores se encontraron en los depredadores tope ($\bar{X} = 11462$) y los valores menores en los herbívoros ($\bar{X} = 2259$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los depredadores tope con respecto al resto de los hábitos alimenticios.

En BAF_{As} se encontraron diferencias significativas entre las especies $p < 0.05$ los valores mayores se encontraron en *S. lewini* ($\bar{X} = 20815$) y los valores menores en *Mysis* ($\bar{X} = 45$). No se encontraron diferencias entre las especies que conformaron el TG1 y TG2. Se encontraron diferencias en el grupo TG3, el organismo que presentó los valores menores fue *S. scituliceps* ($\bar{X} = 9358$) y los mayores en *S. lewini*. Los valores de BAF mayores se encontraron en los depredadores tope ($\bar{X} = 27445$) y los valores menores en los autótrofos ($\bar{X} = 2259$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los depredadores tope y carnívoros con respecto al resto de los hábitos alimenticios.

Para BAF_{Cd} se encontraron diferencias significativas entre las especies ($p < 0.05$) los valores mayores se encontraron en las larvas de cefalópodos ($\bar{X} = 14812$) y los valores menores en *A. macralepidota* ($\bar{X} = 48$). El grupo TG1 presentó diferencias significativas entre las especies ($p > 0.05$), los valores mayores se encontraron en las larvas de cefalópodos y las menores en *Oreochromis* spp. ($\bar{X} = 1070$). No se encontraron diferencias significativas $P > 0.05$ en los grupos TG2 y TG3. Los valores de BAF mayores se encontraron en los herbívoros ($\bar{X} = 22964$) y los valores menores en los autótrofos ($\bar{X} = 1811$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los herbívoros, planctívoros, omnívoros y autótrofos con respecto al resto de los hábitos alimenticios.

En BAF_{Hg} se encontraron diferencias significativas entre las especies ($p < 0.05$) los valores mayores se encontraron en *M. nigricans* ($\bar{X} = 96413$) y los valores menores en *L. lagocephalus* ($\bar{X} = 181$). El grupo TG1 presentó diferencias significativas entre las especies $p < 0.05$, los valores mayores se encontraron en los gasterópodos ($\bar{X} = 72873$) y las menores en los copépodos ($\bar{X} = 1684$). No se encontraron diferencias entre el grupo TG2. Se encontraron diferencias en el grupo TG3 siendo *M. nigricans* la especie con los valores mayores y *S. scituliceps* ($\bar{X} = 118$) con los valores menores. Los valores de BAF mayores se encontraron en los depredadores tope ($\bar{X} = 25231$) y los valores menores en los herbívoros ($\bar{X} = 1419$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los depredadores tope con respecto al resto de los hábitos alimenticios.

En BAF_{Pb} se encontraron diferencias significativas entre las especies ($p < 0.05$) los valores mayores se encontraron en las larvas de cefalópodos ($\bar{X} = 98146$) y los valores menores en *T. rhombus* ($\bar{X} = 49$). Se encontraron diferencias significativas entre las especies de los grupos TG1, TG2 y TG3 $p < 0.05$, los valores mayores en TG1 se encontraron en las larvas de cefalópodos y las menores en *Mysis* ($\bar{X} = 2991$). En el grupo TG2 *Litopenaeus* spp. fue el organismo que presentó los valores mayores ($\bar{X} = 52167$) y los menores se encontraron en *T. rhombus* ($\bar{X} = 49$). En TG3 *P. maculatofasciatus* presentó los valores mayores ($\bar{X} = 14584$) y *K. audax* ($\bar{X} = 114$) con los valores menores. Los valores de BAF mayores se encontraron en los planctívoros ($\bar{X} = 5231$) y los valores menores en los depredadores tope ($\bar{X} = 713$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los planctívoros con respecto al resto de los hábitos alimenticios.

Tabla 35 Promedio y desviación estándar de los valores de factor de bioacumulación (BAF) de Cu, Mn, Se y Zn en los organismos que componen la red trófica del sureste del golfo de California.

Especie/Taxa	Cu		Mn		Se		Zn	
	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE
Productores primarios								
Fitoplancton	154	127	471	379	304	193	3387	7689
Seston	178	186	365	413	245	140	4105	8754
TG1								
Zooplancton bulk	277	179	1629	483	2563	2142	3327	1969
Quetognatos	213	21	229	13	722	285	1120	299
Copépodos	256	133	317	264	1021	1230	11765	23055
Ctenóforos	105	93	159	102	1397	1427	7427	15943
Gasterópodos	108	43	459	112	1355	355	481	15
Huevos de peces	427	249	264	163	1607	1277	360	238
Larva de cefalópodos	735	832	185	33	4739	3720	3856	844
Larvas de peces	175	156	441	431	797	555	570	488
Megalopae	1108	1697	480	489	3881	4633	1800	1833
<i>Mysis</i>	664	951	315	6	1019	854	261	23
Zoea de brachyura	99	72	219	175	1167	915	535	298
Zoea de porcelana	205	135	171	171	2113	2303	569	403
TG2								
<i>Achirus mazatlanus</i>	66	32	121	95	778	954	1375	844
<i>Anchoa walkeri</i>	199	250	135	108	814	803	3220	2565
<i>Anchovia macrolepidota</i>	159		225		691		49	
<i>Argonauta noury</i>	186	81	34	19	3268	3969	1897	579
<i>Auxis thazard</i>	650	1114	22	28	1098	1501	2659	1542
<i>Balistes polylepis</i>	258	132	144	323	1145	1956	4196	6719
<i>Callinectes bellicosus</i>	996		18		1105		5245	
<i>Caranx caballus</i>	335	328	89	71	483	234	1630	1325
<i>Caranx caninus</i>	292	249	49	28	1219	2200	2164	1011
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	72	43	128	100	660	803	1297	1758
<i>Decapterus macrosoma</i>	180	64	69	62	285	143	1930	684
<i>Dosidicus gigas</i>	499	497	46	89	1160	1641	2593	2856
<i>Etropus crossotus</i>	86	15	625	644	364	99	1936	978
<i>Fistularia corneta</i>	452	451	251	204	1629	1801	2497	2175
<i>Haemulopsis nitidus</i>	156	143	223	214	1365	912	2450	2796
<i>Hemiramphus saltator</i>	370	323	286	320	1348	1319	3175	3207

Tabla 35 Continuación

	<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	64	19	254	350	3187	1014	33781	46904
	<i>Litopenaeus</i> spp.	5453	10261	2256	2631	7408	11754	10928	10844
	<i>Litopenaeus vannamei</i>	191	40	383	636	3085	3303	2020	977
	<i>Mugil cephalus</i>	267	232	192	249	788	1678	4687	4645
	<i>Mugil curema</i>	200	103	57	71	3607	3492	1253	1027
	<i>Onychoteuthis banksii</i>	97	73	87	18	457	16	1321	1828
	<i>Opisthonema libertate</i>	236	316	50	73	228	92	1841	2280
	<i>Oreochromis</i> sp.	86	.	50	.	283	.	1698	.
	<i>Pleuroncodes planipes</i>	530	374	18	3	516	553	2614	678
	<i>Pomadasyd macracanthus</i>	294	331	571	356	969	629	13683	18629
	<i>Portunus xantusii</i>	970	140	23	11	9262	11640	6212	4891
	<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	648	.	462	.	1701	.	5839	.
	<i>Scomber japonicus</i>	199	187	307	466	1502	1861	4986	8575
	<i>Scomberomorus sierra</i>	111	103	39	58	149	45	2962	2003
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	266	154	51	100	2207	2384	2336	1770
	<i>Selene peruviana</i>	592	100	195	131	1322	486	4227	2077
	<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	255	190	63	8	176	84	4556	3364
TG3	<i>Coryphaena hippurus</i>	520	325	367	911	4951	5600	8621	8553
	<i>Istiophorus platypterus</i>	2443	2371	22	28	4153	2911	13664	18427
	<i>Kajikia audax</i>	946	571	121	155	4295	4522	20287	45591
	<i>Makaira nigricans</i>	2816	7548	40	72	6786	8049	20815	21215
	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	250	241	63	60	636	342	2292	1199
	<i>Sphyrna lewini</i>	755	541	338	276	5148	5214	14975	7855
	<i>Synodus scituliceps</i>	172	157	40	35	2073	2871	1692	691
	<i>Thunnus albacares</i>	3679	10001	11	17	10580	10813	3518	2979

Tabla 36 Promedio y desviación estándar de los valores de factor de bioacumulación (BAF) de As, Cd, Hg y Pb en los organismos que componen la red trófica del sureste del golfo de California

Especie/Taxa	As		Cd		Hg		Pb	
	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE
Productores primarios								
Fitoplancton	416	321	1812	3693	2034	3518	7357	11180
Seston	283	224	1160	1838	587	533	2774	1368
TG1								
Zooplancton	1887	892	25153	31487	142748	161604	84260	67108
Quetognatos	2899	4148	12378	12629	26390	41655	58617	79123
Copépodos	1068	781	1071	1920	1684	2142	11416	16415
Ctenóforos	836	760	7815	8634	3201	1686	8984	13889
Gasterópodos	1885	2577	33055	36003	72873	83408	92559	114120
Huevos de peces	165	264	3091	2090	8016	10836	5499	9526
Larva de cefalópodos	7118	6132	114813	63884	12223	1870	198147	185009
Larvas de peces	2836	5215	8278	9238	4507	4380	27379	42410
Megalopae	5060	5743	1199	1015	4802	4827	3107	2560
<i>Mysis</i>	45	19	6819	4646	2584	884	2992	980
Zoea de brachyura	1693	1703	4191	4372	7431	6660	29966	57864
Zoea de porcelana	3225	3946	2027	3310	5515	5391	49014	102577
TG2								
<i>Achirus mazatlanus</i>	2010	2259	116	105	1539	1729	3109	3615
<i>Anchoa walkeri</i>	3512	2648	14922	21927	1049	1415	1935	1521
<i>Anchovia macrolepidota</i>	941		60		1333		108	
<i>Argonauta noury</i>	9020	5792	4434	4044	704	241	1718	1026
<i>Auxis thazard</i>	48644	46159	505	698	3266	3239	1158	2451
<i>Balistes polylepis</i>	27482	28538	568	731	1983	2281	2956	3349
<i>Callinectes bellicosus</i>	19965		7766		595		818	
<i>Caranx caballus</i>	1543	1256	265	213	1342	593	6818	10801
<i>Caranx caninus</i>	6149	4332	2132	4622	2614	2992	2869	3898
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	2903	2825	122	28	1104	483	1416	1576
<i>Decapterus macrosoma</i>	18224	18779	411	498	2444	2441	2025	1671
<i>Dosidicus gigas</i>	16710	17359	2895	5613	3587	4845	8596	30978
<i>Etropus crossotus</i>	4899	4675	87	49	2996	1372	10461	8419
<i>Fistularia corneta</i>	36216	83723	4180	4728	4667	6080	16688	23508
<i>Haemulopsis nitidus</i>	2066	3155	4840	5585	3429	3168	13649	20165
<i>Hemiramphus saltator</i>	23271	69463	56360	168118	831	702	12382	27874
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	17650	18598	1439	730	182	113	23684	29633

Tabla 36 Continuación

	<i>Litopenaeus</i> spp.	593	630	8518	14439	232	86	52167	51604
	<i>Litopenaeus vannamei</i>	2938	3040	20060	44715	1240	636	20321	44566
	<i>Mugil cephalus</i>	19547	23722	912	2299	3440	3848	8618	17891
	<i>Mugil curema</i>	5748	6158	3491	4177	2934	2932	2103	1807
	<i>Onychoteuthis banksii</i>	986	1092	135	85	1053	446	520	512
	<i>Opisthonema libertate</i>	6565	7490	97	77	3261	1964	4107	6045
	<i>Oreochromis</i> sp.	1888		53		733		3070	
	<i>Pleuroncodes planipes</i>	22167	6071	3334	2189	336	47	493	476
	<i>Pomadasys macracanthus</i>	10972	10207	798	656	1727	1688	4320	3739
	<i>Portunus xantusii</i>	37182	12791	13865	2549	1295	106	1229	310
	<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	114552		324		6328		5987	
	<i>Scomber japonicus</i>	26309	54181	22872	35516	1466	2044	4585	7265
	<i>Scomberomorus sierra</i>	12321	10548	53	10	844	175	1650	1321
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	3869	3255	12293	21879	4453	1877	1579	1443
	<i>Selene peruviana</i>	4117	8315	3970	2700	2124	1943	1935	3932
	<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	13753	13862	303	232	1570	2021	49	2
TG3	<i>Coryphaena hippurus</i>	27076	45005	10069	22190	4489	8163	2189	6479
	<i>Istiophorus platypterus</i>	75648	76116	2113	2565	84112	67175	144	154
	<i>Kajikia audax</i>	28743	42002	600	696	32295	38880	115	138
	<i>Makaira nigricans</i>	44465	55707	7432	9658	96414	72933	247	219
	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	10416	7712	1501	2369	3160	2550	14585	20549
	<i>Sphyrna lewini</i>	144099	93672	380	310	32903	38489	326	477
	<i>Synodus scituliceps</i>	9359	11796	2764	3962	1189	595	13249	29594
	<i>Thunnus albacares</i>	34994	48650	10370	57824	67294	73134	427	949

Tabla 37 Promedio y desviación estándar de los valores de BAF en elementos esenciales con respecto al hábito alimenticio de los organismos recolectados en el sureste del golfo de California.

Hábito alimenticio	Cu	Mn	Se	Zn
Autótrofo	146±127 ^{ab}	445±377 ^{ab}	472±655 ^b	5990±2223 ^{ab}
Carnívoro	313±422 ^b	138±249 ^b	1362±1874 ^b	3843±7841 ^b
Herbívoro	248±303 ^b	146±172 ^b	849±969 ^b	2260±2257 ^b
Omnívoro	276±244 ^b	228±361 ^b	1485±2357 ^b	3341±3124 ^b
Planctívoro	451±733 ^b	526±850 ^a	1757±2048 ^b	3616±1030 ^b
Depredador tope	1742±3784 ^a	101±352 ^b	4096±2799 ^a	11462±2296 ^a

*Tukey test A>B>C ($p<0.05$)

Tabla 38 Promedio y desviación estándar de los valores de BAF en elementos no esenciales con respecto al hábito alimenticio de los organismos recolectados en el sureste del golfo de California.

Hábito alimenticio	As	Cd	Hg	Pb
Autótrofo	416±321 ^{bc}	1812±3693 ^{ab}	2034±3518 ^b	7357±1180 ^b
Carnívoro	12906±7519 ^b	4832±145 ^b	2409±2731 ^b	5717±1514 ^b
Herbívoro	3306±4793 ^{bc}	22965±10820 ^a	1420±1532 ^b	6011±17033 ^b
Omnívoro	11476±10688 ^c	4501±1699 ^{ab}	2125±2297 ^b	10949±2582 ^b
Planctívoro	2003±316 ^c	11577±5959 ^{ab}	19099±11697 ^b	36380±7189 ^a
Depredador tope	27446±21197 ^a	4089±1274 ^b	53232±34560 ^a	713±426 ^b

*Tukey test A>B>C ($p<0.05$)

A continuación, se muestran los valores de BAF en las especies marinas con respecto al hábitat y al gremio trófico. El BAF_{Cu} presentó los valores mayores en organismos de hábitat pelágico (\bar{X} = 1286) y los valores menores en los organismos de origen bentónico (\bar{X} = 240). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre el hábitat. De acuerdo con los valores por hábito alimenticio los valores mayores se encontraron en el grupo TG3 (\bar{X} = 2004), mientras que los menores se registraron en el TG1 (\bar{X} = 395). Se encontraron diferencias significativas entre los grupos TG3 vs TG1 y TG2 (Fig. 29).

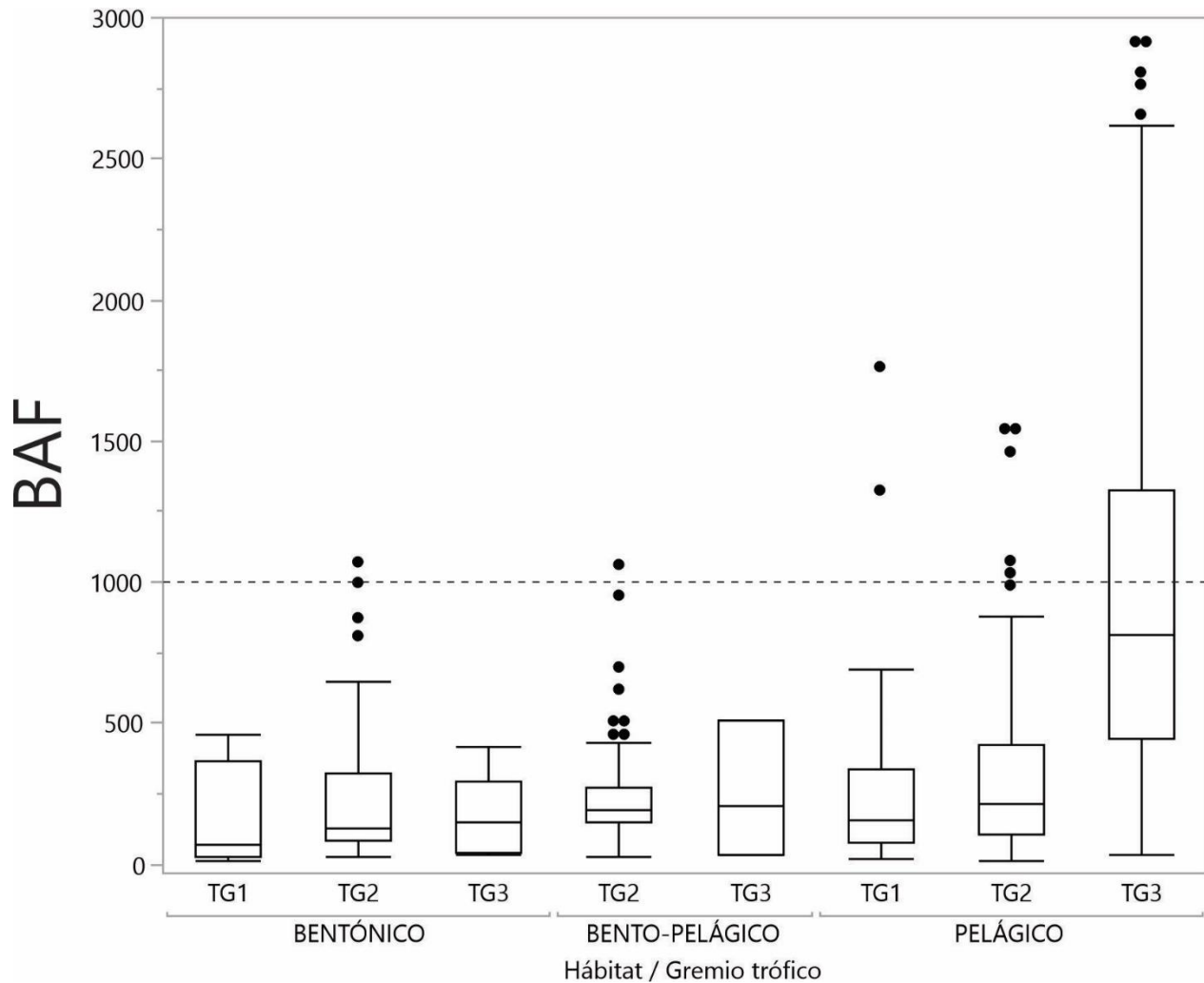


Figura 29 Factor de bioacumulación de Cu (BAF_{Cu}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1000).

Los valores de BAF_{Mn} mayores se registraron en organismos de hábitat bentopelágico ($\bar{X} = 311$) y los valores menores en los organismos de origen bentónico ($\bar{X} = 164$). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas con respecto al hábitat. De acuerdo con los valores por hábito alimenticio, los valores mayores se encontraron en el grupo TG1 ($\bar{X} = 510$), mientras que los menores se registraron en el TG3 ($\bar{X} = 123$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas $p < 0.001$ entre los gremios tróficos TG1 vs TG2 y TG3 (Fig. 30).

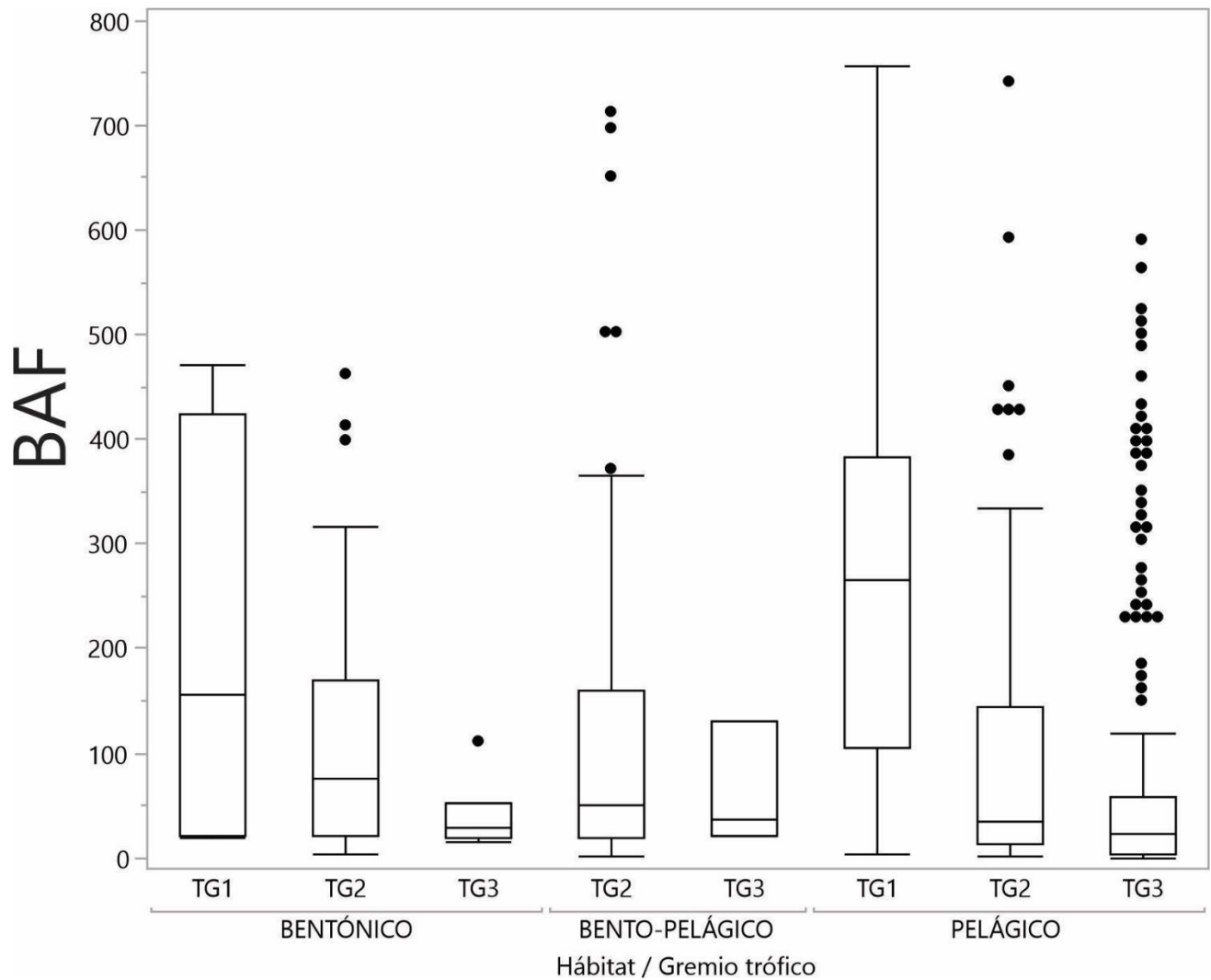


Figura 30 Factor de bioacumulación de Mn (BAF_{Mn}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio.

Para Se, los valores de BAF_{Se} mayores se encontraron en organismos pelágico ($\bar{X}= 2793$) y los valores menores en los organismos de origen bentopelágico ($\bar{X}= 1256$). Con respecto a los gremios tróficos, presentaron el siguiente orden decreciente $TG3 > (\bar{X}= 4039) > TG1 (\bar{X}= 1523) > TG2 (\bar{X}= 1290)$. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.001$) entre los gremios tróficos TG3 vs TG1 y TG2 (Fig. 31).

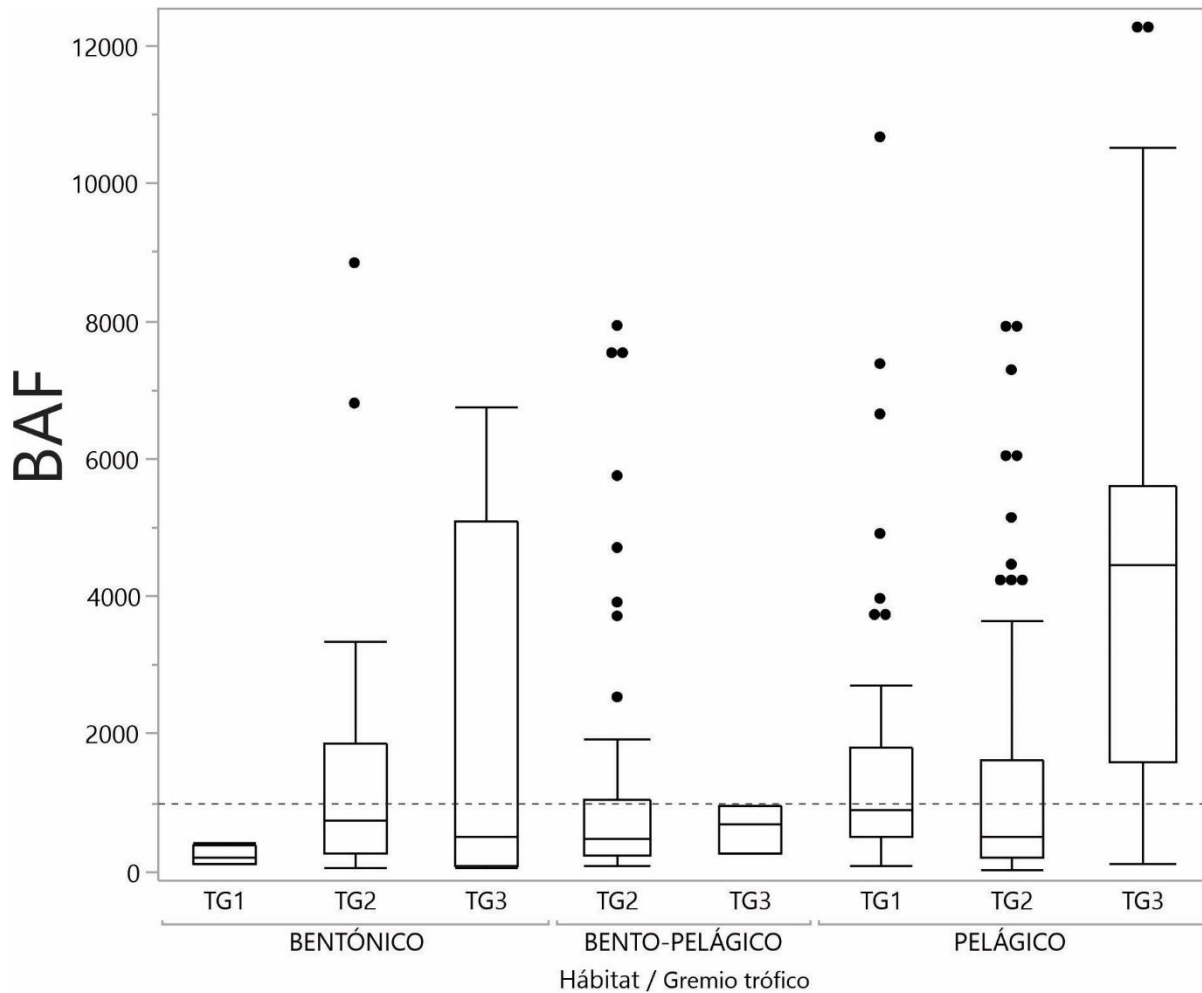


Figura 31 Factor de bioacumulación de Se (BAF_{Se}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio.

Los valores del BAF_{Zn} mayores se obtuvieron en organismos de hábitat pelágico ($\bar{X}= 7857$) y los valores menores en los organismos de origen bentónico ($\bar{X}= 2372$). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre el hábitat. De acuerdo con los valores por hábito alimenticio, los valores mayores se encontraron en el grupo TG3 ($\bar{X}= 11767$), mientras que los menores se registraron en el TG2 ($\bar{X}= 3644$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas $p < 0.001$ entre los grupos TG1 y TG2 vs TG3 (Fig. 32).

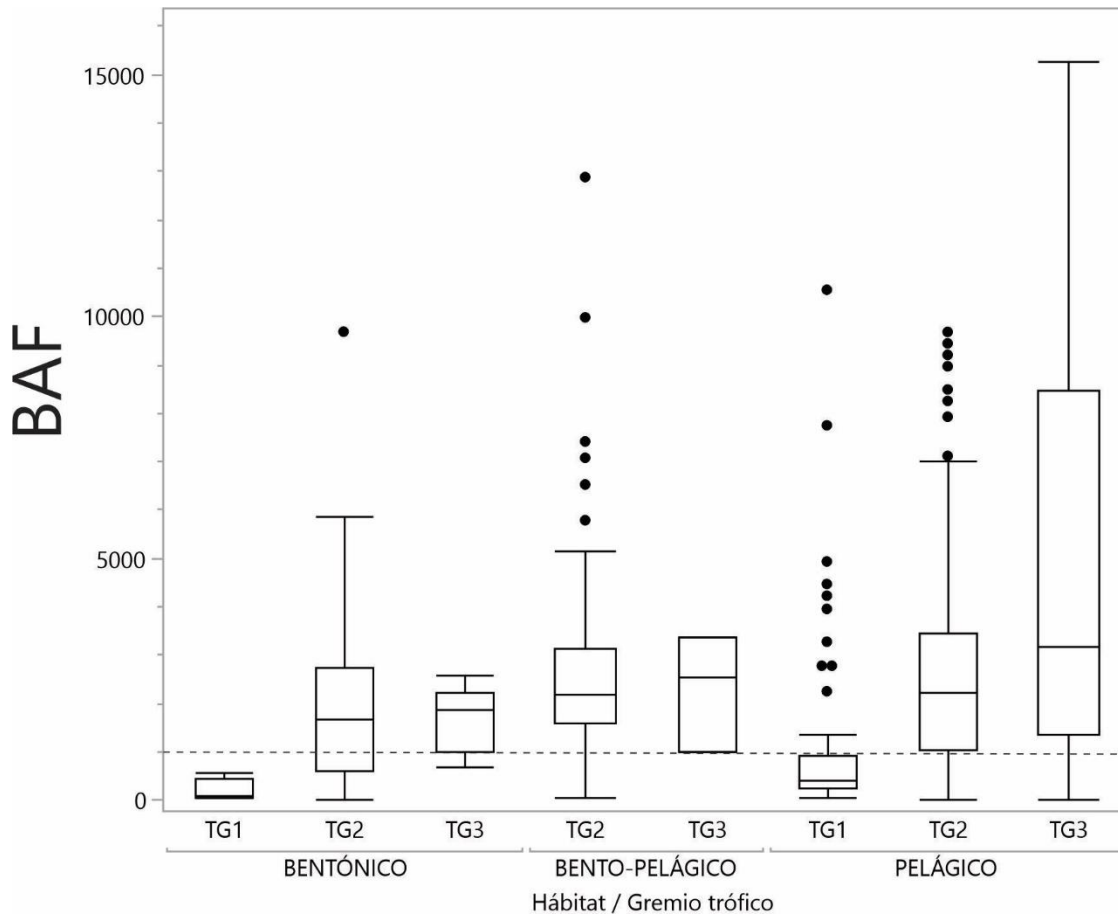


Figura 32 Factor de bioacumulación de Zn (BAF_{Zn}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio.

En el ET As, de acuerdo con el hábitat se encontraron diferencias estadísticamente significativas $p < 0.05$, los valores mayores de BAF_{As} se encontraron en el hábitat pelágico ($\bar{X} = 32773$) y los valores menores en el hábitat bentónico ($\bar{X} = 8750$). Con respecto al gremio trófico, los valores mayores se observaron en el grupo TG3 ($\bar{X} = 25451$) y los valores menores en el grupo TG1 ($\bar{X} = 1714$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.001$) entre el grupo TG3 vs TG1 y TG (Fig. 33).

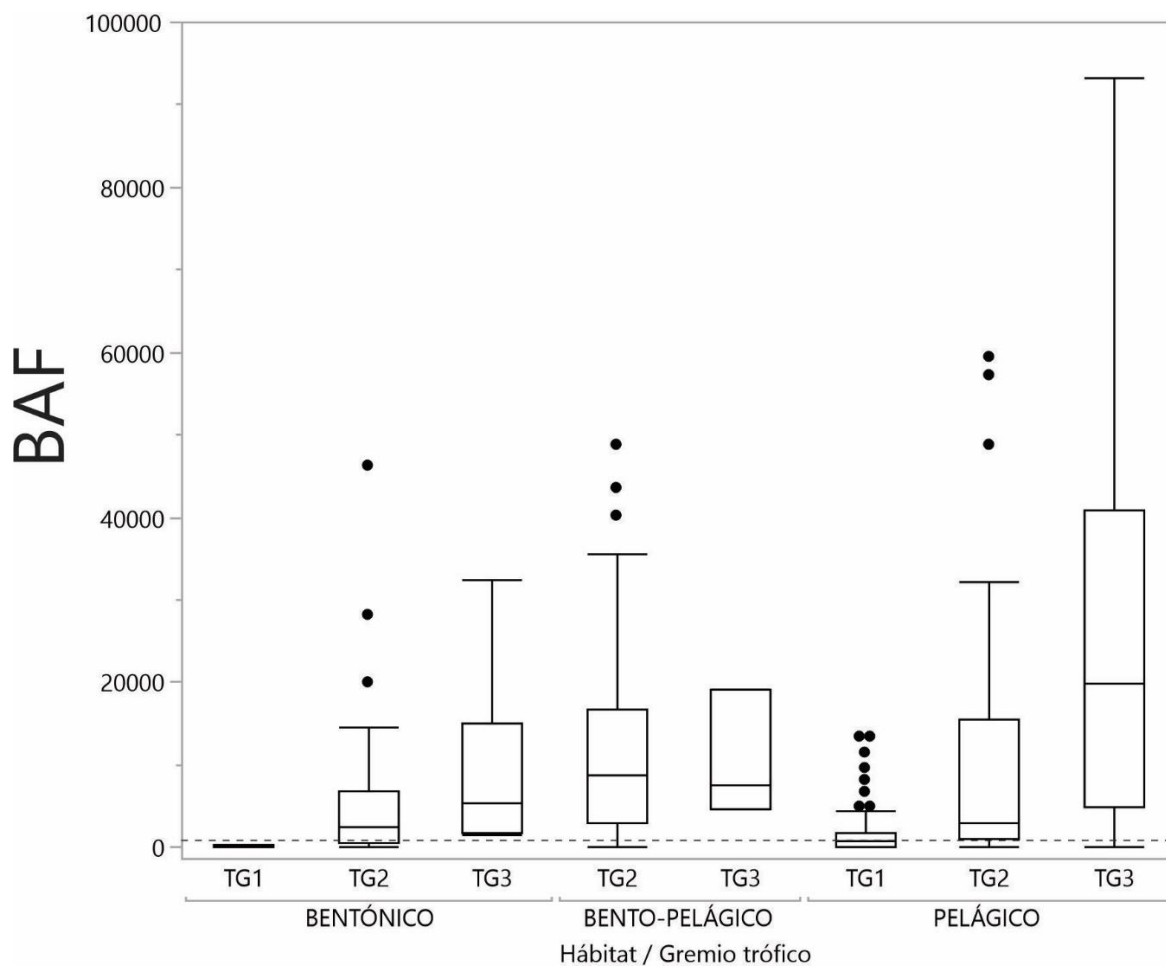


Figura 33 Factor de bioacumulación de As (BAF_{As}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1000).

Mientras que el BAF_{Cd} presentó los valores mayores en organismos origen pelágico ($\bar{X}= 9096$) y los valores menores en los organismos de origen bentónico ($\bar{X}= 2640$). Con respecto a los gremios tróficos, presentaron el siguiente orden decreciente $TG1 > (\bar{X}= 9801) > TG2 (\bar{X}= 7868) > TG3 (\bar{X}= 1273)$. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre el hábitat o el gremio trófico (Fig. 34).

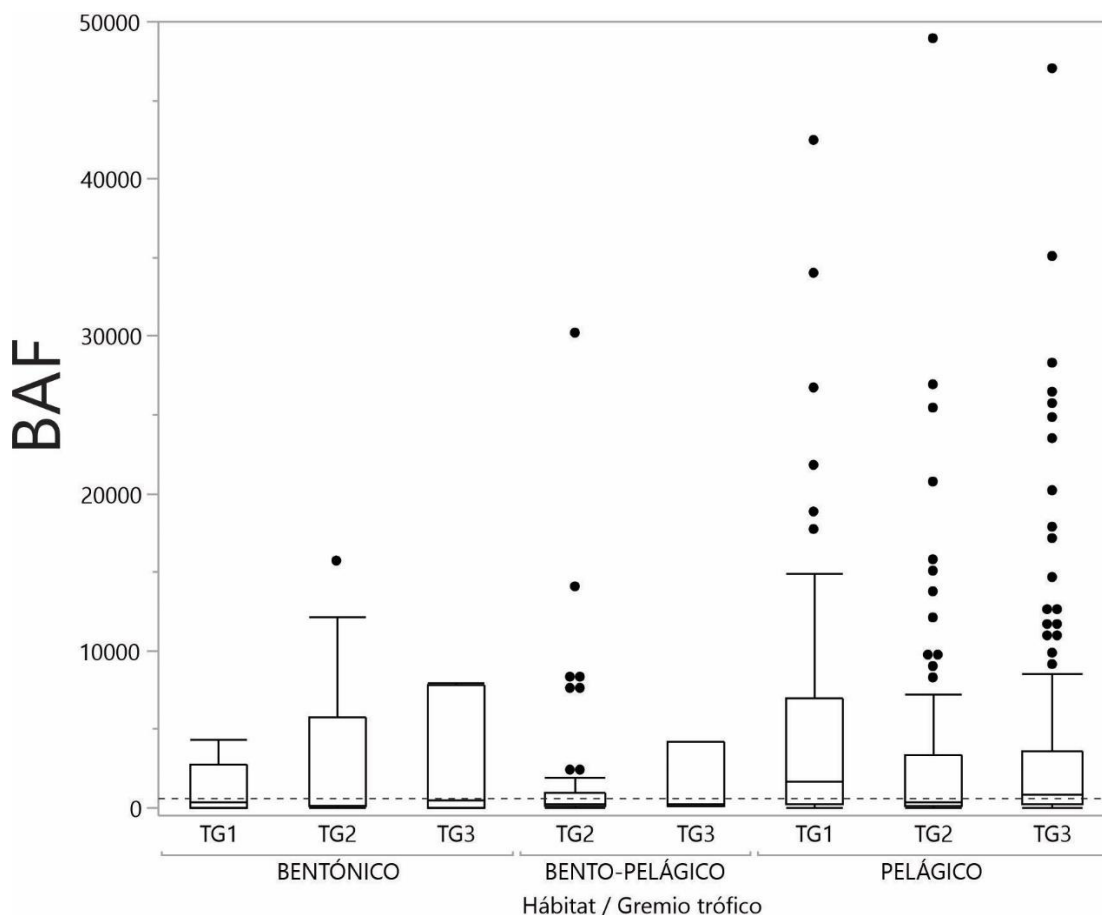


Figura 34 Factor de bioacumulación de Cd (BAF_{Cd}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1000).

El BAF_{Hg} presentó los valores mayores en organismos de hábitat pelágico ($\bar{X} = 6284$) y los valores menores en los organismos bentónicos ($\bar{X} = 1795$), se encontraron diferencias estadísticamente significativas respecto al hábitat, entre los organismos de origen pelágico vs los bentónicos y bentopelágicos ($p < 0.05$). Con respecto a los gremios tróficos, presentaron el siguiente orden decreciente $TG3 > (\bar{X} = 5683) > TG1 (\bar{X} = 3196) > TG2 (\bar{X} = 2185)$. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.001$) entre el grupo $TG3$ vs $TG2$ y $TG1$ (Fig. 35).

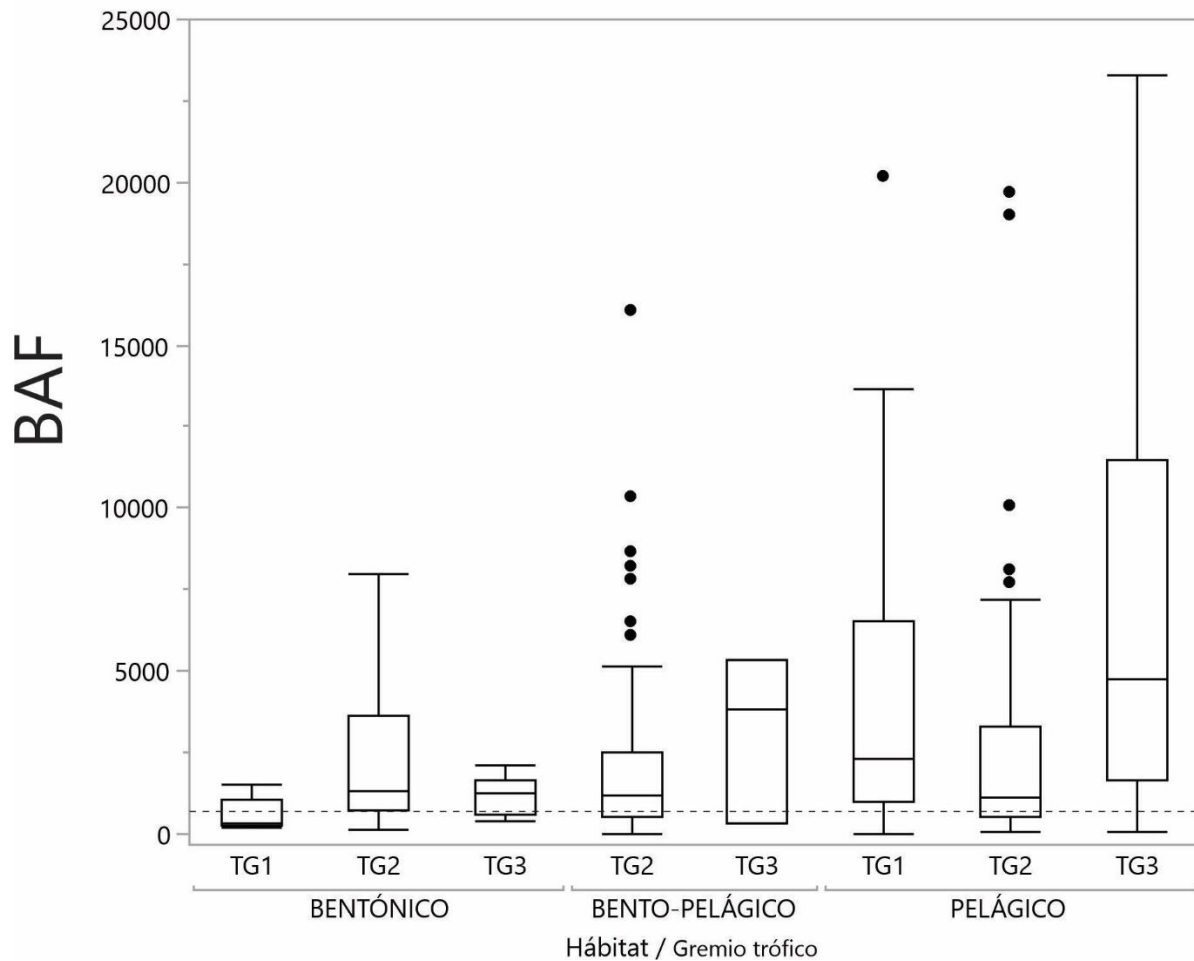


Figura 35 Factor de bioacumulación de Hg (BAF_{Hg}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1000).

Por otra parte, los mayores valores de BAF_{Pb} se observaron en organismos de hábitat bentónico ($\bar{X}= 3418$) y los valores menores en los organismos de origen pelágico ($\bar{X}= 6234$). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre el hábitat ($p>0.05$). De acuerdo con los hábitos alimenticios, los valores mayores se encontraron en el grupo TG1 ($\bar{X}= 6164$), mientras que los menores se registraron en el TG3 ($\bar{X}= 523$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.001$) entre los grupos TG1 vs TG2 y TG3 (Fig. 36).

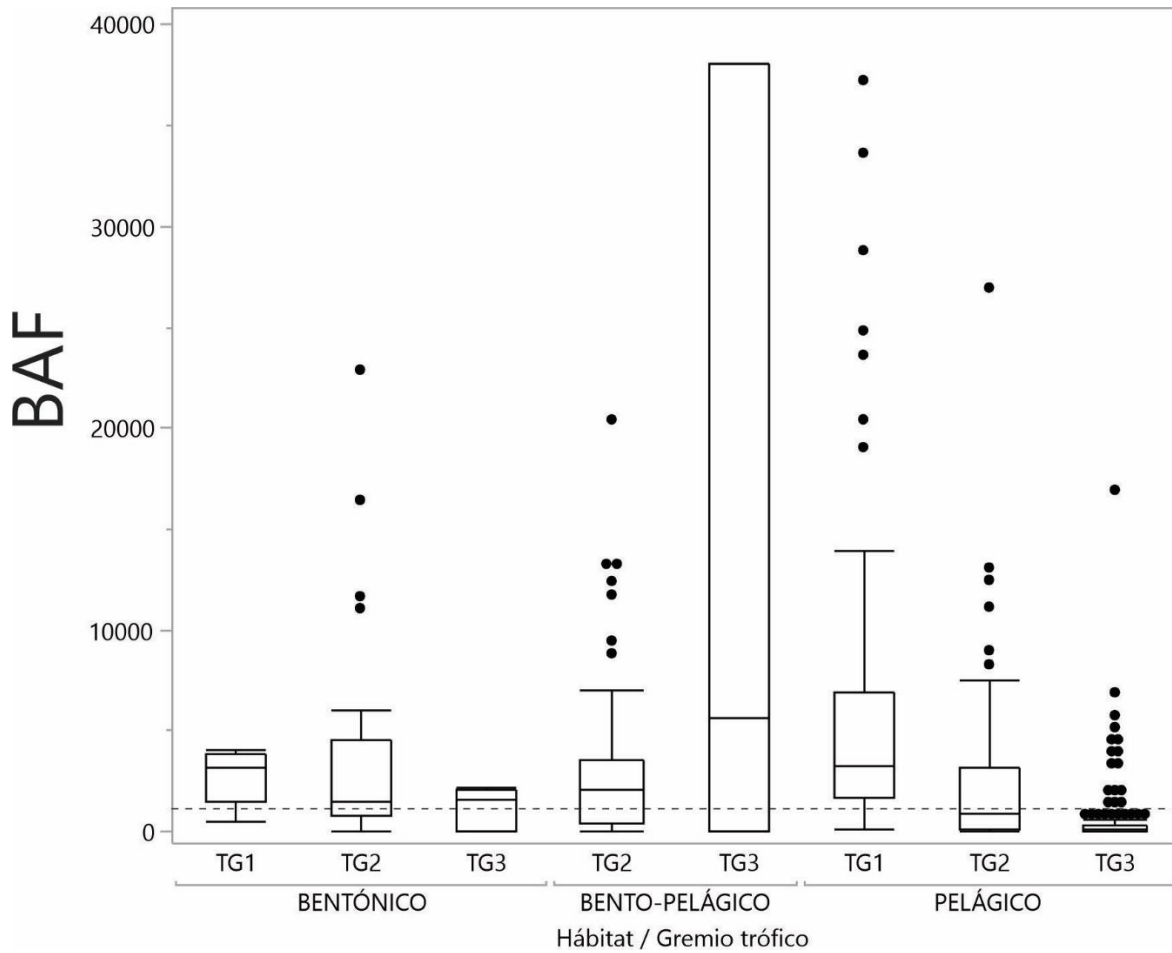


Figura 36 Factor de bioacumulación de Pb (BAF_{Pb}) en organismos marinos del sureste del golfo de California clasificados por hábitat y hábito alimenticio. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1000).

Factor de bioacumulación mediante sedimentos marinos (BSAF)

De manera general, los valores del factor de bioacumulación obtenidos desde el sedimento marino (BSAF) siguieron el siguiente orden decreciente $BSAF_{Hg} (11.09 \pm 23) > BSAF_{Cd} (10.52 \pm 4.8) > BSAF_{Se} (3.5 \pm 3.0) > BSAF_{Zn} (1.88 \pm 4.4) > BSAF_{Cu} (1.01 \pm 2.92) > BSAF_{As} (0.48 \pm 0.33) > BSAF_{Pb} (0.29 \pm 0.23) > BSAF_{Mn} (0.01 \pm 0.02)$. Siendo los elementos Hg, Cd, Se, Zn y Cu elementos que podrían ser transferibles ($BSAF > 1$) a los organismos acuáticos mediante la fracción biodisponible, la cual es la suma de la fracción intercambiable, fracción ligada óxidos de Fe y Mn y la fracción ligada a la materia orgánica.

Los valores promedio y desviación estándar de BSAF de cada ET con respecto a la especie se encuentran en las Tablas 39 y 40; mientras que los valores promedio y desviación estándar respecto al hábito alimenticio se encuentran en las Tablas 41 y 42. Se realizó un análisis de comparación de medias Tukey test HDS entre todas las especies y los valores de BSAF, las cuales se muestran en el Anexo IV. Posteriormente se realizó un análisis de comparación de medias Tukey test HDS entre todas las especies clasificadas por su gremio trófico y los valores de BSAF, las cuales se describe a continuación.

No se encontraron diferencias significativas entre los valores de $BSAF_{Cu}$ en las especies, tampoco entre gremios tróficos ($p > 0.05$). Se encontraron diferencias entre los hábitos alimenticios, siendo únicamente los depredadores tope los organismos que bioconcentraron $BSAF_{Cu} = 2.25 \pm 5.28$.

Se encontraron diferencias entre los valores de $BSAF_{Mn}$ ($p < 0.05$) con respecto a las especies. Los BSAF mayores se registraron en gasterópodos ($\bar{X} = 0.10$) y los menores en *T. albacares* ($\bar{X} = 0.00005$). En el grupo TG1 y TG2 encontramos diferencias entre especies. En TG1 los gasterópodos presentaron los valores mayores y los menores se encontraron en ctenóforos ($\bar{X} = 0.009$). En el grupo TG2, *Litopenaus* spp. ($\bar{X} = 0.05$) presentó los valores mayores y los menores se encontraron en *C. bellicosus* ($\bar{X} = 0.001$). En el grupo TG3 *C. hippurus* ($\bar{X} = 0.02$) presentó los valores mayores y los menores se encontraron en *T. albacares*.

Se encontraron diferencias entre los valores de $BSAF_{Se}$ ($p < 0.05$) con respecto a las especies. Los BSAF mayores se registraron en *T. albacares* ($\bar{X} = 8.7$) y los menores en *S. sierra* ($\bar{X} = 0.22$). No se encontraron diferencias en el grupo TG1 y TG2 ($p > 0.05$). En el grupo TG3 *T. albacares* presentó los valores mayores y los menores se encontraron en *P. maculatofasciatus* ($\bar{X} = 0.96$).

Se encontraron diferencias entre los valores de BSAF_{Zn} ($p < 0.05$) con respecto a las especies. Los BSAF mayores se registraron en *L. lagocephalus* ($\bar{X} = 9.92$) y los menores en *A. macralepidota* ($\bar{X} = 0.01$). No se encontraron diferencias en el grupo TG1. En el grupo TG2 se encontraron diferencias significativas, *L. lagocephalus* presentó los valores mayores y los menores se encontraron en *A. macralepidota*. En el grupo TG3 *K. audax* ($\bar{X} = 6.06$) presentó los valores mayores y los menores se encontraron en *S. scituliceps* ($\bar{X} = 0.49$).

Se encontraron diferencias entre los valores de BSAF_{As} ($p < 0.05$) con respecto a las especies. Los BSAF mayores se registraron en *S. lewini* ($\bar{X} = 4.61$) y los menores en *Mysis* ($\bar{X} = 0.001$). No se encontraron diferencias en el grupo TG1 y TG2 ($p > 0.05$). En el grupo TG3 *S. lewini* presentó los valores mayores y los menores se encontraron en *S. scituliceps* ($\bar{X} = 0.29$).

Se encontraron diferencias entre los valores de BSAF_{Cd} ($p < 0.05$) con respecto a las especies. Los BSAF mayores se registraron en las larvas de cefalópodos ($\bar{X} = 183$) y los menores en *Oreochromis* spp. ($\bar{X} = 0.08$). En el grupo TG1 encontramos diferencias entre especies, siendo el grupo de las larvas de cefalópodos los organismos que presentaron los valores mayores y los menores se encontraron en copépodos ($\bar{X} = 1.7$). No se encontraron diferencias en el grupo TG2 y TG3 ($p > 0.05$).

Se encontraron diferencias entre los valores de BSAF_{Hg} ($p < 0.05$) con respecto a las especies y gremios tróficos. Los BSAF mayores se registraron en *M. nigricans* ($\bar{X} = 70$) y los menores en *L. lagocephalus* ($\bar{X} = 0.08$). En el grupo TG1 los gasterópodos los que presentaron los valores mayores y los menores se encontraron en copépodos ($\bar{X} = 0.82$). En el grupo TG3, *M. nigricans* ($\bar{X} = 46$) presentó los valores mayores y los menores se encontraron en *S. scituliceps* ($\bar{X} = 0.58$). No se encontraron diferencias en el grupo TG2 ($p > 0.05$).

Se encontraron diferencias entre los valores de BSAF_{Pb} ($p < 0.05$) con respecto a las especies y gremios tróficos. Los BSAF mayores se registraron en las larvas de cefalópodos ($\bar{X} = 6.5$) y los menores en *Oreochromis* spp. ($\bar{X} = 0.002$). En el grupo TG1 el grupo de las larvas de cefalópodos presentaron los valores mayores y los menores se encontraron en *Mysis* ($\bar{X} = 0.09$). No se encontraron diferencias en el grupo TG2 ($p > 0.05$). En el grupo TG3 *P. maculatofasciatus* ($\bar{X} = 0.48$) presentó los valores mayores y los menores se encontraron en *K. audax* ($\bar{X} = 0.0004$).

Se realizó un análisis de comparación de medias en organismos de origen bentónico y bentopelágico debido a que son las especies que se encuentran en contacto directo con el sedimento. En el ambiente bentónico se encontraron diferencias significativas en Cu, As y Cd ($p < 0.05$). En Cu los BSAF mayores se registraron en las jaibas *C. bellicosus* ($\bar{X} = 1.2$) y *P. xantusii* ($\bar{X} = 1.0$) y los menores en *A. mazatlanus* ($\bar{X} = 0.08$). Para As, los BSAF mayores se registraron en *P. grandisquamis* ($\bar{X} = 3.5$) y *P. xantusii* ($\bar{X} = 1.4$) y los menores en seston ($\bar{X} = 0.008$). Mientras que, en Cd, los BSAF mayores se registraron en las jaibas *P. xantusii* ($\bar{X} = 25$) y los menores en *E. crossotus* ($\bar{X} = 0.13$). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas para los elementos Hg, Mn, Pb, Se, y Zn ($p > 0.05$).

En el ambiente bentopelágico se encontraron diferencias significativas en Mn y Zn ($p < 0.05$). En Mn, los BSAF mayores se registraron en el camarón, *Litopenaeus* spp. ($\bar{X} = 0.05$) y los menores en *C. caninus* ($\bar{X} = 0.002$). Para Zn, los BSAF mayores se registraron en *L. lagocephalus* ($\bar{X} = 9.9$) y los menores en *Oreochromis* spp. ($\bar{X} = 0.49$). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas para los elementos As, Cd, Cu, Hg, Se y Pb ($p > 0.05$).

Tabla 39 Valores de promedio, desviación estándar y rangos (Máximos y mínimos) del factor de bioacumulación de Cu, Mn, Se y Zn mediante el sedimento marino (BSAF) en los organismos colectados en el sureste del golfo de California.

Especie	Cu		Mn		Se		Zn	
	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE
Productores primarios								
Fitoplancton	0.18	0.16	0.03	0.02	0.71	0.99	1.76	3.59
Seston	0.22	0.23	0.02	0.03	0.37	0.21	1.21	2.57
TG1								
Bulk zooplancton	0.34	0.22	0.10	0.03	3.88	3.24	0.98	0.58
Quetognatos	1.59	2.30	0.05	0.06	4.76	6.36	1.97	2.84
Copépodos	0.31	0.16	0.02	0.02	1.53	1.75	3.13	6.47
Ctenóforos	0.13	0.12	0.01	0.01	2.11	2.16	2.18	4.68
Gasterópodos	1.21	1.32	0.11	0.13	1.75	0.60	1.11	1.27
Huevos de peces	0.58	0.32	0.02	0.02	2.21	1.89	0.10	0.07
Larva de cefalópodos	0.91	1.03	0.01	0.00	7.16	5.62	1.13	0.25
Larvas de peces	0.23	0.17	0.03	0.02	2.00	2.09	0.27	0.29
Megalopae	1.37	2.10	0.03	0.03	5.87	7.00	0.53	0.54
<i>Mysis</i>	0.82	1.17	0.02	0.00	1.54	1.29	0.08	0.01
Zoea de brachyura	0.12	0.09	0.01	0.01	1.76	1.38	0.16	0.09
Zoea de porcelana	0.25	0.17	0.01	0.01	3.19	3.48	0.17	0.12
TG2								
<i>Achirus mazatlanus</i>	0.08	0.04	0.01	0.01	1.18	1.44	0.40	0.25
<i>Anchoa walkeri</i>	0.25	0.31	0.01	0.01	1.23	1.21	0.95	0.75
<i>Anchovia macrolepidota</i>	0.20	.	0.01	.	1.04	.	0.01	.
<i>Argonauta noury</i>	0.23	0.10	0.00	0.00	4.94	6.00	0.56	0.17
<i>Auxis thazard</i>	0.86	1.43	0.00	0.00	1.81	2.33	0.81	0.46
<i>Balistes polylepis</i>	0.30	0.15	0.01	0.02	1.80	3.03	1.26	2.03
<i>Callinectes bellicosus</i>	1.23	.	0.00	.	1.67	.	1.54	.
<i>Caranx caballus</i>	0.41	0.41	0.01	0.00	0.73	0.35	0.48	0.39
<i>Caranx caninus</i>	0.36	0.31	0.00	0.00	1.84	3.33	0.64	0.30
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	0.09	0.05	0.01	0.01	1.00	1.21	0.38	0.52
<i>Decapterus macrosoma</i>	0.22	0.08	0.00	0.00	0.43	0.22	0.57	0.20
<i>Dosidicus gigas</i>	0.62	0.61	0.00	0.01	1.75	2.48	0.76	0.84
<i>Etropus crossotus</i>	0.11	0.02	0.04	0.04	0.55	0.15	0.57	0.29
<i>Fistularia corneta</i>	0.53	0.59	0.02	0.01	2.75	2.76	0.82	0.63

Tabla 39 Continuación

	<i>Haemulopsis nitidus</i>	0.19	0.18	0.01	0.01	2.06	1.38	0.72	0.82
	<i>Hemiramphus saltator</i>	0.46	0.42	0.01	0.02	1.81	1.97	0.77	0.83
	<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	0.08	0.02	0.02	0.02	4.82	1.53	9.93	13.78
	<i>Litopenaeus</i> spp.	0.40	0.33	0.06	0.01	2.32	0.37	1.64	0.62
	<i>Litopenaeus vannamei</i>	0.24	0.05	0.02	0.04	4.66	4.99	0.59	0.29
	<i>Mugil cephalus</i>	0.33	0.29	0.01	0.01	1.13	2.59	1.20	1.12
	<i>Mugil curema</i>	0.25	0.13	0.00	0.00	5.45	5.28	0.37	0.30
	<i>Onychoteuthis banksii</i>	0.12	0.09	0.01	0.00	0.69	0.02	0.39	0.54
	<i>Opisthonema libertate</i>	0.29	0.39	0.00	0.00	0.34	0.14	0.54	0.67
	<i>Oreochromis</i> sp.	0.11	.	0.00	.	0.43	.	0.50	.
	<i>Pleuroncodes planipes</i>	0.66	0.46	0.00	0.00	0.78	0.84	0.77	0.20
	<i>Pomadasys macracanthus</i>	0.36	0.41	0.03	0.02	1.46	0.95	4.02	5.47
	<i>Portunus xantusii</i>	1.08	.	0.00	.	1.56	.	2.84	.
	<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	0.8	.	0.28	.	2.27	.	1.7	.
	<i>Scomber japonicus</i>	0.24	0.25	0.02	0.03	2.53	2.97	1.63	2.70
	<i>Scomberomorus sierra</i>	0.14	0.13	0.00	0.00	0.23	0.07	0.87	0.59
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	0.33	0.19	0.00	0.01	3.34	3.60	0.69	0.52
	<i>Selene peruviana</i>	0.73	0.12	0.01	0.01	2.00	0.73	1.24	0.61
	<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	0.31	0.23	0.00	0.00	0.27	0.13	1.34	0.99
TG3	<i>Coryphaena hippurus</i>	0.59	0.39	0.02	0.04	5.08	3.93	2.06	2.08
	<i>Istiophorus platypterus</i>	3.47	3.17	0.00	0.00	6.11	4.44	4.69	5.59
	<i>Kajikia audax</i>	1.03	0.63	0.01	0.01	4.47	2.40	6.44	15.14
	<i>Makaira nigricans</i>	4.27	11.20	0.00	0.01	7.48	4.11	4.28	5.26
	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	0.31	0.30	0.00	0.00	0.96	0.52	0.67	0.35
	<i>Sphyrna lewini</i>	1.26	1.04	0.01	0.01	2.07	0.89	4.12	2.92
	<i>Synodus scituliceps</i>	0.21	0.19	0.00	0.00	3.13	4.34	0.50	0.20
	<i>Thunnus albacares</i>	1.76	2.78	0.00	0.00	8.40	4.36	0.80	0.79

Tabla 40 Valores de promedio, desviación estándar y rangos (Máximos y mínimos) del factor de bioacumulación de As, Cd, Cu y Hg mediante el sedimento marino (BSAF) en los organismos colectados en el sureste del golfo de California.

Especie	As		Cd		Hg		Pb	
	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE	\bar{X}	DE
Productores primarios								
Fitoplancton	0.01	0.01	2.90	5.90	1.00	1.73	0.24	0.37
Seston	0.01	0.01	1.85	2.94	0.29	0.26	0.09	0.05
TG1								
Bulk zooplancton	0.06	0.03	40.21	50.33	70.10	79.36	2.80	2.23
Quetognatos	0.09	0.13	19.79	20.19	12.96	20.45	1.95	2.63
Copépodos	0.03	0.02	1.71	3.07	0.83	1.05	0.38	0.55
Ctenóforos	0.03	0.02	12.49	13.80	1.57	0.83	0.30	0.46
Gasterópodos	0.06	0.08	52.84	57.55	35.78	40.96	3.08	3.80
Huevos de peces	0.01	0.01	4.94	3.34	3.94	5.32	0.18	0.32
Larva de cefalópodos	0.22	0.19	183.53	102.12	6.00	0.92	6.59	6.16
Larvas de peces	0.09	0.16	13.23	14.77	2.21	2.15	0.91	1.41
Megalopa	0.16	0.18	1.92	1.62	2.36	2.37	0.10	0.09
<i>Mysis</i>	0.00	0.00	10.90	7.43	1.27	0.43	0.10	0.03
Zoea de brachyura	0.05	0.05	6.70	6.99	3.65	3.27	1.00	1.93
Zoea de porcelana	0.10	0.12	3.24	5.29	2.71	2.65	1.63	3.41
TG2								
<i>Achirus mazatlanus</i>	0.06	0.07	0.19	0.17	0.76	0.85	0.10	0.12
<i>Anchoa walkeri</i>	0.11	0.08	23.85	35.05	0.52	0.70	0.06	0.05
<i>Anchovia macrolepidota</i>	0.03	.	0.10	.	0.65	.	0.00	.
<i>Argonauta noury</i>	0.28	0.18	7.09	6.46	0.35	0.12	0.06	0.03
<i>Auxis thazard</i>	1.23	1.10	0.86	1.16	1.72	1.63	0.04	0.08
<i>Balistes polylepis</i>	0.71	0.61	0.92	1.20	0.98	1.15	0.10	0.11
<i>Callinectes bellicosus</i>	0.63	.	12.41	.	0.29	.	0.03	.
<i>Caranx caballus</i>	0.05	0.04	0.42	0.34	0.66	0.29	0.23	0.36
<i>Caranx caninus</i>	0.19	0.14	3.41	7.39	1.28	1.47	0.10	0.13
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	0.09	0.09	0.20	0.04	0.54	0.24	0.05	0.05
<i>Decapterus macrosoma</i>	0.57	0.59	0.66	0.80	1.20	1.20	0.07	0.06
<i>Dosidicus gigas</i>	0.53	0.55	4.63	8.97	1.76	2.38	0.29	1.03
<i>Etropus crossotus</i>	0.15	0.15	0.14	0.08	1.47	0.67	0.35	0.28
<i>Fistularia corneta</i>	0.27	0.27	5.65	7.37	1.37	1.21	0.61	0.82

Tabla 40 Continuación

	<i>Haemulopsis nitidus</i>	0.07	0.10	7.74	8.93	1.68	1.56	0.45	0.67
	<i>Hemiramphus saltator</i>	0.04	0.04	99.33	283.34	0.39	0.36	0.43	0.98
	<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	0.55	0.58	2.30	1.17	0.09	0.06	0.79	0.99
	<i>Litopenaeus</i> spp.	0.01	0.01	2.08	0.64	0.11	0.05	1.43	1.97
	<i>Litopenaeus vannamei</i>	0.09	0.10	32.07	71.48	0.61	0.31	0.68	1.48
	<i>Mugil cephalus</i>	0.46	0.27	1.53	3.76	1.38	1.28	0.30	0.61
	<i>Mugil curema</i>	0.18	0.19	5.58	6.68	1.44	1.44	0.07	0.06
	<i>Onychoteuthis banksii</i>	0.03	0.03	0.22	0.14	0.52	0.22	0.02	0.02
	<i>Opishtonema libertate</i>	0.21	0.24	0.16	0.12	1.60	0.96	0.14	0.20
	<i>Oreochromis</i> sp.	0.06	.	0.08	.	0.36	.	0.10	.
	<i>Pleuroncodes planipes</i>	0.70	0.19	5.33	3.50	0.17	0.02	0.02	0.02
	<i>Pomadasys macracanthus</i>	0.34	0.32	1.28	1.05	0.85	0.83	0.14	0.12
	<i>Portunus xantusii</i>	1.45	.	25.04	.	0.67	.	0.03	.
	<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	3.5	.	0.5	.	3.1	.	0.19	.
	<i>Scomber japonicus</i>	0.22	0.37	42.58	59.43	0.79	1.08	0.17	0.26
	<i>Scomberomorus sierra</i>	0.39	0.33	0.09	0.02	0.41	0.09	0.06	0.04
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	0.12	0.10	19.65	34.97	2.19	0.92	0.05	0.05
	<i>Selene peruviana</i>	0.13	0.26	6.35	4.32	1.04	0.95	0.06	0.13
	<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	0.43	0.44	0.48	0.37	0.77	0.99	0.00	0.00
TG3	<i>Coryphaena hippurus</i>	0.59	0.56	13.63	37.44	1.73	3.46	0.07	0.22
	<i>Istiophorus platypterus</i>	1.56	0.63	4.13	4.32	39.16	32.65	0.01	0.01
	<i>Kajikia audax</i>	0.48	0.48	0.93	1.24	18.04	21.03	0.00	0.01
	<i>Makaira nigricans</i>	0.63	0.92	11.64	15.84	52.54	37.91	0.01	0.01
	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	0.33	0.24	2.40	3.79	1.55	1.25	0.49	0.68
	<i>Sphyrna lewini</i>	1.71	0.96	0.69	0.60	11.74	5.90	0.01	0.00
	<i>Synodus scituliceps</i>	0.29	0.37	4.42	6.33	0.58	0.29	0.44	0.98
	<i>Thunnus albacares</i>	0.54	0.39	1.52	1.44	29.16	30.73	0.02	0.04

Tabla 41 Promedio y desviación estándar de los valores de BSAF en elementos esenciales con respecto al hábito alimenticio de los organismos colectados en el sureste del golfo de California.

Hábito alimenticio	Cu	Mn	Se	Zn
Autótrofo	0.18±0.16 ^{ab}	0.03±0.02 ^{ab}	0.71±0.99 ^b	1.76±3.59 ^{ab}
Carnívoro	0.39±0.51 ^b	0.01±0.01 ^b	2.01±2.79 ^b	1.11±2.26 ^b
Herbívoro	0.31±0.37 ^b	0.01±0.01 ^b	1.38±1.53 ^b	0.72±0.73 ^b
Omnívoro	0.34±0.30 ^b	0.01±0.02 ^b	2.25±3.52 ^b	1.07±1.09 ^b
Planctívoro	0.56±0.91 ^b	0.03±0.05 ^a	2.66±3.10 ^b	1.06±3.03 ^b
Depredador tope	2.25±5.28 ^a	0.01±0.03 ^b	6.28±4.29 ^a	3.60±6.30 ^a

*Tukey test A>B>C ($p<0.05$)

Tabla 42 Promedio y desviación estándar de los valores de BSAF en elementos no esenciales con respecto al hábito alimenticio de los organismos colectados en el sureste del golfo de California.

Hábito alimenticio	As	Cd	Hg	Pb
Autótrofo	0.01±0.01 ^b	2.90±5.90 ^{ab}	1.00±1.73 ^b	0.24±0.37 ^b
Carnívoro	0.59±1.11 ^b	7.52±22.7 ^b	1.24±1.51 ^b	0.19±0.49 ^b
Herbívoro	0.34±1.28 ^b	35.68±158 ^a	0.69±0.74 ^b	0.20±0.56 ^a
Omnívoro	0.44±0.60 ^b	7.03±26.8 ^{ab}	1.20±1.52 ^b	0.36±0.85 ^b
Planctívoro	0.06±0.10 ^b	18.5±41.4 ^{ab}	9.38±25.3 ^b	1.21±2.39 ^b
Depredador tope	1.63±2.15 ^a	6.04±18.7 ^b	27.03±32 ^a	0.02±0.10 ^b

*Tukey test A>B>C ($p<0.05$)

A continuación, se muestran los valores de BSAF en las especies marinas con respecto al hábitat y al gremio trófico. El BSAF_{Cu} presentó los valores mayores en organismos de hábitat pelágico ($\bar{X}= 1.14$) y los valores menores en los organismos de origen bentónico ($\bar{X}= 0.09$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre hábitats $p<0.05$. De acuerdo con los valores por gremios tróficos los valores mayores se encontraron en el grupo TG3 ($\bar{X}= 1.73$), mientras que los menores se registraron en el TG1 ($\bar{X}= 0.35$). Se encontraron diferencias significativas $p<0.05$ entre los grupos TG3 vs TG1 y TG2 (Fig. 37).

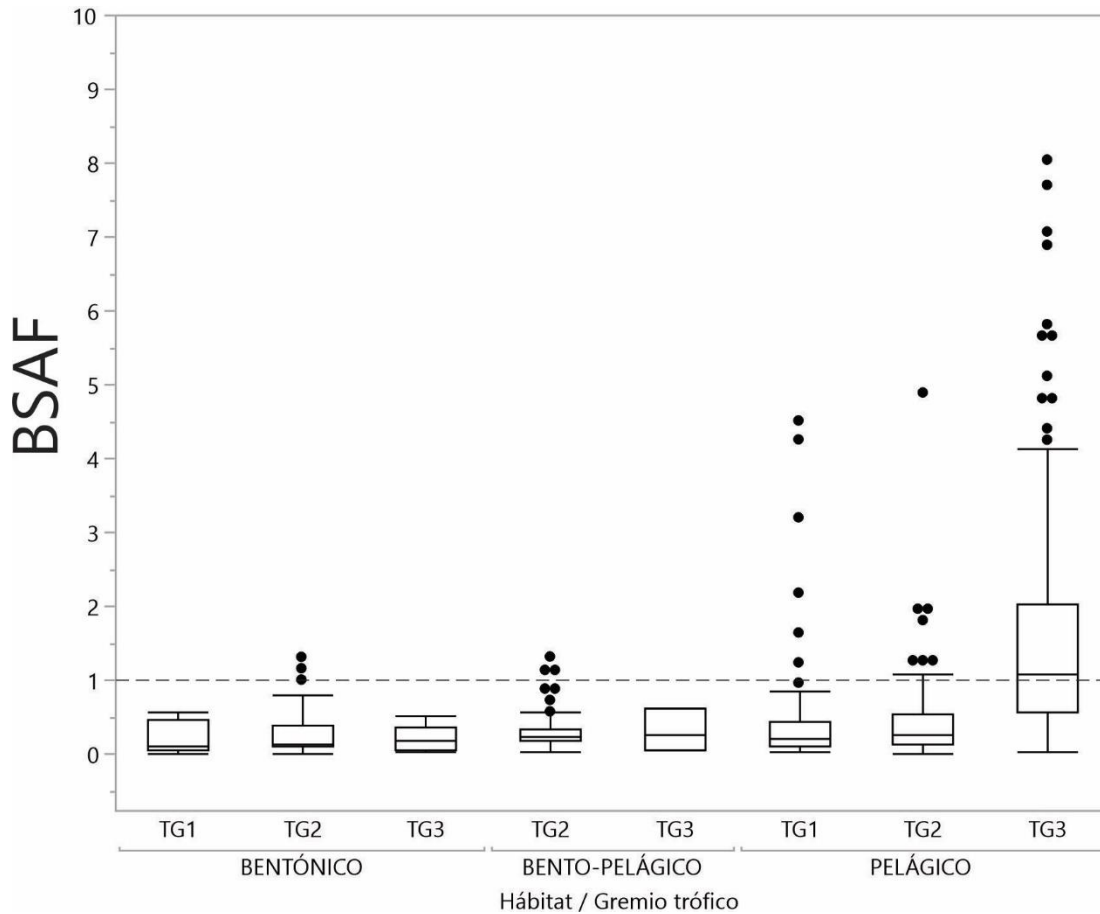


Figura 37 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Cu en organismos marinos colectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).

El $BSAF_{Mn}$ presentó los valores mayores en organismos de hábitat bentopelágico ($\bar{X}= 0.01$) y los valores menores en los organismos de origen pelágico ($\bar{X}= 0.09$). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre el hábitat. De acuerdo con los valores por gremios tróficos los valores mayores se encontraron en el grupo TG1 ($\bar{X}= 0.02$), mientras que los menores se registraron en el TG3 ($\bar{X}= 0.007$). Se encontraron diferencias significativas $p<0.05$ entre los grupos TG1 vs TG2 y TG3 (Fig. 38).

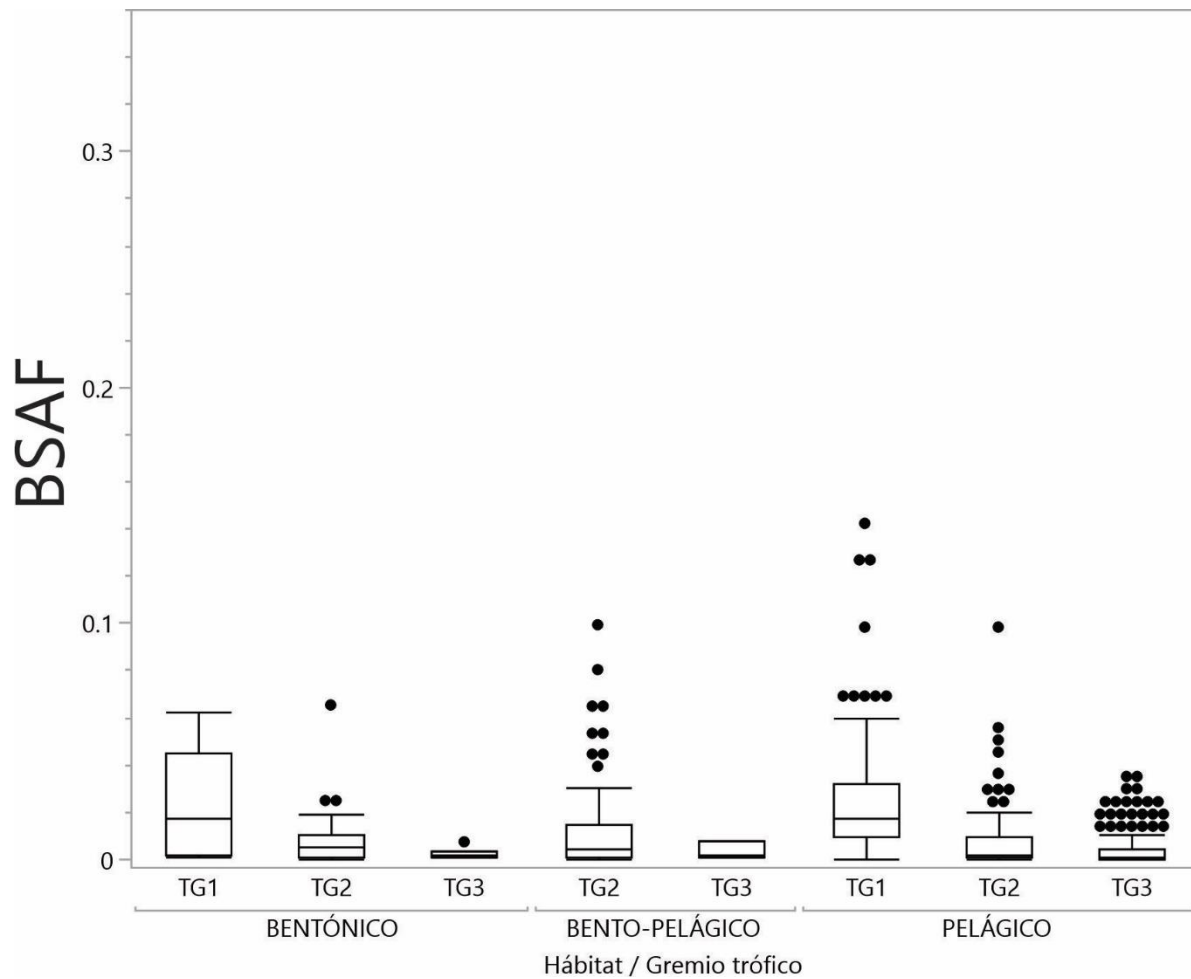


Figura 38 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Mn en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California.

El $BSAF_{Zn}$ presentó los valores mayores en organismos de hábitat pelágico ($\bar{X}= 2.2$) y los valores menores en los organismos de origen bentónico ($\bar{X}= 0.09$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre hábitats $p<0.05$. De acuerdo con los valores por gremios tróficos, los valores mayores se encontraron en el grupo TG3 ($\bar{X}= 3.3$), mientras que los menores se registraron en el TG2 ($\bar{X}= 1.1$). Se encontraron diferencias significativas $p<0.05$ entre los grupos TG3 vs TG1 y TG2 (Fig. 39).

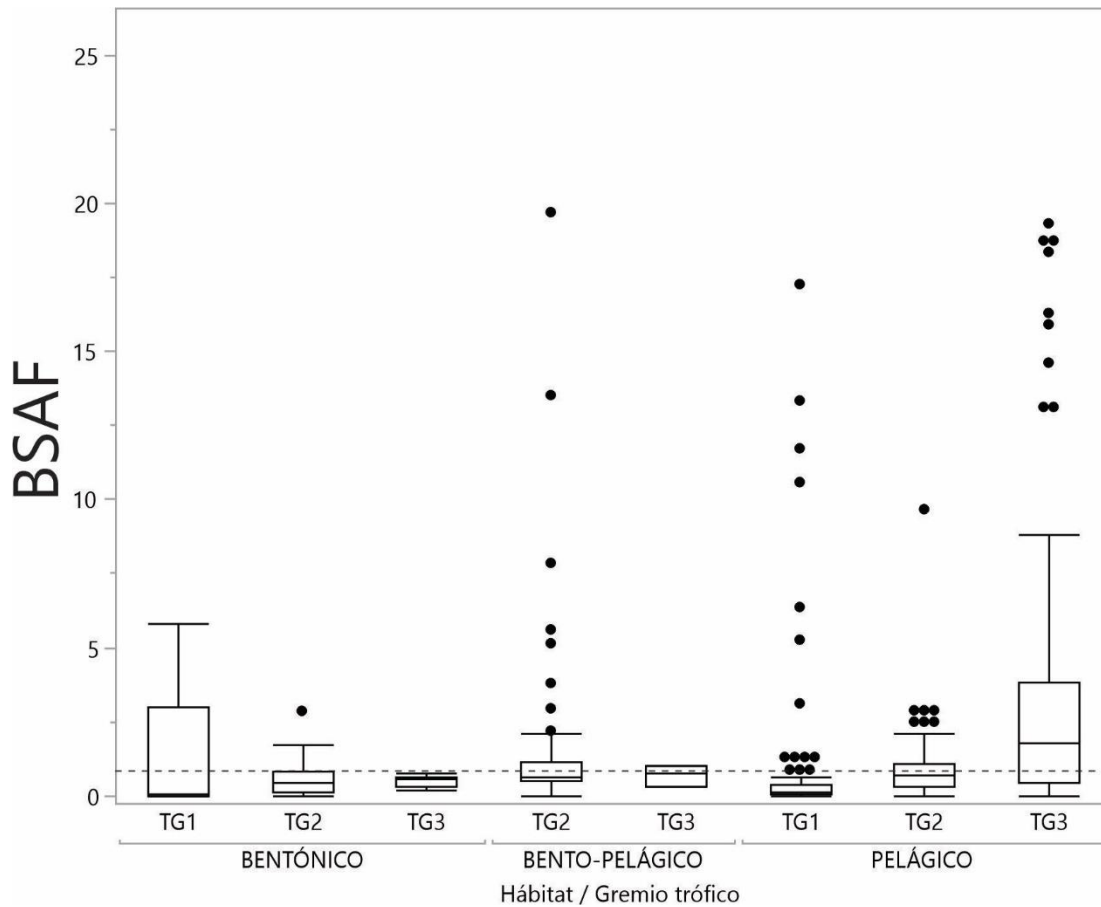


Figura 39 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Zn en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).

El $BSAF_{Se}$ presentó los valores mayores en organismos de hábitat pelágico ($\bar{X}= 4.0$) y los valores menores en los organismos de origen bentopelágico ($\bar{X}= 1.80$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre hábitats $p<0.05$. De acuerdo con los valores por gremios tróficos, los valores mayores se encontraron en el grupo TG3 ($\bar{X}= 5.8$), mientras que los menores se registraron en el TG2 ($\bar{X}= 1.8$). Se encontraron diferencias significativas $p<0.05$ entre los grupos TG3 vs TG1 y TG2 (Fig. 40).

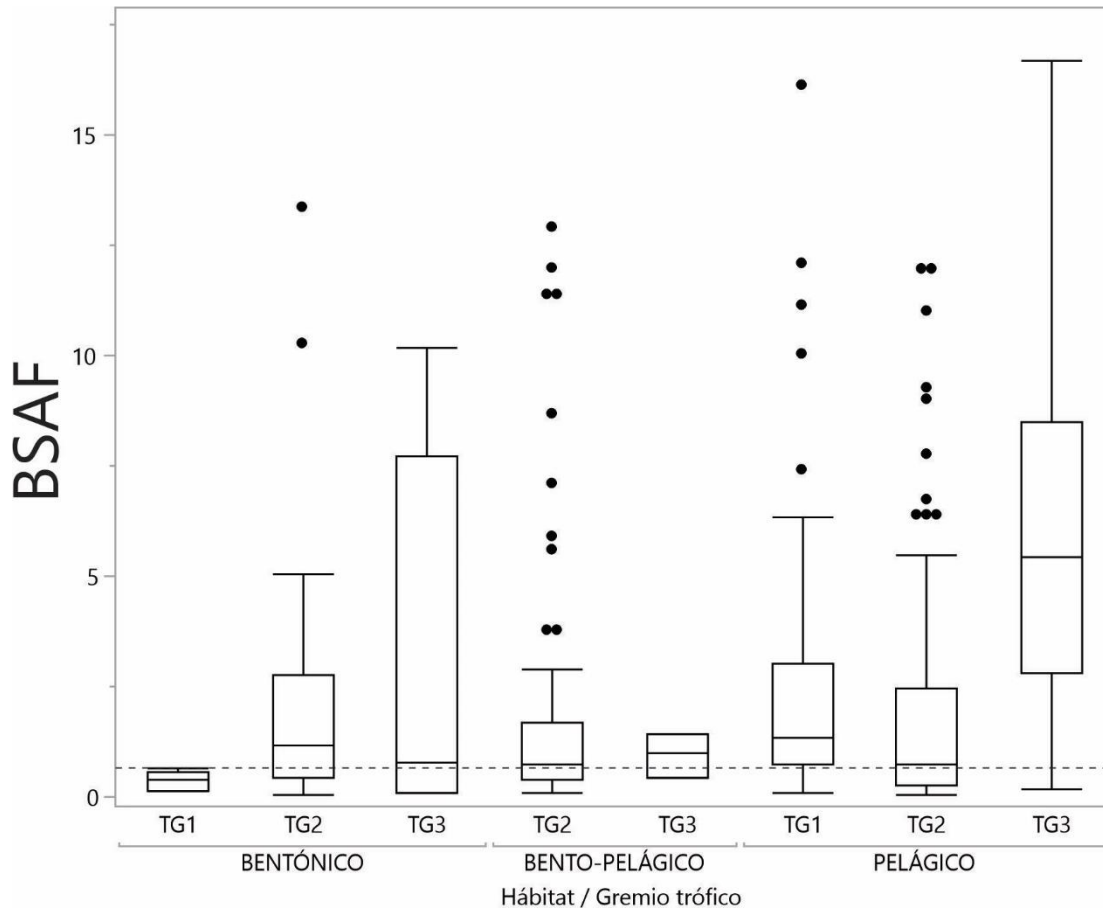


Figura 40 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Se en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).

El $BSAF_{As}$ presentó los valores mayores en organismos de hábitat pelágico ($\bar{X}= 1.08$) y los valores menores en los organismos de origen bentónico ($\bar{X}= 0.25$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre hábitats $p<0.05$. De acuerdo con los valores por gremios tróficos los valores mayores se encontraron en el grupo TG3 ($\bar{X}= 1.60$), mientras que los menores se registraron en el TG1 ($\bar{X}= 0.04$). Se encontraron diferencias significativas $p<0.05$ entre los grupos TG3 vs TG1 y TG2 (Fig. 41).

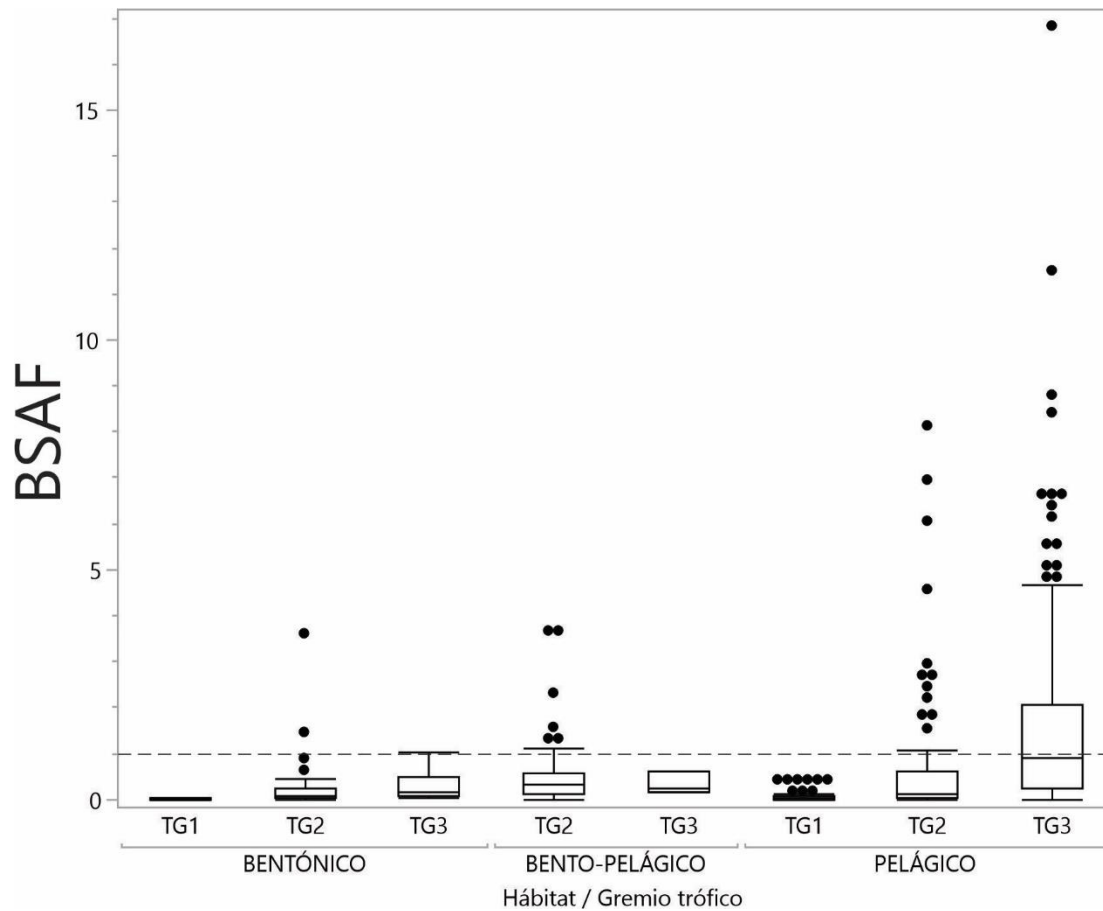


Figura 41 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de As en organismos marinos colectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).

El $BSAF_{Cd}$ presentó los valores mayores en organismos de hábitat bentónico ($\bar{X}= 3.7$) y los valores menores en los organismos de origen bentopelágico ($\bar{X}= 1.8$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre hábitats ($p<0.05$). De acuerdo con los valores por gremios tróficos, los valores mayores se encontraron en el grupo TG1 ($\bar{X}= 4.6$), mientras que los menores se registraron en el TG2 ($\bar{X}= 2.8$). Se encontraron diferencias significativas $p<0.05$ entre todos los gremios tróficos (Fig. 42).

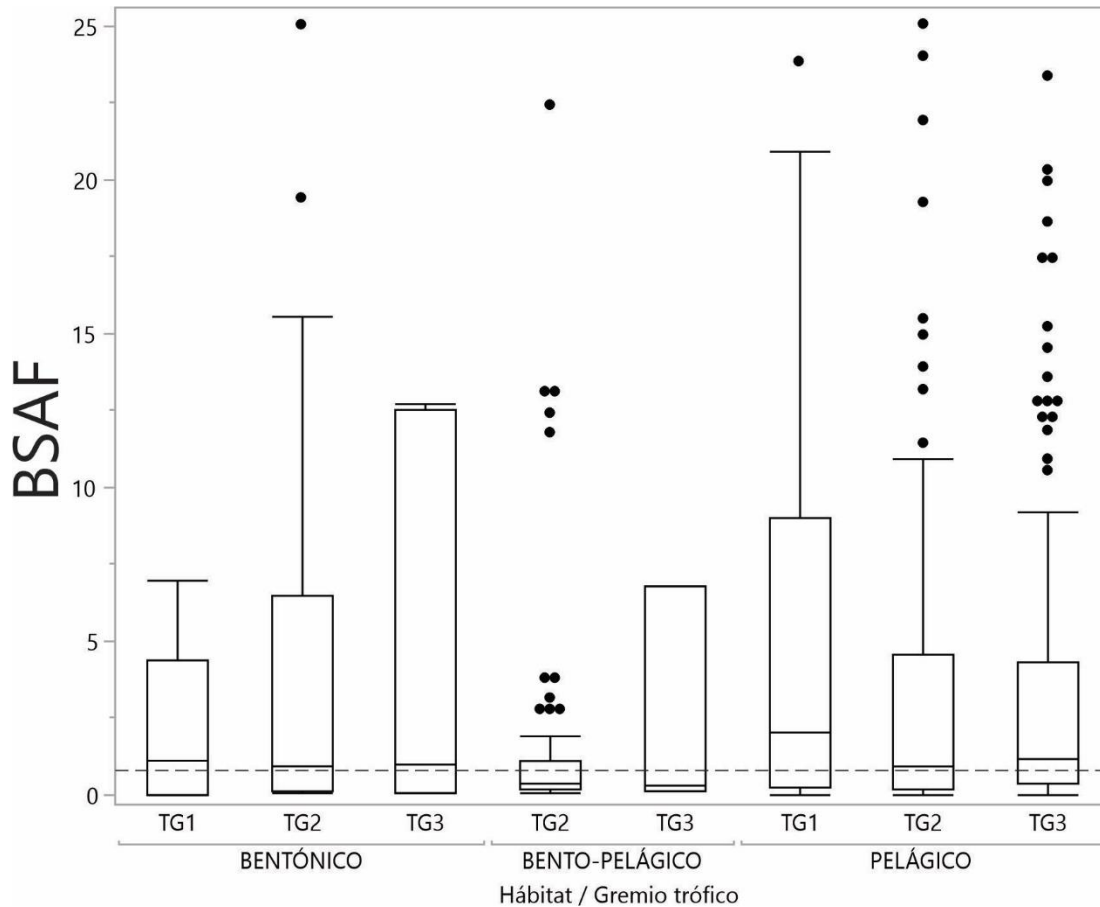


Figura 42 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Cd en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).

El $BSAF_{Hg}$ presentó los valores mayores en organismos de hábitat pelágico ($\bar{X}= 15$) y los valores menores en los organismos de origen bentónico ($\bar{X}= 0.94$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre hábitats ($p<0.05$). De acuerdo con los valores por gremios tróficos, los valores mayores se encontraron en el grupo TG3 ($\bar{X}= 25$), mientras que los menores se registraron en el TG2 ($\bar{X}= 1.1$). Se encontraron diferencias significativas $p<0.05$ entre los grupos TG3 vs TG1 y TG2 (Fig. 43).

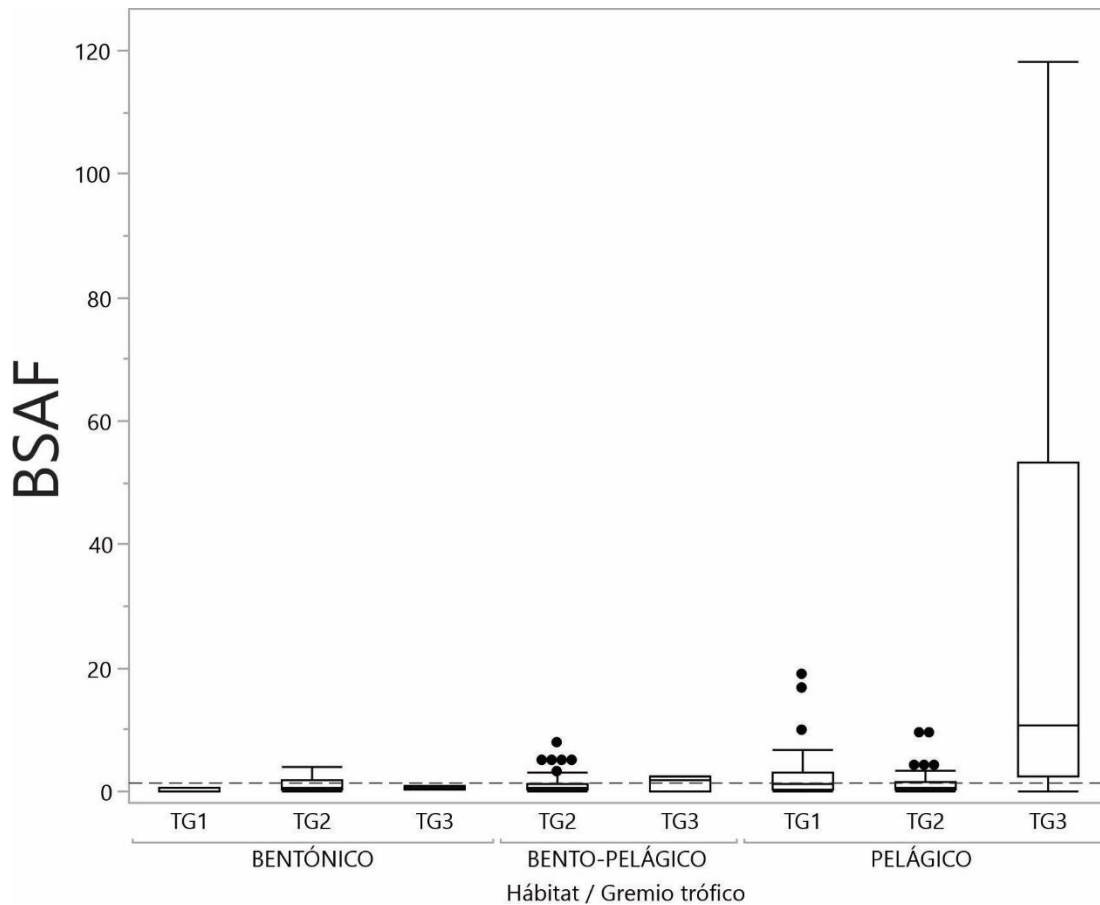


Figura 43 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Hg en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).

El $BSAF_{Pb}$ presentó los valores mayores en organismos de hábitat bentopelágico ($\bar{X}= 0.30$) y los valores menores en los organismos de origen pelágico ($\bar{X}= 0.15$). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre hábitats $p>0.05$. De acuerdo con los valores por gremios tróficos, los valores mayores se encontraron en el grupo TG1 ($\bar{X}= 0.51$), mientras que los menores se registraron en el TG3 ($\bar{X}= 0.04$). Se encontraron diferencias significativas $p<0.05$ entre los gremios tróficos (Fig. 44).

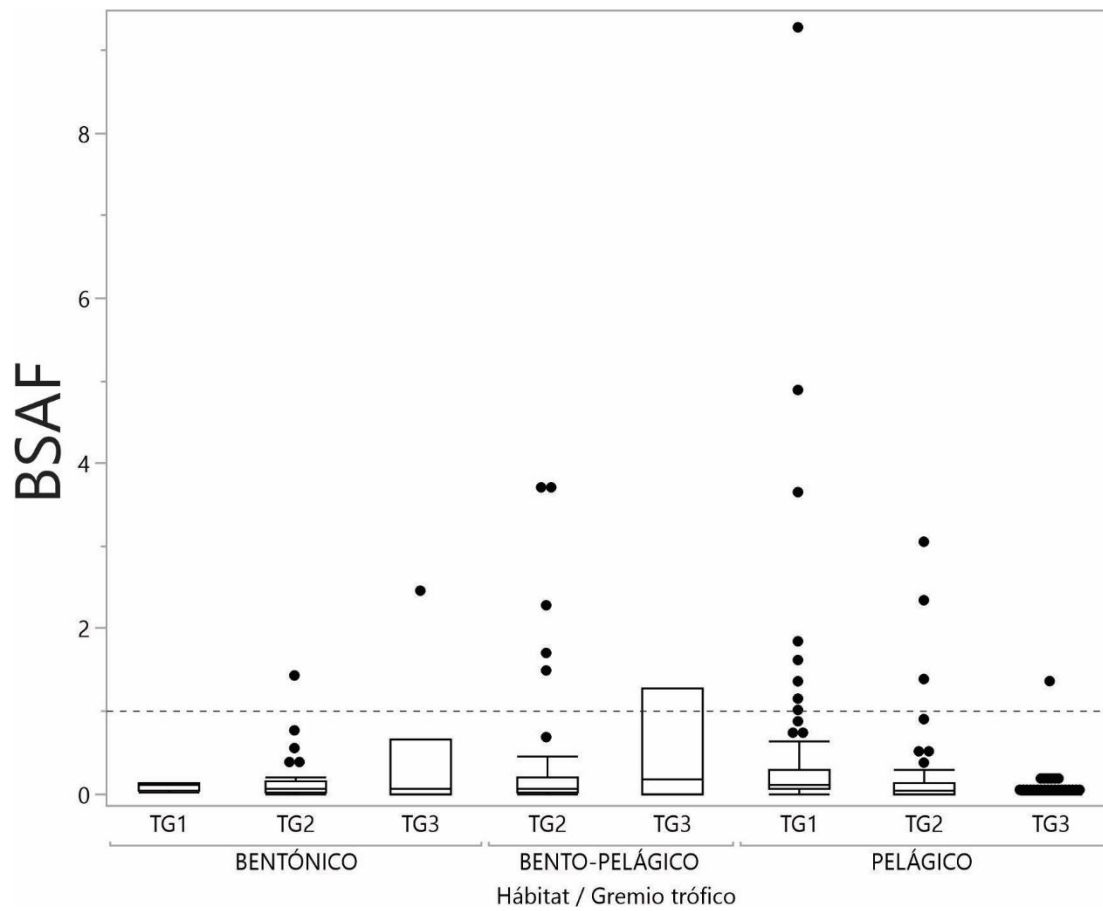


Figura 44 Factor de bioacumulación mediante sedimentos (BSAF) de Pb en organismos marinos recolectados en el sureste del golfo de California. Valores sobre la línea punteada representan bioacumulación (>1).

Factor de magnificación trófico (FMT)

Se realizó un análisis de regresión lineal entre los valores de PT y el logaritmo transformado de la concentración de elementos traza en todos los organismos que componen la red trófica el cual se muestra en las Figuras 45 y 46. Los elementos As ($R^2= 0.0.2791$; $p<.0001$), Cu ($R^2= 0.194$; $p<.0001$), Hg ($R^2= 0.2656$; $p<.0001$), Se ($R^2= 0.1587$; $p<.0001$) y Zn ($R^2= 0.1575$; $p<.0001$) mostraron una relación directa con respecto al valor del PT de los organismos. Mientras que Mn ($R^2= 0.1614$; $p<.0001$) y Pb ($R^2= 3273$; $p<.0001$) presentaron una relación negativa entre los valores de PT. Cd ($R^2= 0.00065$; $p= 0.0705$) no mostró ninguna tendencia con respecto al valor del PT.

Con base en el valor de la pendiente (β) del logaritmo transformado de la concentración de ET con respecto al valor del PT se calculó el factor de magnificación trófico (FMT). Los valores presentaron el siguiente orden decreciente As (FMT= 3.54) < Hg (FMT= 3.23) < Zn (FMT= 2.18) < Cu (FMT= 1.94) < Se (FMT= 1.90). Los ET Mn y Pb presentaron tendencia negativa, lo cual indica que no son transferibles en la red trófica del sureste del golfo de California. Mientras Cd no presentó relaciones tróficas.

Se realizó el análisis de regresión en las muestras de organismos marinos con respecto al gremio trófico (Tabla 43). Dentro del grupo TG1 se observó biomagnificación (FMT>1) en el elemento Se (FMT= 1.73; $p=0.0005$), Cd (FMT= 2.95; $p=0.0012$) y Hg (FMT= 1.94; $p=0.0062$). El resto de los elementos mostraron tendencias positivas a excepción de Mn y Pb, los cuales no mostraron ninguna tendencia dentro del grupo de consumidores primarios. Dentro del grupo TG2 se observó biomagnificación en los elementos As (FMT= 2.39; $p<.0001$), Cu (FMT= 1.34; $p=0.015$) y Hg (FMT= 1.38; $p=0.0268$). Mientras Mn y Pb mostraron biodilución ($p<0.05$). El resto de los elementos mostraron tendencias positivas no significativas $p>0.05$. Por su parte en el grupo TG3 obtuvo biomagnificación para Cu (FMT= 1.14; $p<.0.0269$) y Hg (FMT= 8.5; $p<.0001$). Mientras Mn y Pb mostraron biodilución $p<0.05$. El resto de los elementos mostraron tendencias positivas no significativas ($p>0.05$).

Posteriormente se realizó el análisis de regresión por hábitat (Tabla 44), en el ambiente bentónico se observó biomagnificación de As (FMT=3.16; $p<.0.0417$). Los ET Mn y Pb mostraron una tendencia negativa no significativa. Mientras que el resto de los ET presentaron una tendencia positiva no significativa.

Los organismos de origen bentopelágico mostraron biomagnificación de Hg (FMT=1.86; $p < 0.0459$). Mientras que los ET Se, Cd y Pb fueron biodiluidos ($p < 0.05$). Mn no mostró ningún tipo de tendencia y el resto de los ET presentaron tendencias positivas no significativas.

Se encontró biomagnificación de Cu (FMT=1.99; $p < 0.0001$), Se (FMT=1.94; $p < 0.0001$), Zn (FMT=2.23; $p < 0.0001$), As (FMT=3.63; $p < 0.0001$) y Hg (FMT=3.16; $p < 0.0001$) en organismos de ambiente pelágico. Por otra parte, Mn y Pb fueron biodiluidos ($p < 0.05$). El resto de los elementos mostraron tendencias positivas no significativas.

Del mismo modo, se realizó un último análisis de regresión con respecto al hábito alimenticio de los organismos (Tabla 45). Los organismos carnívoros mostraron biomagnificación de As (FMT=1.99; $p < 0.0001$) y biodilución de Mn y Pb ($p < 0.05$). Cu no mostró ninguna tendencia, Se y Cd mostraron tendencias negativas no significativas, mientras que Hg y Zn mostraron tendencias positivas no significativas ($p > 0.05$).

Los organismos de hábitos herbívoros mostraron biomagnificación de Cu (FMT=7.94; $p < 0.0001$) y As (FMT=4.78; $p < 0.0334$). El resto de los elementos no presentaron tendencias significativas. Mientras que los omnívoros presentaron únicamente biomagnificación de Hg (FMT=2.45; $p = 0.0021$). El resto de los ET no presentaron tendencias significativas.

Finalmente, los depredadores tope mostraron biomagnificación de Hg (FMT=7.58; $p < 0.0001$) y biodilución de Mn y Pb $p < 0.05$. El resto de los ET no presentaron tendencias significativas.

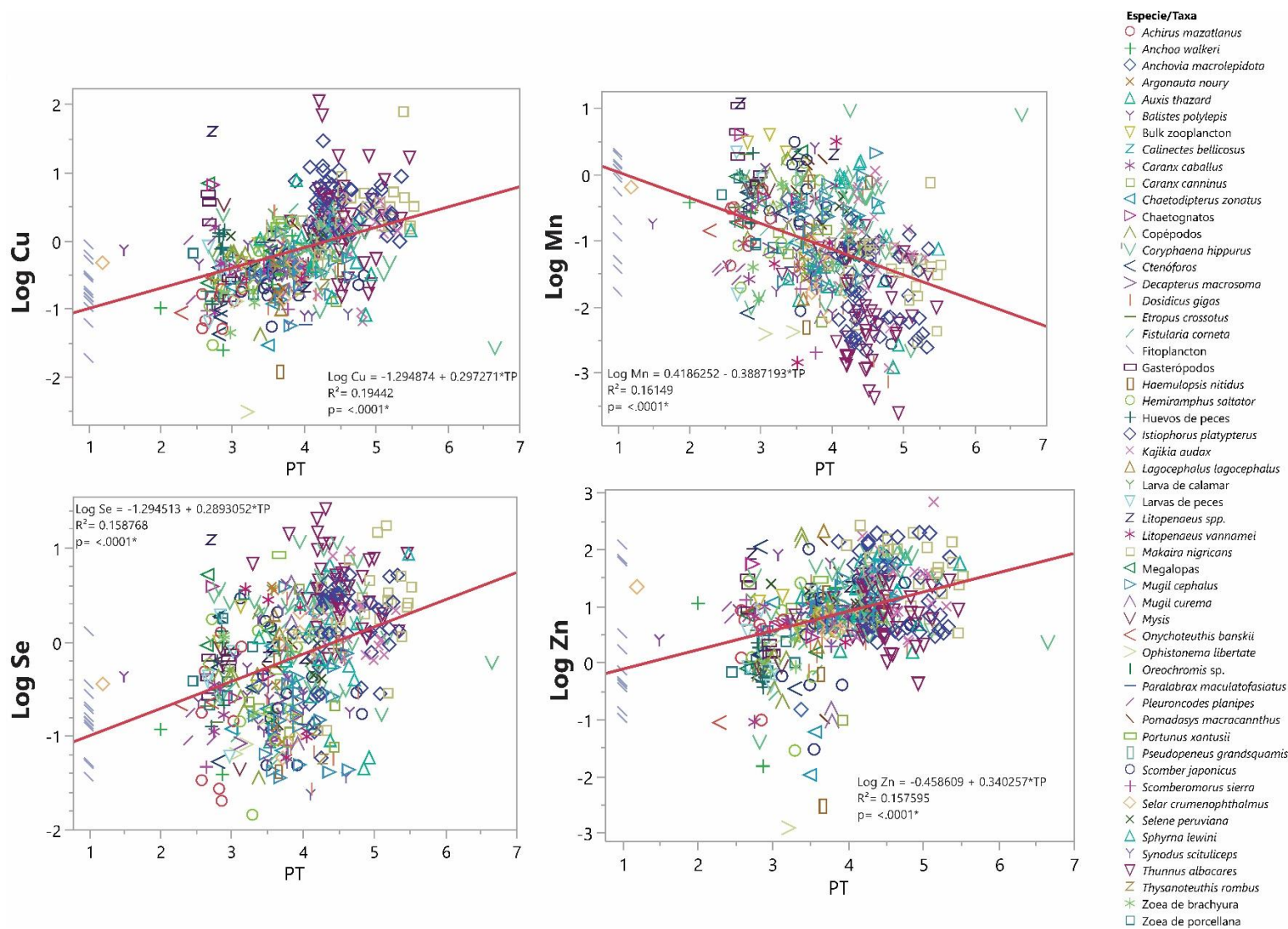


Figura 45 Regresión lineal entre el \log_{10} de la concentración de Cu, Mn, Se y Zn en organismos marinos y la posición trófica calculada mediante los valores de $\delta^{15}\text{N}$ (tejido muscular y organismo completo). En la ecuación del modelo, Y denota el logaritmo transformado de la concentración y X denota la posición trófica. Los valores de R^2 y p denotan el coeficiente de determinación y la significancia de la regresión (via t-test), respectivamente.

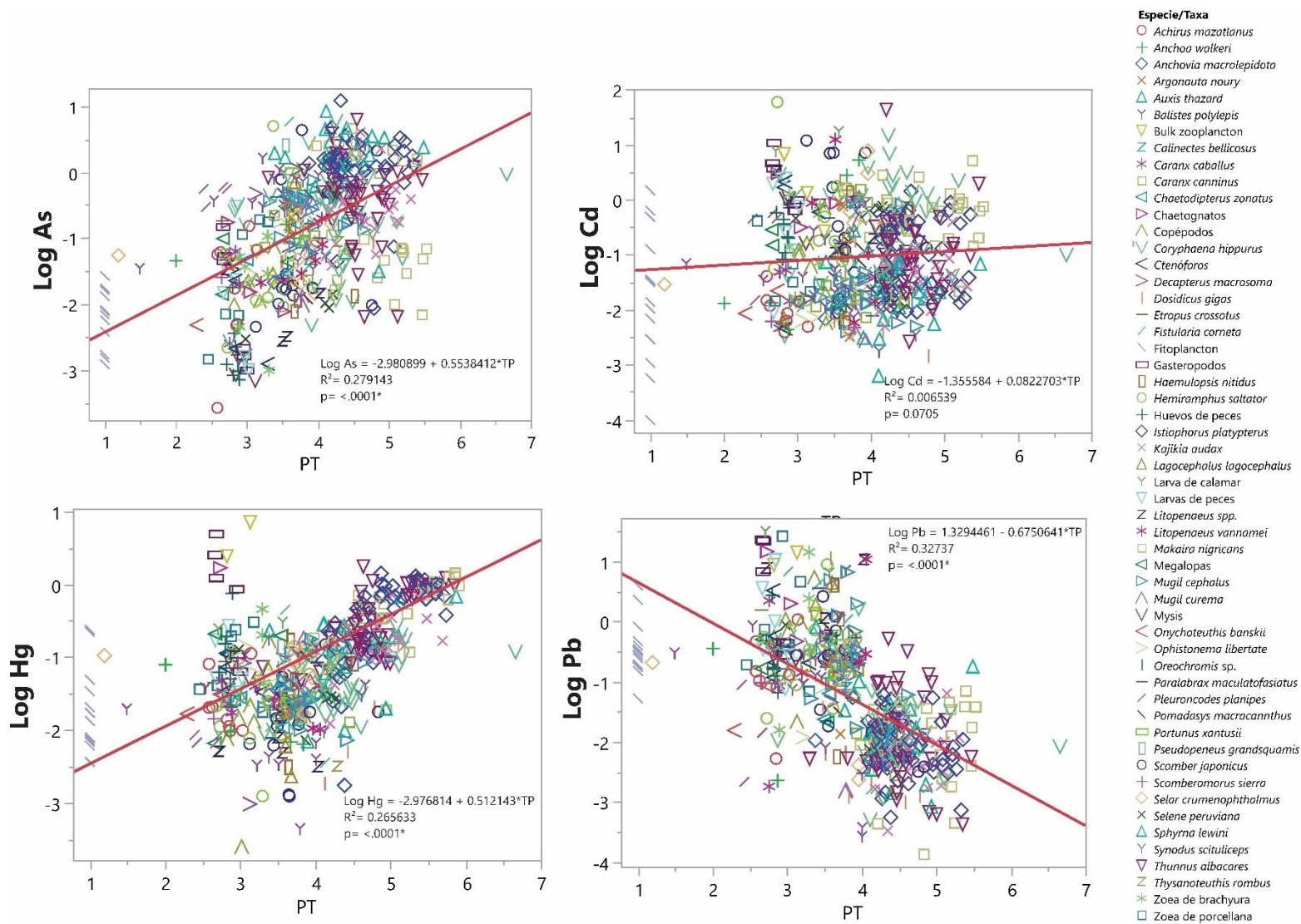


Figura 46 Regresión lineal entre el \log_{10} de la concentración de As, Cd, Hg y Pb en organismos marinos y la posición trófica calculada mediante los valores de $\delta^{15}\text{N}$ (tejido muscular y organismo completo). En la ecuación del modelo, Y denota el logaritmo transformado de la concentración y X denota la posición trófica. Los valores de R^2 y p denotan el coeficiente de determinación y la significancia de la regresión (via t-test), respectivamente.

Tabla 43 Análisis de regresión del Logaritmo de la concentración de elementos traza con respecto a la posición trófica (PT) de los organismos por gremio trófico, r^2 , valor de p en el ajuste del modelo, tendencia (positiva, negativa o N/A) y valor de FMT.

Gremio trófico	Elemento	Ajuste lineal (β)	r^2	p value	Tendencia	TMF
TG1	Cu	Log Cu = -0.791669 + 0.1314853*PT	0.04346	0.0688	+	-
TG1	Mn	Log Mn = -0.405648 + 0.02373* PT	0.001001	0.7847	NA	-
TG1	Se	Log Se = -1.028972 + 0.240833* PT	0.151379	0.0005	+	1.73
TG1	Zn	Log Zn = -0.032648 + 0.1299784* PT	0.019953	0.2204	+	-
TG1	As	Log As = -2.418619 + 0.1809973*PT	0.038633	0.0867	+	-
TG1	Cd	Log Cd = -2.064372 + 0.4752925*PT	0.130909	0.0012	+	2.95
TG1	Hg	Log Hg = -1.936821 + 0.2914873*PT	0.095762	0.0062	+	1.94
TG1	Pb	Log Pb = -0.485449 + 0.1037895*PT	0.011799	0.347	NA	-
TG2	Cu	Log Cu = -0.926345 + 0.1387695*PT	0.028647	0.015	+	1.34
TG2	Mn	Log Mn = -0.067424 - 0.2560558*PT	0.038249	0.0048	-	-
TG2	Se	Log Se = -0.576807 + 0.0116858*PT	0.000136	0.8679	NA	-
TG2	Zn	Log Zn = 0.0122438 + 0.1876231*PT	0.020373	0.0407	+	-
TG2	As	Log As = -2.369082 + 0.3869215*PT	0.08058	<.0001	+	2.39
TG2	Cd	Log Cd = -1.300095 + 0.0201319*PT	0.000157	0.8582	NA	-
TG2	Hg	Log Hg = -2.087944 + 0.1461664*PT	0.02381	0.0268	+	1.38
TG2	Pb	Log Pb = 1.3292742 - 0.6503912*PT	0.137947	<.0001	-	0.52
TG3	Cu	Log Cu = -0.49874 + 0.1571429*PT	0.022478	0.0269	+	1.41
TG3	Mn	Log Mn = -0.176384 - 0.2745783*PT	0.02757	0.0141	-	0.76
TG3	Se	Log Se = -0.249919 + 0.1053901*PT	0.011634	0.1123	+	-
TG3	Zn	Log Zn = 0.6029196 + 0.130089*PT	0.012561	0.0988	+	-
TG3	As	Log As = -0.584299 + 0.0495532*PT	0.001223	0.6076	+	-
TG3	Cd	Log Cd = -1.349803 + 0.0914464*PT	0.003578	0.3795	+	-
TG3	Hg	Log Hg = -4.624211 + 0.9349418*PT	0.346074	<.0001	+	8.5
TG3	Pb	Log Pb = 0.5274018 - 0.5323591*PT	0.136345	<.0001	-	0.58

Tabla 44 Análisis de regresión del Logaritmo de la concentración de elementos traza con respecto a la posición trófica (PT) de los organismos por hábitat, r², valor de p en el ajuste del modelo, tendencia (positiva, negativa o N/A) y valor de FMT.

Habitat	Elemento	Ajuste lineal (β)	r ²	p value	Tendencia	TMF
Bentónico	Cu	Log Cu = -1.216376 + 0.1818943*PT	0.040897	0.2514	+	-
Bentónico	Mn	Log Mn = 0.0573898 - 0.2986022*PT	0.083252	0.0979	-	-
Bentónico	Se	Log Se = -1.560982 + 0.3163065*PT	0.06775	0.1371	+	-
Bentónico	Zn	Log Zn = 0.0803488 + 0.1125456*PT	0.005997	0.6633	+	-
Bentónico	Cd	Log Cd = -3.378885 + 0.581689*PT	0.115145	0.0506	+	+
Bentónico	As	Log As = -2.989045 + 0.5036267*PT	0.123335	0.0417	+	3.16
Bentónico	Hg	Log Hg = -1.758732 + 0.074112*PT	0.010868	0.5574	+	-
Bentónico	Pb	Log Pb = 0.3955251 - 0.3817868*PT	0.051017	0.199	-	-
Bentopelágico	Cu	Log Cu = 0.2820242 - 0.1810988*PT	0.048939	0.0637	-	-
Bentopelágico	Mn	Log Mn = -1.057847 + 0.0567757*PT	0.001347	0.7612	NA	-
Bentopelágico	Se	Log Se = 0.4598052 - 0.2651449*PT	0.055346	0.0483	-	-
Bentopelágico	Zn	Log Zn = 0.7034368 + 0.0576596*PT	0.002873	0.6571	+	-
Bentopelágico	As	Log As = -1.530133 + 0.1994145*PT	0.023668	0.2002	+	-
Bentopelágico	Cd	Log Cd = -0.17747 - 0.3198587*PT	0.046645	0.0705	-	-
Bentopelágico	Hg	Log Hg = -2.606797 + 0.2749038*PT	0.056537	0.0459	+	1.86
Bentopelágico	Pb	Log Pb = 2.5611562 - 0.9028655*PT	0.184932	0.0002	-	-
Pelágico	Cu	Log Cu = -1.248904 + 0.3019291*PT	0.2243	<.0001	+	1.99
Pelágico	Mn	Log Mn = 0.4675828 - 0.4086042*PT	0.191878	<.0001	-	-
Pelágico	Se	Log Se = -1.249666 + 0.2960016*PT	0.201963	<.0001	+	1.94
Pelágico	Zn	Log Zn = -0.508113 + 0.3532666*PT	0.185475	<.0001	+	2.23
Pelágico	As	Log As = -3.044269 + 0.5681139*PT	0.307747	<.0001	+	3.63
Pelágico	Cd	Log Cd = -1.186125 + 0.0604314*PT	0.004048	0.2064	NA	-
Pelágico	Hg	Log Hg = -2.840146 + 0.5069154*PT	0.286998	<.0001	+	3.16
Pelágico	Pb	Log Pb = 1.1868824 - 0.6576044*PT	0.370082	<.0001	-	-

Tabla 45 Análisis de regresión del Logaritmo de la concentración de elementos traza con respecto a la posición trófica (PT) de los organismos por hábito alimenticio, r^2 , valor de p en el ajuste del modelo, tendencia (positiva, negativa o N/A) y valor de FMT.

Habito alimenticio	Elemento	Ajuste lineal (β)	r^2	p value	Tendencia	TMF
Carnívoros	Cu	Log Cu = -0.498878 + 0.0224919*PT	0.000866	0.73	NA	-
Carnívoros	Mn	Log Mn = 0.5316963 - 0.4395514*PT	0.113936	<.0001	-	-
Carnívoros	Se	Log Se = -0.243593 - 0.0761175*PT	0.005951	0.365	-	-
Carnívoros	Zn	Log Zn = 0.1978269 + 0.1337158*PT	0.011125	0.2149	+	-
Carnívoros	As	Log As = -2.02632 + 0.3050973*PT	0.050397	0.0077	+	1.99
Carnívoros	Cd	Log Cd = -1.105449 - 0.0306916*PT	0.000366	0.8224	-	-
Carnívoros	Hg	Log Hg = -1.852981 + 0.0862187*PT	0.007135	0.3211	+	-
Carnívoros	Pb	Log Pb = 2.4757997 - 0.9751858*PT	0.266335	<.0001	-	-
Herbívoros	Cu	Log Cu = -3.540618 + 0.9026131*PT	0.445328	<.0001	+	7.94
Herbívoros	Mn	Log Mn = -1.127983 + 0.0886816*PT	0.0041	0.7414	NA	-
Herbívoros	Se	Log Se = -1.713436 + 0.3251239*PT	0.06671	0.1761	+	-
Herbívoros	Zn	Log Zn = -0.503068 + 0.2770287*PT	0.015315	0.5224	+	-
Herbívoros	As	Log As = -3.659923 + 0.6861192*PT	0.156959	0.0334	+	4.78
Herbívoros	Cd	Log Cd = -3.955044 + 0.8370553*PT	0.130983	0.0537	+	-
Herbívoros	Hg	Log Hg = -1.150127 - 0.1739408*PT	0.034112	0.3375	-	-
Herbívoros	Pb	Log Pb = -1.722623 + 0.283654*PT	0.030491	0.365	+	-
Omnívoros	Cu	Log Cu = 0.2244754 - 0.1555345*PT	0.035308	0.2111	-	-
Omnívoros	Mn	Log Mn = -1.594562 + 0.2136088*PT	0.021794	0.3275	+	-
Omnívoros	Se	Log Se = -0.114945 - 0.1019482*PT	0.007029	0.5796	-	-
Omnívoros	Zn	Log Zn = 0.691341 + 0.0521191*PT	0.003097	0.7134	NA	-
Omnívoros	As	Log As = -1.195622 + 0.0918328*PT	0.00561	0.6208	NA	-
Omnívoros	Cd	Log Cd = 0.2947081 - 0.4205912*PT	0.06014	0.1004	-	-
Omnívoros	Hg	Log Hg = -3.005589 + 0.3981855*PT	0.19509	0.0021	+	2.45
Omnívoros	Pb	Log Pb = -0.007544 - 0.2110242*PT	0.013587	0.4404	-	-
Planctívoro	Cu	Log Cu = 0.362126 - 0.2518199*PT	0.017112	0.3068	-	-
Planctívoro	Mn	Log Mn = -0.071994 - 0.0871142*PT	0.001539	0.7602	-	-
Planctívoro	Se	Log Se = 0.2173772 - 0.1732202*PT	0.009795	0.4403	+	-
Planctívoro	Zn	Log Zn = -0.504165 + 0.2866224*PT	0.013143	0.371	+	-
Planctívoro	As	Log As = -3.574188 + 0.5648917*PT	0.035602	0.1386	+	-
Planctívoro	Cd	Log Cd = 1.0032348 - 0.5438057*PT	0.024793	0.2178	-	-
Planctívoro	Hg	Log Hg = 0.3047104 - 0.4531781*PT	0.026298	0.2042	-	-
Planctívoro	Pb	Log Pb = 0.4534526 - 0.2081256*PT	0.004523	0.6005	-	-

Tabla 45 Continuación

Depredador tope	Cu	$\text{Log Cu} = -0.206055 + 0.099411 * \text{PT}$	0.009764	0.1546	+	-
Depredador tope	Mn	$\text{Log Mn} = -0.202341 - 0.2695932 * \text{PT}$	0.024991	0.0222	-	-
Depredador tope	Se	$\text{Log Se} = 0.0359475 + 0.0493551 * \text{PT}$	0.002997	0.4311	+	-
Depredador tope	Zn	$\text{Log Zn} = 0.7832864 + 0.0938336 * \text{PT}$	0.006298	0.2534	+	-
Depredador tope	As	$\text{Log As} = -0.377071 + 0.0080268 * \text{PT}$	0.000031	0.9362	NA	-
Depredador tope	Cd	$\text{Log Cd} = -1.306557 + 0.0857571 * \text{PT}$	0.003198	0.416	NA	-
Depredador tope	Hg	$\text{Log Hg} = -4.38591 + 0.8875277 * \text{PT}$	0.319017	<.0001	+	7.58
Depredador tope	Pb	$\text{Log Pb} = 0.0405426 - 0.4306278 * \text{PT}$	0.101018	<.0001	-	-

Factor de biomagnificación trófico calculado por análisis isotópico

Para estimar la capacidad de transferencia entre los ET en la red trófica marina del sureste del golfo de California, se utilizó la ecuación de Phillips y Koch (2002), donde se calcula la biomagnificación o biodilución de los elementos con base en la concentración del ET en el depredador con respecto a la concentración del ET y la contribución relativa de su presa. Con ellos se descarta la posibilidad de sesgar los factores de magnificación asumiendo que una presa es el único alimento consumido por su depredador y donde se incorpora el flujo de la energía dentro de la red trófica. Los valores individuales de BMF_{SIA} se muestran en las gráficas 47 a 54. Y el valor las interacciones promedio se muestran en las Tablas 46, 47 y 48.

La ruta del elemento Cu, comienza por los organismos autótrofos donde eficientemente es transferido a los consumidores primarios, principalmente al grupo arthropoda ($BMF_{SIA}= 260$) y a organismos de nivel trófico medios entre ellos al crustáceo *P. planipes* ($BMF_{SIA}= 164$), y a *F. corneta* ($BMF_{SIA}= 113$). Sin embargo, el Cu es transferido en menor medida en niveles tróficos medios como las anchoas y las sardinas, las interacciones tróficas de este nivel son disipadas y la transferencia del ET es menor en comparación con los consumidores primarios. Los valores de BMF_{SIA} mayores entre consumidor-presa se observaron entre *O. libertate* y *A. thazard* ($BMF_{SIA}= 275$), *B. polylepis* e *I. platypterys* ($BMF_{SIA}= 275$), *S. japonicus* e *I. platypterus* ($BMF_{SIA}= 307$), *S. japonicus* y *T. albacares* ($BMF_{SIA}= 123$). Las interacciones entre las presas de *S. lewini* y *K. audax* fueron de menor magnitud en comparación que el resto de los depredadores ($BMF_{SIA} \geq 50$). De manera general, a nivel de especies los valores promedio mayores de BMF_{SIA} de Cu se encontraron en *B. polylepis* (146 ± 14) y las menores en el grupo de camarones (1 ± 2), las presas de origen bentopelágico ($BMF_{SIA}= 112 \pm 138$) fueron los organismos que presentaron las interacciones con valores de biomagnificación mayores que el resto de los organismos $p < 0.05$. Mientras que, en términos de hábito alimenticio se encontraron diferencias significativas $p < 0.05$, los organismos autótrofos ($BMF_{SIA}= 103 \pm 133$) fueron los que presentaron mayor eficiencia de transferencia y los menores se observaron en organismos omnívoros ($BMF_{SIA}= 11 \pm 21$).

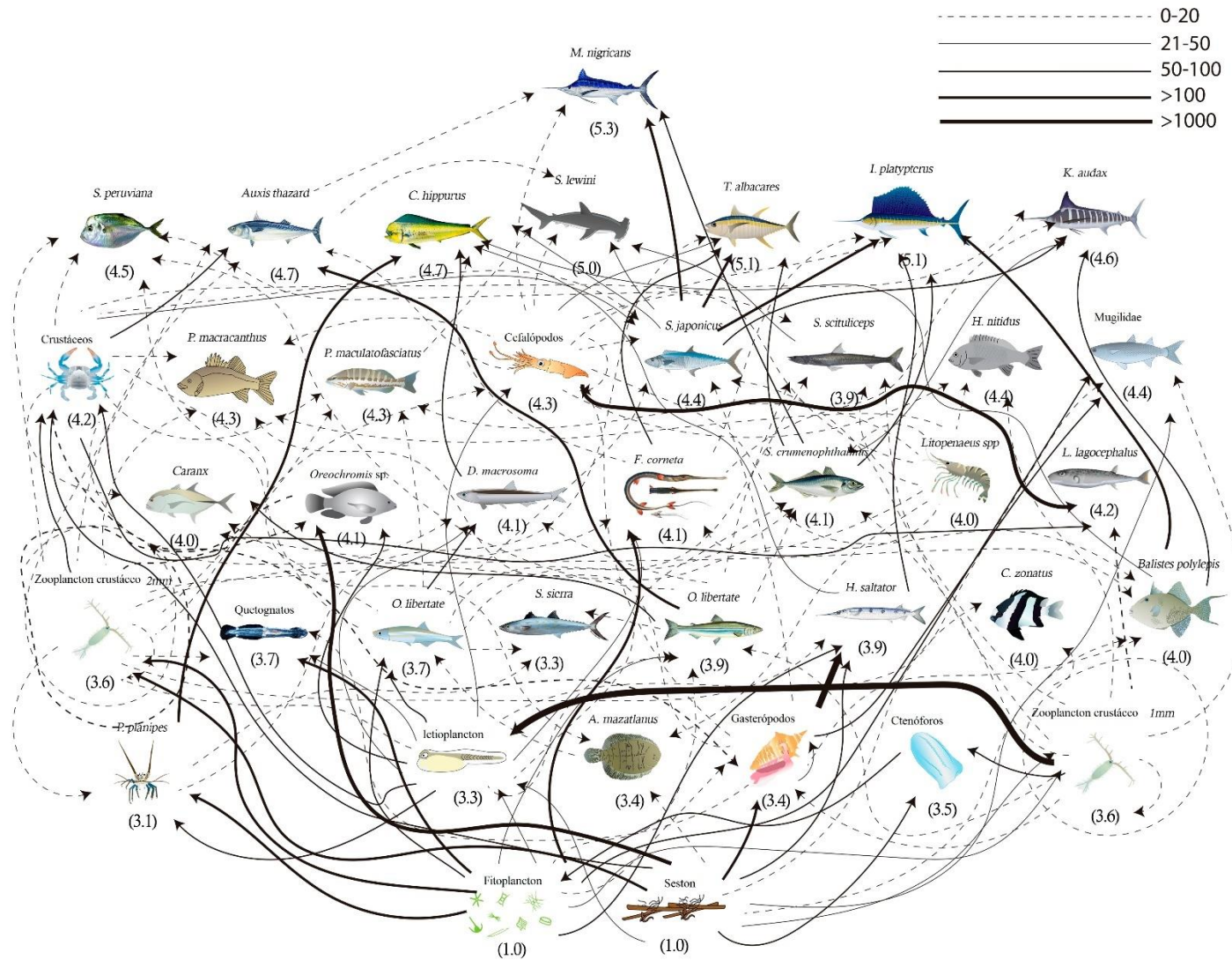


Figura 47 Diagrama de transferencia trófica de Cu utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores.

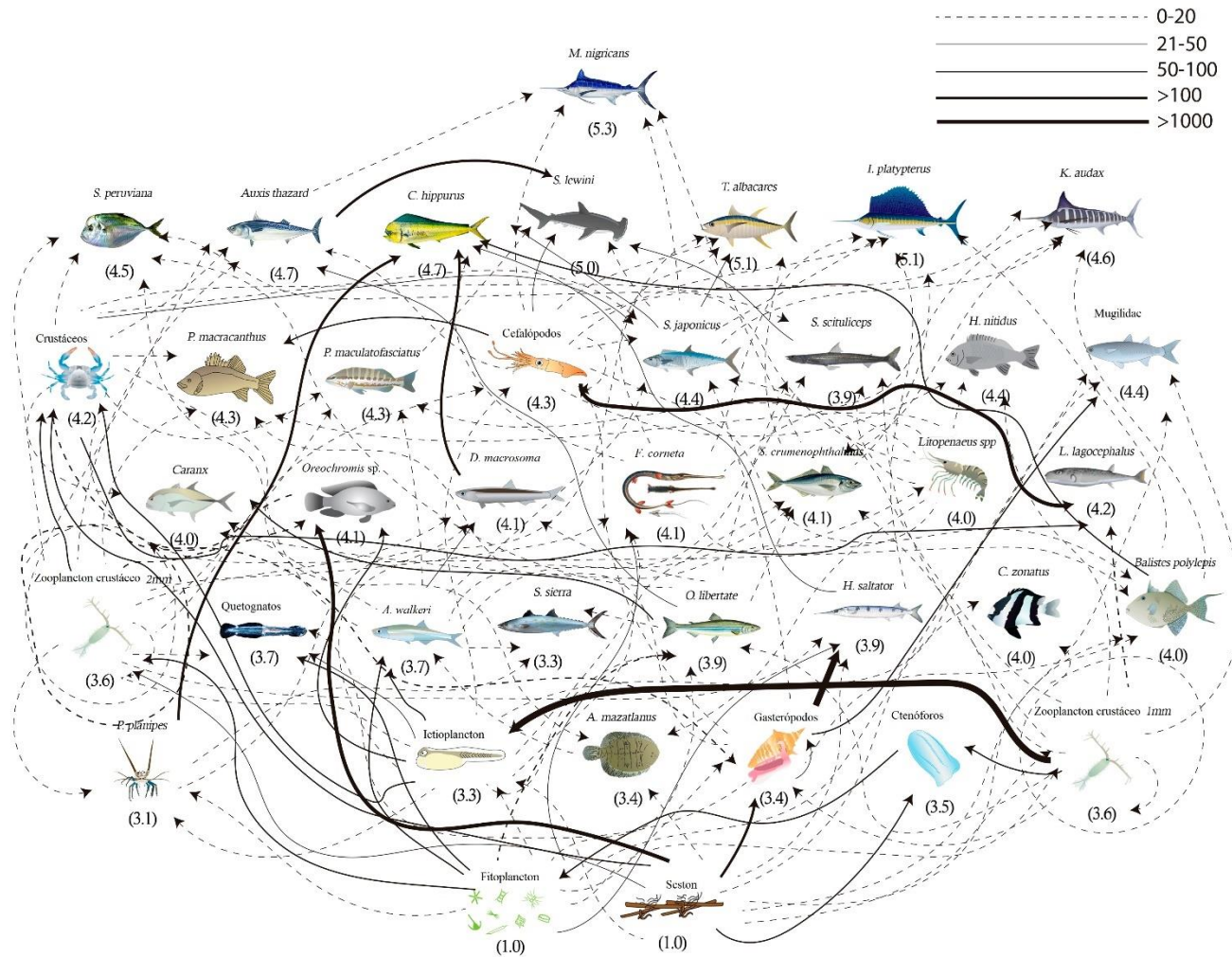


Figura 48 Diagrama de transferencia trófica de Mn utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMFSIA en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores.

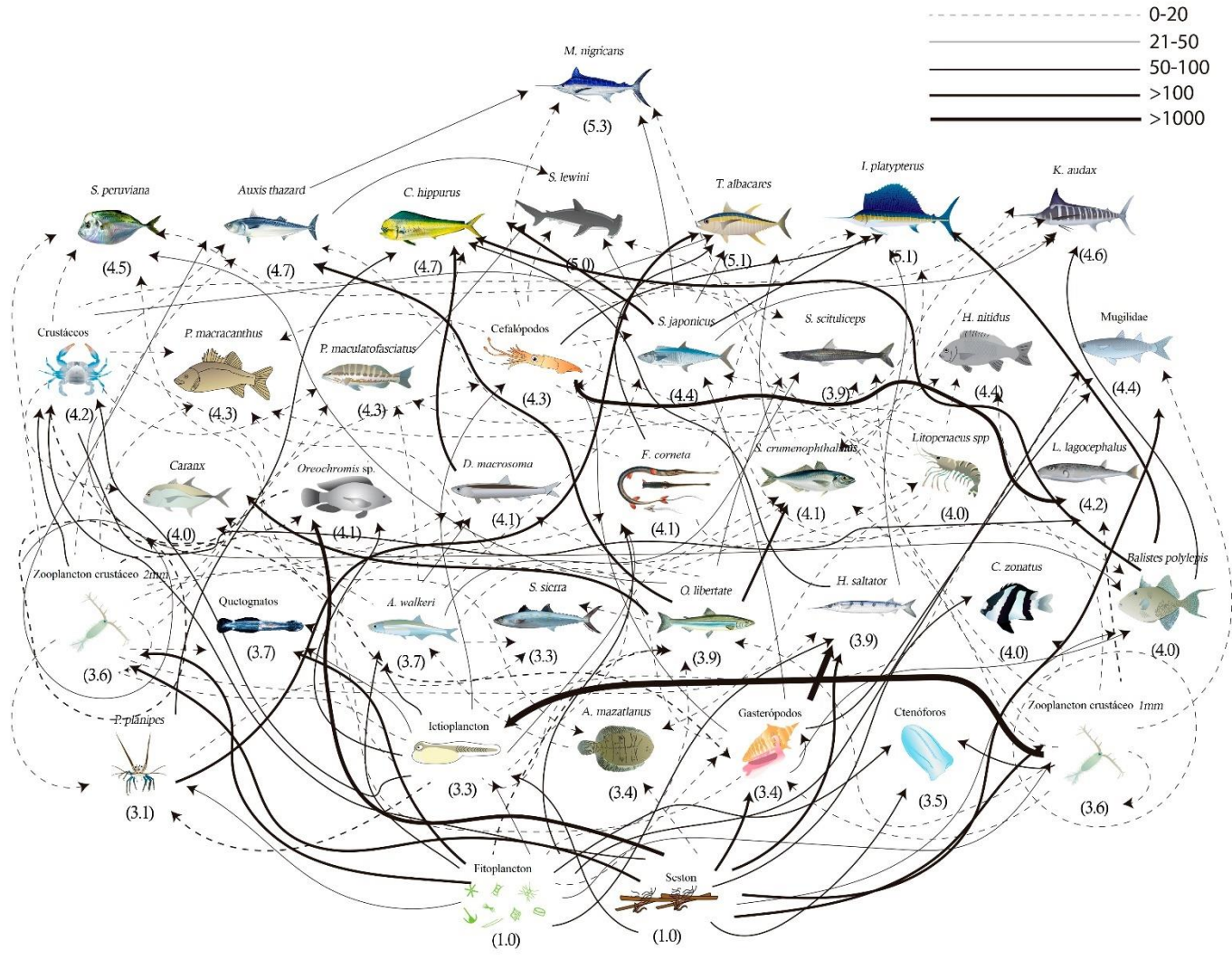


Figura 49 Diagrama de transferencia trófica de Se utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores.

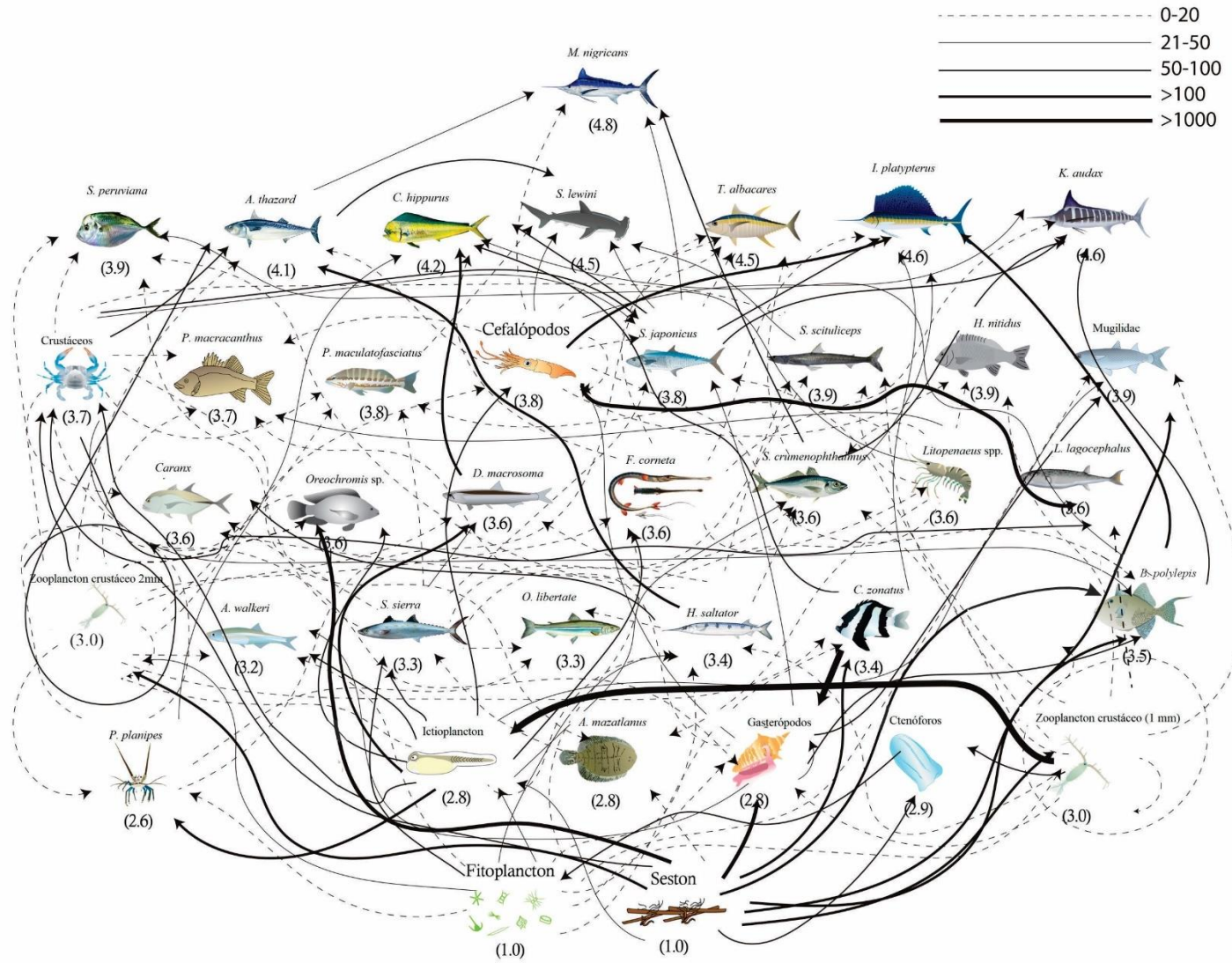


Figura 50 Diagrama de transferencia trófica de Zn utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores.

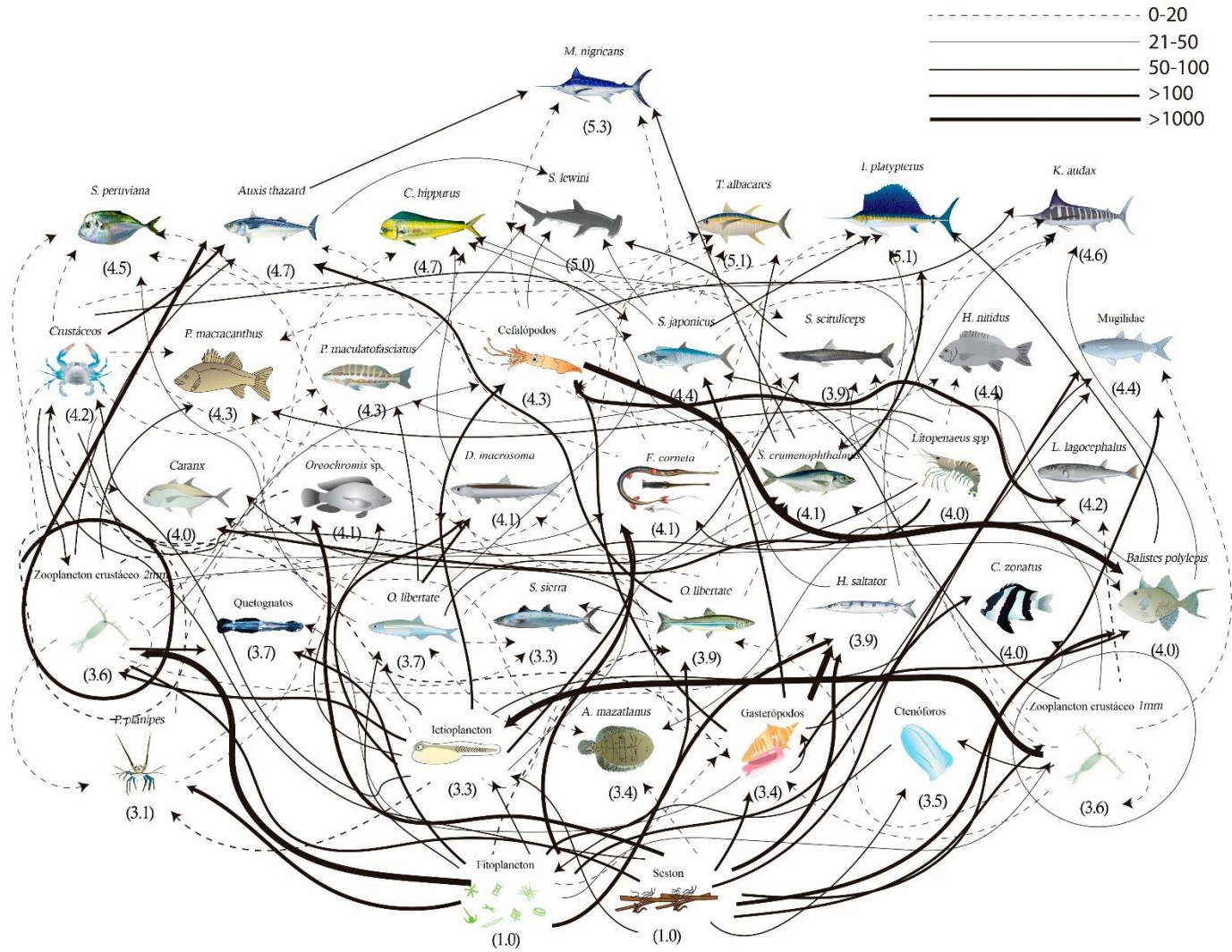


Figura 51 Diagrama de transferencia trófica de As utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores.

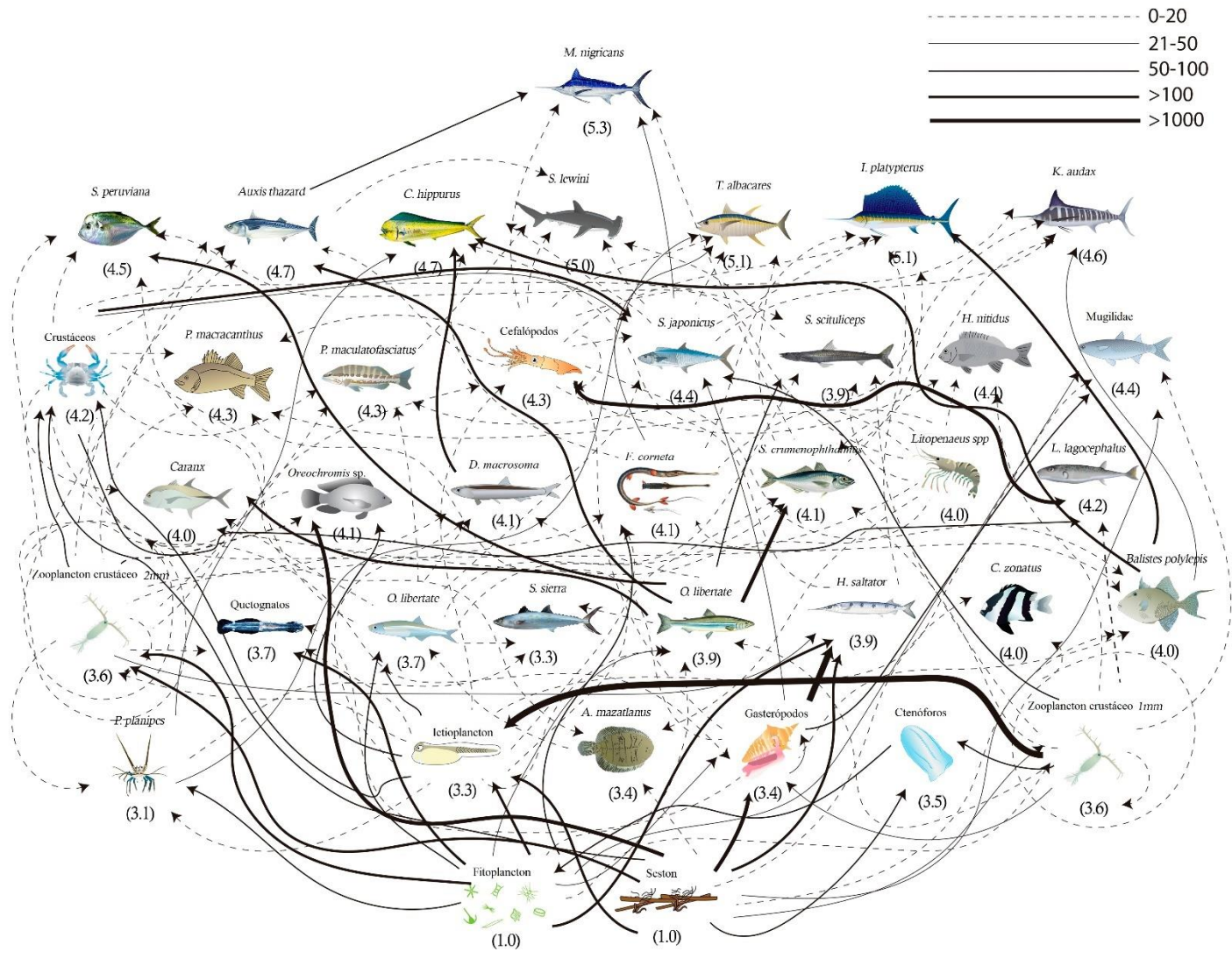


Figura 52 Diagrama de transferencia trófica de Cd utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores.

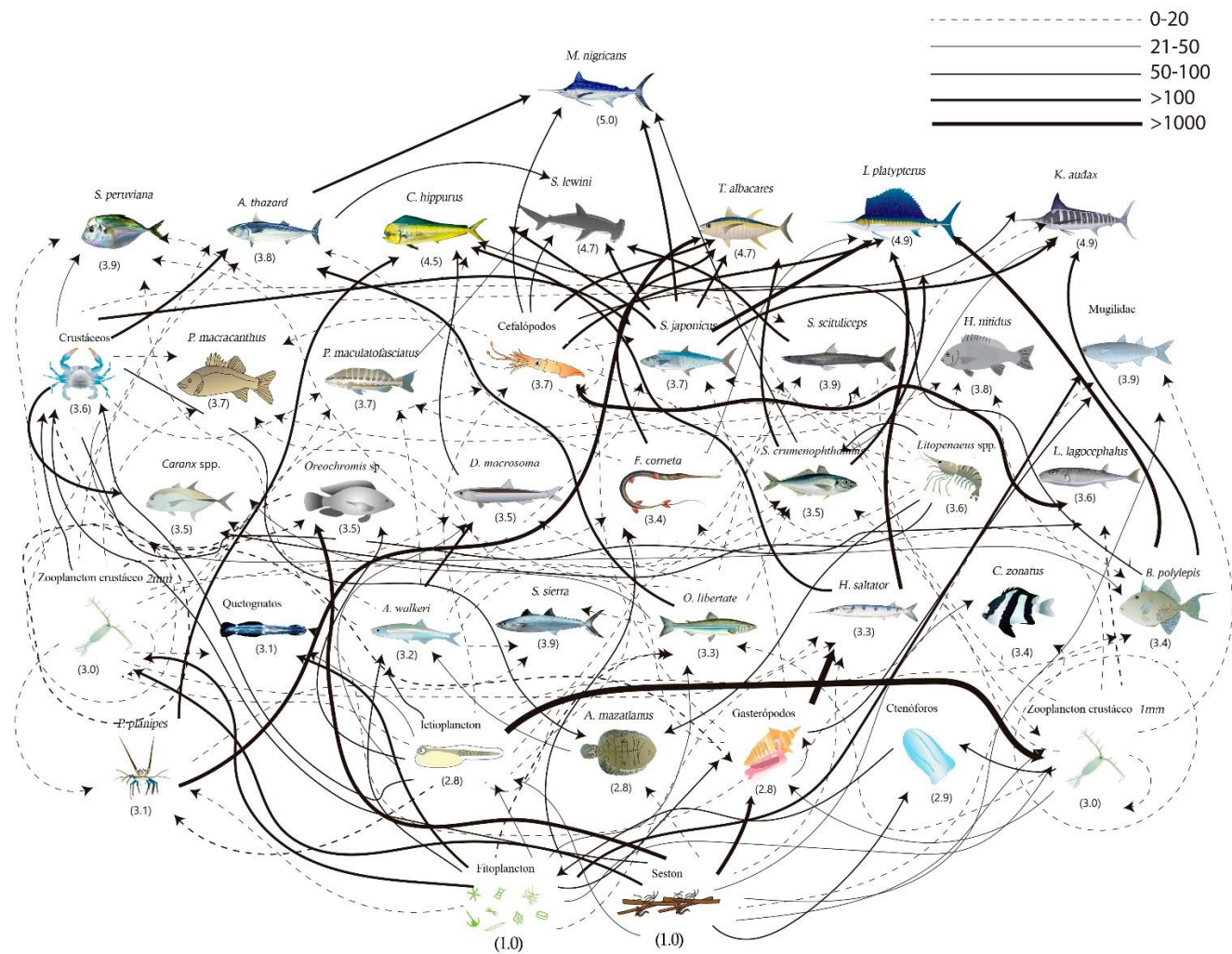


Figura 53 Diagrama de transferencia trófica de Hg utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores.

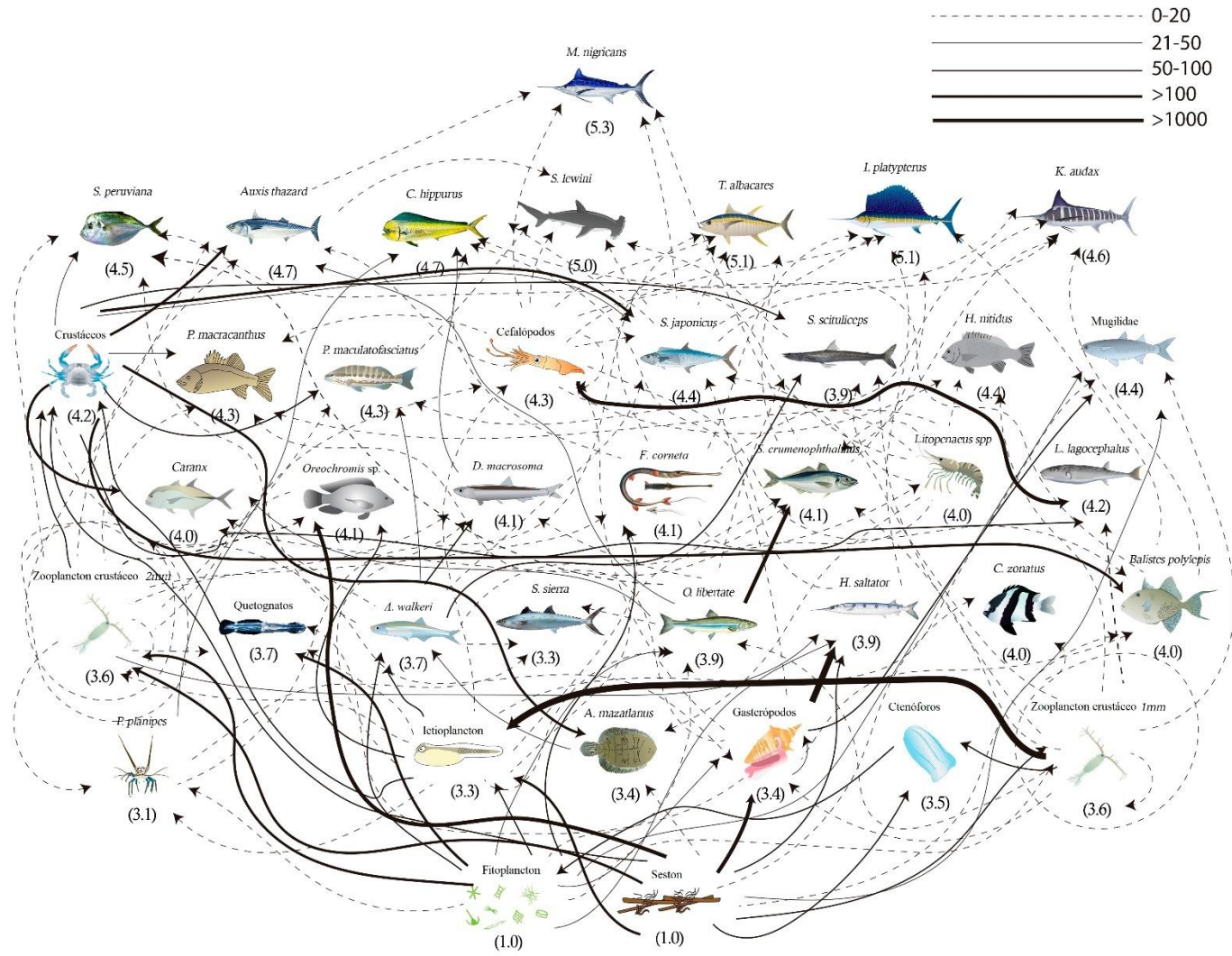


Figura 54 Diagrama de transferencia trófica de Pb utilizando modelos de mezcla e isótopos estables de C y N. Las líneas representan el valor de BMF_{SIA} en la dieta de cada organismo, las líneas gruesas representan los valores mayores y las líneas cortadas las menores.

Las interacciones entre especies respecto a Mn fueron débiles ($BMF_{SIA} \leq 50$) y no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre el hábitat o el hábito alimenticio. La fuerza mayor de transferencia de Mn se originó desde los productores primarios hacia el grupo de los consumidores primarios ($BMF_{SIA} = 33 \pm 65$), sin embargo, el Mn no fue eficientemente transferido hacia los niveles tróficos superiores, los valores de BMF_{SIA} mayores entre consumidor-presa se originaron del seston hacia los gasterópodos ($BMF_{SIA} = 284$) y del fitoplancton hacia el grupo Artropoda en menor medida ($BMF_{SIA} = 80$). Las interacciones entre los niveles tróficos medios a depredadores y mesodepredadores fueron entre *P. planipes* y *C. hippurus* ($BMF_{SIA} = 185$) y entre los calamares y *P. macracanthus* ($BMF_{SIA} = 65$). Las presas de hábitos herbívoros presentaron la menor eficiencia de transferencia ($BMF_{SIA} = 5 \pm 7$). A nivel especie los valores promedio mayores de BMF_{SIA} en Mn se encontraron en *D. macrosoma* (177 ± 20) y las menores en el grupo de camarones (2 ± 2). Respecto al hábitat los organismos bentónicos presentaron los valores de biomagnificación menores ($BMF_{SIA} = 5 \pm 11$) y los mayores organismos bentopelágicos ($BMF_{SIA} = 25 \pm 26$).

En Se, se encontraron diferencias significativas entre hábitos alimenticios ($p < 0.05$), los valores mayores se encontraron en los productores primarios ($BMF_{SIA} = 99 \pm 106$), y las más débiles en presas de hábitos planctívoros ($BMF_{SIA} = 11 \pm 15$). A nivel especie, los valores promedio de BMF_{SIA} en Se se encontraron en *D. macrosoma* (580 ± 70) y las menores en Arthropoda (2 ± 2). No se encontraron diferencias significativas entre hábitats ($p > 0.05$). En esta trama trófica el Se es transferido desde las fuentes basales hacia el nivel trófico dos y tres, los valores de BMF_{SIA} mayores entre consumidor-presa se observaron entre el fitoplancton-zooplancton crustáceo ($BMF_{SIA} = 210$), seston-zooplancton crustáceo ($BMF_{SIA} = 369$), y seston-gasterópodos ($BMF_{SIA} = 356$). En el siguiente nivel trófico también se presentaron con valores de gran magnitud en interacciones entre las fuentes basales y los consumidores seston-*Mugil* spp. ($BMF_{SIA} = 118$), seston-*H. saltator* ($BMF_{SIA} = 112$). Sin embargo, las interacciones fueron más débiles desde los grupos del zooplancton hacia los niveles tróficos medios. Entre los niveles tróficos medios los valores de BMF_{SIA} mayores se encontraron en sardinas-*Caranx* spp. ($BMF_{SIA} = 224$) y sardinas-*A. thazard* ($BMF_{SIA} = 480$). Se identificaron los valores de biomagnificación mayores de los niveles tróficos medios hacia los depredadores en *D. macrosoma*-*C. hippurus* ($BMF_{SIA} = 580$), *P. planipes*-*T. albacares* ($BMF_{SIA} = 228$), y entre *B. polylepis*-*I. platypterus* ($BMF_{SIA} = 121$).

El Zn fue eficientemente transferido desde las fuentes basales hacia los consumidores primarios, las interacciones mayores se encontraron desde el seston hacia el grupo arthropoda ($BMF_{SIA}=967$) y seston-gasterópodos ($BMF_{SIA}=1265$), también se observó una interacción del seston hacia *Mugil* spp. ($BMF_{SIA}=293$). Las interacciones fueron decreciendo su orden de magnitud hacia los niveles tróficos superiores, pero en su mayoría fueron $BMF_{SIA} \geq 50$. En el nivel trófico dos, la interacción con valores biomagnificación mayores se dio entre Chordata-*P. planipes* ($BMF_{SIA}=131$). Mientras que los valores mayores entre las interacciones de niveles tróficos medios y depredadores tope se encontraron en *B. polylepis-I. platypterus* ($BMF_{SIA}=109$), calamares-*I. platypterus* ($BMF_{SIA}=109$). No se encontraron diferencias significativas entre hábitats, sin embargo, los valores promedio mayores se encontraron en los presas de origen bentopelágico ($BMF_{SIA}=69 \pm 42$), se encontraron diferencias estadísticamente significativas $p < 0.05$ respecto a los hábitos alimenticios, los organismos autótrofos presentaron los valores promedio mayores $BMF_{SIA}=187 \pm 348$ y los menores se encontraron en organismos de hábitos omnívoros $BMF_{SIA}=17 \pm 20$. A nivel especie, los valores promedio de BMF_{SIA} en Zn se encontraron en el seston (387 ± 132) y las menores en Arthropoda (3 ± 3).

La ruta As comienza por los organismos autótrofos donde eficientemente es transferido a los consumidores primarios, los valores de biomagnificación mayores se encontraron en la interacción seston-Arthropoda ($BMF_{SIA}=394$). El As es transferido en menor medida en niveles tróficos secundarios donde las interacciones tróficas de este nivel son disipadas y la transferencia del ET. Sin embargo; las interacciones que presentaron los mayores valores de biomagnificación fueron entre las fuentes basales hacia organismos de nivel trófico medio entre ellos fitoplancton-*F. corneta* ($BMF_{SIA}=2180$), seston-*Mugil* spp. ($BMF_{SIA}=948$), fitoplancton-*H. saltator* ($BMF_{SIA}=1630$), fitoplancton-*P. planipes* ($BMF_{SIA}=1646$), seston-*B. polylepis* ($BMF_{SIA}=890$). Desde los consumidores primarios hacia secundarios, las interacciones con los valores mayores fueron Chordata-*D. macrosoma* ($BMF_{SIA}=595$) y zooplancton bulk-*A. thazard* ($BMF_{SIA}=2575$). Los valores de BMF_{SIA} mayores entre depredador tope-presa se observaron entre Calamar-*I. platypterus* ($BMF_{SIA}=112$), *S. crumenophthalmus* e *I. platypterys* ($BMF_{SIA}=109$). No se encontraron diferencias significativas entre el hábitat de las presas ($p > 0.05$). Sin embargo; las presas de origen pelágico ($BMF_{SIA}=192 \pm 440$) fueron los organismos que presentaron las interacciones con valores de biomagnificación mayores que el resto de los organismos. Mientras que, en términos de hábito alimenticio se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$), los

organismos autótrofos ($BMF_{SIA} = 615 \pm 650$) fueron los que presentaron mayor eficiencia de transferencia y los menores se observaron en organismos omnívoros ($BMF_{SIA} = 32 \pm 43$). A nivel especie, los valores promedio de BMF_{SIA} en As se encontraron en el bulk de zooplancton (1307 ± 1790) y las menores en *F. corneta* (4 ± 4).

Las interacciones entre especies respecto a Cd fueron en su mayoría débiles ($BMF_{SIA} \leq 50$), no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre el hábitat. Mientras que en el hábito alimenticio se observaron diferencias ($p < 0.05$), los autótrofos presentaron los valores de biomagnificación mayores ($BMF_{SIA} = 233 \pm 479$) y los menores en organismos planctívoros ($BMF_{SIA} = 7 \pm 11$). A nivel especie, los valores promedio de BMF_{SIA} de Cd se encontraron en *D. macrosoma* (815 ± 60) y las menores en *P. maculatofasciatus* (1 ± 1). El Cd no fue eficientemente transferido hacia los niveles tróficos superiores, los valores de BMF_{SIA} mayores entre consumidor-presa se originaron del seston hacia los gasterópodos ($BMF_{SIA} = 1935$) y del fitoplancton hacia el grupo Chordata en menor medida ($BMF_{SIA} = 120$). Las interacciones entre los niveles tróficos medios a depredadores y mesodepredadores fueron entre *D. macrosoma* y *C. hippurus* ($BMF_{SIA} = 815$) y entre *B. polylepis-I. platypterus* ($BMF_{SIA} = 124$).

En Hg, no se encontraron diferencias significativas entre hábitos alimenticios. Sin embargo; los valores de BMF_{SIA} mayores se encontraron en los organismos de hábitos carnívoros ($BMF_{SIA} = 203 \pm 350$), y las más débiles en presas de hábitos planctívoros ($BMF_{SIA} = 6 \pm 11$). A nivel especie, los valores promedio de BMF_{SIA} en Hg se encontraron en *B. polylepis* (599 ± 720) y las menores en el bulk de zooplancton (1 ± 1). No se encontraron diferencias significativas entre hábitats ($p > 0.05$). En esta trama trófica el Hg es transferido mayor eficientemente desde el nivel trófico dos y tres hacia los depredadores tope. Los valores de BMF_{SIA} se observaron en las fuentes basales hacia los consumidores primarios se observaron entre el fitoplancton-Artrophoda ($BMF_{SIA} = 168$) y seston-Artrophoda ($BMF_{SIA} = 142$). En los niveles tróficos medios los valores mayores se encontraron en camarón-*Caranx* spp. ($BMF_{SIA} = 105$) y sardinas-*A. thazard* ($BMF_{SIA} = 100$). En el siguiente nivel trófico los valores de biomagnificación mayores entre organismos de nivel trófico medio y depredadores fueron calamares-*I. platypterus* ($BMF_{SIA} = 645$), *S. japonicus-I. platypterus* ($BMF_{SIA} = 1439$) *B. polylepis-K. audax* ($BMF_{SIA} = 326$), *A. thazard-M. nigricans* ($BMF_{SIA} = 307$), *P. planipes-T. albacares* ($BMF_{SIA} = 2111$).

Las interacciones entre especies respecto a Pb fueron débiles ($BMF_{SIA} \leq 50$) y no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre el hábitat. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre el hábito alimenticio, los autótrofos obtuvieron los valores de bioacumulación mayores ($BMF_{SIA} = 137 \pm 343$) y los menores en organismos de hábitos carnívoros ($BMF_{SIA} = 3 \pm 7$). A nivel especie, los valores promedio de BMF_{SIA} en Pb se encontraron en el fitoplancton (225 ± 49) y las menores en *P. maculatofasciatus* (3 ± 3). El Pb no fue eficientemente transferido hacia los niveles tróficos superiores, los valores de BMF_{SIA} mayores entre consumidor-presa se originaron del fitoplancton hacia los quetognatos ($BMF_{SIA} = 162$) y del fitoplancton hacia el grupo arthropoda ($BMF_{SIA} = 168$). Las interacciones entre los niveles tróficos medios fueron entre jaibas y *B. polylepis* ($BMF_{SIA} = 135$) y entre los jaiba y *A. mazatlanus* ($BMF_{SIA} = 129$). Las interacciones entre niveles tróficos medios a depredadores tope fueron $BMF_{SIA} \leq 10$.

Tabla 46 Valores promedio y desviación estándar de BMF_{SIA} en elementos esenciales Cu, Mn, Se y Zn en organismos presa recolectados en el sureste del golfo de California.

Nombre común	Especie/Taxa	BMF _{SIA}			
		Cu	Mn	Se	Zn
Anchoas	<i>Anchoa walkeri</i>	11±18	7±10	11±10	9±14
Arthropoda	Arthropoda	3±3	2±3	2±2	3±3
Barrilito	<i>Auxis thazard</i>	15±6	72±91	35±11	43±12
Bulk	Poliquetos, caracoles, anélidos, salpas	121±16	2±0	25±26	45±50
Cabrilla	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	9±1	15±8	12±4	21±19
Calamares	<i>Dosidicus gigas</i> , <i>Argonauta nouryi</i> , <i>Onychoteuthis banksii</i> , <i>Thysanoteuthis rhombus</i>	20±38	13±19	13±17	22±32
Camarones	<i>Litopenaeus</i> sp., <i>Litopenaeus vanammei</i>	1±2	2±2	3±4	7±8
Chile arpón	<i>Synodus scituliceps</i>	24±4	47±10	14±3	49±25
Chordata	Larvas de peces, larvas de calamar, huevecillos de peces	27±21	9±2	15±9	71±45
Cochito	<i>Balistes polylepis</i>	146±14	28±31	101±24	86±30
Corneta	<i>Fisturlaria corneta</i>	22±30	1±1	18±27	11±5
Fitoplancton	Fitoplancton	109±90	26±28	62±60	8±8
Gasterópodos	Gasterópodos	13±11	8±10	30±20	27±18
Jaiba	<i>Portunus xantusii</i> , <i>Callinectes bellicosus</i>	15±20	4±5	8±6	26±20
Jurel	<i>Selar crumenophthalmus</i>	60±34	6±5	19±12	38±20
Langostilla	<i>Pleuroncodes planipes</i>	24±45	96±10	101±160	20±7
Macarela	<i>Scomber japonicus</i>	123±90	10±5	56±29	42±24
Pajarito	<i>Hemiramphus saltator</i>	47±27	13±8	52±30	49±8
Picudillo	<i>Decapterus macrosoma</i>	96±10	177±20	580±70	149±112
Sardinas	<i>Opisthonema libertate</i>	54±11	22±20	126±170	36±50
Seston	Seston, detritus	96±17	40±90	139±130	387±132

Tabla 47 Valores promedio y desviación estándar de BMF_{SIA} en elementos sin función biológica conocida As, Cd, Hg y Pb en organismos presa recolectados en el sureste del golfo de California.

Nombre común	Especie/Taxa	BMF _{SIA}			
		As	Cd	Hg	Pb
Anchoas	<i>Anchoa walkeri</i>	53±119	2±2	24	29±34
Arthropoda	Arthropoda	16±19	8±10	4±4	1±2
Barrilito	<i>Auxis thazard</i>	15±16	35±40	110±23	2±1
Bulk	Poliquetos, caracoles, anélidos, salpas	1307±1790	1±1	1±1	1±1
Cabrilla	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	40±20	1±1	30±13	0±0
Calamares	<i>Dosidicus gigas</i> , <i>Argonauta nouryi</i> , <i>Onychoteuthis banksii</i> , <i>Thysanotheutis rhombus</i>	19±33	6±6	87±189	1±2
Camarones	<i>Litopenaeus</i> sp., <i>Litopenaeus vanammei</i>	39±26	2±1	40±36	2±1
Chile arpón	<i>Synodus scituliceps</i>	86±57	1±0.2	154±115	0±0
Chordata	Larvas de peces, larvas de calamar, huevecillos de peces	239±215	5±2	14±12	5±7
Cochito	<i>Balistes polylepis</i>	46±40	196±22	599±720	7±10
Corneta	<i>Fistularia corneta</i>	4±4	7±11	44±56	0±0
Fitoplancton	Fitoplancton	680±777	130±21	78±99	58±16
Gasterópodos	Gasteropodos	211±278	9±13	6±12	7±12
Jaiba	<i>Portunus xantusii</i> , <i>Callinectes bellicosus</i>	34±53	24±60	89±94	137±118
Jurel	<i>Selar crumenophthalmus</i>	73±25	3±3	97±33	1±1
Langostilla	<i>Pleuroncodes planipes</i>	10±11	22±24	588±148	26±2
Macarela	<i>Scomber japonicus</i>	32±25	4±5	487±420	3±6
Pajarito	<i>Hemiramphus saltator</i>	28±7	2±2	559±638	2±1
Picudillo	<i>Decapterus macrosoma</i>	50±26	815±60	61±36	36±15
Sardinas	<i>Opisthonema libertate</i>	118±275	448±530	23±62	14±17
Seston	Seston, detritus	542±534	347±66	413±112	225±49

Tabla 48 Valores promedio y desviación estándar de los valores de BMF_{SIA} promedio en organismos recolectados en el sureste del golfo de California con respecto al hábito alimenticio.

Hábito alimenticio	Cu	Mn	Se	Zn	As	Cd	Hg	Pb
Carnívoro	57±77 ^{ab}	21±39 ^a	49±101 ^{ab}	38±36 ^a	35±34 ^b	48±159 ^{ab}	203±350 ^a	3±7 ^b
Herbívoro	31±65 ^b	13±17 ^a	60±118 ^{ab}	24±35 ^b	76±186 ^b	175±388 ^{ab}	83±235 ^a	20±27 ^{ab}
Omnívoro	11±21 ^b	12±40 ^a	20±51 ^b	17±20 ^b	32±43 ^b	14±42 ^b	162±452 ^a	62±100 ^{ab}
Planctívoro	16±40 ^b	5±7 ^a	11±15 ^b	24±36 ^b	171±448 ^b	7±11 ^b	6±11 ^a	3±6 ^b
Autótrofo	103±133 ^a	33±65 ^a	99±106 ^a	187±348 ^a	615±650 ^a	233±479 ^a	137±774 ^a	137±343 ^a

Tabla 49 Valores promedio y desviación estándar de los valores de BMF_{SIA} promedio en organismos recolectados en el sureste del golfo de California con respecto al hábitat.

Hábitat	Cu	Mn	Se	Zn	As	Cd	Hg	Pb
Bentónico	9±16 ^b	5±11 ^a	6±6 ^a	18±22 ^a	39±45 ^a	13±44 ^a	70±77 ^a	66±105 ^a
Bentopelágico	112±138 ^a	25±26 ^a	82±44 ^a	69±42 ^a	45±33 ^a	148±205 ^a	457±653 ^a	6±9 ^a
Pelágico	44±80 ^{ab}	17±40 ^a	47±93 ^a	56±160 ^a	192±440 ^a	85±281 ^a	126±426 ^a	31±152 ^a

DISCUSIÓN

Agua y sedimento marino superficial

En esta investigación se planteó estudiar la trofodinámica de los ET en el sureste del golfo de California, para ello fue necesario conocer los niveles de ET en la matriz de agua de mar y sedimentos.

La concentración de Cu de este estudio estuvo por debajo de los PEL, los rangos normales de Cu en agua de mar son de 1 a 25 $\mu\text{g L}^{-1}$, donde cualquier concentración menor de 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ presenta mínimo riesgo hacia la biota o el ambiente (USEPA, 2023). Sin embargo, es importante mencionar que las concentraciones de Cu en agua de mar pueden ser muy variables tanto en aguas prístinas como en aguas costeras (Bryan y Langston, 1992). Por otra parte, los niveles de Cu en sedimento marino se encontraron dentro de los rangos reportados a lo largo del golfo de California, Agiabampo (Cu= 8.4 - 28.2 $\mu\text{g g}^{-1}$), Ohuira-Topolobampo (Cu= 3.6 - 25.2 $\mu\text{g g}^{-1}$), Urías Mazatlán (Cu= 2.5 - 91.7 $\mu\text{g g}^{-1}$; Páez-Osuna et al., 2017).

La mayor proporción del Cu en sedimento marino fue encontrada en la fracción residual, esto difiere de estudios de extracción secuencial en la zona del Estero de Urías donde se reportan entre el 25 y 40% en la fracción reactiva (Jara-Marini, 2008). El presente trabajo concuerda con estudios realizados mediante la técnica BCR (Budimir y Marko, 1995). Esto podría ser debido a que la mayor parte de la fracción de Cu es químioabsorbida o incorporada a las arcillas minerales. Asimismo, en este estudio el porcentaje de arcillas fue bajo < 5%.

Las concentraciones de Mn en agua de mar en el golfo de California son escasas, sin embargo, nuestros resultados son similares con un estudio en agua de mar realizado en Mohona y Sankarpur, Bengal Oeste, India (Mn= 1.71 \pm 0.64 $\mu\text{g L}^{-1}$; Mn= 1.00 \pm 0.05 $\mu\text{g L}^{-1}$, Patra et al., 2023). Las concentraciones de Mn en sedimento fueron menores a las reportadas en otros lugares del mundo Soula Mn =58.48 \pm 0.79 $\mu\text{g g}^{-1}$, Sanakrpur Mn= 244.68 \pm 1.23 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Patra et al., 2023). A pesar de que Mn se relaciona con nódulos en ambiente marinos y se caracteriza por su rápida movilización en el sedimento superficial, en nuestro estudio permaneció bajo los PEL tanto en agua como en sedimento. Los principales factores que influyen la remobilización de ET como Cd, Mn, y Zn son la combinación de las fuentes de carbono orgánico en el ambiente, la estratificación redox y la sedimentación de las partículas (Beck et al., 2008).

Dentro del golfo de California no hay estudios que hayan realizado el fraccionamiento geoquímico de Mn. En el presente estudio el 26% del Mn fue encontrado en la fracción biodisponible, el Mn que se encuentra débilmente absorbido por el sedimento superficial puede liberarse mediante interacciones electroestáticas mediante procesos de intercambio iónico o de disociación de la fase de Mn-Carbonato (Tessier et al., 1989). Nuestros resultados sugieren que la fracción de Mn puede ser considerablemente liberada al ambiente en condiciones ácidas o reducibles (Thomas et al., 1994).

Las concentraciones de Zn generalmente se encuentran entre 0.6 a 5 $\mu\text{g L}^{-1}$ (USEPA, 2023), nuestras concentraciones promedio entran dentro de esos intervalos y no superan los PEL. Los niveles de Zn en sedimento marino se encontraron dentro de los rangos reportados a lo largo del golfo de California, Agiabampo (Zn= 24 - 80 $\mu\text{g g}^{-1}$), Ohuira-Topolobampo (Zn= 17 - 103 $\mu\text{g g}^{-1}$), Urías Mazatlán (Zn= 20 - 359 $\mu\text{g g}^{-1}$; Páez-Osuna et al., 2017).

Al igual de Cu, el Zn también estuvo incorporado principalmente en la fracción residual, resultados similares fueron reportados por (Yuan et al., 2004; Jara-Marini, 2008). Los autores mencionan que la incorporación de Zn en el sedimento puede presentar variabilidad, también sugieren que la mayor parte del Zn puede estar ligado a compuestos de sulfuro insolubles.

La concentración de Se ($0.48 \pm 0.10 \mu\text{g L}^{-1}$) de este estudio estuvo por debajo de los PEL, los valores promedio normales de Se en agua de mar son de $0.5 \mu\text{g L}^{-1}$, sin embargo, sobrepasaron las concentraciones reportadas para agua de mar en el Océano Pacífico Norte ($0.12 \mu\text{g L}^{-1}$; NOAA, 2023). Esto podría ser a causa de aportes antropogénicos principalmente de los desechos de drenaje público (ASTDR, 2015), además de aportes del Río Presidio. En cuanto a los sedimentos, las concentraciones de Se son comparables con los de Bahía de La Paz ($1.04 \mu\text{g g}^{-1}$) y Laguna de La Paz ($1.0 \mu\text{g g}^{-1}$, Rodríguez-Figueroa, 2004).

No hay estudios previos del fraccionamiento geoquímico de Se. El 52% de la proporción de Se se depositó en la fracción litogénica, sin embargo; el otro 48% se distribuyó en la fracción biodisponible. La mayor proporción de Se fue encontrada en la materia orgánica, al igual que Hg, el cual se describe a continuación, presentó un patrón similar. Es probable que Se tienda a estar de manera biodisponible en la materia orgánica y que en condiciones oxidantes pueda liberar los iones en la columna de agua para posteriormente ser transferido entre los niveles tróficos.

Las concentraciones de As no fueron mayores a las del PEL (As= 0.069, USEPA, 2023), aun así, las investigaciones de As en agua marina costera permanecen escasas. Las concentraciones de As en sedimento marino total fueron menores a las reportadas en Hermosillo, Puerto Peñasco y Guaymas, Sonora (\bar{X} = 6.51 $\mu\text{g g}^{-1}$, \bar{X} = 7.65 $\mu\text{g g}^{-1}$, \bar{X} = 8.97 $\mu\text{g g}^{-1}$, Jara-Marini et al., 2006) y que en Santa María de la Reforma (As= 14.5 – 187.7 $\mu\text{g g}^{-1}$, Páez-Osuna et al., 2017). Esto puede deberse al tipo de grano analizado en nuestro estudio, ya que el As tiene cierta afinidad por el sedimento arcilloso, el cual se mantuvo en baja proporción en nuestras muestras, siendo este principalmente conformado por arenas finas. Sin embargo, concentraciones similares fueron reportadas en el suroeste del golfo de California, al norte de Sinaloa (\bar{X} = 2.79, Jonathan et al., 2017). Los autores mencionan que estos niveles de As en sedimento se asocian principalmente a agroquímicos, así como efluentes de desechos domésticos.

El 24% del As en sedimento marino se encontró en la fase biodisponible, y el 19% se encontró aunado a la fracción de óxidos de Fe y Mn, resultados similares fueron reportados en Vietnam, Croacia y el golfo de Cagliari (Postma et al., 2007; Ujević Bošnjak et al., 2013; Bettoschi et al., 2018). Lo que indica que el As presente en esta fase podrá pasar al agua en aquellas zonas donde el sedimento se encuentre en condiciones reductoras. Generalmente estos óxidos son sustancias de alto poder de adsorción y son termodinámicamente inestables.

La concentración de Cd en agua de mar fue similar a lo reportado en la Bahía de Ailian, Norte de China, Cd= 0.15 - 0.29 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Zhao et al., 2023) cabe destacar que las concentraciones mayores de este ET se encontraron durante los muestreos de verano, donde la tasa de evaporación incrementa y en consecuencia los iones disponibles tienden a concentrarse y a incrementar sus valores, aun así, las concentraciones que reportamos se encuentran por debajo de los límites permisibles, por lo que no se observa algún aporte antropogénico en el área de estudio. Respecto a las concentraciones de Cd total en sedimento, se encontraron resultados similares en Ohuira-Topolobambo (Cd= 0.10 - 4.40 $\mu\text{g g}^{-1}$), Altata-Ensenada, El Pabellón (Cd= 0.32 - 2.84 $\mu\text{g g}^{-1}$), Urías, Mazatlán (Cd= 0.20 - 4.00 $\mu\text{g g}^{-1}$), La Boca del Río Baluarte (Cd= 0.08 - 0.48 $\mu\text{g g}^{-1}$). Estos valores no sobrepasan los PEL (USEPA, 2023).

Hoy en día, los estudios en sedimento se encuentran enfocados en elementos como Cd y Pb por su alta toxicidad (Ngiam y Lim, 2001). Si bien el Cd estuvo depositado principalmente en la fracción litogénica o residual, sin embargo, tomando en consideración únicamente la fracción

biodisponible, la mayor proporción de Cd, se encontró en la fracción intercambiable, y esto concuerda con lo reportado por Yuan et al., (2004) quien realizó el fraccionamiento de Cd mediante la técnica BCR y reportó más de 64% del Cd en las fracción intercambiable donde generalmente se unen a los carbonatos. El Cd en esta fracción es la más lábil y por ello lo hace biodisponible para los organismos vivos (Forstner et al., 1979).

Las concentraciones de Hg que reportamos se encuentran por debajo de los límites permisibles, no presentando ningún daño a la salud (USEPA, 2023). Sin embargo; los registros de la concentración de Hg en agua de mar permanecen limitadas en el golfo de California, anteriormente se reportaron rangos de concentraciones en material particulado de $0.21 \mu\text{g L}^{-1}$ - $7.24 \mu\text{g L}^{-1}$ en el área de Mazatlán. Estos valores se encuentran muy por encima de los niveles que se determinaron en este estudio $\text{Hg} = 0.02 \pm 0.01 \mu\text{g L}^{-1}$, el cual es elevado comparado con los rangos encontrados en otros estudios en el Océano Pacífico desde $0.00014 \mu\text{g L}^{-1}$ a $0.000582 \mu\text{g L}^{-1}$. Con respecto a la concentración de Hg en sedimento marino total, nuestros valores fueron uno de los registros de mayor concentración de Hg reportado en el golfo de California, las cuales varían desde 0.006 a $2.25 \mu\text{g g}^{-1}$ (Páez-Osuna, 2017). Concentraciones similares fueron reportadas en la bahía de Guaymas, Sonora ($0.32 - 2.25 \mu\text{g g}^{-1}$, Green-Ruíz et al., 2005). Esto podría estar directamente relacionado a las actividades industriales en el puerto de Mazatlán, así como las actividades pesqueras, desechos del drenaje y de la planta termoeléctrica (Ruelas-Inzunza et al., 2011).

El 47% de la proporción de Hg se depositó en la fracción litogénica, compuesto principalmente por Hg elemental y por sulfuro de Hg. Sin embargo, el otro 53% se distribuyó en la fracción biodisponible, lo cual difiere con lo reportado con Jara-Marini (2008) donde encuentra proporciones entre el 6.7 a 26.6%. Sin embargo, Boszke et al. (2006) y Lechler et al. (1997) reportaron proporciones de hasta 80% de Hg relacionadas a la materia orgánica. Esto es de suma importancia porque estas fases son altamente solubles en medios acuosos, y están más disponibles para los organismos, lo cual podría servir como sustrato principal para el proceso de metilación de Hg (Boszke et al., 2006).

El Pb en agua de mar del presente estudio se mantuvo debajo de los límites permisibles y fueron menores que los reportados anteriormente en la zona del Estero de Urías ($1.46 - 3.64 \mu\text{g L}^{-1}$), por lo que se pueden descartar eventos de resuspensión o aportes antropogénicos. Por otra parte, la concentración de Pb en sedimento se encontró dentro de los rangos reportados en Altata-Ensenada,

El Pabellón ($Pb = 5.0 - 294 \mu\text{g g}^{-1}$) y Urías Mazatlán ($1.5 - 184 \mu\text{g g}^{-1}$, Páez-Osuna et al., 2017), generalmente el aporte de este ET en el sedimento se adjudica a las actividades mineras aledañas a la zona de estudio (Green-Ruiz et al., 2009; Ruelas-Inzunza et al., 2011).

La mayor proporción de Pb se encontró en la fase residual lo que se encuentra unido fuertemente al sedimento. Sin embargo; la proporción de Pb en la solución soluble y en la materia orgánica fue considerable (30%), esta distribución del Pb puede ser explicada porque generalmente el Pb se une a la materia orgánica y los sulfatos (Soto-Jiménez y Páez Osuna, 2001). Por lo tanto, el Pb puede ser tomado como ión libre en el ambiente, así como ser liberado en ambientes oxidantes (Yuan et al., 2004).

Las principales fuentes de ET son la extracción y refinación metales, la industria cloro-alcalina, la fundición de cobre, la combustión residencial de madera, las plantas carboeléctricas y la refinación del petróleo (Páez-Osuna et al., 2017). En este estudio Cd, Cu, Se y Hg mostraron $FE > 1$ indicando que la concentración del ET en el sedimento superficial supera a la concentración de la corteza. Esto puede ocurrir debido a que en la zona de estudio se encuentran fuentes importantes de contaminación como la planta termoeléctrica “José Aceves Pozos”, la planta de tratamiento de aguas residuales “El Crestón”, así como actividades agroindustriales y de acuicultura, las cuales pueden aumentar las emisiones de metales a los ecosistemas acuáticos y acumularse en la biota (Ruelas-Inzunza et al., 2013).

En ambientes acuáticos, la biodisponibilidad del ET hacia los organismos bentónicos depende no solo de la forma del ET (Besser et al., 2003), sino también de las propiedades geoquímicas del sedimento y de las diferencias rutas de exposición de los organismos (Rainbow, 2007). Los iones metálicos son fuertemente influenciados por el pH, potencial redox, tamaño de la partícula, distribución y las fases de unión de los metales como los sulfuros, los óxidos de Fe y Mn y la materia orgánica (Simpson et al., 2012). La distribución de sulfuros puede variar con las estaciones y áreas geográficas, se ha encontrado una correlación entre los sulfuros y la profundidad del sedimento (Chen et al., 2007). En el presente estudio, se utilizó el sedimento superficial, el cual se asocia con valores bajos de sulfuros, los cuales pueden atribuirse a la bioturbación y a la permeación de oxígeno, oxidando a los sulfuros y reduciendo los niveles de ácido sulfúrico volátil.

Basándonos en nuestros resultados los elementos Pb y Cd se encuentran principalmente en la fracción intercambiable, estos elementos pueden ser fácilmente movilizados a la columna de agua

en condiciones ligeramente ácidas hacia los organismos vivos. Sin embargo, ambos elementos a pesar de tener este comportamiento geoquímico, nuestros resultados de transferencia trófica sugieren que el Pb es biodiluido a través de la trama trófica y es principalmente acumulado en productores y consumidores primarios. Por otra parte, Cd no presentó relaciones tróficas; sin embargo, hay especies que pueden bioconcentrarlo e.g., las larvas de cefalópodos. Cuando un elemento se bioconcentra en el organismo puede generar daños fisiológicos a corto plazo en el caso de Pb, se han reportado disminución de los niveles de catalasa, glutatión peroxidasa, lisozima e inmunoglobulina (Zhou et al., 2020) y en Cd incremento de la concentración de amonio en el plasma e incremento de cortisol, glucosa y lactato (Chowdhury et al., 2004). Que a su vez generan estrés oxidativo y la activación de respuestas inmunes en los organismos acuáticos.

En el caso de As, Mn y Zn, estos elementos se encontraron principalmente en la fracción reducible, ligados a Óxidos de Fe y Mn. Mientras que Cu, Hg y Se se encontraban en mayor proporción en la fracción oxidable ligada a la materia orgánica. Esto significa que no tienen la misma facilidad que la fracción intercambiable de ser movilizados hacia la biota marina, sin embargo; en condiciones oxido-reductoras pueden liberarse y bioconcentrarse en los animales. Es decir, que la liberación de estos elementos se llevará a cabo en condiciones anóxicas principalmente, las cuales son originadas por procesos físicos, químicos y biológicos como la estratificación de la densidad del agua, un incremento en la tasa de oxidación de la materia orgánica y la eutrofización (Yakushev y Newton, 2012).

Los sulfuros de Fe y Mn también constituyen una parte importante de las precipitaciones sulfuro-metálicas. Generalmente en el sedimento superficial se encuentran fracciones relativamente bajas de óxidos de Fe y Mn, en consecuencia, la movilidad de los ET es menor que en las capas más profundas, siendo el sedimento superficial menos susceptible a la toxicidad de los metales (Teuchies et al., 2012). En cambio, la materia orgánica presente en el sedimento se origina principalmente de debris de plantas, detritus y materia fecal (Hong et al., 2010). Sin embargo, en zonas costeras la deposición de materia orgánica también se ve influenciada por la población, aportes de materia sedimentaria a las aguas residuales de tipo urbano y domésticas (Fernández et al., 2011). La materia orgánica especialmente las partículas finas tienen una influencia significativa en la solubilidad y la biodisponibilidad de ET en sedimentos (Wood y Armitage, 1997). En este caso el Cu, Hg y Se pueden ser ingeridos por los organismos bentónicos y ser transferidos en las redes tróficas por estar presentes principalmente en la materia orgánica.

Composición isotópica de las fuentes y los organismos

En el presente estudio, brindamos una visión global de la ecología trófica de la eco-región del sureste del golfo de California, la importancia del estudio de las redes tróficas radica en la falta de conocimiento de áreas altamente diversas y productivas como nuestra área de estudio. Para ello, se combinó el análisis de isótopos estables y contenido estomacal con la finalidad de a) identificar los organismos que componen la red trófica, b) identificar a los nodos más importantes en abundancia y presencia en la dieta de los depredadores y posteriormente las presas, c) identificar las conexiones entre nodos para trazar el flujo de la energía alimenticia. Con esta información fue posible calcular la posición trófica (PT) de cada organismo y reconstruir la trama trófica marina del sureste del golfo de California, desde las fuentes hasta los depredadores tope.

Productores primarios

En este estudio, los valores más bajos de $\delta^{13}\text{C}$ fueron encontrados en muestras con abundante *Ditylum* sp. Es sabido que la tasa de crecimiento y el tamaño de célula causa variabilidad en la firma isotópica de las diatomeas (Fry y Wainwright, 1991; Laws et al., 1995) y en blooms fitoplanctónicos (Nakatsuka et al., 1992). Por otra parte, Korb et al. (1996) mencionan que en la especie *Ditylum brightwellii*, la anhidrasa carbónica puede estar relacionada en la asimilación fotosintética de carbono. Si la anhidrasa carbónica se encuentra localizada de manera extracelular, el CO_2 obtenido desde el HCO_3^- podría transportarse dentro de la célula. El uso del HCO_3^- podría producir cambios en la señal isotópica no asociados a la tasa de crecimiento sino al enriquecimiento de ^{13}C debido al equilibrio isotópico del HCO_3^- (Kerby y Raven, 1985).

Además, una posibilidad, es la influencia de agua dulce y material terrestre podría explicar la disminución de la firma isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ en las muestras de los productores primarios y en consecuencias, diferencias en el enriquecimiento trófico en los niveles tróficos sucesivos. El carbono derivado de fuentes terrígenas es isotópicamente más ligero que el origen marino (Naidu et al., 2000; Kendall et al. 2001). Esta fuente de carbono se compone de carbono orgánico disuelto y particulado proveniente de partículas de plantas y carbono inorgánico. Mientras que las fuentes de carbono marinas se enriquecen principalmente de carbono inorgánico disuelto (Boutton, 1991).

El rango de diferencia promedio entre la media de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de los productores primarios hacia la media de los grupos del zooplancton compuestos por: copépodos, huevos de peces larvas de cefalópodos, larvas de peces, *Mysis* y ctenóforos fue de 1.39 ‰. El siguiente grupo de organismos se compuso por quetognatos, gasterópodos y zoea presentaron una diferencia promedio de 4.70‰.

Esto sugiere que algunos grupos del zooplancton no reflejan exclusivamente la firma isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ del fitoplancton.

En nuestro estudio algunas muestras de productores primarios contenían bajas proporciones de ^{15}N en comparación con otros estudios. Los valores mayores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron encontrados en la estación cercana al Río Presidio. Entonces, la fisiología del fitoplancton y las fuentes inorgánicas de nutrientes podrían ser las causas de la diferenciación derivado de agua residual enriquecida en comparación con el nitrógeno marino (Cole et al., 2004; Savage y Elmgren, 2004). Además, las muestras con bajo valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron recolectadas en otoño y primavera, usualmente el crecimiento del fitoplancton durante la primavera es basado en nitratos cuando las muestras vienen desde la producción primaria derivada de los nutrientes de las surgencias (Bode et al., 2004).

Asimismo, el crecimiento del fitoplancton durante el verano y otoño es basado en el nitrógeno regenerado, a excepción de lugares donde se suscitan fenómenos de surgencias en esas temporadas. Particularmente, la zona de Mazatlán es considerada como parte del sistema de surgencias costeras invernales donde prevalecen los vientos fuertes del noreste (Roden, 1972). Sin embargo, el uso de fuentes alternativas de nutrientes podría afectar la señal isotópica del fitoplancton y la materia orgánica particulada, así como a otros sistemas (Savoie et al., 2003).

Por lo tanto, el enriquecimiento del nitrógeno inorgánico disuelto restante es causado por la asimilación preferencial en ^{14}N durante las etapas iniciales de la proliferación de algas (Montoya y McCarthy 1995). Bode et al. (2006) mostraron patrones similares y los autores mencionaron que cuando la mayor parte del nitrógeno inicial se agota de la fase disuelta, el fitoplancton aumenta ^{15}N por la absorción de nitrógeno enriquecido. Esto se refleja en el significativo enriquecimiento isotópico en el zooplancton, ya que la concentración de nitrato disminuyó durante la mayor parte de la primavera y principios del verano (Bode y Alvarez-Osorio, 2004). Por lo tanto, la abundancia isotópica en las muestras con bajos valores de nitrógeno isotópico podría ser el mínimo anual debido al uso predominante de nitrato nuevo incorporado en la columna de agua.

Los consumidores primarios presentaron un factor enriquecimiento promedio de 3.83 ‰, desde el fitoplancton hacia el zooplancton, resultados similares fueron reportados en el Ártico (Hobson et al., 2002).

Consumidores

Los consumidores primarios de este estudio son los organismos del zooplancton, la transferencia de la energía desde la base de la red trófica inicia con ellos y son intermediarios cruciales en las redes alimenticias, son altamente explotados y pueden controlar la producción primaria y la producción de peces en sistemas tropicales y productivos como este sitio (Pauly y Christensen, 1995; Jarre-Teichmann y Christensen, 1998). Los detalles en la composición de las especies de zooplancton son importantes porque son la principal fuente de alimento de los peces pelágicos (Garrido y Van der Lingen, 2014), como sardinas, anchoas y otros peces pequeños, los cuales son depredados por organismos de niveles tróficos 3 y 4 (Verheye et al., 1998).

Por lo tanto, su limitación podría interferir en las poblaciones de peces a través del tiempo. En este estudio, los grupos de zooplancton dominantes fueron el zooplancton crustáceo denominado como Artrophoda (por ejemplo, copépodos, zoea de brachyura, *Mysis*, etc.), Chordata (incluye a larvas de peces, huevos de peces, etc.) y gasterópodos. De acuerdo con nuestros resultados, los grupos de zooplancton no mostraron mucha variabilidad en los valores de $\delta^{13}\text{C}$. La fijación de C en la red trófica por autótrofos, el pastoreo y la depredación de otros consumidores son diferentes fuentes de nutrientes que pueden atribuirse a la señal de C. Rangos similares de valores de $\delta^{13}\text{C}$ se reportaron en el sureste del golfo de California ($\delta^{13}\text{C} = -22.7$ a -19.5), los autores mencionaron que los existen patrones latitudinales entre la materia orgánica que ocasionan este tipo de comportamiento en cuanto a los valores de $\delta^{13}\text{C}$ (López-Ibarra et al., 2018).

Como se mencionó anteriormente, las diferencias en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ son comunes en relación con las áreas de surgencia o costeras y las aguas oceánicas o no productivas (Ménard et al. 2007). Las diferencias en las firmas de isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ pueden ocurrir debido a una mezcla gradual de materia orgánica fluvial (ligera $\delta^{13}\text{C}$) y marina ($\delta^{13}\text{C}$ pesada) en cambios temporales y espaciales en las fuentes de carbono orgánico a través de las redes alimentarias (Fontugne y Jouanneau 1987).

En lo que respecta a los valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$, los valores mayores se reportaron en Ctenóforos, esto puede ser explicado debido a que este grupo taxonómico es considerado como carnívoro, se alimenta principalmente de los grupos Chordata y Arthropoda, lo cual hace que incremente su firma isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ (Steven y Haddock, 2007). Mientras que los valores menores fueron encontrados en el grupo Artrophoda los cuales tienden a tener una firma isotópica menor porque se alimentan de detritus y parásitos en comparación con especies carnívoras (Haug, 2018).

En general, los organismos bentónicos y bentopelágicos obtuvieron los valores más empobrecidos de $\delta^{13}\text{C}$ que los valores isotópicos en los ambientes pelágicos. Las firmas de $\delta^{13}\text{C}$ más empobrecidas fueron las especies *A. mazatlanus* y *P. macracanthus*, los cuales se asocian a zonas bentónicas (FAO, 2023). En contraste, los peces con valores $\delta^{13}\text{C}$ más pesados incluyeron *S. scituliceps* y *D. macrosoma*, que se caracterizaron por una dieta pelágica compuesta principalmente por peces del nivel trófico 3 (FAO, 2023). Los organismos bentónicos pueden relacionarse a la alta disponibilidad de alimentos compuesta por una fauna de invertebrados diversa y abundante en el área geográfica (Marchal et al., 2021). En general después de la maduración, los organismos de origen bentopelágico se encuentran en aguas costeras y los principales objetos de presa cambian de invertebrados a peces más pequeños (Albertini-Berhaut 1974; Robertson y Allen, 2006).

Se mostraron resultados similares en estudios de redes alimentarias bentónicas, donde la fauna costera que utiliza fuentes de carbono bentónico está enriquecida en promedio en $\delta^{13}\text{C}$ alrededor de un 5% en comparación con los animales que obtienen su carbono de fuentes de fitoplancton marino (France et al., 1995). Del mismo modo, el cefalópodo *A. nouryi* mostró valores de $\delta^{13}\text{C}$ similares, los cuales podrían atribuirse a la dieta compuesta principalmente por fitoplancton y zooplancton, sugerimos que los valores más bajos de $\delta^{13}\text{C}$ de *A. nouryi* refleja su alimentación cercana a la costa.

Por otro lado, *A. thazard* y *T. rhombus* mostraron valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$, podrían atribuirse a los hábitos de alimentación, ambas especies son organismos carnívoros, donde la fuente de nitrógeno tendrá un gran impacto en nuestra interpretación de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en los niveles tróficos superiores (Estrada et al., 2003; O'Reilly et al., 2004). En contraste, las especies de herbívoros que solo se alimentan de productores primarios o zooplancton y tienen valores de $\delta^{15}\text{N}$ que son la posición trófica más constante en la red alimentaria.

Depredadores tope

Previos estudios de ecología trófica han demostrado que los patrones espaciales en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los productores se reflejan en depredadores de orden superior que residen en áreas por más tiempo que sus tasas de recambio isotópico (Cherel y Hobson, 2007; Olson et al., 2010). Los valores isotópicos de los depredadores son similares a otros estudios en el golfo de California (Torres-Rojas et al., 2011; Torres-Rojas et al., 2013; Torres-Rojas et al., 2016; Loor-Andrade et al., 2015; Richert et al., 2015).

Los depredadores pelágicos mostraron valores de $\delta^{13}\text{C}$ similares, es decir que pueden explotar las mismas zonas de alimentación el golfo de California. Nuestros resultados indicaron que estos organismos están asociados con áreas de alta productividad. Los ecosistemas marinos tropicales son productivos y ecológicamente ricos, sus condiciones generan nichos tróficos y sustentan comunidades de depredadores migratorios. Se encontraron patrones similares en el Océano Pacífico Ecuatorial donde los tiburones, marlines y mamíferos marinos coexisten y explotan las mismas fuentes en aguas productivas (por ejemplo, Rosas-Luis et al., 2017).

Tsai et al. (2015) mencionaron que, en aguas menos productivas, los peces teleósteos dominaron la dieta de los marlines y otros depredadores pelágicos. Aunque, estudios en el golfo de California informaron que los cefalópodos son el principal elemento de presa (Rosas-Alayola et al. 2002; Arizmendi-Rodriguez et al. 2006). Sin embargo, se han informado variaciones a largo plazo, que pueden estar relacionadas con la abundancia de especies en lugar de la especialización de un elemento de presa en particular (Torres-Rojas et al., 2013).

Por otro lado, el nitrógeno es un componente estructural en las moléculas de los organismos, principalmente proteínas. El isótopo pesado (^{15}N) se enriquece en el consumidor relacionado con su presa, y el isótopo ligero se excreta más rápido (Minagawa y Wada, 1984; Fry, 1988). Peces picudos, tiburones, atunes y dorados, se consideran depredadores tope y por lo tanto deberían reflejarse en valores altos de ^{15}N (Pauly et al., 1998). Sin embargo, encontramos valores más bajos de $\delta^{15}\text{N}$ en dorados y atunes. Según Richert et al. (2015) estos valores podrían deberse a la variabilidad en la dieta y a las bajas tasas de rotación de los tejidos corporales de peces pelágicos grandes (Fry, 2006; Hussey et al., 2010; Kim et al., 2012; Madigan et al., 2012), cambios ontogénicos en conjunto con la dieta (Logan y Lutcavage, 2010; Torres-Rojas et al., 2014) y la variabilidad espacio-temporal en las firmas isotópicas en las fuentes de las cadenas alimentarias

de referencia donde los peces pelágicos se alimentan (Costalago et al., 2012; Torres-Rojas et al., 2014).

Por el contrario, los marlines y el tiburón martillo mostraron valores más altos de ^{15}N , lo que indica una mayor desnitrificación (Somes et al., 2010). Las capas de mezcla de aguas superficiales y profundas en la región también ayudan a reciclar el nitrógeno y aumentar la desnitrificación. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ más enriquecidos en tiburón martillo podrían reflejar preferencias costeras y bentónicas porque las cadenas alimenticias bentónicas son más largas que las cadenas pelágicas (Link, 2002). Torres-Rojas et al. (2015) mencionaron que los tiburones martillo juveniles prefieren alimentarse en áreas costeras y los tiburones grandes se alimentan en la columna de agua.

Posición trófica y modelos de mezcla

La comunidad bentónica presentó un área de elipse mayor en comparación con las otras comunidades, esto refleja la amplia variedad de fuentes que pueden explotar y concuerda con lo reportado con otros estudios (Linnebjerg et al., 2016; McMeans et al., 2013). La comunidad bentopelágica mostró un mayor porcentaje de traslape en comparación con la comunidad bentónica y pelágica, lo cual concuerda con el hecho de que son especies que conectan ambas comunidades. La mayoría de las especies que se reportan en este estudio presentan hábitos generalistas debido al amplio espectro isotópico de sus dietas. Sin embargo, con base en los resultados de nicho isotópico, los organismos de hábitos omnívoros y carnívoros pueden explotar diversas fuentes de alimento y son capaces de sobrevivir en ambientes fluctuantes. Sin embargo, las especies herbívoras y los depredadores tope que ocuparon nichos tróficos estrechos pueden ser impactados por las perturbaciones de la comunidad.

Por otra parte, los resultados del valor normalizado de PT indican que la red alimenticia pelágica se compone de cinco niveles tróficos: TL1: fitoplancton (productores primarios); TL2: organismos planctívoros (consumidores primarios); TL3: herbívoros y omnívoros, TL4 consumidores carnívoros de segundo y tercer orden; y TL5 grandes depredadores superiores. Sin embargo, en lo que respecta a la firma isotópica de N la red trófica integra 3 gremios tróficos principales, TG1, donde se incluyen los productores y consumidores primarios, TG2 donde se integran los herbívoros, omnívoros y carnívoros y TG3 donde se integran carnívoros de tercer orden y depredadores tope.

Varias especies en esta red alimentaria realizan cambios en su dieta a lo largo de su ciclo de vida y, en consecuencia, el valor de PT en la trama trófica puede cambiar, también algunas de ellas son especies altamente migratorias y la explotación de los recursos varía de una zona a otra. Por ejemplo, los peces carnívoros como *S. sierra*, *S. japonicus* o *A. thazard* tienden a aumentar el PT durante sus historias de vida desde las etapas juveniles hasta los adultos (Rosas-Luis et al., 2021). Al contrario, organismos omnívoros como *M. curema* o *M. cephalus* muestran cambios ontogenéticos en su dieta (Lebreton et al., 2011). En la alimentación juvenil, principalmente zooplancton y peces pequeños, cuando llegan a una etapa adulta, desarrollan microfauna intestinal que permite la alimentación de los detritus y disminuye sus valores de PT.

Además, la alta variabilidad del PT entre los consumidores con diferentes hábitats de alimentación o estrategias de alimentación conduce a una traslape los valores PT. Por ejemplo, el PT de *B. polylepis* se encuentra entre el de un consumidor secundario (que consume principalmente crustáceos) y el de un consumidor terciario (que se alimenta principalmente de peces).

La mayoría de los consumidores secundarios analizados se alimentan de crustáceos en cierta proporción. Este grupo constituye uno de los grupos de presas más importantes su energía proviene principalmente de los crustáceos, los cuales tienden a alimentarse de detritus, diatomeas o meiofauna (Luna-Martel, 1982). Las poblaciones de crustáceos también vinculan las fuentes de energía primaria del ecosistema con los organismos que habitan la columna de agua.

Debido a que muchas especies consumen crustáceos, la gran abundancia de estos grupos de presas reduce la competencia entre los depredadores y permite la complementariedad y redundancia (de la Vega et al., 2023). Algunos depredadores también se alimentan de ciertas especies que otros depredadores no consumen (Tripp-Valdez et al., 2010). De acuerdo con Woodland et al. (2016), los herbívoros y los consumidores terciarios obtienen su posición trófica cercana a la media y se estabilizan. Sin embargo, los consumidores secundarios a menudo muestran una alta variabilidad en la distribución de la posición trófica. Sugieren que los omnívoros admiten una mayor proporción de las redes alimenticias de los consumidores.

En este estudio, el dorado mostró valores de PT más bajos, como si fuese un consumidor terciario. En contraste, Olson y Watters (2003) informaron $PT = 4.5$ en el Océano Pacífico. Mientras que Torres-Rojas et al. (2014), mencionaron que el dorado mostró variabilidad en los valores de PT entre la escala de tiempo y la disponibilidad de elementos de presa. Además, informaron sobre el

dorado como el depredador oportunista, con un alto espectro de elementos de presa y una alta variabilidad en los valores de $\delta^{15}\text{N}$.

Por otra parte, el incremento de PT en los marlines puede estar relacionado con el consumo de cefalópodos, esto debido a que el principal producto nitrogenado final es el amoníaco, lo cual incrementa la señal isotópica de las fuentes nitrogenadas. Además, las concentraciones más altas de amoníaco se han encontrado en los calamares que realizan migraciones verticales a zonas de profundidad, como *D. gigas* (Rosas Luis et al., 2016; Loor-Andrade et al., 2017).

En consumidores primarios las fuentes de mayor contribución fueron los grupos de zooplancton en comparación con el fitoplancton o el seston, siendo el grupo Artrophoda el que presentó contribuciones más fuertes hacia el mismo nivel y los niveles tróficos superiores, esto concuerda con la literatura ya que los copépodos y el zooplancton crustáceo en general es consumido por casi todos los organismos marinos (Pauly y Christensen, 1995). Siendo este grupo la primer pieza clave de la transferencia de energía y que juega un rol central en la sustentabilidad de las pesquerías del sureste del golfo de California.

Asimismo, el grupo conformado por calamares donde se incorporan *D. gigas* y *A. nouryi*, y peces del TG2 como *F. corneta*, *D. macrosoma* y *B. polylepis* obtuvieron las mayores contribuciones isotópicas hacia los depredadores tope, esto concuerda con los estudios de ecología trófica realizados en el golfo de California, donde los cefalópodos constituyen una de las piezas clave en cuanto a transferencia de energía hacia los depredadores tope en las redes tróficas marinas (Torres-Rojas et al., 2013).

El diagrama de la estructura de la red alimentaria utilizando los datos totales de la PT y el porcentaje de contribuciones relativas proporciona información valiosa sobre las rutas de energía desde los productores primarios hasta los depredadores de los niveles tróficos superiores y muestra el alto grado de interacciones "pelágico-inferior" que existen en la zona de estudio entre los consumidores secundarios y superiores que dependen de los alimentos de fondo y pelágicos de varias maneras.

Transferencia de elementos traza

Los ET en el agua de mar pueden ser movilizados desde el sedimento mediante procesos físicos, químicos y biológicos (Soto-Jiménez, 2011). Además, el sedimento ha sido designado como uno de los reservorios más importantes de contaminantes, ambas matrices pueden jugar un rol

importante en la bioacumulación de ET en las redes tróficas (Burton Jr., 2002). Entonces, los sedimentos pueden ser indicadores de contaminación importantes en ambientes marinos. En este estudio se calcularon los factores de bioconcentración en agua de mar y sedimento superficial, estos factores se definen como la relación de una concentración de ET en el organismo, respecto a la concentración de la matriz ambiental a estudio (Walker et al., 2012). La mayoría de los ET se bioconcentraron en por lo menos uno de los gremios tróficos a excepción de Cu y Mn, los cuales no mostraron bioconcentración mediante el agua de mar. Cabe destacar que no hay muchos estudios que incorporen los BAF en depredadores, generalmente los estudios son en laboratorios bajo condiciones controladas o solo consideran organismos del zooplancton y algunos bivalvos por sus características fisiológicas.

La baja bioconcentración de Cu puede estar relacionada a la etapa de vida de los peces que fueron utilizados para el análisis, se han realizado estudios en laboratorio en tilapia para analizar la tasa de bioconcentración y la toxicocinética de Cu (Chio et al., 2012) y los valores mayores se han encontrado en niveles juveniles, si bien en este estudio se analizaron las larvas de peces, también podría deberse a la biología de los organismos que conformaron el grupo de las larvas.

Mientras que As mostró los valores mayores de BAF en comparación con el resto de los elementos, se ha demostrado en estudios de laboratorio que cuando el As biodisponible se encuentra en la columna de agua como As^{III} o As^V es fácilmente acumulado mediante las agallas y el tracto digestivo, para posteriormente ser metabolizado en el hígado, principalmente a sus formas orgánicas como la arsenobetaina (AsB) o el ácido dimetilarsínico con la finalidad de excretarlo (Zhao et al., 2021).

Cd y Zn también presentaron valores de BAF >1000 lo que indica que puede bioacumularse, generalmente el Cd que es secuestrado en la columna de agua se encuentra en el riñón o en el hígado en comparación a otros órganos, ya que ambos juegan un papel importante en la eliminación de Cd en la sangre de los organismos acuáticos, siendo el riñón el almacenamiento final de este elemento (Chowdhury et al., 2004). Entonces de haber utilizado otros tipos de tejido en este estudio, posiblemente se hubiera encontrado algún tipo de relación respecto al tejido y la acumulación de Cd. Mientras que para Zn el órgano que presenta mayor contacto son las branquias, donde se llevan a cabo los procesos de respiración, osmorregulación, excreción de desechos nitrogenados y el equilibrio ácido-base (Zheng et al., 2011). A pesar de ello se encontraron

relaciones tróficas en los organismos, y esto podría indicar que la bioacumulación de Zn es eficiente mediante dos rutas, una de ellas la captura del Zn en la columna de agua y otra la dieta, y posiblemente el músculo sea uno de los órganos terminales del elemento.

Hg y Se también obtuvieron valores de bioacumulación positivos, sugiriendo que el agua es una vía de acumulación efectiva hacia los organismos marinos, sin embargo; existen diversos estudios que mencionan que la principal ruta de acumulación de ambos elementos es por la dieta (Dang y Wang, 2011). Cabe destacar que la eficiencia de bioconcentración en los organismos dependerá en gran medida de la forma química de ambos elementos, siendo el selenito y el CH_3Hg los compuestos químicos más capaces de almacenarse en los órganos de la fauna marina.

En la Tabla 50 se muestran algunos de los valores de BAF alrededor del mundo en la última década. En general la mayoría son comparables con lo reportado en otros ambientes acuáticos a excepción de Hg, el cual fue reportado en nuestro estudio con los BAF mayores que en otros ambientes marinos, también cabe destacar que los BAF en ambientes marinos en el golfo de California donde se incorporen organismos de niveles tróficos 4 y 5 son escasos. Nuestros resultados de BAF y BSAF no presentaron algún patrón entre hábito alimenticio o hábitat, sino que cada ET se incorporó al organismo de manera particular.

Las diferencias entre los valores de BAF de cada especie puede deberse a los compuestos que se sintetizan en los tejidos (Liu et al., 2014). La mayoría de los organismos que se incluyen en este estudio son peces, los cuales pueden acumular iones de ET a través de las branquias y posteriormente absorberlo al tracto digestivo (Chevreuil et al., 1995). La piel y las branquias son los tejidos que se encuentran mayormente expuestos a la bioconcentración de ET. Los resultados sugieren que aquellas especies con $\text{BAF} > 1000$ podrían transferir el ET desde el agua de mar hacia el organismo mediante las branquias, donde los ET son almacenados temporalmente y transferidos al sistema circulatorio hasta concentrarse en el músculo, siendo este último considerado como reservorio terminal (Canli y Atli, 2003; Liu et al., 2014).

Por otra parte, se realizó el cálculo de BSAF para evaluar la bioconcentración de ET a través del sedimento marino superficial, donde en términos generales de los ET Hg, Cd, Se, Zn y Cu pudieron bioconcentrarse de manera efectiva en esta red trófica, esto no ocurrió con todos los organismos, ni en todos los niveles tróficos, a excepción del Cd, Tabla 51. No se encontraron BSAF de As y Se para comparar con los de nuestro estudio.

En el presente estudio se incluyeron especies de hábitat pelágico, que bien pueden ser afectadas por los iones que el sedimento contiene de manera biodisponible en el ambiente y hacen juego en la columna de agua. Sin embargo, los organismos clave para definir si existe la bioconcentración son aquellos que se encuentran en hábitats pelágicos y bentopelágicos. El único ET que presentó consistencias fue Cd, siendo bioconcentrado principalmente en organismos bentónicos, se han reportado resultados similares en Mar de Bearing (Shi et al., 2015). Sin embargo, hasta el día de hoy la ruta de bioacumulación de Cd no es clara, Guo et al., (2018) realizaron un modelo de transferencia de Cd cinético bajo condiciones controladas, donde incluyen tres vías de captación, agua, sedimento y por la dieta, los autores mencionan que el agua y la materia orgánica particulada es la principal vía de bioconcentración de Cd en organismos marinos, mientras que la dieta y los sedimentos no presentó ningún resultado conciso. Sin embargo, los autores también mencionan que, en el ambiente marino se conduce una efectiva transferencia de Cd cuando la concentración de Cd es prolongada y constante, asumiendo que el modelo puede subestimar el aporte de los sedimentos hacia organismos bentónicos.

En nuestros resultados obtuvimos que los organismos bentónicos que presentaron los BSAF de Cu mayores fueron las jaibas, lo cual puede estar estrechamente relacionado a que el Cu es parte funcional de la hemocianina presente en todos los crustáceos y moluscos, la cual es una proteína localizada en la hemolinfa, encargada de transportar oxígeno a través del cuerpo de los invertebrados, reemplazando la hemoglobina y añadiendo dos átomos de Cu en lugar del Fe. (Giomi y Beltramini, 2007).

Tabla 50 Factor de bioconcentración de agua marina (BAF) de ET de otros estudios del mundo.

ET	BAF	Especie	Área de estudio	Cita
As	6531	Plancton	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
As	7245	<i>P. argentinus</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
As	2551	<i>O. bonariensis</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
As	416	Autótrofo		Este estudio
As	12906	Carnívoro		Este estudio
As	3306	Herbívoro		Este estudio
As	11476	Omnívoro		Este estudio
As	2003	Planctívoro		Este estudio
As	27446	Depredador tope		Este estudio
Cd	85231	Ostión	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Cd	10690	Almeja	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Cd	129	<i>Gerres abbreviatus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cd	390	<i>Portunus pelagicus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cd	516	Organismos marinos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cd	75	Peces	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cd	300	Cangrejos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cd	126	Peces	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Cd	516	Cangrejos	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Cd	270	<i>Scylla serrata</i>	Xiangshan, China	Zhao et al. (2018)
Cd	8000	Peces	Guangdong, China	Ke et al. (2015)
Cd	237	Peces	Jiangsu, China	Yuan et al. (2005)
Cd	399	Organismos marinos	Ennore, Creek	Kumara et al. (2013)
Cd	592	Plancton	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Cd	308	<i>P. argentinus</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Cd		<i>O. bonariensis</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Cd	1812	Autótrofo		Este estudio
Cd	4832	Carnívoro		Este estudio
Cd	22965	Herbívoro		Este estudio
Cd	4501	Omnívoro		Este estudio
Cd	11577	Planctívoro		Este estudio
Cd	4089	Depredador tope		Este estudio
Cu	11446	Ostión	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Cu	3300	Almeja	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Cu	49	<i>Gerres abbreviatus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cu	4384	<i>Portunus pelagicus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cu	3060	Organismos marinos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cu	347	Peces	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cu	4569	Cangrejos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cu	540	Peces	Zhouzhan, China	Hao et al. (2019)
Cu	3060	Cangrejos	Zhouzhan, China	Hao et al. (2019)
Cu	4609	<i>Scylla serrata</i>	Xiangshan, China	Zhao et al. (2018)
Cu	14381	Peces	Guangdong, China	Ke et al. (2015)
Cu	189	Peces	Jiangsu, China	Yuan et al. (2005)
Cu	308	Organismos marinos	Ennore, Creek	Kumara et al. (2013)
Cu	312,500	Plancton	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Cu	1,791,667	<i>P. argentinus</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)

Tabla 50 Continuación

Cu	10,417	<i>O. bonariensis</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Cu	146	Autótrofo		Este estudio
Cu	313	Carnívoro		Este estudio
Cu	248	Herbívoro		Este estudio
Cu	276	Omnívoro		Este estudio
Cu	451	Planctívoro		Este estudio
Cu	1742	Depredador tope		Este estudio
Hg	189	<i>Gerres abbreviatus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Hg	392	<i>Portunus pelagicus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Hg	903	Organismos marinos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Hg	231	Peces	Hainan, China	This study
Hg	462	Cangrejos	Hainan, China	This study
Hg	323	Peces	Zhoushan, China	This study
Hg	903	Cangrejos	Zhoushan, China	This study
Hg	1423	<i>Scylla serrata</i>	Xiangshan, China	Zhao et al. (2018)
Hg		Peces	Guangdong, China	Ke et al. (2015)
Hg	8	Peces	Jiangsu, China	Yuan et al. (2005)
Hg	382	Organismos marinos	Ennore, Creek	Kumara et al. (2013)
Hg	300	Plancton	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Hg	975	<i>P. argentinus</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Hg	4250	<i>O. bonariensis</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Hg	2034	Autótrofo		Este estudio
Hg	2409	Carnívoro		Este estudio
Hg	1420	Herbívoro		Este estudio
Hg	2125	Omnívoro		Este estudio
Hg	19099	Planctívoro		Este estudio
Hg	53232	Depredador tope		Este estudio
Mn	169,200	Plancton	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Mn	6200	<i>P. argentinus</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Mn	160	<i>O. bonariensis</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Mn	445	Autótrofo		Este estudio
Mn	138	Carnívoro		Este estudio
Mn	146	Herbívoro		Este estudio
Mn	228	Omnívoro		Este estudio
Mn	526	Planctívoro		Este estudio
Mn	101	Depredador tope		Este estudio
Pb	7.8	Ostión	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Pb	7	Almeja	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Pb	500	<i>Gerres abbreviatus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Pb	98	<i>Portunus pelagicus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Pb	335	Organismos marinos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Pb	54	Peces	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Pb	105	Cangrejos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Pb	119	Peces	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Pb	335	Cangrejos	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Pb	59	<i>Scylla serrata</i>	Xiangshan, China	Zhao et al. (2018)
Pb	110	Peces	Guangdong, China	Ke et al. (2015)
Pb	3	Peces	Jiangsu, China	Yuan et al. (2005)
Pb	694	Organismos marinos	Ennore, Creek	Kumara et al. (2013)
Pb	200,000	Plancton	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al., (2018)

Tabla 50 Continuación

Pb	3200	<i>P. argentinus</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al., (2018)
Pb	1000	<i>O. bonariensis</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Pb	7357	Autótrofo		Este estudio
Pb	5717	Carnívoro		Este estudio
Pb	6011	Herbívoro		Este estudio
Pb	10949	Omnívoro		Este estudio
Pb	36380	Planctívoro		Este estudio
Pb	713	Depredador tope		Este estudio
Se	10,000	Plancton	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Se	4750	<i>P. argentinus</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Se	2500	<i>O. bonariensis</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Se	472	Autótrofo		Este estudio
Se	1362	Carnívoro		Este estudio
Se	849	Herbívoro		Este estudio
Se	1485	Omnívoro		Este estudio
Se	1757	Planctívoro		Este estudio
Se	4096	Depredador tope		Este estudio
Zn	11331	Ostión	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Zn	1720	Almeja	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Zn	82	<i>Gerres abbreviatus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Zn	1481	<i>Portunus pelagicus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Zn	909	Organismos marinos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Zn	541	Peces	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Zn	1463	Cangrejos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Zn	390	Peces	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Zn	909	Cangrejos	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Zn	2287	<i>Scylla serrata</i>	Xiangshan, China	Zhao et al. (2018)
Zn	3236	Peces	Guangdong, China	Zhang et al. (2015)
Zn	34	Peces	Jiangsu, China	Yuan et al. (2005)
Zn	487	Organismos marinos	Ennore, Creek	Kumara et al. (2013)
Zn	13,056	Plancton	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Zn	20000	<i>P. argentinus</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Zn	5833	<i>O. bonariensis</i>	Lago los Molinos, Argentina	Griboff et al. (2018)
Zn	5990	Autótrofo		Este estudio
Zn	3843	Carnívoro		Este estudio
Zn	2260	Herbívoro		Este estudio
Zn	3341	Omnívoro		Este estudio
Zn	3616	Planctívoro		Este estudio
Zn	11462	Depredador tope		Este estudio

Tabla 51 Factor de bioconcentración de sedimento marino superficial (BSAF) de ET de otros estudios del mundo.

ET	BSAF	Especie	Área de estudio	Cita
Cd	43	Ostión	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Cd	43	Almeja	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Cd	0.03	<i>Gerres abbreviatus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cd	0.01	<i>Portunus pelagicus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cd	1.03	Organismos marinos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cd	0.03	Peces	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cd	0.11	Cangrejos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cd	0.25	Peces	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Cd	1.03	Cangrejos	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Cd	0.41	<i>Scylla herrata</i>	Xiangshan	Zhao et al. (2018)
Cd	3.79	Peces	Guangdong	Zhang et al. (2015)
Cd	2.90±5.90	Autótrofo		Este estudio
Cd	7.52±22.7	Carnívoro		Este estudio
Cd	35.68±158	Herbívoro		Este estudio
Cd	7.03±26.8	Omnívoro		Este estudio
Cd	18.5±41.4	Planctívoro		Este estudio
Cd	6.04±18.7	Depredador tope		Este estudio
Cu	4.38	Ostión	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Cu	1.26	Almeja	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Cu	0.01	<i>Gerres abbreviatus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cu	0.25	<i>Portunus pelagicus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cu	0.17	Marine organisms	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cu	0.02	Peces	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cu	0.26	Cangrejos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Cu	0.03	Peces	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Cu	0.17	Cangrejos	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Cu	0.29	<i>Scylla herrata</i>	Xiangshan	Zhao et al. (2018)
Cu	1.45	Peces	Guangdong	Zhang et al. (2015)
Cu	0.18±0.16	Autótrofo		Este estudio
Cu	0.39±0.51	Carnívoro		Este estudio
Cu	0.31±0.37	Herbívoro		Este estudio
Cu	0.34±0.30	Omnívoro		Este estudio
Cu	0.56±0.91	Planctívoro		Este estudio
Cu	2.25±5.28	Depredador tope		Este estudio
Hg	0.27	<i>Gerres abbreviatus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Hg	0.57	<i>Portunus pelagicus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Hg	0.93	Organismos marinos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Hg	0.33	Peces	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Hg	0.67	Cangrejos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Hg	0.33	Peces	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Hg	0.93	Cangrejos	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Hg	0.7	<i>Scylla herrata</i>	Xiangshan	Zhao et al. (2018)
Hg	0.063	<i>Chione subrugosa</i>	Bahia Guaymas, Mexico	Green-Ruiz et al. (2005)
Hg	0.23	<i>Crassostrea gigas</i>	Bahia Guaymas, Mexico	Green-Ruiz et al. (2005)
Hg	1.00±1.73	Autótrofo		Este estudio
Hg	1.24±1.51	Carnívoro		Este estudio
Hg	0.69±0.74	Herbívoro		Este estudio
Hg	1.20±1.52	Omnívoro		Este estudio

Hg	9.38±25.3	Planctívoro		Este estudio
Hg	27.03±32	Depredador tope		Este estudio
Pb	0.006	Ostión	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Pb	0.005	Almeja	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Pb	0.001	<i>Gerres abbreviatus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Pb	0.0003	<i>Portunus pelagicus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Pb	0.0009	Organismos marinos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Pb	0.002	Peces	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Pb	0.003	Cangrejos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Pb	0.003	Peces	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Pb	0.01	Cangrejos	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Pb	0.003	<i>Scylla herrata</i>	Xiangshan	Zhao et al. (2018)
Pb	0.01	Peces	Guangdong	Zhang et al. (2015)
Pb	0.24±0.37	Autótrofo		Este estudio
Pb	0.19±0.49	Carnívoro		Este estudio
Pb	0.20±0.56	Herbívoro		Este estudio
Pb	0.36±0.85	Omnívoro		Este estudio
Pb	1.21±2.39	Planctívoro		Este estudio
Pb	0.02±0.10	Depredador tope		Este estudio
Zn	10.37	Ostión	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Zn	1.72	Almeja	Chanthaburi Province	Potipat et al. (2015)
Zn	0.11	<i>Gerres abbreviatus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Zn	0.12	<i>Portunus pelagicus</i>	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Zn	0.09	Organismos marinos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Zn	0.11	Peces	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Zn	0.31	Cangrejos	Hainan, China	Hao et al. (2019)
Zn	0.04	Peces	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Zn	0.09	Cangrejos	Zhoushan, China	Hao et al. (2019)
Zn	0.34	<i>Scylla herrata</i>	Xiangshan	Zhao et al. (2018)
Zn	0.41	Peces	Guangdong	Zhang et al. (2015)
Zn	1.76±3.59	Autótrofo		Este estudio
Zn	1.11±2.26	Carnívoro		Este estudio
Zn	0.72±0.73	Herbívoro		Este estudio
Zn	1.07±1.09	Omnívoro		Este estudio
Zn	1.06±3.03	Planctívoro		Este estudio
Zn	3.60±6.30	Depredador tope		Este estudio

Diversos autores mencionan que la bioconcentración y bioacumulación de los ET depende de factores bióticos como la edad, sexo, condición nutricional, hábitos alimenticios, eficiencia de asimilación, tasa de ingesta y tasa de pérdida, métodos de detoxificación, entre otros; y abióticos como las especies químicas, presencia de carbonatos, materia orgánica, sinergismo con otros elementos, tiempo de exposición y temperatura (Wang, 2002; Rainbow, 2007).

Otra parte del estudio consiste en la reconstrucción de redes tróficas mediante contenido estomacal y el uso de isótopos estables de C y N, siendo el uso de ambas una de las principales herramientas

en la investigación ecológica y química. Actualmente con la implementación de técnicas analíticas es posible estudiar la transferencia trófica y biomagnificación de los contaminantes en el ecosistema. En términos generales, la bioacumulación se define como el incremento de la concentración del elemento en un organismo respecto a la concentración que hay en el ambiente y alimento, y el término biomagnificación es aplicado para una progresiva bioacumulación en por lo menos dos niveles tróficos sucesivos en una trama trófica (Gray, 2002). Durante hace más de una década la ecuación de FMT se ha vuelto más popular para evaluar la biomagnificación de compuestos orgánicos y ET en redes tróficas (Kidd et al., 1995; Borga et al., 2012). Sin embargo, es importante recalcar que la aplicación de este modelo puede tener una serie de factores, los cuales se deben tomar a consideración, entre ellos el tipo de contaminante, la variación espacio temporal en el ecosistema a evaluar y los organismos que se incluyen en la red trófica (Kidd et al., 2019). Un diseño desbalanceado que no represente cada nivel trófico influirá en los resultados del FMT. En este estudio se contemplan más de 500 especies, las cuales incluyen organismos de origen bentónico, bentopelágico y pelágico. Por lo que el modelo fue adecuado para la selección de datos. En la Tabla 52 se muestran algunos estudios alrededor del mundo donde calculan la biomagnificación de ET con este modelo, los cuales son comparables con nuestros resultados.

No obstante, para poder identificar las interacciones depredador-presa que propician la transferencia trófica de cada ET se utilizó la ecuación de BMF_{SIA} (Phillips y Koch, 2002). Este modelo fue empleado con el objetivo entender la transferencia trófica e identificar cuáles interacciones posiblemente sean las que originan el transporte de contaminantes a los niveles tróficos superiores, descartando el supuesto de que todos los organismos consumen estrictamente una dieta exclusivamente.

Entre los elementos analizados As, Cu, Hg, Se y Zn fueron los elementos que presentaron una correlación positiva con el valor normalizado de $\delta^{15}N$. Existen varios estudios que mencionan una correlación positiva entre las concentraciones de un ET y PT indica que el elemento es acumulado a través de la red trófica (Mackay et al., 2000; Borga et al., 2012). A pesar de los resultados en los valores de transferencia positivos significativos, el cuestionamiento de las razones de la biomagnificación de cada uno de los elementos sigue siendo controversial para cada investigación que se ha realizado en diferentes zonas del mundo y escalas de tiempo (Sakata et al., 2015).

Mientras que Cd, Mn y Pb, estuvieron presentes en mayores concentraciones en algunas de las muestras de elementos presa, es decir Mn en el zooplancton y Pb en invertebrados (ver Tabla 30 y 31), pero estas no presentaron alguna relación positiva con PT. Lo que sugiere, de acuerdo con Gray (2002), que el Mn y Pb son elementos que se bioacumulan, pero que no muestran una biomagnificación en la trama trófica. La biodilución de ambos elementos puede ser reflejo de la depuración (acumulación de Pb en tejidos duros) o procesos metabólicos (secuestro de Mn para usarlo como cofactor). Cd por su parte no mostró ningún tipo de relación trófica respecto con respecto a los valores isotópicos y la concentración de los elementos.

Tabla 52 Factor de magnificación trófico (FMT) de ET en redes tróficas marinas reportados alrededor del mundo.

ET	FMT	Red trófica (número de especies)	TL	Área de estudio	Referencia
As	0.41	Bentopelágica y aves marinas (15)	1.5-3.8	Río Yellow Delta (China)	(Cui et al., 2011)
As	1.70	Bentónica y planctónica (15)	1.3-3.6	Estuario Rufiji (Tanzania)	(Shilla et al., 2019)
As	0.49	Bentónica y planctónica (21)	1.0-3.5	Stagnone (Italia)	(Vizzini et al., 2013)
As	0.55	Bentónica y planctónica (20)	1.0-3.6	Stagnone (Italia)	(Vizzini et al., 2013)
As	3.54	Bentónica y pelágica (33)	1-5.5	SE del golfo de California	Este estudio
Cd	3.12*	Bentopelágica y aves marinas (15)	1.5-3.8	Río Yellow Delta (China)	(Cui et al., 2011)
Cd	0.45	Bentónica y planctónica (15)	1.3-3.6	Estuario Rufiji (Tanzania)	(Shilla et al., 2019)
Cd	0.61	Bentónica y planctónica (40)	1.96-4.47	Bahía Laizhou (China)	(Liu et al., 2019)
Cd	0.71	Bentónica y planctónica (21)	1.0-3.5	Stagnone (Italia)	(Vizzini et al., 2013)
Cd	0.69	Bentónica y planctónica (20)	1.0-3.6	Stagnone (Italia)	(Vizzini et al., 2013)
Cd	<1	Bentónica y pelágica (33)	1-5.5	SE del golfo de California	Este estudio
Cu	0.76	Bentopelágica y aves marinas (15)	1.5-3.8	Río Yellow Delta (China)	(Cui et al., 2011)
Cu	0.85	Bentónica y planctónica (15)	1.3-3.6	Estuario Rufiji (Tanzania)	(Shilla et al., 2019)
Cu	0.32	Bentónica y planctónica (40)	1.96-4.47	Bahía Laizhou (China)	(Liu et al., 2019)
Cu	1.94	Bentónica y pelágica (33)	1-5.5	SE del golfo de California	Este estudio
Hg	3.3	Bentónica (10)	1.5-4.5	Pangnirtung fjord (Canada)	(McMeans et al., 2015)
Hg	7.8	Pelágica (6)	1.9-4.1	Pangnirtung fjord (Canada)	(McMeans et al., 2015)
Hg	3.8	Bentónica y planctónica (18)	1.2-4.2	Golfo St. Lawrence (Canadá)	(Lavoie et al., 2010)
Hg	2.82	Bentopelágica y aves marinas (15)	1.5-3.8	Río Yellow Delta (China)	(Cui et al., 2011)
Hg	1.19	Bentónica y planctónica (35)	-	Bahía Sepetiba (Brasil)	(Bisi et al., 2012)
Hg	1.17	Bentónica y planctónica (35)	-	Bahía Sepetiba (Brasil)	(Bisi et al., 2012)
Hg	1.55	Bentónica y planctónica (35)	-	Bahía Guanabara (Brasil)	(Bisi et al., 2012)
Hg	1.51	Bentónica y planctónica (35)	-	Bahía Guanabara (Brasil)	(Bisi et al., 2012)
Hg	1.63	Bentónica y planctónica (35)	-	Bahía Ilha Grande (Brasil)	(Bisi et al., 2012)
Hg	1.67	Bentónica y planctónica (12)	-	Bahía Ilha Grande (Brasil)	(Bisi et al., 2012)
Hg	1.37	Bentónica y planctónica (12)	1.94-3.77	Nasaruaalik Island (Canada)	(Clayden et al., 2015)
Hg	1.675	Bentónica y planctónica (13)	-	Golfo de Lions (Francia)	(Harmelin-Vivien et al., 2012)

Tabla 50 Continuación

Hg	7.48	Bentónica y planctónica (14)	1.2-4.32	Kongsfjorden, Svalbard (Noruega)	(Jæger et al., 2009)
Hg	2.81	Bentónica y planctónica (40)	1.96-4.47	Bahía Laizhou (China)	(Liu et al., 2019)
Hg	1.06	Bentónica y planctónica (21)	1.0-3.5	Stagnone (Italia)	(Vizzini et al., 2013)
Hg	0.89	Bentónica y planctónica (20)	1.0-3.6	Stagnone (Italia)	(Vizzini et al., 2013)
Hg	6.38	Bentónica (12)	2.00-4.15	Bahia Tortugas (México)	(Murillo-Cisneros et al., 2019)
Hg	2.13	Bentónica y planctónica (12)	1.94-3.77	Nasaruaalik Island (Canadá)	(Clayden et al., 2015)
Hg	1.5	Bentónica y planctónica (19)	1.8-3.7	Costa de la Península Este de Malaysia (Malaysia)	(Le et al., 2017)
Hg	3.23	Bentónica y pelágica (33)	1-5.5	SE del golfo de California	Este estudio
Mn	0.26	Bentopelágica y aves marinas (15)	1.5-3.8	Río Yellow Delta (China)	(Cui et al., 2011)
Mn	0.49	Bentónica y planctónica (15)	1.3-3.6	Estuario Rufiji (Tanzania)	(Shilla et al., 2019)
Mn	<1	Bentónica y pelágica (33)	1-5.5	SE del golfo de California	Este estudio
Pb	0.98	Bentopelágica y aves marinas (15)	1.5-3.8	Río Yellow Delta (China)	(Cui et al., 2011)
Pb	0.54	Bentónica y planctónica (15)	1.3-3.6	Estuario Rufiji (Tanzania)	(Shilla et al., 2019)
Pb	0.46	Bentónica y planctónica (21)	1.0-3.5	Stagnone (Italia)	(Vizzini et al., 2013)
Pb	0.40	Bentónica y planctónica (20)	1.0-3.6	Stagnone (Italia)	(Vizzini et al., 2013)
Pb	<1	Bentónica y pelágica (33)	1-5.5	SE del golfo de California	Este estudio
Zn	1.40	Bentopelágica y aves marinas (15)	1.5-3.8	Río Yellow Delta (China)	(Cui et al., 2011)
Zn	2.47	Bentónica y planctónica (15)	1.3-3.6	Estuario Rufiji (Tanzania)	(Shilla et al., 2019)
Zn	2.18	Bentopelágica (33)	1-5.5	SE del golfo de California	Este estudio

*Las aves marinas no presentaron biomagnificación.

Con base en los resultados de BMF_{SIA} , los productores primarios son los organismos que transfieren más eficientemente los ET esenciales (a excepción de Mn) hacia los niveles tróficos superiores, sin embargo; la magnitud y eficiencia de transferencia puede diferir entre el nivel trófico dos y tres. Una vez que el ET llega a estos niveles, la ruta de la energía entre los consumidores secundarios hacia niveles tróficos medios es incierta, respecto a nuestras observaciones todo dependerá de diversos factores entre ellos a) el tipo de interacción entre el comensal y su presa, b) la calidad del alimento (si es que contribuye en su dieta o no), c) de las condiciones fisicoquímicas de ambiente, c) la naturaleza del ET, d) la tasa de ingesta y e) la biología de la presa. El hábito alimenticio de la presa en este estudio no fue un factor determinante en el proceso de la transferencia de los ET esenciales. Respecto al hábitat exclusivamente en Cu, las presas que provienen de hábitats bentopelágicos tienen interacciones que propician la biomagnificación de este ET, siendo este la conexión entre los dos tipos de ambientes marinos.

Mientras que en el caso de los ET no esenciales, la transferencia tiene una ruta distinta y particular para cada ET. El As fue transferido eficientemente de fuentes basales a consumidores secundarios. Respecto a nuestros resultados la energía fue disipada en el grupo de consumidores primarios que son prácticamente los grupos del zooplankton, entonces existe la posibilidad en que los estudios de transferencia trófica que solo analizan una parte de la cadena o red trófica, o aquellos estudios que no incorporen organismos que con hábitos herbívoros tengan resultados inconclusos al respecto. Una vez que el As llega a los niveles tróficos medios es eficientemente transferido a los depredadores tope. De hecho, existen autores que describen esta ruta como el inicio de la biotransformación de As inorgánico a compuestos organoarsenicales como por ejemplo las arsenobetaínas (Hanaoka et al., 2001).

Por otra parte, la ruta del Hg comienza muy similar a la de los ET esenciales, las fuentes basales transfieren la energía y el contaminante a los consumidores primarios, y ellos se encargan de enviar la energía a los niveles tróficos medios. Sin embargo, cabe destacar que la mayor eficiencia de transferencia se observó en las interacciones tróficas donde se incluyen presas de hábitos carnívoros y esto tiene una gran relación con respecto al Hg y su afinidad a los lípidos (Luoma y Rainbow, 2008; Cheng et al., 2011).

Se han realizado diversos estudios de transferencia trófica y biomagnificación de Cu en redes tróficas acuáticas alrededor del mundo (Campbell et al., 2005; Bisi et al., 2012; Asante et al., 2008;

Marrugo-Negrete et al., 2018; Jara-Marini et al. 2009; Jara-Marini et al. 2019). A pesar de ello aún no existe algún patrón concluyente que determine la ruta de este ET, ya que se ha reportado biodilución (Marín-Guirao et al., 2008; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008; Vizzini et al., 2013; Feng et al., 2016) y biomagnificación (Croteau y Luoma, 2005). Se sugiere que la incorporación de crustáceos y cefalópodos en los estudios de transferencia trófica son cruciales para la biomagnificación de Cu, debido a la presencia de este elemento en la hemocianina, aumentando la concentración de Cu en este tipo de organismos (Olmedo et al., 2013). Por otra parte, se menciona que la acumulación de Cu en organismos marinos dependerá de la cinética de Cu, así como baja eficiencia de asimilación y su alta tasa de eflujo (Dang et al., 2009). Es decir, existen ciertos factores que propiciarán el proceso que vaya a ocurrir en las redes tróficas, en general, el factor de mayor importancia serán los organismos que componen la trama trófica y sus estrategias de alimentación; así como los niveles tróficos que se incluyan en la investigación. Regularmente, los organismos que se han incluido en los estudios donde en elemento es transferido eficientemente son bivalvos, gasterópodos, especies herbívoras, balanos, gasterópodos carnívoros, algunas especies de zooplancton y organismos de hábitos alimenticios omnívoros. Asimismo, se ha reportado que mientras mayor sea el número de eslabones o la complejidad de la trama, mayor será la transferencia del elemento (Olmedo et al., 2013; Jara-Marini et al., 2020). Ciertamente, en este estudio además de los depredadores tope, los organismos que obtuvieron mayores concentraciones de Cu, fueron especies invertebradas, como algunos ejemplares de zooplancton y camarones u organismos que incluyen crustáceos en su dieta.

Por su parte, el Mn en organismos marinos es un elemento que se requiere como cofactor formando complejos de metaloenzimas y siendo una parte integral de éstas. También activa enzimas específicas como las glicosiltransferasas, quinasas, transferasas, hidrolasas y decarboxilasas (Watanabe et al., 1997). A nivel celular, la mitocondria tiene elevadas concentraciones de Mn en comparación de otros organelos. A pesar de ello, en el presente estudio y algunos otros en Papua Nueva Guinea, el Ártico y China han reportado procesos de biodilución de Mn (Campbell et al., 2005; Ikemoto et al., 2007; Nfon et al., 2009). Muchos organismos, especialmente aquellos que se encuentran situados en altos niveles tróficos pueden regular la concentración de Mn (Ikemoto et al., 2007). De acuerdo con Aller (1994), los organismos que son vulnerables a la bioacumulación de Mn son la fauna bentónica que se encuentran cerca de la costa, debido al Mn acumulado por la sedimentación de partículas de los ríos o descargas antropogénicas principalmente adquiridas por

la minería y la metalurgia. Sin embargo, en el presente estudio, la mayoría de los organismos recolectados son de ambientes pelágicos, pero realizando el proceso de transferencia exclusivamente en los organismos bentónicos y bentopelágicos, el Mn no fue transferido. Quizás la de biodilución de Mn ocurrió debido homeostasis que realizan los organismos marinos, al igual que se ha reportado en otros estudios (Oweson y Hernroth, 2009; Sköld et al., 2015; Squadrone et al., 2016).

El Se generalmente se biomagnifica en redes tróficas acuáticas (Ikemoto et al., 2008, Ouédraogo et al., 2015). Aunque a pesar de ello, la biodisponibilidad y eficiencia de acumulación puede variar entre las distintas formas químicas de Se (Besser et al., 1993), lo que podría explicar la variación de los valores de la magnitud de transferencia en distintos estudios. Primeramente, se ha demostrado que el fitoplancton toma rápidamente compuestos de Se como las selenometioneínas, en comparación que el selenito y selenato (Riedel et al., 1991). Se han reportado similares resultados en zooplancton marino donde los índices de BCF presentan el siguiente orden decreciente selenometioneínas>selenito>selenato (Besser et al., 1989). En general, los productores primarios incorporan al Se en mayor proporción dentro de las tramas tróficas. Y otra gran parte de Se es acumulado en invertebrados principalmente por la ingesta de materia orgánica particulada fina, compuesta de material vivo y muerto (Ouédraogo et al., 2015). Posteriormente se bioacumula en la fauna bentónica y finalmente en los peces que interaccionan con el ambiente pelágico (Peters et al., 1999). Nuestros resultados son consistentes con otras investigaciones alrededor del mundo, quienes mencionan que la toma mediante la dieta es predominante para este elemento (Rainbow y Wang, 2001; Barwick y Maher et al., 2003; Bisi et al., 2012; Kehrig et al., 2013; McMeans et al., 2015).

En nuestro estudio, el Zn fue el elemento con mayores concentraciones en toda la red trófica, lo cual de la misma manera ha sido reportado en varios estudios alrededor del mundo (Nfon et al., 2009; Zhao et al., 2013; Jara-Marini et al. 2020). Sin embargo, la transferencia trófica en algunos otros ha sido inconsistente. Se ha encontrado biomagnificación (Zhao et al. 2013; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna 2008; Shilla et al. 2019), y a su vez biodilución (Nfon et al. 2009; Cardwell et al. 2013; Sakata et al. 2015). En nuestro estudio, el Zn fue biomagnificado $FMT > 1$ Esto podría ser explicado debido a la biodisponibilidad de Zn varía de manera significativa en distintos organismos dependiendo de la estación, zona geográfica y distintas variaciones interespecíficas (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2000). En muchos casos, el Zn tiende a enriquecerse en niveles

tróficos bajos, especialmente en presencia de invertebrados, ya que muchos de estos organismos carecen de estrategias de regulación, excreción o mecanismos de detoxificación de este elemento (Barwick y Maher, 2003).

En los peces vertebrados, el proceso de detoxificación de ET depende principalmente de la unión del metal a las metalotioneínas (Amiard et al., 2006). El Zn puede bioacumularse en mayor proporción que otros elementos debido a que es un elemento esencial que proporciona funciones estructurales y catalíticas para una amplia variedad de proteínas, además de ser un componente en los factores de transcripción que implican procesos celulares como la transducción de la señal, la transcripción y replicación del ADN y ARN (Nodberg y Nodberg, 2009). El Zn tiene la característica de intercambiarse en las reacciones bioquímicas cuando está unido a alguna metalotioneína y ser transferido a las proteínas. Es por ello que la concentración de Zn puede regularse en el organismo de peces marinos (Hijova, 2004).

Al igual que otros ET analizados, se han encontrado inconsistencias en cuanto a la transferencia trófica de As. Diversos autores mencionan que este se biodiluye (Liu et al., 2017; Trevizani et al., 2018), mientras que otros autores han reportado biomagnificación en los ecosistemas acuáticos (Asante et al., 2010; Shilla et al., 2019). Esto podría deberse a que el elemento tiene una alta disponibilidad de enriquecimiento y asimilación en ciertas formas químicas. Lo anteriormente mencionado se sustenta con lo reportado en cadenas tróficas simuladas donde el As en niveles tróficos superiores tiende a biotransformarse desde As inorgánico a arsenobetaina. Los estudios muestran que la concentración de As inorgánico disminuye mientras la arsenobetaina aumenta (Zhang et al., 2012; Zhang et al., 2016).

Nuestros resultados reflejan que las concentraciones mayores fueron obtenidas en crustáceos y organismos de alimentación herbívora. De acuerdo con Perugini et al. (2014) el arsénico se encuentra en organismos que se alimentan de peces demersales como crustáceos, gasterópodos, poliquetos y cefalópodos. En esta investigación, las muestras de fitoplancton superficial obtuvieron uno de los BCF >1. Las principales formas de As en el agua de mar son As^V y As^{III} (Peterson y Carpenter, 1983); sin embargo, en ambientes oxigenados el As^V es el predominante (Cullen y Reimer, 1989). El fitoplancton es el productor primario predominante en las redes tróficas marinas, quien secuestra al As^V desde el agua y lo reduce en As^{III}. La concentración de especies de arsénico inorgánico y metil-arsénico está en función del tipo de

células fitoplanctónicas y sus eficiencias de biotransformación. El As después de ser tomado por el fitoplancton será incorporado en la formación de carbohidratos y será biosintetizado en formas organoarsenicales o a su vez en la ruta metabólica del fosfato (Caumette et al., 2011; Azizur Rahman et al., 2012). De acuerdo con Kaise et al. (1997), la mayoría del arsénico orgánico es arsenoazúcar, el cual no es nocivo para la biota acuática. A pesar de los diversos reportes de biodilución de As, existen investigaciones donde mencionan que la biomagnificación podría deberse a la incorporación de la fracción lípido-soluble del As, siendo dimetil-arsina el más común (Kunito et al., 2008). Donde el incremento de la concentración de As está ligado al contenido de lípido de los organismos que conformen la red trófica (Gobas y Morrison, 2000).

El Cd es un elemento sin función biológica conocida a excepción de las microalgas, donde participa en la síntesis de enzimas en el fitoplancton (Mesonero et al., 1996; Das et al., 1997; Lane y Morel 2000). Esto no fue consistente en nuestro estudio, donde se encontraron mayores cantidades de Cd en zooplancton en comparación con el fitoplancton. Existen autores que mencionan que la transferencia de Cd es inconsistente. Una explicación a ello podría ser la ineffectividad de los crustáceos e invertebrados para detoxificar las formas químicas de Cd en comparación con los peces (Wang, 2002; Marsden y Rainbow, 2004). Aun así, existen demasiadas controversias en el entendimiento del comportamiento de este elemento (Ruelas-Inzunza and Páez-Osuna, 2008; Zhao et al., 2013; Liu et al., 2019). El Cd además de formar enlaces con las metalotioneínas para formar complejos, puede enlazarse en el hígado al glutatión (GSH), el cual une, transporta y almacena metales por el grupo sulfhídrido que posee y llega a excretarlo mediante la bilis (Nodberg et al., 2007). Una vez que el Cd llega al hígado, también puede ser excretado vía fecal, ya que tiene afinidad por la mucosa intestinal. Se han reportado grandes reducciones de Cd mediante este medio (Mesonero et al., 1996).

Por otra parte, Hg fue biomagnificado en nuestro estudio. Es sabido que el Hg se biomagnifica en cualquier red trófica principalmente en zonas templadas o árticas (Lavoie et al., 2013; Squadrone et al., 2016). En organismos vivos, el Hg y sus compuestos son difícilmente eliminados y muestran una alta toxicidad (De Flora et al., 1994; Clarkson and Magos, 2006). El mercurio inorgánico y orgánico es acumulado principalmente en el músculo, donde inactiva las enzimas relacionadas a los iones sulfhídrido (e.g. succinato deshidrogenasa y el citocromo oxidasa), posteriormente ocasiona daños y anormalidades metabólicas en las células y la muerte (Zhong and Wang, 2009; Wang, 2012; Liu et al., 2013; Ynalvez et al. 2016; Liu et al., 2016). Nuestros resultados son

consistentes con lo reportado por diversos autores, si bien, la eficiencia de transferencia es distinta y esto puede estar en función del tipo de organismos que se incluyan dentro de la red trófica. Lavoie et al. (2013) mencionan que uno de los factores que incrementan la biomagnificación de Hg en los estudios de transferencia es la incorporación de organismos endotermos, ya que generan mayor eficiencia de transferencia en comparación con los ectotermos. Otro factor de importancia es el sistema de productividad primaria, en general los blooms algales pueden reducir la toma de Hg hacia los organismos de niveles tróficos superiores como el zooplancton, donde las concentraciones de Hg se diluyen entre las grandes cantidades de biomasa (Pickhardt et al., 2002).

Las concentraciones de Pb fueron las más bajas en comparación con otros elementos. Esto puede deberse a que el Pb presenta poca afinidad para ser retenido por las metalotioneínas (Papagiannis et al., 2004). El Pb se encuentra principalmente en el tejido mineralizado debido a la competencia con los iones de Fe, Ca y Zn (Nordberg et al. 2004). Los grupos zooplanctónicos y las especies herbívoras presentaron BCF y BSAF >1 para este elemento, a diferencia del resto de los organismos. Se han encontrado estudios donde este tipo de organismos tienden acumular elementos como Cd y Pb en diversos ecosistemas acuáticos (Pempkowiak et al., 2000; Tulonen et al., 2006). Los autores mencionan que el Pb tiende a formar coloides en el agua de mar y este es absorbido por los desechos del plancton, pudiendo ser altamente tóxico (Batley y Florence 1976). En general, la bioconcentración de Pb en ecosistemas marinos depende de la concentración en la matriz ambiental generada por aportes antropogénicos. Entonces el zooplancton será quien tome el rol de biomagnificar o transferir el contaminante al siguiente nivel.

Sin embargo, es sabido que las concentraciones de Pb disminuyen respecto al incremento de la PT de los organismos (Andreani et al., 2008; Buekers et al., 2009). Se han realizado estudios donde mencionan que el Pb tiene un efecto antagonista frente al calcio (Ca), y la acumulación, así como su toxicidad son modificadas cuando incrementan los niveles de Ca (Scheuhammer, 1987). En ambientes marinos, los organismos de niveles tróficos superiores generalmente tienen mayor oportunidad de ingerir Ca (Dee Boersma et al., 2004).

CONCLUSIONES

De acuerdo con las preguntas de investigación, objetivos generales y específicos e hipótesis planeados en este estudio se concluye lo siguiente:

Con base en las interacciones tróficas y al análisis isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$, la trama trófica del sureste del golfo de California se estructura por tres gremios tróficos descritos como organismos planctónicos y pequeños invertebrados (TG1), meso-depredadores (TG2) y depredadores tope (TG3).

Los organismos bentónicos presentan nichos isotópicos mayores en comparación con la comunidad pelágica y bentopelágica. Los organismos de hábitos carnívoros y omnívoros presentan hábitos generalistas. Los depredadores tope y los herbívoros son las especies más vulnerables de la ecoregión del sureste del golfo de California.

Los valores de PT presentaron el siguiente orden decreciente: depredadores tope (PT = 4.5 ± 0.5) > organismos carnívoros (PT = 3.7 ± 0.5) > organismos omnívoros (PT = 3.7 ± 0.5) > herbívoros (PT = 3.2 ± 0.5) > consumidores primarios (PT = 3.0 ± 0.3) > productores primarios (PT = 1.0 ± 0.0).

Las concentraciones de ET en agua de mar superficial presentaron el siguiente orden decreciente: Zn ($3.06 \pm 2.64 \mu\text{g L}^{-1}$) > Cu ($1.90 \pm 1.58 \mu\text{g L}^{-1}$) > Mn ($1.89 \pm 0.47 \mu\text{g L}^{-1}$) > Se ($0.48 \pm 0.10 \mu\text{g L}^{-1}$) > Cd ($0.11 \pm 0.06 \mu\text{g L}^{-1}$) > Pb ($0.09 \pm 0.05 \mu\text{g L}^{-1}$) > As ($0.06 \pm 0.02 \mu\text{g L}^{-1}$) > Hg ($0.02 \pm 0.01 \mu\text{g L}^{-1}$).

Las concentraciones de ET en sedimento total muestra el siguiente orden decreciente: Mn ($129 \pm 40 \mu\text{g g}^{-1}$) > Zn ($73 \pm 22 \mu\text{g g}^{-1}$) > Cu ($10 \pm 1.9 \mu\text{g g}^{-1}$) > Pb ($6.6 \pm 3.4 \mu\text{g g}^{-1}$) > As ($2.9 \pm 1.5 \mu\text{g g}^{-1}$) > Cd ($1.6 \pm 1.8 \mu\text{g g}^{-1}$) > Se ($1.5 \pm 0.2 \mu\text{g g}^{-1}$) > Hg ($0.20 \pm 0.1 \mu\text{g g}^{-1}$).

Las concentraciones de ET en Fracción biodisponible del sedimento marino superficial muestra el siguiente orden decreciente: Mn ($49 \pm 20 \mu\text{g g}^{-1}$) > Zn ($23.7 \pm 19 \mu\text{g g}^{-1}$) > Cu ($1.4 \pm 1.2 \mu\text{g g}^{-1}$) > Pb ($2.79 \pm 3 \mu\text{g g}^{-1}$) > As ($0.72 \pm 0.6 \mu\text{g g}^{-1}$) > Se ($0.32 \pm 0.9 \mu\text{g g}^{-1}$) > Cd ($0.22 \pm 0.9 \mu\text{g g}^{-1}$) > Hg ($0.046 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$).

Los elementos que fueron extraídos en mayor proporción en la fracción intercambiable fueron Cd y Pb, en la fracción reducible As, Mn y Zn y en la fracción oxidable Cu, Hg y Se.

Los ET que se bioconcentraron eficientemente desde el agua de mar en organismos presentaron el siguiente orden decreciente $As > Zn > Hg > Cd > Se$. El resto de los elementos no fueron significativamente bioconcentrados. Si se encontraron diferencias significativas de bioconcentración respecto al hábito alimenticio. En los elementos esenciales los únicos organismos que bioconcentraron Cu fueron los depredadores tope. Ningún organismo bioconcentró Mn. Los depredadores tope obtuvieron los mayores BAF_{Se} y BAF_{Zn} . Para los ET no esenciales Los depredadores tope obtuvieron los mayores BAF_{As} y BAF_{Hg} . Los organismos de alimentación herbívora presentaron los valores mayores de BAF_{Cd} , y los organismos plactívoros obtuvieron los valores mayores de BAF_{Pb} .

Además, se encontraron variaciones respecto al hábitat, para los ET esenciales los valores mayores de BAF_{Cu} , BAF_{Se} y BAF_{Zn} se encontraron en organismos de origen pelágico, mientras que, para Mn, los valores mayores de BAF_{Mn} se encontraron en organismos de origen bentopelágico. En los ET no esenciales los valores mayores de BAF_{As} , BAF_{Cd} y BAF_{Hg} se encontraron en organismos de hábitat pelágico. Mientras que en los BAF_{Pb} mayores se registraron en el hábitat bentónico.

Los ET que se bioconcentraron eficientemente desde el sedimento marino superficial en organismos presentaron el siguiente orden decreciente $Hg > Cd > Se > Zn > Cu$. El resto de los elementos no fue bioconcentrado.

Si se encontraron diferencias significativas de bioconcentración respecto al hábito alimenticio. Los depredadores tope obtuvieron los mayores $BSAF_{Cu}$, $BSAF_{Se}$ y $BSAF_{Zn}$. Los depredadores tope obtuvieron los mayores $BSAF_{As}$ y $BSAF_{Hg}$. Los organismos de alimentación herbívora presentaron los valores mayores de $BSAF_{Cd}$ y $BSAF_{Pb}$. Ningún organismo bioconcentró Mn.

Además, se encontraron diferencias significativas respecto al hábitat, para los ET esenciales los valores mayores de BAF_{Cu} , BAF_{Se} y BAF_{Zn} se encontraron en organismos de origen pelágico. En los ET no esenciales, los valores mayores de BAF_{As} , y BAF_{Hg} se encontraron en organismos de hábitat pelágico. Los valores $BSAF_{Cd}$ mayores se registraron en el hábitat bentónico. Mientras que los valores de BAF_{Pb} mayores se encontraron en organismos de origen bentopelágico. No se encontraron diferencias en el hábitat respecto a los valores de $BSAF_{Mn}$.

Respecto al FMT, los valores donde se incluyen todos los organismos de la red trófica presentaron el siguiente orden decreciente As (FMT=3.54) > Hg (FMT=3.23) > Zn (FMT=2.18) > Cu (FMT=1.94) > Se (FMT=1.90). Los ET Mn y Pb presentaron tendencia negativa, lo cual indica

que no son transferibles en la red trófica del sureste del golfo de California. Mientras Cd no presentó relaciones tróficas.

Se encontraron diferencias entre el hábitat, en el ambiente bentónico se observó biomagnificación de As (FMT=3.16). Los organismos de origen bentopelágico mostraron biomagnificación de Hg (FMT=1.86) y Se, Cd y Pb fueron biodiluidos. Los organismos de origen pelágico presentaron biomagnificación de Cu (FMT= 1.99), Se (FMT=1.94), Zn (FMT=2.23), As (FMT=3.63), Hg (FMT =3.16) y biodilución de Mn y Pb. El resto de los FMT con respecto al hábitat no fueron significativos o presentaron relaciones no tróficas.

Respecto al hábito alimenticio, los organismos carnívoros mostraron biomagnificación de As (FMT=1.99) y biodilución de Mn y Pb $p < 0.05$. Los organismos de hábitos herbívoros mostraron biomagnificación de Cu (FMT=7.94) y As (FMT=4.78;). El resto de los elementos no presentaron tendencias significativas. Mientras que los omnívoros presentaron únicamente biomagnificación de Hg (FMT=2.45). Finalmente, los depredadores tope mostraron biomagnificación de Hg (FMT=7.58) y biodilución de Mn y Pb $p < 0.05$. El resto de los ET no presentaron tendencias significativas frente al hábito alimenticio.

Con base en los resultados de BMF_{SIA} los productores primarios son los organismos que transfieren mayor eficientemente los ET esenciales hacia los niveles tróficos superiores con la excepción de Mn, sin embargo; la magnitud y eficiencia de transferencia puede diferir entre el nivel trófico dos y tres.

La ruta de los contaminantes entre los consumidores secundarios hacia niveles tróficos medios es incierta, respecto a nuestras observaciones todo dependerá de diversos factores entre ellos a) el tipo de interacción entre el comensal y su presa, b) la calidad del alimento (si es que contribuye en su dieta o no), c) de las condiciones fisicoquímicas de ambiente, c) la naturaleza del ET, d) la tasa de ingesta y e) la biología de la presa.

El hábito alimenticio y el hábitat de la presa en términos de bioacumulación interespecífica no fue un factor determinante en el proceso de la transferencia de los ET esenciales. Respecto al hábitat exclusivamente en Cu, las presas que provienen de hábitats bentopelágicos tienen interacciones que propician la biomagnificación de este ET, siendo este la conexión entre los dos tipos de ambientes marinos.

Mientras que en el caso de los ET no esenciales, El As fue transferido eficientemente de fuentes basales a consumidores secundarios y cuando el As llega a los niveles tróficos medios es eficientemente transferido a los depredadores tope. Respecto a nuestros resultados, la energía fue disipada en el grupo de consumidores primarios que son prácticamente los grupos del zooplancton.

Por otra parte, la ruta del Hg comienza muy similar a la de los ET esenciales, las fuentes basales transfieren la energía y el contaminante a los consumidores primarios, y ellos se encargan de enviar la energía a los niveles tróficos medios. Sin embargo, cabe destacar que la mayor eficiencia de transferencia de contaminantes se observó en las interacciones tróficas donde se incluyen presas de hábitos carnívoros.

REFERENCIAS

Abdolahpur Monikh, F., Safahieh, A., Savari, A., Ronagh, M. T., & Doraghi, A. (2013). The relationship between heavy metal (Cd, Co, Cu, Ni and Pb) levels and the size of benthic, benthopelagic and pelagic fish species, Persian Gulf. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 90(6), 691-696.

Aberle, N., & Malzahn, A. M. (2007). Interspecific and nutrient-dependent variations in stable isotope fractionation: experimental studies simulating pelagic multitrophic systems. *Oecologia*, 154(2), 291–303. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0829-5>

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR); Toxicological profile for Cadmium, 1999

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR); Toxicological profile for Cadmium, 2012

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR); Toxicological profile for Cadmium, 2017

Agency for Toxic Substances and Disease Registry ATSDR (2007) Toxicological profile for lead. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>

Agency for Toxic Substances and Disease Registry ATSDR (2015) Priority list of hazardous substances. http://www.atsdr.cdc.gov/spl/index.html#modalIdString_myTable2015

Ahnert, A., & Borowski, C. (2000). Environmental risk assessment of anthropogenic activity in the deep-sea. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7, 299-315.

Alatorre-Ramirez, V., Galván-Magaña, F., Torres-Rojas, Y. & Olson, R. (2017). Trophic segregation of mixed schools of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) caught in the eastern tropical Pacific Ocean. *Fishery Bulletin*. 115. 252-268. 10.7755/FB.115.2.11.

Allen, G., R. & Robertson D., R. (1994). Fishes of the tropical eastern Pacific. University of Hawaii Press, Honolulu. 332 p.

Aller, R. C. (1994). The sedimentary Mn cycle in Long Island Sound: Its role as intermediate oxidant and the influence of bioturbation, O₂, and Corg flux on diagenetic reaction balances. *Journal of Marine Research*, 52(2), 259-295.

Alonso-Rodríguez, R. (2004). El fitoplancton en la camaronicultura y larvicultura: importancia de un buen manejo. Unam.

Alvariño, A. (1969). Zoogeografía del Mar de Cortés: quetognatos, sifonoforos y medusas.

Amezcuca, F., Madrid-Vera, J., & Aguirre, H. (2006). Effect of the artisanal shrimp fishery on the ichthyofauna in the coastal lagoon of Santa María la Reforma, southeastern Gulf of California. *Ciencias Marinas*, 32, 97–109. <https://doi.org/10.7773/cm.v32i12.1025>

Amiard, J. C., Amiard-Triquet, C., Barka, S., Pellerin, J., & Rainbow, P. S. (2006). Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic Toxicology*, 76(2), 160–202. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.08.015>

Amiard-Triquet, C., Jeantet, A. Y., & Berthet, B. (1993). Metal transfer in marine food chains: bioaccumulation and toxicity. *Acta Biologica Hungarica*, 44(4), 387-409.

Andreani, G., Santoro, M., Cottignoli, S., Fabbri, M., Carpena, E., Isani, G., 2008. Metal distribution and metallothionein in loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles. *Sci. Total Environ.* 390, 287e294.

Annabi-Trabelsi, N., Guerhazi, W., Karam, Q., Ali, M., Uddin, S., Leignel, V., & Ayadi, H. (2021). Concentrations of trace metals in phytoplankton and zooplankton in the Gulf of Gabès, Tunisia. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112392. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.1123

Ansari, M. I., & Malik, A. (2007). Biosorption of nickel and cadmium by metal resistant bacterial isolates from agricultural soil irrigated with industrial wastewater. *Bioresource technology*, 98(16), 3149-3153.

- Ansari, T. M., Marr, I. L., & Tariq, N. (2004). Heavy metals in marine pollution perspective-a mini review. *Journal of Applied Sciences*, 4(1), 1-20.
- Arizmendi-Rodríguez, D. I., Abitia-Cárdenas, L. A., Galván-Magaña, F., & Trejo-Escamilla, I. (2006). Food habits of sailfish *Istiophorus platypterus* of Mazatlan, Sinaloa, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 79(3), 777-791.
- Asante, K. A., Agusa, T., Mochizuki, H., Ramu, K., Inoue, S., Kubodera, T., Takahashi, S., Subramanian, A., & Tanabe, S. (2008). Trace elements and stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) in shallow and deep-water organisms from the East China Sea. *Environmental Pollution*, 156(3), 862–873. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.05.020>
- Azizur Rahman, M., Mamunur Rahman, M., & Hasegawa, H. (2012). Arsenic-induced straighthead: an impending threat to sustainable rice production in South and South-East Asia!. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88, 311-315.
- Barceloux, D. G. (1999). Manganese. *Journal of Toxicology. Clinical Toxicology*, 37(2), 293–307. <https://doi.org/10.1081/ct-100102427>
- Barwick, M., & 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.
- Batley, G. E., & Florence, T. M. (1976). Determination of the chemical forms of dissolved cadmium, lead and copper in seawater. *Marine Chemistry*, 4(4), 347-363.
- Battuello, Marco & Brizio, Paola & Mussat Sartor, Rocco & Nurra, Nicola & Pessani, Daniela & Abete, Maria & Squadrone, Stefania. (2016). Zooplankton from a North Western Mediterranean area as a model of metal transfer in a marine environment. *Ecological Indicators*. 66. 440-451. [10.1016/j.ecolind.2016.02.018](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.018).
- Beck, M., Dellwig, O., Schnetger, B., & Brumsack, H. J. (2008). Cycling of trace metals (Mn, Fe, Mo, U, V, Cr) in deep pore waters of intertidal flat sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(12), 2822-2840.

Belton, J. C., Benson, N. C., Hanna, M. L., & Taylor, R. T. (1985). Growth inhibitory and cytotoxic effects of three arsenic compounds on cultured Chinese hamster ovary cells. *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 20(1), 37-72.

Bergés-Tiznado, M. E., Fernando Márquez-Farías, J., Torres-Rojas, Y., Galván-Magaña, F., & Páez-Osuna, F. (2015). Mercury and selenium in tissues and stomach contents of the migratory sailfish, *Istiophorus platypterus*, from the Eastern Pacific: Concentration, biomagnification, and dietary intake. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 349–358. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.021>

Bergés-Tiznado, Magdalena & Márquez-Farías, J. Fernando & Osuna-Martínez, Carmen & Torres-Rojas, Yassir & Galván-Magaña, Felipe & Páez-Osuna, Federico. (2018). Patterns of mercury and selenium in tissues and stomach contents of the dolphinfish *Coryphaena hippurus* from the SE Gulf of California, Mexico: Concentrations, biomagnification and dietary intake. *Marine Pollution Bulletin*. 138. 84-92. 10.1016/j.marpolbul.2018.11.023.

Berntssen, M.H.G., Aspholm, O.Ø., Hylland, K., Bonga, S.E.W., Lundebye, A.K. (2001). Tissue metallothionein, apoptosis and cell proliferation responses in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr fed elevated dietary cadmium. *Comp. Biochem. Physiol. C* 128:299–310.

Besser, J. M., Brumbaugh, W. G., & Ingersoll, C. G. (2015). Characterizing toxicity of metal-contaminated sediments from mining areas. *Applied Geochemistry*, 57, 73-84.

Besser, J. M., Canfield, T. J., & La Point, T. W. (1993). Bioaccumulation of organic and inorganic selenium in a laboratory food chain. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 12(1), 57-72.

Bettoschi, A., Marrucci, A., Marras, B., Atzori, M., & Schintu, M. (2018). Arsenic speciation in marine sediments: A comparison between two sequential extraction procedures. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 27(8), 723-735.

Bisi, T. L., Lepoint, G., de Freitas Azevedo, A., Dorneles, P. R., Flach, L., Das, K., ... & Lailson-Brito, J. (2012). Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators*, 18, 291-302.

Bode, A., Alvarez-Ossorio, M. T., Carrera, P., & Lorenzo, J. (2004). Reconstruction of trophic pathways between plankton and the North Iberian sardine (*Sardina pilchardus*) using stable isotopes. *Scientia Marina*, 68(1), 165–178. <https://doi.org/10.3989/scimar.2004.68n1165>

Bode, A., Carrera, P., & Porteiro, C. (2006). Stable nitrogen isotopes reveal weak dependence of trophic position of planktivorous fish on individual size: A consequence of omnivorism and mobility. *Radioactivity in the Environment* (Vol. 8). [https://doi.org/10.1016/S1569-4860\(05\)08022-8](https://doi.org/10.1016/S1569-4860(05)08022-8)

Bode, A., Varela, M., Teira, E., Fernández, E., & Gonzalez, N. (2004). Planktonic carbon and nitrogen cycling off northwest Spain: Variations in production of particulate and dissolved organic pools. *Aquatic Microbial Ecology - AQUAT MICROB ECOL*, 37, 95–107. <https://doi.org/10.3354/ame037095>

Boersma, P. D., Rebstock, G. A., & Stokes, D. L. (2004). Why penguin eggshells are thick. *The Auk*, 121(1), 148-155.

Borgå, K., Kidd, K. A., Muir, D. C., Berglund, O., Conder, J. M., Gobas, F. A., ... & Powell, D. E. (2012). Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design. *Integrated environmental assessment and management*, 8(1), 64-84.

Borrell, A., Tornero, V., Bhattacharjee, D., & Aguilar, A. (2016). Trace element accumulation and trophic relationships in aquatic organisms of the Sundarbans mangrove ecosystem (Bangladesh). *Science of The Total Environment*, 545-546, 414–423. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.12.0

Bošnjak, M. U., Casiot, C., Duić, Ž., Fazinić, S., Halamić, J., Sipos, L., ... & Dadić, Ž. (2013). Sediment characterization and its implications for arsenic mobilization in deep aquifers of eastern Croatia. *Journal of geochemical exploration*, 126, 55-66.

Boszke, L., Kowalski, A., Szczuciński, W., Rachlewicz, G., Lorenc, S., & Siepak, J. (2006). Assessment of mercury mobility and bioavailability by fractionation method in sediments from coastal zone inundated by the 26 December 2004 tsunami in Thailand. *Environmental geology*, 51, 527-536.

Boudou, A., & Ribeyre, F. (1997). Mercury in the food web: accumulation and transfer mechanisms. *Metal ions in biological systems*, 34, 289-320.

- Bouton T.W. (1991). Stable carbon isotope ratios of natural materials I: sample preparation and mass spectrometric analysis. *Coleman DC, Fry B (eds) Carbon isotope techniques. Academic Press, London*, pp 235–255
- Boutton, T. W. (1991). Stable carbon isotope ratios of natural materials: 2. Atmospheric, terrestrial, marine, and freshwater environments. In *Carbon isotope techniques*.
- Bowman, A. B., & Aschner, M. (2014). Considerations on manganese (Mn) treatments for in vitro studies. *Neurotoxicology*, *41*, 141-142.
- Boyd, C. M. (1967). The benthic and pelagic habitats of the red crab, *Pleuroncodes planipes*.
- Broman, D., Rolff, C., Näf, C., Zebühr, Y., Fry, B., & Hobbie, J. (1992). Using ratios of stable nitrogen isotopes to estimate bioaccumulation and flux of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in two food chains from the Northern Baltic. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *11*(3), 331–345. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/etc.5620110307>
- Brownell (1968) C.R., (1950). A key to some southern California fishes based on vertebral characters. *Calif. Div. Fish Game Fish. Bull.* 79: 83 p.
- Brusca, R. (1980). *Common Intertidal Invertebrates of the Gulf of California. 2nd ed.*
- Bryan, G. W., & Langston, W. J. (1992). Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental pollution*, *76*(2), 89-131.
- Buekers, J., Redeker, E. S., & Smolders, E. (2009). Lead toxicity to wildlife: derivation of a critical blood concentration for wildlife monitoring based on literature data. *Science of the Total Environment*, *407*(11), 3431-3438.
- Buekers, J., Redeker, E. S., & Smolders, E. (2009). Lead toxicity to wildlife: derivation of a critical blood concentration for wildlife monitoring based on literature data. *The Science of the total environment*, *407*(11), 3431–3438. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.044>
- Burton, Jr, G. A. (2002). Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, *3*, 65-76.

Burton, Jr., G. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3, 65–76 (2002).
<https://doi.org/10.1007/s102010200008>

Cabana, G., & Rasmussen, J. B. (1996). Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 93(20), 10844 LP – 10847.
<https://doi.org/10.1073/pnas.93.20.10844>

CAMIMEX, 2006. Minería, Camimex. Official Newsletter of the Mining Chamber of Mexico (Revista Oficial de la Camara Minera de Mexico) XII (7) 48, <http://bit.ly/1rpVBRO>

Campbell, L. M., Norstrom, R. J., Hobson, K. A., Muir, D. C. G., Backus, S., & Fisk, A. T. (2005). Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). *Science of The Total Environment*, 351–352, 247–263.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.043>

Canli, M. and Atli, G. (2003) The Relationships between Heavy Metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) Levels and the Size of Six Mediterranean Fish Species. *Environmental Pollution*, 121, 129-136.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00194-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00194-X)

Cardwell, R. D., DeForest, D. K., Brix, K. V., & Adams, W. J. (2013). Do Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn Biomagnify in Aquatic Ecosystems? In D. M. Whitacre (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 226* (pp. 101–122). Springer New York.
https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6898-1_4

Carlisle A. B., Kim S. L., Semmens B. X., Madigan D. J., Jorgensen S. J., et al. (2012) Using Stable Isotope Analysis to Understand the Migration and Trophic Ecology of Northeastern Pacific White Sharks (*Carcharodon carcharias*). *PLOS ONE* 7(2): e30492.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0030492>

Cassar, N., Laws, E. A., Bidigare, R. R., and Popp, B. N. (2004), Bicarbonate uptake by Southern Ocean phytoplankton, *Global Biogeochem. Cycles*, 18, GB2003, doi:10.1029/2003GB002116.

Caumette, G., Koch, I., Estrada, E., & Reimer, K. J. (2011). Arsenic speciation in plankton organisms from contaminated lakes: transformations at the base of the freshwater food chain. *Environmental science & technology*, 45(23), 9917-9923.

Canadian Council of Ministers of the Environment CCME. (1999). A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life. Canadian Environmental Quality Guidelines. Ottawa, Canada.

Chang, S. Il, & John R Reinfelder. (2002). Relative importance of dissolved versus trophic bioaccumulation of copper in marine copepods. *Marine Ecology Progress Series*, 231, 179–186. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v231/p179-186/>

Chasapis, C. T., Loutsidou, A. C., Spiliopoulou, C. A., & Stefanidou, M. E. (2012). Zinc and human health: an update. *Archives of toxicology*, 86(4), 521–534. <https://doi.org/10.1007/s00204-011-0775-1>

Chen, C. W., Kao, C. M., Chen, C. F., & Dong, C. D. (2007). Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Chemosphere*, 66(8), 1431-1440.

Chen, C. Y., & Folt, C. L. (2000). Bioaccumulation and Diminution of Arsenic and Lead in a Freshwater Food Web. *Environmental Science & Technology*, 34(18), 3878–3884. doi:10.1021/es991070c

Chen, W. Y., Lin, C. J., Ju, Y. R., Tsai, J. W., & Liao, C. M. (2012). Assessing the effects of pulsed waterborne copper toxicity on life-stage tilapia populations. *Science of the total environment*, 417, 129-137.

Cherel, Y., Hobson, K., Guinet, C., & Vanpé, C. (2007). Stable isotopes document seasonal changes in trophic niches and winter foraging individual specialization in diving predators from the Southern Ocean. *The Journal of Animal Ecology*, 76, 826–836. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01238.x>

Cheung, M. S., & Wang, W. X. (2008). Analyzing biomagnification of metals in different marine food webs using nitrogen isotopes. *Marine pollution bulletin*, 56(12), 2082–2088. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.09.004>

Chevreuil, M., Carru, A. M., Chesterikoff, A., Boët, P., Tales, E. and Allardi, J. (1995). Contamination of fish from different areas of the river Seine (France) by organic (PCB and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) micropollutants. *Sci. Total Environ.* 162: 31–42

Chio, C. P., Chen, W. Y., Chou, W. C., Hsieh, N. H., Ling, M. P., & Liao, C. M. (2012). Assessing the potential risks to zebrafish posed by environmentally relevant copper and silver nanoparticles. *Science of the Total Environment*, 420, 111-118.

Chipps, S., & Garvey, J. (2007). Quantitative assessment of food habits and feeding patterns C. S. Guy and M. L. Brown, editors. *American Fisheries Society*. Bethesda, Maryland (p0p. 473–514).

Chouvelon, T., Strady, E., Harmelin-Vivien, M., Radakovitch, O., Brach-Papa, C., Crochet, S., Knoery, J., Rozuel, E., Thomas, B., Tronczynski, J., & Chiffolleau, J. F. (2019). Patterns of trace metal bioaccumulation and trophic transfer in a phytoplankton-zooplankton-small pelagic fish marine food web. *Marine pollution bulletin*, 146, 1013–1030. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.047>

Chowdhury, M & McDonald, D & Wood, Chris. (2004). Gastrointestinal uptake and fate of cadmium in rainbow trout acclimated to sublethal dietary cadmium. *Aquatic toxicology* (Amsterdam, Netherlands). 69. 149-63. 10.1016/j.aquatox.2004.05.002.

Chowdhury, M. J., Pane, E. F., & Wood, C. M. (2004). Physiological effects of dietary cadmium acclimation and waterborne cadmium challenge in rainbow trout: respiratory, ionoregulatory, and stress parameters. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 139(1-3), 163-173.

Clarke, M. (1996). Cephalopods as Prey. III. Cetaceans. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 351(1343), 1053-1065. Retrieved December 14, 2020, from <http://www.jstor.org/stable/56295>

Clarkson, T. W., & Magos, L. (2006). The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Critical reviews in toxicology*, 36(8), 609-662.

Clayden, M. G., Arsenault, L. M., Kidd, K. A., O'Driscoll, N. J., & Mallory, M. L. (2015). Mercury bioaccumulation and biomagnification in a small Arctic polynya ecosystem. *Science of the Total Environment*, 509, 206-215.

CLOTHIER, C R. (1950) A Key to Some Southern California Fishes Based on Vertebral Characteristics. Fish Bulletin, 79:1–83. California Department of Natural Resources, Division of Fish and Game.

Coelho, J. P., Mieiro, C. L., Pereira, E., Duarte, A. C., & Pardal, M. A. (2013). Mercury biomagnification in a contaminated estuary food web: effects of age and trophic position using stable isotope analyses. *Marine Pollution Bulletin*, 69(1-2), 110-115.

Coelho, J. P., Mieiro, C. L., Pereira, E., Duarte, A. C., & Pardal, M. A. (2013). Mercury biomagnification in a contaminated estuary food web: effects of age and trophic position using stable isotope analyses. *Marine Pollution Bulletin*, 69(1-2), 110-115.

Cole, J., Findlay, S., & Pace, M. (1988). Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems: a cross-system overview. *Marine Ecology Progress Series*, 43, 1–10.
<https://doi.org/10.3354/meps043001>

Cortés, E. (1999). Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES J. Mar. Sci.* 56:707–717.

Costalago, D., Navarro, J., Alvarez-Calleja, I., & Palomera, I. (2012). Ontogenetic and seasonal changes in the feeding habits and trophic levels of two small pelagic fish species. *Marine Ecology Progress Series*. <https://doi.org/10.3354/meps09751>

Costalago, D., Navarro, J., Álvarez-Calleja, I., & Palomera, I. (2012). Ontogenetic and seasonal changes in the feeding habits and trophic levels of two small pelagic fish species. *Marine Ecology Progress Series*, 460, 169-181.

Cox, S. P., Essington, T. E., Kitchell, J. F., Martell, S. J., Walters, C. J., Boggs, C., & Kaplan, I. (2002). Reconstructing ecosystem dynamics in the central Pacific Ocean, 1952–1998. II. A preliminary assessment of the trophic impacts of fishing and effects on tuna dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(11), 1736-1747.

Croteau, M. N., & Luoma, S. N. (2005). Delineating copper accumulation pathways for the freshwater bivalve *Corbicula* using stable copper isotopes. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 24(11), 2871-2878.

Croteau, M. N., Luoma, S. N., & Stewart, A. R. (2005). Trophic transfer of metals along freshwater food webs: evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnology and Oceanography*, 50(5), 1511-1519.

Cui, B., Zhang, Q., Zhang, K., Liu, X., & Zhang, H. (2011). Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. *Environmental Pollution*, 159(5), 1297–1306. doi:10.1016/j.envpol.2011.01.024

Cullen, W. R., & Reimer, K. J. (1989). Arsenic speciation in the environment. *Chemical reviews*, 89(4), 713-764.

Curray, J. R., Emmel, F. J., & Crampton, P. J. S. (1969). Holocene History of a Strand Plain, Lagoonal Coast, Nayarit, Mexico. *Lagunas Costeras, Un Simposio*, 63–100.

Cyriac M, T.R. Gireeshkumar, C.M. Furtado, K. Fathin, K.K. (2021) Balachandran Distribution, contamination status and bioavailability of trace metals in surface sediments along the southwest coast of India Mar. Pollut. Bull., 164 (2021), Article 112042, 10.1016/j.marpolbul.2021.112042

Dallinger R, Prosi F, Segner H, Back H (1987) Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. *Oecologia (Berlin)* 73:91–98

Dalman, Ö., Demirak, A., & Balcı, A. (2006). Determination of heavy metals (Cd, Pb) and trace elements (Cu, Zn) in sediments and fish of the Southeastern Aegean Sea (Turkey) by atomic absorption spectrometry. *Food chemistry*, 95(1), 157-162.

Dang, F., & Wang, W. X. (2011). Antagonistic interaction of mercury and selenium in a marine fish is dependent on their chemical species. *Environmental science & technology*, 45(7), 3116-3122.

Dang, F., & Wang, W. X. (2011). Antagonistic interaction of mercury and selenium in a marine fish is dependent on their chemical species. *Environmental science & technology*, 45(7), 3116-3122.

- Dang, F., Zhong, H., & Wang, W. X. (2009). Copper uptake kinetics and regulation in a marine fish after waterborne copper acclimation. *Aquatic Toxicology*, 94(3), 238-244.
- Das, P., Samantaray, S., & Rout, G. R. (1997). Studies on cadmium toxicity in plants: a review. *Environmental pollution*, 98(1), 29-36.
- Das, P., Samantaray, S., & Rout, G. R. (1997). Studies on cadmium toxicity in plants: A review. *Environmental Pollution*, 98(1), 29–36. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00110-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00110-3)
- De Flora, S., Bennicelli, C., & Bagnasco, M. (1994). Genotoxicity of mercury compounds. A review. *Mutation Research/Reviews in Genetic Toxicology*, 317(1), 57-79.
- de la Lanza Espino, G., Pérez, M. A. O., & Pérez, J. L. C. (2013). Diferenciación hidrogeomorfológica de los ambientes costeros del Pacífico, del Golfo de México y del Mar Caribe. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 2013(81), 33-50.
- de la Vega, C., Paar, M., Köhler, L., von Dorrien, C., Kriegl, M., Oesterwind, D., & Schubert, H. (2023). Trophic redundancy in benthic fish food webs increases with scarcity of prey items, in the Southern Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science*, 10, 1143792.
- Dehn, L.-A., Follmann, E., Rosa, C., Duffy, L., Thomas, D., Bratton, G., ... O'Hara, T. (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, 301–319. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.001>
- Delgado, J., Barba-Brioso, C., & Boski, T. (2010). Fraccionamiento metálico en sedimentos mareales de un estuario históricamente afectado por drenaje ácido de minas en el Río Guadiana. *Geogaceta*, 48, 107-110.
- Di Bitetti, M. S., Paviolo, A., Ferrari, C. A., De Angelo, C., & Di Blanco, Y. (2008). Differential responses to hunting in two sympatric species of brocket deer (*Mazama americana* and *M. nana*). *Biotropica*, 40(5), 636-645.
- Diplock, A. T., & Hoekstra, W. G. (1976). Metabolic aspects of selenium action and toxicity. *CRC critical reviews in toxicology*, 4(3), 271-329.

- Dobson, A. W., Erikson, K. M., & Aschner, M. (2004). Manganese neurotoxicity. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1012(1), 115-128.
- Dodig, S., & ČEPELAK, I. (2004). The facts and controversies about selenium. *Acta pharmaceutica*, 54(4), 261-276.
- Dural, M., Göksu, M. Z. L., & Özak, A. A. (2007). Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. *Food chemistry*, 102(1), 415-421.
- Escobar-Sánchez, O., Galván-Magaña, F. & Rosíles-Martínez, R. (2010) Mercury and Selenium Bioaccumulation in the Smooth Hammerhead Shark, *Sphyrna zygaena* Linnaeus, from the Mexican Pacific Ocean. *Bull Environ Contam Toxicol* 84, 488–491. <https://doi.org/10.1007/s00128-010-9966-3>
- Fan, A. M., & Kizer, K. W. (1990). Selenium. Nutritional, toxicologic, and clinical aspects. *Western Journal of Medicine*, 153(2), 160.
- Fan, T. W. M., Lane, A. N., Martens, D., & Higashi, R. M. (1998). Synthesis and structure characterization of selenium metabolites. *Analyst*, 123(5), 875-884.
- Feng, J.-X., Gao, Q.-F., Dong, S.-L., & Sun, Z.-L. (2016). Transference of heavy metals (Hg, Cu, Pb and Zn) with the trophic structure in a polyculture pond: evidence from nitrogen stable isotope. *Aquaculture Research*, 47(6), 1996–2003. [https://doi.org/https://doi.org/10.1111/are.12655](https://doi.org/10.1111/are.12655)
- Fernandes, C., Fontainhas-Fernandes, A., Peixoto, F., & Salgado, M. A. (2007). Bioaccumulation of heavy metals in *Liza saliens* from the Esmoriz–Paramos coastal lagoon, Portugal. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66(3), 426–431. doi:10.1016/j.ecoenv.2006.02.007
- Fernández, J. M., Plante, A. F., Leifeld, J., & Rasmussen, C. (2011). Methodological considerations for using thermal analysis in the characterization of soil organic matter. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 104(1), 389-398.

Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E., & Niem, V. H. (1995). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca*. <https://doi.org/10.1515/9783110881417.1>

Fitch, J., & Brownell, R. (1968). Fish Otoliths in Cetacean Stomachs and Their Importance in Interpreting Feeding Habits. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 25, 2561–2574. <https://doi.org/10.1139/f68-227>

Fitzgerald, W. F., & Watras, C. J. (1989). Mercury in surficial waters of rural Wisconsin lakes. *Science of the total Environment*, 87, 223-232.

Fontugne, M. R., & Jouanneau, J. M. (1987). Modulation of the particulate organic carbon flux to the ocean by a macrotidal estuary: Evidence from measurements of carbon isotopes in organic matter from the Gironde system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 24(3), 377–387. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(87\)90057-6](https://doi.org/10.1016/0272-7714(87)90057-6)

Förstner, U., & Prosi, F. (1979). Heavy metal pollution in freshwater ecosystems. In *Biological aspects of freshwater pollution* (pp. 129-161). Pergamon.

Förstner, U., & Müller, G. (1981). Concentrations of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in river sediments: geochemical background, man's influence and environmental impact. *GeoJournal*, 5, 417-432.

France, R. L., (1995). Critical examination of stable isotope analysis as a means for tracing carbon pathways in stream ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 651–656.

Friant, S. L., & Koerner, H. (1981). Use of an in situ artificial substrate for biological accumulation and monitoring of aqueous trace metals a preliminary field investigation. *Water Research*, 15(1), 161–167. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0043-1354\(81\)90196-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0043-1354(81)90196-2)

Frías-Espéricueta, M. G., Osuna-López, J. I., Aguilar-Juárez, M., & Voltolina, D. (2010). Cadmio y plomo en organismos de importancia comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. *CICIMAR Océánides*, 25(2), 101-110.

Frías-Espericueta, M. G., Osuna-López, J. I., Voltolina, D., Correa-González, E. M., Armenta-Monje, M. J., López-López, G., & Izaguirre-Fierro, G. (2006). Metals in Shrimp Farm Sediments, Sinaloa, Northwest Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 77(6), 912–917. doi:10.1007/s00128-006-1228-z

Friberg, L., & Vahter, M. (1983). Assessment of exposure to lead and cadmium through biological monitoring: Results of a UNEP/WHO global study. *Environmental Research*, 30(1), 95–128. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0013-9351\(83\)90171-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0013-9351(83)90171-8)

Friberg, L.; Nordberg, G. F.; Vouk, V. B. (1979) Handbook on the toxicology of metals. 1979 pp.xxxix + 709 pp. ISBN : 9780444800756

Fry, B. (1988). Food web structure on Georges Bank from stable C, N, and S isotopic compositions. *Limnology and oceanography*, 33(5), 1182-1190.

Fry, B. (2006). Stable Isotope Ecology. In *Berlin*. <https://doi.org/10.1007/0-387-33745-8>

Fry, B. (2006). *Stable isotope ecology* (Vol. 521, p. 318). New York: Springer.

Fry, B., & Wainright, S. C. (1991). Diatom sources of ¹³C-rich carbon in marine food webs. *Marine Ecology Progress Series*, 76(2), 149–157. <https://doi.org/10.3354/meps076149>

Gamo, T., Chiba, H., Yamanaka, T., Okudaira, T., Hashimoto, J., Tsuchida, S., ... & Shinjo, R. (2001). Chemical characteristics of newly discovered black smoker fluids and associated hydrothermal plumes at the Rodriguez Triple Junction, Central Indian Ridge. *Earth and Planetary Science Letters*, 193(3-4), 371-379.

Gannes, L.Z., Martinez del Rio, C. & Koch, P. (1998) Natural abundance variation in stable isotopes and their uses in animal physiological ecology. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 119A, 725–737.

Gao, Y., Wang, R., Li, Y., Ding, X., Jiang, Y., Feng, J., & Zhu, L. (2021). Trophic transfer of heavy metals in the marine food web based on tissue residuals. *Science of the Total Environment*, 772, 145064.

Garcés-Rodríguez, Y., Sánchez-Velasco, L., Parés-Sierra, A., Jiménez-Rosenberg, S. P. A., Tenorio-Fernández, L., Montes-Aréchiga, J., & Godínez, V. M. (2023). Distribution and transport of Fish larvae at the entrance of the Gulf of California (September, 2016). *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 193, 103957.

García E. (1973). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Koëpen. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía, México, D.F.

Garrido, Susana & van der Lingen, Carl. (2014). Feeding Biology and Ecology. *Biology and Ecology of Sardines and Anchovies*. 122-189. 10.1201/b16682-7.

Giari, L., Manera, M., Simoni, E., Dezfuli, B.S. (2007). Cellular alterations in different organs of European sea bass *Dicentrarchus labrax* (L.) exposed to cadmium. *Chemosphere* 67:1171–1181.

Giomi, F., & Beltramini, M. (2007). The molecular heterogeneity of hemocyanin: its role in the adaptive plasticity of Crustacea. *Gene*, 398(1-2), 192-201.

Glantz S.A. 2002 Alternatives to analysis of variance and the t-test based in ranks. In: *Primer of biostatistics*. McGraw-Hill, USA, pp 351–385

Gobas Frank A.P.C, Morrison Heather A., 2000, Bioconcentration and biomagnification in the aquatic environment, *Handbook of property estimation methods for chemicals*, CRC Press LLC, pp. 191-227;

Gonzalez Armas, R., Klett-Traulsen, A., & Hernandez-Herrera, A. (2006). Evidence of billfish reproduction in the southern Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 79, 705–717.

González, S. P., Contreras, K. K., & Universidad catolica de Valparaiso. Facultad de recursos naturales. escuela de ciencias del mar. (1993). *Plancton marino de aguas chilenas*. Ediciones Universitarias de Valparaíso.

Graham, B. S., Grubbs, D., Holland, K., & Popp, B. N. (2007). A rapid ontogenetic shift in the diet of juvenile yellowfin tuna from Hawaii. *Marine Biology*, 150(4), 647–658. doi:10.1007/s00227-006-0360-y

Graham, B., Koch, P., Newsome, S., & McMahon, K. (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 (pp. 299–318). https://doi.org/10.1007/978-90-481-3354-3_14

Gray, J. S. (2002). Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine pollution bulletin*, 45(1-12), 46-52.

Green Ruiz, C., & Páez-Osuna, F. (2001). Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in Altata-Ensenada del Pabellon coastal system (SE Gulf of California). *Environment International*, 26, 265–273. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(00\)00116-1](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(00)00116-1)

Green-Ruiz, C. (2009). Effect of salinity and temperature on the adsorption of Hg (II) from aqueous solutions by a Ca-montmorillonite. *Environmental technology*, 30(1), 63-68.

Griboff, J., Horacek, M., Wunderlin, D. A., & Monferran, M. V. (2018). Bioaccumulation and trophic transfer of metals, As and Se through a freshwater food web affected by anthropic pollution in Córdoba, Argentina. *Ecotoxicology and environmental safety*, 148, 275-284.

Gunter, T. E., Gerstner, B., Gunter, K. K., Malecki, J., Gelein, R., Valentine, W. M., ... & Yule, D. I. (2013). Manganese transport via the transferrin mechanism. *Neurotoxicology*, 34, 118-127.

Guo, F., Ding, C., Zhou, Z., Huang, G., & Wang, X. (2018). Stability of immobilization remediation of several amendments on cadmium contaminated soils as affected by simulated soil acidification. *Ecotoxicology and environmental safety*, 161, 164-172.

Gupta, D.K. Rai, R.S. Pandey and B. Sharma, Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediment and fishes from river Ganders at Allahabad. *Environ. Monit. Assess.* 157: 449-458. 2009.

Hanaoka, K. I., Goessler, W., Ohno, H., Irgolic, K. J., & Kaise, T. (2001). Formation of toxic arsenical in roasted muscles of marine animals. *Applied Organometallic Chemistry*, 15(1), 61-66.

Hansen, S. N., & Bjerregaard, P. (1995). Manganese kinetics in the sea star *Asterias rubens* (L.) exposed via food or water. *Marine Pollution Bulletin*, 31(1–3), 127–132. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)00259-C](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)00259-C)

Hao, Z., Chen, L., Wang, C., Zou, X., Zheng, F., Feng, W., ... & Peng, L. (2019). Heavy metal distribution and bioaccumulation ability in marine organisms from coastal regions of Hainan and Zhoushan, China. *Chemosphere*, 226, 340-350.

Harmelin-Vivien, M., Bodiguel, X., Charmasson, S., Loizeau, V., Mellon-Duval, C., Tronczyński, J., & Cossa, D. (2012). Differential biomagnification of PCB, PBDE, Hg and Radiocesium in the food web of the European hake from the NW Mediterranean. *Marine pollution bulletin*, 64(5), 974-983.

Harris D., Horwath W. R., and van Kessel C. (2001) Acid fumigation of soils to remove carbonates prior to total organic carbon or carbon-13 isotopic analysis *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65 1853 -1856

Hawkins, C. P., & MacMahon, J. A. (1989). Guilds: the multiple meanings of a concept. *Annual review of entomology*, 34(1), 423-451.

Hernroth, Bodil & Baden, Susanne & Holm, Kristina & André, Tove & Söderhäll, Irene. (2004). Manganese induced immune suppression of the lobster, *Nephrops norvegicus*. *Aquatic toxicology* (Amsterdam, Netherlands). 70. 223-31. 10.1016/j.aquatox.2004.09.004.

Hijova, E. (2004). Metallothioneins and zinc: their functions and interactions. *Bratislavske lekarske listy*, 105(5/6), 230-234.

Hinke, J., Kaplan, I., Aydin, K., Watters, G., Olson, R., & Kitchell, J. (2004). Visualizing the Food-Web Effects of Fishing for Tunas in the Pacific Ocean. *Ecology and Society*, 9. <https://doi.org/10.5751/ES-00626-090110>

Hobson, K., Gloutney, M., & Gibbs, H. (1997). Preservation of blood and tissue samples for stable-carbon and stable-nitrogen analysis. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie - CAN J ZOOL*, 75, 1720–1723. <https://doi.org/10.1139/z97-799>

Hobson, K. A., Fisk, A., Karnovsky, N., Holst, M., Gagnon, J. M., & Fortier, M. (2002). A stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) model for the North Water food web: implications for evaluating trophodynamics and the flow of energy and contaminants. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 49(22-23), 5131-5150.

Hong, S. W., Kim, H. S., & Chung, T. H. (2010). Alteration of sediment organic matter in sediment microbial fuel cells. *Environmental Pollution*, 158(1), 185-191.

Hopkinson, B. M., Meile, C., & Shen, C. (2013). Quantification of Extracellular Carbonic Anhydrase Activity in Two Marine Diatoms and Investigation of Its Role. *Plant Physiology*, 162(2), 1142 LP – 1152. <https://doi.org/10.1104/pp.113.217737>

HSDB (1998) Hazardous substances data bank. Bethesda, MD, National Institutes of Health, National Library of Medicine.

Hudson, R. J. M., & Morel, F. M. M. (1993). Trace metal transport by marine microorganisms: implications of metal coordination kinetics. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 40(1), 129–150. doi:10.1016/0967-0637(93)90057-a

Hunsicker, M. E., Olson, R. J., Essington, T. E., Maunder, M. N., Duffy, L. M., & Kitchell, J. F. (2012). Potential for top-down control on tropical tunas based on size structure of predator– prey interactions. *Marine Ecology Progress Series*, 445, 263-277.

Hussey, N. E., MacNeil, M. A., & Fisk, A. T. (2010). The requirement for accurate diet-tissue discrimination factors for interpreting stable isotopes in sharks: Comment on: stable isotope dynamics in elasmobranch fishes. *Hydrobiologia*, 654, 1-5.

Hussey, N. E., MacNeil, M. A., Olin, J. A., McMeans, B. C., Kinney, M. J., Chapman, D. D., & Fisk, A. T. (2012). Stable isotopes and elasmobranchs: tissue types, methods, applications and assumptions. *Journal of Fish Biology*, 80(5), 1449–1484. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03251.x>

Ikemoto, T., Tu, N. P. C., Okuda, N., Iwata, A., Omori, K., Tanabe, S., Tuyen, B. C., & Takeuchi, I. (2008). Biomagnification of trace elements in the aquatic food web in the Mekong Delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54(3), 504–515. <https://doi.org/10.1007/s00244-007-9058-5>

Isani, G., Andreani, G., Cocchioni, F., Fedeli, D., Carpena, E., Falcioni, G. (2009). Cadmium accumulation and biochemical responses in *Sparus aurata* following sub-lethal Cd exposure. *Ecotoxicol. Environ. Safe.* 72:224–230.

Jæger, I., Hop, H., & Gabrielsen, G. W. (2009). Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine food web in Svalbard. *Science of the Total Environment*, 407(16), 4744-4751.

Jara-Marini, M. E., Soto-Jiménez, M. F., & Páez-Osuna, F. (2008). Trace metals accumulation patterns in a mangrove lagoon ecosystem, Mazatlán Harbor, southeast Gulf of California. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 43(9), 995–1005. <https://doi.org/10.1080/10934520802059797>

Jara-Marini, M. E., Soto-Jiménez, M. F., & Páez-Osuna, F. (2009). Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere*, 77(10), 1366–1373. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.025>

Jara-Marini, M., Soto-Jiménez, M., & Páez-Osuna, F. (2012). Mercury transfer in a subtropical coastal lagoon food web (SE Gulf of California) under two contrasting climatic conditions. *Environmental Toxicology*, 27, 526–536. <https://doi.org/10.1002/tox.20670>

Jara-Marini, M. E., Molina-García, A., Martínez-Durazo, Á., & Páez-Osuna, F. (2019). Trace metal trophic transference and biomagnification in a semiarid coastal lagoon impacted by agriculture and shrimp aquaculture. *Environmental Science and Pollution Research*. doi:10.1007/s11356-019-06788-2

Jara-Marini, Martín & Molina-García, Araceli & Martinez Durazo, Angel & Páez-Osuna, Federico. (2020). Trace metal trophic transference and biomagnification in a semiarid coastal lagoon impacted by agriculture and shrimp aquaculture. *Environmental Science and Pollution Research*. 27. 1-14. 10.1007/s11356-019-06788-2.

Jarre-Teichmann A., & Christensen, V. (1998). Comparative modelling of trophic flows in four large upwelling ecosystems: Global versus local effects.

Jereb, P. & Roper C., F., E. (2010). Cephalopods of the world. An Annotated and Illustrated catalogue of Cephalopod species known to date. Vol. 2. Myopsid and Oegopsid squids. *FAO Species Catalogue for Fishery Purposes* 2(4):605p.

Jin, T., Nordberg, G., Ye, T., Bo, M., Wang, H., Zhu, G., ... & Bernard, A. (2004). Osteoporosis and renal dysfunction in a general population exposed to cadmium in China. *Environmental research*, 96(3), 353-359.

John, D.A., & Leventhal, J.S. (2004). BIOAVAILABILITY OF METALS.

Ju-Wook Lee, Hoon Choi, Un-Ki Hwang, Ju-Chan Kang, Yue Jai Kang, Kwang Il Kim, Jun-Hwan Kim (2019). Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, Volume 68, Pages 101-108, ISSN 1382-6689, <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.010>.

Kadiene, E.U., Ouddane, B., Hwang, JS. (2019) Bioaccumulation of metals in calanoid copepods by oral intake. *Sci Rep* 9, 9492. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45987-2>

Ke, S., Cheng, X. Y., Zhang, N., Hu, H. G., Yan, Q., Hou, L. L., ... & Chen, Z. N. (2015). Cadmium contamination of rice from various polluted areas of China and its potential risks to human health. *Environmental monitoring and assessment*, 187, 1-11.

Kehrig, H. A., Seixas, T. G., Malm, O., Di Benedetto, A. P. M., & Rezende, C. E. (2013). Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: a case study in an area under the influence of the Paraiba do Sul River plume. *Marine Pollution Bulletin*, 75(1-2), 283-290.

Kendall, C., Elliott, E.M., and Wankel, S.D., (2007). Tracing anthropogenic inputs of nitrogen to ecosystems, Chapter 12, In: R.H. Michener and K. Lajtha (Eds.), *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*, 2nd edition, Blackwell Publishing, p. 375- 449.

Kent, M., Browdy, C. L., & Leffler, J. W. (2011). Consumption and digestion of suspended microbes by juvenile Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture*, 319(3-4), 363-368.

Kerby, N. W., & Raven, J. A. (1985). Transport and Fixation of Inorganic Carbon by Marine Algae. *Advances in Botanical Research*, 11(C), 71–123. [https://doi.org/10.1016/S0065-2296\(08\)60169-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2296(08)60169-X)

Kessler, W. (2006). The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress In Oceanography*, 69, 181–217. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.009>

Kidd K.A., Hesslein R.H., Fudge R.J.P., & Hallard K.A.(1995) The influence of trophic level as measured by $\delta^{15}\text{N}$ on mercury concentrations in freshwater organisms. *Water Air Soil Poll.* 80:1011–1015.

Kidd, K. A., Burkhard, L. P., Babut, M., Borgå, K., Muir, D. C., Perceval, O., ... & Embry, M. R. (2019). Practical advice for selecting or determining trophic magnification factors for application under the European Union Water Framework Directive. *Integrated environmental assessment and management*, 15(2), 266-277.

Kim, S. L., del Rio, C. M., Casper, D., & Koch, P. L. (2012). Isotopic incorporation rates for shark tissues from a long-term captive feeding study. *Journal of Experimental Biology*, 215(14), 2495–2500. <https://doi.org/10.1242/jeb.070656>

Kitchell, J., Martell, S., Walters, C., Jensen, O., Kaplan, I., Watters, J., ... Boggs, C. (2006). Billfishes in an ecosystem context. *Bulletin of Marine Science*, 79, 669–682.

Klaassen, C. D., Liu, J., & Choudhuri, S. (1999). Metallothionein: an intracellular protein to protect against cadmium toxicity. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology*, 39, 267–294. <https://doi.org/10.1146/annurev.pharmtox.39.1.267>

Korb, R., Raven, J., & Johnston, A. (1998). Relationship between aqueous CO₂ concentrations and stable carbon isotope discrimination in the diatoms *Chaetoceros calcitrans* and *Ditylum brightwellii*. *Marine Ecology Progress Series*, 171, 303-305. Retrieved December 14, 2020, from <http://www.jstor.org/stable/24831745>

Koch, P. L., & Phillips, D. L. (2002). Incorporating concentration dependence in stable isotope mixing models: a reply to Robbins, Hilderbrand and Farley (2002). *Oecologia*, 133(1), 14-18.

Kojadinovic, J., Potier, M., Corre, M., & Cosson, R. (2007). Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. *Environmental Pollution* (Barking, Essex : 1987), 146, 548–566. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.07.015>

Kunito, T., Kubota, R., Fujihara, J., Agusa, T., & Tanabe, S. (2008). Arsenic in marine mammals, seabirds, and sea turtles. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 31-69.

Kwok, C. K., Liang, Y., Leung, S. Y., Wang, H., Dong, Y. H., Young, L., ... & Wong, M. H. (2013). Biota–sediment accumulation factor (BSAF), bioaccumulation factor (BAF), and contaminant levels in prey fish to indicate the extent of PAHs and OCPs contamination in eggs of waterbirds. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 8425-8434.

Lacerda, L. D., Paraquetti, H. H. M., Marins, R. V., Rezende, C. E., Zalmon, I. R., Gomes, M. P., & Farias, V. (2000). Mercury content in shark species from the south-eastern Brazilian coast. *Revista Brasileira de Biologia*, 60, 571-576.

Lagerström, M. E., Field, M. P., Séguret, M., Fischer, L., Hann, S., & Sherrell, R. M. (2013). Automated on-line flow-injection ICP-MS determination of trace metals (Mn, Fe, Co, Ni, Cu and Zn) in open ocean seawater: Application to the GEOTRACES program. *Marine Chemistry*, 155, 71-80.

Lakin, H. W. (1972). Selenium accumulation in soils and its absorption by plants and animals. *Geological Society of America Bulletin*, 83(1), 181-190.

Lall, S.P.; Kaushik, S.J. Nutrition and Metabolism of Minerals in Fish. *Animals* 2021, 11, 2711. <https://doi.org/10.3390/ani11092711> (open access).

Landis WG, Yu M (1999) Introduction to Environmental Toxicology: Impacts of Chemicals upon Ecological Systems. 2nd ed. Lewis Publishers, New York.

Lane, T. W., & Morel, F. M. M. (2000). A biological function for cadmium in marine diatoms. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(9), 4627 LP – 4631. <https://doi.org/10.1073/pnas.090091397>

Langston, W. J., Bebianno, M. J., & Burt, G. R. (1998). *Metal handling strategies in molluscs BT - Metal Metabolism in Aquatic Environments* (W. J. Langston & M. J. Bebianno (eds.); pp. 219–283). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-2761-6_8

Lara, A., Galván-Magaña, F., Elorriaga-Verplancken, F., Marmolejo-Rodríguez, A. J., Gonzalez-Armas, R., Arreola-Mendoza, L., ... Jonathan, M. P. (2020). Bioaccumulation and trophic transfer of potentially toxic elements in the pelagic thresher shark *Alopias pelagicus* in Baja California Sur, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111192. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111

Lavín, M. F., & Marinone, S. G. (2003). An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics: A tribute to the scientific work of Pedro Ripa*, 173-204.

Lavoie, R. A., Hebert, C. E., Rail, J. F., Braune, B. M., Yumvihoze, E., Hill, L. G., & Lean, D. R. (2010). Trophic structure and mercury distribution in a Gulf of St. Lawrence (Canada) food web using stable isotope analysis. *Science of the Total Environment*, 408(22), 5529-5539.

Lavoie, R. A., Jardine, T. D., Chumchal, M. M., Kidd, K. A., & Campbell, L. M. (2013). Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. *Environmental science & technology*, 47(23), 13385-13394.

Laws, E. A., Popp, B. N., Bidigare, R. R., Kennicutt, M. C., & Macko, S. A. (1995). Dependence of phytoplankton carbon isotopic composition on growth rate and [CO₂]_{aq}: Theoretical considerations and experimental results. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(6), 1131–1138. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0016-7037\(95\)00030-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0016-7037(95)00030-4)

Le, D. Q., Tanaka, K., Dung, L. V., Siau, Y. F., Lachs, L., Kadir, S. T. S. A., ... & Shirai, K. (2017). Biomagnification of total mercury in the mangrove lagoon foodweb in east coast of Peninsula, Malaysia. *Regional Studies in Marine Science*, 16, 49-55.

Lebreton, B., Richard, P., Parlier, E. P., Guillou, G., & Blanchard, G. F. (2011). Trophic ecology of mullets during their spring migration in a European saltmarsh: a stable isotope study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91(4), 502-510.

Lechler, P. J., Miller, J. R., Hsu, L. C., & Desilets, M. O. (1997). Mercury mobility at the Carson River Superfund Site, west-central Nevada, USA: interpretation of mercury speciation data in mill tailings, soils, and sediments. *Journal of Geochemical Exploration*, 58(2-3), 259-267.

Lee, M. Y., Bae, O. N., Chung, S. M., Kang, K. T., Lee, J. Y., & Chung, J. H. (2002). Enhancement of platelet aggregation and thrombus formation by arsenic in drinking water: a contributing factor to cardiovascular disease. *Toxicology and applied pharmacology*, 179(2), 83-88.

Li J., Huang Zh.Y., Hu Y. and Yang H. (2013). Potential risk assessment of heavy metals by consuming shellfish collected from Xiamen, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20 (5), 2937-2947 [on line]. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23054773> 18/09/2019

Lin, H., Lan, W., Feng, Q., Zhu, X., Li, T., Zhang, R., ... Zhao, B. (2021). Pollution and ecological risk assessment, and source identification of heavy metals in sediment from the Beibu Gulf, South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112403. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112

Link, J. (2002). Does food web theory work for marine ecosystems?. *Marine ecology progress series*, 230, 1-9.

Linnebjerg, J. F., Hobson, K. A., Fort, J., Nielsen, T. G., Møller, P., Wieland, K., ... & Mosbech, A. (2016). Deciphering the structure of the West Greenland marine food web using stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$). *Marine Biology*, 163, 1-15.

Linnik, Peter & Zubenko, Irina. (2002). Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*. 5. 11 - 21. 10.1046/j.1440-1770.2000.00094.x.

Liu K. K. & Kaplan I. R. (1989) The eastern tropical Pacific as a source of "N-enriched nitrate in seawater off southern California. *Limnol. Oceanogr.* 34,820-830.

Liu, J., Cao, L., Huang, W., Zhang, C., & Dou, S. (2014). Zinc and copper bioaccumulation in fish from Laizhou Bay, the Bohai Sea. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 32(3), 491–502. doi:10.1007/s00343-014-3032-7

Logan, J. M., Jardine, T. D., Miller, T. J., Bunn, S. E., Cunjak, R. A., & Lutcavage, M. E. (2008). Lipid corrections in carbon and nitrogen stable isotope analyses: comparison of chemical

extraction and modelling methods. *The Journal of animal ecology*, 77(4), 838–846.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01394.x>

Logan, J. M., & Lutcavage, M. E. (2010). Reply to Hussey et al.: the requirement for accurate diet-tissue discrimination factors for interpreting stable isotopes in sharks. *Hydrobiologia*, 654, 7-12.

Loor-Andrade, P., Galván-Magaña, F., Elorriaga-Verplancken, F., Polo-Silva, C., & Delgado Huertas, A. (2015). Population and individual foraging patterns of two hammerhead sharks using carbon and nitrogen stable isotopes. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 29, 821–829.
<https://doi.org/10.1002/rcm.7169>

Loor-Andrade, P., Pincay-Espinoza, J., & Rosas-Luis, R. (2017). Diet of the blue shark *Prionace glauca* in the Ecuadorian Pacific Ocean during the years 2013 to 2015. *J Appl Ichthyol*, 33(3), 558-562.

López Núñez, F. A., Heleno, R., Ribeiro, S., Marchante, H., & Marchante, E. (2017). Four-trophic level food webs reveal the cascading impacts of an invasive plant targeted for biocontrol. *Ecology*, 98, 782–793. <https://doi.org/10.1002/ecy.1701>

López-Ibarra, G. A., Bode, A., Hernández-Trujillo, S., Zetina-Rejón, M. J., & Arreguin-Sánchez, F. (2018). Stable C and N isotopes and abundance data for copepods in the eastern tropical Pacific (Cruise STAR 2003). PANGAEA. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.890279>

Loring, D. H., & Rantala, R. T. T. (1992). Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Reviews*, 32(4), 235–283.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0012-8252\(92\)90001-A](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0012-8252(92)90001-A)

Luna-Marte, C. (1982). Seasonal variation in food and feeding of *Penaeus monodon Fabricius* (Decapoda, Natantia). *Crustaceana*, 250-255.

Luoma, S. N., & Rainbow, P. S. (2008). *Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management*. Cambridge university press.

Mackay, D., & Fraser, A. (2000). Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environmental pollution*, 110(3), 375-391.

Mackay, D., Celsie, A. K. D., Powell, D. E., & Parnis, J. M. (2018). Bioconcentration, bioaccumulation, biomagnification and trophic magnification: A modelling perspective. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 20(1), 72–85. <https://doi.org/10.1039/c7em00485k>

Madigan, D. J., Carlisle, A. B., Dewar, H., Snodgrass, O. E., Litvin, S. Y., Micheli, F., & Block, B. A. (2012). Stable Isotope Analysis Challenges Wasp-Waist Food Web Assumptions in an Upwelling Pelagic Ecosystem. *Scientific Reports*, 2(1), 654. <https://doi.org/10.1038/srep00654>

Mancera-Rodríguez, N. J., & Álvarez-León, R. (2006). Current state of knowledge of the concentration of mercury and other heavy metals in fresh water fish in Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 11(1), 3-23.

Mar, S. S., & Okazaki, M. (2012). Investigation of Cd contents in several phosphate rocks used for the production of fertilizer. *Microchemical Journal*, 104, 17–21. doi:10.1016/j.microc.2012.03.020

Marín-Guirao, L., Lloret, J., & Marin, A. (2008). Carbon and nitrogen stable isotopes and metal concentration in food webs from a mining-impacted coastal lagoon. *Science of the Total Environment*, 393(1), 118-130.

Márquez, M., Vodopivec, C., Casaux, R. (1998) Metal (Fe, Zn, Mn and Cu) levels in the Antarctic fish *Notothenia coriiceps*. *Polar Biol* 20, 404–408. <https://doi.org/10.1007/s003000050321>

Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2017). Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environmental research*, 154, 380-388.

Marsden, I., & Rainbow, P. (2004). Does the accumulation of trace metals in crustaceans affect their ecology - The amphipod example? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 300. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2003.12.009>

Martin, J. M., & Meybeck, M. (1979). Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine chemistry*, 7(3), 173-206.

Martinez del Rio, C., Wolf, N., Carleton, S. A., & Gannes, L. Z. (2009). Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 84(1), 91–111. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2008.00064.x>

Martinez-Finley, E. J., Gavin, C. E., Aschner, M., & Gunter, T. E. (2013). Manganese neurotoxicity and the role of reactive oxygen species. *Free radical biology and medicine*, 62, 65-75.

Mathews, T., & Fisher, N. S. (2008). Trophic transfer of seven trace metals in a four-step marine food chain. *Marine Ecology Progress Series*, 367, 23-33.

McConnaughey, T., McRoy, C.P. (1979). Food-Web structure and the fractionation of Carbon isotopes in the bering sea. *Mar. Biol.* 53, 257–262 <https://doi.org/10.1007/BF00952434>

McGeer JC, Niyogi S, Smith DS (2011) Cadmium. In: Wood CM, Farrell AP, Brauner C (eds) Homeostasis and toxicology of non-essential metals. *fish physiology*, 31B edn. Elsevier, Amsterdam, pp 125–18

McGeer, James & Brix, Kevin & Skeaff, James & DeForest, David & Brigham, Sarah & Adams, William & Green, Andrew. (2003). Inverse Relationship Between Bioconcentration Factor and Exposure Concentration for Metals: Implications for Hazard Assessment of Metals in the Aquatic Environment. *Environmental toxicology and chemistry / SETAC*. 22. 1017-37. [10.1002/etc.5620220509](https://doi.org/10.1002/etc.5620220509).

McMeans, B. C., Rooney, N., Arts, M. T., & Fisk, A. T. (2013). Food web structure of a coastal Arctic marine ecosystem and implications for stability. *Marine Ecology Progress Series*, 482, 17-28.

McMeans, B. C., Arts, M. T., & Fisk, A. T. (2015). Impacts of food web structure and feeding behavior on mercury exposure in Greenland Sharks (*Somniosus microcephalus*). *Science of the Total Environment*, 509, 216-225.

Medina-Contreras, D., Sánchez, A., & Arenas, F. (2023). Macroinvertebrates food web and trophic relations of a peri urban mangrove system in a semi-arid region, Gulf of California, México. *Journal of Marine Systems*, 240, 103864.

- Ménard, F., Marsac, F., Bellier, E., & Cazellrd, B. (2007). Climatic oscillations and tuna catch rates in the Indian Ocean: a wavelet approach to time series analysis. *Fisheries Oceanography*, 16(1), 95–104. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2006.00415.x>
- Mesonero, J. E., Yoldi, M. C. R., & Yoldi, M. J. R. (1996). Inhibition of L-threonine intestinal absorption in rabbits by cadmium. *Biological trace element research*, 52, 133-142.
- Middleton, R., & Grant, A. (1990). Heavy metals in the Humber estuary: *Scrobicularia clay* as a pre-industrial datum. *Proceedings of the Yorkshire geological society*, 48(1), 75-80.
- Minagawa, M., & Wada, E. (1984). Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et cosmochimica acta*, 48(5), 1135-1140.
- Mohan, J. A., Smith, S. D., Connelly, T. L., Attwood, E. T., McClelland, J. W., Herzka, S. Z., & Walther, B. D. (2016). Tissue-specific isotope turnover and discrimination factors are affected by diet quality and lipid content in an omnivorous consumer. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 479, 35–45. doi:10.1016/j.jembe.2016.03.002
- Montoya J. P., Horrigan S. G., and McCarthy J. J. (1991) Rapid, Storm-induced Changes in the Natural Abundance of ^{15}N in a Planktonic Ecosystem, Chesapeake Bay, USA. *Geochim. Cosmochim. Acta* 55, 3627–3638.
- Montoya, J., Pimm, S., & Sole, R. (2006). Ecological networks and their fragility. *Nature*, 442, 259–264. <https://doi.org/10.1038/nature04927>
- Moreno-Sánchez, Xchel & Abitia, Andres & Escobar-Sánchez, Ofelia & Palacios-Salgado, Deivis. (2011). Diet of the Cortez damselfish *Stegastes rectifraenum* (Teleostei: Pomacentridae) from the rocky reef at Los Frailes, Baja California Sur, Mexico. *Marine Biodiversity Records*. 4. 10.1017/S1755267211000996.
- Morin, P. J. 1999. *Community Ecology*. Blackwell Science, New Brunswick, New Jersey.

Moteki, M., Arai, M., Tsuchiya, K., and Okamoto, H. (2001). Composition of piscine prey in the diet of large pelagic fish in the eastern tropical Pacific Ocean. *Fish. Sci.* 67, 1063–1074. doi: 10.1046/j.1444-2906.2001.00362.x

Mullin, Michael M. Brooks, Elaine R., (1967), LABORATORY CULTURE, GROWTH RATE, AND FEEDING BEHAVIOR OF A PLANKTONIC MARINE COPEPOD, *Limnology and Oceanography*, 12, doi: 10.4319/lo.1967.12.4.0657.

Murillo-Cisneros, D. A., O'Hara, T. M., Elorriaga-Verplancken, F. R., Sánchez-González, A., Marín-Enríquez, E., Marmolejo-Rodríguez, A. J., & Galván-Magaña, F. (2019). Trophic structure and biomagnification of total mercury in ray species within a benthic food web. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 77, 321-329.

Muro-Torres, V. M., Amezcua, F., Soto-Jiménez, M., Balart, E. F., Serviere-Zaragoza, E., Green, L., & Rajnohova, J. (2020). Primary sources and food web structure of a tropical wetland with high density of mangrove forest. *Water*, 12(11), 3105.

Murtagh, F., & Legendre, P. (2014). Ward's Hierarchical Agglomerative Clustering Method: Which Algorithms Implement Ward's Criterion? *Journal of Classification*, 31(3), 274–295. doi:10.1007/s00357-014-9161-z

Mustaffa, N., Striebel, M., & Wurl, O. (2017). Extracellular carbonic anhydrase: Method development and its application to natural seawater. *Limnology and oceanography, methods*, 15(5), 503–517. <https://doi.org/10.1002/lom3.10182>

Myers, R., & Worm, B. (2003). Rapid Worldwide Depletion of Predatory Fish Communities. *Nature*, 423, 280–283. <https://doi.org/10.1038/nature01610>

Naidu, A. S., Cooper, L. W., Finney, B. P., Macdonald, R. W., Alexander, C., & Semiletov, I. P. (2000). Organic carbon isotope ratios of sea surface sediments and sea-ice from the Amerasian Continental shelf. *PANGAEA*. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.712053>

Nakamura, I. (1985). Billfishes of the World. An annotated and illustrated catalogue of marlins, sailfishes, spearfishes and swordfishes known to date. *FAO Fish.Synop.*, (125) Vol.5:65 p.

Nakatsuka, T., Handa, N., Harada, N., Sugimoto, T., & Imaizumi, S. (1997). Origin and decomposition of sinking particulate organic matter in the deep water column inferred from the vertical distributions of its $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{14}\text{C}$. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 44(12), 1957–1979. [https://doi.org/10.1016/s0967-0637\(97\)00051-4](https://doi.org/10.1016/s0967-0637(97)00051-4)

Newman, M. C. (2009). *Fundamentals of ecotoxicology*. CRC press.

Nfon, E., Cousins, I., Järvinen, O., Mukherjee, A., Verta, M., & Broman, D. (2009). Trophodynamics of mercury and other trace elements in a pelagic food chain from the Baltic Sea. *Science of The Total Environment*, 6267–6274. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.032>

Ngiam, L. S., & Lim, P. E. (2001). Speciation patterns of heavy metals in tropical estuarine anoxic and oxidized sediments by different sequential extraction schemes. *Science of the Total Environment*, 275(1-3), 53-61.

Nordberg, Gunnar & Fowler, B.A. & Nordberg, Monica & Friberg, L.. (2007). Handbook on the Toxicology of Metals. Reproductive and Developmental Toxicity of Metals. 1. 213-249. 10.1016/B978-0-12-369413-3.X5052-6.

Nordberg, M., & Nordberg, G. F. (2009). Metallothioneins: historical development and overview. *Met Ions Life Sci*, 5(2009), 1-29.

Ñacari, L. A., Escribano, R., Harrod, C., & Oliva, M. E. (2023). Combined use of carbon, nitrogen and sulfur stable isotopes reveal trophic structure and connections in deep-sea mesopelagic and demersal fish communities from the Southeastern Pacific Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 197, 104069.

Ohman M. D., Drits A. V., Clarke M. E., Plourde S. (1998). Differential dormancy of co-occurring copepods *Deep-Sea Research Part Ii: Topical Studies in Oceanography*. 45: 1709-1740. DOI: [10.1016/S0967-0645\(98\)80014-3](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(98)80014-3)

Oksanen, L. (1988). Ecosystem organization: mutualism and cybernetics or plain Darwinian struggle for existence?. *The American Naturalist*, 131(3), 424-444.

Olmedo, P., Hernandez Jerez, A., Pla, A., Femia, P., Navas-Acien, A., & Gil, F. (2013). Determination of essential elements (copper, manganese, selenium and zinc) in fish and shellfish samples. Risk and nutritional assessment and mercury-selenium balance. *Food and Chemical Toxicology: An International Journal Published for the British Industrial Biological Research Association*, 62. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2013.08.076>

Olmedo, P., Hernández, A. F., Pla, A., Femia, P., Navas-Acien, A., & Gil, F. (2013). Determination of essential elements (copper, manganese, selenium and zinc) in fish and shellfish samples. Risk and nutritional assessment and mercury–selenium balance. *Food and chemical toxicology*, 62, 299-307.

Oronsaye, J.A.O., O.M. Wangboje & F.A. Oguzie (2010): Trace metals in some benthic fishes of the Ikpoba river dam, Benin City, Nigeria. *Afr J Biotechnol*9(51): 8860–8864.

Osorio-Tafall, B. F. (1943). El Mar de Cortés y la productividad fitoplanctónica de sus aguas. In *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* (Vol. 3, pp. 78-118).

Osredkar, J., & Sustar, N. (2011). Copper and zinc, biological role and significance of copper/zinc imbalance. *J Clinic Toxicol S*, 3(2161), 0495.

Ouédraogo, O., Chételat, J., & Amyot, M. (2015). Bioaccumulation and trophic transfer of mercury and selenium in African sub-tropical fluvial reservoirs food webs (Burkina Faso). *PloS one*, 10(4), e0123048.

Oweson, C., & Hernroth, B. (2009). A comparative study on the influence of manganese on the bactericidal response of marine invertebrates. *Fish & shellfish immunology*, 27(3), 500-507.

Páez-Osuna, F., & Osuna-Martínez, C. C. (2015). Bioavailability of cadmium, copper, mercury, lead, and zinc in subtropical coastal lagoons from the Southeast Gulf of California using mangrove oysters (*Crassostrea corteziensis* and *Crassostrea palmula*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 68, 305-316.

Páez-Osuna, F., & Ruiz-Fernández, C. (1995). Trace metals in the Mexican shrimp *Penaeus vannamei* from estuarine and marine environments. *Environmental pollution* (Barking, Essex : 1987), 87(2), 243–247. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)p2612-d](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)p2612-d)

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-Espéricueta, M.G., Ruelas-Inzunza, J., Green-Ruiz, C.R., Osuna-Martínez, C.C. & Sanchez-Cabeza, J. A. (2017). Environmental status of the Gulf of California: a pollution review. *Earth-Science Reviews*, 166, 181-205. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.01.014>

Paimpillil, J.S. & Joseph, Taisha & George, Rejomon & Gerson, V.J.. (2010). Metals in coastal zooplanktons - A coastal living resource hazard. *Ind. Geol. Congr.*

Paine, R. T. (1980). Food Webs: Linkage, Interaction Strength and Community Infrastructure. *Journal of Animal Ecology*, 49(3), 667–685. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/4220>

Pan, K. (2009). Biodynamics To Explain the Difference of Copper Body Concentrations in Five Marine Bivalve Species. *Environmental Science & Technology*, 43, 2137–2143. <https://doi.org/10.1021/es802888u>

Pantoja-Echevarría, Laura & Galván-Magaña, Felipe & Elorriaga-Verplancken, Fernando & Tripp-Valdez, Arturo & Tamburin, Elena & Lara, Ariagna & Jonathan, M P & Suresh Babu, Sujitha & Delgado Huertas, Antonio & Arreola-Mendoza, Laura. (2022). Trophic structure and biomagnification of cadmium, mercury and selenium in brown smooth hound shark (*Mustelus henlei*) within a trophic web. *Food Webs*. 34. e00263. 10.1016/j.fooweb.2022.e00263.

Papp, L. V., Lu, J., Holmgren, A., & Khanna, K. K. (2007). From selenium to selenoproteins: synthesis, identity, and their role in human health. *Antioxidants & redox signaling*, 9(7), 775-806

Papagiannis, I., Kagalou, I., Leonardos, J., Petridis, D., & Kalfakakou, V. (2004). Copper and zinc in four freshwater fish species from Lake Pamvotis (Greece). *Environment international*, 30(3), 357-362.

Papagiannis, Ioannis & Kagalou, Ifigenia & Leonardos, J & Petridis, Dimitris & Kalfakakou, Vasiliki. (2004). Copper and zinc in four freshwater fish Species from Lake Pamvotis (Greece). *Environment international*. 30. 357-62. 10.1016/j.envint.2003.08.002.

Parnell, A. (2019, March 3). Package ‘simmr’ <https://cran.microsoft.com/snapshot/2020-05-31/web/packages/simmr/simmr.pdf>

Parnell, A., Inger, R., Bearhop, S., & Jackson, A. (2010). Source Partitioning Using Stable Isotopes: Coping with Too Much Variation. *PloS One*, 5, e9672. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009672>

Patra, A., Das, S., Mandal, A., Mondal, N. S., Dutta, P., & Ghosh, A. R. (2023). Seasonal variation of physicochemical parameters and heavy metal concentration in water and bottom sediment at harboring areas of Digha coast, West Bengal, India. *Regional Studies in Marine Science*, 62, 102945.

Pauly, D., & Christensen, V. (1995). Pauly, D. & Christensen, V. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374, 255-257. *Nature*, 374. <https://doi.org/10.1038/374255a0>

Pauly, D., Trites, A. W., Capuli, E., & Christensen, V. (1998). Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES journal of Marine Science*, 55(3), 467-481.

Pempkowiak, J., Chiffoleau, J. F., & Staniszewski, A. (2000). The vertical and horizontal distribution of selected trace metals in the Baltic Sea off Poland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(1), 115-125.

Pempkowiak, J., Chiffoleau, J.-F., & Staniszewski, A. (2000). The Vertical and Horizontal Distribution of Selected Trace Metals in the Baltic Sea off Poland. *Estuarine Coastal and Shelf Science - ESTUAR COAST SHELF SCI*, 51, 115–125. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0641>

Penedo de Pinho A.P, J.R.D. Guimares, A.S. Martins, P.A.S. Costa, G. Olavo & J. Valentin. 2002. Total mercury in muscle tissue of five shark species from Brazilian offshore waters: effects of feeding habit, sex, and length. *Environmental Research*. 89:250–258. <https://doi.org/10.1006/enrs.2002.4365>

Perugini, M., Visciano, P., Manera, M., Zaccaroni, A., Olivieri, V., & Amorena, M. (2014). Heavy metal (As, Cd, Hg, Pb, Cu, Zn, Se) concentrations in muscle and bone of four commercial fish caught in the central Adriatic Sea, Italy. *Environmental monitoring and assessment*, 186, 2205-2213.

Peshut, P. J., Morrison, R. J., & Brooks, B. A. (2008). Arsenic speciation in marine fish and shellfish from American Samoa. *Chemosphere*, 71(3), 484-492.

- Peters, G. M., Maher, W. A., Jolley, D., Carroll, B. I., Gomes, V. G., Jenkinson, A. V., & McOrist, G. D. (1999). Selenium contamination, redistribution and remobilisation in sediments of Lake Macquarie, NSW. *Organic Geochemistry*, 30(10), 1287-1300.
- Peterson, M. L., & Carpenter, R. (1983). Biogeochemical processes affecting total arsenic and arsenic species distributions in an intermittently anoxic fjord. *Marine Chemistry*, 12(4), 295-321.
- Phillips, D., & Koch, P. (2002). Incorporating concentration dependence in stable isotope mixing models. *Oecologia*, 130, 114–125. <https://doi.org/10.1007/s004420100786>
- Phillips, Donald & Newsome, Seth & Gregg, Jillian. (2005). Combining sources in stable isotope mixing models: Alternative methods. *Oecologia*. 144. 520-7. [10.1007/s00442-004-1816-8](https://doi.org/10.1007/s00442-004-1816-8).
- Pickhardt, P. C., Folt, C. L., Chen, C. Y., Klaue, B., & Blum, J. D. (2002). Algal blooms reduce the uptake of toxic methylmercury in freshwater food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(7), 4419-4423.
- Pipkin, B. W., Trent, D. D., Hazlett, R., & Bierman, P. (2013). *Geology and the Environment*. Cengage Learning.
- Poiesz, S. S., Witte, J. I., van der Meer, M. T., Jager, Z., Soetaert, K. E., van der Heide, T., & van der Veer, H. W. (2023). Stomach content and stable isotopes illustrate large spatial similarity in the Wadden Sea fish food-web structure. *Marine Ecology Progress Series*, 707, 57-76.
- Polis, G. A. (1999). Why are parts of the world green? Multiple factors control productivity and the distribution of biomass. *Oikos*, 3-15.
- Polis, G. A., & Strong, D. R. (1996). Food web complexity and community dynamics. *The American Naturalist*, 147(5), 813-846.
- Post, D. M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83(3), 703–718. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0703:USITET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0703:USITET]2.0.CO;2)

Post, David & Layman, Craig & Arrington, D. & Takimoto, Gaku & Quattrochi, John & Montaña, Carmen. (2007). Getting to the fat of the matter: Models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia*. 152. 179-89. 10.1007/s00442-006-0630-x.

Postma, D., Larsen, F., Hue, N. T. M., Duc, M. T., Viet, P. H., Nhan, P. Q., & Jessen, S. (2007). Arsenic in groundwater of the Red River floodplain, Vietnam: controlling geochemical processes and reactive transport modeling. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71(21), 5054-5071.

Potipat, J., Tangkrock-olan, N., & Helander, H. F. (2015). Bioconcentration Factor (BCF) and Depuration of Heavy Metals of Oysters (*Saccostrea cucullata*) and Mussels (*Perna viridis*) in the River Basins of Coastal Area of Chanthaburi Province, Gulf of Thailand. *EnvironmentAsia*, 8(2).

Preisser, E. L., & Bolnick, D. I. (2008). The many faces of fear: comparing the pathways and impacts of nonconsumptive predator effects on prey populations. *PloS one*, 3(6), e2465.

Quintana CO, Hansen T, Delefosse M, Banta GT, Kristensen E (2011) Burrow ventilation and associated porewater irrigation by the polychaete *Marenzelleria viridis*. *J Exp Mar Biol Ecol* 397:179–187

Rainbow PS. Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability and toxicity. *Environ Int*. 2007 May;33(4):576-82. doi: 10.1016/j.envint.2006.05.007. Epub 2006 Jun 30. PMID: 16814385.

Ramírez-Pérez, J. S., Quinonez, C., Abitia, A., & Neri, F. (2011). Age and growth of sailfish *Istiophorus platypterus* (Shaw in Shaw and Nodder, 1792) from Mazatlan, Sinaloa, Mexico. *Environmental Biology of Fishes*, 92, 187–196. <https://doi.org/10.1007/s10641-011-9832-0>

Rauret, G., López-Sánchez, J., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., M., U., & Quevauviller, P. (1999). Improvement of the BCR Three Step Sequential Extraction Procedure Prior to the Certification of New Sediment and Soil Reference Materials. *Journal of Environmental Monitoring : JEM*, 1, 57–61. <https://doi.org/10.1039/A807854H>

Reimer, P. S. (1999). Environmental effects of manganese and proposed guidelines to protect freshwater life in British Columbia (T). University of British Columbia. Retrieved from <https://open.library.ubc.ca/collections/ubctheses/831/items/1.0058589>

Reinfelder, J. R., & Fisher, N. S. (1991). The assimilation of elements ingested by marine copepods. *Science* (New York, N.Y.), 251(4995), 794–796. <https://doi.org/10.1126/science.251.4995.794>

Reinfelder, J. R., Fisher, N. S., Luoma, S. N., Nichols, J. W., & Wang, W. X. (1998). Trace element trophic transfer in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach. *Science of the Total Environment*, 219(2-3), 117-135.

Ribelin, W. E and Walsh, A. H. 1975. The pathology of pesticide poisoning . In : The Pathology of Fishes The University of Wisconsin Press . pp . 515- 557 . Robert J. Shields . , Wilbur M. Tidd

Richert, J.E., Galván-Magaña, F. & Klimley, A.P. (2015). Interpreting nitrogen stable isotopes in the study of migratory fishes in marine ecosystems. *Mar Biol* **162**, 1099–111. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2652-6>

Riedel, G. F., Ferrier, D. P., & Sanders, J. G. (1991). Uptake of selenium by freshwater phytoplankton. *Water, air, and soil pollution*, 57, 23-30.

Robertson, D.R. & G.R. Allen. (2006). Shorefishes of the tropical eastern Pacific: an information system. Version 2.0. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panamá.

Roden, G. I., & Groves, G. W. (1959). Recent oceanographic investigations in the Gulf of California.

Roden, G.I. (1971) Aspects of the transition zone in the Northeastern Pacific. *J. Geophys. Res.*, 76, 3462-3475.

Roels, H. A., Bowler, R. M., Kim, Y., Henn, B. C., Mergler, D., Hoet, P., ... & Téllez-Rojo, M. M. (2012). Manganese exposure and cognitive deficits: a growing concern for manganese neurotoxicity. *Neurotoxicology*, 33(4), 872-880.

Rolón, Eugenia & Rosso, Juan & Mabragaña, Ezequiel & Tripodi, Pamela & Bavio, Marta & Bidone, Camila & Volpedo, Alejandra & Avigliano, Esteban. (2021). Distribution and accumulation of major and trace elements in water, sediment, and fishes from protected areas of

the Atlantic Rainforest. *Environmental Science and Pollution Research*. 3. 10.1007/s11356-022-19416-3.

Roméo, M., & Gnassia-Barelli, M. (1995). Metal distribution in different tissues and in subcellular fractions of the Mediterranean clam *Ruditapes decussatus* treated with cadmium, copper, or zinc. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology*, 111(3), 457–463. doi:10.1016/0742-8413(95)00060-7

Root, R. B. (1967). The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological monographs*, 37(4), 317-350.

Rosas-Alayola, J., Hernández-Herrera, A., Galvan-Magaña, F., Abitia-Cárdenas, L. A., & Muhlia-Melo, A. F. (2002). Diet composition of sailfish (*Istiophorus platypterus*) from the southern Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research*, 57(2), 185-195.

Rosas-Luis, R., Cabanillas-Terán, N., & Villegas-Sánchez, C. A. (2021). Stable isotope analysis reveals partitioning in prey use by *Kajikia audax* (Istiophoridae), *Thunnus albacares*, *Katsuwonus pelamis*, and *Auxis* spp. (Scombridae) in the Eastern Tropical Pacific of Ecuador. *Neotropical Ichthyology*, 19, e200015.

Rosas-Luis, R., Navarro, J., Loor-Andrade, P., & Forero, M. G. (2017). Feeding ecology and trophic relationships of pelagic sharks and billfishes coexisting in the central eastern Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 573, 191-201.

Rubio Franchini, Isidoro & Mejia, Jesus & Rico-Martínez, Roberto. (2008). Determination of lead in samples of zooplankton, water, and sediments in a Mexican reservoir: Evidence for lead biomagnification in lower/intermediate trophic levels?. *Environmental toxicology*. 23. 459-65. 10.1002/tox.20357.

Ruelas-Inzunza, J., Meza-López, G., & Páez-Osuna, F. (2008). Mercury in fish that are of dietary importance from the coasts of Sinaloa (SE Gulf of California). *Journal of food composition and analysis*, 21(3), 211-218.

Ruelas-Inzunza, J., & Páez-Osuna, F. (2007). Essential and toxic metals in nine fish species for human consumption from two coastal lagoons in the Eastern Gulf of California. *Journal of*

Environmental Science and Health, Part A, 42(10), 1411–1416.
<https://doi.org/10.1080/10934520701480615>

Ruelas-Inzunza, J., & Páez-Osuna, F. (2008). Trophic distribution of Cd, Pb, and Zn in a food web from Altata-Ensenada del Pabellón subtropical lagoon, SE Gulf of California. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54(4), 584–596. <https://doi.org/10.1007/s00244-007-9075-4>

Ruelas-Inzunza, J., Green-Ruiz, C., Zavala-Nevárez, M., & Soto-Jiménez, M. (2011). Biomonitoring of Cd, Cr, Hg and Pb in the Baluarte River basin associated to a mining area (NW Mexico). *Science of the Total Environment*, 409(18), 3527–3536.

Ruiz-Fernández, A. C., Hillaire-Marcel, C., Páez-Osuna, F., Ghaleb, B., & Soto-Jiménez, M. (2003). Historical trends of metal pollution recorded in the sediments of the Culiacan River Estuary, Northwestern Mexico. *Applied Geochemistry*, 18(4), 577–588.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00117-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00117-8)

Sakata, M., Miwa, A., Mitsunobu, S., & Senga, Y. (2015). Relationships between trace element concentrations and the stable nitrogen isotope ratio in biota from Suruga Bay, Japan. *Journal of oceanography*, 71, 141–149.

Sakulsak, N. (2012). Metallothionein: An Overview on its Metal Homeostatic Regulation in Mammals. *International Journal of Morphology*, 30(3), 1007–1012.
<https://doi.org/10.4067/s0717-95022012000300039>

Sánchez-Marín, P., Bellas, J., Mubiana, V. K., Lorenzo, J. I., Blust, R., & Beiras, R. (2011). Pb uptake by the marine mussel *Mytilus* sp. Interactions with dissolved organic matter. *Aquatic toxicology* (Amsterdam, Netherlands), 102(1-2), 48–57.
<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.12.012>

Savage, C., Leavitt, P. R., & Elmgren, R. (2004). Distribution and retention of effluent nitrogen in surface sediments of a coastal bay. *Limnology and Oceanography*, 49(5), 1503–1511.
<https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.5.1503>

Savoie, N., David, V., Morisseau, F., Etcheber, H., Abril, G., Billy, I., ... Sautour, B. (2012). Origin and composition of particulate organic matter in a macrotidal turbid estuary: The Gironde Estuary, France. *Estuarine Coastal And Shelf Science*, 108, 16–28. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.12.005>

Scheuhammer, A. M. (1987). Erythrocyte δ -aminolevulinic acid dehydratase in birds. II. The effects of lead exposure in vivo. *Toxicology*, 45(2), 165-175.

Schiele, R (1991) Manganese In: Merian E. (ed) metals and their compounds in the environment VCH. Vet-lag segsellschaftl mbh. Wemheim New York 1035-1044.

Selin, N. E. (2009). Global biogeochemical cycling of mercury: a review. *Annual review of environment and resources*, 34, 43-63.

Shi, R., Lin, J., Ye, Y., Ma, Y., & Cai, M. (2015). The level and bioaccumulation of Cd, Cu, Cr and Zn in benthopelagic species from the Bering Sea. *Acta Oceanologica Sinica*, 34, 21-25.

Shilla, D., Pajala, G., Routh, J., Dario, M., & Kristoffersson, P. (2019). Trophodynamics and biomagnification of trace metals in aquatic food webs: The case of Rufiji estuary in Tanzania. *Applied Geochemistry*, 100(August 2018), 160–168. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.11.016>

Shine J.P., Ika R.V., Ford T.E. (1995) Multivariate statistical examination of spatial and temporal patterns of heavy metal contamination in new bedford harbor marine sediments *Environ. Sci. Technol.*, 29, pp. 1781-1788

Sigman, D. M., Granger, J., DiFiore, P. J., Lehmann, M. F., Ho, R., Cane, G., and van Geen, A. (2006), Correction to “Coupled nitrogen and oxygen isotope measurements of nitrate along the eastern North Pacific margin”, *Global Biogeochem. Cycles*, 20, GB1005, doi:[10.1029/2005GB002682](https://doi.org/10.1029/2005GB002682).

Simberloff, D., & Dayan, T. (1991). The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual review of ecology and systematics*, 22(1), 115-143.

Simkiss K, Taylor M G (1989) Metal fluxes across the membranes of aquatic organisms *Aquat. Sci.*, 1 , pp. 173-188

Simpson, S. L., Yverneau, H., Cremazy, A., Jarolimek, C. V., Price, H. L., & Jolley, D. F. (2012). DGT-induced copper flux predicts bioaccumulation and toxicity to bivalves in sediments with varying properties. *Environmental science & technology*, 46(16), 9038-9046.

Sinclair, E. H., & Zeppelin, T. K. (2002). Seasonal and Spatial Differences in Diet in the Western Stock of Steller Sea Lions (*Eumetopias Jubatus*). *Journal of Mammalogy*, 83(4), 973–990. [https://doi.org/10.1644/15451542\(2002\)083](https://doi.org/10.1644/15451542(2002)083)

Sinex, S. A., & Wright, D. A. (1988). Distribution of trace metals in the sediments and biota of Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 19(9), 425-431.

Skerfving, S., & Bergdahl, I. A. (2015). *Chapter 43 - Lead* (G. F. Nordberg, B. A. Fowler, & M. B. T.-H. on the T. of M. (Fourth E. Nordberg (eds.); pp. 911–967). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59453-2.00043-3>

Sköld, H. N., Baden, S. P., Looström, J., Eriksson, S. P., & Hernroth, B. E. (2015). Motoric impairment following manganese exposure in asteroid echinoderms. *Aquatic Toxicology*, 167, 31-37.

Smolders, E. (2001). Cadmium uptake by plants. *International journal of occupational medicine and environmental health*, 14(2), 177-183.

Smolders, E., Oorts, K., Peeters, S., Lanno, R., & Cheyns, K. (2015). Toxicity in lead salt spiked soils to plants, invertebrates and microbial processes: Unraveling effects of acidification, salt stress and ageing reactions. *Science of the Total Environment*, 536, 223-231.

Somes, C. J., Schmittner, A., Galbraith, E. D., Lehmann, M. F., Altabet, M. A., Montoya, J. P., ... & Eby, M. (2010). Simulating the global distribution of nitrogen isotopes in the ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4).

Somes, C. J., Schmittner, A., Galbraith, E. D., Lehmann, M. F., Altabet, M. A., Montoya, J. P., Letelier, R. M., Mix, A. C., Bourbonnais, A., & Eby, M. (2010). Simulating the global distribution

of nitrogen isotopes in the ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4), 1–16. <https://doi.org/10.1029/2009GB003767>

Sorensen, Elsa M. B. (1991). *Metal poisoning in fish*. Boca Raton, Fl : CRC Press

Soto-Jiménez, M. F., Arellano-Fiore, C., Rocha-Velarde, R., Jara-Marini, M. E., Ruelas-Inzunza, J., & Páez-Osuna, F. (2011). Trophic Transfer of Lead Through a Model Marine Four-Level Food Chain: *Tetraselmis suecica*, *Artemia franciscana*, *Litopenaeus vannamei*, and *Haemulon scudderii*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 61(2), 280–291. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9620-4>

Soto-Jiménez, M. F., Páez-Osuna, F., Scelfo, G., Hibdon, S., Franks, R., Aggarawl, J., & Flegal, A. R. (2008). Lead pollution in subtropical ecosystems on the SE Gulf of California Coast: A study of concentrations and isotopic composition. *Marine Environmental Research*, 66(4), 451-458. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2008.07.009>

Soto-Jiménez, M., & Páez-Osuna, F. (2001). Cd, Cu, Pb, and Zn in Lagoonal Sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California): Bioavailability and Geochemical Fractioning. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 66, 350–356. <https://doi.org/10.1007/s001280012>

Soto-Jiménez, Martín F. (2011). Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas. *Hidrobiológica*, 21(3), 239-248. Recuperado en 14 de diciembre de 2020, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972011000300003&lng=es&tlng=es.

Squadrone, S., Brizio, P., Stella, C., Mantia, M., Favaro, L., Biancani, B., Gridelli, S., Da Rugna, C., & Abete, M. C. (2020). Differential Bioaccumulation of Trace Elements and Rare Earth Elements in the Muscle, Kidneys, and Liver of the Invasive Indo-Pacific Lionfish (*Pterois* spp.) from Cuba. *Biological Trace Element Research*, 196(1), 262–271. <https://doi.org/10.1007/s12011-019-01918-w>

Squadrone, S., Burioli, E., Monaco, G., Koya, M. K., Prearo, M., Gennero, S., ... & Abete, M. C. (2016). Human exposure to metals due to consumption of fish from an artificial lake basin close to an active mining area in Katanga (DR Congo). *Science of the Total Environment*, 568, 679-684.

Storelli, Maria Maddalena & Marcotrigiano, Giuseppe. (2005). Bioindicator organisms: Heavy metal pollution evaluation in the Ionian Sea (Mediterranean Sea Italy). *Environmental monitoring and assessment*. 102. 159-66. 10.1007/s10661-005-6018-2.

Šurija, B., & Branica, M. (1995). Distribution of Cd, Pb, Cu and Zn in carbonate sediments from the Krka river estuary obtained by sequential extraction. *Science of the total environment*, 170(1-2), 101-118.

Szefer, P., Glasby, G. P., Kusak, A., Szefer, K., Jankowska, H., Wolowicz, M., & Ali, A. A. (1998). Evaluation of the anthropogenic influx of metallic pollutants into Puck Bay, southern Baltic. *Applied Geochemistry*, 13(3), 293-304.

Tessier, A., & Campbell, P. G. C. (1987). Partitioning of trace metals in sediments: relationships with bioavailability. *Hydrobiologia*, 149, 43-52.

Teuchies, J., De Jonge, M., Meire, P., Blust, R., & Bervoets, L. (2012). Can acid volatile sulfides (AVS) influence metal concentrations in the macrophyte *Myriophyllum aquaticum*?. *Environmental science & technology*, 46(16), 9129-9137.

Thomas, R. P., Ure, A. M., Davidson, C. M., Littlejohn, D., Rauret, G., Rubio, R., & López-Sánchez, J. F. (1994). Three-stage sequential extraction procedure for the determination of metals in river sediments. *Analytica Chimica Acta*, 286(3), 423-429.

THOMSON, D. A., FINDLEY, L. T., & KERSTITCH, A. N. (2000). *Reef Fishes of the Sea of Cortez: The Rocky-Shore Fishes of the Gulf of California, Revised Edition*. University of Texas Press. <https://doi.org/10.7560/781542>

Thomson, D.A., & Gilligan, M.R., (2002). Rocky-Shore Fishes. In: Case, T.J., Cody, M.L., Ezcurra, E. (Eds.), *A New Island Biogeography of the Sea of Cortes*. Oxford University Press, New York, pp. 154e180.

Thuesen, E., & Childress, J. (1993). Enzymatic activities and metabolic rates of pelagic chaetognaths: Lack of depth-related declines. *Limnology and Oceanography*, 38, 935–948. <https://doi.org/10.4319/lo.1993.38.5.0935>

Tinggi, U. (2003). Essentiality and toxicity of selenium and its status in Australia: a review. *Toxicology letters*, 137(1-2), 103-110.

Tjälve, H. and Gottofrey, J. (1991), Effects of Lipophilic Complex Formation on the Uptake and Distribution of Some Metals in Fish. *Pharmacology & Toxicology*, 68: 430-439. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0773.1991.tb01266.x>

Torres-Rojas, Y. E., Hernández-Herrera, A., Galván-Magaña, F., & Alatorre-Ramírez, V. G. (2009). Stomach content analysis of juvenile, scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* captured off the coast of Mazatlán, Mexico. *Aquatic Ecology*, 44(1), 301–308. doi:10.1007/s10452-009-9245-8

Torres-Rojas, Y., Hernandez-Herrera, A., Ortega-Garcia, S., & Domeier, M. (2013). Stable Isotope Differences Between Blue Marlin (*Makaira Nigricans*) and Striped Marlin (*Kajikia Audax*) in the Southern Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science -Miami-*, 82, 421–436. <https://doi.org/10.5343/bms.2011.1105>

Torres-Rojas, Y., Hernandez-Herrera, A., Ortega-Garcia, S., & Soto-Jiménez, M. (2013). Feeding Habits Variability and Trophic Position of Dolphinfish in Waters South of the Baja California Peninsula, Mexico. *Transactions of the American Fisheries Society*, 143. <https://doi.org/10.1080/00028487.2013.866981>

Torres-Rojas, Y., Páez-Osuna, F., Camalich, J., & Galván-Magaña, F. (2014). Diet and trophic level of scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) from the Gulf of California and Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 14.

Torres-Rojas, Y., Martinez, I., Galván-Magaña, F., & Ramos-Miranda, J. (2016). Diet comparison between silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) and scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) off the south-west coast of Mexico. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1. <https://doi.org/10.1017/S0025315416000424>

Trevizani, T. H., Montone, R. C., & Figueira, R. C. (2022). Temporal Distribution of Arsenic and Metals in Soil From King George Island, Antarctica. *Frontiers in Marine Science*, 8, 772742.

Tripp-Valdez, A., Galván-Magaña, F., & Ortega-García, S. (2010). Feeding habits of dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the southeastern Gulf of California, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*, 26(4), 578-582.

Tsai, C. N., Chiang, W. C., Sun, C. L., Shao, K. T., Chen, S. Y., & Yeh, S. Z. (2015). Stomach content and stable isotope analysis of sailfish (*Istiophorus platypterus*) diet in eastern Taiwan waters. *Fisheries Research*, 166, 39-46.

Tulonen, T., Pihlström, M., Arvola, L., & Rask, M. (2006). Concentrations of heavy metals in food web components of small, boreal lakes. *Boreal Environment Research*, 11(3), 185.

Ullrich, S. M., Tanton, T. W., & Abdrashitova, S. A. (2001). Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical reviews in environmental science and technology*, 31(3), 241-293.

United States Environmental Protection Agency (EPA) (2022, February 2) Metals. <https://www.epa.gov/caddis-vol2/metals#:~:text=These%20include%20arsenic%2C%20cadmium%2C%20chromium,%2C%20nickel%2C%20selenium%20and%20zinc.>

United States Public Health Society (USPHS) (1997) Toxicological Profile for Lead. CD-ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry

Ure, A. M., Quevauviller, P., Muntau, H., & Griepink, B. (1993). Speciation of Heavy Metals in Soils and Sediments. An Account of the Improvement and Harmonization of Extraction Techniques Undertaken Under the Auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51, 135–151. <https://doi.org/10.1080/03067319308027619>

Uryu, Y., Malm, O., Thornton, I., Payne, I., & Cleary, D. (2001). Mercury contamination of fish and its implications for other wildlife of the Tapajós Basin, Brazilian Amazon. *Conservation Biology*, 15(2), 438-446.

US EPA (1984) Health assessment document for manganese. Final draft Cincinnati, OH, US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development (EPA-600/8-83-013F).

Vasanthi, L. A., Revathi, P., Mini, J., & Munuswamy, N. (2013). Integrated use of histological and ultrastructural biomarkers in *Mugil cephalus* for assessing heavy metal pollution in Ennore estuary, Chennai. *Chemosphere*, *91*(8), 1156-1164.

Vaslet, A., Phillips, D. L., France, C., Feller, I. C., & Baldwin, C. C. (2012). The relative importance of mangroves and seagrass beds as feeding areas for resident and transient fishes among different mangrove habitats in Florida and Belize: Evidence from dietary and stable-isotope analyses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 434-435, 81–93. doi:10.1016/j.jembe.2012.07.024

Verheye, H., Hutchings, Huggett, J., Carter, Peterson, & Painting, S. (1994). Community structure, distribution and trophic ecology of zooplankton on the Agulhas Bank with special reference to copepods. *South African Journal of Science*, *90*, 154–165.

Verheye, Hans & Richardson, Anthony & Hutchings, L. & Marska, G. & Gianakouras, D.. (1998). Long-term trends in the abundance and community structure of coastal zooplankton in the southern Benguela system, 1951–1996. *South African Journal of Marine Science*. 19. 10.2989/025776198784126728.

Vickerman, D. B., & Trumble, J. T. (2003). Biotransfer of selenium: effects on an insect predator, *Podisus maculiventris*. *Ecotoxicology*, *12*, 497-504.

Vickerman, D. B., & Trumble, J. T. (2003). Biotransfer of selenium: effects on an insect predator, *Podisus maculiventris*. *Ecotoxicology*, *12*, 497-504.

Vizzini, S., Costa, V., Tramati, C., Gianguzza, P., & Mazzola, A. (2013). Trophic Transfer of Trace Elements in an Isotopically Constructed Food Chain From a Semi-enclosed Marine Coastal Area (Stagnone di Marsala, Sicily, Mediterranean). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *65*. <https://doi.org/10.1007/s00244-013-9933-1>

Waalkes, M. P.; Harvey, M. J. & Klaassen, C. D. (1984) Relative in vitro affinity of hepatic metallothionein for metals. *Toxicol. Lett.*, 20:3-9

Wada E. (2009). Stable delta(15)N and delta(13)C isotope ratios in aquatic ecosystems. *Proceedings of the Japan Academy. Series B, Physical and biological sciences*, 85(3), 98–107. <https://doi.org/10.2183/pjab.85.98>

Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P., & Peakall, D. B. (2012). *Principles of ecotoxicology*. CRC press.

Wang, W. X., & Fisher, N. S. (1999). Delineating metal accumulation pathways for marine invertebrates. *Science of the Total Environment*, 237, 459-472.

Wang, W. X., & Ke, C. (2002). Dominance of dietary intake of cadmium and zinc by two marine predatory gastropods. *Aquatic Toxicology*, 56(3), 153-165.

Wang, W. X. (2002). Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series*, 243, 295-309.

Wang, Wen-Xiong, Fisher, Nicholas S., (1998), Accumulation of trace elements in a marine copepod, *Limnology and Oceanography*, 2, doi: 10.4319/lo.1998.43.2.0273.

Wang, W. (2012). Biodynamics understanding of mercury accumulation in marine and freshwater fish. *Advances in environmental research*.

Wang, Zhou & Luo, Pingping & Zha, Xianbao & Xu, Chengyi & Kang, Shuxin & Zhou, Meimei & Nover, Daniel & Wang, Yihe. (2022). Overview assessment of risk evaluation and treatment technologies for heavy metal pollution of water and soil. *Journal of Cleaner Production*. 379. 134043. 10.1016/j.jclepro.2022.134043.

Ward, T. J., Correll, R. L., & Anderson, R. B. (1986). Distribution of cadmium, lead and zinc amongst the marine sediments, seagrasses and fauna, and the selection of sentinel accumulators, near a lead smelter in South Australia. *Marine and Freshwater Research*, 37(5), 567–585. <https://doi.org/10.1071/MF9860567>

- Watanabe, K., Monaghan, M., Takemon, Y., & Omura, T. (2008). Biodilution of heavy metals in a stream macroinvertebrate food web: Evidence from stable isotope analysis. *The Science of the Total Environment*, 394, 57–67. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.01.006>
- Watanabe, T., Kiron, V., & Satoh, S. (1997). Trace minerals in fish nutrition. *Aquaculture*, 151(1-4), 185-207.
- Wedepohl, K. H. (1991). The composition of the upper earth's crust and the natural cycles of selected metals. Metal in natural raw materials, natural resources. *Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance*, 3-17.
- Weng, N. (2014). Variations of trace metals in two estuarine environments with contrasting pollution histories. *The Science of the Total Environment*, 485-486C, 604–614. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.110>
- Wetherbee, B., Cortés, E., & Bizzarro, J. (2012). Food Consumption and Feeding Habits. In *Biology of Sharks and Their Relatives, 2nd Edn* (pp. 239–264). <https://doi.org/10.1201/b11867-11>
- Windholz M. (1983) Ther Merck Index (10th ed.), Merck & Co. Inc, New Jersey
- Wood, J. L., Tang, C., & Franks, A. E. (2018). Competitive traits are more important than stress-tolerance traits in a cadmium-contaminated rhizosphere: a role for trait theory in microbial ecology. *Frontiers in Microbiology*, 9, 121.
- Wood, P. J., & Armitage, P. D. (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental management*, 21(2), 203-217.
- Woodland, R. J., Warry, F. Y., Evrard, V., Clarke, R. H., Reich, P., & Cook, P. L. (2016). Niche-dependent trophic position distributions among primary, secondary and tertiary consumers. *Oikos*, 125(4), 556-565.
- Xiong, X., Li, H., Qiu, N., Su, L., Huang, Z., Song, L., & Wang, J. (2019). Bioconcentration and depuration of cadmium in the selected tissues of rare minnow (*Gobiocypris rarus*) and the effect of dietary mulberry leaf supplementation on depuration. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 103278. doi:10.1016/j.etap.2019.103278

Xu, Y. (2001). Individual responses of trace element assimilation and regeneration by marine copepod *Calanus sinicus* to changes in food quantity. *Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER.* 218. 227-238. [10.3354/meps218227](https://doi.org/10.3354/meps218227).

Yakushev, E. V., & Newton, A. (2012). Introduction: Redox Interfaces in Marine Waters. *Chemical Structure of Pelagic Redox Interfaces*, 1–12. [doi:10.1007/698_2012_16](https://doi.org/10.1007/698_2012_16)

Yakushev, E. V., & Newton, A. (2013). Introduction: redox interfaces in marine waters. *Chemical Structure of Pelagic Redox Interfaces: Observation and Modeling*, 1-12.

Ynalvez, R., Gutierrez, J., & Gonzalez-Cantu, H. (2016). Mini-review: toxicity of mercury as a consequence of enzyme alteration. *Biometals*, 29, 781-788.

Yuan, C. G., Shi, J. B., He, B., Liu, J. F., Liang, L. N., & Jiang, G. B. (2004). Speciation of heavy metals in marine sediments from the East China Sea by ICP-MS with sequential extraction. *Environment international*, 30(6), 769-783.

Zetina-Rejón, M. J., Arreguín-Sánchez, F., & Chávez, E. A. (2003). Trophic structure and flows of energy in the Huizache–Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(5-6), 803–815. [doi:10.1016/s0272-7714\(02\)00410-9](https://doi.org/10.1016/s0272-7714(02)00410-9)

Zhang, L., & Wang, W. X. (2005). Effects of Zn pre-exposure on Cd and Zn bioaccumulation and metallothionein levels in two species of marine fish. *Aquatic toxicology (Amsterdam, Netherlands)*, 73(4), 353–369. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.04.001>

Zhang, Y., Lu, X., Wang, N., Xin, M., Geng, S., Jia, J., & Meng, Q. (2016). Heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and their potential human health risk in Bohai Bay, China. *Environmental science and pollution research international*, 23(17), 17801–17810. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6948-y>

Zhao, B., Wang, X., Jin, H., Feng, H., Shen, G., Cao, Y., ... & Zhang, Q. (2018). Spatiotemporal variation and potential risks of seven heavy metals in seawater, sediment, and seafood in Xiangshan Bay, China (2011–2016). *Chemosphere*, 212, 1163-1171.

Zhao, L., Yang, F., & Yan, X. (2013). Biomagnification of trace elements in a benthic food web: the case study of Deer Island (Northern Yellow Sea). *Chemistry and Ecology*, 29(3), 197–207. <https://doi.org/10.1080/02757540.2012.753062>

Zhao, L., Zheng, Y. G., Feng, Y. H., Li, M. Y., Wang, G. Q., & Ma, Y. F. (2020). Toxic effects of waterborne lead (Pb) on bioaccumulation, serum biochemistry, oxidative stress and heat shock protein-related genes expression in *Channa argus*. *Chemosphere*, 261, 127714.

Zhao, X., Liu, Z., Cai, L., & Han, J. (2023). Occurrence and distribution of microplastics in surface sediments of a typical river with a highly eroded catchment, a case of the Yan River, a tributary of the Yellow River. *Science of The Total Environment*, 863, 160932.

Zhao, Y., Kang, X., Ding, H., Ning, J., Zhai, Y., & Sheng, X. (2021). Bioaccumulation and biotransformation of inorganic arsenic in zhikong scallop (*Chlamys farreri*) after waterborne exposure. *Chemosphere*, 277, 130270.

Zheng, J. L., Luo, Z., Chen, Q. L., Liu, X., Liu, C. X., Zhao, Y. H., & Gong, Y. (2011). Effect of waterborne zinc exposure on metal accumulation, enzymatic activities and histology of *Synechogobius hasta*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 74(7), 1864-1873.

Zhong, H., & Wang, W. X. (2009). Controls of dissolved organic matter and chloride on mercury uptake by a marine diatom. *Environmental science & technology*, 43(23), 8998-9003.

Zhou, Q., Liu, Y., Li, T., Zhao, H., Alessi, D. S., Liu, W., & Konhauser, K. O. (2020). Cadmium adsorption to clay-microbe aggregates: implications for marine heavy metals cycling. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 290, 124-136.

Anexo I

Script *simmr*, R Studio.

```
#SIMMR (https://cran.r-project.org/web/packages/simmr/vignettes/simmr.html)
install.packages('simmr')
library(simmr)
vignette("simmr")
install.packages('r4jags.tar')
install.packages('ggplot2')
setwd("C:/Users/Daniela Morales/Desktop/mixingmodels")
mix<- read.csv(file.choose(), header=T, sep=",")
mix$Group<- NULL
mix<- matrix (c(mix[,2], mix[,1]), ncol=2)
colnames(mix)<- c("d13C", "d15N")
sources<-read.csv(file.choose(), header=T, sep=",")
corrections<-read.csv(file.choose(), header=T, sep=",")
s_names<- as.vector(sources[,1])
s_means<- matrix (c(sources[,4], sources[,2]), ncol = 2)
s_sds <-matrix (c(sources[,5], sources[,3]), ncol = 2)
c_means<- matrix (c(corrections[,4], corrections[,2]), ncol = 2)
c_sds<-matrix (c(corrections[,5], corrections[,3]), ncol = 2)
#Si hay NAs se deben cambiar por 0 (para la desviaci3n estandar)
s_sds[is.na(s_sds)] <- 0
conc<-matrix(c(rep(0.01,length(s_names)),rep(0.01,length(s_names))),ncol=2, nrow = length(s_names))
simmr_in = simmr_load(mixtures=mix,
source_names=s_names,source_means=s_means,source_sds=s_sds,correction_means=c_means,correction_sds=c_sds,concentration_means = conc)
plot(simmr_in,xlab=expression(paste(delta^13, "C (\u2030)",sep="")),
      ylab=expression(paste(delta^15, "N (\u2030)",sep="")),
      title='Isospace plot of example data')
#Plot con Convex-Hull
s_meansc<- as.data.frame (s_means+c_means)
```

```

ch<- chull(s_meansc)
coords <- s_meansc[c(ch, ch[1]), ]
plotnormal<-plot(simmr_in,xlab=expression(paste(delta^13, "C (\u2030)",sep="")),
  ylab=expression(paste(delta^15, "N (\u2030)",sep="")),
  title='Isospace plot of example data')
plotnormal+geom_polygon(data=coords, aes(x= V1, y= V2), fill="dodgerblue", alpha=0.2,
  colour="NA")# Genera plot con Convex-Hull
simmr_out = simmr_mcmc(simmr_in, mcmc_control = list(iter=10000, burn=1000, thin=10, n.chain=4))
print(simmr_out)
summary(simmr_out,type='diagnostics')
#chechar el ajuste del modelo
post_pred = posterior_predictive(simmr_out)
print(post_pred)
#explorar resultados
summary(simmr_out,type='statistics')
summary(simmr_out,type='quantiles')
plot(simmr_out,type='density')
plot(simmr_out,type='matrix')
compare_sources(simmr_out)
sink("valores promedio.txt")
summary(simmr_out,type='statistics')
sink()
salida<-as.data.frame(simmr_out$output$`1`$BUGSoutput$sims.matrix)
salida$deviance<-NULL
salida$`sd[d15N]`<-NULL
salida$`sd[d13C]`<-NULL
boxplot(salida, xlab="Source", ylab="Proportion", ylim=c(0,1), outline=F, srt=60, main="Comparison of
  dietary proportions between sources")

```

Anexo II

Concentración de ET con respecto a la talla de los organismos.

Se realizó un análisis de regresión lineal entre la concentración de ET y los datos biométricos (longitud y peso) de los organismos recolectados en el sureste del golfo de California. Se encontraron correlaciones positivas, estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre la longitud y la concentración de As en *B. polylepis* $r^2 = 0.4059$; $p < 0.0059$, *C. hippurus* $r^2 = 0.1399$; $p < 0.0104$, *D. gigas* $r^2 = 0.5573$; $p < 0.0131$ y *S. japonicus* $r^2 = 0.5020$; $p < 0.0046$ (Figura 1).

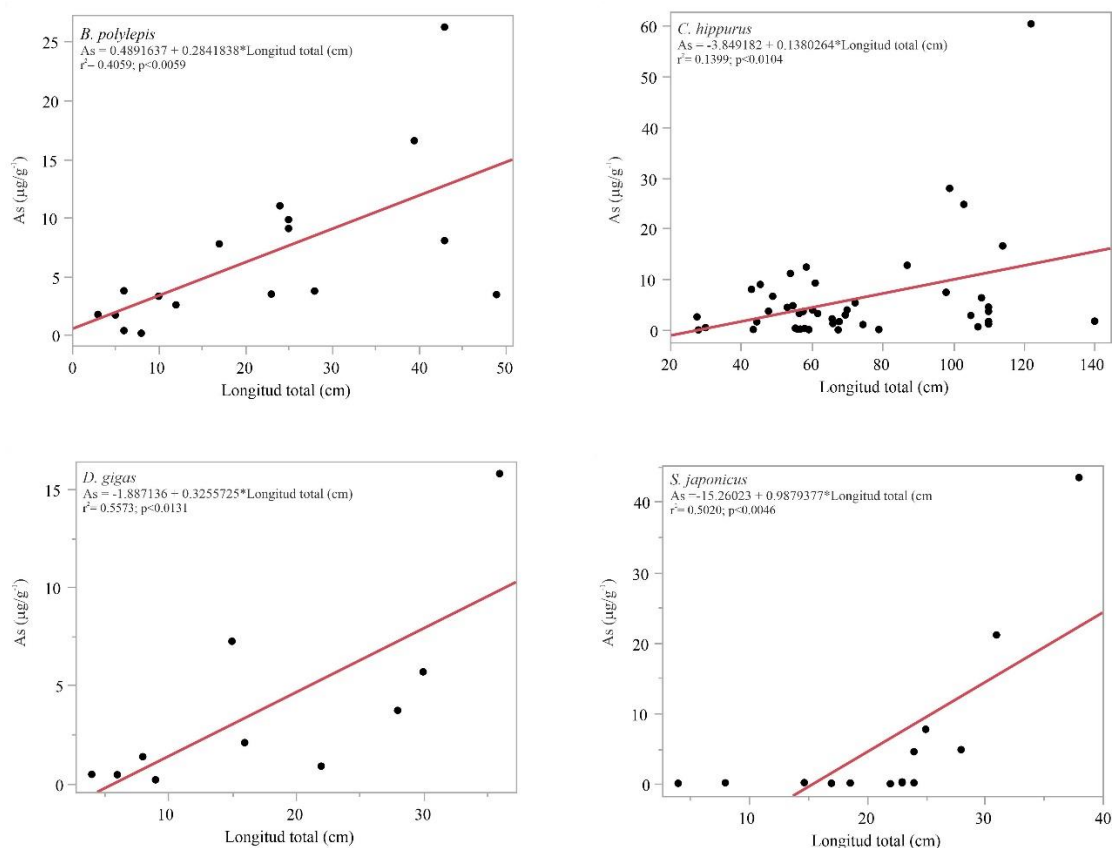


Figura 1. Regresión lineal entre la concentración de As y la longitud total de las especies *B. polylepis*, *C. hippurus*, *D. gigas* y *S. japonicus* recolectados en el sureste del golfo de California.

Para el Cu se identificó una correlación positiva en la especie *K. audax* $r^2 = 0.2541$; $p < 0.0142$ (Figura 2 y 3). El análisis de regresión para Hg mostró correlaciones positivas en *H. saltator* $r^2 = 0.5562$; $p < 0.0133$ y *K. audax* $r^2 = 0.3244$; $p < 0.00046$. Mientras que para Zn se encontró una correlación positiva en *C. hippurus* $r^2 = 0.1484$; $p < 0.0082$ y una negativa en la especie *T. albacares* $r^2 = 0.1221$; $p < 0.00001$ (Figura 3 y 4). Durante el análisis de regresión para los ET Cd, Mn, Pb y Se no se identificaron correlaciones estadísticamente significativas entre peso y longitud.

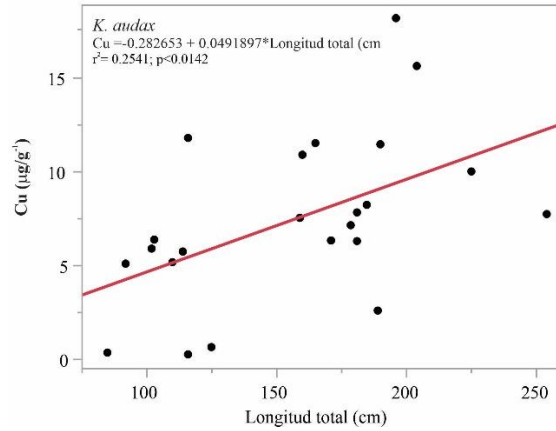


Figura 2 Regresión lineal entre la concentración de Cu y la longitud total de la especie *K. audax* recolectados en el sureste del golfo de California.

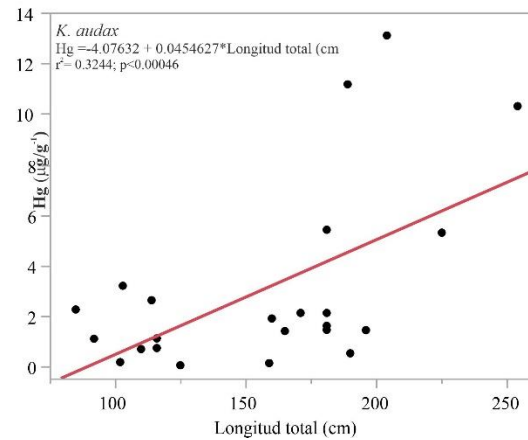
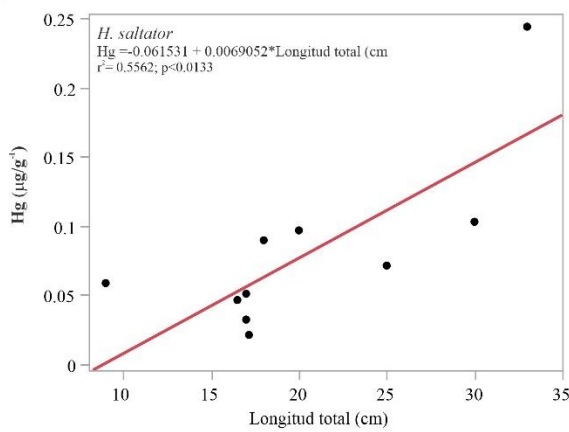


Figura 3 Regresión lineal entre la concentración de Hg y la longitud total de las especies *H. saltator* y *K. audax* recolectados en el sureste del golfo de California.

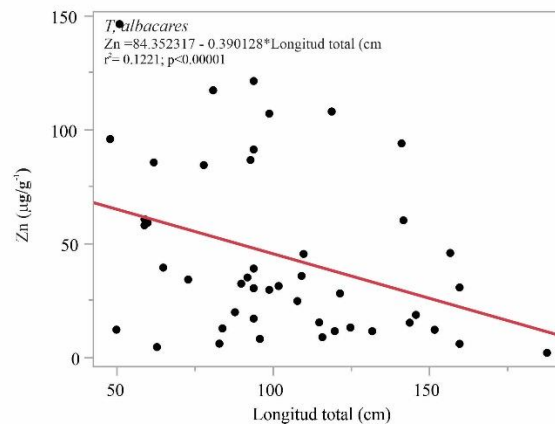
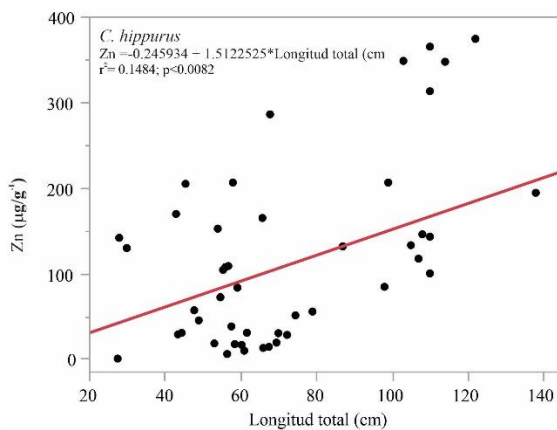


Figura 4 Regresión lineal entre la concentración de Zn y la longitud total de las especies *C. hippurus* y *T. albacares* recolectados en el sureste del golfo de California.

Anexo III

Tabla 1 Tukey HSD Test entre los valores de BAF_{Mn} respecto a cada especie.

Nivel	A	B	C	D	Media
<i>Litopenaeus</i> spp.	A				2255.9778
Gasterópodos	A	B			1749.8753
Bulk de zooplancton	A	B	C		1629.4430
Quetognatos	A	B	C	D	845.9753
<i>Etropus crossotus</i>	A	B	C	D	624.8655
<i>Pomadasys macracanthus</i>			C	D	570.8204
Megalopas			C	D	480.3043
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	B	C	D	462.0300
Fitoplancton			C	D	445.2561
Larvas de peces			C	D	425.6398
<i>Litopenaeus vannamei</i>			C	D	383.4337
Huevos de peces			C	D	370.8516
<i>Coryphaena hippurus</i>				D	366.8298
<i>Sphyrna lewini</i>				D	337.8347
<i>Mysis</i>			C	D	315.0467
Copépodos				D	312.1032
<i>Scomber japonicus</i>				D	306.8021
<i>Hemiramphus saltator</i>				D	286.2859
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>		B	C	D	254.0430
<i>Fistularia corneta</i>				D	250.5983
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	B	C	D	225.4630
<i>Haemulopsis nitidus</i>			C	D	222.6120
Zoea de brachyura				D	219.1403
<i>Selene peruviana</i>				D	195.0064
<i>Mugil cephalus</i>				D	191.5813
Larva de cefalópodos		B	C	D	185.2170
Zoea de porcelana				D	171.0031
Ctenóforos				D	159.0112
<i>Balistes polylepis</i>				D	144.3721
<i>Anchoa walkeri</i>				D	134.6716
<i>Chaetodipterus zonatus</i>				D	127.8065
<i>Achirus mazatlanus</i>				D	121.2800
<i>Kajikia audax</i>				D	120.5451
<i>Caranx caballus</i>				D	89.1218
<i>Onychoteuthis banksii</i>			C	D	86.5800
<i>Decapterus macrosoma</i>				D	69.0052
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>			C	D	62.9467
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>			C	D	62.9160
<i>Mugil curema</i>				D	56.9435

<i>Selar crumenophthalmus</i>			D	50.9855
<i>Opisthonema libertate</i>			D	50.4498
<i>Oreochromis</i> sp.	B	C	D	49.5200
<i>Caranx caninus</i>			D	48.7367
<i>Dosidicus gigas</i>			D	46.3442
<i>Synodus scituliceps</i>			D	39.7863
<i>Makaira nigricans</i>			D	39.5992
<i>Scomberomorus sierra</i>			D	38.8747
<i>Argonauta noury</i>			D	34.1612
<i>Portunus xantusii</i>		C	D	23.4575
<i>Auxis thazard</i>			D	22.4240
<i>Istiophorus platypterus</i>			D	22.3820
<i>Callinectes bellicosus</i>	B	C	D	18.0260
<i>Pleuroncodes planipes</i>			D	17.9350
<i>Thunnus albacares</i>			D	10.6397

Tabla 2 Tukey HSD Test entre los valores de BAF_{Cu} respecto a cada especie.

Nivel	A	Media
<i>Litopenaeus</i> spp.	A	5452.6033
<i>Thunnus albacares</i>	A	3679.3748
<i>Makaira nigricans</i>	A	2815.8127
<i>Istiophorus platypterus</i>	A	2443.4743
Quetognatos	A	1289.3627
Megalopas	A	1107.8190
<i>Callinectes bellicosus</i>	A	996.1580
Gasterópodos	A	983.8063
<i>Portunus xantusii</i>	A	970.1370
<i>Kajikia audax</i>	A	946.2308
<i>Sphyrna lewini</i>	A	755.0464
Larva de cefalópodos	A	735.4085
<i>Mysis</i>	A	663.6270
<i>Auxis thazard</i>	A	650.2153
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	647.8340
<i>Selene peruviana</i>	A	591.6112
<i>Pleuroncodes planipes</i>	A	530.3970
<i>Coryphaena hippurus</i>	A	519.7411
<i>Dosidicus gigas</i>	A	499.4139
Huevos de peces	A	470.1623
<i>Fistularia corneta</i>	A	452.4107
<i>Hemiramphus saltator</i>	A	369.7582
<i>Caranx caballus</i>	A	335.3918
<i>Pomadasys macracanthus</i>	A	293.7834
<i>Caranx caninus</i>	A	291.5940
Bulk zooplancton	A	276.8810
<i>Mugil cephalus</i>	A	266.8722
<i>Selar crumenophthalmus</i>	A	265.5582
<i>Balistes polylepis</i>	A	258.2184
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	A	254.5765
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	A	250.0367
Copépodos	A	249.9693
<i>Opisthonema libertate</i>	A	236.2058
Zoea de porcelana	A	205.3151
<i>Mugil curema</i>	A	200.3643
<i>Scomber japonicus</i>	A	199.0314
<i>Anchoa walkeri</i>	A	198.7226
<i>Litopenaeus vannamei</i>	A	191.0245
<i>Argonauta noury</i>	A	185.6516
Larvas de peces	A	182.4232
<i>Decapterus macrosoma</i>	A	179.5626
<i>Synodus scituliceps</i>	A	171.8133
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	158.8850
<i>Haemulopsis nitidus</i>	A	156.0923
Fitoplancton	A	145.7598
<i>Scomberomorus sierra</i>	A	110.9253
Ctenóforos	A	105.1460
Zoea de brachyura	A	99.0310
<i>Onychoteuthis banksii</i>	A	96.9605

Nivel	A	Media
<i>Etropus crossotus</i>	A	86.3210
<i>Oreochromis</i> sp.	A	86.1320
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	A	72.2730
<i>Achirus mazatlanus</i>	A	65.7355
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	A	64.4065

Tabla 3 Tukey HSD Test entre los valores de BAF_{Zn} respecto a cada especie.

Nivel	A	B	Media
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	A	B	33781.039
<i>Makaira nigricans</i>	A		20815.453
<i>Kajikia audax</i>	A		20286.644
<i>Sphyrna lewini</i>	A	B	14974.814
<i>Pomadasys macracanthus</i>	A	B	13682.576
<i>Istiophorus platypterus</i>	A	B	13663.930
<i>Litopenaeus</i> spp.	A	B	10928.348
Copépodos	A	B	10667.318
<i>Coryphaena hippurus</i>	A	B	8621.241
Ctenóforos	A	B	7427.310
Quetognatos	A	B	6696.927
<i>Portunus xantusii</i>	A	B	6212.281
Fitoplancton	A	B	5989.716
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	B	5839.420
<i>Callinectes bellicosus</i>	A	B	5245.096
<i>Scomber japonicus</i>	A	B	4986.249
<i>Mugil cephalus</i>	A	B	4686.893
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	A	B	4556.231
<i>Selene peruviana</i>	A	B	4227.241
<i>Balistes polylepis</i>	A	B	4195.565
Larva de cefalópodos	A	B	3856.227
Gasterópodos	A	B	3794.330
<i>Thunnus albacares</i>		B	3517.676
Bulk zooplancton	A	B	3326.624
<i>Anchoa walkeri</i>	A	B	3220.438
<i>Hemiramphus saltator</i>	A	B	3175.145
<i>Scomberomorus sierra</i>	A	B	2962.037
<i>Auxis thazard</i>	A	B	2659.040
<i>Pleuroncodes planipes</i>	A	B	2614.072
<i>Dosidicus gigas</i>	A	B	2592.957
<i>Fistularia corneta</i>	A	B	2497.346
<i>Haemulopsis nitidus</i>	A	B	2449.736
<i>Selar crumenophthalmus</i>	A	B	2335.840
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	A	B	2291.930
<i>Caranx caninus</i>	A	B	2163.977
<i>Litopenaeus vannamei</i>	A	B	2019.669
<i>Etropus crossotus</i>	A	B	1936.383
<i>Decapterus macrosoma</i>	A	B	1929.987
<i>Argonauta noury</i>	A	B	1897.190
<i>Opisthonema libertate</i>	A	B	1841.113
Megalopae	A	B	1799.544
<i>Oreochromis</i> sp.	A	B	1697.605
<i>Synodus scituliceps</i>	A	B	1692.449
<i>Caranx caballus</i>	A	B	1630.162
<i>Achirus mazatlanus</i>	A	B	1374.959
<i>Onychoteuthis banksii</i>	A	B	1321.096
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	A	B	1296.692
<i>Mugil curema</i>	A	B	1253.151

Nivel	A	B	Media
Larvas de peces	A	B	930.597
Zoea de porcelana	A	B	568.739
Zoea de brachyura	A	B	535.115
Huevos de peces	A	B	338.363
<i>Mysis</i>	A	B	260.623
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	B	48.663

Tabla 4 Tukey HSD Test entre los valores de BAF_{As} respecto a cada especie.

Nivel	A	B	C	Media
<i>Sphyrna lewini</i>	A			144099.32
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	B	C	114551.54
<i>Istiophorus platypterus</i>		B		75648.39
<i>Auxis thazard</i>		B	C	48644.15
<i>Makaira nigricans</i>		B	C	44464.69
<i>Portunus xantusii</i>	A	B	C	37182.38
<i>Fistularia corneta</i>		B	C	36216.00
<i>Thunnus albacares</i>			C	34994.03
<i>Kajikia audax</i>			C	28743.19
<i>Balistes polylepis</i>		B	C	27481.60
<i>Coryphaena hippurus</i>			C	27076.38
<i>Scomber japonicus</i>		B	C	26309.05
<i>Hemiramphus saltator</i>		B	C	23270.81
<i>Pleuroncodes planipes</i>		B	C	22167.34
<i>Callinectes bellicosus</i>	A	B	C	19965.33
<i>Mugil cephalus</i>			C	19546.69
<i>Decapterus macrosoma</i>		B	C	18224.18
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	A	B	C	17649.97
<i>Dosidicus gigas</i>			C	16709.79
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	A	B	C	13753.35
<i>Scomberomorus sierra</i>		B	C	12321.01
<i>Pomadasy macracanthus</i>		B	C	10972.44
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>		B	C	10415.60
<i>Synodus scituliceps</i>		B	C	9358.70
<i>Argonauta noury</i>		B	C	9019.78
Larva de cefalópodos	A	B	C	7117.86
<i>Opisthonema libertate</i>		B	C	6564.56
<i>Caranx caninus</i>			C	6149.31
<i>Mugil curema</i>		B	C	5748.50
Megalopas		B	C	5060.37
<i>Etropus crossotus</i>	A	B	C	4899.15
<i>Selene peruviana</i>		B	C	4117.44
<i>Selar crumenophthalmus</i>			C	3868.78
<i>Anchoa walkeri</i>		B	C	3511.98
Zoea de porcelana		B	C	3225.22
<i>Litopenaeus vannamei</i>		B	C	2938.37
<i>Chaetodipterus zonatus</i>		B	C	2902.74
Quetognatos		B	C	2899.49
Larvas de peces		B	C	2836.17
<i>Haemulopsis nitidus</i>		B	C	2065.85
<i>Achirus mazatlanus</i>			C	2010.30

Nivel	A	B	C	Media
<i>Oreochromis</i> sp.	A	B	C	1888.40
Bulk zooplancton		B	C	1886.66
Gasterópodos		B	C	1885.10
Zoea de brachyura		B	C	1693.48
<i>Caranx caballus</i>		B	C	1543.06
Copépodos			C	1067.55
<i>Onychoteuthis banksii</i>		B	C	985.61
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	B	C	940.64
Ctenóforos		B	C	836.23
<i>Litopenaeus</i> spp.		B	C	592.82
Fitoplancton			C	416.16
Huevos de peces			C	164.87
<i>Mysis</i>		B	C	45.08

Tabla 5 Tukey HSD Test entre los valores de BAF_{Se} respecto a cada especie.

Nivel	A	B	C	Media
<i>Thunnus albacares</i>	A			10579.555
<i>Portunus xantusii</i>	A	B	C	9261.972
<i>Litopenaeus</i> spp.	A	B	C	7407.833
<i>Makaira nigricans</i>	A	B		6785.643
<i>Sphyrna lewini</i>	A	B	C	5148.259
<i>Coryphaena hippurus</i>		B	C	4950.986
Larva de cefalópodos	A	B	C	4739.283
<i>Kajikia audax</i>		B	C	4295.178
<i>Istiophorus platypterus</i>		B	C	4152.551
Megalopa	A	B	C	3880.824
<i>Mugil curema</i>	A	B	C	3607.457
<i>Argonauta noury</i>	A	B	C	3268.204
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	A	B	C	3186.918
Quetognatos	A	B	C	3146.534
<i>Litopenaeus vannamei</i>	A	B	C	3085.279
Bulk zooplancton	A	B	C	2563.497
<i>Selar crumenophthalmus</i>		B	C	2206.955
Zoea de porcelana		B	C	2113.135
<i>Synodus scituliceps</i>	A	B	C	2073.473
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	B	C	1701.124
<i>Fistularia corneta</i>		B	C	1629.330
<i>Scomber japonicus</i>		B	C	1502.055
Huevos de peces		B	C	1461.608
Ctenóforos	A	B	C	1397.183
<i>Haemulopsis nitidus</i>	A	B	C	1365.294
<i>Hemiramphus saltator</i>		B	C	1347.951
Larvas de peces		B	C	1323.669
<i>Selene peruviana</i>	A	B	C	1321.690
<i>Caranx caninus</i>		B	C	1219.290
Zoea de brachyura		B	C	1167.143
<i>Dosidicus gigas</i>		B	C	1159.789
Gasterópodos		B	C	1159.695
<i>Balistes polylepis</i>		B	C	1144.769
<i>Callinectes bellicosus</i>	A	B	C	1105.016
<i>Auxis thazard</i>		B	C	1098.055
Copépodos		B	C	1011.381
<i>Pomadasyx macracanthus</i>		B	C	968.774
<i>Anchoa walkeri</i>		B	C	814.426
<i>Mugil cephalus</i>			C	787.963
<i>Achirus mazatlanus</i>		B	C	778.135
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	B	C	690.933
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	A	B	C	659.722
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	A	B	C	636.000
<i>Pleuroncodes planipes</i>	A	B	C	516.224
<i>Caranx caballus</i>	A	B	C	483.384
Fitoplancton		B	C	471.620
<i>Onychoteuthis banksii</i>	A	B	C	457.225
<i>Etropus crossotus</i>	A	B	C	363.994
<i>Decapterus macrosoma</i>		B	C	284.617

Nivel	A	B	C	Media
<i>Oreochromis sp.</i>	A	B	C	282.980
<i>Opisthonema libertate</i>	A	B	C	228.024
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	A	B	C	176.241
<i>Scomberomorus sierra</i>	A	B	C	149.133

Tabla 6 Tukey HSD Test entre los valores de BAF_{Cd} respecto a cada especie.

Nivel	A	B	C	Media
Larva de cefalópodo	A			114812.90
<i>Hemiramphus saltator</i>	A	B		56360.21
Gasterópodos	A	B	C	33054.78
Bulk zooplancton	A	B	C	25153.22
<i>Scomber japonicus</i>	A	B	C	22872.41
<i>Litopenaeus vannamei</i>	A	B	C	20059.71
<i>Anchoa walkeri</i>	A	B	C	14922.07
<i>Portunus xantusii</i>	A	B	C	13865.22
Quetognatos	A	B	C	12378.11
<i>Selar crumenophthalmus</i>	A	B	C	12293.19
<i>Thunnus albacares</i>		B	C	10370.47
<i>Coryphaena hippurus</i>		B	C	10068.64
<i>Litopenaeus</i> spp.	A	B	C	8517.61
Larvas de peces	A	B	C	8278.04
Ctenóforos	A	B	C	7815.01
<i>Callinectes bellicosus</i>	A	B	C	7765.69
<i>Makaira nigricans</i>			C	7431.55
<i>Mysis</i>	A	B	C	6818.96
<i>Haemulopsis nitidus</i>	A	B	C	4840.17
<i>Argonauta noury</i>	A	B	C	4434.21
Zoea de brachyura		B	C	4191.06
<i>Fistularia corneta</i>		B	C	4180.20
<i>Selene peruviana</i>	A	B	C	3969.74
<i>Mugil curema</i>		B	C	3490.90
<i>Pleuroncodes planipes</i>	A	B	C	3334.31
Huevos de peces		B	C	3091.34
<i>Dosidicus gigas</i>		B	C	2894.71
<i>Synodus scituliceps</i>		B	C	2764.15
<i>Caranx caninus</i>		B	C	2132.38
<i>Istiophorus platypterus</i>			C	2112.93
Zoea de porcelana		B	C	2027.34
Fitoplancton		B	C	1811.61
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	A	B	C	1501.46
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	A	B	C	1439.35
Megalopae	A	B	C	1199.07
Copépodos		B	C	1070.98
<i>Mugil cephalus</i>			C	911.61
<i>Pomadasyss macracanthus</i>		B	C	797.96
<i>Kajikia audax</i>			C	599.60
<i>Balistes polylepis</i>			C	568.39
<i>Auxis thazard</i>		B	C	504.64
<i>Decapterus macrosoma</i>		B	C	411.41
<i>Sphyrna lewini</i>		B	C	379.76
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	B	C	324.40
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	A	B	C	302.75
<i>Caranx caballus</i>	A	B	C	265.09
<i>Onychoteuthis banksii</i>	A	B	C	135.12

Nivel	A	B	C	Media
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	A	B	C	122.16
<i>Achirus mazatlanus</i>		B	C	115.70
<i>Opisthonema libertate</i>	A	B	C	97.04
<i>Etropus crossotus</i>	A	B	C	86.84
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	B	C	59.91
<i>Scomberomorus sierra</i>	A	B	C	53.47
<i>Oreochromis spp.</i>	A	B	C	52.80

Tabla 7 Tukey HSD Test entre los valores de BAF_{Hg} respecto a cada especie.

Nivel	A	B	C	D	E	Media
Bulk zooplancton	A					142748.22
<i>Makaira nigricans</i>	A	B				96413.53
<i>Istiophorus platypterus</i>	A	B	C			84111.64
Gasterópodos	A	B	C	D	E	72873.21
<i>Thunnus albacares</i>	A	B	C	D		67293.57
<i>Sphyrna lewini</i>			C	D	E	32902.57
<i>Kajikia audax</i>				D	E	32294.75
Quetognatos	A	B	C	D	E	26389.91
Larva de cefalópodos	A	B	C	D	E	12222.95
Huevos de peces				D	E	8016.05
Zoea de brachyura				D	E	7430.95
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	B	C	D	E	6327.79
Zoea de porcelana				D	E	5515.29
Megalopa			C	D	E	4801.77
<i>Fistularia corneta</i>					E	4666.82
Larvas de peces				D	E	4506.99
<i>Coryphaena hippurus</i>					E	4489.15
<i>Selar crumenophthalmus</i>					E	4452.74
<i>Dosidicus gigas</i>					E	3586.80
<i>Mugil cephalus</i>					E	3439.92
<i>Haemulopsis nitidus</i>			C	D	E	3429.17
<i>Auxis thazard</i>					E	3265.69
<i>Opisthonema libertate</i>			C	D	E	3260.53
Ctenóforos				D	E	3200.86
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>		B	C	D	E	3160.20
<i>Etropus crossotus</i>	A	B	C	D	E	2996.16
<i>Mugil curema</i>				D	E	2933.76
<i>Caranx caninus</i>					E	2613.95
<i>Mysis</i>		B	C	D	E	2584.35
<i>Decapterus macrosoma</i>				D	E	2443.76
<i>Selene peruviana</i>				D	E	2123.69
Fitoplancton					E	2034.36
<i>Balistes polylepis</i>					E	1982.74
<i>Pomadasys macracanthus</i>				D	E	1727.23
Copépodos					E	1684.03
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	A	B	C	D	E	1570.00
<i>Achirus mazatlanus</i>					E	1539.36
<i>Scomber japonicus</i>					E	1466.27
<i>Caranx caballus</i>			C	D	E	1341.86
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	B	C	D	E	1332.62
<i>Portunus xantusii</i>	A	B	C	D	E	1295.41
<i>Litopenaeus vannamei</i>				D	E	1239.58
<i>Synodus scituliceps</i>				D	E	1188.85
<i>Chaetodipterus zonatus</i>			C	D	E	1103.55
<i>Onychoteuthis banksii</i>	A	B	C	D	E	1053.08
<i>Anchoa walkeri</i>				D	E	1048.82
<i>Scomberomorus sierra</i>		B	C	D	E	844.36

Nivel	A	B	C	D	E	Media
<i>Hemiramphus saltator</i>					E	831.17
<i>Oreochromis</i> sp.	A	B	C	D	E	733.25
<i>Argonauta noury</i>				D	E	703.75
<i>Callinectes bellicosus</i>	A	B	C	D	E	594.65
<i>Pleuroncodes planipes</i>			C	D	E	336.11
<i>Litopenaeus</i> spp.			C	D	E	231.74
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	A	B	C	D	E	181.83

Tabla 8 Tukey HSD Test entre los valores de BAF_{Pb} respecto a cada especie.

Nivel	A	B	C	D	E	Media
Larva de cefalópodos	A					198146.62
Gasterópodos		B				92559.14
Bulk zooplankton		B	C			84260.04
Quetognatos		B	C	D	E	58616.94
<i>Litopenaeus</i> spp.		B	C	D	E	52167.06
Zoea de porcelana		B	C	D		49013.80
Zoea de brachyura			C	D	E	29965.73
Larvas de peces			C	D	E	27379.35
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>		B	C	D	E	23684.21
<i>Litopenaeus vannamei</i>			C	D	E	20320.65
<i>Fistularia corneta</i>				D	E	16688.15
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>			C	D	E	14584.75
<i>Haemulopsis nitidus</i>			C	D	E	13648.53
<i>Synodus scituliceps</i>			C	D	E	13248.63
<i>Hemiramphus saltator</i>				D	E	12382.15
Copépodos				D	E	11415.56
<i>Etropus crossotus</i>		B	C	D	E	10461.11
Ctenóforos				D	E	8984.35
<i>Mugil cephalus</i>				D	E	8617.53
<i>Dosidicus gigas</i>				D	E	8595.98
Fitoplancton				D	E	7356.64
<i>Caranx caballus</i>				D	E	6817.72
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>		B	C	D	E	5987.48
Huevos de peces				D	E	5499.39
<i>Scomber japonicus</i>				D	E	4585.38
<i>Pomadasys macracanthus</i>				D	E	4319.53
<i>Opisthonema libertate</i>				D	E	4106.79
<i>Achirus mazatlanus</i>				D	E	3109.22
Megalopas				D	E	3107.02
<i>Oreochromis</i> sp.		B	C	D	E	3070.09
<i>Mysis</i>			C	D	E	2991.96
<i>Balistes polylepis</i>					E	2956.36
<i>Caranx caninus</i>				D	E	2869.04
<i>Coryphaena hippurus</i>					E	2189.27
<i>Mugil curema</i>				D	E	2102.94
<i>Decapterus macrosoma</i>				D	E	2024.60
<i>Anchoa walkeri</i>				D	E	1934.74
<i>Selene peruviana</i>				D	E	1934.68
<i>Argonauta noury</i>				D	E	1718.25
<i>Scomberomorus sierra</i>				D	E	1650.30
<i>Selar crumenophthalmus</i>				D	E	1578.95
<i>Chaetodipterus zonatus</i>				D	E	1415.84
<i>Portunus xantusii</i>			C	D	E	1228.88
<i>Auxis thazard</i>				D	E	1158.06
<i>Callinectes bellicosus</i>		B	C	D	E	818.28
<i>Onychoteuthis banksii</i>			C	D	E	520.13
<i>Pleuroncodes planipes</i>				D	E	492.96
<i>Thunnus albacares</i>					E	427.34

Nivel	A	B	C	D	E	Media
<i>Sphyrna lewini</i>					E	325.81
<i>Makaira nigricans</i>					E	246.64
<i>Istiophorus platypterus</i>					E	144.44
<i>Kajikia audax</i>					E	114.65
<i>Anchovia macrolepidota</i>		B	C	D	E	107.52
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>			C	D	E	49.05

Anexo IV

Tabla 1 Tukey HSD Test entre los valores de BSAF_{Mn} respecto a cada especie.

Nivel	A	B	C	Media
Gasterópodos	A			0.10533333
Bulk zooplancton	A	B		0.09833333
<i>Litopenaeus</i> spp.	A	B	C	0.05700000
Quetognatos	A	B	C	0.05066667
<i>Etropus crossotus</i>	A	B	C	0.03750000
<i>Pomadasy macracanthus</i>		B	C	0.03440000
Megalopas		B	C	0.02900000
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	B	C	0.02800000
Fitoplancton			C	0.02700000
Larvas de peces		B	C	0.02566667
<i>Litopenaeus vannamei</i>			C	0.02300000
<i>Coryphaena hippurus</i>			C	0.02290476
Huevos de peces			C	0.02237500
<i>Sphyrna lewini</i>			C	0.01970000
<i>Mysis</i>		B	C	0.01900000
Copépodos			C	0.01890000
<i>Scomber japonicus</i>			C	0.01850000
<i>Hemiramphus saltator</i>			C	0.01730000
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>		B	C	0.01500000
<i>Fistularia corneta</i>			C	0.01500000
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	B	C	0.01400000
<i>Haemulopsis nitidus</i>			C	0.01350000
Zoea de brachyura			C	0.01300000
<i>Selene peruviana</i>			C	0.01180000
<i>Mugil cephalus</i>			C	0.01166667
Larva de cefalópodos		B	C	0.01150000
Zoea de porcelana			C	0.01028571
Ctenóforos			C	0.00960000
<i>Balistes polylepis</i>			C	0.00873684
<i>Anchoa walkeri</i>			C	0.00800000
<i>Kajikia audax</i>			C	0.00776190
<i>Chaetodipterus zonatus</i>			C	0.00775000
<i>Achirus mazatlanus</i>			C	0.00737500
<i>Caranx caballus</i>			C	0.00550000
<i>Onychoteuthis banksii</i>		B	C	0.00500000
<i>Decapterus macrosoma</i>			C	0.00420000
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>			C	0.00366667
<i>Mugil curema</i>			C	0.00350000
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>		B	C	0.00350000
<i>Selar crumenophthalmus</i>			C	0.00310000
<i>Opisthonema libertate</i>			C	0.00300000
<i>Oreochromis</i> sp.	A	B	C	0.00300000
<i>Caranx caninus</i>			C	0.00290909
<i>Dosidicus gigas</i>			C	0.00266667
<i>Synodus scituliceps</i>			C	0.00250000
<i>Makaira nigricans</i>			C	0.00234615
<i>Scomberomorus sierra</i>			C	0.00233333

Nivel	A	B	C	Media
<i>Argonauta noury</i>			C	0.00220000
<i>Portunus xantusii</i>	A	B	C	0.00200000
<i>Auxis thazard</i>			C	0.00136364
<i>Istiophorus platypterus</i>			C	0.00128302
<i>Pleuroncodes planipes</i>			C	0.00100000
<i>Callinectes bellicosus</i>	A	B	C	0.00100000
<i>Thunnus albacares</i>			C	0.00057143

Tabla 2 Tukey HSD Test entre los valores de BSAF_{Cu} respecto a cada especie.

Nivel	A	Media
<i>Makaira nigricans</i>	A	3.6376538
<i>Thunnus albacares</i>	A	3.0760571
<i>Istiophorus platypterus</i>	A	3.0166038
Quetognatos	A	1.5920000
Megalopae	A	1.3675000
<i>Callinectes bellicosus</i>	A	1.2300000
Gasterópodos	A	1.2146667
<i>Kajikia audax</i>	A	1.1936667
<i>Portunus xantusii</i>	A	1.0750000
Larva de cefalópodos	A	0.9080000
<i>Sphyrna lewini</i>	A	0.9040000
<i>Mysis</i>	A	0.8193333
<i>Auxis thazard</i>	A	0.8028182
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	0.8000000
<i>Selene peruviana</i>	A	0.7304000
<i>Pleuroncodes planipes</i>	A	0.6552500
<i>Dosidicus gigas</i>	A	0.6166000
<i>Coryphaena hippurus</i>	A	0.5995238
Huevos de peces	A	0.5805000
<i>Fistularia corneta</i>	A	0.5584444
<i>Hemiramphus saltator</i>	A	0.4565000
<i>Caranx caballus</i>	A	0.4140000
<i>Litopenaeus</i> spp.	A	0.3986667
<i>Pomadasys macracanthus</i>	A	0.3626000
<i>Caranx caninus</i>	A	0.3600000
Bulk zooplancton	A	0.3420000
<i>Mugil cephalus</i>	A	0.3296190
<i>Selar crumenophthalmus</i>	A	0.3278000
<i>Balistes polylepis</i>	A	0.3187368
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	A	0.3140000
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	A	0.3086667
Copépodos	A	0.3086000
<i>Opisthonema libertate</i>	A	0.2915000
Zoea de porcelana	A	0.2532857
<i>Mugil curema</i>	A	0.2473333
<i>Scomber japonicus</i>	A	0.2456429
<i>Anchoa walkeri</i>	A	0.2454000
<i>Litopenaeus vannamei</i>	A	0.2360000
<i>Argonauta noury</i>	A	0.2292000
Larvas de peces	A	0.2250000
<i>Decapterus macrosoma</i>	A	0.2216000
<i>Synodus scituliceps</i>	A	0.2120000
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	0.1960000
<i>Haemulopsis nitidus</i>	A	0.1927500
Fitoplancton	A	0.1799286
<i>Scomberomorus sierra</i>	A	0.1370000
Ctenóforos	A	0.1300000
Zoea de brachyura	A	0.1223333

Nivel	A	Media
<i>Onychoteuthis banksii</i>	A	0.1195000
<i>Etropus crossotus</i>	A	0.1065000
<i>Oreochromis</i> sp.	A	0.1060000
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	A	0.0892500
<i>Achirus mazatlanus</i>	A	0.0812500
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	A	0.0795000

Tabla 3 Tukey HSD Test entre los valores de BSAF_{Zn} respecto a cada especie.

Level			Mean
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	A	B	9.9265000
<i>Kajikia audax</i>	A		6.0643810
<i>Makaira nigricans</i>	A		5.8912692
<i>Sphyrna lewini</i>	A	B	4.2750000
<i>Pomadasys macracanthus</i>	A	B	4.0206000
<i>Istiophorus platypterus</i>	A	B	4.0151132
Copépodos	A	B	3.1345000
<i>Portunus xantusii</i>	A	B	2.8420000
<i>Coryphaena hippurus</i>	A	B	2.4225238
Ctenóforos	A	B	2.1824000
Quetognatos	A	B	1.9676667
Fitoplancton	A	B	1.7599286
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	B	1.7160000
<i>Litopenaeus</i> spp.	A	B	1.6383333
<i>Callinectes bellicosus</i>	A	B	1.5410000
<i>Scomber japonicus</i>	A	B	1.4652143
<i>Mugil cephalus</i>	A	B	1.3773810
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	A	B	1.3390000
<i>Selene peruviana</i>	A	B	1.2422000
<i>Balistes polylepis</i>	A	B	1.2328947
Larva de cefalópodos	A	B	1.1335000
Gasterópodos	A	B	1.1148333
<i>Thunnus albacares</i>		B	0.9981143
Bulk zooplancton	A	B	0.9773333
<i>Anchoa walkeri</i>	A	B	0.9462000
<i>Hemiramphus saltator</i>	A	B	0.9330000
<i>Scomberomorus sierra</i>	A	B	0.8703333
<i>Auxis thazard</i>	A	B	0.7812727
<i>Pleuroncodes planipes</i>	A	B	0.7682500
<i>Dosidicus gigas</i>	A	B	0.7618667
<i>Fistularia corneta</i>	A	B	0.7337778
<i>Haemulopsis nitidus</i>	A	B	0.7197500
<i>Selar crumenophthalmus</i>	A	B	0.6864000
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	A	B	0.6736667
<i>Caranx caninus</i>	A	B	0.6358182
<i>Litopenaeus vannamei</i>	A	B	0.5933333
<i>Etropus crossotus</i>	A	B	0.5690000
<i>Decapterus macrosoma</i>	A	B	0.5670000
<i>Argonauta noury</i>	A	B	0.5576000
<i>Opisthonema libertate</i>	A	B	0.5410000
Megalopae	A	B	0.5287500
<i>Oreochromis</i> sp.	A	B	0.4990000
<i>Synodus scituliceps</i>	A	B	0.4975000
<i>Caranx caballus</i>	A	B	0.4792500
<i>Achirus mazatlanus</i>	A	B	0.4041250
<i>Onychoteuthis banksii</i>	A	B	0.3880000
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	A	B	0.3810000

Level			Mean
<i>Mugil curema</i>	A	B	0.3681667
Larvas de peces	A	B	0.2733333
Zoea de porcelana	A	B	0.1671429
Zoea de brachyura	A	B	0.1573333
Huevos de peces	A	B	0.0993750
<i>Mysis</i>	A	B	0.0763333
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	B	0.0140000

Tabla 4 Tukey HSD Test entre los valores de BSAF_{As} respecto a cada especie.

Level				Mean
<i>Sphyrna lewini</i>	A			4.6116000
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	B	C	3.5990000
<i>Istiophorus platypterus</i>		B		2.3770377
<i>Auxis thazard</i>		B	C	1.5283636
<i>Portunus xantusii</i>	A	B	C	1.4530000
<i>Makaira nigricans</i>		B	C	1.4314231
<i>Fistularia corneta</i>		B	C	1.1378889
<i>Thunnus albacares</i>			C	1.0673714
<i>Kajikia audax</i>		B	C	0.9576667
<i>Coryphaena hippurus</i>			C	0.9262381
<i>Balistes polylepis</i>		B	C	0.8634737
<i>Scomber japonicus</i>		B	C	0.8265714
<i>Hemiramphus saltator</i>		B	C	0.7312000
<i>Pleuroncodes planipes</i>		B	C	0.6962500
<i>Callinectes bellicosus</i>	A	B	C	0.6270000
<i>Mugil cephalus</i>			C	0.6141905
<i>Decapterus macrosoma</i>		B	C	0.5724000
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	A	B	C	0.5545000
<i>Dosidicus gigas</i>			C	0.5251333
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	A	B	C	0.4320000
<i>Scomberomorus sierra</i>		B	C	0.3870000
<i>Pomadasyx macracanthus</i>		B	C	0.3446000
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>		B	C	0.3273333
<i>Synodus scituliceps</i>		B	C	0.2938333
<i>Argonauta noury</i>		B	C	0.2836000
Larva de cefalópodos	A	B	C	0.2235000
<i>Opisthonema libertate</i>		B	C	0.2062500
<i>Caranx caninus</i>			C	0.1930909
<i>Mugil curema</i>		B	C	0.1805000
Megalopae		B	C	0.1590000
<i>Etropus crossotus</i>	A	B	C	0.1540000
<i>Selene peruviana</i>		B	C	0.1294000
<i>Selar crumenophthalmus</i>			C	0.1216000
<i>Anchoa walkeri</i>		B	C	0.1104000
Zoea de porcelana		B	C	0.1014286
<i>Litopenaeus vannamei</i>		B	C	0.0920000
Quetognatos		B	C	0.0913333
<i>Chaetodipterus zonatus</i>		B	C	0.0912500
Larvas de peces		B	C	0.0890000
<i>Haemulopsis nitidus</i>		B	C	0.0650000
<i>Achirus mazatlanus</i>			C	0.0632500
Gasterópodos		B	C	0.0590000
<i>Oreochromis</i> sp.	A	B	C	0.0590000
Bulk zooplankton		B	C	0.0590000
Zoea de brachyura		B	C	0.0531667
<i>Caranx caballus</i>		B	C	0.0482500
Copépodos			C	0.0337000

Level				Mean
<i>Onychoteuthis banksii</i>		B	C	0.0310000
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	B	C	0.0300000
Ctenoforos		B	C	0.0262000
Fitoplancton			C	0.0130000
<i>Litopenaeus</i> spp.		B	C	0.0093333
Huevos de peces			C	0.0050000
<i>Mysis</i>		B	C	0.0013333

Tabla 5 Tukey HSD Test entre los valores de BSAF_{Se} respecto a cada especie.

Level					Mean
<i>Thunnus albacares</i>	A				8.7406571
Larva de cefalópodos	A	B	C	D	7.1635000
<i>Makaira nigricans</i>	A	B			6.6629615
<i>Istiophorus platypterus</i>	A	B			6.2769811
Megalopae	A	B	C	D	5.8662500
<i>Mugil curema</i>	A	B	C	D	5.4531667
<i>Coryphaena hippurus</i>		B	C		5.2580000
<i>Argonauta noury</i>	A	B	C	D	4.9402000
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	A	B	C	D	4.8170000
Quetognatos	A	B	C	D	4.7563333
<i>Sphyrna lewini</i>	A	B	C	D	4.6792000
<i>Litopenaeus vannamei</i>	A	B	C	D	4.6638333
<i>Kajikia audax</i>		B	C	D	4.5494762
Bulk zooplancton	A	B	C	D	3.8750000
<i>Selar crumenophthalmus</i>		B	C	D	3.3360000
Zoea de porcelana	A	B	C	D	3.1941429
<i>Synodus scituliceps</i>	A	B	C	D	3.1343333
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	B	C	D	2.5710000
<i>Fistularia corneta</i>		B	C	D	2.4628889
<i>Litopenaeus</i> spp.	A	B	C	D	2.3150000
<i>Scomber japonicus</i>		B	C	D	2.2704286
Huevos de peces		B	C	D	2.2095000
Ctenóforos	A	B	C	D	2.1118000
<i>Haemulopsis nitidus</i>	A	B	C	D	2.0635000
<i>Hemiramphus saltator</i>		B	C	D	2.0375000
Larvas de peces		B	C	D	2.0010000
<i>Selene peruviana</i>		B	C	D	1.9980000
<i>Caranx caninus</i>		B	C	D	1.8432727
Zoea de brachyura		B	C	D	1.7643333
<i>Dosidicus gigas</i>			C	D	1.7530000
Gasterópodos		B	C	D	1.7530000
<i>Balistes polylepis</i>			C	D	1.7305263
<i>Callinectes bellicosus</i>	A	B	C	D	1.6700000
<i>Auxis thazard</i>			C	D	1.6598182
<i>Portunus xantusii</i>	A	B	C	D	1.5590000
<i>Mysis</i>	A	B	C	D	1.5403333
Copépodos		B	C	D	1.5288000
<i>Pomadasyss macracanthus</i>		B	C	D	1.4642000
<i>Anchoa walkeri</i>		B	C	D	1.2310000
<i>Mugil cephalus</i>				D	1.1910476
<i>Achirus mazatlanus</i>		B	C	D	1.1760000
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	B	C	D	1.0440000
<i>Chaetodipterus zonatus</i>		B	C	D	0.9975000
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	A	B	C	D	0.9613333
<i>Pleuroncodes planipes</i>		B	C	D	0.7805000
<i>Caranx caballus</i>		B	C	D	0.7307500
Fitoplancton				D	0.7130714

Level					Mean
<i>Onychoteuthis banksii</i>	A	B	C	D	0.6910000
<i>Etropus crossotus</i>	A	B	C	D	0.5500000
<i>Decapterus macrosoma</i>		B	C	D	0.4302000
<i>Oreochromis sp.</i>	A	B	C	D	0.4280000
<i>Opisthonema libertate</i>		B	C	D	0.3447500
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	A	B	C	D	0.2665000
<i>Scomberomorus sierra</i>		B	C	D	0.2253333

Tabla 6 Tukey HSD Test entre los valores de BSAF_{Cd} respecto a cada especie.

Nivel	A	B	C	Media
Larva de cefalópodos	A			183.52600
<i>Hemiramphus saltator</i>	A	B		90.09060
Gasterópodos	A	B	C	52.83733
Bulk zooplancton	A	B	C	40.20667
<i>Scomber japonicus</i>		B	C	36.56100
<i>Litopenaeus vannamei</i>		B	C	32.06517
<i>Portunus xantusii</i>	A	B	C	25.04400
<i>Anchoa walkeri</i>		B	C	23.85240
Quetognatos	A	B	C	19.78600
<i>Selar crumenophthalmus</i>		B	C	19.65050
<i>Coryphaena hippurus</i>			C	13.83388
Larvas de peces		B	C	13.23233
Ctenóforos		B	C	12.49220
<i>Callinectes bellicosus</i>	A	B	C	12.41300
<i>Makaira nigricans</i>			C	11.30423
<i>Mysis</i>		B	C	10.90000
<i>Haemulopsis nitidus</i>		B	C	7.73700
<i>Argonauta noury</i>		B	C	7.08800
Zoea de brachyura		B	C	6.69933
<i>Fistularia corneta</i>			C	6.68189
<i>Selene peruviana</i>		B	C	6.34560
<i>Mugil curema</i>		B	C	5.58033
<i>Pleuroncodes planipes</i>		B	C	5.33000
Huevos de peces		B	C	4.94138
<i>Dosidicus gigas</i>			C	4.62713
<i>Synodus scituliceps</i>		B	C	4.41850
<i>Caranx caninus</i>			C	3.40855
<i>Istiophorus platypterus</i>			C	3.37742
Zoea de porcelana		B	C	3.24057
Fitoplancton			C	2.89579
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>		B	C	2.40033
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>		B	C	2.30050
<i>Litopenaeus spp.</i>		B	C	2.07800
Megalopae		B	C	1.91675
Copépodos			C	1.71190
<i>Mugil cephalus</i>			C	1.45724
<i>Thunnus albacares</i>			C	1.43106
<i>Pomadasys macracanthus</i>		B	C	1.27560
<i>Kajikia audax</i>			C	0.98819
<i>Balistes polylepis</i>			C	0.90863
<i>Auxis thazard</i>			C	0.80673
<i>Decapterus macrosoma</i>		B	C	0.65780
<i>Sphyrna lewini</i>			C	0.53120
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	B	C	0.51900
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>		B	C	0.48400
<i>Caranx caballus</i>		B	C	0.42375
<i>Onychoteuthis banksii</i>		B	C	0.21600
<i>Chaetodipterus zonatus</i>		B	C	0.19525

Nivel	A	B	C	Media
<i>Achirus mazatlanus</i>			C	0.18500
<i>Opisthonema libertate</i>		B	C	0.15500
<i>Etropus crossotus</i>		B	C	0.13900
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	B	C	0.09600
<i>Scomberomorus sierra</i>		B	C	0.08533
<i>Oreochromis sp.</i>	A	B	C	0.08400

Tabla 7 Tukey HSD Test entre los valores de BSAF_{Hg} respecto a cada especie.

Nivel	A	B	C	D	E	Media
Bulk zooplancton	A					70.097333
<i>Makaira nigricans</i>	A	B				46.428962
<i>Istiophorus platypterus</i>	A	B	C			41.303434
Gasterópodos	A	B	C	D	E	35.784667
<i>Thunnus albacares</i>	A	B	C	D		31.224143
<i>Kajikia audax</i>				D	E	16.302524
<i>Sphyrna lewini</i>				D	E	13.287600
Quetognatos	A	B	C	D	E	12.959000
Larva de cefalópodos	A	B	C	D	E	6.002500
Huevos de peces				D	E	3.936500
Zoea de brachyura				D	E	3.649167
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	A	B	C	D	E	3.107000
Zoea de porcelana				D	E	2.708143
Megalopae			C	D	E	2.357750
<i>Fistularia corneta</i>				D	E	2.291556
Larvas de peces				D	E	2.213167
<i>Selar crumenophthalmus</i>					E	2.186500
<i>Coryphaena hippurus</i>					E	2.150833
<i>Dosidicus gigas</i>					E	1.761267
<i>Mugil cephalus</i>					E	1.689095
<i>Haemulopsis nitidus</i>			C	D	E	1.684000
<i>Auxis thazard</i>					E	1.603545
<i>Opisthonema libertate</i>			C	D	E	1.601000
Ctenóforos				D	E	1.571600
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>		B	C	D	E	1.552000
<i>Etropus crossotus</i>	A	B	C	D	E	1.471500
<i>Mugil curema</i>				D	E	1.440667
<i>Caranx caninus</i>					E	1.283545
<i>Mysis</i>		B	C	D	E	1.269000
<i>Decapterus macrosoma</i>				D	E	1.199800
<i>Selene peruviana</i>				D	E	1.043000
Fitoplancton					E	0.998929
<i>Balistes polylepis</i>					E	0.973737
<i>Pomadasy macracanthus</i>				D	E	0.848200
Copépodos					E	0.826800
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	A	B	C	D	E	0.771000
<i>Achirus mazatlanus</i>				D	E	0.756000
<i>Scomber japonicus</i>					E	0.720071
<i>Portunus xantusii</i>	A	B	C	D	E	0.673000
<i>Caranx caballus</i>			C	D	E	0.658750
<i>Anchovia macrolepidota</i>	A	B	C	D	E	0.654000
<i>Litopenaeus vannamei</i>				D	E	0.608500
<i>Synodus scituliceps</i>				D	E	0.583500
<i>Chaetodipterus zonatus</i>			C	D	E	0.541750
<i>Onychoteuthis banksii</i>	A	B	C	D	E	0.517000
<i>Anchoa walkeri</i>				D	E	0.515000
<i>Scomberomorus sierra</i>		B	C	D	E	0.414333

Nivel	A	B	C	D	E	Media
<i>Hemiramphus saltator</i>					E	0.408200
<i>Oreochromis sp.</i>	A	B	C	D	E	0.360000
<i>Argonauta noury</i>				D	E	0.345600
<i>Callinectes bellicosus</i>	A	B	C	D	E	0.292000
<i>Pleuroncodes planipes</i>			C	D	E	0.165000
<i>Litopenaeus spp.</i>		B	C	D	E	0.114667
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	A	B	C	D	E	0.089500

Tabla 8 Tukey HSD Test entre los valores de BSAF_{Pb} respecto a cada especie.

Nivel	A	B	C	D	E	Media
Larva de cefalópodos	A					6.5935000
Gasterópodos		B				3.0801667
Bulk zooplancton		B	C			2.8040000
Quetognatos		B	C	D	E	1.9506667
Zoea de porcelana		B	C	D		1.6311429
<i>Litopenaeus</i> spp.		B	C	D	E	1.4303333
Zoea de brachyura			C	D	E	0.9973333
Larvas de peces			C	D	E	0.9113333
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>		B	C	D	E	0.7880000
<i>Litopenaeus vannamei</i>			C	D	E	0.6760000
<i>Fistularia corneta</i>			C	D	E	0.5554444
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>			C	D	E	0.4853333
<i>Haemulopsis nitidus</i>			C	D	E	0.4542500
<i>Synodus scituliceps</i>			C	D	E	0.4408333
<i>Hemiramphus saltator</i>				D	E	0.4120000
Copépodos				D	E	0.3797000
<i>Etropus crossotus</i>		B	C	D	E	0.3480000
Ctenóforos			C	D	E	0.2992000
<i>Mugil cephalus</i>				D	E	0.2867619
<i>Dosidicus gigas</i>				D	E	0.2858667
Fitoplancton				D	E	0.2447143
<i>Caranx caballus</i>			C	D	E	0.2270000
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>		B	C	D	E	0.1990000
Huevos de peces				D	E	0.1831250
<i>Scomber japonicus</i>				D	E	0.1525000
<i>Pomadasys macracanthus</i>				D	E	0.1436000
<i>Opisthonema libertate</i>				D	E	0.1367500
<i>Achirus mazatlanus</i>				D	E	0.1036250
Megalopa				D	E	0.1032500
<i>Oreochromis</i> sp.		B	C	D	E	0.1020000
<i>Mysis</i>			C	D	E	0.0993333
<i>Balistes polylepis</i>					E	0.0984211
<i>Caranx caninus</i>				D	E	0.0956364
<i>Mugil curema</i>				D	E	0.0701667
<i>Decapterus macrosoma</i>				D	E	0.0672000
<i>Coryphaena hippurus</i>					E	0.0662381
<i>Anchoa walkeri</i>				D	E	0.0644000
<i>Selene peruviana</i>				D	E	0.0644000
<i>Argonauta noury</i>				D	E	0.0572000
<i>Scomberomorus sierra</i>			C	D	E	0.0550000
<i>Selar crumenophthalmus</i>				D	E	0.0525000
<i>Chaetodipterus zonatus</i>				D	E	0.0472500
<i>Auxis thazard</i>				D	E	0.0385455
<i>Portunus xantusii</i>		B	C	D	E	0.0340000
<i>Callinectes bellicosus</i>		B	C	D	E	0.0270000
<i>Onychoteuthis banksii</i>			C	D	E	0.0170000
<i>Pleuroncodes planipes</i>				D	E	0.0165000

Nivel	A	B	C	D	E	Media
<i>Thunnus albacares</i>					E	0.0153429
<i>Makaira nigricans</i>					E	0.0079615
<i>Sphyrna lewini</i>				D	E	0.0057000
<i>Istiophorus platypterus</i>					E	0.0047925
<i>Kajikia audax</i>					E	0.0040476
<i>Anchovia macrolepidota</i>		B	C	D	E	0.0040000
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>			C	D	E	0.0020000



Contents lists available at ScienceDirect

Marine Pollution Bulletin

journal homepage: www.elsevier.com/locate/marpolbul



Distribution, bioaccumulation, and trace element transfer among trophic levels in the southeastern Gulf of California

D.E. Valladolid-Garnica^{a,b,*}, M.E. Jara-Marini^b, Y.E. Torres-Rojas^c, M.F. Soto-Jiménez^{d,*}

^a Posgrado en Ciencias de Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000, Ciudad Universitaria Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad de México, Mexico

^b Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Unidad Hermosillo, Carretera Gustavo Astázarán Rosas 46, Colonia La Victoria, Hermosillo, 83304, Sonora, Mexico

^c Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México, Universidad Autónoma de Campeche (EPOMEX-UAC), Campeche, Mexico

^d Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Joel Montes Camarena, 82040 Mazatlán, Sinaloa, Mexico

ARTICLE INFO

Keywords:

Marine food web
Essentiality and toxicity trace elements
Trophic magnification factor
Aquatic environment
Biomagnification
Biodilution

ABSTRACT

Our understanding of the trophic transfer of pollutants in marine subtropical ecosystems remains limited due to the complexity of their food webs. Thus, we aimed to evaluate Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn sources, incorporation, and trophodynamics throughout the food web of the southeastern Gulf of California by stomach content analysis, stable isotope analysis, isotope mixing models, and trace element analysis in biological and environmental matrices. The food web comprised three main trophic guilds (TG1, TG2, and TG3). The bioaccumulation of Cd and Zn from seawater was efficient (> 1000) in TG2 and TG3. Bioaccumulation factor from sediment (BSAF > 1) evidenced of Cd in all trophic guilds. In addition, non-trophic Cd relationships were identified in the food web. Based on the trophic magnification factor (TMF), Mn and Pb showed biodilution (TMF_{Mn} = 0.38; TMF_{Pb} = 0.16), while Cu and Zn exhibited biomagnification (TMF_{Cu} = 2.08; TMF_{Zn} = 3.31).

1. Introduction

The ecoregion of the Gulf of California hosts abundant and diverse biological communities due to its physical characteristics, and its coasts are considered nursery areas for many marine organisms (Páez-Osuna et al., 2017; Velázquez Ochoa et al., 2022). The optimal temperatures found along the coasts of the Gulf of California allow pelagic predators to coexist while reproducing and feeding temporarily (Ramírez-Pérez et al., 2011). The Gulf of California provides habitats for billfishes, such as sailfish (*Istiophorus platypterus*), blue marlin (*Makaira nigricans*), and striped marlin (*Kajikia audax*; Nakamura, 1985), and other predators like tuna (*Thunnus albacares*) and dolphinfish (*Coryphaena hippurus*). These highly migratory species are distributed in tropical and temperate waters (Wetherbee et al., 2012) and constitute essential resources for recreational and commercial fisheries (Nakamura, 1985). Moreover, top predators play fundamental roles in marine food webs, and changes in their presence can directly affect the abundance of other species through either predation or competition. Alternatively, these changes can indirectly affect the abundance of non-prey species by changing the

abundance of their predators (Paine, 1980).

Trace elements (TE), encompassing both essential and potentially toxic elements, are components in environmental and biological matrices. Typically, they accumulate in these reservoirs at concentrations above natural levels. Coastal ecosystems, such as the Gulf of California coasts, are susceptible to contamination from multiple pollutants, including TE originating from human activities (Soto-Jiménez et al., 2008; Páez-Osuna et al., 2017). Numerous studies conducted in coastal ecosystems of the Gulf of California have found high levels of TE, such as Cd, Cu, Hg, Pb, and Zn, in different environmental matrices (Green Ruiz and Páez-Osuna, 2001; Soto-Jiménez and Páez-Osuna, 2001; Ruiz-Fernández et al., 2003; Jara-Marini et al., 2008, 2012). These TE can accumulate within organisms, and their concentrations can dilute or magnify as they transfer through marine food webs (Rainbow, 2007; Ordiano-Flores et al., 2020).

In some cases, TE concentrations may pose health risks for species that include structural and pathomorphological changes in various organs, including the gills, liver, kidney, and brain, as well as changes in enzyme activity, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses

* Corresponding author.

E-mail addresses: valladolid@comunidad.unam.mx (D.E. Valladolid-Garnica), mjara@ciad.mx (M.E. Jara-Marini), ytorres@uacam.mx (Y.E. Torres-Rojas), martin@ola.icmyl.unam.mx (M.F. Soto-Jiménez).

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115290>

Received 11 April 2023; Received in revised form 6 July 2023; Accepted 10 July 2023

Available online 21 July 2023

0025-326X/© 2023 Elsevier Ltd. All rights reserved.

(Wang, 2002; Wang, 2002). In addition to acute effects, such as mortality, chronic exposure to TE can adversely affect survival, growth, reproductive blood chemistry, and metabolism (Lee et al., 2019; United States Environmental Protection Agency (EPA), 2022).

Previous studies of the trophic transfer of TE in the Gulf of California ecoregion have reported Cd, Pb, and Zn biodilution in marine food webs (Ruelas-Inzunza and Páez-Osuna, 2007; Escobar-Sánchez et al., 2010; Soto-Jiménez et al., 2011; Jara-Marini et al., 2012; Bergés-Tiznado et al., 2015) as well as Hg and Se biomagnification in marine organisms (Soto-Jiménez et al., 2011; Jara-Marini et al., 2012; Bergés-Tiznado et al., 2015). These studies have helped to elucidate important issues in trophic ecology, including the main TE reservoirs in the gulf, the incorporation of TE into aquatic organisms, and how the TE from marine ecosystems enters humans due to the consumption of contaminated marine organisms. However, information on the trophic transfer of TE in marine subtropical ecosystems remains limited. This is in part due to the challenges associated with determining trophic interactions among species given the complexity of coastal and tropical marine food webs (Wang, 2002; Soto-Jiménez et al., 2011; Soto-Jiménez, 2011), which contain numerous species with multiple vertical and horizontal connections (Zetina-Rejón et al., 2003). In addition, the effects of fisheries interactions, niche overlap, and habitat characteristics in these areas may be difficult to tease apart, which also explains the lack of trophic transfer studies to date in these ecosystems (López Núñez et al., 2017).

To this end, we aimed to define the interactions between TE pollutants and the nodes that integrate the food web of the southeastern Gulf of California. For this, we evaluated the biomagnification potential of Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn in the food web of the southeastern Gulf of California. Multiple organisms occupying different trophic levels were collected to reconstruct the complex food web of the southeastern Gulf of California, from producers such as phytoplankton to top predators like billfish and sharks. We combined stomach content analysis that identifies each node in the food web based on the presence and abundance of target organisms and stable isotopes to provide energy flow pathways information in food webs (Cabana and Rasmussen, 1996; Wada, 2009). Stable isotopes of carbon are used to determine the relative contributions of different dietary components, while stable nitrogen isotopes can be used to calculate the trophic positions (TP) of particular organisms (Hobson et al., 1997; Post, 2002). As such, the results of a stable isotope analysis (SIA) were used to track changes in diet in the long-term. Our study employed advanced techniques and state-of-the-art instrumentation to measure TE concentrations in sediments, the water column samples, and throughout the food web in the southern Gulf of California. This research aimed to evaluate TE with different chemical properties and biological functions, to assess TE incorporation (bioconcentration) and transfer (bioaccumulation, biomagnification or biodilution) capacities across the food web in the southeastern Gulf of California. Included in our selection the presence of essential elements (Cu, Mn, and Zn) that play vital roles in biological processes and non-essential elements (Cd and Pb) known for their potential toxicity and harmful effects on organisms. The increasing influence of anthropogenic activities on TE concentrations in the marine ecosystems of the Gulf of California was also considered. Our investigation aimed to evaluate TE incorporation (bioconcentration) and transfer (bioaccumulation, biomagnification or biodilution) across the food web in the southeastern Gulf of California. Previous studies have used the relative TP of organisms within food webs to elucidate metal biomagnification pathways (Dehn et al., 2006; Cheung and Wang, 2008), which may be correlated with element concentrations to estimate the extent of metal accumulation and biomagnification (Feng et al., 2016). Bioaccumulation refers to the increase in the element concentration in an organism relative to its environment and diet, while biomagnification denotes the progressive accumulation of TE at least three successive trophic levels within a food web (Mackay et al., 2018). This study provides comprehensive information on the diets, distributions, prey sizes, and consumption rates of organisms within the food web of the southeastern Gulf of California.

2. Materials and methods

2.1. Sampling

2.1.1. Environmental matrices and biota collection

Sampling was conducted in oceanic and coastal zones in front of the bays of Mazatlán and Teacapan (Supporting information S1), which are in the southeastern Gulf of California (23°13' N, 160°24' W; 22°27.1' N, 105°38.7' W). The sampling area is located within a transition zone where the California Current, North Equatorial Countercurrent, and Mexican Coastal Current converge (Kessler, 2006). Seawater and sediment (biota) samples were collected each month in 2018. The physicochemical parameters of the seawater for each survey are summarized in Supporting Information Table S1.

Seawater samples were collected in triplicate at 1 m depth in pre-cleaned 1-L polyethylene bottles by the clean hands/dirty hands collection method, double bagged, and placed in a hermetically sealed cooler box. Surface sediment samples (0–2.5 cm from the top of the sedimentary column) were also collected in triplicate at each station using a Van Veen grab sampler (Eikellkamp, Wilmington, NC, USA). These samples were double bagged and placed in another hermetically sealed cooler box. Samples of environmental matrices were immediately transported to the Stable Isotopes Laboratory of the Institute of Marine Sciences and Limnology (ICMyL) of UNAM in Mazatlán for processing and analysis.

Surface primary producer samples were collected by horizontal tows using a microplankton net (30-cm diameter, 20- μ m mesh) at each station. Zooplankton was collected along four transects perpendicular to the coast using Bongo nets (50-cm diameter, 270- μ m mesh) in oblique tows (3–4 knots) from the surface to 10 m above the bottom. The flow rate was monitored using a calibrated digital flow meter (General Oceanics Inc., Miami, FL, USA) mounted on the mouths of both samplers. The mean volume of water filtered by the microplankton and Bongo nets was \sim 230 m³ and \sim 1180 m³, respectively. Plankton samples were immediately placed in round-bottom centrifuge tubes (50 mL) and stored in an icebox with frozen gels, maintaining the temperature below 4 °C. Aliquots of the phytoplankton and zooplankton samples were placed in HDPE vials (50 mL) and fixed with 1 % acetate-iodine and 4 % borax-buffered formaldehyde prepared using seawater, respectively, for subsequent identification.

In our study, four fishing gears were used to collect benthic, demersal, and pelagic organisms: (1) a shrimp trawl net fitted with a 24-m footrope and a 50-mm liner at the cod end; (2) a 300-m long gillnet fitted with a 75-mm liner, (3) a suripera net fitted with a 3.5-cm liner (Amezcuca et al., 2006), and (4) bottom longlines (90–150 m) with 600 hooks baited with small fish (artisanal shark fishing fleet). Fishing operations regularly started at dusk (18:30 h) and concluded at dawn (05:30 h). Each fishing session lasted for \sim 20 min. The catch was sorted, and fish were stored separately from macroinvertebrates in plastic bags in an icebox with frozen gels to maintain the temperature below 4 °C. From 2012 to 2018, billfish, tuna fish, and dolphinfish were sampled during annual sport-fishing tournaments conducted during the winter (November–February) in Mazatlán, Mexico. All samples in each survey were immediately transported to the Ichthyology Laboratory at ICMyL-UNAM in Mazatlán.

2.2. Sampling processing

2.2.1. Environmental matrices

Once in the laboratory, seawater samples were filtered through acid-cleaned polycarbonate 0.45- μ m filters (Nuclepore; Whatman, Clifton, USA) for TE analysis. The particulates from each filter were air-dried (60 °C), and the total amount of suspended particulate matter was determined gravimetrically. Sediment samples were dried at 60 °C for 24–48 h. Texture (sand, silt, and clays), pH, conductivity, organic carbon, carbonate, and aluminum content in the sediment were determined

following standard methods (Soto-Jiménez and Páez-Osuna, 2001). The results of these analyses are summarized in Supporting Information Table S2.

2.2.2. Biota

Once in the laboratory, plankton of the same collection journey (site and date) were separately processed. A phytoplankton sub-sample was preserved with 1 % acetate-iodol for taxonomical identification (species composition and abundance), which was performed with taxonomic keys and examined under a compound microscope with appropriate magnification. The rest of the phytoplankton sample was frozen in rounded tubes as composite samples until the identification of predominant phytoplankton cells in the preserved sub-sample. Zooplankton samples were immediately sorted by the same genus or species, based on their morphological characteristics, under a compound microscope and fine forceps. They were placed in rounded tubes as composite samples, and frozen until analysis. A zooplankton sub-sample was preserved in an ethanol-formaldehyde mix to analyze species composition, abundance, and diversity indices posteriorly. Prior to isotopic composition and trace element analysis, sorted and frozen samples of plankton were lyophilized. The plankton composition of the samples is shown in Supporting information Table S3–S4.

Once in the Ichthyology Laboratory, fish and macroinvertebrate specimens were rinsed with potable water to remove sediment and salt particles. Then, the samples were rinsed with Milli-Q water and placed in a refrigerator (<4 °C) until further processing. Composite samples of 20–50 similarly sized whole-body cephalopods, crabs, shrimp, and small fish (depending on the species) were created for each sampling survey and station. For large fish specimens and top predators, the stomachs were immediately removed and frozen for subsequent SCA. Recently consumed items (digestion levels 1 and 2) were identified using the guides of Allen and Robertson (1994), Fischer et al. (1995), and Thomson et al. (2000). For items with digestion levels of 2 or 3, we used taxonomic keys based on vertebrae characteristics (Clothier, 1950). Items of digestion level 4 were characterized by rigid structures, such as fish otoliths, crustacean remains, and cephalopod beaks, and identified using guides from Brusca (1980) and Clarke (1996). The collected organisms and their diets are summarized in Supporting Information Table S5. For large fish and top predators, portions of the dorsal muscle tissue were collected, with 2–3 specimens comprising each pooled sample.

The composite samples of plankton, macroinvertebrates, small fishes, and the muscle tissues of large fish and top predators were placed in Teflon vials and lyophilized in a Freezone 2.5 Benchtop freeze dryer (Labconco, Kansas City, MO, USA) for 24–72 h at –45 °C and 20–30 × 10^{–3} mbar. The lyophilized samples were then ground in an agate mortar.

2.3. Stable isotope analysis

Samples were exposed to HCl vapor for 4 h (acid-fuming) to remove carbonates and dried at 60 °C for 6 h (Harris et al., 2001). Powdered samples were weighed according to sample type (~1.0 mg for fauna; 4–5 mg for phytoplankton and seston, and 10–20 mg for sediment), placed in tin cups, and subsequently used in the SIA. The analysis was conducted in the Stable Isotope Facility of the Department of Plant Science of the University of California, Davis. The isotopic composition of C and N was determined using an ANCA-NT 20–20 Stable Isotope Analyzer with an ANCA-NT Solid/Liquid Preparation Module (Europa Scientific, Crewe, UK). The isotopic values of δ¹³C and δ¹⁵N were expressed as the relative difference between isotopic ratios in the sample and their corresponding standard (Vienna Pee Dee Belemnite for carbon and atmospheric N₂ for nitrogen) as shown in Eq. (1):

$$\delta X (\text{‰}) = \left[\left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} \right) - 1 \right] \times 100, \quad (1)$$

where X is ¹³C or ¹⁵N and R is the ¹⁵N/¹⁴N or ¹³C/¹²C isotope ratio, respectively. The analytical precision for the isotope analysis was 0.04 ‰ for δ¹³C and 0.03 ‰ for δ¹⁵N.

In this study, lipids were not removed from the biological samples. Samples of top predators with C:N > 4 were corrected for the effects of lipid content (Post et al., 2007) with Eq. (2):

$$\Delta^{13}\text{C} = -3.32 + 0.99 \cdot \text{C} : \text{N} \quad (2)$$

This method makes two assumptions: (1) the δ¹³C of lipids is 6 ‰ lower than that of proteins, and (2) the lipid-extracted tissue and pure protein are isotopically identical (McConnaughey and McRoy, 1979; Logan et al., 2008). Lipid corrections were not applied to diet samples because the fish consumed the dietary items whole, and it was assumed that carbon from dietary lipids may have been incorporated into the consumer proteins (Martinez del Rio et al., 2009).

2.4. Trace metal analysis

Filtered seawater samples were acidified to pH 1.5 using HCl Optima and stored for at least one month (Soto-Jiménez et al., 2008). Before the metal analysis of seawater, samples were preconcentrated in a flow injection seaFast system (Elemental Scientific, Omaha, NE, USA) according to the methods of Lagerström et al. (2013).

For the bulk metal analysis of marine sediments, aliquots (0.5 g) were digested in hermetically sealed Teflon vessels (50 mL; Savillex, MN, USA) by adding a mixture of HCl + HNO₃ + HF (10:3:1 mL) at 120 °C using a Modblock digester (CPI International, Santa Rosa, CA, USA). The digested samples were evaporated to dryness, redissolved in 10 mL of 1 N HNO₃, and diluted in 25 mL of 1 N HNO₃. In addition, we followed the sequential extraction of metal(oids) method proposed by the Community Bureau of Reference (BCR; Ure et al., 1993) to obtain four geochemical fractions: (1) exchangeable, including metal(oids) linked to carbonates; (2) reducible, including metal(oids) linked to oxides of Fe and Mn; (3) oxidizable, including metal(oids) linked to organic matter and/or sulfides; and (4) lithogenic or detrital fraction, including metal(oids) linked to residual aluminum-silicate minerals.

Subsamples of biota components (0.25 g) were pre-digested with 10 mL of nitric acid (trace metal grade) in SAVILLEX Teflon containers overnight at room temperature. Sample digestion was performed at 120 °C for 4 h using the Modblock digester. Finally, the digested samples were transferred in polyethylene containers, and Milli-Q water was added until reaching 25 g.

The preconcentrated seawater subsamples, digested sediment for bulk metal analysis samples and their geochemical fractions obtained by the BCR method, and the samples of digested biota (either whole body or muscle tissues) were analyzed for Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn using High Resolution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (HR-ICP-MS, Element 2XR; ThermoFisher Scientific, Waltham, MA, USA) in the Stable Isotope Lab of ICMYL-UNAM (Soto-Jiménez et al., 2008).

All environmental and biological samples were processed and analyzed in a HEPA (Class 1000) filtered-air, trace clean metal laboratory using high-purity reagents and high-purity (18.3 MW cm) water. An assurance/quality control procedure included an analysis of blanks; field triplicates; and standard BCR (European Community Bureau of Reference) reference materials for sediment extraction (BCR701-1EA marine sediment), total sediment (PACS-2 marine sediment), organisms (NIST 1566b oyster tissue), and estuarine water (SLEW-3). The resulting agreement with certified values was better than 10 % in sediment fractions and biological tissues for all metals. The precision expressed as a coefficient of variation was <8 % for Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn (Supporting information Table S6). Metal concentrations are reported based on dry weight (DW).

2.5. Data processing and calculations

2.5.1. Statistical analysis

According to the Kolmogorov-Smirnov and Levene tests, the stable isotope and metal concentration values of the muscle tissues followed a non-normal distribution ($p < 0.05$). Thus, Kruskal-Wallis and Tukey significant difference (HSD) tests (Glantz, 2002) were performed to determine the differences in means among seasons and prey and predator tissues. A linear regression analysis between TP values and metal concentrations was conducted. The level of significance (α) in all statistical tests was 0.05. All statistical analyses were conducted with JMP 14 SW (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). A hierarchical cluster analysis applying the Ward Hierarchical Agglomerative Clustering Method to the $\delta^{15}\text{N}$ dataset, which produces groups that minimize within-group dispersion at each binary fusion based on a classical sum-of-squares criterion (Murtagh and Legendre, 2014), was employed in R (RStudio Team, 2020). Validation of the Ward Method was conducted with measurements of connectivity, the Dunn index, and silhouette width with the 'clValid' package (RStudio Team, 2020).

Multivariate statistical analysis approaches, such as principal component analysis (PCA) have been widely applied to determine if physicochemical variables, sample composition and TE concentrations in environmental matrices are independent of one another (Li et al., 2013). Furthermore, the values for KMO (Kaiser–Meyer–Olkin) and Bartlett test of sphericity were also calculated.

2.5.2. Marine food web reconstruction

Food web connectivity was determined by the presence of food items (Froese and Pauly, 2015). We identified each node with data from FishBase and the SCA and SIA. For lower trophic levels and organisms with empty stomachs, we used Fishbase to gather information on feeding habits, common diet items, and the biology of the species. The SCA of predator items was necessary to calculate the importance relative index (%IRI). We used this index because it incorporates the percentage of organisms directly consumed by predators based on quantity and weight over time (Torres-Rojas et al., 2009; Torres-Rojas et al., 2013a, 2013b; Alatorre-Ramírez et al., 2017; Bergés-Tiznado et al., 2015; Bergés-Tiznado et al., 2018). We used %IRI with isotope mixing models (IMM) to calculate the relative contributions of every single item in the food web. Analogous sources were combined as an a priori aggregation according to two criteria: the similarity of isotopic signatures and logical relationships (Phillips et al., 2005). JMP v. 14.0 (SAS) was used to evaluate isotopic signature similarity and identify identical sources. We used 10,000 iterations to obtain adequate model convergence. The IMM input data were the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of predators and the mean and standard deviation values of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of each prey. The algorithm considered the isotopic error of entry values. The correction values for carbon and nitrogen isotopes of prey were 1.3 ‰ and 3.4 ‰, respectively, for each trophic level shift (Post, 2002). Billfish, dolphinfish, and tuna isotope values were corrected by 1.9 ‰ for $\delta^{15}\text{N}$ and 1.8 ‰ for $\delta^{13}\text{C}$ according to the methods of Madigan et al. (2012). For the scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*), we used discrimination factors of 3.7 for $\delta^{15}\text{N}$ and 1.7 for $\delta^{13}\text{C}$ according to the methods of Kim et al. (2012).

2.5.3. Mixing models

A Bayesian mixing model for the SIA results was used to calculate the relative contribution (%) of each species in the food web using the 'simmr' package in R. We assumed that all observations were from the same group (Parnell and Govan, 2019). The 'simmr' package uses Markov Chain Monte Carlo (MCMC) methods to simulate the plausible values of dietary proportions consistent with the data using a Dirichlet prior distribution. The resulting distributions of the probability density function of the feasible foraging solutions produced by the 'simmr' package allowed for direct identification.

2.5.4. Determination of the bioaccumulation factor

The bioaccumulation factors of water (BAF) and sediment (BSAF) of the heavy metal concentrations were determined for the ratios of pelagic fish and seawater Eq. (7) and benthic fish and sediments Eq. (8):

$$BAF = \frac{Metal_{pelagic\ fish}}{Metal_{water}} \quad (7)$$

and

$$BSAF = \frac{Metal_{benthic\ fish}}{Metal_{sediment}}, \quad (8)$$

where $Metal_{pelagic\ fish}$ is the concentration of heavy metals in pelagic fishes, $Metal_{water}$ is the concentrations of heavy metals in water, $Metal_{benthic\ fish}$ is the concentration of heavy metals in benthic fish, and $Metal_{sediment}$ is the concentration of heavy metals in sediments. Both factors were used for benthopelagic species. The BAF formula is expressed as it appears in Kwok et al. (2013).

2.5.5. Trophic position

We estimated the TP of consumers using N isotope values according to Eq. (3) (Post, 2002):

$$TP = 2 + \left(\frac{\delta^{15}\text{N}_{consumer} - \delta^{15}\text{N}_{baseline}}{\Delta^{15}\text{N}} \right), \quad (3)$$

where 2 is the trophic position of the baseline, $\delta^{15}\text{N}_{baseline}$ is the value of $\delta^{15}\text{N}$ of the organism in the lowest trophic position, and $\Delta^{15}\text{N}$ is a trophic enrichment factor of 3.4 (Post, 2002). We employed two distinct $\delta^{15}\text{N}_{baseline}$ values, utilizing zooplankton as the primary consumer organisms (TP = 2) to calculate TPs. For pelagic organisms, we used 6.01 ± 3.2 ‰ from pelagic marine copepods ($n = 10$), and for benthic and benthopelagic organisms, we used 4.44 ± 1 ‰ from porcelain zoea ($n = 7$). We selected these organisms based on their habitats, sampling area, and abundance.

2.5.6. Biomagnification factor corrected by the isotopic proportion

A biomagnification factor corrected by the isotopic proportion [BMF_{SIA}] developed by Phillips and Koch (2002) considers metal concentrations in all species and the isotopic contribution of each prey item and is shown in Eq. (4):

$$BMF_{SIA} = \frac{(TE\ predator)}{\sum_{i=1}^n (TE\ prey)_i \int\ prey\ i} \quad (4)$$

where TE predator is the metal concentration of a predator, TE prey is the metal concentration of each main prey, and $\int\ prey\ i$ is the proportion of each prey item in the diet of the predator as determined with the 'simmr' package. The food web was graphically represented with interconnected food chains, showing which organisms are predators and which organisms are their prey and how energy flows through the ecosystem. The organisms in a food web were grouped into categories called trophic levels, which included producers (first trophic level), consumers, and decomposers (last trophic level).

2.5.7. Trophic magnification factor

The magnification or dilution of metals through the trophic network was quantified using Eq. (5). This equation relates TP and wet-weight metal concentrations (Kidd et al., 1995):

$$\text{Log}C = a + b(TP), \quad (5)$$

where C is the logarithmically transformed metal concentration in the organisms, TP is the trophic position of each species, and b is the slope of the linear equation that expresses the relationship between the trophic levels and metal concentrations of the organisms.

The trophic magnification factor (TMF) was defined with Eq. (6):

$$TMF = 10^b, \quad (6)$$

Table 1

The number of composite or individual samples analyzed (n), total length (cm), whole body weight (g), $\delta^{13}\text{C}$ values, $\delta^{15}\text{N}$ values, and trophic position (TP; mean \pm SD) of the organisms in samples collected in the southeastern Gulf of California. Trophic guild 1 (TG1; phytoplankton, zooplankton, and small invertebrates), trophic guild 2 (TG2; mesopredators), and trophic guild 3 (TG3; upper trophic level predators, i.e., apex predators).

Taxa/species	n	Total length (cm)	Weight (g)	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	TP
TG1: Organisms in TG1 were analyzed as composite samples collected during each journey sorted by functional group or genus (n = 77).						
Phytoplankton	14	Non available information		4.3 \pm 1.9	-20.1 \pm 2	1
Brachyuran zoeae	6			4.4 \pm 0.6	-15.3 \pm 1.2	1.37 \pm 0.2
Bulk zooplankton	3			12 \pm 0.7	-17.5 \pm 2.7	3.08 \pm 0.2
Chaetognaths	3			6.1 \pm 3.2	-14.9 \pm 1.2	2.19 \pm 0.4
Copepods	10			8.9 \pm 1.3	-18.2 \pm 1.9	2.0 \pm 0.2
Ctenophores	5			11 \pm 0.5	-17.3 \pm 2.2	3.49 \pm 0.2
Fish eggs	8			7.7 \pm 0.8	-17.1 \pm 1.3	2.5 \pm 0.0
Fish larvae	6			8.4 \pm 0.5	-17.5 \pm 1.5	2.7 \pm 0.1
Gastropods	6			10.7 \pm 0.6	-13.4 \pm 1	2.6 \pm 0.1
Megalopae	4			8.2 \pm 1.8	-16.7 \pm 2.9	2.68 \pm 0.5
Mysis	3			6.5 \pm 0.5	-20.1 \pm 1	2.1 \pm 0.1
Squid larvae	2			7.8 \pm 2.	-16.5 \pm 0.2	2.5 \pm 0.6
Porcellanid zoeae	7			4.4 \pm 1	-14.2 \pm 1.1	1.5 \pm 0.2
TG2: Organisms in TG2 were analyzed as composite samples of same species, using 5–10 specimens of similar size (n = 145)						
<i>Anchoa walkeri</i>	5	10.0 \pm 4.4	46 \pm 30	12.0 \pm 2.6	-16.9 \pm 2	3.75 \pm 0.7
<i>Anchoa macrolepidota</i>	1	7.3	50	12.6	-15.4	3.95
<i>Argonauta noury</i>	5	4.3 \pm 0.9	16 \pm 8.5	13.5 \pm 0.2	-17.7 \pm 2	4.20 \pm 0.0
<i>Auxis thazard</i>	11	33.4 \pm 7.5	502.6 \pm 118	15.2 \pm 1.7	-14.4 \pm 2.1	4.70 \pm 0.4
<i>Balistes polylepis</i>	19	21.6 \pm 15	280 \pm 97	12.9 \pm 2.2	-14.1 \pm 2.3	4.03 \pm 0.6
<i>Calinectes bellicosus</i>	1	ND	5.5	14.0	-14.2	4.36
<i>Caranx caballus</i>	4	22.8 \pm 1.3	224.5 \pm 37	10.7 \pm 0.2	-15.9 \pm 2.9	3.38 \pm 0.0
<i>Caranx caninus</i>	11	21.7 \pm 4.7	191.8 \pm 66	14.2 \pm 1.3	-14.3 \pm 2.8	4.40 \pm 0.3
<i>Dosidicus gigas</i>	15	17.4 \pm 11	217.5 \pm 200	14.5 \pm 1.4	-14.6 \pm 1.8	4.51 \pm 0.4
<i>Fistularia corneta</i>	9	26.7 \pm 14	339 \pm 190	13.3 \pm 1.2	-16.4 \pm 1.9	4.15 \pm 0.3
<i>Hemiramphus saltator</i>	10	20.2 \pm 7.1	32.6 \pm 8	12.6 \pm 1.4	-15.8 \pm 0.9	3.93 \pm 0.4
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	2	ND	5.7 \pm 0.3	13.5 \pm 0.2	-17.1 \pm 0.1	4.21 \pm 0.0
<i>Litopenaeus spp.</i>	4	ND	ND	12.9 \pm 1.9	-14.0 \pm 0.8	4.02 \pm 0.5
<i>Litopenaeus vannamei</i>	6	8.0 \pm 1.8	4.7 \pm 3.9	13.9 \pm 1.2	-14.7 \pm 0.4	4.33 \pm 0.34
<i>Ophistonema libertate</i>	4	18.3 \pm 5.4	34.8 \pm 14	12.4 \pm 0.8	-15.4 \pm 1.4	3.89 \pm 0.2
<i>Peuronomes planipes</i>	4	11.6 \pm 1.3	14.4 \pm 2	9.8 \pm 0.6	-8.6 \pm 1.0	3.12 \pm 0.1
<i>Portunus xantusii</i>	2	ND	2.8 \pm 0.4	13.5 \pm 0.1	-14.5 \pm 0.3	4.21 \pm 0.0
<i>Pomadourys macracanthus</i>	5	16.6 \pm 1.4	58.2 \pm 2	13.8 \pm 0.5	-17.1 \pm 0.7	4.29 \pm 0.1
<i>Scomber japonicus</i>	14	21.5 \pm 8.8	167.1 \pm 17	14.0 \pm 1.7	-13.8 \pm 1.1	4.35 \pm 0.4
<i>Scomberomorus sierra</i>	3	21.7 \pm 8	223.3 \pm 96	12.4 \pm 2	-15.0 \pm 1.8	3.89 \pm 0.6
<i>Selar crumenophthalmus</i>	10	24.3 \pm 5.8	158.8 \pm 63	13.4 \pm 2.9	-15.7 \pm 1.0	4.16 \pm 0.8
TG3: Organisms in TG3 were individually analyzed by species, encompassing organisms of various sizes as available (n = 218)						
<i>Coryphaena hippurus</i>	46	72.1 \pm 27	4291.0 \pm 3983	15.3 \pm 1.8	-14.0 \pm 2.1	4.74 \pm 0.5
<i>Istiophorus platypterus</i>	53	169.5 \pm 39	31,401.8 \pm 15,323	16.6 \pm 1.3	-15.7 \pm 1.4	5.13 \pm 0.38
<i>Kajika audax</i>	23	156.5 \pm 45	55,360.7 \pm 34,623	17.0 \pm 1.2	-16.4 \pm 0.6	5.23 \pm 0.35
<i>Makaira nigricans</i>	29	165.1 \pm 39	52,811.8 \pm 29,487	17.4 \pm 1.6	-16.0 \pm 1.3	5.35 \pm 0.4
<i>Synodus scituliceps</i>	6	15.2 \pm 6.2	42.5 \pm 0.29	14.7 \pm 1.2	-15.5 \pm 1.0	4.16 \pm 0.8
<i>Sphyrna lewini</i>	12	56.2 \pm 14	3224.9 \pm 64	16.3 \pm 1.3	-15.1 \pm 0.7	5.04 \pm 0.4
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	3	31.0 \pm 2.9	154.3 \pm 9	14.0 \pm 1.1	-15.8 \pm 1.3	4.34 \pm 0.3
<i>Thunnus albacares</i>	46	102.4 \pm 33	20,851.5 \pm 14,834	16.5 \pm 1.3	-13.8 \pm 1.5	5.07 \pm 0.39

ND: Not determined due to incomplete specimens obtained during the analysis of stomach contents.

where b is the slope of the linear equation that expresses the relationship between the trophic levels and metal concentrations of the organisms. A TMF value >1 indicates the biomagnification of metals through the food web, while a TMF <1 value indicates the biodilution of metals in the food web (Jara-Marini et al., 2019).

3. Results and discussion

3.1. Food web structure

Organisms ranging from primary producers to top predators were collected in the southeastern Gulf of California for 7 years (2012–2018) (Table 1). A total of 363 organisms and 77 plankton samples were included in this study that, encompassed phytoplankton, zooplankton, macroinvertebrates, planktivorous fish, piscivorous fish, and top ocean predators such as sharks and billfishes. To structure the food web, hundreds of composted samples underwent SCA and SIA ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$). The SCA results are summarized in Supporting information

Table S7A–F.

The variation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ is illustrated in a bivariate plot in Fig. 1. A positive regression ($R^2 = 0.4135$; $p > 0.0001$) was observed in the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ relationship. Organism samples of primary producers and primary consumers were distributed in the lower section of the graph. In contrast, representatives of top predators occupied the upper and right sections. From the Euclidean dissimilarity matrix, the hierarchical cluster analysis revealed three separate trophic guilds based on the mean species $\delta^{15}\text{N}$ values (Fig. 1). These three trophic guilds were labeled based on trophic ecology as plankton and small invertebrates (TG1), mesopredators (TG2), and upper trophic level predators (apex predators; TG3). Linkage distances were relatively high between the three guilds, suggesting that these trophic guilds had distinct isotopic values.

The $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ results are summarized in Table 1. The $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ values ranged from $\delta^{15}\text{N} = 4.3 \pm 1.9\text{‰}$ and $\delta^{13}\text{C} = -20.1 \pm 2\text{‰}$ in phytoplankton to $17.4 \pm 1.6\text{‰}$ ($\delta^{15}\text{N}$) and $-16.0 \pm 1.3\text{‰}$ ($\delta^{13}\text{C}$) in the highest top predator, the blue marlin *Makaira nigricans*. Zooplankton

($\delta^{15}\text{N} = 7.27 \text{‰}$, $\delta^{13}\text{C} = -17.12 \text{‰}$) were enriched by approximately 2.7 ‰ (^{15}N) and -1.69‰ (^{13}C) over phytoplankton. TG2 ($\delta^{15}\text{N} = 12.0 \text{‰}$, $\delta^{13}\text{C} = -14.7 \text{‰}$) was enriched by approximately 4.7 ‰ (^{15}N) and -2.3‰ (^{13}C) over TG1. The lowest values were found in *Pleuroncodes planipes* ($\delta^{15}\text{N} = 9.8 \pm 0.5 \text{‰}$, $\delta^{13}\text{C} = -8.6 \pm 1.0 \text{‰}$), whereas the highest values were observed in *Auxis thazard* ($\delta^{15}\text{N} = 15.2 \pm 1.7 \text{‰}$, $\delta^{13}\text{C} = -14.4 \pm 2 \text{‰}$). Finally, TG3 ($\delta^{15}\text{N} = 15.16 \pm 1.1 \text{‰}$, $\delta^{13}\text{C} = -14.9 \pm 1.9 \text{‰}$) was enriched by 3.16 ‰ (^{15}N) and 0.16 ‰ (^{13}C). Low values were found in *Synodus scitidiceps* ($\delta^{15}\text{N} = 14.7 \pm 1.2 \text{‰}$, $\delta^{13}\text{C} = -15.5 \pm 1.0 \text{‰}$), whereas the highest values were observed in *M. nigricans*. The average enrichment values among trophic groups were $^{15}\text{N} = 3.59 \pm 1 \text{‰}$ and $^{13}\text{C} = 1.29 \pm 1 \text{‰}$. Comparisons of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ values among seasons showed no significant differences ($p > 0.05$).

Significant differences in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values were shown between trophic guilds and the habitat of the organisms ($p < 0.05$). For $\delta^{13}\text{C}$ values, benthic organisms showed the next decrease order TG3 ($\bar{x} = -16.83 \text{‰}$) > TG2 ($\bar{x} = -18.64 \text{‰}$) > TG1 ($\bar{x} = -20.16 \text{‰}$) ($p = 0.039$), benthopelagic TG2 ($\bar{x} = -17.21 \text{‰}$) > TG3 ($\bar{x} = -18.91 \text{‰}$) ($p = 0.0476$) and pelagic TG3 ($\bar{x} = -16.53 \text{‰}$) > TG2 ($\bar{x} = -17.22 \text{‰}$) > TG1 ($\bar{x} = -19.55 \text{‰}$) $p < 0.0001$. Whereas $\delta^{15}\text{N}$ values showed the next pattern of benthic organisms TG3 ($\bar{x} = 14.69 \text{‰}$) > TG2 ($\bar{x} = 12.36 \text{‰}$) ($p = 0.006$) and pelagic TG3 ($\bar{x} = 16.43 \text{‰}$) > TG2 ($\bar{x} = 13.46 \text{‰}$) > TG1 ($\bar{x} = 6.64 \text{‰}$) $p < 0.0001$. Comparisons of $\delta^{15}\text{N}$ values among benthopelagic organisms showed no significant differences ($p > 0.05$).

Based on $\delta^{15}\text{N}$ values, the TP values of each functional group and species were calculated. In primary consumers, the lowest TP values were found in gastropods (TP = 3.38 ± 0.1), whereas the highest values were found in squid larvae (TP = 3.71 ± 0.6). The TP values of secondary consumers ranged from 2.22 to 4.66, with the highest and lowest TP values in *Dosidicus gigas* (TP = 4.51 ± 0.4) and *P. planipes* (TP = 3.12 ± 0.1), respectively. In comparison, the TP values of the tertiary consumers ranged from 2.64 to 4.94, with the highest and lowest values in *A. thazard* (TP = 4.70 ± 0.4) and *Caranx caballus* (TP = 3.38 ± 0.0), respectively. Finally, the TP values of top predators ranged from 3.76 to 6.66, with the highest and lowest TP values observed in *M. nigricans* (TP = 5.35 ± 0.4) and *C. hippurus* (TP = 4.74 ± 0.5), respectively. Significant differences ($p < 0.05$) in TP values were found and followed the order of large predators > medium pelagic fish > cephalopods > crustaceans and small fish > zooplankton. The TP values increased significantly ($p < 0.05$) as the trophic guild increased: TG1 (2.60 ± 1.00) > TG2 (3.60 ± 1.87) > TG3 (4.47 ± 12.86).

The $\delta^{13}\text{C}$ values of the carbon sources analyzed in this study were generally more depleted than those of ^{13}C -enriched sources reported in the literature for microphytobenthos, marine phytoplankton, and seagrasses (Vaslet et al., 2012). Herbivorous, omnivorous, and carnivorous zooplankton relied entirely on coastal carbon. The influence of freshwater and terrestrial materials found along the Mazatlán coast may explain the depleted ^{13}C primary producer signals and, consequently, the differences in $\delta^{13}\text{C}$ enrichment in the upper trophic levels. Terrestrially derived carbon is isotopically lighter than marine-derived material (Naidu et al., 2000), and terrestrial carbon sources are composed of dissolved and particulate organic carbon from plant debris and dissolved inorganic carbon. In contrast, marine-derived carbon is enriched with dissolved inorganic carbon (Boutton et al., 1991).

Zooplankton are crucial intermediary species in food webs because they can control both primary production and fish production in tropical systems such as the one in this study (Pauly and Christensen, 1995; Jarre-Teichmann and Christensen, 1998). Specific information of the structure of the zooplankton community is important because zooplankton are most exploited food source of pelagic fish (principally sardines, anchovies, and small fishes; Verheye et al., 1998). In this study, the dominant zooplankton groups were crustacean zooplankton (e.g., copepods) and meroplankton (e.g., brachyuran zoea). Similar $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ ranges to those of this study have been reported for the southeastern Gulf of California ($\delta^{13}\text{C} = -22.7$ to -19.5‰ ; $\delta^{15}\text{N} = 7.2$ to 13.8‰), and a latitudinal pattern in organic matter and nitrogenous

nutrients has been found with elevated $\delta^{15}\text{N}$ values (López-Ibarra et al., 2018). Previous studies have also identified a high influence of isotopically heavy nitrate in the tropical Pacific that can alter values in both phytoplankton and zooplankton (Sigman et al., 2006). However, the $\delta^{15}\text{N}$ signature in zooplankton and the nitrate concentration were found to decrease towards the southern region of the Gulf of California (López-Ibarra et al., 2018).

Differences in $\delta^{13}\text{C}$ values have been commonly related to upwelling, coastal dynamics, and a lack of productivity that is often found in oceanic waters, in addition to spatiotemporal changes in organic carbon sources due to gradual mixing between fluvial (light $\delta^{13}\text{C}$) and marine (heavy $\delta^{13}\text{C}$) organic matter (Ménard et al., 2007). In general, benthopelagic fish and crustaceans had lower $\delta^{13}\text{C}$ values than those of pelagic environments. In addition, TG2 and TG3 also displayed differences in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values, with pelagic organisms showing higher $\delta^{13}\text{C}$ values than those of benthic and benthopelagic organisms, this agrees with Fry (2004), benthic organisms tend to show lower $\delta^{13}\text{C}$ than pelagic species. Regarding $\delta^{15}\text{N}$ results, higher values were found in pelagic organisms, and lowest in benthic species. It may be explained because pelagic organisms are carnivorous mainly, and it increases $\delta^{15}\text{N}$ values. However, $\delta^{15}\text{N}$ signature in benthic organisms decreases because they tend to feed microphytobenthos and detritus (Zanden and Rasmussen, 2001).

Nitrogen is a structural component in numerous molecules, many of which are proteins. Most of the fishes in TG3 are top predators, and thus should reflect high $\delta^{15}\text{N}$ values (Moteki et al., 2001). However, we found lower $\delta^{15}\text{N}$ values in *C. hippurus* and *T. albacares* compared to those of billfishes which could be due to a) variable diets and slow turnover rates in the body tissues of large pelagic fishes (Kim et al., 2012; Madigan et al., 2012), b) ontogenetic changes coupled with dietary changes (Fry, 2006; Graham et al., 2007), and c) the spatiotemporal variability in isotopic signatures in base food chain sources that are consumed by pelagic fishes (Graham et al., 2010; Richert et al., 2015). Additionally, billfishes and hammerhead sharks showed higher $\delta^{15}\text{N}$ values compared to those in tuna and dolphinfish, which could reflect high rates of denitrification (Somes et al., 2010). The enriched $\delta^{15}\text{N}$ values in *S. lewini* could reflect a preference for coastal and benthic habitats because benthic food chains are longer than pelagic food chains (Torres-Rojas et al., 2014).

3.2. Environmental metal levels in coastal waters and bioaccumulation factors

3.2.1. Seawater

Our results indicate seawater (KMO = 0.69), and marine sediment (KMO = 0.80) are suitable for use in multivariable analysis. The principal component analysis (PCA) of four environmental variables measured during 2018 indicated that they explained 73.9 % of the total environmental variation in the first two axes (Fig. 2). The first component (PC1) explained 50 % of the variance and highly influenced by the values of dissolved oxygen (DO), Cd ($\mu\text{g L}^{-1}$), Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$), and Pb ($\mu\text{g L}^{-1}$). The second component (PC2) was determined by pH, Cd, and Zn values ($\mu\text{g L}^{-1}$), explaining 15.5 % of the variance.

The concentrations of metals in seawater are shown Supporting information Fig. S2. These followed the order of Zn ($3.06 \pm 2.64 \mu\text{g L}^{-1}$) > Cu ($1.90 \pm 1.58 \mu\text{g L}^{-1}$) > Mn ($1.87 \pm 0.47 \mu\text{g L}^{-1}$) > Cd ($0.11 \pm 0.06 \mu\text{g L}^{-1}$) > Pb ($0.09 \pm 0.05 \mu\text{g L}^{-1}$). Higher Mn concentrations were found in our study. The Zn, Cu, and Mn concentrations were below the permissible limits for these heavy metals in seawater; however, the Cd ($0.003 \mu\text{g L}^{-1}$) and Pb ($0.1 \mu\text{g L}^{-1}$) concentrations were above their permissible limits (WHO, 2022).

The BAF values in seawater are shown in Fig. 3. Higher BAF_{Cd} and BAF_{Zn} values were found in TG2 and TG3. The highest BAF_{Cd} values were found in TG2 benthic ($21,358 \pm 6556$) and TG3 pelagic (8037 ± 5345), which also exhibited the highest BAF_{Zn} values (TG3 pelagic, 5882 ± 3005). Lead bioaccumulated in pelagic phytoplankton (1302 ± 846)

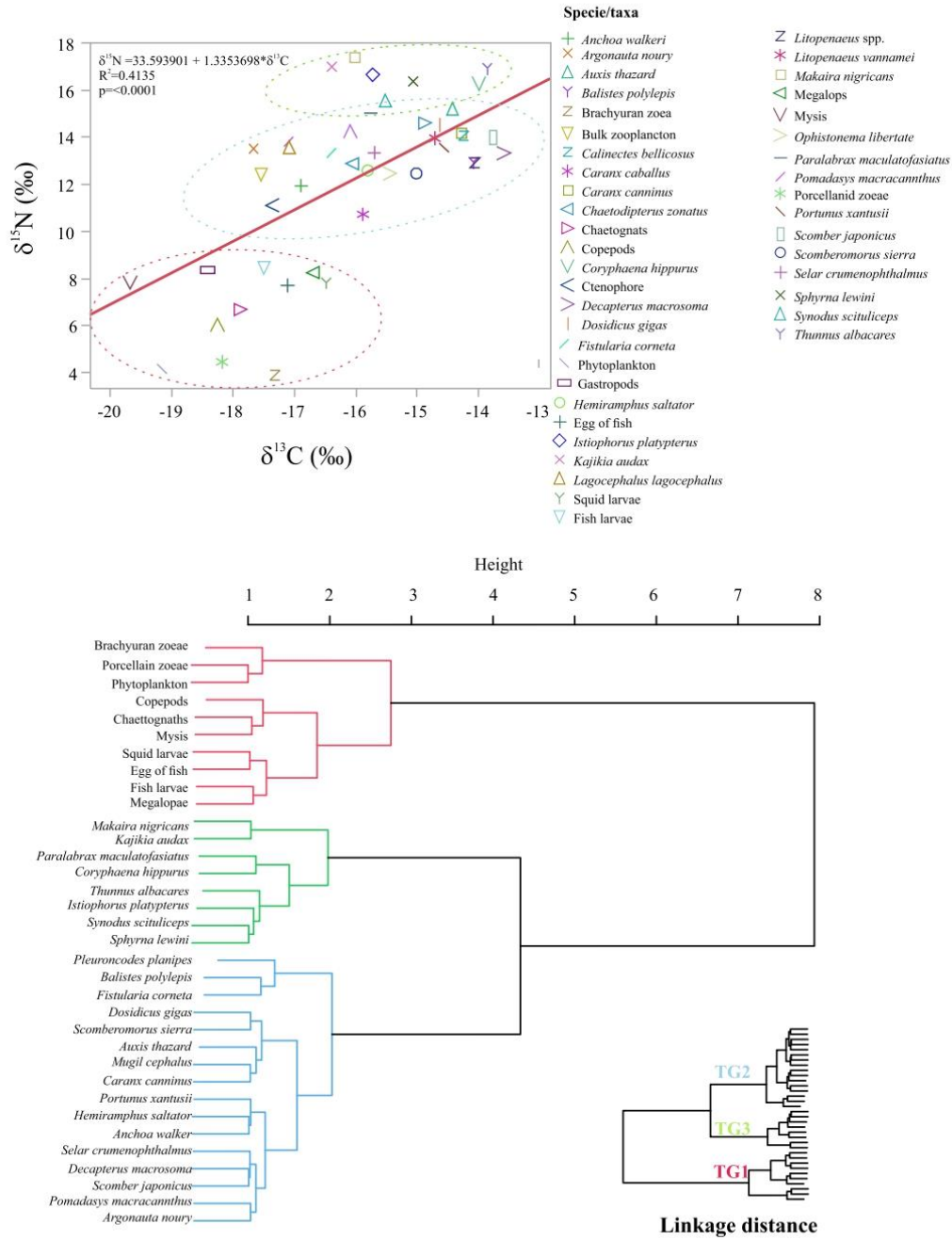


Fig. 1. Biplot of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values (mean \pm SD) for predators and prey. Large, dotted ovals show trophic groups from the cluster analysis by color. Inset shows a dendrogram of cluster analysis; each node represents an individual species. Trophic guild 1 (TG1; plankton and small invertebrates), trophic guild 2 (TG2; meso-predators), and trophic guild 3 (TG3; upper trophic level predators, i.e., apex predators).

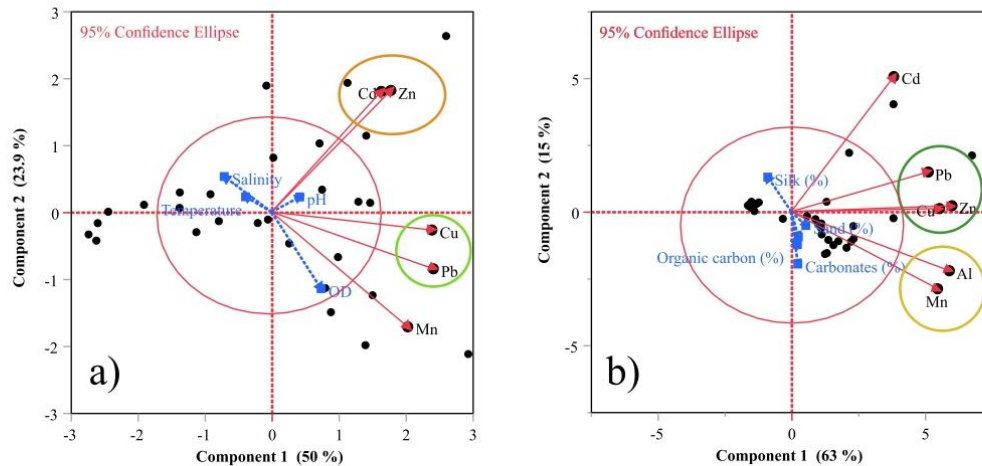


Fig. 2. Principal components analysis (PCA) ordination of sampled stations based on a Euclidean a) Distances matrix considering four environmental variables (temperature, salinity, pH, and dissolved oxygen [DO]) in seawater and b) distance matrix considering the sample composition variables in marine sediment measured in the southeastern Gulf of California.

and zooplankton (4695 ± 1368), and Mn bioaccumulated in benthic zooplankton (1561 ± 418). The BAF_{Cu} values were < 1000 in all groups. In addition, BAF_{Cu} , BAF_{Mn} , and BAF_{Pb} showed no bioaccumulation through seawater in higher trophic levels.

In this study, the TE concentrations in seawater were low compared with their permissible limits and consequently do not constitute a risk factor for human health. The low TE concentrations in seawater may be related with particulate matter absorption from the water column and sedimentation (Gupta et al., 2009). The BAF values were calculated to assess the ability of organisms to absorb toxic substances, in this case the heavy metals Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn from the water column.

Our study showed Cd accumulation in zooplankton and fish species. Xiong et al. (2019) reported Cd accumulation in the livers and muscle tissues of fish. We also found Zn accumulation in pelagic fish, with Rolón et al. (2021) reporting similar results. The differences between BAF_{Cd} and BAF_{Zn} could be related to the physiological compounds synthesized in tissues (Liu et al., 2014). Both TG2 and TG3 were composed of fish, which can accumulate TE in their tissues after their absorption through the gill surface, with subsequent absorption through the gut wall that may result in higher TE levels than the toxic concentrations in their environments (Chevreuil et al., 1995). The skin and the gills in particular are the main tissues exposed to waterborne Cd. Therefore, fish exposed to Cd through the consumption of contaminated food items do not show lesions in these organs but rather in their digestive tracts (Isani et al., 2009).

TG3 pelagic showed the highest BAF_{Zn} values. This suggests that Zn could be transferred from the surrounding water into the organisms through their gills, where Zn may be temporarily stored and then transferred to the circulatory system until being concentrated in the muscles, which act as terminal reservoirs (Canli and Atli, 2003; Liu et al., 2014). The BAF of TE may be influenced by environmental exposure and the physiological properties of each species (McGeer et al., 2003).

The BAF values of Pb were efficient in TG1. Our results were similar to those reported in the Mediterranean Sea by Annabi-Trabelsi et al. (2021) who found Pb bioaccumulation in zooplankton. Sánchez-Marín et al. (2011) reported that Pb accumulation in phytoplankton was correlated with dissolved organic matter (DOM), as it generates a Pb-DOM complex that enhances the Pb concentration in phytoplankton.

3.2.2. Sediments

The results of the PCA indicated that eight environmental variables included in the analysis explained 78 % of the total environmental variation in the first two axes (Fig. 2). The first component (PC1) explained 63 % of the variance and was highly influenced by sand (%), carbonates (%), Al (%), and Mn ($\mu\text{g g}^{-1}$). The second component (PC2) explained 15 % of the variance and was influenced by Cd, Pb, Cu, and Zn ($\mu\text{g g}^{-1}$). PC1 represented the materials of terrestrial origin, while PC2 those TE with anthropogenic inputs.

The BCR geochemical fractionation results are shown in Supporting Information S3. To calculate BSAF values, we used the bioavailable fraction in sediments which is the sum of the exchangeable, oxidizable, and reducible fractions. The TE showed the following order of bioavailability: Pb (48 %) $>$ Mn (26 %) $>$ Zn (14 %) $>$ Cd (13 %) $>$ Cu (5 %). The Pb concentrations were mainly associated with the exchangeable fraction (37–21 %). The metal concentrations in the sediments are shown in Fig. 4 and followed the order of Mn ($49 \pm 20 \mu\text{g g}^{-1}$) $>$ Zn ($23.7 \pm 19 \mu\text{g g}^{-1}$) $>$ Cu ($10.6 \pm 1.8 \mu\text{g g}^{-1}$) $>$ Pb ($2.79 \pm 3 \mu\text{g g}^{-1}$) $>$ Cd ($0.22 \pm 0.9 \mu\text{g g}^{-1}$).

The $BSAF_{Cd}$ values were > 1 in benthic and benthopelagic organisms. They followed the order of TG1 benthic (24.7) $>$ TG2 benthic (8.21) $>$ TG3 benthic (4.41) $>$ TG3 benthopelagic (2.4) $>$ TG2 benthopelagic (1.09; Fig. 4). In contrast, the $BSAF_{Zn}$ values were only > 1 in TG2 benthic (1.04) and benthopelagic (1.99) groups and > 1 in TG1 and TG3. The BSAF values of Mn, Cu, and Pb were < 1 in all benthic and benthopelagic organisms, indicating their biodilution among the sediments and biota.

The TE in seawater can be mobilized to the sediment through physical, chemical, and biological processes (Shine et al., 1995). As such, the sediment has been designated as an important reservoir of contaminants that can play an important role in their bioaccumulation through food webs (Burton Jr., 2002). Thus, sediments are important indicators of TE pollution in marine environments (Lin et al., 2021). We determined TE concentrations in the bioavailable fraction to obtain the sediment fraction capable of exchanging metal ions in the environment. Although Pb exhibited higher bioavailability in sediment samples, the Pb bioconcentration was not efficient ($BSAF_{Pb} < 1$). This may be related to the bioavailability of Ca^{2+} in the environment and cell turnover, which ensures that the concentrations of this metal are reduced during trophic transfer (Campbell et al., 2005). Similar patterns have also been

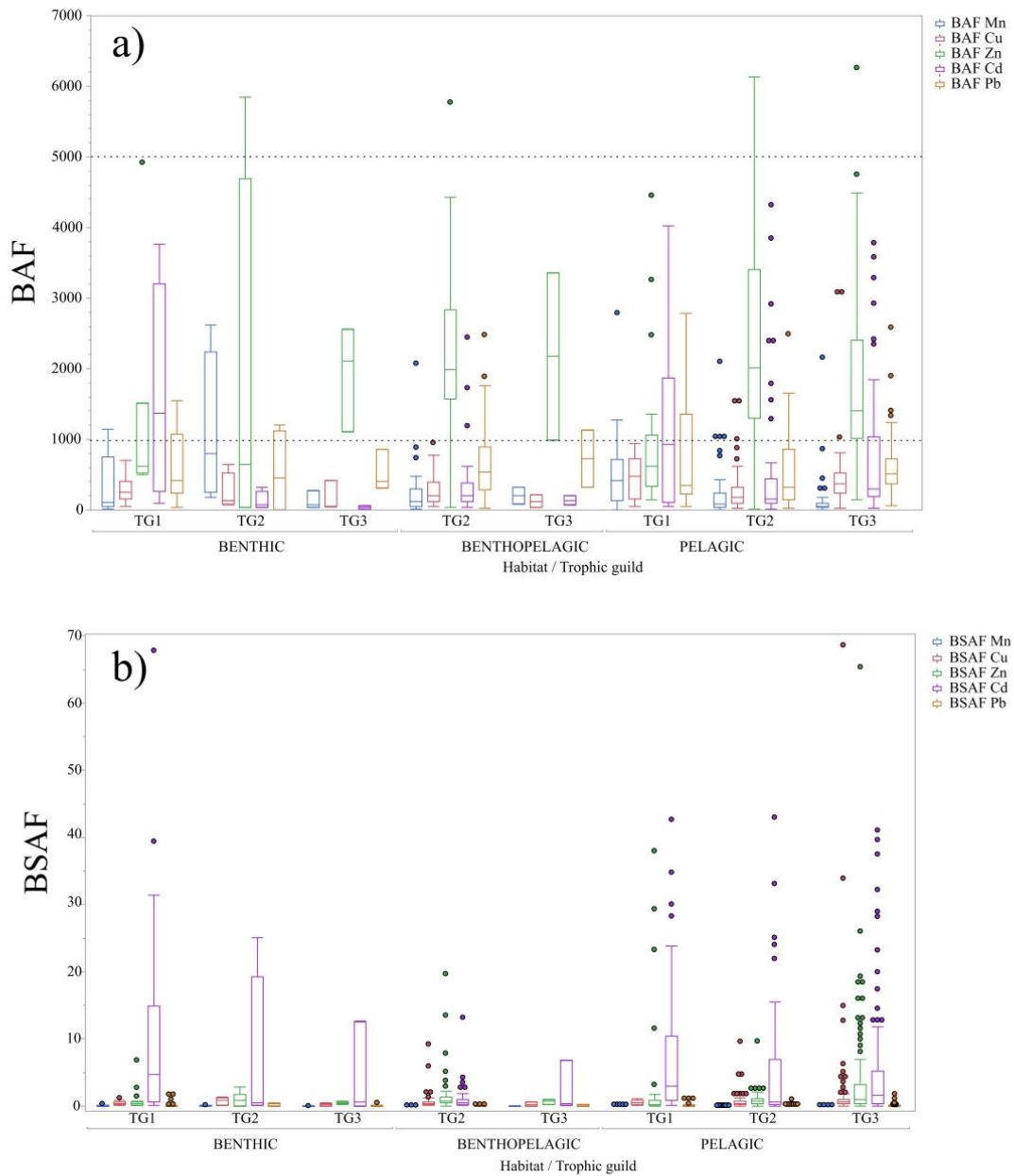


Fig. 3. Bioaccumulation factors in a) seawater (BAF) and b) marine sediments (BSAF) for organisms from the southeastern Gulf of California. Trophic guild 1 (TG1; plankton and small invertebrates), trophic guild 2 (TG2; mesopredators), and trophic guild 3 (TG3; upper trophic level predators, i.e., apex predators).

reported in other trophic transfer studies (Nfon et al., 2009; Sakata et al., 2014). The BSAF values of this study indicate that Cd is concentrated in the food web of the southeastern Gulf of California and is more influenced by the environment than by food consumption. We estimated the BSAF of benthic organisms because their bodies come into contact with

sediments. Thus, these organisms tend to accumulate relatively higher concentrations of heavy metals than pelagic organisms and reflect the contamination states of aquatic environments (Roméo and Gnassia-Barelli, 1995).

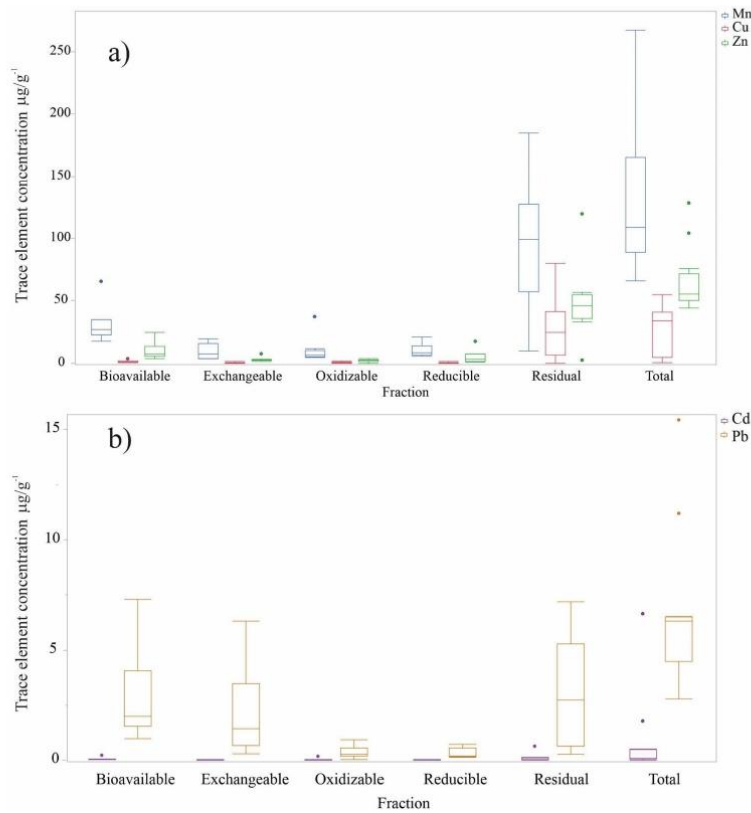


Fig. 4. The concentrations of a) essential elements Cu, Mn, and, Zn, and b) nonessential elements Cd and Pb in total sediment and geochemical fractionations of the marine sediments collected in the southeastern Gulf of California.

3.3. Metal content by functional group and representative species

The TE concentrations in marine organisms are shown in (Table 2). The highest Cd accumulation was found in squid larvae ($12.93 \pm 7.79 \mu\text{g g}^{-1}$), whereas the lowest Cd accumulation was found in *Scomberomorus sierra* ($0.01 \pm 0.02 \mu\text{g g}^{-1}$). Higher Cd concentrations were found in TG2 (mean = $0.95 \pm 0.08 \mu\text{g g}^{-1}$) when compared to those of the other groups. Similar results of Cd concentrations in fish have been found in other trophic ecology studies of the Gulf of California (Páez-Osuna et al., 2017; Lara et al., 2020). Lara et al. (2020) suggested that Cd distribution in this region may be related to the local phosphorite deposits, and the natural weathering process has been found to increase the bioavailability of this metal (John and Leventhal, 2004). Squid larvae showed the highest concentrations of Cd throughout the food web. However, Lara et al. (2020) reported higher concentrations in cephalopods, which accumulate large concentrations of Cd that may or may not be transferred to higher trophic levels (Storelli and Marcotrigiano, 2005).

The highest and lowest Cu accumulation values were found in *Litopenaeus* spp. ($10.3 \pm 9.5 \mu\text{g g}^{-1}$) and *Lagocephalus lagocephalus* ($0.12 \pm 0.04 \mu\text{g g}^{-1}$; $p < 0.005$). In addition, higher Cu concentrations were found in TG3 (mean = $3.2 \pm 0.9 \mu\text{g g}^{-1}$) compared to those of the other groups. Significant differences were also observed between the Cu concentrations of TG1 and TG2 ($p < 0.005$) and between TG1 and TG3 ($p < 0.05$). Similar results have been found in other studies in the Gulf of

California (Páez-Osuna and Ruiz-Fernández, 1995; Frías-Espéricueta et al., 2006). *Litopenaeus* spp. It tends to accumulate Cu because it is an essential component of hemocyanin, responsible for oxygen transport in crustaceans. Cu sulfate is a common inorganic mineral in crustacean food items (Lall and Kaushik, 2021).

The Mn concentration among trophic groups followed the order of TG1 > TG2 > TG3, with significant differences observed between TG1 and TG2 ($p < 0.005$) and TG1 and TG3 ($p < 0.005$). The highest Mn concentrations were found in *Litopenaeus* spp. ($4.23 \pm 3.93 \mu\text{g g}^{-1}$), while the lowest were found in *T. albacares* ($0.02 \pm 0.03 \mu\text{g g}^{-1}$). A lower concentration of Mn than that in our study was reported in *Litopenaeus vannamei* shrimp in the Gulf of California ($4.54 \pm 3.84 \mu\text{g g}^{-1}$ DW; Páez-Osuna and Ruiz-Fernández, 1995). Information regarding Mn is scarce; however, Mn is an important cofactor or activator of different enzymes and enzymatic reactions (e.g., electron-transfer, antioxidant defense, and phosphorylation; Simkiss and Taylor, 1989).

The Pb concentrations among trophic groups followed the order of TG1 > TG2 > TG3. The highest and lowest Pb accumulation values in primary consumers were found in squid larvae ($9.3 \pm 8.1 \mu\text{g g}^{-1}$) and *Kajikia audax* ($0.01 \pm 0.0 \mu\text{g g}^{-1}$), respectively, with significant differences between TG1 and TG2 ($p < 0.005$), TG1 and TG3 ($p < 0.005$), and TG2 and TG3 ($p < 0.005$). In previous studies, Pb concentrations have reflected biodilution in marine and freshwater food webs (Chen and Folt, 2000; Battuello et al., 2016; Chouvelon et al., 2019). In TG1, the Pb concentrations could be related to Pb colloids in seawater that could be

Table 2

Concentrations of Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn (mean \pm SD, in $\mu\text{g g}^{-1}$) in the organisms collected in the southeastern Gulf of California. Trophic guild 1 (TG1; plankton and small invertebrates), trophic guild 2 (TG2; mesopredators), and trophic guild 3 (TG3; upper trophic level predators, i.e., apex predators). Tukey Test: A > B > C > D ($p < 0.05$).

Species/taxa	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
TG1	0.79 \pm 1.6^a	0.73 \pm 1.2^a	0.97 \pm 1.4^a	2.61 \pm 0.5^a	12 \pm 11^a
Phytoplankton	0.20 \pm 0.1	0.28 \pm 0.2	0.83 \pm 0.7	0.72 \pm 0.1	18.35 \pm 7.4
Brachyuran zoeae	0.47 \pm 0.0	0.19 \pm 0.1	0.41 \pm 0.3	2.93 \pm 0.5	1.64 \pm 0.9
Bulk zooplankton	2.83 \pm 0.3	0.53 \pm 0.3	3.05 \pm 0.9	8.25 \pm 0.6	10.19 \pm 6.3
Chaetognaths	1.39 \pm 1.0	2.45 \pm 0.3	1.59 \pm 2	5.74 \pm 1	20.5 \pm 19.5
Copepods	0.12 \pm 0.0	0.48 \pm 0.2	0.58 \pm 0.4	1.12 \pm 1	32.67 \pm 7.4
Ctenophores	0.88 \pm 0.7	0.20 \pm 0.1	0.30 \pm 0.1	0.88 \pm 0.1	22.75 \pm 8.8
Fish eggs	0.35 \pm 0.2	0.89 \pm 0.5	0.70 \pm 0.6	0.54 \pm 0.9	1.04 \pm 0.7
Fish larvae	0.93 \pm 0.0	0.35 \pm 0.2	0.80 \pm 0.7	2.68 \pm 1	2.85 \pm 0.2
Gastropods	3.72 \pm 0.0	1.87 \pm 0.2	3.28 \pm 2	9.06 \pm 1	11.62 \pm 0.1
Megalopae	0.14 \pm 0.1	2.11 \pm 0.3	0.90 \pm 0.9	0.30 \pm 0.2	5.51 \pm 5
Mysis	0.77 \pm 0.5	1.26 \pm 1	0.59 \pm 0.0	0.29 \pm 0.1	0.80 \pm 0.0
Squid larvae	12.93 \pm 7	1.40 \pm 1	0.35 \pm 0.0	19.39 \pm 10	11.81 \pm 2.5
Porcelain zoeae	0.23 \pm 0.0	0.39 \pm 0.2	0.32 \pm 0.2	4.80 \pm 1.0	1.74 \pm 1
TG2	0.95 \pm 0.8^a	0.8 \pm 1.0^b	0.4 \pm 0.4^b	0.84 \pm 2.8^b	11 \pm 20^a
<i>Anchoa walkeri</i>	1.68 \pm 1	0.38 \pm 0.4	0.25 \pm 0.2	0.19 \pm 0.1	9.86 \pm 7
<i>Anchoa macrolepidota</i>	0.01	0.30	0.42	0.01	0.15
<i>Argonauta noury</i>	0.50 \pm 0.4	0.35 \pm 0.1	0.06 \pm 0.0	0.17 \pm 0.1	5.81 \pm 1
<i>Auxis thazard</i>	0.06 \pm 0.0	1.24 \pm 0.2	0.04 \pm 0.0	0.11 \pm 0.2	8.14 \pm 4.7
<i>Balistes polylepis</i>	0.06 \pm 0.0	0.49 \pm 0.2	0.27 \pm 0.1	0.29 \pm 0.1	12.85 \pm 2
<i>Calinectes bellicosus</i>	0.87	1.89	0.03	0.08	16.07
<i>Dosidicus gigas</i>	0.33 \pm 0.0	0.95 \pm 0.9	0.09 \pm 0.1	0.84 \pm 0.3	7.94 \pm 7
<i>Fistularia corneta</i>	0.47 \pm 0.5	0.86 \pm 0.5	0.47 \pm 0.3	1.63 \pm 1.3	7.65 \pm 6
<i>Caranx caballus</i>	0.03 \pm 0.0	0.64 \pm 0.6	0.17 \pm 0.1	0.67 \pm 0.0	4.99 \pm 3
<i>Caranx caninus</i>	0.24 \pm 0.5	0.55 \pm 0.4	0.09 \pm 0.0	0.28 \pm 0.3	6.63 \pm 3
<i>Hemiramphus saltator</i>	6.35 \pm 3	0.70 \pm 0.6	0.54 \pm 0.2	1.21 \pm 0.2	9.73 \pm 2
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	0.16 \pm 0.0	0.12 \pm 0.0	0.48 \pm 0.3	2.32 \pm 0.2	10.47 \pm 3
<i>Litopenaeus spp.</i>	0.96 \pm 0.6	10.37 \pm 9	4.23 \pm 4	5.11 \pm 4.5	33.47 \pm 10
<i>Litopenaeus vannamei</i>	2.26 \pm 1	0.36 \pm 0.0	0.72 \pm 0.1	1.99 \pm 1.3	6.19 \pm 2
<i>Ophistonema libertate</i>	0.01 \pm 0.0	0.45 \pm 0.6	0.09 \pm 0.0	0.40 \pm 0.0	5.64 \pm 6
<i>Pleuroncodes planipes</i>	0.38 \pm 0.2	1.01 \pm 0.7	0.03 \pm 0.0	0.05 \pm 0.0	8.01 \pm 2
<i>Portunus xantusii</i>	1.56 \pm 0.2	1.85 \pm 0.2	0.04 \pm 0.0	0.12 \pm 0.0	19.03 \pm 14
<i>Pomadasys macracanthus</i>	0.09 \pm 0.0	0.56 \pm 0.3	1.07 \pm 0.6	0.42 \pm 0.3	41.91 \pm 5.7
<i>Selar crumenophthalmus</i>	1.38 \pm 0.2	0.51 \pm 0.2	0.10 \pm 0.1	0.15 \pm 0.1	7.15 \pm 5.4
<i>Scomber japonicus</i>	2.58 \pm 0.4	0.38 \pm 0.3	0.57 \pm 0.4	0.45 \pm 0.2	15.27 \pm 2
<i>Scomberomorus sierra</i>	0.01 \pm 0.0	0.21 \pm 0.2	0.07 \pm 0.0	0.16 \pm 0.1	9.07 \pm 6
TG3	0.68 \pm 0.2^a	3.2 \pm 0.9^b	0.23 \pm 0.8^b	0.12 \pm 0.6^c	25 \pm 30^b
<i>Coryphaena hippurus</i>	1.13 \pm 1	0.99 \pm 0.6	0.69 \pm 0.1	0.21 \pm 0.3	26.41 \pm 20
<i>Istiophorus platypterus</i>	0.24 \pm 0.1	4.65 \pm 4	0.04 \pm 0.0	0.01 \pm 0.0	41.85 \pm 24
<i>Kajikia audax</i>	0.07 \pm 0.0	1.80 \pm 0.9	0.23 \pm 0.1	0.01 \pm 0.0	62.14 \pm 39
<i>Makaira nigricans</i>	0.84 \pm 1.0	5.36 \pm 1	0.07 \pm 0.0	0.02 \pm 0.0	63.76 \pm 28
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	0.17 \pm 0.0	0.48 \pm 0.3	0.12 \pm 0.1	1.43 \pm 1.2	7.02 \pm 3
<i>Sphyrna lewini</i>	0.04 \pm 0.0	1.44 \pm 1	0.63 \pm 0.5	0.03 \pm 0.0	45.87 \pm 24
<i>Synodus sciticeps</i>	0.31 \pm 0.4	0.33 \pm 0.1	0.07 \pm 0.0	1.30 \pm 0.9	5.18 \pm 2
<i>Thunnus albacares</i>	1.17 \pm 0.6	7.00 \pm 2	0.02 \pm 0.0	0.04 \pm 0.0	10.77 \pm 7

adsorbed by planktonic debris (Paimpillil et al., 2010).

Finally, the highest Zn concentration was found in TG3 ($25 \pm 30 \mu\text{g g}^{-1}$) compared to those of the other groups. Significant differences in the Pb concentration were observed between TG1 and TG3 ($p < 0.00001$) and TG2 and TG3 ($p < 0.0001$). The highest and lowest Zn concentrations were found in *M. nigricans* ($63.7 \pm 64 \mu\text{g g}^{-1}$) and *Mysis* spp. ($0.80 \pm 0.07 \mu\text{g g}^{-1}$). Similar Zn concentrations have been reported for swordfish (41.7 ± 34.7 ; Kojadinovic et al., 2007). Zinc is a cofactor of >300 enzymes involved in important functions, such as RNA and DNA metabolism, and plays a major role in stabilizing the structures of a large number of proteins (Chasapis et al., 2012).

3.4. Trophic transfer of metals

The BMF_{SIA} provides realistic information of trophic transfer within food webs because it considers SCA, SIA, and TE concentrations. The IMM results are shown in Supporting Information SSA-C. The BMF_{SIA} interactions for each TE are shown in Fig. 5 (values are given in Supporting Information S9). Higher BMF_{SIA} Cd values were found in *Balistes polylepis* ($x^- = 248.80$) than in *H. saltator* ($x^- = 1.82$). Benthic fish can accumulate TE from the sediment and water column. Due to environmental factors, such as pH, the redox potential, or the presence of

organic chelators, TE are consequently absorbed as free metal ions or ingested by fish (Oronsaye et al., 2010). According to our results, *B. polylepis* is a key prey species in the food web of the southeastern Gulf of California and contributes to the transfer of Cd, Cu, and Zn to higher trophic levels. *B. polylepis* is omnivorous and can be considered an intermediate feeder that consumes benthic and pelagic food items (Morino-Sánchez et al., 2011). This species is also capable of transporting energy from mesopredators to top predators. Moreover, higher BMF_{SIA} Cu values were found in *Decapterus macrosoma* ($x^- = 255.37$) than in *Chaetognats* spp. ($x^- = 0.57$) and squid larvae ($x^- = 0.93$). The uptake of Cu by fish mainly occurs through dietary routes or environmental exposure (Nordberg et al., 2007). Based on our results, we discarded environmental Cu exposure as a potential route because BAF_{Cu} and BSAF_{Cu} were not effective. Therefore, Cu transfer in *D. macrosoma* may be due to diet. *D. macrosoma* feeds on zooplankton, zoobenthos, and other planktonic invertebrates. The incorporation of TE in plankton is related to feeding behavior and lipid content (Battuello et al., 2016). The TE concentrations in plankton can in turn influence dietary uptake and subsequent metal accumulation (Wang and Fisher, 1998). Moreover, if metals accumulate in easily digestible parts of prey, they are likely to be assimilated more efficiently by predators (Reinfelder and Fisher, 1991).

Lower BMF_{SIA} Mn values were found in Chaetognaths ($x^- = 1.44$)

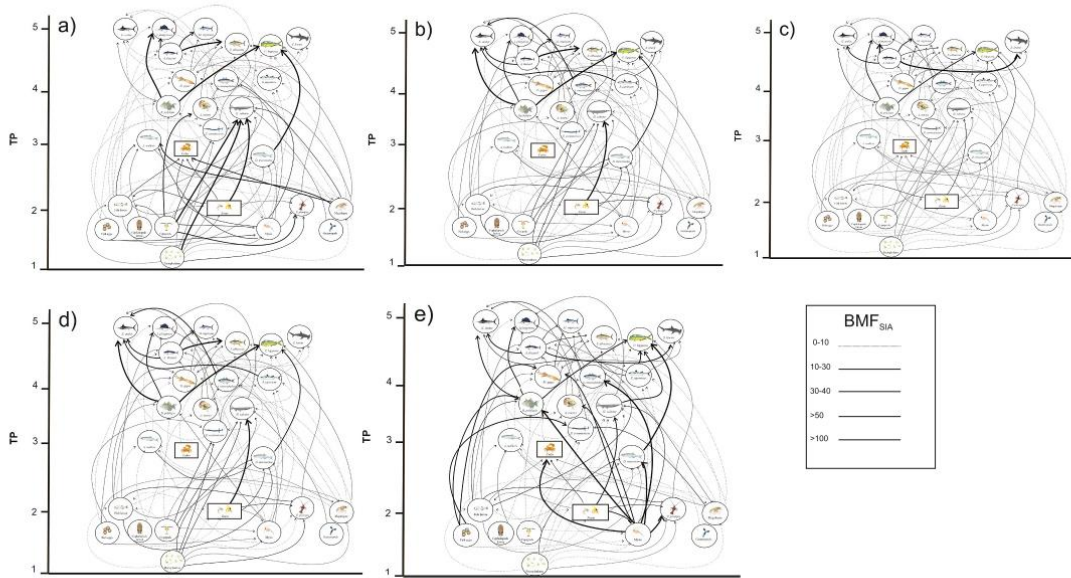


Fig. 5. Trophic transfer process of a) Cadmium b) Copper c) Manganese d) Lead, and e) Zinc in benthic and pelagic food chains and the food web of the southeastern Gulf of California. Solid arrows indicate BMF_{SIA} values of 50–100. Broken arrows indicate BMF_{SIA} values < 10. The BMF_{SIA} values of all species are shown in Supporting information S9.

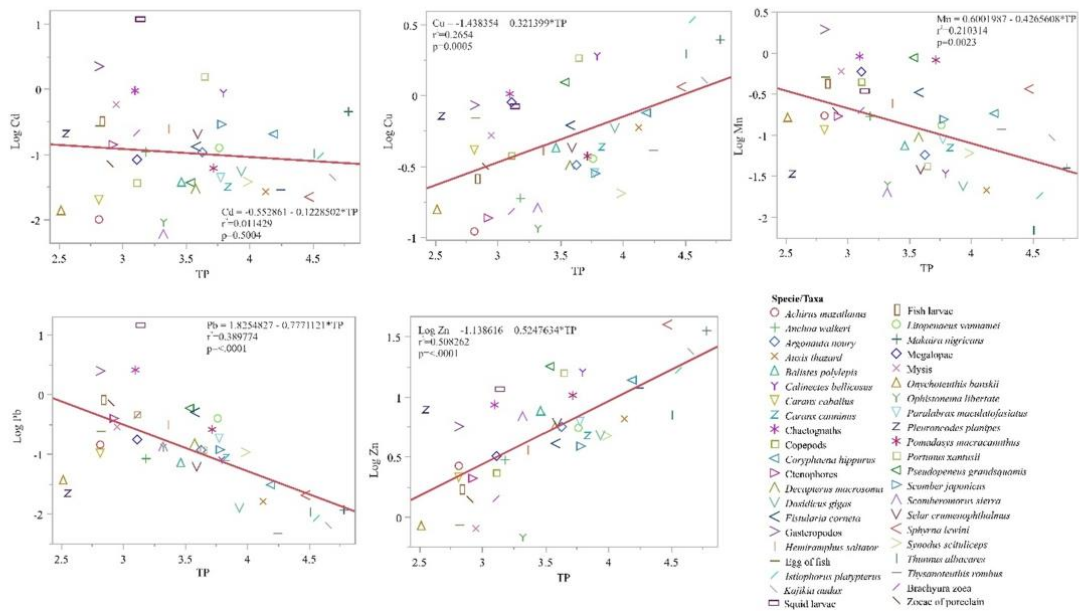


Fig. 6. Linear regression between the \log_{10} concentrations of Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn in marine organisms and their trophic positions calculated from $\delta^{15}N$ values (muscle tissues and whole body). In the equation of the model, Y denotes the Log-transformed concentration, and X denotes the trophic position. The values of R^2 and p denote the coefficient of determination and the significance of the regression coefficient (via t-test), respectively. Organisms with $TP \leq 2$ were excluded.

and *P. xantusii* ($\bar{x} = 0.98$) than in *A. thazard* ($\bar{x} = 84.86$) and *B. polylepis* ($\bar{x} = 56.71$). The BMF_{SIA} Mn value was higher in *A. thazard* than in other species. Although the Mn concentration was lower in prey species, its contribution percentage was higher in top predators. *Auxis thazard* is consumed by pelagic predators in the Gulf of California (Torres-Rojas et al., 2013b; Richert et al., 2015; Torres-Rojas et al., 2016), thus *A. thazard* appears to be a key prey species involved in the trophic transfer of TE in the southeastern Gulf of California.

Higher BMF_{SIA} Pb values were present in *Anchoa walkeri* ($\bar{x} = 88$) than in fish larvae ($\bar{x} = 1.82$). *Anchoa walkeri* is a planktivorous fish that feeds on lower trophic level species, which resulted in the highest BMF_{SIA} Pb values in this study. The highest concentrations of Pb were found in zooplankton, thus the values for *A. walkeri* may be particularly related to feeding upon Pb-enriched zooplankton. Similar results have also been found in lower trophic levels of the food chains in controlled experiments and in Mexican reservoirs (Rubio-Franchini et al., 2008). Finally, higher BMF_{SIA} Zn values were observed in *Mysis* spp. ($\bar{x} = 104.91$) and *B. polylepis* ($\bar{x} = 85.88$) than in copepods ($\bar{x} = 0.93$). Laboratory studies have demonstrated that Zn biomagnification in zooplankton depends on the species and their metabolic mechanisms (Xu, 2001). Among trophic guilds, Cu, Pb, and Mn showed the highest values in TG3 (Cu $\bar{x} = 34$, Mn $\bar{x} = 2$, and Pb $\bar{x} = 28$), and the lowest values in TGI (Cu $\bar{x} = 12$; Mn $\bar{x} = 6$; Pb $\bar{x} = 9$). No differences were apparent in BMF_{SIA} with regard to either Cd or Zn.

The linear regression analysis between the TP values and log-transformed metal concentrations throughout the food web is presented in Fig. 6. Both Cu ($R^2 = 0.26$) and Zn ($R^2 = 0.52$) showed a direct relationship with TP, whereas Mn ($R^2 = 0.21$) and Pb ($R^2 = 0.38$) showed an inverse relationship. No significant relationship was observed between Cd and TP ($R^2 < 0.01$). The TMF was calculated based on the slope of the log-transformed metal content and TP linear regressions. The TMF values were $TMF_{Cu} = 2.08$, $TMF_{Mn} = 0.38$, $TMF_{Pb} = 0.16$, and $TMF_{Zn} = 3.31$ for Cu, Mn, Pb, and Zn, respectively. The Cd TMF regression values were not significant compared with the other elements.

In our study, Cu and Zn showed biomagnification with normalized $\delta^{15}N$ values. This leads to questions of whether biomagnification may be controversial in each study conducted over time (Weng, 2014; Sakata et al., 2014). The biomagnification of TE depends on biotic factors, such as age, sex, nutritional condition, feeding habits, assimilation efficiency, ingestion and loss rates, and detoxification methods, in addition to abiotic factors such as the chemical species, carbonate content, organic matter content, potential metal synergies, exposure time, and temperature (Wang, 2002; Rainbow, 2007).

Several studies have been conducted on the trophic transfer and biomagnification of Cu in aquatic systems (Campbell et al., 2005; Jara-Marini et al., 2009; Jara-Marini et al., 2019), while other studies have reported Cu biodilution in marine food webs (Ruelas-Inzunza and Páez-Osuna, 2008; Vizzini et al., 2013; Feng et al., 2016). Many factors promote trophic transfer in food webs. For example, Cu concentrations have been found to increase in organisms that contain hemocyanin; thus, the incorporation of Cu in crustaceans and cephalopods is crucial for the biomagnification of this metal (Olmedo et al., 2013). The accumulation of Cu in marine organisms depends on Cu kinetics, the efficiency of the assimilation rate, and the efflux rate (Chang and Reinfelder, 2002; Pan, 2009). Some organisms may be important for Cu transfer due to their feeding strategies and the trophic levels that they occupy (Olmedo et al., 2013). Regularly, studies that have included species of zooplankton, bivalves, gastropods, barnacles, carnivorous gastropods, and omnivorous organisms have shown efficient Cu trophic transfer. Likewise, the complexity of the food web plays an essential role in trophic transfer (Olmedo et al., 2013; Jara-Marini et al., 2020). In this study, the organisms that exhibited the highest Cu concentrations were invertebrates, such as some zooplankton and shrimp species, and organisms that included crustaceans in their diets.

Zn is an essential element involved in structural and catalytic

functions in organisms (Amiard et al., 2006). In our study, Zn was biomagnified in the food web. Similar results have also been reported in other aquatic ecosystems (Nfon et al., 2009; Shilla et al., 2019; Jara-Marini et al., 2020), although biodilution has also been identified (Nfon et al., 2009; Cardwell et al., 2013; Zhao et al., 2013; and Sakata et al., 2014). Zn in metallothioneins can be exchanged in biochemical reactions and transferred to proteins to regulate Zn concentrations in marine organisms (Klaassen et al., 1999; Hájová, 2004). Zn accumulates in low trophic levels (mainly in invertebrates) because these organisms lack regulation strategies as well as detoxification and excretion methods (Barwick and Maher, 2003).

Cd did not show a trophic relationship in the food web of this study. Cd is not involved in any known biological functions except in microalgae, in which Cd takes part in enzyme synthesis (Das et al., 1997; Lane and Morel, 2000). Some authors have mentioned that Cd transfer is inconsistent (Ward et al., 1986; Ruelas-Inzunza and Páez-Osuna, 2008; Zhao et al., 2013; Liu et al., 2014), which may be explained by crustaceans and other invertebrates being ineffective when detoxifying the chemical forms of Cd when compared to fish (Wang, 2002; Marsden and Rainbow, 2004). Cd can link with metallothionein to form complexes, and it can link with glutathione in the liver, which bonds, transports, and stores sulfide metals and excretes them through bile (Nordberg et al., 2007). Given that it shows affinity for intestinal mucus, Cd can also be excreted through feces instead of reaching the liver, which may be responsible for notable Cd effluxes (Wang, 2002).

The concentrations of Mn decreased as TP increased ($TMF = 0.38$). Other studies have reported that Mn was biodiluted in marine food webs (Campbell et al., 2005; Ikemoto et al., 2008). Considering that Mn is an essential element and required co-factor for some enzymes (Barceloux, 1999), many organisms, especially those occupying the intermediate to upper levels of the food web, may have the ability to regulate Mn concentrations (Ikemoto et al., 2008). Moreover, in-shore benthic organisms have been found to be vulnerable to Mn bioaccumulation due to exposure to Mn through fluvial sources, the effects of mining, and the accumulation of metallurgy wastes in sediments. Most of the collected organisms in this study are pelagic, which could lead to biodilution through homeostasis, such as has been reported in other studies (Squadrone et al., 2020).

Pb was also biodiluted ($TMF = 0.16$) in this study. This agrees with the results of many studies that have reported the biodilution of this element in marine food webs (Andreani et al., 2003; Watanabe et al., 2008; Buekers et al., 2009; Jara-Marini et al., 2009; Soto-Jiménez et al., 2011). Metallothionein, a protein that participates in physiological processes involving metals (Sakulsak, 2012), has a low affinity for Pb species (Waalkes et al., 1984). A significant proportion of Pb in marine organisms is mineralized in tissues given that it competes with the divalent ions of Fe, Ca, and Zn (Skerfving and Bergdahl, 2015). Generally, zooplankton and herbivore species have been found to accumulate Cd and Pb in aquatic ecosystems (Pempkowiak et al., 2000; Tulonen et al., 2006). In addition, Pb is not readily absorbed from food, and its long biological half-life in the body implies that it may gradually accumulate in biological tissues (Friberg et al., 1979).

4. Conclusions

In our study, we reconstructed a food web based on predator-prey relationships and stable C and N isotopes and investigated the trophic transfer process of TE (Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn) in the southeastern Gulf of California. The food web was composed of local species ranging from phytoplankton to top predators. Our $\delta^{15}N$ and $\delta^{13}C$ results indicate that the food web was composed of three trophic guilds (TG1, TG2, and TG3). The TP values of the food web ranged from 1.14 (phytoplankton) to 5.35 (*M. nigricans*). Trace elements exhibited different trophic transfer patterns in the food web. Both Cu and Zn tended to be efficiently biomagnified between TP in the food chains and in the food web, whereas Pb and Mn appeared to biodilute as TP increased. Although Cd showed

no significant trends of biomagnification or biodilution, evidence was found of its bioaccumulation from the sediment to marine organisms (BSAF >1) and seawater (>1000) in TG2 and TG3.

Funding

This research was supported by a grant awarded to M. Soto-Jiménez from the Universidad Nacional Autónoma de México [grant number PASPA-DGAPA9 2018-2019].

CRediT authorship contribution statement

D.E. Valladolid-Garnica: Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Investigation, Methodology, Software, Visualization, Writing – original draft, Writing – review & editing. **M.E. Jara-Marini:** Conceptualization, Investigation, Methodology, Supervision, Visualization, Writing – original draft. **Y.E. Torres-Rojas:** Investigation, Methodology, Software, Supervision. **M.F. Soto-Jiménez:** Data curation, Funding acquisition, Investigation, Methodology, Project administration, Resources, Supervision, Validation.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Data availability

Data will be made available on request.

Acknowledgements

We wish to thank S. Rendon-Rodriguez, M.J. Ramirez-Cervantes and E.A. Tirado-Alarcon for their assistance in the sampling and plankton identification. We also acknowledge the Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM (PCMYL) at the Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), as this research has contributed to the development of the PhD project of D.E. V-G. The CONACYT is also acknowledged for supporting a 4-years PhD-fellowship to D.E. V-G.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115290>.

References

- Alatorre-Ramirez, Vanessa, Galván-Magaña, Felipe, Torres-Rojas, Yassir, Olson, Robert, 2017. Trophic segregation of mixed schools of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) caught in the eastern tropical Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 115, 252–268. <https://doi.org/10.7755/FB.115.2.11>.
- Allen, G.R., Robertson, D.R., 1994. *Fishes of the Tropical Eastern Pacific*. University of Hawaii Press, Honolulu (332 p).
- Amezua, F., Madrid-Vera, J., Aguirre, H., 2006. Effect of the artisanal shrimp fishery on the ichthyofauna in the coastal lagoon of Santa María la Reforma, southeastern Gulf of California. *Cienc. Mar.* 32, 97–109. <https://doi.org/10.7773/cm.v32i1.1025>.
- Amiard, J.C., Amiard-Triquet, C., Barka, S., Pellerin, J., Rainbow, P.S., 2006. Metallothioneins in aquatic invertebrates: their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquat. Toxicol.* 76 (2), 160–202. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.08.015>.
- Andreani, G., Santoro, M., Cottignoli, S., Fabbri, M., Carpena, E., Isani, G., 2008. Metal distribution and metallothionein in loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles. *Sci. Total Environ.* 390, 287e294.
- Annabi-Trabelsi, N., Guermazi, W., Karam, Q., Ali, M., Uddin, S., Leignel, V., Ayadi, H., 2021. Concentrations of trace metals in phytoplankton and zooplankton in the Gulf of Gabès, Tunisia. *Mar. Pollut. Bull.* 168, 112392 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.1123>.
- Barceloux, D.G., 1999. Manganese. *J. Toxicol. Clin. Toxicol.* 37 (2), 293–307. <https://doi.org/10.1081/clt-100102427>.
- Barwick, M., 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. *Mar. Environ. Res.* 56 (4), 471–502. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(03\)00028-X](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(03)00028-X). Oct. PMID: 12860434.
- Battuello, Marco, Brizio, Paola, Mussat Sartor, Rocco, Nurra, Nicola, Pessani, Daniela, Abete, Maria, Squadrone, Stefania, 2016. Zooplankton from a North Western Mediterranean area as a model of metal transfer in a marine environment. *Ecol. Indic.* 66, 440–451. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.018>.
- Bergés-Tiznado, M.E., Fernando Márquez-Farías, J., Torres-Rojas, Y., Galván-Magaña, F., Páez-Osuna, F., 2015. Mercury and selenium in tissues and stomach contents of the migratory sailfish, *Istiophorus platypterus*, from the Eastern Pacific: concentration, biomagnification, and dietary intake. *Mar. Pollut. Bull.* 101 (1), 349–358. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.021>.
- Bergés-Tiznado, Magdalena, Márquez-Farías, J., Fernando, Osuna-Martínez, Carmen, Torres-Rojas, Yassir, Galván-Magaña, Felipe, Páez-Osuna, Federico, 2018. Patterns of mercury and selenium in tissues and stomach contents of the dolphinfish *Coryphaena hippurus* from the SE Gulf of California, Mexico: concentrations, biomagnification and dietary intake. *Mar. Pollut. Bull.* 138, 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.023>.
- Boutton, T.W., Coleman, D.C., Fry, B. (Eds.), 1991. *Stable Carbon Isotope Ratios of Natural Materials: 2 Atmospheric, Terrestrial, Marine, and Freshwater Environments*. Academic Press, Inc., United States.
- Brusca, Richard, 1980. *Common Intertidal Invertebrates of the Gulf of California*, 2nd ed. Buekers, J., Redeker, E.S., Smolders, E., 2009. Lead toxicity to wildlife: derivation of a critical blood concentration for wildlife monitoring based on literature data. *Sci. Total Environ.* 407 (11), 3431–3438. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.044>.
- Burton Jr., G., 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3, 65–76. <https://doi.org/10.1007/s102010200008>.
- Cabana, G., Rasmussen, J.B., 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 93 (20), 10844 LP-10847. <https://doi.org/10.1073/pnas.93.20.10844>.
- Campbell, L.M., Norstrom, R.J., Hobson, K.A., Muir, D.C.G., Backus, S., Fisk, A.T., 2005. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). *Sci. Total Environ.* 351–352, 247–263. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.043>.
- Canli, M., Atli, G., 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environ. Pollut.* 121, 129–136. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00194-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00194-X).
- Cardwell, R.D., DeForest, D.K., Brix, K.V., Adams, W.J., 2013. Do Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn biomagnify in aquatic ecosystems? In: Whitacre, D.M. (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 226. Springer, New York, pp. 101–122. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6898-1_4.
- Chang, S. Il, Reinfelder, John R., 2002. Relative importance of dissolved versus trophic bioaccumulation of copper in marine copepods. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 231, 179–186. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v231/p179-186/>.
- Chasapis, C.T., Loutsidou, A.C., Spiliopoulou, C.A., Stefanidou, M.E., 2012. Zinc and human health: an update. *Arch. Toxicol.* 86 (4), 521–534. <https://doi.org/10.1007/s00204-011-0775-1>.
- Chen, C.Y., Folt, C.L., 2000. Bioaccumulation and diminution of arsenic and lead in a freshwater food web. *Environ. Sci. Technol.* 34 (18), 3878–3884. <https://doi.org/10.1021/es991070c>.
- Cheung, M.S., Wang, W.X., 2008. Analyzing biomagnification of metals in different marine food webs using nitrogen isotopes. *Mar. Pollut. Bull.* 56 (12), 2082–2088. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.09.004>.
- Chevreuil, M., Caru, A.M., Chesterikoff, A., Boët, P., Tales, E., Allardi, J., 1995. Contamination of fish from different areas of the river Seine (France) by organic (PCB and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) micropollutants. *Sci. Total Environ.* 162, 31–42.
- Chouvelon, T., Strady, E., Harmelin-Vivien, M., Radakovich, O., Brach-Papa, C., Crochet, S., Knoery, J., Rozuel, E., Thomas, B., Tronczyński, J., Chiffolleau, J.F., 2019. Patterns of trace metal bioaccumulation and trophic transfer in a phytoplankton-zooplankton-small pelagic fish marine food web. *Mar. Pollut. Bull.* 146, 1013–1030. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.047>.
- Clarke, M.R., 1996. Cephalopods as prey. III. Cetaceans. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B Biol. Sci.* 351 (1343), 1053–1065. <https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0093>.
- Clothier, C.R., 1950. A key to some southern California fishes based on vertebral characters. *Calif. Dep. Fish. Game Fish. Bull.* 79 (83 p).
- Das, P., Samantary, S., Rout, G.R., 1997. Studies on cadmium toxicity in plants: a review. *Environ. Pollut.* 98 (1), 29–36. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00110-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00110-3).
- Dehn, L.-A., Follmann, E., Rosa, C., Duffy, L., Thomas, D., Bratton, G., O'Hara, T., 2006. Stable isotope and trace element status of subsistence-hunted bowhead and beluga whales in Alaska and gray whales in Chukotka. *Mar. Pollut. Bull.* 52, 301–319. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.001>.
- Escobar-Sánchez, O., Galván-Magaña, F., Rosiles-Martínez, R., 2010. Mercury and selenium bioaccumulation in the smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena* Linnaeus, from the Mexican Pacific Ocean. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 84, 488–491. <https://doi.org/10.1007/s00128-010-9966-3>.
- Feng, J.-X., Gao, Q.-F., Dong, S.-L., Sun, Z.-L., 2016. Transference of heavy metals (Hg, Cu, Pb and Zn) with the trophic structure in a polyculture pond: evidence from nitrogen stable isotope. *Aquat. Res.* 47, 1996–2003. <https://doi.org/10.1111/are.12655>.
- Fischer, W., Schneider, Sommer, C., Carpenter, K.E., Niemi, V.H. (Eds.), 1995. *1995 Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental Vol. 1 Plantas e Invertebrados*. FAO, Roma (646p).

- Frias-Espicueta, M.G., Osuna-López, J.J., Voltolina, D., Correa-González, E.M., Armenta-Monje, M.J., López-López, G., Izaguirre-Fierro, G., 2006. Metals in shrimp farm sediments, Sinaloa, Northwest Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 77 (6), 912–917. <https://doi.org/10.1007/s00128-006-1228-z>.
- Friberg, L., Nordberg, G.F., Vouk, V.B., 1979. *Handbook on the Toxicology of Metals*. Elsevier/North-Holland Biomedical Press, 335 Jan van Galenstraat, 1061 AZ Amsterdam, The Netherlands.
- Froese, R., Pauly, D., 2015. *FishBase 2015: World Wide Web electronic publication*. Google Scholar.
- Fry, B., 2006. Stable isotope ecology. In: Berlin. <https://doi.org/10.1007/0-387-33745-8>.
- Giantz, S.A., 2002. Alternatives to analysis of variance and the t-test based in ranks. In: *Primer of Biostatistics*. McGraw-Hill, USA, pp. 351–385.
- Graham, B., Koch, P., Newsome, S., McMahon, K., 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*, pp. 299–318. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3354-3_14.
- Graham, B.S., Grubbs, D., Holland, K., Popp, B.N., 2007. A rapid ontogenetic shift in the diet of juvenile yellowfin tuna from Hawaii. *Mar. Biol.* 150 (4), 647–658. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0360-y>.
- Green Ruiz, C., Pérez-Osuna, F., 2001. Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in the aquatic food web in the Pabellón coastal system (SE Gulf of California). *Environ. Int.* 26, 265–273. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(00\)00116-1](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(00)00116-1).
- Gupta, D.K., Rai, R.S., Pandey, Sharma, B., 2009. Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediment and fishes from river Ganders at Allahabad. *Environ. Monit. Assess.* 157, 449–458.
- Harris, D., Horwath, W.R., van Kessel, C., 2001. Acid fumigation of soils to remove carbonates prior to total organic carbon or carbon-13 isotopic analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 1853–1856.
- Hijová, E., 2004. *Metallithioneins and zinc: their functions and interactions*. Bratisl. Lek. Listy 105 (5–6), 230–234.
- Hobson, K., Gloutney, M., Gibbs, H., 1997. Preservation of blood and tissue samples for stable-carbon and stable-nitrogen analysis. *Can. J. Zool.* 75, 1720–1723. <https://doi.org/10.1139/z97-799>.
- Ikemoto, T., Tu, N.P.C., Okuda, N., Iwata, A., Omori, K., Tanabe, S., Takeuchi, I., 2008. Biomagnification of trace elements in the aquatic food web in the Mekong Delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 54, 504–515.
- Isani, G., Andreani, G., Cocchioni, F., Fedeli, D., Carpane, E., Falcioni, G., 2009. Cadmium accumulation and biochemical responses in *Sparus aurata* following sub-lethal Cd exposure. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 72, 224–230.
- Jara-Marini, M., Soto-Jiménez, M.F., Pérez-Osuna, F., 2012. Mercury transfer in a subtropical coastal lagoon food web (SE Gulf of California) under two contrasting climatic conditions. *Environ. Toxicol.* 27, 526–536. <https://doi.org/10.1002/tox.20670>.
- Jara-Marini, M.E., Soto-Jiménez, M.F., Pérez-Osuna, F., 2008. Trace metals accumulation patterns in a mangrove lagoon ecosystem, Mazatlán Harbor, southeast Gulf of California. *J. Environ. Sci. Health A* 43 (9), 995–1005. <https://doi.org/10.1080/10934520802059797>.
- Jara-Marini, M.E., Soto-Jiménez, M.F., Pérez-Osuna, F., 2009. Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere* 77 (10), 1366–1373. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.025>.
- Jara-Marini, M.E., Molina-García, A., Martínez-Durazo, A., Pérez-Osuna, F., 2019. Trace metal trophic transference and biomagnification in a semi-arid coastal lagoon impacted by agriculture and shrimp aquaculture. *Environ. Sci. Pollut. Res.* <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06788-2>.
- Jara-Marini, Martín, Molina-García, Araceli, Durazo, Martínez, Ángel & Pérez-Osuna, Federico., 2020. Trace metal trophic transference and biomagnification in a semi-arid coastal lagoon impacted by agriculture and shrimp aquaculture. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06788-2>.
- Jarre-Teichmann, A., Christensen, V., 1998. Comparative modelling of trophic flows in four large upwelling ecosystems: global vs. local effects. In: *Global vs. Local Changes in Upwelling Ecosystems*, pp. 423–443.
- John, D.A., Leventhal, J.S., 2004. Bioavailability of Metals.
- Kessler, W., 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: a review. *Prog. Oceanogr.* 69, 181–217. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.009>.
- Kidd, K.A., Hesselein, R.H., Fudge, R.J.P., Hallard, K.A., 1995. The influence of trophic level as measured by $\delta^{15}\text{N}$ on mercury concentrations in freshwater organisms. *Water Air Soil Pollut.* 80, 1011–1015.
- Kim, S.L., del Rio, C.M., Casper, D., Koch, P.L., 2012. Isotopic incorporation rates for shark tissues from a long-term captive feeding study. *J. Exp. Biol.* 215 (14), 2495–2500. <https://doi.org/10.1242/jeb.070656>.
- Klaassen, C.D., Liu, J., Choudhuri, S., 1999. Metallothionein: an intracellular protein to protect against cadmium toxicity. *Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.* 39, 267–294. <https://doi.org/10.1146/annurev.pharmtox.39.1.267>.
- Kwok, C.K., Liang, Y., Leung, S.Y., Wang, H., Dong, Y.H., Young, L., Wong, M.H., 2013. Biota-sediment accumulation factor (BSAF), bioaccumulation factor (BAF), and contaminant levels in prey fish to indicate the extent of PAHs and OCPs contamination in eggs of waterbirds. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20 (12), 8425–8434. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1809-4>.
- Lagerström, M., Field, M., Seguret, M., EF, Clark, (Hann) S., Sherrell, R., 2013. Automated on-line flow-injection ICP-MS determination of trace metals (Mn, Fe, Co, Ni, Cu and Zn) in open ocean seawater: application to the GEOTRACES program. *Mar. Chem.* 155, 71–80. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2013.06.001>.
- Lall, S.P., Kaushik, S.J., 2021. Nutrition and metabolism of minerals in fish. *Animals* 11, 2711. <https://doi.org/10.3390/ani11092711> (open access).
- Lane, T.W., Morel, F.M.M., 2000. A biological function for cadmium in marine diatoms. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 97 (9) <https://doi.org/10.1073/pnas.090091397>, 4627 LP–4631.
- Lara, A., Galván-Magaña, F., Elorriaga-Verplancken, F., Marmolejo-Rodríguez, A.J., González-Armas, R., Arreola-Mendoza, L., Jonathan, M.P., 2020. Bioaccumulation and trophic transfer of potentially toxic elements in the pelagic thresher shark *Alopias pelagicus* in Baja California Sur, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 156, 111192. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.1111>.
- Lee, Ju-Wook, Choi, Hoon, Hwang, Un-Ki, Kang, Ju-Chan, Kang, Yue Jai, Kim, Kwang Il, Kim, Jun-Hwan, 2019. Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 68, 101–108. ISSN 1382-6689, <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.010>. ISSN 1382-6689.
- Li, F., Huang, J., Zeng, G., Yuan, X., Li, X., Liang, J., Bai, B., 2013. Spatial risk assessment and sources identification of heavy metals in surface sediments from the Dongting Lake, Middle China. *J. Geochem. Explor.* 132, 75–83.
- Lin, H., Lan, W., Feng, Q., Zhu, X., Li, T., Zhang, R., Zhao, B., 2021. Pollution and ecological risk assessment, and source identification of heavy metals in sediment from the Beibu Gulf, South China Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 168, 112403. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112>.
- Liu, J., Cao, L., Huang, W., Zhang, C., Dou, S., 2014. Zinc and copper bioaccumulation in fish from Laizhou Bay, the Bohai Sea. *Chin. J. Oceanol. Limnol.* 32 (3), 491–502. <https://doi.org/10.1007/s00343-014-3032-7>.
- Logan, J.M., Jardine, T.D., Miller, T.J., Bunn, S.E., Cunjak, R.A., Lutocavage, M.E., 2008. Lipid corrections in carbon and nitrogen stable isotope analyses: comparison of chemical extraction and modelling methods. *J. Anim. Ecol.* 77 (4), 838–846. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01394.x>.
- López Núñez, F.A., Heleno, R., Ribeiro, S., Marchante, H., Marchante, E., 2017. Four-trophic level food webs reveal the cascading impacts of an invasive plant targeted for biocontrol. *Ecology* 98, 782–793. <https://doi.org/10.1002/ecy.1701>.
- López-Ibarra, Gladis A., Bode, Antonio, Hernández-Trujillo, Sergio, Zetina-Rejón, Manuel J., Arreguín-Sánchez, Francisco, 2018. Stable C and N isotopes and abundance data for copepods in the eastern tropical Pacific (Cruise STAR 2003). *PANGAEA*. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.890279>.
- Mackay, D., Celsie, A.K.D., Powell, D.E., Parnis, J.M., 2018. Bioconcentration, bioaccumulation, biomagnification and trophic magnification: a modelling perspective. *Environ. Sci. Process. Impacts* 20 (1), 72–85. <https://doi.org/10.1039/c7em00485k>.
- Madigan, D.J., Carlisle, A.B., Dewar, H., Snodgrass, O.E., Litvin, S.Y., Micheli, F., Block, B.A., 2012. Stable isotope analysis challenges wasp-waist food web assumptions in an upwelling pelagic ecosystem. *Sci. Rep.* 2 (1), 654. <https://doi.org/10.1038/srep00654>.
- Marsden, I., Rainbow, P., 2004. Does the accumulation of trace metals in crustaceans affect their ecology - the amphipod example? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 300 <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2003.12.009>.
- Martínez del Río, C., Wolf, N., Carleton, S.A., Gannes, L.Z., 2009. Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 84 (1), 91–111. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2008.00064.x>.
- McCannaughey, T., McRoy, C.P., 1979. Food-web structure and the fractionation of carbon isotopes in the bering sea. *Mar. Biol.* 53, 257–262. <https://doi.org/10.1007/BF00952434>.
- Mcgeer, James, Brix, Kevin, Skenff, James, DeForest, David, Brigham, Sarah, Adams, William, Green, Andrew, 2003. Inverse Relationship Between Bioconcentration Factor and Exposure Concentration for Metals: Implications for Hazard Assessment of Metals in the Aquatic Environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22. SETAC, pp. 1017–1037. <https://doi.org/10.1002/etc.5620220509>.
- Ménard, F., Marsac, F., Bellier, E., Cazellrd, B., 2007. Climatic oscillations and tuna catch rates in the Indian Ocean: a wavelet approach to time series analysis. *Fish. Oceanogr.* 16 (1), 95–104. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2006.00415.x>.
- Moreno-Sánchez, Xchel, Abitia, Andres, Escobar-Sánchez, Ofelia, Palacios-Salgado, Deivis, 2011. Diet of the Cortez damselfish *Stegastes rectifacium* (Teleostei: Pomacentridae) from the rocky reef at Los Frailes, Baja California Sur, Mexico. *Mar. Biodivers. Rec.* 4 <https://doi.org/10.1017/S1755627211000996>.
- Moteki, M., Arai, M., Tsuchiya, K., Okamoto, H., 2001. Composition of piscine prey in the diet of large pelagic fish in the eastern tropical Pacific Ocean. *Fish. Sci.* 67, 1063–1074. <https://doi.org/10.1046/j.1444-2906.2001.00362.x>.
- Murtagh, F., Legendre, P., 2014. Ward's hierarchical agglomerative clustering method: which algorithms implement Ward's criterion? *J. Classif.* 31 (3), 274–295. <https://doi.org/10.1007/s00357-014-9161-z>.
- Naidu, A.S., Cooper, L.W., Finney, B.P., Macdonald, R.W., Alexander, C., Semiletov, I.P., 2000. Organic carbon isotope ratios of sea surface sediments and sea-ice from the Amerasian Continental shelf. *PANGAEA*. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.712053>.
- Nakamura, I., 1985. *FAO species catalogue*. In: Vol. 5. Billfishes of the World. An Annotated and Illustrated Catalogue of Marlin, Sailfishes, Spearfishes and Swordfishes Known to Date. *FAO Fish. Synop.* 125. *FAO, Rome* (5):65p. <http://www.fao.org/docrep/009/ac480e/ac480e00.htm> (5):65p.
- Níon, E., Cousins, I., Järvinen, O., Mukherjee, A., Verta, M., Broman, D., 2009. Trophodynamics of mercury and other trace elements in a pelagic food chain from the Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 6267–6274. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.032>.

- Nordberg, Gunnar, Fowler, B.A., Nordberg, Monica, Friberg, L., 2007. Handbook on the toxicology of metals. In: *Reproductive and Developmental Toxicity of Metals*, 1, pp. 213–249. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-369413-3.X5052-6>.
- Olmedo, P., Hernandez Jerez, A., Pla, A., Femia, P., Navas-Acien, A., Gil, F., 2013. Determination of essential elements (copper, manganese, selenium and zinc) in fish and shellfish samples. Risk and nutritional assessment and mercury-selenium balance. *Food Chem. Toxicol.* 62 <https://doi.org/10.1016/j.fct.2013.08.076>.
- Ordiano-Flores, Alfredo, Galván-Magaña, Felipe, Sanchez, Alberto, Páez-Osuna, Federico, 2020. Evidence for interrupted biomagnification of cadmium in billfish food chain based on stable carbon and nitrogen isotopes from southwestern Gulf of California. *Biol. Trace Elem. Res.* 195, 215–225. <https://doi.org/10.1007/s12011-019-01832-1>.
- Oronsaye, J.A.O., Wangboje, O.M., Oguzie, F.A., 2010. Trace metals in some benthic fishes of the Ikpo river dam, Benin City, Nigeria. *Afr. J. Biotechnol.* 9 (51), 8860–8864.
- Páez-Osuna, F., Ruiz-Fernández, C., 1995. Trace metals in the Mexican shrimp *Penaeus vannamei* from estuarine and marine environments. *Environ. Pollut. (Barking, Essex)* 87 (2), 243–247. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)p2612-d](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)p2612-d).
- Páez-Osuna, F., Álvarez-Borrego, S., Ruiz-Fernández, A.C., García-Hernández, J., Jaramarini, M.E., Bergés-Tiznado, M.E., Pinón-Gimate, A., Alonso-Rodríguez, R., Soto-Jiménez, M.F., Frias-Espéricueta, M.G., Ruelas-Inzunza, J., Green-Ruiz, C.R., Osuna-Martínez, C.C., Sanchez-Cabeza, J.A., 2017. Environmental status of the Gulf of California: a pollution review. *Earth Sci. Rev.* 166, 181–205. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.01.014>.
- Paimpillil, J.S., Joseph, Taisha, George, Rejomon, Gerson, V.J., 2010. Metals in coastal zooplankton - a coastal living resource hazard. *Ind. Congr.* 199–207.
- Paine, R.T., 1980. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *J. Anim. Ecol.* 49 (3), 667–685. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/4220>. Retrieved from.
- Pan, K., 2009. Biodynamics to explain the difference of copper body concentrations in five marine bivalve species. *Environ. Sci. Technol.* 43, 2137–2143. <https://doi.org/10.1021/es802888u>.
- Parnell, A., Govan, E., 2019. *simmr: A stable isotope mixing model. R package version 0.5.0.9000.* <https://CRAN.R-project.org/package=simmr>.
- Pauly, D., Christensen, V., 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374, 255–257. <https://doi.org/10.1038/374255a0>.
- Pempkowiak, J., Chiffolleau, J.-F., Staniszevski, A., 2000. The vertical and horizontal distribution of selected trace metals in the Baltic Sea off Poland. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 51, 115–125. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0641>.
- Phillips, Donald, Newsome, Seth, Gregg, Jillian, 2005. Combining sources in stable isotope mixing models: alternative methods. *Oecologia* 144, 520–527. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1816-8>.
- Post, D.M., 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83 (3), 703–718. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0703:USITET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0703:USITET]2.0.CO;2).
- Post, David, Layman, Craig, Arrington, D., Takimoto, Gaku, Quattrochi, John, Montaña, Carmen, 2007. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia* 152, 179–189. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0630-x>.
- Rainbow, P.S., 2007. Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability and toxicity. *Environ. Int.* 33 (4), 576–582. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.007>. May. (Epub 2006 Jun 30. PMID: 16814385).
- Ramírez-Pérez, J.S., Quiñonez, C., Abitia, A., Neri, F., 2011. Age and growth of sailfin Istiophorus platypterus (Shaw in Shaw and Nodder, 1792) from Mazatlán, Sinaloa, Mexico. *Environ. Biol. Fish.* 92, 187–196. <https://doi.org/10.1007/s10641-011-9832-0>.
- Reinfelder, J.R., Fisher, N.S., 1991. The assimilation of elements ingested by marine copepods. *Science (New York, N.Y.)* vol. 251 (4995), 794–796. <https://doi.org/10.1126/science.251.4995.794>.
- Richert, J.E., Galván-Magaña, F., Klimley, A.P., 2015. Interpreting nitrogen stable isotopes in the study of migratory fishes in marine ecosystems. *Mar. Biol.* 162, 1099–1111. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2652-6>.
- Rolón, Eugenia, Rosso, Juan, Mabragaña, Ezequiel, Tripodi, Pamela, Bavio, Marta, Bidone, Camila, Volpedo, Alejandra, Avigliano, Esteban, 2021. Distribution and accumulation of major and trace elements in water, sediment, and fishes from protected areas of the Atlantic Rainforest. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 3 <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19416-3>.
- Romeo, M., Gnaessia-Barelli, M., 1995. Metal distribution in different tissues and in subcellular fractions of the Mediterranean clam *Ruditapes decussatus* treated with cadmium, copper, or zinc. *Comp. Biochem. Physiol. C: Pharmacol. Toxicol. Endocrinol.* 111 (3), 457–463. [https://doi.org/10.1016/0742-9413\(95\)00060-7](https://doi.org/10.1016/0742-9413(95)00060-7).
- RStudio Team, 2020. *RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA.* URL: <http://www.rstudio.com/>.
- Rubio-Franchini, I., Mejía Saavedra, J., Rico-Martínez, R., 2008. Determination of lead in samples of zooplankton, water, and sediments in a Mexican reservoir: evidence for lead biomagnification in lower/intermediate trophic levels? *Environ. Toxicol.* 23 (4), 459–465. <https://doi.org/10.1002/tox.20357>.
- Ruelas-Inzunza, J., Páez-Osuna, F., 2007. Essential and toxic metals in nine fish species for human consumption from two coastal lagoons in the Eastern Gulf of California. *J. Environ. Sci. Health A* 42 (10), 1411–1416. <https://doi.org/10.1080/10934520701480615>.
- Ruelas-Inzunza, J., Páez-Osuna, F., 2008. Trophic distribution of Cd, Pb, and Zn in a food web from Altata-Ensenada del Peñón subtropical lagoon, SE Gulf of California. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 54 (4), 584–596. <https://doi.org/10.1007/s00244-007-9075-4>.
- Ruiz-Fernández, A.C., Hillaire-Marcel, C., Páez-Osuna, F., Ghaleb, B., Soto-Jiménez, M., 2003. Historical trends of metal pollution recorded in the sediments of the Culiacan River Estuary, Northwestern Mexico. *Appl. Geochem.* 18 (4), 577–588. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00117-8](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00117-8).
- Sakata, M., Miwa, A., Mitsuobu, S., Senga, Y., 2014. Relationships between trace element concentrations and the stable nitrogen isotope ratio in biota from Suruga Bay, Japan. *J. Oceanogr.* 71, 141–149. <https://doi.org/10.1007/s10872-014-0261-5>.
- Sakulak, N., 2012. Metallothionein: an overview on its metal homeostatic regulation in mammals. *Int. J. Morphol.* 30 (3), 1007–1012. <https://doi.org/10.4067/s0717-95022012000300039>.
- Sánchez-Marín, P., Bellas, J., Mubiana, V.K., Lorenzo, J.I., Blust, R., Beiras, R., 2011. Pb uptake by the marine mussel *Mytilus* sp. interactions with dissolved organic matter. *Aquat. Toxicol. (Amsterdam, Netherlands)* vol. 102 (1–2), 48–57. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.12.012>.
- Shilla, D., Pajala, G., Routh, J., Dario, M., Kristoffersson, P., 2019. Trophodynamics and biomagnification of trace metals in aquatic food webs: the case of Rufiji estuary in Tanzania. *Appl. Geochem.* 100 (August 2018), 160–168. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.11.016>.
- Shine, J.P., Ika, R.V., Ford, T.E., 1995. Multivariate statistical examination of spatial and temporal patterns of heavy metal contamination in New Bedford harbor marine sediments. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1781–1788.
- Sigman, D.M., Granger, J., DiFiore, P.J., Lehmann, M.F., Ho, R., Cane, G., van Geen, A., 2006. Correction to “Coupled nitrogen and oxygen isotope measurements of nitrate along the eastern North Pacific margin”. *Glob. Biogeochem. Cycles* 20, GB1005. <https://doi.org/10.1029/2005GB002682>.
- Simkiss, K., Taylor, M.G., 1989. *Metal fluxes across membranes of aquatic organisms.* *Rev. Aquat. Sci.* 1, 173–188.
- Skerfving, S., Bergdahl, I.A., 2015. In: Nordberg, G.F., Fowler, B.A., M. B. T. H. on the T. of M. Nordberg, Fourth E. (Eds.), Chapter 43 - Lead. Academic Press, pp. 911–967. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59453-2.00043-3>.
- Somes, C.J., Schmittner, A., Galbraith, E.D., Lehmann, M.F., Altabet, M.A., Montoya, J. P., Letelier, R.M., Mix, A.C., Bourbonnais, A., Eby, M., 2010. Simulating the global distribution of nitrogen isotopes in the ocean. *Glob. Biogeochem. Cycles* 24 (4), 1–16. <https://doi.org/10.1029/2009GB003767>.
- Soto-Jiménez, M., Páez-Osuna, F., 2001. Cd, Cu, Pb, and Zn in lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California): bioavailability and geochemical fractioning. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 66, 350–356. <https://doi.org/10.1007/s001280012>.
- Soto-Jiménez, M.F., Páez-Osuna, F., Scelfo, G., Hibdon, S., Franks, R., Aggarwal, J., Flegal, A.R., 2008. Lead pollution in subtropical ecosystems on the SE Gulf of California Coast: a study of concentrations and isotopic composition. *Mar. Environ. Res.* 66 (4), 451–458. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2008.07.009>.
- Soto-Jiménez, M.F., Arellano-Flore, C., Rocha-Velarde, R., Jara-Marini, M.E., Ruelas-Inzunza, J., Páez-Osuna, F., 2011. Trophic transfer of lead through a model marine four-level food chain: *Tetraselmis suecica*, *Artemia franciscana*, *Litopenaeus vannamei*, and *Haemulon scudderii*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 61 (2), 280–291. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9620-4>.
- Soto-Jiménez, Martín F., 2011. *Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas.* *Hidrobiológica* 21 (3), 239–248. Recuperado en 14 de diciembre de 2020, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-8897201100030003&lng-es&tlng-es.
- Squadrone, S., Brizio, P., Stella, C., Mantia, M., Favaro, L., Biancani, B., Gridelli, S., Da Rugna, C., Abete, M.C., 2020. Differential bioaccumulation of trace elements and rare earth elements in the muscle, kidneys, and liver of the invasive Indo-Pacific lionfish (*Pterois* spp.) from Cuba. *Biol. Trace Elem. Res.* 196 (1), 262–271. <https://doi.org/10.1007/s12011-019-01918-w>.
- Storelli, Maria Maddalena, Marcotrigiano, Giuseppe, 2005. Bioindicator organisms: heavy metal pollution evaluation in the Ionian Sea (Mediterranean Sea-Italy). *Environ. Monit. Assess.* 102, 159–166. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-6018-2>.
- Thomson, F.A., Findley, L.T., Kerstitch, a. N., 2000. *Reef Fishes of the Sea of Cortez: The Rocky-shore Fishes of the Gulf of California*, Revised edition. University of Texas Press. <https://doi.org/10.7560/781542>.
- Torres-Rojas, Y., Hernandez-Herrera, A., Ortega-García, S., Soto-Jiménez, M., 2013a. Feeding habits variability and trophic position of dolphinfish in waters south of the Baja California Peninsula, Mexico. *Trans. Am. Fish. Soc.* 143 <https://doi.org/10.1080/00028487.2013.866981>.
- Torres-Rojas, Y., Hernandez-Herrera, A., Ortega-García, S., Domeier, M., 2013b. Stable isotope differences between blue Marlin (*Makaira nigricans*) and striped Marlin (*Kajikia audax*) in the southern Gulf of California, Mexico. *Bull. Mar. Sci.* 82, 421–436. <https://doi.org/10.5343/bms.2011.1105>.
- Torres-Rojas, Y., Páez-Osuna, F., Camalich, J., Galván-Magaña, F., 2014. Diet and trophic level of scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) from the Gulf of California and Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Iran. J. Fish. Sci.* 14.
- Torres-Rojas, Y., Martínez, I., Galván-Magaña, F., Ramos-Miranda, J., 2016. Diet comparison between silky sharks (*Carcharhinus fulviformis*) and scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) off the south-west coast of Mexico. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 1 <https://doi.org/10.1017/S0025315416000424>.
- Torres-Rojas, Y.E., Hernández-Herrera, A., Galván-Magaña, F., Alatorre-Ramírez, V.G., 2009. Stomach content analysis of juvenile, scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* captured off the coast of Mazatlán, Mexico. *Aquat. Ecol.* 44 (1), 301–308. <https://doi.org/10.1007/s10452-009-9245-8>.
- Tulonén, T., Pihlström, M., Arvola, L., Rask, M., 2006. Concentrations of heavy metals in food web components of small, boreal lakes. *Boreal Environ. Res.* 11 (3), 185–194.

- United States Environmental Protection Agency (EPA), 2022. Metals. February 2. <https://www.epa.gov/caddis-vol2/metals#:~:text=These%20include%20arsenic%2C%20cadmium%2C%20chromium,%2C%20nickel%2C%20selenium%20and%20zinc.>
- Ure, A.M., Quevauviller, P., Muntau, H., Griepink, B., 1993. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. Int. J. Environ. Anal. Chem. 51, 135–151. <https://doi.org/10.1080/03067319308027619>.
- Vaslet, A., Phillips, D.L., France, C., Feller, I.C., Baldwin, C.C., 2012. The relative importance of mangroves and seagrass beds as feeding areas for resident and transient fishes among different mangrove habitats in Florida and Belize: evidence from dietary and stable-isotope analyses. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 434–435, 81–93. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2012.07.024>.
- Velázquez Ochoa, Roberto, Ochoa-Izaguirre, María, Soto-Jiménez, Martín, 2022. An analysis of the variability in $\delta^{13}\text{C}$ in macroalgae from the Gulf of California: indicative of carbon concentration mechanisms and isotope discrimination during carbon assimilation. Biogeosciences. 19, 1–27. <https://doi.org/10.5194/bg-19-1-2022>.
- Vizzini, S., Costa, V., Tramati, C., Gianguzza, P., Mazzola, A., 2013. Trophic transfer of trace elements in an isotopically constructed food chain from a semi-enclosed marine coastal area (Stagnone di Marsala, Sicily, Mediterranean). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 65 <https://doi.org/10.1007/s00244-013-9933-1>.
- Waalkes, M.P., Harvey, M.J., Klaassen, C.D., 1984. Relative in vitro affinity of hepatic metallothionein for metals. Toxicol. Lett. 20, 3–9.
- Wada, E., 2009. Stable $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ isotope ratios in aquatic ecosystems. Proc. Jpn. Acad. Ser. B Phys. Biol. Sci. 85 (3), 98–107. <https://doi.org/10.2183/pjab.85.98>.
- Wang, W.X., 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. Mar. Ecol. Prog. Ser. 243, 295–309.
- Wang, Wen-Xiong, Fisher, Nicholas S., 1998. Accumulation of trace elements in a marine copepod. Limnol. Oceanogr. 2 <https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.2.0273>.
- Ward, T.J., Correll, R.L., Anderson, R.B., 1986. Distribution of cadmium, lead and zinc amongst the marine sediments, seagrasses and fauna, and the selection of sentinel accumulators, near a lead smelter in South Australia. Mar. Freshw. Res. 37 (5), 567–585. <https://doi.org/10.1071/MF9860567>.
- Watanabe, K., Monaghan, M., Takemon, Y., Omura, T., 2008. Biodilution of heavy metals in a stream macroinvertebrate food web: evidence from stable isotope analysis. Sci. Total Environ. 394, 57–67. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.01.006>.
- Weng, N., 2014. Variations of trace metals in two estuarine environments with contrasting pollution histories. Sci. Total Environ. 485–486C, 604–614. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.110>.
- Wetherbee, Bradley, Cortés, Enric, Bizzarro, Joseph, 2012. Food Consumption and Feeding Habits. <https://doi.org/10.1201/b11867-11>.
- Xiong, X., Li, H., Qiu, N., Su, L., Huang, Z., Song, L., Wang, J., 2019. Bioconcentration and depuration of cadmium in the selected tissues of rare minnow (*Gobiocypris rarus*) and the effect of dietary mulberry leaf supplementation on depuration. Environ. Toxicol. Pharmacol. 103278 <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.103278>.
- Xu, Y., 2001. Individual responses of trace element assimilation and regeneration by marine copepod *Calanus sinicus* to changes in food quantity. Mar. Ecol. Prog. Ser. 218, 227–238. <https://doi.org/10.3354/meps218227>.
- Zanden, M.J.V., Rasmussen, J.B., 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. Limnol. Oceanogr. 46 (8), 2061–2066.
- Zetina-Rejón, M.J., Arreguín-Sánchez, F., Chávez, E.A., 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. Estuar. Coast. Shelf Sci. 57 (5–6), 803–815. [https://doi.org/10.1016/s0272-7714\(02\)00410-9](https://doi.org/10.1016/s0272-7714(02)00410-9).
- Zhao, L., Yang, F., Yan, X., 2013. Biomagnification of trace elements in a benthic food web: the case study of Deer Island (Northern Yellow Sea). Chem. Ecol. 29 (3), 197–207. <https://doi.org/10.1080/02757540.2012.753062>.