



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**CAMBIOS EN LA BIODISPONIBILIDAD DE
ELEMENTOS TRAZA ASOCIADOS A
PROCESOS DE EUTROFIZACIÓN EN
SISTEMAS LAGUNARES DEL GOLFO DE
CALIFORNIA**

TESIS

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

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

Presenta

HÉCTOR HUGO VARGAS GONZÁLEZ

La Paz, Baja California Sur, enero de 2018

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 10:00 horas del día 12 del mes de enero del 2018, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

“CAMBIOS EN LA BIODISPONIBILIDAD DE ELEMENTOS TRAZA ASOCIADOS A PROCESOS DE EUTROFIZACIÓN EN SISTEMAS LAGUNARES DEL GOLFO DE CALIFORNIA”


Presentada por el alumno:

Héctor Hugo Vargas González

Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Ecología.**

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


LA COMISIÓN REVISORA



Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Co-Director de Tesis




Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez
Co-Directora de Tesis



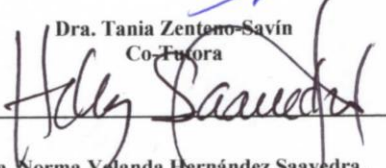
Dra. Jaqueline García Hernández
Co-Tutora



Dr. Renato Arturo Mendoza Salgado
Co-Tutor



Dra. Tania Zenteno-Savín
Co-Tutora



Dra. Norma Yolanda Hernández Saavedra,
Directora de Estudios de Posgrado y
Formación de Recursos Humanos

CONFORMACIÓN DE COMITÉS

Comité Tutorial

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Director de Tesis

Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co- Directora de Tesis

Dra. Jaqueline García Hernández
Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C.
Co- Tutora

Dr. Renato Arturo Mendoza Salgado
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Tutor

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

Comité Revisor de Tesis

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez
Dra. Jaqueline García Hernández
Dr. Renato Arturo Mendoza Salgado
Dra. Tania Zenteno-Savín

Jurado de Examen

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga
Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez
Dra. Jaqueline García Hernández
Dr. Renato Arturo Mendoza Salgado
Dra. Tania Zenteno-Savín

Suplentes:

Dr. Ramón Gaxiola Robles
Dra. Elisa Serviere Zaragoza

Resumen

Los cuerpos de agua costeros receptores de cantidades excesivas de nutrientes provenientes de actividades humanas, son inducidos a procesos de eutrofización. Además, estos ecosistemas pueden ser receptores de otros contaminantes y elementos traza (ET) de diversas fuentes antropogénicas que propician su acumulación, y todo ello afecta sus funciones ecológicas y los servicios ecosistémicos que brindan a la sociedad. Los efectos ambientales por eutrofización y el enriquecimiento de ET han sido estudiados tradicionalmente por separado. En el Golfo de California (GC), como muchos otros grandes ecosistemas en el mundo, convergen diversas fuentes de nutrientes y ET (naturales y antropogénicas). Por ejemplo, en la costa este del GC, durante otoño-invierno, co-ocurren dos procesos de interés: el inicio de la temporada de mayor intensidad de riego agrícola y eventos pulsátiles de surgencias costeras con influencia en las lagunas costeras del GC. En este estudio, se planteó asociar por primera vez la variación en las concentraciones de ET a procesos de eutrofización, y usar como indicadores de contaminación la presencia de plaguicidas organoclorados (OC). El objetivo fue determinar los cambios en la biodisponibilidad de ET examinando sus niveles en almejas de lagunas costeras de la costa este del GC y su relación con variables asociadas a procesos de eutrofización. La metodología consistió en determinar las concentraciones de Ni, Zn, Cu, Mn, Cd, Pb y Fe, en sedimento superficial y almejas (*Chione gnidia*) en una laguna prístina (El Soldado), una laguna receptora de aguas residuales agrícolas y urbanas (Lobos) y una laguna receptora de aguas residuales agrícolas, urbanas y camaronícolas (Tóbari). Se analizaron las concentraciones de OC: pp-DDT (y sus derivados), hexaclorociclohexano (BCH y sus isómeros), compuestos del clordano (CHLs), aldrín, endrín, dieldrín y endosulfán II en almejas (*Chione californiensis*) en lagunas costeras con diferente aporte de N y P: Yavaros (80 ton año⁻¹), Altata (18,000 ton año⁻¹) y Reforma (14,000 ton año⁻¹). En cada laguna se recolectaron muestras de agua para determinar las concentraciones de nutrientes (NO₂, NO₃, NH₄, PO₄) y clorofila *a*. El índice de contaminación metálica (ICM), el factor de enriquecimiento (FE) y el índice del estado trófico (TRIX) fueron calculados. Para determinar las diferencias entre sitios y entre lagunas se utilizó el análisis de varianza (Tuckey $p < 0.05$). Para explicar el contenido de ET en el tejido blando de la almeja se utilizó un Análisis de Regresión Lineal Múltiple (ARLM). La relación de ET en los sedimentos, así como de ET y OC en almejas y variables del agua se determinó mediante un análisis de componentes principales (ACP). Los resultados del FE e ICM mostraron que hay diferencias significativas entre sitios y lagunas costeras con distinto grado de contaminación en la región central del GC. Con base en estos resultados las concentraciones de ET en los sedimentos del sistema prístino (El Soldado) resultaron idóneos como valores de referencia. Sin embargo, cuando el ICM fue aplicado a almejas este indicó que no hay diferencias significativas en el contenido de ET entre lagunas con distinto grado de contaminación. De acuerdo al ARLM esto podría indicar un equilibrio mineral en la almeja que está regulado por mecanismos homeostáticos en los que los ET tóxicos para el humano (Cd y Pb) compiten con los ET esenciales (Ni, Zn, Cu, Mn, Fe). El índice TRIX indicó que los aportes de nutrientes en sitios enriquecidos y prístinos no fueron responsables del aumento del estado trófico. El ACP indicó que donde ocurren incrementos de estado trófico mediados por incrementos de los niveles de clorofila *a* y PO₄ en la columna de agua (Lobos), se manifiesta una acumulación significativa de Cd, Mn y Cu en almejas. En

sedimentos prístinos (El Soldado) el ACP indicó que la concentración de ET está controlada por la textura y la asociación de minerales arcillosos (excepto Cd y Pb), mientras que en sedimentos enriquecidos (Tóbari) el ACP sugiere una alteración del equilibrio biogeoquímico natural de los ET dado que los sedimentos superficiales podrían estar operando como sumideros de Cd y Pb. En contraste a los ET la presencia de OC en almejas tales como heptacloro y su epóxido de descomposición indicaron de manera específica sitios altamente contaminados derivado de los aportes de aguas residuales agrícolas a las lagunas costeras. En conclusión, se observó que las concentraciones de Cu, Cd y Mn, en las almejas fueron mayores en áreas de surgencias, en relación a otras áreas incluso de influencia antropogénica (drenes agrícolas, efluentes acuícolas). En particular, Cd tuvo una correlación negativa con todos los ET, lo que indica que sus pares metálicos no comparten una fuente común, esto sugiere que surgencias costeras pueden ser una fuente estacional de Cd en lagunas costeras del GC. En sistemas prístinos se observaron los más altos niveles de Ni y Zn en *C. gnidia*. Esta aparente acumulación de ET en organismos acuáticos en sistemas oligotróficos o en sitios sin influencia antropogénica (áreas de surgencia), debe recibir más atención al igual que el problema de la eutrofización. En cambio las concentraciones de OC y sus isómeros en las poblaciones de *C. californiensis* son indicadores de su persistencia ambiental, así como de aportes recientes de OC a las lagunas costeras de la costa este en el GC.

Palabras clave: eutrofización, elementos traza, plaguicidas organoclorados, surgencias costeras, laguna costera, Golfo de California.

Vo. Bo. Co-Directores de Tesis

Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez y Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga

Summary

Coastal water bodies that receive excessive amounts of nutrients from human activities are induced to eutrophication processes. In addition, these ecosystems can be receptors of other pollutants and trace elements (TE) from diverse anthropogenic sources where their accumulation is favored, with adverse effects on their ecological functions and the ecosystem services they provide to society. Traditionally, the marine environmental effects of eutrophication and the enrichment of TE have been studied separately. In the Gulf of California (GC), as many other large ecosystems worldwide, diverse sources of nutrients and TE inputs (natural and anthropogenic) converge. For example, in the east coast of the GC, during autumn-winter, two processes of interest co-occur: the beginning of the season of greater intensity of agricultural irrigation and pulsatile events of coastal upwellings with influence in the coastal lagoons of the GC. Here, we report the influence of eutrophication processes on TE concentrations for the first time, and we report the findings of organochlorine pesticides (OC) and their isomers, as indicators of contamination. The objective was to determine the changes in the bioavailability of TE by examining their levels in clams of coastal lagoons of the east coast of the GC and their relationship with variables associated with eutrophication processes. Ni, Zn, Cu, Mn, Cd, Pb and Fe concentrations, in surface sediment and clams (*Chione gnidia*) were determined in a pristine lagoon (El Soldado), a receiving lagoon of agricultural and urban wastewater (Lobos), and a receiving lagoon of agricultural, urban and shrimp wastewater (Tóbari). OC concentrations, as pp-DDT (and its derivatives), hexachlorocyclohexane (BCH and its isomers), chlordane compounds (CHLs), aldrin, endrin, dieldrin and endosulfan II were analyzed in clams (*Chione californiensis*) of coastal lagoons with different inputs of N and P: Yavaros (80 tons year⁻¹) Altata (18,000 tons year⁻¹) and Reforma (14,000 tons year⁻¹). In each lagoon, water samples were collected to determine concentrations of nutrients (NO₂, NO₃, NH₄, PO₄) and chlorophyll *a*. The metal pollution index (MPI), the enrichment factor (EF) and the trophic index (TRIX) were calculated. To determine the differences between sites and between coastal lagoons the analysis of variance was used (Tuckey $p < 0.05$). To explain the content of TE in the soft tissue of the clam, a Multiple Linear Regression Analysis (MLRA) was used. The relationship of TE in sediments, as well as TE and OC in clams and water variables was determined through a principal components analysis (PCA). The results of the EF and MPI showed significant differences in TE levels were observed both between coastal sites and lagoons with different levels of pollution in the central region of the GC. Based on these results, TE levels in sediments of the pristine system (El Soldado) were suitable as reference values. However, when the MPI was applied to clams, it indicated that there are no significant differences in TE content between lagoons with different levels of contamination. According to the MLRA this could indicate a mineral balance in the clam which is regulated by homeostatic mechanisms by toxic TE for humans (Cd and Pb) compete with the essential TE (Ni, Zn, Cu, Mn, Fe). The TRIX index indicated that nutrient inputs in enriched and pristine sites were not responsible for the increase in trophic status. The PCA indicated that where there are increases in trophic state mediated by increases in chlorophyll *a* and PO₄ concentrations in the water column (Lobos), there is a significant accumulation of Cd, Mn and Cu in clams. In pristine sediments (El Soldado) the PCA indicated that the TE concentrations are controlled by the texture and association of clay minerals (except Cd and

Pb), whereas in enriched sediments (Tóbari) the PCA suggests an alteration of the natural biogeochemical equilibrium of the TE since the surface sediments could be operating as Cd and Pb sinks. In contrast to TE, the presence of OC in clams such as heptachlor and its decomposition epoxide specifically indicated highly contaminated sites derived from the contributions of agricultural wastewater to coastal lagoons. In conclusion, it was observed that the concentrations of Cu, Cd and Mn, in the clams were greater in upwelling areas, in relation to other areas even of anthropogenic influence (agricultural drains, aquaculture effluents). In particular, Cd had a negative correlation with all TE, which indicates that their metallic pairs do not share a common source; this suggests that coastal upwelling may be a seasonal source of Cd in coastal lagoons of the GC. In pristine systems the highest levels of Ni and Zn were observed in *C. gnidia*. This apparent accumulation of TE in aquatic organisms in oligotrophic systems or in sites without anthropogenic influence (upwelling areas), should receive more attention as well as the problem of eutrophication. In contrast, the concentrations of OC and its isomers in the populations of *C. californiensis* are indicators of their environmental persistence, as well as of recent contributions of OC to the coastal lagoons of the east coast in the GC.


Key words: eutrophication, trace elements, organochlorine pesticides, coastal upwelling, coastal lagoon, Gulf of California.

Vo. Bo. Co-Directores de Tesis

Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez y Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga

Dedicatoria

A mi familia, mi motor de vida...

Mi amada esposa Erandi, gracias por tu paciencia, por resistir el tiempo robado y por ser la fuente de mi inspiración! Éste trabajo es tuyo 

Mis hermosos capullitos de amor, mis más preciados tesoros: Alhelí y Abby, las amo con todo mi corazón, alegran mi vida, son mi universo y mi todo.

A mis padres, Dra. Catalina González e Ing. Héctor Vargas, a quienes admiro y respeto, han sido mi ejemplo a seguir. Gracias especialmente a ti Cathy, todo lo que soy te lo debo a ti.

A mi hermana Jazz y mi hermosa sobrina Mariana, ausentes pero siempre en mi corazón.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico otorgado a través de la beca de Doctorado, No. 243636.

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR), por permitirme realizar mis estudios de Doctorado a través de la Dirección de Estudios de Posgrado.

A mis directores de tesis, Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga y Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez por creer en mí, por su guía y el interés y el tiempo brindado en la realización de este trabajo.

A mi comité tutorial: Dra. Jaqueline García Hernández, Dra. Tania Zenteno-Savín y Dr. Renato Arturo Mendoza Salgado, por su guía y aportaciones para la realización de este trabajo.

Al M. en C. Edgar Alcántara Razo, Ing. Andrés Hernández Ibarra, M. en C. María del Refugio López Tapia, Geol. Mar. Gustavo Padilla Arredondo, Ing. David Urías Laborín, M. en C. Baudilio Acosta Vargas, Ing. Griselda Peña Armenta, Ing. Orlando Lugo Lugo y Dra. Thelma Michelle Ruiz Ruiz por su apoyo técnico en la realización de esta tesis, sin ustedes no hubiera sido posible.

Al Dr. Ramón Gaxiola Robles, por su disposición, sugerencias y enseñanzas brindadas durante mi estancia realizada en CIBNOR Campus La Paz, B.C.S.

A la Dra. María Lucila Lares Reyes, por la ayuda brindada, su conocimiento y aportaciones a mi trabajo.

A la M. en C. Sara Burrola Sánchez, por creer en mí, su confianza y por la ayuda brindada durante mis estudios de posgrado.

A los Ing. Horacio Sandoval Gómez e Ing. Xicoténcatl Galicia García por su apoyo logístico en el departamento de informática durante mis estudios de posgrado.

A los Dres. Luis Brito Castillo y Rufino Morales-Azpeitia por su apoyo en los seminarios de posgrado, así como su siempre disposición para brindarme asesorías.

A los Ingenieros Pablo Martínez Matías, Claudia Bonilla Orozco, Wendy Salinas Franco y Ángel Ramírez Mijangos, gracias por confiar en mí y permitirme crecer junto con ustedes.

Especialmente agradezco todas las atenciones recibidas de parte de TaniaVerónica Nuñez Valdez, Lic. Osvelia Ibarra Morales y Lic. Leticia González Rubio Rivera durante mis estudios de posgrado en CIBNOR La Paz.

A mis compañeros y todo el personal de CIBNOR Guaymas.

A la Comisión de Ecología y Desarrollo Sustentable del Estado de Sonora por las facilidades otorgadas para la realización de los muestreos en el Área Natural Protegida Estero El Soldado.

Esta investigación fue apoyada por los proyectos 984-1 y 986-1 de recursos propios, así como con recursos fiscales de la línea estratégica de investigación: Condición de los Sistemas Costeros y su Tendencia Ambiental, del Programa de Planeación Ambiental y Conservación.

Contenido

Resumen	iii
Summary	v
Dedicatoria	vii
Agradecimientos	viii
Contenido	ix
Lista de figuras	xii
Lista de tablas	xiii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	6
2.1 Generalidades.....	6
2.2 Elementos traza.....	6
2.2.1 Fuentes de elementos traza en zonas costeras.....	7
2.3 Sedimentos.....	9
2.4 Biodisponibilidad y bioacumulación de elementos traza en bivalvos.....	10
2.5 Plaguicidas organoclorados.....	11
2.5.1 Definición.....	11
2.5.2 Persistencia y bioacumulación.....	12
2.6 Eutrofización, biodisponibilidad y bioacumulación en sistemas acuáticos.....	13
2.6.1 Antecedentes generales.....	13
2.6.2 Antecedentes regionales.....	14
3. JUSTIFICACIÓN	20
4. HIPÓTESIS	21
5. OBJETIVOS	22
5.1 Objetivo general.....	22
5.2 Objetivos específicos.....	22
6. MATERIALES Y MÉTODOS	23
6.1 Área de estudio.....	23
6.2 Trabajo de campo.....	29
6.2.1 Colecta de sedimentos.....	29
6.2.2 Colecta de almejas.....	30
6.2.3 Colecta de agua.....	32
6.3 Trabajo de laboratorio.....	33
6.3.1 Tamaño de partícula y materia orgánica de los sedimentos.....	33
6.3.2 Análisis de elementos traza en sedimento.....	33
6.3.3 Análisis de elementos traza en almejas.....	34
6.3.4 Análisis de plaguicidas organoclorados en almejas.....	34
6.3.5 Análisis de calidad de agua.....	36
6.4 Trabajo de gabinete.....	36
6.4.1 Valores menores al límite de detección.....	36
6.4.2 Prueba de normalidad.....	36
6.4.3 Correlaciones.....	37
6.4.4 Aplicación de índices y modelos estadísticos.....	37
6.4.4.1 Índice de contaminación metálica (ICM).....	37

6.4.4.2 Factor de enriquecimiento (FE).....	38
6.4.4.3 Índice del estado trófico (TRIX)	39
6.4.4.4 Análisis de varianza (ANOVA).....	40
6.4.4.5 Análisis de componentes principales (ACP)	40
6.4.4.6 Análisis de regresión lineal múltiple (ARLM).....	41
6.4.5 Comparación de resultados con regulaciones normativas.....	41
6.4.5.1 Sedimentos	41
6.4.5.2 Almejas.....	41
6.4.5.2.1 Elementos traza	41
6.4.5.2.2 Plaguicidas organoclorados	43
7. RESULTADOS	44
7.1 Calidad del sedimento de una laguna prístina y dos lagunas receptoras de aguas residuales.....	44
7.1.1 Textura del sedimento	44
7.1.2 Analisis de correlación de elementos traza en sedimentos.....	46
7.1.3 Elementos traza en sedimentos.....	46
7.1.4 Índice de contaminación metálica (ICM)	48
7.1.5 Factor de enriquecimiento (FE).....	49
7.2 Variación de plaguicidas organoclorados en almejas (<i>Chione californiensis</i>) en tres lagunas receptoras de aguas residuales	50
7.3 Biodisponibilidad de elementos traza, concentración de organoclorados en almejas y eutrofización en lagunas.....	54
7.3.1 Estado trófico durante otoño en lagunas costeras del Golfo de California	54
7.3.2 Variación de elementos traza en una laguna prístina y dos lagunas receptoras de aguas residuales	57
7.3.3 Análisis de la biodisponibilidad de elementos traza en almejas considerando variables del agua, TRIX, textura del sedimento e índice de contaminación metálica	59
7.3.3.1 El Soldado	59
7.3.3.2 Lobos	62
7.3.3.3 Tóbari	65
7.3.3.4 Yavaros, Altata y Reforma.....	68
7.4 Ingesta recomendable de almejas.....	70
7.4.1 Elementos traza	70
7.4.2 Plaguicidas organoclorados	71
8. DISCUSIÓN	73
8.1 Calidad del sedimento de una laguna prístina y dos lagunas receptoras de aguas residuales.....	73
8.2 Eutrofización de lagunas costeras del Golfo de California en otoño	76
8.3 Variación de plaguicidas organoclorados en almejas (<i>C. californiensis</i>) en tres lagunas receptoras de aguas residuales	77
8.4 Variación de elementos traza en una laguna prístina: El Soldado	84
8.5 Variación de elementos traza en una laguna con influencia puntual de aguas residuales urbanas y agrícolas: Lobos.....	88
8.6 Variación de elementos traza en una laguna con influencia de aguas residuales urbanas, agrícolas y acuícolas: Tóbari	91

8.7 Toxicidad.....	95
8.7.1 Sedimentos	95
8.7.2 Elementos traza	95
8.7.3 Plaguicidas organoclorados	97
9. CONCLUSIONES.....	98
10. LITERATURA CITADA.....	100
11. ANEXOS	125

Lista de figuras

Figura 1. Corrientes superficiales y áreas de surgencia en el Golfo de California (Modificado de Maluf, 1983).....	3
Figura 2. Ubicación de los distritos de riego agrícola en México, indicando los distritos de riego II y III con influencia en las lagunas costeras bajo estudio.	4
Figura 3. Localización de las lagunas costeras El Soldado, Lobos, Tóbari, Yavaros, Santa María La Reforma y Altata en los Estados de Sonora y Sinaloa, México.....	25
Figura 4. Lagunas costeras: El Soldado, Lobos y Tóbari. Sitios de recolecta de agua y sedimentos.	30
Figura 5. Muestreo de <i>Chione gnidia</i> en El Soldado, Lobos y Tóbari.	31
Figura 6. Lagunas costeras: Yavaros, Altata y Reforma. Sitios de colecta de agua y almejas.	32
Figura 7. Índice de contaminación metálica estimado para las lagunas costeras Lobos, el Soldado y Tóbari ($p = 0.0054$).....	48
Figura 8. Frecuencia de residuos de plaguicidas en almejas de las lagunas costeras de Yavaros, Sonora, Altata, Sinaloa y Reforma, Sinaloa.	53
Figura 9. Comparación de la concentración de plaguicidas en almejas de las lagunas costeras de Yavaros, Altata y Reforma (<i>C. californiensis</i>) (Unidades en $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso húmedo).	53
Figura 10. Variabilidad estacional de los valores del índice TRIX en otoño 2011 para las lagunas objeto de estudio, El Soldado, Lobos y Tóbari ($p > 0.05$); Yavaros, Altata y Reforma ($p < 0.0001$).....	55
Figura 11. Representación del análisis de componentes principales en la biodisponibilidad de elementos traza en almejas de la laguna El Soldado.....	60
Figura 12. Representación del análisis de componentes principales en la biodisponibilidad de elementos traza en almejas de la laguna Lobos.	63
Figura 13. Representación del análisis de componentes principales en la biodisponibilidad de elementos traza en almejas de la laguna Tóbari.....	66
Figura 14. Representación del análisis de componentes principales en las concentraciones de OC en almejas de las lagunas Yavaros-Altata-Reforma.	68

Lista de tablas

Tabla I. Características de las seis lagunas costeras en estudio.....	28
Tabla II. Muestreos en la zona de estudio y número de organismos coleccionados.....	31
Tabla III. Mes, año de realización y número de sitios muestreados en campo.....	33
Tabla IV. Técnicas empleadas para la determinación de nutrientes en agua de mar.	36
Tabla V. Valores de referencia del índice TRIX para los diferentes niveles del estado trófico (Vollenweider <i>et al.</i> , 1998).	39
Tabla VI. Composición física de los sedimentos superficiales de El Soldado, Lobos y Tóbari.....	45
Tabla VII. Matriz de correlación de Pearson $r_{(x,y)}$ de elementos traza en sedimento.	46
Tabla VIII. Concentración de elementos traza ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en sedimentos superficiales de las lagunas costeras de El Soldado (s), Lobos (L) y Tóbari (T).	47
Tabla IX. Factores de enriquecimiento para elementos traza en Lobos y Tóbari.	50
Tabla X. Concentración de plaguicidas organoclorados en $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso húmedo) en poblaciones de almeja <i>C. californiensis</i> en las lagunas Yavaros, Sonora, Altata y Reforma, Sinaloa.	52
Tabla XI. Variabilidad durante otoño de parámetros ambientales y concentraciones de clorofila <i>a</i> , nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos (NID y FID) en lagunas costeras del Golfo de California: El Soldado, Lobos y Tóbari.....	56
Tabla XII. Variabilidad durante otoño de parámetros ambientales y concentraciones de clorofila <i>a</i> , nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos (NID y FID) en lagunas costeras del Golfo de California: Yavaros, Altata y Reforma.	57
Tabla XIII. Elementos traza en poblaciones de <i>C. gnidia</i> de lagunas costeras del Golfo de California ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso fresco).	58
Tabla XIV. Modelo final ajustado para la interacción entre elementos traza en poblaciones de <i>C. gnidia</i> de lagunas del Golfo de California (El Soldado, Lobos y Tóbari).....	59
Tabla XV. Resultados del análisis de componentes principales de El Soldado en otoño. ..	61
Tabla XVI. Resultados del análisis de componentes principales de Lobos en otoño.....	64
Tabla XVII. Resultados del análisis de componentes principales de Tóbari en otoño.	67
Tabla XVIII. Resultados del análisis de componentes principales de las lagunas Yavaros-Altata-Reforma en otoño.	69
Tabla XIX. Cantidad de almeja (kg) inocua para ser consumida semanalmente y comparación del aporte de cada elemento traza basado en las concentraciones medias encontradas en este estudio y el consumo promedio de almeja en poblaciones costeras del Golfo de California y México).....	70
Tabla XX. Comparación de los niveles de acción de la Administración de Drogas y Alimentos (FDA) y tolerancias recomendadas de la agencia de protección ambiental (EPA) y normas Mexicanas.	72

1. INTRODUCCIÓN

La eutrofización representa una amenaza a las funciones ecológicas y servicios ecosistémicos de cuerpos de agua costeros alrededor del mundo. Las lagunas costeras y los estuarios poco profundos con tasas de renovación del agua prolongadas y mayor intensidad de las actividades humanas en las cuencas hidrográficas costeras son los cuerpos de agua más susceptibles a manifestar síntomas de eutrofización (Kennish y De Jonge, 2011). El enriquecimiento de nutrientes y carbono orgánico está aumentando en estos cuerpos de agua costeros debido al crecimiento de la población en las áreas adyacentes. Las respuestas bióticas a este enriquecimiento a menudo tienen efectos adversos, como hipoxia y anoxia, floraciones de algas nocivas, crecimiento epifítico elevado, pérdida de hábitat esencial, biodiversidad reducida, disminución de la pesca explotable, redes alimentarias tróficas desequilibradas, así como servicios ecosistémicos y resiliencia disminuidos (Kennish y De Jonge, 2011).

El término de eutrofización fue definido como un proceso caracterizado por el incremento en la tasa de suministro de materia orgánica a un ecosistema (Nixon, 1995). Esta definición es consistente con el uso histórico y enfatiza que la eutrofización es un proceso, no un estado trófico. También se propone una clasificación trófica simple para sistemas marinos, en función de la producción de materia orgánica: oligotrófico ($< 100 \text{ g carbono m}^2 \text{ año}^{-1}$), mesotrófico ($100\text{-}300 \text{ g carbono m}^2 \text{ año}^{-1}$), eutrófico ($301\text{-}500 \text{ g carbono m}^2 \text{ año}^{-1}$), o hipertrófico ($> 500 \text{ g carbono m}^2 \text{ año}^{-1}$). Este concepto ha ido evolucionando al ir incluyendo otros factores como es la interacción entre los distintos parámetros físicos y químicos presentes en un ecosistema (Cloern, 2001; Nixon, 2009).

Por ejemplo, eutrofización y enriquecimiento de elementos traza (ET) han sido objeto de una amplia investigación. Sin embargo, tradicionalmente se han estudiado por separado (Skei *et al.*, 2000), no obstante ambos procesos co-ocurren frecuentemente en aguas costeras (Li *et al.*, 2013).

La presencia de ET en los sistemas costeros está asociada a fuentes naturales (Birch, 2017), pero estos mismos ambientes también pueden tener fuentes antrópicas de ET, tales como actividades agrícolas, industriales y de desarrollo urbano. Estas fuentes, además de nutrientes y ET, también pueden aportar plaguicidas que al encontrarse en el medio acuático pueden interaccionar con procesos de eutrofización (Skei *et al.*, 2000).

Actualmente la evaluación del origen y la dinámica de partición de ET se ha enfocado principalmente en sedimentos más que en agua debido a la mayor variabilidad de los ET en agua (Zhang *et al.*, 2014). A diferencia de los nutrientes y los ET, que son aportados por fuentes naturales y actividades humanas, los residuos de plaguicidas se pueden utilizar directamente para evaluar el impacto antrópico en ambientes acuáticos con influencia de actividades agrícolas (Arellano-Aguilar *et al.*, 2017).

En el Golfo de California (GC), como muchos otros grandes ecosistemas en el mundo, convergen diversas fuentes de nutrientes y ET (naturales y antrópicas). Por ejemplo, en la costa este del GC, durante otoño-invierno, co-ocurren dos procesos de interés: el inicio de la temporada de mayor intensidad de riego agrícola y eventos pulsátiles de surgencias costeras con influencia en las lagunas costeras del GC (Fig. 1). En esta región del GC están ubicados los distritos de riego II y III (Fig. 2), más significativos en términos de área agrícola cultivada en México (~2 millones de hectáreas, 41% del área agrícola nacional) (SIAP, SAGARPA, 2015). En el Distrito de Riego (DR) II ubicado en el estado de Sonora, la actividad agrícola más importante es en el Valle del Mayo y principalmente en el Valle del Yaqui. Este último drena sus aguas residuales sin tratamiento al GC a través de dos lagunas: al norte, la laguna Lobos constituye el principal cuerpo receptor a través de un drenaje colector, y al sur, Tóbari recibe una combinación de aguas residuales agrícolas, urbanas y camaronícolas (Ahrens *et al.*, 2008; Beman *et al.*, 2005); mientras que el Valle del Mayo tiene influencia en la laguna Yavaros. En el DR III ubicado en el estado de Sinaloa (primer lugar en producción de grano), la producción está concentrada en los municipios de Guasave, Ahome, Culiacán y Navolato (Arellano-Aguilar *et al.*, 2017). Las lagunas de Altata-Ensenada El Pabellón (Altata de aquí en adelante) y Santa María-La

Reforma (Reforma de aquí en adelante), están afectadas por este DR que comprende las tierras agrícolas de riego más tecnificadas del país (Páez Osuna *et al.*, 2007).

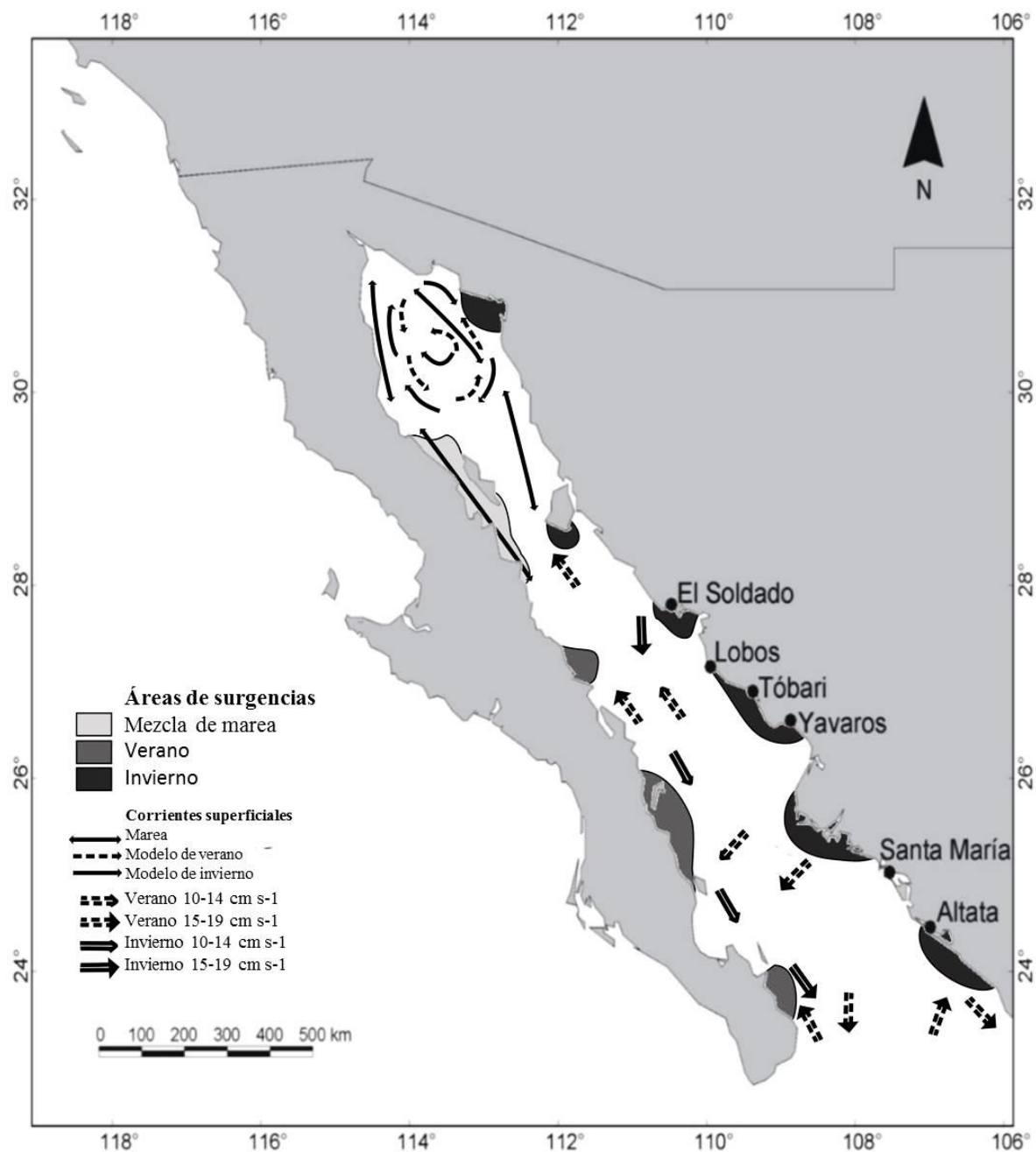


Figura 1. Corrientes superficiales y áreas de surgencia en el Golfo de California (Modificado de Maluf, 1983).

Entre los componentes de las descargas, los fertilizantes utilizados en la agricultura y la acuicultura contribuyen con el incremento en la concentración de ET (Frías-Espericueta *et al.*, 2015; Green-Ruíz y Páez-Osuna, 2001).

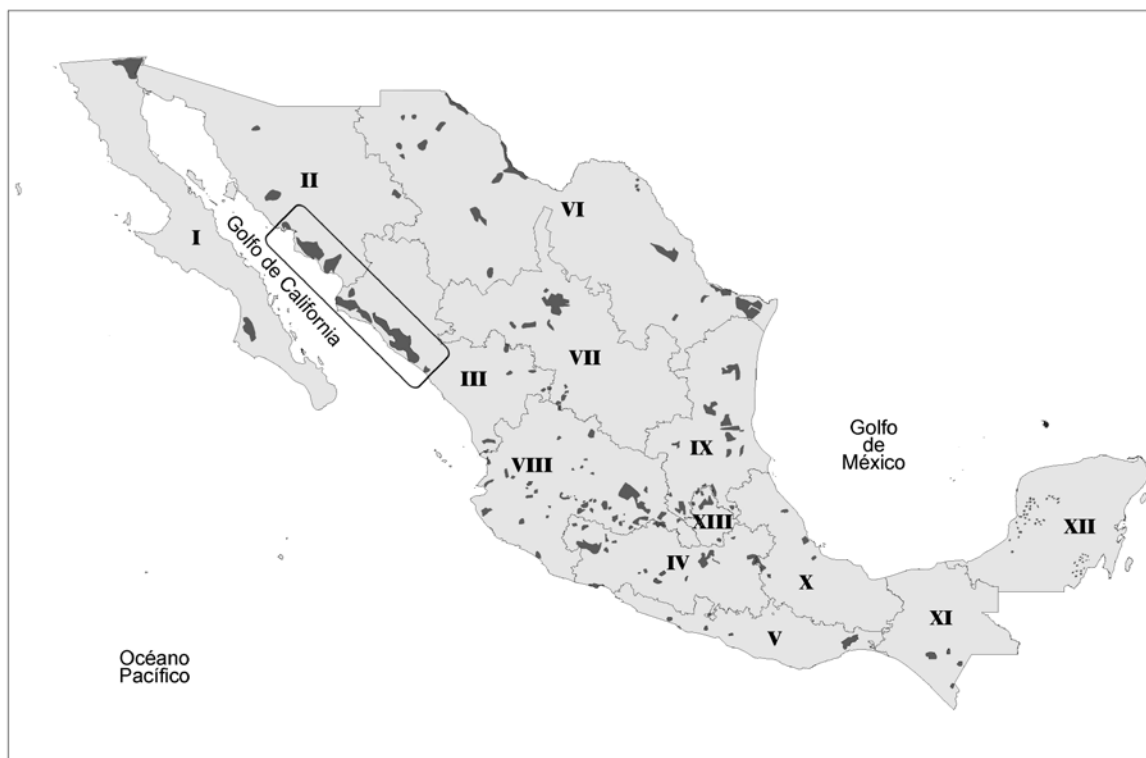


Figura 2. Ubicación de los distritos de riego agrícola en México, indicando los distritos de riego II y III con influencia en las lagunas costeras bajo estudio.

Esta serie de factores han ocasionado que las lagunas costeras en las regiones semi-áridas del Golfo de California esten actuando como sumideros de ET (Jara-Marini *et al.*, 2013a).

En el panorama expuesto, las lagunas costeras bajo estudio están sujetas a procesos de enriquecimiento de nutrientes, así como al aporte de ET de diversos orígenes antrópicos (descargas industriales, agrícolas, municipales) y naturales (surgencias). Esto implica cambios potenciales en el estado trófico (de oligotrófico a mesotrófico hasta eutrófico) de los sistemas acuáticos (Zhang *et al.*, 2014) asociados con incremento de algas y nutrientes (Tu *et al.*, 2014), eventos de hipoxia (Skoog y Árias-Esquivel, 2009) y afectación de la

actividad microbiana (nitrificación/desnitrificación) (McGlathery *et al.*, 2007) que pueden alterar la biodisponibilidad y por lo tanto la cantidad de ET que será asimilada por la biota presente en dichos sistemas, como son los moluscos bivalvos (Li *et al.*, 2014). En este sentido, el presente estudio planteó asociar por primera vez la variación en las concentraciones de ET en la almeja *C. gnidia* y su relación con variables asociadas a procesos de eutrofización, como son nutrientes y parámetros fisicoquímicos de lagunas costeras semi-áridas subtropicales de la costa central este del GC.

Estas lagunas, al ser receptoras de ET por fuentes antrópicas tienden a manifestar impacto ambiental en sus sedimentos, por lo que este estudio realizó una evaluación de la calidad de los sedimentos de dos lagunas costeras receptoras de aguas residuales con diferentes fuentes y magnitud de aportes de ET, considerando como sitio de referencia una laguna sin influencia de aguas residuales y que es una zona sujeta a conservación ecológica.

En las lagunas estudiadas también son receptoras de aguas residuales agrícolas que contienen plaguicidas cuyo uso aún era permitido en normativas del 2004 (Comisión Intersecretarial para el Proceso de Control y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas (CICOPLAFEST, 2004)), en contraste con otros países que los habían prohibido por los efectos tóxicos que ocasionan a los seres humanos, los polinizadores y para el medio ambiente, además de presentar una alta persistencia en el ambiente (Arellano-Aguilar *et al.*, 2017). En México, cinco plaguicidas han sido prohibidos (aldrin, dieldrin, endrin, mirex, clordecona), otros cinco supuestamente no se comercializan y están en proceso de prohibirse (clordano, lindano, DDT, sulfluramida y endosulfan), y otros seis nunca han sido aprobados para su uso (heptacloro, HCB, toxafeno, pentaclorobenceno y α - y β -HCH). Considerando la falta de regulación y monitoreo de contaminantes químicos, este estudio también se enfocó a actualizar la información acerca de los niveles de ET y plaguicidas en almejas que además de ser indicadores de la salud ambiental de un ecosistema, también son utilizados para la alimentación humana (Arellano-Aguilar *et al.*, 2017).

2. ANTECEDENTES

2.1 Generalidades

2.2 Elementos traza

Los ET se encuentran naturalmente en la corteza terrestre y sus composiciones varían entre diferentes localidades, dando lugar a variaciones espaciales de las concentraciones circundantes (Jaishankar *et al.*, 2014). Únicamente diez (oxígeno (O), silicio (Si), hierro (Fe), aluminio (Al), calcio (Ca), potasio (K), sodio (Na), magnesio (Mg), titanio (Ti) e hidrógeno (H)) de los 89 elementos naturales representan más del 99% de la corteza terrestre en masa. Los otros 79 elementos (incluidos los gases inertes), que en conjunto representan menos del 0.5% se conocen como ET, no desempeñan un papel fundamental en la composición de la corteza terrestre, pero en contraste a la concentración a la que normalmente se encuentran en el ambiente, tienen gran importancia en actividades antrópicas como la electrónica, la agricultura y la medicina. El término "elemento traza" no tiene una definición precisa en las ciencias de la tierra, porque la magnitud de la concentración de un elemento puede variar significativamente de una matriz orgánica o inorgánica a otra. Por ejemplo, el Al es el principal elemento encontrado en la mayoría de las rocas y en suelos (representa un 10-30 %), pero es un oligoelemento (representa menos del 1%) en la vegetación y en el agua. Por el contrario, el Fe es un oligoelemento en cuarzo (< 0.1 %) pero es el principal elemento en los minerales máficos (> 5 %). En geoquímica, la definición más frecuentemente de ET utilizada es: elemento químico cuya concentración en la corteza terrestre es menor al 0.1% en masa (Navrátil y Minařík, 2005).

Estudios previos han empleado ampliamente el término "metal pesado". A menudo se utiliza como nombre de grupo para metales y semimetales (metaloides) que se han asociado con contaminación y potencial toxicidad o ecotoxicidad. Las regulaciones legales especifican una lista de "metales pesados" a las cuales se aplican. Sin embargo esto no tiene base en datos químicos o toxicológicos. Por lo tanto, el término "metal pesado" es a la vez sin sentido y engañoso (Duffus, 2002), cuya denominación es aún discutida en la actualidad

(Richir y Gober, 2016). En esta tesis, evitamos el uso del término "metal pesado", y de aquí en adelante consideraremos los ET como cualquier elemento, metálico o no, distinto de los pocos constitutivos principales (carbono (C), H, nitrógeno (N), azufre (S), O, fósforo (P), cloro (Cl), K, Na, Ca y Mg) que forman la mayor parte de la materia viva y mineral (excepto Fe y Al). Respecto al Fe, el cual es considerado micronutriente porque el cuerpo humano le necesita en muy pequeñas cantidades ($< 100 \text{ mg día}^{-1}$) (Fraga, 2005), será incluido también en la definición de ET.

2.2.1 Fuentes de elementos traza en zonas costeras

Desde la Revolución Industrial, la producción de metales como plomo (Pb), cobre (Cu) y zinc (Zn) ha aumentado exponencialmente. Entre 1850 y 1990, la producción de estos tres metales y sus emisiones al ambiente aumentaron casi diez veces (Nriagu, 1996). El escurrimiento continental y la deposición atmosférica son los insumos naturales primarios de los ET en el medio marino (Callender, 2003): el material de la corteza es lixiviado (disuelto) y erosionado de la superficie de la Tierra o introducido a la atmósfera por la actividad volcánica. Incendios forestales y fuentes biogénicas son de menor importancia (Nriagu, 1996). Förstner y Wittmann (1979) concluyeron que entre los ambientes acuáticos más contaminados del mundo por ET están los estuarios y las lagunas costeras.

De acuerdo con Zwolsman *et al.* (1993) la entrada fluvial de cadmio (Cd), Cu, Pb y Zn a las planicies de marea del estuario de Scheldt fue significativamente mayor (97.5% a 99.5%) que la deposición atmosférica (2.5% a 0.5%). Sin embargo los ET suspendidos en la atmósfera como productos de actividades volcánicas o actividades antrópicas, pueden ser acarreados por el viento (transporte eólico) a la costa (Deboudt *et al.*, 2004). Se ha calculado que entre el 20 y el 70% de la aportación total de ET a las zonas costeras de Europa Occidental han llegado a través de este medio (Deboudt *et al.*, 2004). Más recientemente, como fuente natural, se ha vinculado la influencia de las surgencias estacionales (*e.g.* sureste del Mar Árabe) y de las corrientes marinas (*e.g.* Pacífico

oriental) con la variabilidad en la concentración de ET entre las lagunas costeras (Apeti *et al.*, 2009; Cheriyan *et al.*, 2015).

Además de estas fuentes naturales, existe una multitud de fuentes de emisiones antrópicas, resultantes de las actividades mineras y de fundición (Callender, 2003). Sin embargo, el crecimiento de las actividades industriales, agrícolas y urbanas desde principios de los años 60 (Richir y Gober, 2016) y recientemente la acuicultura intensiva (Cheriyan *et al.*, 2015) han influido significativamente en el aporte de ET en las zonas costeras (Farmaki *et al.*, 2014).

La interacción tanto de fuentes naturales como antrópicas, en la interfase sólido-líquido es especialmente importante en las zonas costeras. En ellas es donde se presentan los cambios más importantes en la concentración, distribución y toxicidad de los ET, al verse modificada, entre otras cosas, su presentación química (Du Laing *et al.*, 2009). Estresores ambientales comunes en los vertederos estuarinos son cambios hidrodinámicos costeros, disminución de la salinidad, presencia de coloides y de materia orgánica, y pH bajo. La Comunidad Europea (CE), recomienda medir los efectos de contaminantes en diferentes compartimentos de estos ambientes de transición (sedimentos estuarinos, agua, biota) para establecer, evaluar y poder supervisar mejor el buen estado ecológico que se contempla en la Directiva Marco del Agua (de Souza Machado *et al.*, 2016).

En este estudio la medición de ET en agua no fue considerada, debido a que el sedimento puede almacenar hasta 100,000 veces más de ET que las aguas superficiales (Förstner y Wittmann, 1979), por lo que es considerada una potencial fuente adicional de ET para los estuarios o lagunas costeras (de Souza Machado *et al.*, 2016). Belzile *et al.* (2004) determinaron que la concentración de ET en el agua puede variar ampliamente dependiendo de su presentación química, por lo que hoy en día son solamente indicadores cualitativos. En cambio, en sedimento Birch y Olmos (2008) y Fukue *et al.* (2006) reconocieron que la concentración del ET permite definir la magnitud de la influencia antrópica y el potencial riesgo ecotoxicológico al identificar la condición pristina.

2.3 Sedimentos

Múltiples contribuciones antrópicas afectan los sedimentos marinos (Delgado *et al.*, 2011) en los que los procesos de sorción y sedimentación de los ET dependerán principalmente del tamaño, textura del grano así como del contenido de materia orgánica que contengan (Fukue *et al.*, 2006; Magesh *et al.*, 2013). La mayoría de los ET están ligados a las fracciones finas del sedimento ($< 63 \mu\text{m}$) debido principalmente a la relación del área superficial del tamaño de grano con respecto al contenido de sustancias húmicas donde se presenta un mayor potencial de biodisponibilidad en función de los estados de oxidación del metal y el grado de absorción (Sharma y Singh, 2014; Tercierwaeber y Taillefert 2008). Existen correlaciones positivas entre la concentración de los ET y la disminución del tamaño de partícula de sedimento, sugiriendo que la adsorción en los lodos es el principal mecanismo de su acumulación en los sedimentos marinos (Al-Abdali *et al.*, 1996). Por lo tanto, los procesos biogeoquímicos más importantes que regulan la movilidad de los ET en los medios acuáticos son los procesos de meteorización y de adsorción. No obstante los procesos fisicoquímicos de adsorción del ET sobre la superficie de partículas (arcillas, óxidos hidratados metálicos y materia orgánica particulada), precipitación (cambios de pH y fuerza iónica en zonas de mezcla de aguas dulce y marinas) y coprecipitación (reducción a sulfuro por bacterias) pueden tener carácter reversible, produciendo una redisolución de los ET asociados a esas especies mediante desorción, disolución y/o procesos biológicos (Bradl *et al.*, 2005; Greenaway y Rankine Jones, 1992).

De acuerdo a de Souza Machado *et al.* (2016) y Zhang *et al.* (2014) los principales factores que influyen en la biodisponibilidad y toxicidad de los ET en los sedimentos y columna de agua son: (1) fases sólidas, especialmente ET unidos a sulfuros ácidos volátiles, carbono orgánico particulado, oxihidróxidos de Fe y Mn; (2) fases acuáticas, es decir, superyacentes y porosas, atributos físico-químicos del agua como pH, potencial redox (Eh), dureza, salinidad, y complejos de ligandos; y (3) características biológicas de los organismos bénticos que se encuentran expuestos a los ET presentes en el sistema, incluyendo previas exposiciones.

2.4 Biodisponibilidad y bioacumulación de elementos traza en bivalvos

Dependiendo del enfoque científico, se han desarrollado diferentes definiciones de biodisponibilidad (Ortega-Calvo *et al.*, 2015). En la presente tesis, se denomina biodisponibilidad a la concentración de ET detectado en el tejido de la almeja, en relación al contenido del ET en sedimento. Factores fisicoquímicos como la temperatura, la salinidad, el pH o la presencia o ausencia de agentes complejantes afectan la biodisponibilidad de los ET. Adicionalmente, el contenido de estos elementos para la biota, dependerá tanto de la presencia o ausencia de otros ET en el alimento o el ambiente, así como de los requerimientos propios de cada especie que dependerá de factores como son la edad, talla y etapa reproductiva de los organismos (Ortega-Calvo *et al.*, 2015).

La biodisponibilidad de ET también fluctúa espacialmente y en el tiempo con las propiedades del agua. Partículas de sedimento enriquecidas en óxidos de hierro, tienden a disminuir la asimilación de ET ligados a los sedimentos. Por el contrario, revestimientos orgánicos (*e.g.* polímeros extracelulares bacterianos o ácidos fúlvicos) tienden a mejorar significativamente la asimilación de ET en bivalvos, al igual que la adición de un componente vivo (*e.g.* microalgas bentónicas) a un conjunto de sedimentos o partículas (Reinfelder, 1998). En muchos sistemas acuáticos, los organismos están sujetos a la exposición crónica de ET. Aunque la exposición episódica también ocurre. Por lo tanto, la tasa de pérdida de ET es presumiblemente limitada por la pérdida del compartimiento de intercambio más lento de cada organismo (Reinfelder, 1998).

Por otro lado, la bioacumulación se define como el aumento progresivo de la cantidad de una sustancia que se encuentra presente en un organismo, como consecuencia de que el ritmo en que es absorbida es mayor al que es eliminada (Nordberg *et al.*, 2009).

Los moluscos bivalvos muestran muchos atributos fisiológicos (sensibles a contaminantes, tolerantes a una amplia gama de factores abióticos, fáciles de cultivar y mantener en un laboratorio, etc.) que los convierten en organismos de bioensayo adecuados para la

realización de ensayos de toxicidad (Adams y Stauber, 2008). Son además buenos acumuladores de contaminantes organometálicos y ET debido a que son organismos sésiles y filtradores (Bryan *et al.*, 1985). Se han desarrollado una serie de protocolos estandarizados para derivar en criterios de calidad del agua y sedimento (*e.g.* Environment Canada, 2009; Kruzynski, 2004; USEPA, 2000), mediante la evaluación de ET en tejidos de bivalvos marinos (bioacumulación) expuestos a efluentes complejos. Sin embargo, se debe tener precaución al usar las concentraciones tisulares para predecir el peligro, ya que algunos ET, como Cu y Zn, son esenciales y regulados activamente por organismos, por lo que pueden variar dependiendo del requerimiento fisiológico que a su vez puede variar con la época del año. De igual manera, se debe considerar la influencia que tienen en ellos los factores ambientales (*eg.* temperatura del agua, surgencias costeras), durante periodos críticos o estacionales (Burton, 2010). Estudios previos han confirmado que los dos principales grupos de bioindicadores adecuados globalmente para el monitoreo de la contaminación por ET son los pastos marinos y los moluscos bivalvos (Richir y Gobert, 2014). Estos últimos deben ser considerados debido a su gran distribución geográfica y por ser productos comercialmente importantes. Su uso como bioindicador proporciona información relevante sobre la calidad de agua en sitios con prácticas acuícolas como crecimiento y engorda de peces. También contribuyen a la generación de importantes datos fitosanitarios sobre la seguridad del consumo de los mariscos y las potenciales amenazas para la salud humana. Por ejemplo, el molusco bivalvo *Mytilus galloprovincialis*, es usado para evaluar el estado de salud del litoral mediterráneo (Richir y Gobert, 2016).

2.5 Plaguicidas organoclorados

2.5.1 Definición

Uno de los principales problemas ambientales en las zonas costeras del mundo, es la contaminación por sustancias sintéticas no biodegradables, también llamadas xenobióticos (*xenos*=extraño y *bios*=vida) (Dhaval y Dhruvo, 2013). Algunos xenobióticos persisten mucho tiempo en el ambiente debido a su estructura química inusual (Borga *et al.*, 2004;

Lohmann *et al.*, 2007). Los plaguicidas organoclorados (OC) son xenobióticos y poseen una alta persistencia en los ambientes acuáticos y notable amplificación en las cadenas alimentarias por su solubilidad en tejidos adiposos (Albert y Loera 2005; Zhang *et al.*, 2014). Estas características son debido a su estructura química, compuesta por un esqueleto de átomos de C, en el cual, algunos de los átomos de H unidos al C, han sido reemplazados por átomos de Cl. (Borga *et al.*, 2004). Este enlace covalente de C-Cl le confiere un incremento en su hidrofobicidad y escasa biodegradabilidad (Lee *et al.*, 2001; Leyva Cardoso *et al.*, 2003; Singh *et al.*, 2005). La mayoría de estos compuestos son contaminantes orgánicos persistentes (COP) (Li *et al.*, 2004).

2.5.2 Persistencia y bioacumulación

Entre 1947 y 2000 alrededor de 4530, 1030, 407 y 150 KTon de hexaclorociclohexanos (HCH), diclorodifeniltricloroetano (pp-DDT), toxafeno y endosulfán, respectivamente, fueron liberados al ambiente (Li y McDonald, 2005). Esto debido a la intensificación de los sistemas agrícolas de la "Revolución Verde", por lo que cerca del 40 % de la superficie de la Tierra ha sido convertida en tierras de cultivo o pastizales (Foley *et al.*, 2005). Los ambientes costeros y estuarinos actúan como sumideros de OC volviéndolos persistentes, debido a que en esas condiciones se degradan muy lentamente, y pueden permanecer por periodos de años (Pandit *et al.*, 2006). Las vidas medias de los OC son diversas, desde 1 año (*e.g.* γ -BCH lindano) (Augustijn-Beckers *et al.*, 1994) hasta 10 años (*e.g.* toxafeno) (Mackay *et al.*, 1997). Los OC se caracterizan en que aún a concentraciones extremadamente bajas ($< 1 \mu\text{g L}^{-1}$) en la columna de agua, pueden concentrarse en sedimento y ser bioacumulados en tejidos adiposos de moluscos y peces. Los seres humanos, por lo general, son el tope de la cadena alimenticia y acumulan las mayores concentraciones de estos compuestos que se encuentran en sistemas acuáticos y terrestres (Li *et al.*, 2006). El potencial riesgo a la salud humana es reconocido y amplio (*e.g.* efectos cancerígenos y mutagénicos, trastornos reproductivos y también como disruptores hormonales) (FDA, 2011; IARC, 1991; Snedeker, 2001; Van den Berg *et al.*, 2006; Wu *et al.*, 1999).

2.6 Eutrofización, biodisponibilidad y bioacumulación en sistemas acuáticos

2.6.1 Antecedentes generales

En 1995, la Agencia Sueca de Protección del Medio Ambiente inició un programa de investigación (EUCON) para aumentar el conocimiento sobre las interacciones entre la eutrofización y los contaminantes (*e.g.* OC y ET) en el medio acuático (Skei *et al.*, 2000). Cloern *et al.* (2007) y Koelman *et al.* (2001) consideran que no hay una relación entre el estado trófico o los procesos fisicoquímicos con el contenido de COP o de los ET en los sistemas acuáticos. La Bahía de San Francisco, aunque tiene importantes aportes de ET provenientes de 153,000 km² de cultivos agrícolas, se ha determinado que su mayor aporte proviene de las surgencias costeras, las cuales han enriquecido el sistema acuático con Cd. El Mar de Salton que ha estado acumulando los componentes químicos aportados por sus corrientes tributarias por casi 100 años y presenta una acelerada eutrofización debido a que no tiene ninguna salida, no ha mostrado un efecto significativo de los los productos de degradación del pp-DDT presentes en sedimento sobre la salud de la biota que ahí se encuentra (Schroeder *et al.*, 2002). Sin embargo, estudios experimentales han vinculado el estado trófico con la presencia de COP en ambientes acuáticos, pero en sistemas marinos no hay información disponible que lo confirme (Eggleton y Thomas, 2004). Plaguicidas asociados con revestimientos húmicos lo hacen a través de una fuerte unión que disminuye su biodisponibilidad (Decho y Luoma, 1994). Por el contrario, plaguicidas asociados a fuentes de alimentos ricas en grasas son disponibles y se pueden incorporar a la biomasa de los consumidores (Gunnarsson *et al.*, 2000; Schlekot *et al.*, 2000).

Se ha obtenido evidencia de la estrecha relación entre el estado trófico (N y P) y la captación de ET en el fitoplancton marino (Cloern *et al.*, 2007), pero los estudios son escasos sobre bivalvos marinos (Li *et al.*, 2008; Li y Zheng, 2011). Se ha aportado conocimiento acerca de que la productividad fitoplanctónica en el mar no sólo depende de la disponibilidad de los macronutrientes (N, P y silicio disueltos), luz o temperatura, sino

que además requiere de las cantidades necesarias propias de cada especie de micronutrientes o ET para realizar sus funciones metabólicas (*e.g.* Cd, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn) (Chester, 2003; Ho *et al.*, 2003). Sin embargo, el suministro en exceso de algunos micronutrientes (Cu y Zn) y de elementos no esenciales como el mercurio (Hg) y Pb pueden provocar efectos tóxicos en los organismos planctónicos (Bruland *et al.*, 1991).

Los moluscos bivalvos pueden asimilar ET de dos fuentes, partículas de alimentos (*e.g.* algas y sus desechos) y ET disueltos en agua de mar (Ke *et al.*, 2017). Debido a que el aumento de la concentración de N y P está asociado con el aumento de la abundancia de algas y detritos (Li *et al.*, 2007), la influencia del estado trófico puede tener un efecto diferente para cada ET. Li *et al.* (2014) observaron un efecto significativamente positivo del estado trófico del agua de mar en la concentración de Cd en la ostra *Crassostrea angulata*, pero este efecto no fue significativo para Fe, Cu, Pb y arsénico (As). La aplicación de un análisis de correlación de los factores de bioacumulación (BAF) con la biodisponibilidad oral (OBA) de Fe y As mostró que Fe presentó una relación inversa significativa con N, y que la variación regular de la OBA de Fe y As puede atribuirse al efecto de la eutrofización sobre la síntesis de gránulos metálicos y proteínas termoestables en las ostras, respectivamente. Sin embargo, por el contrario, encontraron que la almeja *Sinonovacula constricta*, presentó una correlación lineal positiva significativa entre los BAF de Fe, Ni, V y As y la eutrofización costera. Estos resultados pueden deberse al efecto de la eutrofización sobre la biodisponibilidad de las especies metálicas en el agua de mar costera y por lo tanto, en su bioacumulación en las almejas. La conclusión es que las ingestas diarias máximas permisibles de ET en la almeja *Sinonovacula constricta* son controladas por el estado de eutrofización en el que se encuentra el sistema (Tu *et al.*, 2014).

2.6.2 Antecedentes regionales

Existe evidencia de que en el GC los niveles de varios ET en sedimentos marinos (*e.g.* Fe, Mn) son superiores a los reportados como característicos de la corteza terrestre, por la

geología propia de esta región (Méndez *et al.*, 2006; Rodríguez-Meza *et al.*, 2009; Taylor 1964).

También existe evidencia que el enriquecimiento por materia orgánica y contaminación por nutrientes han llevado a la progresiva eutrofización de los cuerpos de aguas costeros del GC, causando la pérdida de hábitat (Paéz-Osuna *et al.*, 2017). Con datos extrapolados de lagunas costeras de la parte sur del del GC Paéz-Osuna *et al.* (2017) determinaron que las principales fuentes de N y P provienen de actividades antrópicas, como son vertimientos de aguas residuales municipales (6145 ton N año⁻¹, 1368 ton P año⁻¹), acuicultura (9,044 ton N año⁻¹, 3,078 ton P año⁻¹), agricultura (106,684 ton N año⁻¹; 2,132 ton P año⁻¹), ganado (66,372 ton N año⁻¹; 7,322 ton P año⁻¹). Adicionalmente, las cargas de N y P de la atmósfera (163,144 ton N año⁻¹, 4,752 ton P año⁻¹), también son una fuente de nutrientes a la zona costera del GC.

Sin embargo, existe escasa evidencia de estudios que asocien bioacumulación y/o biodisponibilidad de ET con el nivel de eutrofización costera en México (Méndez *et al.*, 2004) y ninguna en el GC. En cambio se han publicado gran cantidad de artículos sobre eutrofización con el enfoque tradicional (Nixon, 2009) y los estudios sobre ET se han dirigido principalmente al conocimiento sobre su geoquímica, distribución y variación de sus concentraciones en sedimentos y organismos en sitios contaminados y no contaminados (Brinton *et al.*, 1986; Gómez-Gutiérrez *et al.*, 2010; Hernández-Trujillo y Esquivel-Herrera, 1989; Jiménez-Pérez y Lara-Lara, 1988; Lavaniegos-Espejo y Lara-Lara, 1990; Sánchez-Velasco *et al.*, 2009; Siordia-Cermeño y Sánchez-Velasco, 2004; Tremblay *et al.*, 2010).

La costa del Pacífico, está influenciada por las surgencias relacionadas al Sistema de la Corriente de California (SCC), que principalmente ocurren hacia el final de la primavera y durante el verano. Por ejemplo, en la Bahía de San Quintín, frente a Punta Concepción (34.5°N) ocurren eventos de surgencias que conllevan gran productividad fitoplanctónica. En la boca de esta bahía las surgencias son las que provocan que exista una importante variabilidad de todas las propiedades físicas y químicas del agua, con excepción de la

temperatura que es afectada principalmente por las mareas semidiurnas. Además de las surgencias y las corrientes de marea, en esta bahía existen otros mecanismos naturales de fertilización, tales como la remineralización de nutrientes en la columna de agua y en los sedimentos debida a bacterias, que es resuspendida hacia la columna de agua por la turbulencia (Álvarez-Borrego y CheeBarragan, 1976; Camacho-Ibar *et al.*, 2003; Camacho-Ibar y Álvarez-Borrego, 1988).

Lares *et al.* (2002) estudiaron la variabilidad mensual de las concentraciones de Cd en los tejidos blandos de mejillones (*Mytilus californianus*) en una costa rocosa pristina adyacente a Bahía San Quintín, y observaron los niveles más altos ($17.2 \pm 2.3 \mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) durante la época de surgencias y los más bajos ($3.7 \pm 1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en febrero sin manifestación de surgencias. La razón entre la concentración máxima y mínima fue de 4.6. El Cd es un ET tipo nutriente ($0.112 \mu\text{g L}^{-1}$) en agua oceánica rica en nutrientes que en mar abierto presenta una alta correlación ($r=0.96$, $n=41$) con nutrientes como fósforo (Delgadillo-Hinojosa *et al.*, 2001; Libes, 1992). Dado que los niveles más altos de Cd a lo largo del año en las aguas adyacentes a Bahía San Quintín se presentan durante la época de surgencias (durante primavera y verano) indican enriquecimiento de ET tipo nutriente. Durante un evento de intensificación de surgencias, los ET tipo nutriente como el Fe están disponibles para generar productividad primaria (PP) con predominancia de diatomeas en la boca de esta bahía. Sin embargo, debido a la adsorción de los ET a las partículas que se hunden bajo condiciones anóxicas, el Fe es rápidamente removido y no está disponible para la fotosíntesis, por tanto, limita la PP. Es posible que se encuentre disponible Fe en la columna de agua en las cabeceras de la laguna, generando valores bajos de clorofila a pesar de los niveles relativamente altos de nitrógeno inorgánico y fosfatos (PO_4) (Álvarez-Borrego, 2004).

Gutiérrez-Galindo y Muñoz-Barbosa (2001) con el objetivo de evaluar como varían los niveles de Ag, Cd y Cu en el mejillón *M. californianus* en una zona intermareal en un periodo de un mes realizaron 11 muestreos simultáneos (uno cada tercer día) en un sitio contaminado por aguas residuales urbanas y otro limpio de la Bahía de Todos Santos, Baja

California, México. Las concentraciones en peso fresco de plata (Ag) y Cu fueron significativamente mayores en el sitio contaminado (0.64-1.69 $\mu\text{g g}^{-1}$ y 6.72-9.10 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente) que en el sitio limpio (0.05-0.27 $\mu\text{g g}^{-1}$ y 5.48-7.00 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente). Por el contrario, las concentraciones de Cd en el sitio limpio (1.37-5.25 $\mu\text{g g}^{-1}$) fueron significativamente mayores que en el sitio contaminado (0.60-2.13 $\mu\text{g g}^{-1}$). La probable causa de lo anterior son las concentraciones de Cd en aguas de surgencias, las cuales son comunes en el sitio limpio en la época en que se realizó el estudio. Las relaciones entre las concentraciones de los ET registrada en los organismos y las concentraciones que se obtienen cuando son normalizadas mediante el índice de condición, indican que *M. californianus* es mejor indicador de Ag y Cd que de Cu.

En el área de estudio del presente trabajo, ubicada en la costa central este del GC, destacan los siguientes estudios:

Méndez *et al.* (2002) reportaron niveles anómalos de ET en sedimentos y almejas de la Bahía de Guaymas, receptora de aguas residuales industriales y municipales sin tratamiento previo, concluyendo que en las zonas del GC donde convergen diversas fuentes de insumos metálicos, plaguicidas, nutrientes, etc., debe ser considerada la posibilidad de que se favorezca la eutrofización y por consecuencia la biodisponibilidad del ET.

Rentería-Cano *et al.* (2011) estudiaron los elementos mayores y traza en el zooplancton de las regiones Norte y central del GC y sus resultados condujeron al conocimiento de que la distribución y las concentraciones de ET presentan una variación de tipo estacional, como resultado del aporte proveniente de fuentes con distintos orígenes (mecanismo eólico, aporte fluvial y ventilas hidrotermales), así como del efecto de estructuras hidrográficas (circulación, surgencias, resuspensión, giros y mezcla por corrientes de marea).

Arreola-Lizárraga *et al.* (2016) determinaron que los aportes de nutrientes de los efluentes de una granja de camarón no fueron responsables del incremento del estado trófico como también ocurre en otras lagunas de esta región, El Soldado y Lobos (Ruiz-Ruiz, 2017),

donde se observó un estado oligotrófico la mayor parte del año tanto en El Soldado (Laguna prístina) como en Lobos. Ruiz-Ruiz (2017), reportó un cambio del estado oligotrófico a mesotrófico en verano en la zona directamente relacionada con el aporte de aguas residuales y en otoño en la boca sur de Lobos. Debido a que El Soldado no presenta fuentes antrópicas de nutrientes y la contaminación en Lobos es sumamente puntual (sin influencia en la boca sur) Arreola-Lizárraga *et al.* (2016) y Ruiz-Ruiz (2017) concluyeron que el aumento en el nivel trófico en otoño-invierno en las lagunas costeras del GC podría explicarse por las surgencias estacionales que ocurren en la región de octubre a mayo (Lluch-Cota, 2000). Lo anterior debido a que durante los eventos de afloramiento costero y mediante las corrientes de marea, agua enriquecida con N y P ingresa en las lagunas costeras, aumentando su productividad (Álvarez-Borrego, 2012). No obstante, no se ha cuantificado la magnitud, la variación de estos flujos de nutrientes ni la eutrofización estacional (finales de otoño, invierno y principios de primavera) en la costa este del GC y que juega un papel importante en la tasa creciente de suministro de materia orgánica (Paéz-Osuna *et al.*, 2017).

En contraste en otra laguna del GC, el Tóbari, con tendencia mesotrófica se ha registrado que el 70% de los picos de proliferaciones de fitoplancton tienen alta relación con la irrigación en invierno y primavera del Valle del Yaqui y no con surgencias estacionales (Ahrens *et al.*, 2008; Beman *et al.*, 2005). La zona agrícola Valle del Yaqui, ubicada en la cuenca hidrográfica de la laguna El Tóbari, genera aportes de nutrientes a razón de 1,113 ton mes⁻¹ nitratos, 66 ton mes⁻¹ PO₄ y 99 ton mes⁻¹ amonio (2008–2009). El escurrimiento de agua superficial se realiza mediante una serie de drenajes que se vierten al norte en Lobos y al sur en Tóbari antes de ingresar al GC (Ahrens *et al.*, 2008). Otra fuente importante de contaminación del GC es la cuenca hidrológica del Río Culiacán (considerada entre las 15 cuencas más contaminadas del país) que vierte sus aguas sin tratamiento o con tratamiento parcial a las lagunas costeras Altata y Reforma (CONABIO, 2006). Esto ocasiona que las lagunas costeras del GC que están influenciadas por zonas con actividades agrícolas sean vulnerables a la contaminación por N y potencial contenido de ET, así como por fertilizantes y OC.

En lagunas costeras prístinas de esta región semiárida subtropical del GC, las tormentas tropicales y huracanes contribuyen con los mayores aportes de los materiales sólidos de procedencia continental desde las costas (Rodríguez-Meza *et al.*, 2009). El conocimiento adquirido evidencia que los aportes de N y P ya sean de origen natural (surgencias o fenómenos meteorológicos) o antrópico (agricultura, aportes municipales, industrias alimenticias) han conducido a un aumento del crecimiento de las macrófitas acuáticas y las proliferaciones de algas nocivas (HABs) en lagunas y aguas costeras del GC (Paéz-Osuna *et al.*, 2017).

Por otra parte, las contribuciones que aportan conocimiento acerca del grado de contaminación por OC y ET en un sistema acuático, se encuentran con la dificultad de identificar las potenciales fuentes de las que provienen. Existe evidencia que OC y ET circulan globalmente y se acumulan en áreas remotas de las fuentes que los introdujeron al ambiente (Li *et al.*, 2002; 2006; Lohmann *et al.*, 2007; MacDonald *et al.*, 2000; Shiel *et al.*, 2012). Por ejemplo, niveles anómalos de ET han sido reportados no sólo en sedimentos enriquecidos de áreas costeras con síntomas de eutrofización, sino también en sitios relativamente prístinos (Shiel *et al.*, 2012). La disparidad entre las concentraciones de Cd encontradas en las ostras de ambientes relativamente prístinos en las costas del Pacífico y Atlántico de Canadá sugiere que la fuente de Cd alto en los bivalvos del Pacífico puede ser natural. El agua de mar en el Pacífico Norte tiene mayores concentraciones de Cd disueltas debido a la circulación termohalina global del océano (Chester, 2003). No obstante, de igual manera que a nivel mundial (Li *et al.*, 2008; Li y Zheng, 2011) sigue siendo escaso el conocimiento acerca de cómo la eutrofización (natural o antrópica) contribuye a la biodisponibilidad de ET y OC en bivalvos marinos.

3. JUSTIFICACIÓN

El GC ha sido de gran interés científico, por su importancia ecológica (biodiversidad, alta productividad biológica y endemismo), económica (sustenta las pesquerías más importantes de México, contiene alrededor del 70 % de la superficie irrigada del país, 90 % de la producción nacional de camarón) y social (asentamiento de ciudades y comunidades costeras con ~ 10 millones de habitantes). En el marco del nuevo mapa económico mundial, el GC, pertenece a la zona económica exclusiva del Pacífico (<http://www.cec.org>) y dentro del marco del proceso del Ordenamiento Ecológico Marino del GC, las lagunas costeras resultan ser ecosistemas importantes para todos los sectores: pesca ribereña, pesca industrial, turismo, acuacultura y conservación.

Agua, sedimentos y organismos son indicadores de la condición ambiental de estos ecosistemas costeros; sin embargo, a la fecha se carece de estudios que los integren a procesos donde co-ocurren eutrofización y contaminación por ET y OC. En consecuencia, las decisiones en materia de gestión ambiental, pueden tener mayor consistencia con base en estudios integrales y con un enfoque macroscópico. En virtud de ello, la posibilidad de que la presencia de ET y OC esté asociada con el nivel de eutrofización de las lagunas debe ser considerada.

El presente estudio utilizó ET y OC como trazadores de procesos de eutrofización en poblaciones de *Chione gnidia* y *Chione californiensis*, con el fin de aclarar el papel que desempeñan estos elementos en el funcionamiento de lagunas costeras del GC. La investigación aquí realizada implicó diferenciar una situación de contaminación antrópica a un evento natural como las surgencias que se presentan intensamente en las costas del GC y que son responsables de un aporte significativo de nutrientes y ET que provocan una elevada productividad de las aguas costeras de esta región. Los resultados pueden ser útiles para establecer criterios de calidad de sedimento, así como para regular el consumo de organismos bivalvos presentes en las lagunas costeras semiáridas del GC.

4. HIPÓTESIS

4.1 La biodisponibilidad de los ET en las lagunas de estudio depende del contenido de nutrientes en el agua y de la textura y composición metálica de los sedimentos, así como de las diversas características ambientales y antrópicas que se presentan en cada una de ellas (lluvias, surgencias, aportes de nutrientes por aguas residuales).

1. En función de los valores del índice de contaminación metálica (ICM) y del factor de enriquecimiento (FE), las condiciones prístinas de la laguna El Soldado serán un sistema de referencia para establecer espacialmente la pérdida de calidad en los sedimentos de las lagunas receptoras de aguas residuales Lobos y Tóbari.
2. En la laguna El Soldado (debido a que no recibe aportes de aguas residuales), las variables asociadas a la eutrofización (índice TRIX, NO_3 , PO_4 y Cla) y el ICM no serán un factor importante en la acumulación de ET en almejas. La variación en el contenido de ET en sedimento dependerá de la textura del sedimento.
3. Las lagunas con influencia antrópica (Lobos y Tóbari) presentarán variación en los contenidos de ET en almejas asociados a procesos de eutrofización (índice TRIX, NO_3 , PO_4 y Cla) y al ICM. Los aportes de nutrientes debido al intercambio de agua entre el GC y el Océano Pacífico durante otoño-invierno, es una posible fuente de ET a las lagunas costeras de la costa este del GC que pueden ser incorporadas por *C. gnidia* durante eventos de surgencias. Se espera encontrar que la magnitud de ET biodisponibles sea mayor en zonas con influencia de surgencias costeras, que, en sitios enriquecidos (con aporte de aguas residuales).

4.2 La presencia y concentración de OC en las lagunas de Yavaros, Altata y Reforma, mostrarán el impacto de las actividades agrícolas, y la detección de los analitos relacionados con la degradación de los OC indicarán su aplicación pasada o reciente, lo que permitirá conocer el nivel de cumplimiento con la normatividad ambiental nacional.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Conocer los cambios en la concentración y la variabilidad de elementos traza en sedimento, así como biodisponibilidad de elementos traza y presencia de organoclorados en almejas de lagunas costeras semi-áridas subtropicales con procesos de eutrofización en el Golfo de California.

5.2 Objetivos específicos

1. Evaluar la calidad del sedimento de dos lagunas receptoras de aguas residuales con referencia a una laguna prístina.
2. Determinar y comparar las concentraciones de OC en almejas (*Chione californiensis*) en tres lagunas receptoras de aguas residuales.
3. Conocer los cambios en la biodisponibilidad de ET con base en sus concentraciones en almejas (*Chione gnidia*) y su relación con las variables asociadas a procesos de eutrofización de lagunas costeras del GC.
4. Proponer ingestas diarias máximas permisibles de almejas *C. gnidia* y *C. Californiensis*.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El GC es conocido como un sistema altamente productivo (Carvajal *et al.*, 2010), es el único mar marginal del Océano Pacífico Oriental. Presenta un patrón de circulación y un entorno con propiedades de hundimiento con profundas implicaciones ecológicas y ambientales. El GC tiene tres mecanismos principales de fertilización natural: *i*) intercambio de agua entre el GC y el Océano Pacífico, *ii*) surgencias costeras inducidas por el patrón de vientos y *iii*) mezcla de marea (Paéz-Osuna *et al.*, 2017).

Las aguas profundas provenientes del Océano Pacífico tienen mayores concentraciones de nutrientes inorgánicos que las aguas superficiales salientes (Álvarez-Borrego, 2012), por lo que los cambios estacionales presentan pronunciados cambios en las propiedades termohalinas, la composición química de la columna de agua y la circulación. La circulación termohalina puede jugar un papel importante en la distribución de ET disueltos en el GC ya que el agua intermedia del Pacífico penetra al Golfo y puede detectarse en la superficie dados los procesos de surgencia, los cuales pueden ser importantes principalmente en la región de las grandes islas (Delgadillo-Hinojosa *et al.*, 2001). Lo anterior sugiere una potencial fuente de ET a la columna de agua superior que resulta en un enriquecimiento superficial en comparación con las aguas del Océano Pacífico, en particular, para aquellos elementos con una distribución de tipo nutriente (*e.g.* Cd y Zn) (Lares *et al.*, 2002). Estos mecanismos hacen que el GC sea más resistente a los efectos antrópicos (*e.g.* los causados por la construcción de presas, tierras agrícolas y granjas camaroneras) que otros ecosistemas, como el Mediterráneo oriental (Álvarez-Borrego, 2010).

La eco-región GC sobresale en el planeta por albergar una gran cantidad de vida costera y marina (Páez-Osuna *et al.*, 2003). Una de las razones que le otorga estas características, es la existencia de sistemas lagunares que cubren 600,000 mil hectáreas, que se extienden

desde el Sur de Sonora hasta Nayarit. Esta franja de línea costera es criadero de muchas especies locales y migratorias. Sin embargo, al mismo tiempo estas lagunas son ecosistemas asociados a actividades de agricultura y acuicultura (Jara-Marini *et al.*, 2013a), así como turismo, minería y pesca. Actualmente en esta zona costera hay 82,068 ha de estanques camarones (CONAPESCA, 2013) y una intensiva actividad agrícola. Estas actividades y la presencia de alrededor de 10 millones de habitantes (Páez-Osuna *et al.*, 2003) generan las principales fuentes de contaminación que son los efluentes domésticos y las descargas agrícolas y acuícolas, que con escaso o ningún tratamiento son vertidas a los sistemas lagunares objeto de este estudio: El Soldado, Lobos Tóbari, Yavaros, Altata y Reforma (Fig. 3).

La zona de estudio para la evaluación de ET en sedimento y almejas comprendió tres lagunas: Lobos, Tóbari y El Soldado. Estos tres sistemas lagunares están ubicados en la región central del GC, México, entre 26° 54' 38. 79" y 27° 58' 42. 87" de latitud norte y 109° 53' 46. 91" y 110° 59' 11.50" de longitud oeste, respectivamente.

El Soldado se encuentra aproximadamente a 20 km al noroeste de la ciudad de Guaymas, Sonora, México (102,000 hab) y a menos de 10 km al sureste de la bahía de San Carlos, Sonora, México. Es representativo del humedal costero casi natural del océano Pacífico mexicano, dentro de la región biogeográfica neotropical. Asimismo, es considerado el más saludable y floreciente en el extremo norte del GC. Escasos arroyos, de origen pluvial drenan al estero, algunos de ellos se pierden en las planicies antes de salir al mar. Por la pendiente del terreno, la existencia de 105 tipos de roca, el tipo de suelos y la cobertura vegetal, el área se define como unidad hidrogeomorfológica de planicie, cuya pendiente máxima alcanza un 10 %, los afloramientos de roca son escasos y el suelo es casi continuo (CONANP, 2011a).

Lobos se caracteriza por tener comunicación permanente con el mar abierto a través de dos bocas (norte de 2.4 km y la sur de 800 m de amplitud; Contreras-Espinosa y Castañeda, 1993). Un asentamiento humano de aproximadamente 2500 hab, de los cuales alrededor del

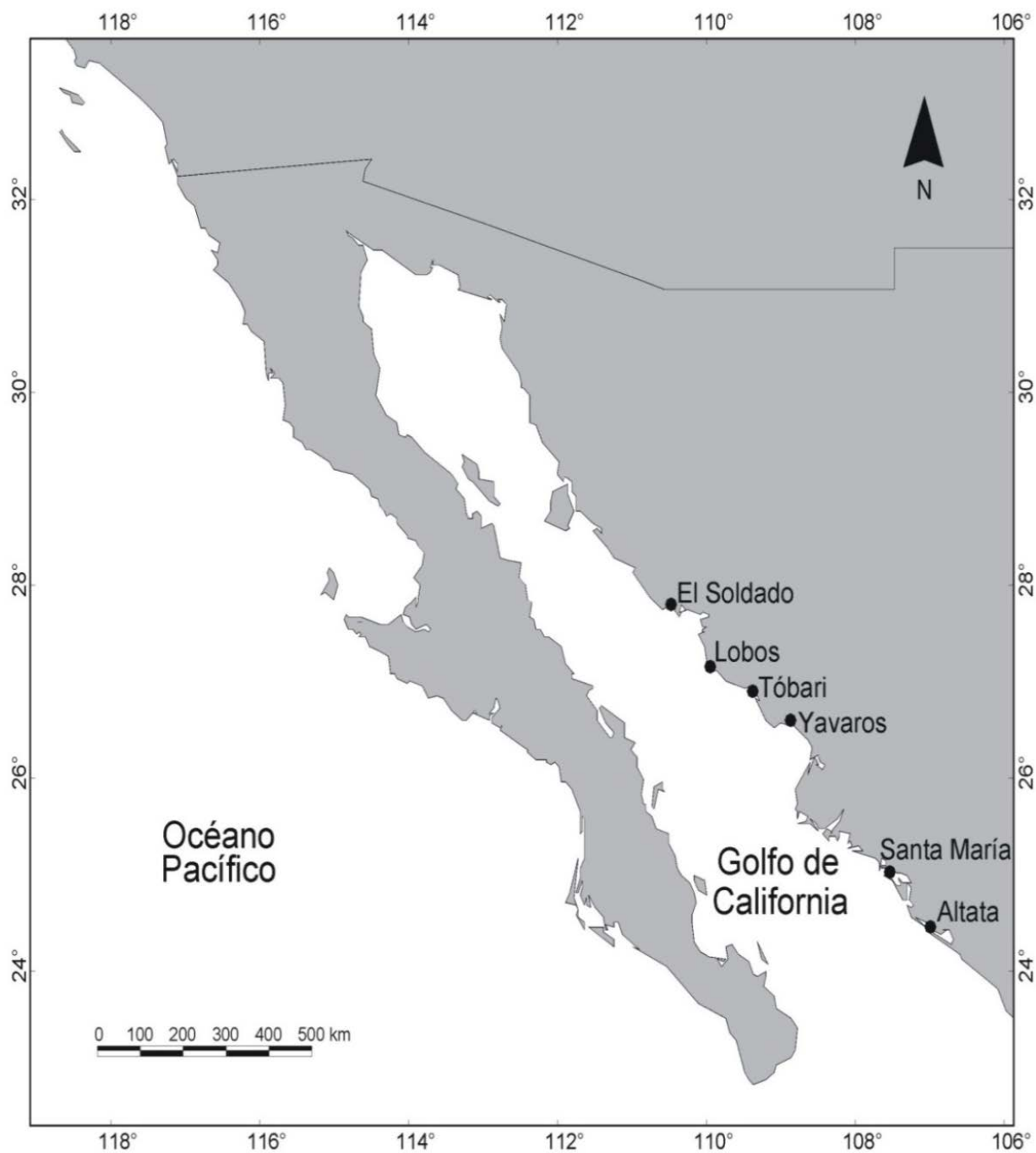


Figura 3. Localización de las lagunas costeras El Soldado, Lobos, Tóbari, Yavaros, Santa María La Reforma y Altata en los Estados de Sonora y Sinaloa, México.

40 % son Yaquis (INEGI, 2010), colinda con la laguna. La importancia socioeconómica que tiene, sobresale al ser el principal campo pesquero de la comunidad Yaqui. La laguna de Lobos está circundada por vegetación de manglar y es reconocida por ser sitio de ocurrencia de aves migratorias en invierno, así como por ser área de reproducción, crianza, alimentación y refugio de diversas especies de invertebrados, peces y aves. La isla Lobos es la barrera arenosa de esta laguna, donde se encuentra una “lobera” de *Zalophus californianus*, que da nombre a la bahía y a la isla (Arreola-Lizárraga, 1994).

Tóbari, consta de dos bocas (norte y sur) que la comunican permanente con el mar adyacente, ambas bocas están delimitadas por una barra arenosa de 12 km de longitud (Isla Huivulai) (Domínguez-Sánchez, 2010). La laguna tiene un intenso desarrollo acuícola y pesquero (Jara-Marini *et al.*, 2013a). Recibe un área de drenaje con uso agrícola, pecuario y urbano de 106,702 ha. Desde 1966, la construcción de un pedraplén (camino construido sobre una cimentación de piedras para enlazar dos puntos terrestres separados por el mar) de 4.7 km de longitud, provocó cambios drásticos en los patrones de circulación que redujeron la capacidad del sistema para remover los residuos y materiales que le llegan desde el exterior (Jara-Marini *et al.*, 2013b). El azolvamiento y las cargas contaminantes de las aguas residuales han deteriorado las funciones ecológicas y limitado los servicios del ecosistema. Tóbari está circundada por vegetación de manglar en sus porciones norte y sur. Es un área de reproducción, crianza, alimentación y refugio de diversas especies de invertebrados, peces, aves y mamíferos marinos, como los delfines y lobos marinos (García-Hernández, 2004). Adyacente a la laguna se encuentran los poblados Paredón Colorado y Paredoncito con un total de 5,000 hab (INEGI, 2010).

La zona de estudio para la evaluación de OC en almejas comprendió tres lagunas: Yavaros, Altata y Reforma. Estos tres sistemas lagunares están ubicados en la costa oriental sur del GC México, entre 26° 38' y 26° 46' de latitud norte y los 109° 24' y 109° 53' de longitud a 24°15' a 25°15' y longitud 107°20' a 108° 20'.

Yavaros, está localizada en una región semi-árida y está influenciada por las actividades humanas alrededor de la cuenca del Río Mayo donde, en términos de cobertura de las actividades productivas y desarrollo urbano, la agricultura de riego representa el 77 %, la agricultura de temporal representa el 16 %, la zona urbana 6 % y la camaronicultura el 1 %. Altata está localizada en una región sub-húmeda y está afectada por el distrito de riego del Valle de Culiacán que, comprende las tierras agrícolas de riego más tecnificada de la región. La agricultura de riego representa el 62 %, la agricultura de temporal representa el 27 %, la zona urbana 9 % y la camaronicultura el 2 %. Reforma está localizada en una región sub-húmeda y tiene influencia de la cuenca Río Sinaloa y Río Mocorito donde en términos de cobertura de las actividades productivas y desarrollo urbano, la agricultura de riego representa el 63 %, la agricultura de temporal representa el 28 %, la zona urbana 6% y la camaronicultura el 3% (Páez Osuna *et al.*, 2007). El uso intensivo de agroquímicos es la principal fuente de contaminación que ingresa a estos sistemas lagunares, incluidos 17 plaguicidas considerados por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2009) por ser moderadamente a altamente tóxicos. Los cultivos que usan el mayor volumen de plaguicidas y que pudieran afectar las lagunas estudiadas incluyen maíz, algodón, patata, chile, tomate, frijoles, trigo, aguacate, café y tabaco, en cantidades que varían de 395 a 13,163 toneladas por año (García-Gutierrez y Rodríguez-Meza, 2012).

Las lagunas ubicadas en el Estado de Sonora: El Soldado, Lobos, Tóbari y Yavaros se caracterizan por un clima árido o semiárido, escasez de precipitación ($< 300 \text{ mm año}^{-1}$), salinidad ($\sim 30\text{--}40$), y apertura permanente al mar (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2016). Mientras que las lagunas ubicadas en el Estado de Sinaloa: Altata y Reforma se caracterizan por una precipitación media anual de 653 mm (Región subhúmeda). En la tabla I se muestran las características de las seis lagunas en estudio.

Tabla I. Características de las seis lagunas costeras en estudio.

Características	El Soldado	Lobos	Tóbari	Yavaros	Altata	Reforma
Clasificación Lankford (1977)	I-E: Erosión diferencial, cañón rocoso inundado		II-A: Sedimentación terrígena diferencial, depresión intradeltaica y marginal			
Clasificación Kjferve y Magill (1989)			III-A Laguna costera restringida			
Superficie (Km ²)	1.85	101	64.2	72.2	282	578
Volumen (mm ³)	3.06	168	92.5	220	848	1732
Profundidad promedio (m)	0.60	1.65	1.40	5.00	3.00	7.00
Amplitud de marea (m)	1.10	1.03	1.00	1.0	1.10	1.10
Tipo de marea			mixta-semidiurna bien mezclada verticalmente			
Tiempo de residencia (días)	< 5	<4	< 3	<15	63	>15
Cuenca hidrológica*	Río Mátape	Río Yaqui	Río Yaqui Río Mayo	Río Mayo	Río Culiacán	Río El Tule Río El Mocorito
Población humana vecina**	~150,00	2,867	4,916	76,296	915	466,851
Presión antrópica o fuente de aguas residuales	Sólo recibe escorrentías por lluvias	Pesca agrícola acuícola	Urbana agrícola (invierno) acuícola porcícola dragado	Urbana agrícola acuícola	Pesca urbana agrícola industrial cultivo de camarón	Urbana acuícola agrícola cultivo de camarón

Fuentes: Arreola Lizárraga (1995); Arreola Lizárraga *et al.* (2004); Burrola Sánchez (2003); Güereca Hernández (1994); Jara Marini *et al.* (2013a); Olivos Silva *et al.* (1996); Sánchez-Carrillo *et al.* (2009); Silva-Mendizábal (2011); Valenzuela Siu *et al.* (2007). *CONAGUA, 2012, **censo INEGI, 2010. Nota: Mm³ millones de metros cúbicos.

6.2 Trabajo de campo

6.2.1 Colecta de sedimentos

En la figura 4 se muestra el área de estudio, indicando los sitios de muestreo. En el Soldado las muestras de sedimento superficial fueron obtenidas con un tubo sonda de policloruro de vinilo (PVC) de 3” de diámetro externo y 3 mm de grosor (González- Macías *et al.*, 2006), a bordo de una embarcación sin motor tipo “kayak”. En Lobos y Tóbari se estableció una red de estaciones de muestreo en sitios asociados con actividades antrópicas y en sitios someros de circulación de corrientes lentas (baja energía), así como cerca de las bocas hacia el mar adyacente (energía alta). En 10 sitios de Lobos y en 16 de Tóbari, se obtuvieron muestras de sedimento superficial (10 – 15 cm de profundidad) por triplicado con una draga tipo petite ponar (Mendoza-Carranza *et al.*, 2016). Los procedimientos utilizados fueron conforme a los métodos recomendados por Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-Centro de Ciencias de la Atmósfera (INECC-CCA, 2010). Se colectaron 250 g de sedimento dentro de dos bolsas de plástico con cierre hermético, congeladas a -4 °C y protegidas de la luz hasta su procesamiento en laboratorio. Todo el equipo de muestreo y contenedores de almacenamiento fueron lavados con ácido nítrico 0.1 M (González-Macías *et al.*, 2006).

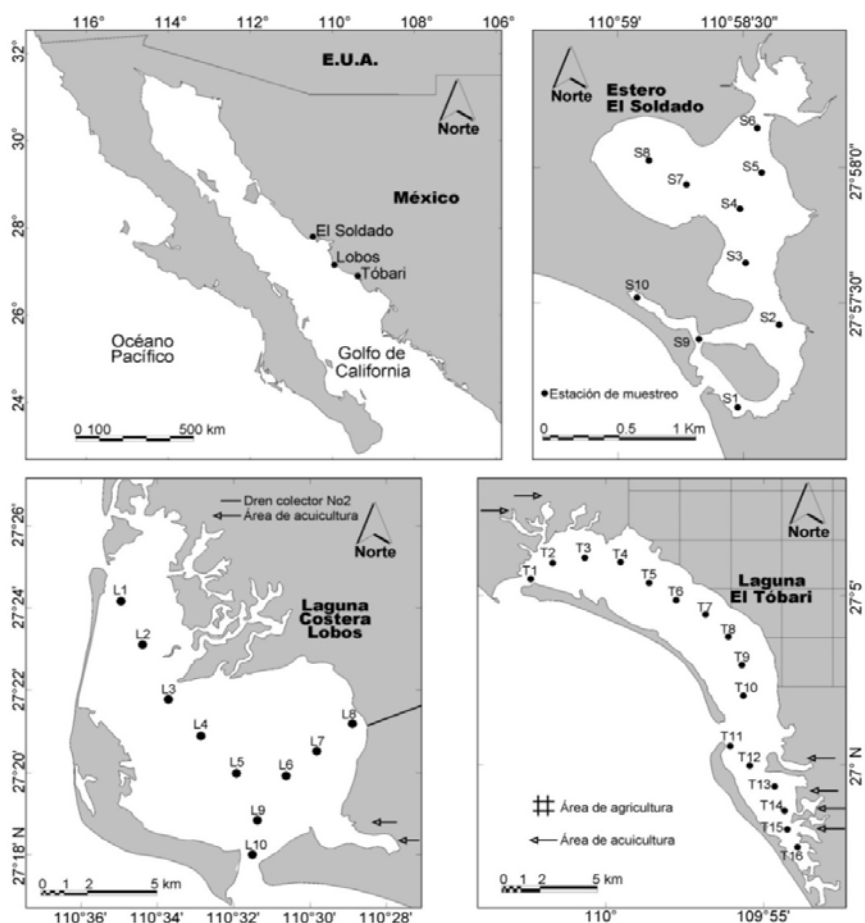


Figura 4. Lagunas costeras: El Soldado, Lobos y Tóbari. Sitios de recolecta de agua y sedimentos.

6.2.2 Colecta de almejas

110 Individuos de *C. gnidia* con una longitud promedio de 45 mm fueron recolectados a lo largo de nueve sitios en El Soldado (1), Lobos (5) y Tóbari (3) para determinar sus concentraciones totales de Fe, Zn, Cu, Mn, Ni, Cd y Pb (Fig. 5; Tabla II). Para determinar las concentraciones de 17 plaguicidas OC 430 individuos de *C. californiensis* fueron recolectados en 21 sitios de Yavaros, Altata y Reforma (7 sitios cada laguna, Fig. 6). El muestreo fue realizado durante la principal temporada de riego del ciclo otoño-invierno. El tamaño de las almejas colectadas osciló entre 30 mm y 78 mm, con una media de 43 mm y una desviación estándar de 9.5 mm. Ochenta y ocho por ciento de las muestras se distribuyeron en cinco clases de longitud. El tejido blando de la almeja se enjuagó con agua

Milli-Q para eliminar la arena restante y/o otras partículas. El procedimiento relacionado con la conservación y transporte de las muestras fue de acuerdo a las recomendaciones de Ridway y Shimmield (2002).

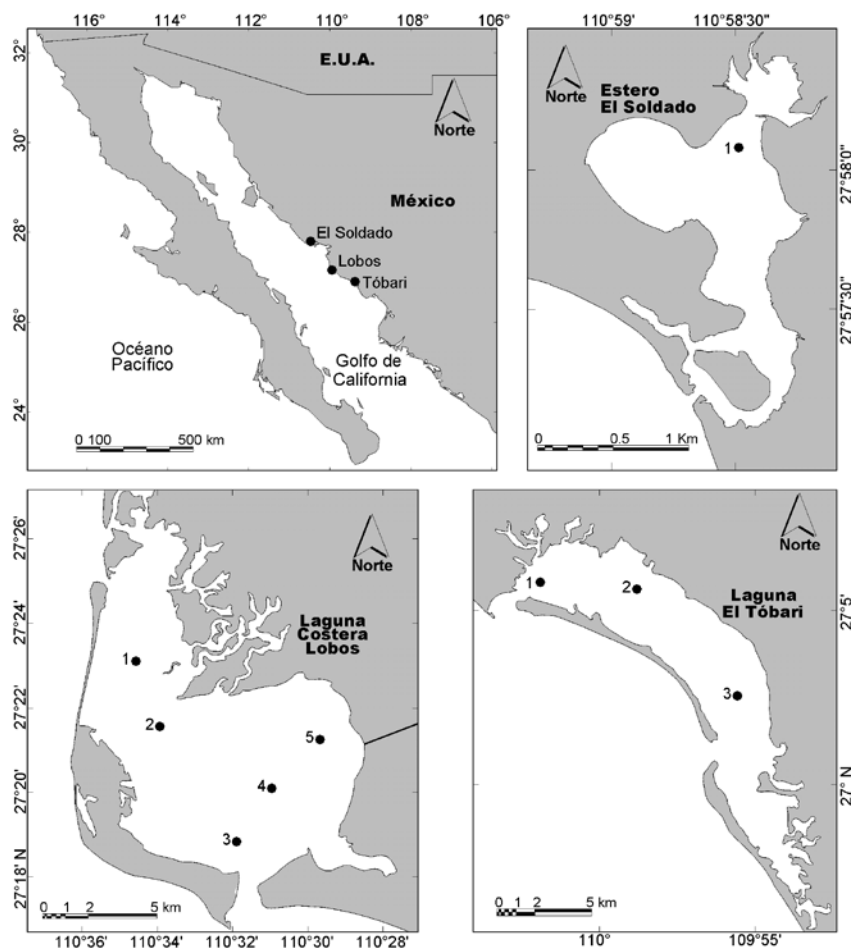


Figura 5. Muestreo de *Chione gnidia* en El Soldado, Lobos y Tóbari.

Tabla II. Muestreros en la zona de estudio y número de organismos coleccionados.

Laguna	Fecha muestreo	Número de muestras
Soldado	10/2015	30 (1 sitio)
Lobos	01/2012	50 (5 sitios)
Tóbari	01/2012	30 (3 sitios)
Yavaros	01/2009	81 (7 sitios)
Altata	01/2009	131 (7 sitios)
Reforma	01/2009	148 (7 sitios)

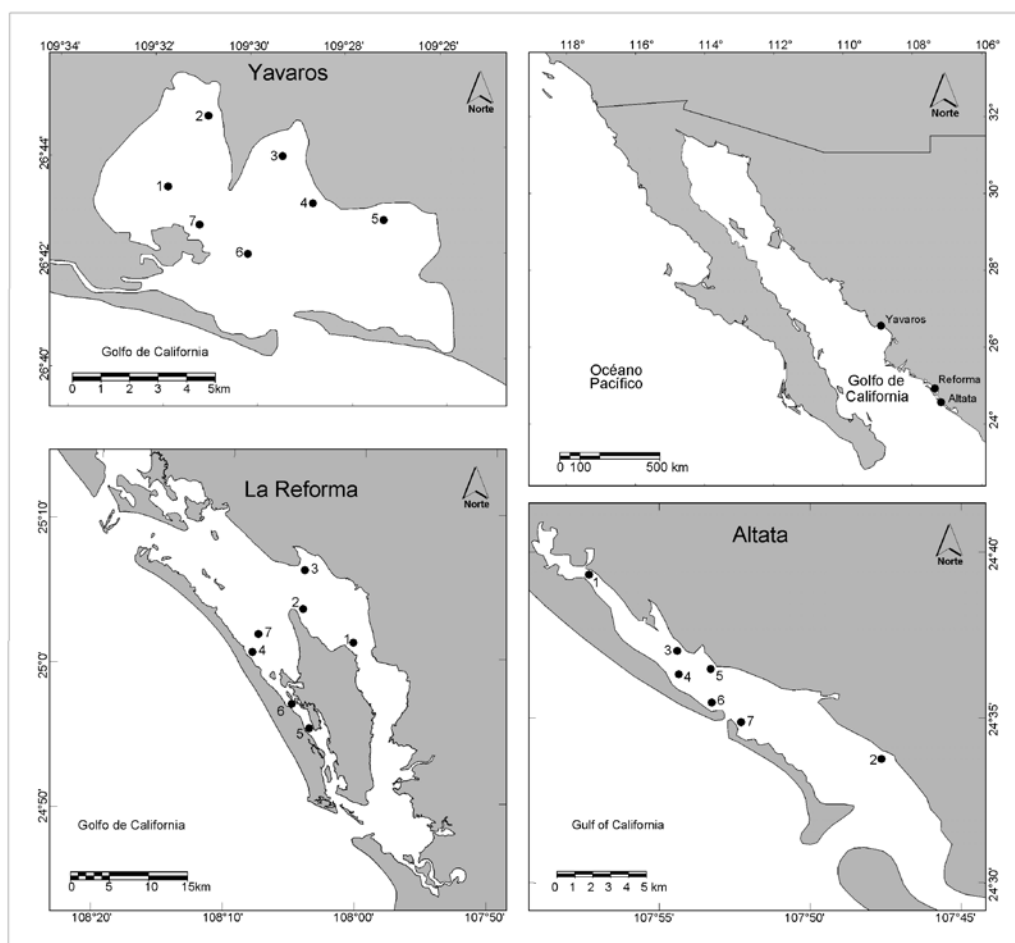


Figura 6. Lagunas costeras: Yavaros, Altata y Reforma. Sitios de colecta de agua y almejas.

6.2.3 Colecta de agua

En cada una de las lagunas se estableció una red de sitios de muestreo en el cuerpo de agua y del mar adyacente (Figs. 4 y 6). En cada sitio y con un equipo autónomo multisensor (Datasonde; Hydrolab, Hach Hydromet, Loveland, CO, USA) se registraron, a una profundidad aproximada de 40 cm, la temperatura, la salinidad y el oxígeno disuelto. En cada sitio se colectó manualmente una muestra de agua sub-superficial (~ 40 cm de profundidad), con un recipiente de plástico con cierre hermético (1 L). Estas muestras fueron conservadas en hielo para su traslado, el mismo día del muestreo, al Laboratorio de Calidad del Agua del CIBNOR, donde se congelaron para su posterior análisis. Se siguió el calendario de muestreos de la tabla III.

Tabla III. Mes, año de realización y número de sitios muestreados en campo.

Laguna costera	Muestreos en otoño			sitios
	1	2	3	
Soldado	11/2008	01/2010	10/2015	10
Lobos	11/2011	12/2011	12/2011	10
Tóbari	11/2011	11/2011	12/2011	16
Yavaros	09,2008	10,2008	n.r.	7
Altata	09,2008	10,2008	n.r.	7
Reforma	09,2008	10,2008	n.r.	7

n.r.= no realizado

6.3 Trabajo de laboratorio

6.3.1 Tamaño de partícula y materia orgánica de los sedimentos

El análisis de tamaño de grano se estimó gravimétricamente combinando el método de tamizado húmedo para todas las fracciones de arena (2 mm – 63µm) y el de sedimentación en pipeta para las fracciones finas de limo y arcilla (Folk, 1980; González-Macías *et al.*, 2006). El análisis textural de los sedimentos se realizó con base en el procedimiento descrito por Royce (1970) y la materia orgánica total con base en el procedimiento de Walkley y Black (1934) en el cual la muestra de sedimento se somete a la acción oxidante del dicromato de potasio en presencia de ácido sulfúrico (Chan *et al.*, 2016).

6.3.2 Análisis de elementos traza en sedimento

Las muestras de sedimentos superficiales fueron analizadas de acuerdo a los métodos USEPA 79-020, 3050A y 3050B (USEPA, 1979; 1986). La determinación de Ni, Zn, Cu, Cd, Mn, Pb y Fe, fue por el método de espectrofotometría de absorción atómica (Avanta, GBC Scientific Equipment, Australia) con aire/Acetileno (Méndez *et al.*, 2004). Estándares de referencia certificados por el National Research Council of Canadá de sedimentos (PACS-1, MESS-2 y BCSS-1) se incluyeron en los análisis con el fin de validar la metodología. Se obtuvieron porcentajes de recuperación superiores al 95%. Los límites de detección de la técnica empleada para Ni, Zn, Cu, Cd, Mn, Pb y Fe fueron 0.07, 0.02, 0.02, 0.04, 0.08, 0.14 y 0.07 µg g⁻¹, respectivamente. Los resultados se reportan en peso seco.

6.3.3 Análisis de elementos traza en almejas

El tejido blando de cada almeja, fue digerido con ácido nítrico concentrado a 70° C por 4 h utilizando tubos de teflón en un horno de microondas (CEM modelo Mars 5', Matthews, NC). Posteriormente a cada muestra se le agregó 1 mL de HCL concentrado y se aforó a 25 mL en un matraz volumétrico con agua desionizada. El contenido de Ni, Zn, Cu, Cd, Mn, Pb y Fe de cada muestra fueron analizados mediante un espectrofotómetro de absorción atómica (GBS Scientific model AVANTA, Dandenong, Australia) usando una llama del aire/ acetileno (Méndez *et al.*, 2006). Los análisis fueron validados mediante el uso de estándares de referencia certificados por el National Research Council of Canadá (DORM-II y TORT II). Las recuperaciones de los ET del tejido de las almejas fueron superiores al 95 %. Los límites de detección (en $\mu\text{g g}^{-1}$) para el Ni, Zn, Cu, Cd, Mn, Pb y Fe fueron 0.03, 0.02, 0.02, 0.02, 0.08, 0.07 y 0.07, respectivamente. La concentración de cada elemento en peso seco se convirtió a peso fresco utilizando el factor de conversión de 4.4 (Méndez *et al.*, 2002), para su comparación con la normatividad nacional e internacional, así como para calcular el nivel de seguridad en su consumo. Las concentraciones en peso seco o fresco fueron expresadas en $\mu\text{g g}^{-1}$.

6.3.4 Análisis de plaguicidas organoclorados en almejas

De las muestras compuestas, se extrajeron aproximadamente 3 g de tejido graso de almeja utilizando solventes grado HPLC como pentano, hexano, diclorometano; posteriormente, se procedió a la purificación del extracto en columna empacada con sulfato de sodio, florisil (Fisher Scientific International, Hampton NH, USA), hexano y diclorometano como acarreadores de acuerdo a una adaptación de la técnica descrita por Díaz (2004) y Gardner *et al.* (2003). El extracto purificado se evaporó y fue reconstituido con 2,2,4-trimetilpentano (isooctano) como eluente (Piscataway, NJ, USA) siguiendo el procedimiento de Niño-Torres *et al.* (2008). Se inyectó 1 μL de extracto en un cromatógrafo de gases (Network GC System, 6890 N) acoplado a un detector de captura de electrones (DCE Niquel63, modelo G2397-65505, Agilent Technologies, Inc., Palo Alto, CA, USA) con un sistema de

inyección automática y una columna capilar de diámetro interno (30 m x 0.25 mm x 0.25 μm ; 5% de fenilmetil silicona) (HP-5MS Agilent Wilmington, DE, USA). La recuperación relativa de surrogado estándar (1,2,3,4-TCDD) se utilizó para corregir los resultados de concentración de extracto de muestra para las pérdidas durante el proceso de acuerdo al estándar interno 1,7,8-TriCDD (dioxinas adquiridas de AccuStandar, New Haven, C.T., USA).

Las concentraciones de los OC individuales se calcularon a partir del área del pico de cada analito en la muestra, en comparación con la curva estándar realizada, de acuerdo a Labrada-Martagón *et al.* (2011). De la siguiente manera pp-DDTs (y sus derivados), CHLs, BHCs, ciclodienos fueron calculados: como la suma de las concentraciones de pp-DDE, pp-DDT y pp-DDD; hexaclorociclohexano y sus isómeros (BHCs) fueron calculados como la suma de las concentraciones de α -BHC, β -BHC, γ -BHC, y δ -BHC; compuestos del clordano (CHLs) se calcularon como la suma de las concentraciones de γ -clordano, heptacloro y epóxido de heptacloro, cuando éstos fueron detectados. Con base en su estructura molecular fueron agrupados en ciclodienos (aldrín, dieldrín, endrín, endrin sulfato, endosulfán I y endosulfán II) y también fueron determinados.

Los límites de detección con el detector de captura de electrones fueron de 0.000005 (α -BHC, γ -BHC, aldrín, endrín, endrín sulfato, endosulfán II, dieldrín, γ -clordano, epóxido de heptacloro, pp-DDE, pp-DDT y pp-DDD) a 0.00001 $\mu\text{g g}^{-1}$ (β -BHC, δ -BHC, heptacloro, endosulfán I, metoxicloro) en función del plaguicida. Los resultados fueron expresados en $\mu\text{g g}^{-1}$ en base húmeda para su comparación con las normas de Comparación de los niveles de acción de la Administración de Drogas y Alimentos (FDA) y Agencia de Protección Ambiental EPA (FDA, 2011; USEPA, 2000).

Una curva de calibración con 5 puntos (0.005 a 1.0 $\mu\text{g mL}^{-1}$, $r^2 \geq 0.99$) fue generada para cuantificar cada plaguicida (CLP Organochlorine Pesticides mix, Supelco 47426-u, Bellefonte, PA, USA). Para medir la precisión del método, a cada conjunto de 10 muestras se inyectó un blanco analítico para determinar la interferencia de fondo del método. Se

enriquecieron muestras para comprobar la eficacia de recuperación de la extracción, así como la limpieza de la columna. La recuperación promedio de la extracción fue del 77.8 %. Los límites de cuantificación para los OC variaron entre 5 y 10 $\mu\text{g g}^{-1}$ de lípidos.

6.3.5 Análisis de calidad de agua

Para la determinación de nitritos, nitratos, amonio, ortofosfatos y clorofila *a*, se filtraron las muestras de agua y se siguieron las técnicas compiladas por Contreras-Espinosa (1984) y Strickland y Parsons (1972). Las técnicas específicas para cada nutriente y clorofila se enlistan en la tabla IV.

Tabla IV. Técnicas empleadas para la determinación de nutrientes en agua de mar.

Parámetro	Técnica
N-NO ₂	Diazotización/Espectrofotometría
N-NO ₃	Reducción por Cadmio y Diazotización/Espectrofotometría
N-NH ₄	Oxidoreducción (azul de indofenol) /Espectrofotometría
PO ₄	Reacción de molibdato /Espectrofotometría
Clorofila <i>a</i>	Extracción con acetona al 90 %

6.4 Trabajo de gabinete

6.4.1 Valores menores al límite de detección

En aquellos casos en que los valores estuvieron por debajo del LD, un valor correspondiente a la mitad del LD fue utilizado para su análisis estadístico (Farnham, 2002).

6.4.2 Prueba de normalidad

Previo a todas las evaluaciones estadísticas se probaron los supuestos de normalidad (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y de homocedasticidad de varianza (prueba de Barlett) de cada variable de estudio (Zar, 1999). Los datos que no cumplieron con los supuestos

fueron transformado mediante el \log_{10} , para realizarles análisis estadísticos paramétricos (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001).

6.4.3 Correlaciones

Se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson o Spearman dependiendo la normalidad de las variables para evaluar correlaciones (Arunachalam *et al.*, 2014).

6.4.4 Aplicación de índices y modelos estadísticos

6.4.4.1 Índice de contaminación metálica (ICM)

Para confirmar que las concentraciones de Ni, Zn, Cu, Mn, Pb y Fe de los sedimentos de El Soldado pueden ser usados como valores de referencia o “concentraciones continentales” de los ET fue utilizado el índice de contaminación metálica (ICM) (Usero *et al.*, 2005). La eficiencia de este índice para valorar la contaminación metálica es notable ya que ha sido utilizado en diversos escenarios costeros para comparar el contenido metálico en agua, sedimento, así como en tejidos de organismos (García-Hernández *et al.*, 2015; Usero *et al.*, 2005; Vicente-Martorell, 2010). En este sentido, la calidad del sedimento dependerá en gran medida del contenido de ET, cuya variabilidad en ellos, puede vincularse con la magnitud de la influencia antrópica y con la potencial pérdida de la salud de diversas especies marinas. Se empleó la ecuación propuesta por Usero *et al.* (2005):

$$\text{ICM} = (\text{Cf}_1 \times \text{Cf}_2 \dots \text{Cf}_n)^{1/n} \quad (1)$$

Dónde: Cf_1 = es la concentración del primer metal; Cf_2 = es la concentración del segundo metal, y Cf_n = concentración del n-ésimo metal de cada sitio muestreado.

6.4.4.2 Factor de enriquecimiento (FE)

Para diferenciar los ET procedentes de la actividad humana y los de meteorización natural, se realizó una normalización. La normalización consiste en que las concentraciones de los ET deben tener una textura y composición característica de los sedimentos. El factor de enriquecimiento (FE) es uno de los índices para calcular la fuente del metal sedimentaria aportado por las actividades antrópicas o fuentes naturales (Adamo *et al.*, 2005; Bastami *et al.*, 2012; Valdés *et al.*, 2005). Este índice se calcula a partir de un elemento normalizador como el Fe o el Al, que modera la variación producida por la sedimentación heterogénea (Landsberger *et al.*, 1982; Loring, 1991). En este estudio, el Fe se utilizó como un elemento de normalización debido a su enorme disponibilidad y a que los estudios previos señalan que posibles pequeñas variaciones en la concentración de Fe no afectarán al ET a investigar (Helz, 1976; Rule, 1986). En primer lugar, se utilizaron los coeficientes de Pearson para comprobar las correlaciones entre el normalizador (Fe) y los ET (Arunachalam *et al.*, 2014). Adicional a la normalización de los metales en las fracciones de grano fino (< 63 μm), se utilizó la media del Fe de El Soldado como elemento indicador para determinar el impacto de la influencia humana en las lagunas de estudio, a través de los trabajos de Förstner y Wittmann (1981), Birch y Davies (2003) y Birch y Olmos (2008):

$$FE = \left(\frac{[M]_i}{[Fe]} \right)_{\text{laguna}} \cdot \left(\frac{[M]_s}{[Fe]} \right)^{-1}_{\text{Soldado}} \quad (2)$$

Donde $(M)_i$, es la concentración del ET en la i -ésima muestra, y $(M)_s$, es la media de la concentración de cada ET del sistema de referencia El Soldado (CONANP, 2011b). Los valores de $(M)_s$ que se utilizaron en esta investigación y representan las concentraciones pristinas de los ET, son: Fe 1.05 %, Ni 19.5, Zn 32.1, Cu 7.5, Cd 1.76, Mn 93.3 y Pb 10.3 $\mu\text{g g}^{-1}$). El FE indica que, valores cercanos a la unidad son comparables a los del sitio de referencia, $FE < 1$, sugieren una posible movilización o depleción del ET (Szefer *et al.* 1995), $FE > 1$ indica que el ET es de origen antrópico. De acuerdo con Sutherland *et al.* (2007) la magnitud del FE puede clasificarse de la siguiente manera. Entre $5 \leq FE < 10 =$

enriquecimiento moderadamente severo, $10 \leq FE < 25 =$ grave, $25 \leq FE < 50 =$ muy grave y $50 \leq FE =$ es extremadamente grave.

6.4.4.3 Índice del estado trófico (TRIX)

El estado o nivel del proceso trófico de las lagunas costeras se estimó mediante el índice TRIX, con el propósito de comparar información en un amplio intervalo de situaciones (entre lagunas, entre estaciones y entre sitios de muestreo), al conjugar variables asociadas a síntomas de eutrofización que podrían estar directa o indirectamente relacionados con los niveles de ET en almejas. La ecuación para estimar el índice TRIX propuesta por Vollenweider *et al.* (1998), es:

$$\text{TRIX} = \frac{\log(\text{Cla} \times \text{OD} \times \text{NT} \times \text{PT}) + 1.5}{1.2} \quad (3)$$

Dónde: TRIX es el índice del estado trófico, Cla es la concentración de clorofila *a* (para lo cual fue necesario realizar la conversión de $\mu\text{g L}^{-1}$ a mg m^{-3}) OD es el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, es decir: $|100 - \% \text{OD}|$, NT es la concentración en μM del N Total (en este caso N Inorgánico Disuelto), y PT es la concentración en μM del P Total (en este caso P Inorgánico Disuelto). Las constantes 1.5 y 1.2 se refieren a los coeficientes de escala de las variables que componen el índice, y a los 10 niveles de jerarquía en que está diseñado. Es decir, el TRIX, tiene valores entre 0 y 10 (Tabla V).

Tabla V. Valores de referencia del índice TRIX para los diferentes niveles del estado trófico (Vollenweider *et al.*, 1998).

Valor del índice TRIX	Nivel de estado trófico
0–2.5	Oligotrófico
2.6-5	Mesotrófico
5.1-7.5	Eutrófico
7.6-10	Hipertrófico

6.4.4.4 Análisis de varianza (ANOVA)

Para identificar diferencias estadísticas entre lagunas en función de su estado trófico y contaminación metálica y entre sitios se aplicaron los índices TRIX e ICM. Los cambios en los niveles de ET se relacionaron con base en eventos que tienen y han tenido lugar en las lagunas costeras de este estudio (lluvias en sitios prístinos, enriquecimiento de ET por efluentes agrícolas, surgencias costeras). Para identificar si existían diferencias entre estos grupos de datos se aplicó el análisis de varianza ANOVA y las diferencias significativas entre éstos se definieron mediante la prueba de Tukey con un valor de $p \leq 0.05$. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa JMP 8.0TM.

Con respecto a las concentraciones de OC en almejas entre lagunas se compararon mediante un análisis de varianza, y se presentaron mediante gráficos de cajas y bigotes la mediana de los datos y los percentiles 25 y 75 (cuartiles), respectivamente. La muesca de la caja corresponde al 95 % del intervalo de confianza de la mediana. Cuando las muescas entre las cajas no se traslapan, las medianas son consideradas estadísticamente diferentes (Boyer *et al.*, 2000; Burke *et al.*, 2002). Adicionalmente, se realizó un análisis de frecuencias de los plaguicidas en los sitios de estudio. Se utilizó el paquete estadístico STATGRAPHICS Plus 4.1.

6.4.4.5 Análisis de componentes principales (ACP)

Con el fin de determinar si la biodisponibilidad de ET en almejas está asociada con procesos de eutrofización o está controlada por la textura del sedimento, fueron realizados Análisis de Componentes Principales (ACP). El ACP es un método exploratorio de análisis de datos aplicado para reducir el número de variables en menos factores latentes lineales de características similares para una mejor interpretación (Mico *et al.*, 2006). Esta técnica ha sido ampliamente utilizada para distinguir los factores que controlan el comportamiento geoquímico de los ET en estuarios (Wu *et al.*, 2007). Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa JMP 8.0TM.

6.4.4.6 Análisis de regresión lineal múltiple (ARLM)

Para explicar el contenido de ET en el tejido blando de la almeja se utilizó un Análisis de Regresión Lineal Múltiple (ARLM). Se evaluó como variables independientes a Ni, Zn, Cu, Cd, Mn, Pb con relación a la concentración de Fe como variable dependiente. Los modelos de regresión fueron construidos usando el análisis por pasos, esto con la finalidad de seleccionar las variables predictoras que significativamente maximizaron el modelo r^2 (coeficiente de determinación) (Gaxiola-Robles *et al.*, 2013). Para evaluar la homocedasticidad, el ajuste y detectar observaciones atípicas de los datos, se realizó un análisis de la distribución de los residuales. El nivel de significancia α utilizado fue ≤ 0.05 . Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa JMP 8.0™.

6.4.5 Comparación de resultados con regulaciones normativas

6.4.5.1 Sedimentos

La probabilidad de presentar un efecto tóxico se estimó de acuerdo a los estándares de calidad de sedimentos de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, Screening Quick Reference Tables, o SquiRTs) (Buchman, 2008).

6.4.5.2 Almejas

6.4.5.2.1 Elementos traza

Se realizó una comparación de los límites máximos establecidos por la normatividad mexicana NOM 242-2009 y a la normatividad internacional de la Administración de Drogas y Alimentos de EE.UU. (US FDA). El nivel de seguridad en el consumo de almeja se basó en los niveles de Ingesta Semanal Tolerable Provisional (PTWI) o Consumo Diario Tolerable (TDI), para hombres, mujeres y niños establecido por el Comité mixto de expertos en Aditivos Alimentarios (JECFA) de la Organización de Alimentos y Agricultura de las Naciones Unidas y la Organización Mundial de la Salud (FAO / WHO).

La estimación de la cantidad de almeja (kg) que tendría que ser consumida por semana para superar los límites del JECFA se obtuvo con la Ecuación 4 (Jović y Stanković, 2014) la cual es utilizada para un solo contaminante que no causa efectos cancerígenos a la salud en una especie de consumo:

$$Q_s = \frac{PTWI * BW}{C_m} \quad (4)$$

Dónde: Q_s = Cantidad de almeja (kg) que tendría que ser consumida por semana para superar los límites del JECFA, $PTWI$ = Cantidad prevista de almeja ($\mu\text{g g}^{-1}$ de peso corporal), que puede ser ingerida por semana durante toda la vida sin riesgo apreciable para la salud. Los $PTWI$ y TDI utilizados en este estudio fueron utilizados en estudios previos para poblaciones de la zona costera Adriática (Jović y Stanković, 2014). $PTWI_{Fe}$ ($5.6 \mu\text{g g}^{-1}$ semana⁻¹ p.c.), $PTWI_{Zn}$ ($7 \mu\text{g g}^{-1}$ semana⁻¹ p.c.), $PTWI_{Cu}$ ($3.5 \mu\text{g g}^{-1}$ semana⁻¹ p.c.), $PTWI_{Cd}$ ($0.007 \mu\text{g g}^{-1}$ semana⁻¹ p.c.), TDI_{Pb} ($0.0035 \mu\text{g g}^{-1}$ semana⁻¹ p.c.), TDI_{Ni} ($0.005 \mu\text{g g}^{-1}$ día⁻¹ p.c.) y TDI_{Mn} ($0.06 \mu\text{g g}^{-1}$ día⁻¹ p.c.). (Los TDI de Pb, Ni y Mn fueron multiplicados *7, para ser utilizados en la ecuación 5), BW = Peso corporal medio de la población en general o subpoblación (70.43 kg para hombres, 62.9 kg para mujeres y 16 kg para niños), C_m = concentración media del metal (Fe, Zn, Cu, Mn, Ni, Cd y Pb) en tejido de almeja expresado como peso fresco ($\mu\text{g g}^{-1}$, p.f.).

Los % $PTWI$ y la contribución de la media a la dosis diaria recomendada (% RDA) fueron calculados con base en: la ingesta diaria estimada (EDI) (Ecuación 5) (Bilandžić *et al.*, 2014), las medias de las concentraciones de ET encontradas en este estudio, así como los RDA para hombres, mujeres y niños en mg día^{-1} persona⁻¹: Fe (8, 18, 8), Zn (11,8,8), Cu (0.9, 0.7, 0.9), Mn (2.3, 1.8,1.8) y Ni (1,0.6,1) (FNB, 2001).

$$EDI = \frac{C_m * CR}{BW} \quad (5)$$

Dónde: EDI = Ingesta diaria estimada ($\text{mg elemento traza kg}^{-1}$ diario⁻¹ p.c.), C_m = concentración media del metal (Fe, Zn, Cu, Mn, Ni, Cd y Pb) en tejido de almeja expresado

como peso fresco (mg kg^{-1}), CR= Tasa media de consumo diario de almeja en poblaciones pesqueras del GC ($0.030 \text{ kg día}^{-1}$) (García-Hernández, 2013) y promedio en México ($0.00025 \text{ kg día}^{-1}$) (CONAPESCA, 2013).

6.4.5.2.2 Plaguicidas organoclorados

Se realizó una comparación de los niveles de acción reportados por la Administración de Alimentos y Drogas (FDA) y las tolerancias recomendadas por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de Estados Unidos. Estos límites para plaguicidas en alimentos, tanto agrícolas como peces y mariscos que estuvieron expuestos a contaminación, se denominan “tolerancias”. La EPA ha definido el valor EPA SV (valor de evaluación) como la concentración del contaminante en el tejido de pescado que es de potencial riesgo para la salud pública y que se utiliza como un valor umbral con el cual comparar las concentraciones detectadas en matrices similares. El SV se calcula en función tanto de los efectos no carcinogénicos como cancerígenos del contaminante (FDA, 2011; USEPA, 2000). Con el fin de hacer recomendaciones de consumo máximo seguro de almeja en Kg mes^{-1} , se utilizaron los SV para una población de pescadores de subsistencia (autoconsumo). Lo anterior debido a que los niveles de acción de la FDA son < 1 a 2 órdenes de magnitud que los límites de consumo mensual basado en el riesgo a la salud (efectos sistémicos crónicos y efectos carcinogénicos) emitidos por la EPA SV (FDA, 2011; USEPA, 2000). Así mismo, los valores se compararon con las Normas nacionales (NOM 027 SSA y NOM 242), que aplican para el consumo de peces y mariscos, las cuales especifican que no deben contener residuos de plaguicidas como aldrín, dieldrín, endrín, heptacloro, kapone u otros prohibidos en el Catálogo Oficial de Plaguicidas editado por CICOPLAFEST (CICOPLAFEST, 2004).

7. RESULTADOS

7.1 Calidad del sedimento de una laguna prístina y dos lagunas receptoras de aguas residuales

7.1.1 Textura del sedimento

La textura del sedimento y la concentración de materia orgánica son presentadas en la tabla VI. Los sedimentos superficiales de El Soldado fueron caracterizados por sedimento arenoso-limoso distribuido desde las partes internas de la boca (S10, S9, S1), hasta aproximadamente la mitad del cuerpo de agua (S3), así como sitios más distantes de la boca de la laguna (S5, S6). Las partículas más grandes (arena), estuvieron distribuidas aproximadamente desde el límite de la laguna (S2) hasta un poco más de un cuarto hacia el fondo de ella (S4). En las porciones más internas, el sedimento fue tipo limo arenoso (S7), con cambios graduales a limo arcilloso (S8). La materia orgánica se presentó en mayores concentraciones en los sedimentos más finos en la zona más distal de la boca (S7 y S8) y en la parte media de la laguna (S3).

Los sedimentos superficiales de la laguna Lobos se caracterizaron por ser limo-arenosos (L3, L4, L7, L9). Los sedimentos arenosos se localizan principalmente en la boca sur (L10). Los sedimentos finos (limo-arcilloso) fueron ubicados en la parte interna de Lobos. Los porcentajes de materia orgánica se encontraron en un intervalo entre 0.76 y 1.70 %. Generalmente, los máximos contenidos de este parámetro se encontraron en las partes internas de los sistemas, donde el sedimento es fino con altos contenidos de limo. Los sedimentos superficiales de Tóbari se caracterizaron por estar constituidos principalmente por arena (92.5 al 99.5 %).

Tabla VI. Composición física de los sedimentos superficiales de El Soldado, Lobos y Tóbari.

Laguna	Arena %	Limo %	Arcilla %	Materia orgánica %	Tipo de sedimento
El Soldado					
S1	74.3	25.4	0.30	0.60	areno-limoso
S2	100	g0.00	0.00	0.10	arenoso
S3	50.0	49.9	0.11	2.00	areno-limoso
S4	92.9	6.86	0.26	0.10	arenoso
S5	77.5	21.8	0.79	0.10	areno-limoso
S6	84.3	15.3	0.37	0.10	areno-limoso
S7	7.77	87.3	4.98	1.10	limo-arenoso
S8	0.42	93.0	6.59	1.30	limo-arcilloso
S9	48.0	49.2	2.72	0.20	areno-limoso
S10	73.7	23.7	2.58	0.50	areno-limoso
Lobos					
L1	84.5	10.8	4.70	0.87	areno-limoso
L2	8.20	82.9	8.90	1.52	limoso
L3	35.6	56.2	8.20	1.70	limo-arenoso
L4	28.7	62.1	9.20	1.57	limo-arenoso
L5	0.00	99.8	0.20	1.16	limoso
L6	6.10	50.4	43.5	1.63	limo-arcilloso
L7	29.2	62.3	8.50	1.56	limo-arenoso
L8	90.0	6.80	3.20	0.76	arenoso
L9	35.2	59.1	5.70	1.44	limo-arenoso
L10	41.7	25.8	32.5	1.06	areno-limoso
Tóbari					
T1	99.5	0.47	0.00	0.18	arenoso
T2	99.1	0.94	0.00	0.43	arenoso
T3	92.5	7.49	0.00	0.54	arenoso
T4	n.d.	n.d.	n.d.	0.84	
T5	n.d.	n.d.	n.d.	1.02	
T6	n.d.	n.d.	n.d.	0.76	
T7	n.d.	n.d.	n.d.	1.08	
T8	97.9	2.05	0.00	1.16	arenoso
T9	96.3	3.66	0.00	0.6	arenoso
T10	96.0	3.95	0.00	0.5	arenoso
T11	98.7	1.33	0.00	0.4	arenoso
T12	96.4	3.62	0.00	0.74	arenoso
T13	94.4	5.64	0.00	0.75	arenoso
T14	n.d.	n.d.	n.d.	0.94	
T15	n.d.	n.d.	n.d.	0.96	
T16	n.d.	n.d.	n.d.	0.97	

n.d.: no determinado

7.1.2 Analisis de correlación de elementos traza en sedimentos

El Cd fue el único ET que continuó exhibiendo una distribución no normal después de realizar las transformaciones logarítmicas para obtener la normalidad de los datos. Esto refleja la existencia de valores alejados de los valores medios de la distribución (Vicente-Martorell, 2010) y significa que sus pares metálicos no comparten una fuente o fenómeno común. Adicionalmente, se tuvo una correlación lineal significativa ($p < 0.05$) entre Fe y Zn ($r = 0.533$), Fe y Cu ($r = 0.747$), Fe y Mn ($r = 0.649$), así como entre Fe y Pb ($r = 0.181$) en los sedimentos superficiales de las tres lagunas (Tabla VII).

Tabla VII. Matriz de correlación de Pearson $r_{(x,y)}$ de elementos traza en sedimento.

Correlación	Fe	Ni	Zn	Cu	Cd	Mn	Pb
Fe	1	0.0692	*0.533	*0.747	-0.00435	*0.649	0.181
Ni		1	0.147	*0.277	-0.0112	0.296	*0.205
Zn			1	*0.538	-0.0189	*0.343	0.0728
Cu				1	-0.00927	*0.449	*0.250
Cd					1	-0.0208	0.0547
Mn						1	*0.220
Pb							1

*Estadísticamente significativa ($p < 0.0001$).

7.1.3 Elementos traza en sedimentos

En las tres lagunas el Fe fue el ET en mayor proporción en el sedimento, seguido por Mn y Zn (Tabla VIII). El gradiente de las medias fue para el Soldado y Lobos: $Fe > Mn > Zn > Ni > Pb > Cu > Cd$. En el Tóbari: $Fe > Mn > Zn > Pb > Cu \approx Ni > Cd$.

En Lobos se registraron las concentraciones medias significativamente más altas de Zn ($70.1 \mu\text{g g}^{-1}$) y Cu ($16.3 \mu\text{g g}^{-1}$). En cambio, en Tóbari se obtuvieron los valores más altos de Mn ($747 \mu\text{g g}^{-1}$). El Soldado presentó la media significativamente más baja de Fe (1.05 %). Los niveles de Ni y Cd no tuvieron diferencias significativas entre las lagunas (excepto para el sitio L8 de Lobos).

Tabla VIII. Concentración de elementos traza ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en sedimentos superficiales de las lagunas costeras de El Soldado (s), Lobos (L) y Tóbari (T).

	Ni	Zn	Cu	Cd	Mn	Pb	Fe (%)	Log_{10} ICM ⁴
S1	7.18	20.8	1.18	0.99	41.8	2.98	0.54	1.56
S2	11.8	9.97	1.74	2.36	23.2	13.6	0.26	1.62
S3	26.2	36.2	9.48	1.20	113	4.78	1.39	2.62
S4	13.1	9.73	1.69	2.48	21.3	15.3	0.24	1.62
S5	12.5	12.9	0.34	2.43	29.3	16.5	0.36	1.53
S6	11.1	12.4	1.18	2.10	29.8	12.1	0.49	1.71
S7	33.9	65.5	18.6	1.63	176	6.84	2.21	3.09
S8	37.5	70.0	20.2	1.56	178	15.6	2.29	3.27
S9	19.4	29.2	7.33	1.95	110	11.0	0.99	2.57
S10	21.9	54.3	13.2	0.92	211	4.20	1.70	2.83
Media	19.5 ^a	32.1 ^a	7.5 ^a	1.76 ^a	93.3 ^a	10.3 ^a	1.05 ^a	2.24 ^a
Error est.	3.09	7.03	2.28	0.18	22.2	1.55	0.24	0.21
Máx.	37.5	70.0	20.2	2.48	211	16.5	2.29	3.27
Mín.	7.18	9.73	0.34	0.92	21.3	2.98	0.24	1.53
L1	6.04	66.6	3.44	0.86	133	6.90	1.70	2.43
L2	15.1	50.0	10.4	1.39	199	13.0	2.50	2.96
L3	12.9	60.9	16.35	0.39	244	18.4	3.15	3.20
L4	14.6	74.1	20.9	1.07	334	21.0	3.36	3.35
L5	11.4	76.1	22.7	1.60	321	20.7	3.14	3.31
L6	16.1	68.9	19.7	2.39	293	32.2	2.73	3.36
L7	10.6	118	20.8	1.93	310	28.4	3.26	3.32
L8	98.3	80.5	25.8	0.22	889	23.4	1.75	3.79
L9	16.4	65.1	18.2	0.45	293	16.6	3.64	3.35
L10	3.25	41.3	5.15	1.91	146	4.16	2.40	2.30
Media	20.5 ^a	70.1 ^b	16.30 ^b	1.22 ^a	316 ^a	18.5 ^a	2.76 ^b	3.14 ^b
Error est.	8.31	6.15	2.26	0.22	64.1	2.63	0.20	0.14
Máx.	98.3	118.0	25.8	2.39	889	32.2	3.64	3.79
Mín.	3.25	41.3	3.44	0.22	133	4.16	1.70	2.30
T1	< 0.07	15.2	0.50	< 0.04	217	< 0.14	0.71	1.77
T2	1.96	22.3	2.13	< 0.04	322	5.51	1.17	2.03
T3	5.57	35.4	5.39	< 0.04	406	6.52	1.85	2.58
T4	1.98	34.8	5.04	0.53	397	9.09	1.64	2.42
T5	17.1	74.7	18.9	0.66	1424	20.7	3.70	3.62
T6	18.9	81	22.1	1.36	977	26.1	4.10	3.66
T7	20.6	84.9	22.3	1.17	1099	23.7	4.23	3.70
T8	16.0	40.4	10.8	2.81	1101	29.1	1.74	3.30
T9	9.75	34.5	6.34	1.55	529	17.0	1.63	2.88
T10	5.58	30.2	4.74	0.34	283	9.30	1.46	2.49
T11	3.35	24.6	2.51	0.26	249	7.07	1.14	2.16
T12	9.78	46.4	9.24	1.46	633	17.1	2.27	3.07
T13	12.4	55.6	10.8	1.39	817	17.5	2.61	3.24
T14	17.3	76.3	18.0	1.71	1282	21.8	3.87	3.61
T15	20.5	81.7	20.2	2.30	1032	22.3	4.04	3.64
T16	19.1	84.1	22.2	2.25	1180	23.0	4.34	3.69
Media	11.2 ^a	51.4 ^{ab}	11.3 ^{ab}	1.12 ^a	747 ^b	16.0 ^a	2.53 ^b	2.99 ^b
Error est.	1.79	6.08	1.94	0.21	99.7	2.08	0.31	0.16
Máx.	20.6	84.9	22.3	2.81	1424	29.1	4.34	3.70
Mín.	< 0.07	15.2	0.50	< 0.04	217	< 0.14	0.71	1.77

	Ni	Zn	Cu	Cd	Mn	Pb	Fe (%)	Log ₁₀ ICM ⁴
TEL ¹	15.9	124	18.7	0.68	--	30.2	--	--
ERM ²	51.6	410	270	9.60	--	218	--	--
AET ³			260			22		

¹TEL = Máxima concentración a la cual ningún efecto es observado (Buchman, 2008)

²ERM = probabilidad de presentarse efectos adversos en el 50 % de las observaciones (Buchman, 2008)

³AET = nivel de efecto aparente (Buchman, 2008)

⁴log₁₀ICM = logaritmo del índice de contaminación metálica

Media ± error estándar, mínimo y máximo. Letras distintas denotan medias significativamente diferentes entre lagunas ($p \leq 0.05$)

7.1.4 Índice de contaminación metálica (ICM)

Los valores de log₁₀ICM de los elementos traza en cada sitio son mostrados en la tabla VIII. En la figura 7 se muestra que el log₁₀ del ICM permitió diferenciar entre sitios y entre lagunas con distinto grado de contaminación. Dos grupos significativamente diferentes ($p \leq 0.05$) se dividieron a partir de log₁₀ICM > 2.87 fueron registrados en los sitios en el orden de: L8 > L6 > L9 > L4 > L7 > L5 > L3 > L2 (Lobos), T7 > T16 > T6 > T15 > T5 > T14 > T8 > T13 > T12 (Tóbari) y S8 > S7 (El Soldado). Los valores de ICM variaron de 4.6 a 44.2 y el valor más alto se registró en el sitio L8 de Lobos, mientras que el más bajo en el sitio S5 de El Soldado.

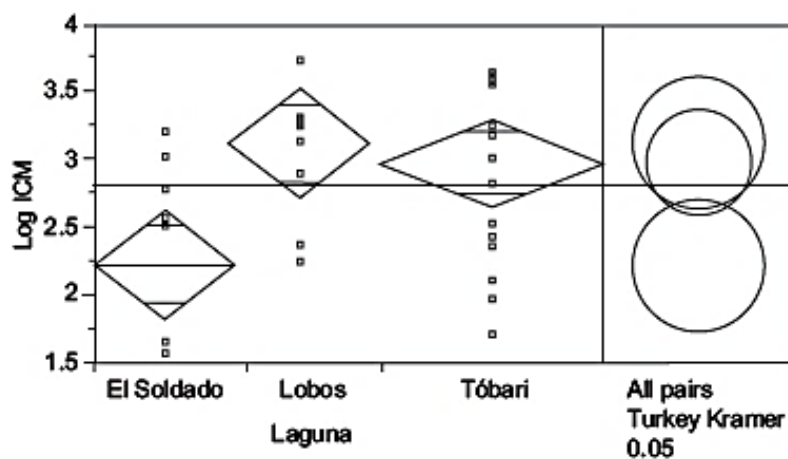


Figura 7. Índice de contaminación metálica estimado para las lagunas costeras Lobos, el Soldado y Tóbari ($p = 0.0054$).

7.1.5 Factor de enriquecimiento (FE)

El orden decreciente de la media de concentración de los metales fue distinto entre Lobos ($Mn > Cu > Zn > Pb > Ni > Cd$) y Tóbari ($Mn > Cu > Zn > Pb > Ni > Cd$) (Tabla IX). La media de Mn en Lobos y Tóbari, así como la de Cu en Lobos equivale a un enriquecimiento antrópico ($FE > 1$). En el interior de las lagunas, valores de $FE > 1$ se registraron en Lobos para Ni (L8), Zn (L1, L7, L8), Cu (L4-L8) y Mn (L4- L6, L8, L9). En especial destaca el sitio L8 que está cerca del drenaje colector número 2. Con respecto a los demás sitios, L8 registró el doble del valor de FE para Ni y Cu, así como un $FE > 5$ para Mn, lo que indica un enriquecimiento moderadamente severo. En Tóbari, únicamente en el sitio T8 (ubicado en una zona influenciada por la agricultura; Fig. 4), el Mn presentó un FE que indica enriquecimiento moderadamente severo ($5 < FE < 10$) y un escaso enriquecimiento antrópico de Pb y Cu ($1 < FE < 2$). En los demás sitios los niveles de Mn son representativos de un moderado enriquecimiento ($1 < FE < 4$) pero nulo en los demás elementos.

Tabla IX. Factores de enriquecimiento para elementos traza en Lobos y Tóbari.

Laguna	Factor de enriquecimiento					
	Ni	Zn	Cu	Cd	Mn	Pb
L1	0.17	1.20	0.34	0.22	0.79	0.27
L2	0.28	0.61	0.70	0.24	0.80	0.34
L3	0.23	0.60	0.83	0.10	0.96	0.48
L4	0.20	0.67	1.05	0.14	1.00	0.41
L5	0.17	0.74	1.22	0.22	1.03	0.44
L6	0.28	0.77	1.21	0.37	1.08	0.78
L7	0.14	1.66	1.01	0.30	0.78	0.55
L8	2.65	1.41	2.48	0.05	5.10	0.89
L9	0.25	0.59	0.82	0.07	1.15	0.33
L10	0.06	0.53	0.36	0.34	0.61	0.11
Media	0.44	0.88	1.00	0.20	1.33	0.46
T1	-	0.66	0.12	0.00	3.08	-
T2	0.08	0.58	0.31	0.00	2.76	0.31
T3	0.14	0.59	0.49	0.00	2.21	0.23
T4	0.06	0.65	0.52	0.14	2.43	0.37
T5	0.22	0.62	0.86	0.08	3.87	0.37
T6	0.22	0.60	0.91	0.14	2.40	0.42
T7	0.23	0.61	0.89	0.12	2.61	0.37
T8	0.43	0.71	1.04	0.69	6.34	1.11
T9	0.28	0.65	0.66	0.41	3.26	0.69
T10	0.18	0.63	0.55	0.10	1.95	0.42
T11	0.14	0.66	0.37	0.10	2.19	0.41
T12	0.20	0.63	0.69	0.27	2.80	0.50
T13	0.22	0.65	0.70	0.23	3.15	0.44
T14	0.21	0.60	0.78	0.19	3.33	0.37
T15	0.24	0.62	0.84	0.24	2.57	0.37
T16	0.21	0.59	0.86	0.22	2.73	0.35
Media	0.20	0.63	0.66	0.18	2.98	0.45

7.2 Variación de plaguicidas organoclorados en almejas (*Chione californiensis*) en tres lagunas receptoras de aguas residuales

La tabla X muestra la mediana y los límites superior y mayor de la concentración total de OC detectados en *C. californiensis*, en peso húmedo ($\mu\text{g g}^{-1}$), durante la temporada alta de cultivo agrícola (Enero, 2009) para cada sistema lagunar. De los 17 OC analizados, el 53 % fueron detectados por lo menos en un sitio de estudio (Fig. 8). Yavaros registró la mayor cantidad de OC (47 %), seguido de Altata (29 %) y Reforma (24 %). El resto de los OC,

incluyendo endosulfán II, β -BHC, γ -BHC, dieldrín, pp-DDD, pp-DDT, endrín sulfato y metoxicloro estuvieron por debajo del límite de detección de la técnica cromatográfica utilizada. El plaguicida más frecuente fue el γ -clordano, el cual fue encontrado en almejas de las tres lagunas, con una frecuencia promedio del 75 %, seguido del endrín con una frecuencia promedio del 54 %. Aldrín fue detectado en todos los sitios muestreados en Yavaros. Se observaron diferencias significativas de OC entre lagunas y entre plaguicidas (Fig. 9). En Yavaros se encontraron los niveles de concentración más altos ($\sim 0.0200 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que en los sistemas Altata y Reforma la mediana de las concentraciones fue menor ($\sim 0.00200 \mu\text{g g}^{-1}$). En Yavaros, el heptacloro fue el OC con mayor concentración ($0.0168 \mu\text{g g}^{-1}$), en Altata fue también heptacloro ($0.00460 \mu\text{g g}^{-1}$) y en Reforma fue aldrín ($0.00181 \mu\text{g g}^{-1}$). En Yavaros y Altata fue detectado el heptacloro junto con su isómero el β -heptacloro epóxido.

Tabla X. Concentración de plaguicidas organoclorados en $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso húmedo) en poblaciones de almeja *C. californiensis* en las lagunas Yavaros, Sonora, Altata y Reforma, Sinaloa.

Plaguicida (OC)	Yavaros			Laguna Altata			Reforma		
	Rango	m	F (%)	Rango	m	F (%)	Rango	m	F (%)
α -BHC	< 0.00001 - 0.00177	-	16.7	< 0.000005	-	0.0	< 0.000005	-	0.0
β -BHC	< 0.000010	-	0.0	< 0.000010	-	0.0	< 0.000010	-	0.0
γ -BHC	< 0.000005	-	0.0	< 0.000005	-	0.0	< 0.000005	-	0.0
δ -BHC	< 0.00001 - 0.00197	-	16.7	< 0.000010	-	0.0	< 0.000010	-	0.0
Heptacloro	0.00229 - 0.0168	0.00903	83.3	0.00184 - 0.00460	-	28.6	< 0.000010	-	0.0
Aldrín	0.00240 - 0.00431	0.00317	100	< 0.000005 - 0.00269	-	14.3	< 0.0000050 - 0.00181	-	28.6
Epóxido de β -Heptacloro ^a	0.00169 - 0.00171	-	33.3	0.00116 - 0.00169	0.00116	57.1	< 0.000005	-	0.00
γ -Clordano	0.00148 - 0.00164	0.00150	66.7	0.00093 - 0.00154	0.00096	71.4	0.00086 - 0.00155	0.00103	85.7
Endosulfán I	< 0.00001	-	0.0	< 0.00001 - 0.00163	-	14.3	< 0.00001	-	0.0
Dieldrín	< 0.000005	-	0.0	< 0.000005	-	0.0	< 0.000005	-	0.0
pp-DDE	0.00209 - 0.00260	0.00217	66.7	< 0.000005 - 0.00187	-	14.3	0.00138 - 0.00140	-	28.6
Endrín	0.00151 - 0.00171	0.00158	57.1	0.00103 - 0.00306	0.00103	57.1	0.00079 - 0.00178	-	42.9
Endosulfán II	< 0.000005	-	0.0	< 0.000005	-	0.0	< 0.000005	-	0.0
pp-DDD	< 0.000005	-	0.0	< 0.000005	-	0.0	< 0.000005	-	0.0
pp-DDT	< 0.000005	-	0.0	< 0.000005	-	0.0	< 0.000005	-	0.0
Endrín Sulfato	< 0.000005	-	0.0	< 0.000005	-	0.0	< 0.000005	-	0.0
Metoxicloro	< 0.00001	-	0.0	< 0.00001	-	0.0	< 0.00001	-	0.0

pp-DDD = diclorodifenildicloroetano.

pp-DDE = diclorodifenildicloroetileno.

pp-DDT = diclorodifeniltricloroetano.

< 0.00001; < 0.000005 = No detectado (Límite de detección del plaguicida).

s.i. = Sin información.

Concentración en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso húmedo.

^a Epóxido de heptacloro no es un plaguicida, pero es un metabolito del plaguicida heptacloro.

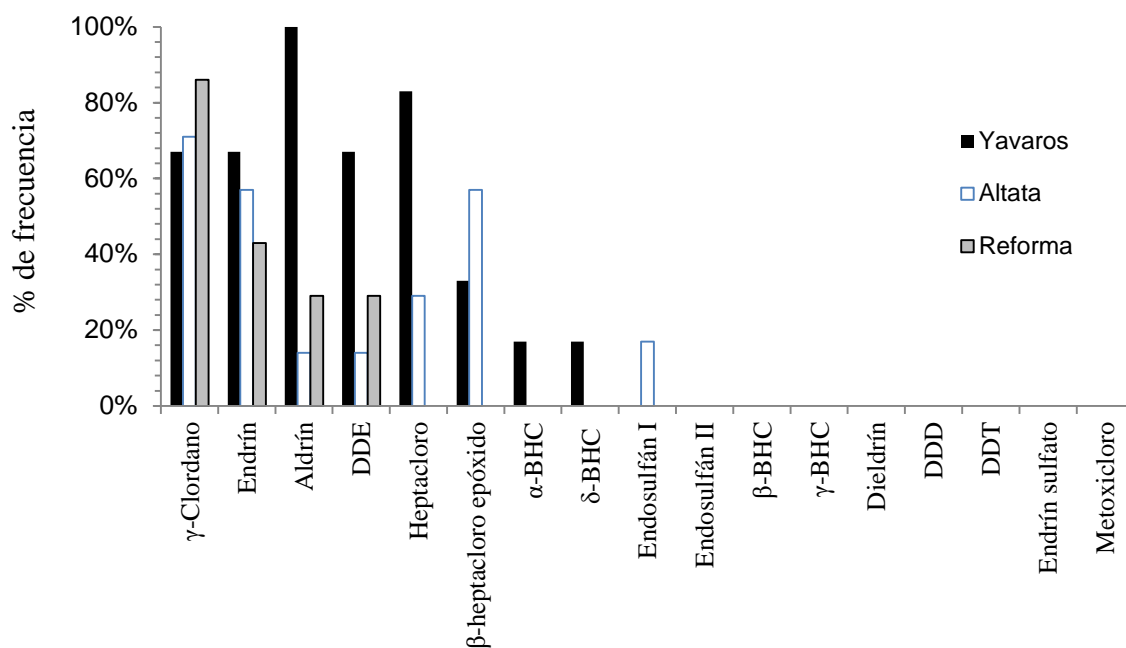


Figura 8. Frecuencia de residuos de plaguicidas en almejas de las lagunas costeras de Yavaros, Sonora, Altata, Sinaloa y Reforma, Sinaloa.

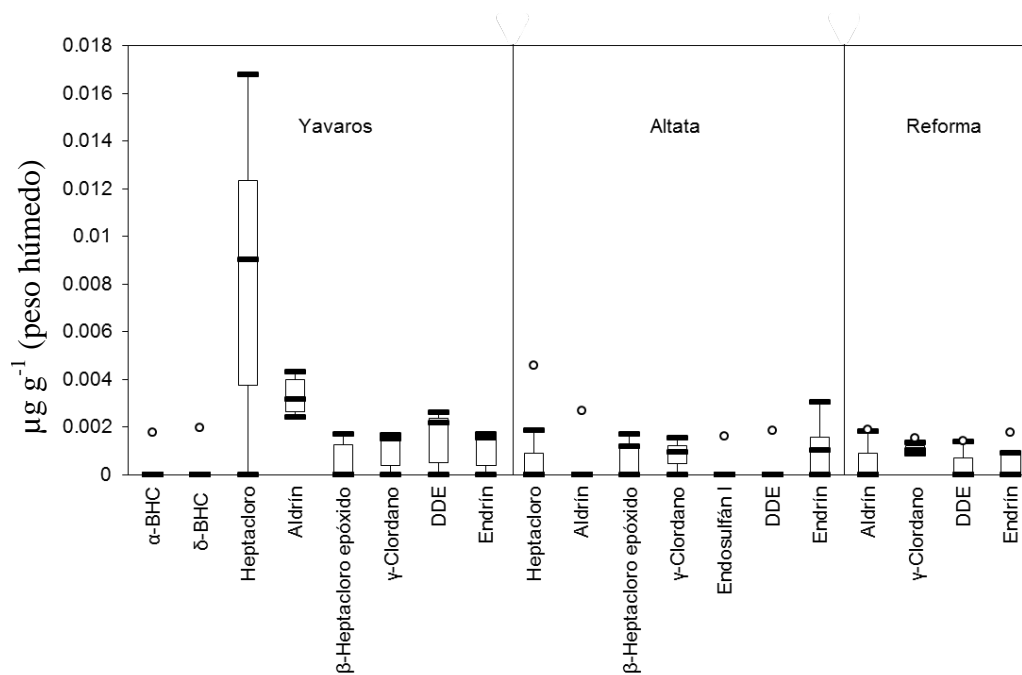


Figura 9. Comparación de la concentración de plaguicidas en almejas de las lagunas costeras de Yavaros, Altata y Reforma (*C. californiensis*) (Unidades en $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso húmedo).

Se observó que en Yavaros con excepción del heptacloro y el aldrín, la mediana del resto de los OC también fue menor a $0.002 \mu\text{g g}^{-1}$. Para los OC donde se observaron valores extremos correspondió a un sitio de cada laguna (*e.g.* α -BHC, γ -BHC en Yavaros; heptacloro, endosulfán I, en Altata). En Reforma se observó que tanto la mediana como el promedio de las concentraciones de γ -clordano de las estaciones fueron muy similares entre sí, indicando amplia distribución de este OC en la laguna.

7.3 Biodisponibilidad de elementos traza, concentración de organoclorados en almejas y eutrofización en lagunas

7.3.1 Estado trófico durante otoño en lagunas costeras del Golfo de California

El índice TRIX mostró valores entre 0.005 y 4.69 en las seis lagunas objeto de estudio, lo que se traduce a un estado oligotrófico a mesotrófico (Fig. 10). La condición general para El Soldado, Lobos, Yavaros y Tóbari fue oligotrófica, con una media de TRIX de 1.98, 1.98, 1.94 y 2.5 respectivamente, mientras que para Altata y Reforma fueron mesotróficos (medias de 3.02 y 2.74 respectivamente). La laguna con valores más oligotróficos fue El Soldado y la laguna más mesotrófica fue Altata.

Particularmente en Lobos las condiciones mesotróficas ($\text{TRIX} > 2.6$) se presentaron en las inmediaciones de la boca sur durante el periodo de muestreo, sugiriendo un evento de surgencia costera. Mientras que en Tóbari, Altata y Reforma las condiciones mesotróficas ($\text{TRIX} > 2.6$) se presentaron en las zonas donde se descargan aguas residuales.

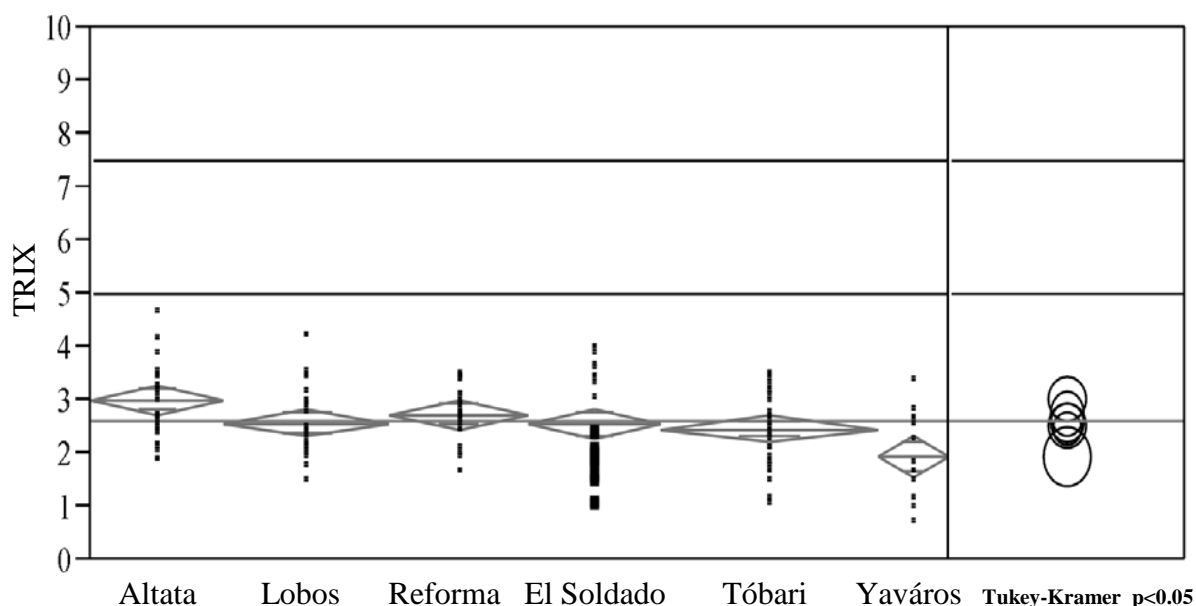


Figura 10. Variabilidad estacional de los valores del índice TRIX en otoño 2011 para las lagunas objeto de estudio, El Soldado, Lobos y Tóbari ($p > 0.05$); Yaváros, Altata y Reforma ($p < 0.0001$). En la gráfica de diamante se observa la mediana de los datos (-) y la línea continua en 2.5 marca el cambio de estado trófico de oligotrófico a mesotrófico.

El intervalo de temperatura del agua en las lagunas fue de 14-32°C (Tablas XI y XII), obteniéndose los registros más bajos en Lobos (14 °C) y los más altos en Yaváros (32 °C).

El intervalo de salinidad fue de 29 a 39, obteniéndose los registros más bajos en Tóbari (29) y los más altos en El Soldado (39). Se observaron diferencias significativas entre lagunas ($p < 0.0001$): Altata > Reforma > Yaváros y El Soldado > Lobos > Tóbari (Tablas XI y XII).

El intervalo de oxígeno disuelto (mg L^{-1}) en las lagunas fueron de 5.4 a 13.5, obteniéndose los registros más bajos y más altos en Altata (Tablas XI y XII).

El intervalo de clorofila *a* fue de 0.040 a 54 mg L^{-1} , obteniéndose los registros más bajos en Yaváros (0.040 mg L^{-1}) y los más altos en Tóbari (54 mg L^{-1}). Se observaron diferencias significativas entre lagunas ($p < 0.0001$): Yaváros (0.97 mg L^{-1}), Altata (9.70 mg L^{-1}) y Reforma (6.18 mg L^{-1}).

El intervalo de NID fue de 0.04 a 25.2 μM , obteniéndose los registros más bajos en El Soldado y los más altos en Tóbari. Se observaron diferencias significativas entre lagunas Tóbari>Lobos>El Soldado (Tablas XI y XII).

El intervalo de FID fue de 0.025 a 2.79 μM , obteniéndose los registros más bajos en Tóbari (0.025 μM) y los más altos en Yavaros (2.79 μM).

El intervalo de la relación de nitrógeno/fósforo (N/P) fue de 0.11 a 132, obteniéndose los registros más bajos en El Soldado (0.11) y los más altos en Tóbari (132). (Tablas XI y XII).

Tabla XI. Variabilidad durante otoño de parámetros ambientales y concentraciones de clorofila *a*, nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos (NID y FID) en lagunas costeras del Golfo de California: El Soldado, Lobos y Tóbari.

	T ¹ (°C)	S ²	OD ³ (mg L ⁻¹)	Cl _a ⁴ (μL^{-1})	NID ⁵ (μM)	FID ⁶ (μM)	N:P ⁷	TRIX ⁸
El Soldado								
Media	21.0 ^a	37.3 ^a	7.59 ^a	2.76 ^a	0.42 ^c	0.52 ^b	0.76 ^b	2.55 ^a
Error est.	0.27	0.08	0.16	0.39	0.082	0.016	0.13	0.16
Máx.	23.6	38.5	9.05	6.77	1.7	0.66	2.80	4.00
Mín.	19.1	36.8	6.09	0.670	0.046	0.4	0.11	1.22
Lobos								
Media	18.2 ^b	36.0 ^b	7.30 ^a	3.67 ^a	2.99 ^b	1.04 ^a	2.93 ^b	2.57 ^a
Error est.	0.38	0.100	0.089	0.55	0.26	0.052	0.26	0.13
Máx.	21.0	36.8	8.20	9.5	5.34	1.82	6.3	4.22
Mín.	14.5	35.1	6.90	1.1	0.66	0.68	0.87	1.51
Tóbari								
Media	20.8 ^a	34.9 ^c	7.50 ^a	7.03 ^a	7.5 ^a	0.60 ^b	19.03 ^a	2.47 ^a
Error est.	0.20	0.33	0.086	1.82	0.91	0.056	4.44	0.12
Máx.	23.6	37.7	8.60	53.8	25.2	2.05	131.7	3.52
Mín.	18.2	29	6.50	0.400	1.50	0.025	2.45	1.04

¹T = Temperatura (°C), ²S = Salinidad, ³OD = Oxígeno disuelto (mg L⁻¹), ⁴NID = Nitrógeno inorgánico disuelto (μM), ⁵Cl_a = Clorofila *a*, ⁶FID = Fósforo inorgánico disuelto (μM), ⁷N:P Relación NID/FID, ⁸TRIX = Índice del estado trófico. Media \pm error estándar, mínimo y máximo. Letras distintas denotan medias significativamente diferentes entre lagunas ($p \leq 0.0001$).

Tabla XII. Variabilidad durante otoño de parámetros ambientales y concentraciones de clorofila *a*, nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos (NID y FID) en lagunas costeras del Golfo de California: Yavaros, Altata y Reforma.

	T (°C)	S	OD (mg L ⁻¹)	Cl _a (μ L ⁻¹)	NID (μM)	FID (μM)	N:P	TRIX
Yavaros								
Media	31.1 ^a	35.3 ^c	7.22 ^{ab}	0.97 ^c	2.27 ^a	1.01 ^a	1.92 ^b	1.94 ^b
Error est.	0.151	31.1	0.26	0.32	0.8	0.15	0.28	0.22
Máx.	31.7	35.3	8.80	4.09	11.6	2.79	4.17	3.38
Mín.	30.2	31.1	6.10	0.0400	0.61	0.67	0.74	0.73
Altata								
Media	30.3 ^b	35.5 ^a	7.83 ^a	9.7 ^a	2.76 ^a	0.55 ^b	7.36 ^a	3.0 ^a
Error est.	0.11	0.23	0.31	1.23	0.62	0.089	1.82	0.14
Máx.	31.5	37.3	13.5	30.4	15.4	2	41.5	4.69
Mín.	29.4	31.6	5.40	3.25	0.21	0.1	0.58	1.91
Reforma								
Media	29.0 ^c	34.8 ^b	6.35 ^b	6.18 ^b	2.29 ^a	1.04 ^a	2.52 ^b	2.74 ^a
Error est.	0.06	0.13	0.11	0.33	0.23	0.085	0.35	0.094
Máx.	29.6	36.2	7.70	10.0	4.54	2.5	7.40	3.48
Mín.	28.6	32.9	5.70	3.76	0.53	0.55	0.41	1.65

¹T = Temperatura (°C), ²S = Salinidad, ³OD = Oxígeno disuelto (mg L⁻¹), ⁴NID = Nitrógeno inorgánico disuelto (μM), ⁵Cl_a = Clorofila *a*, ⁶FID = Fósforo inorgánico disuelto (μM), ⁷N:P = Relación NID/FID, ⁸TRIX = Índice del estado trófico. Media ± error estándar, mínimo y máximo. Letras distintas denotan medias significativamente diferentes entre lagunas (p ≤ 0.0001).

7.3.2 Variación de elementos traza en una laguna prístina y dos lagunas receptoras de aguas residuales

La tabla XIII muestra la concentración total, el logICM, la media y los valores superior e inferior de ET detectados en almeja *C. gnidia*, en peso fresco (μg g⁻¹), durante la temporada alta de cultivo agrícola (otoño, 2011), para cada laguna. En las tres lagunas el Fe fue el ET en mayor proporción en la almeja, seguido por Zn y Mn (Soldado y Tóbari) y Mn y Zn (Lobos). El gradiente con base en las medias fue para El Soldado Fe > Zn > Mn > Ni > Cu > Cd > Pb; Lobos Fe > Mn > Zn > Cu > Cd > Ni > Pb y para Tóbari Fe > Zn > Mn > Cu > Ni > Pb. En El Soldado se registraron las concentraciones significativamente más altas (p < 0.0001) de Ni (4.08 μg g⁻¹) y Zn (18.9 μg g⁻¹). En Lobos se registraron las concentraciones significativamente más altas de Cu (7.42 μg g⁻¹, p < 0.0001), Cd (0.944 μg g⁻¹, p < 0.005) y Mn (30.3 μg g⁻¹, p < 0.0001). En Tóbari y Lobos se obtuvieron significativamente los valores más altos (p < 0.01) de Pb (0.406 μg g⁻¹ y 0.349 μg g⁻¹). En El Soldado y Lobos se

presentó la media significativamente más alta ($p < 0.0001$) de Fe ($194 \mu\text{g g}^{-1}$ y $164 \mu\text{g g}^{-1}$). Sin embargo, cuando el logICM fue aplicado a almejas este indicó que no hay diferencias significativas ($p > 0.05$) en el contenido de ET entre lagunas con distinto grado de contaminación.

Tabla XIII. Elementos traza en poblaciones de *C. gnidia* de lagunas costeras del Golfo de California ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso fresco).

	Ni ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Mn ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Fe (%)	Log ₁₀ ICM ¹
El Soldado								
Media	4.08 ^a	18.9 ^a	6.32 ^{a,b}	0.612 ^{a,b}	5.11 ^b	0.0977 ^b	194 ^a	2.50 ^a
Error est.	0.26	0.88	0.32	0.036	0.45	0.0177	9.22	0.21
Máx.	7.39	35.9	11.7	0.95	13.3	0.56	335	2.99
Mín.	1.84	12.7	4.25	0.11	1.31	< 0.08	106	1.97
Lobos								
Media	0.551 ^c	10.6 ^b	7.42 ^a	0.944 ^a	30.3 ^a	0.349 ^a	164 ^a	2.90 ^a
Error est.	0.094	0.29	1.11	0.18	4.66	0.073	12.8	0.14
Máx.	3.00	15.8	43.8	4.47	105	2.65	497	4.01
Mín.	< 0.04	6.19	1.90	< 0.02	1.51	< 0.08	8.54	0.39
Tóbari								
Media	1.48 ^b	10.0 ^b	3.41 ^b	0.277 ^b	2.85 ^b	0.406 ^a	74.9 ^b	1.90 ^a
Error est.	0.16	0.24	0.32	0.045	0.505	0.082	13	0.31
Máx.	2.88	14.5	8.97	1.07	8.05	1.44	237	2.94
Mín.	< 0.04	8.24	< 0.02	< 0.02	< 0.04	< 0.08	9.15	0.10

¹log₁₀ICM = logaritmo del índice de contaminación metálica. Media \pm error estándar, mínimo y máximo. Letras distintas denotan medias significativamente diferentes entre lagunas ($p \leq 0.05$).

En la tabla XIV se muestra el modelo final para la correlación de las concentraciones de Zn, Cu, Mn, Ni sobre las concentraciones de Fe en el tejido blando de almeja ($r^2 = 0.520$, $p < 0.0001$). Un incremento en los niveles de Fe está ligado a un incremento en los niveles de Zn, Mn y Ni junto con las interacciones entre ET, específicamente entre [Cu*Cd] y [Cu*Mn]. La relación entre las concentraciones de Fe y Cd parece tener una relación antagónica, reduciendo Cd la concentración de Fe. La varianza constante y la distribución normal de los residuales no sugieren ninguna tendencia, confirmando la suficiencia del modelo ajustado.

Tabla XIV. Modelo final ajustado para la interacción entre elementos traza en poblaciones de *C. gnidia* de lagunas del Golfo de California (El Soldado, Lobos y Tóbari).

Modelo	Variable	Coeficiente no estandarizado		<i>t</i>	<i>p</i>	<i>R</i> ²	<i>F</i>	<i>p</i>
		<i>b</i>	error estándar					
Fe	Constante	32.42	22.26	1.46	0.148	0.520	13.49	< 0.0001*
	Zn	5.659	1.968	2.88	0.0049*			
	Cu	3.499	2.988	1.17	0.244			
	Mn	2.481	0.582	4.26	< 0.0001*			
	Ni	11.615	5.407	2.15	0.0341*			
	Cd	-57.544	18.874	-3.05	0.0029*			
	Pb	4.854	17.094	0.28	0.777			
	[Cu*Cd]	10.641	1.634	6.51	< 0.0001*			
	[Cu*Mn]	-0478	0.0858	-5.57	< 0.0001*			

*Estadísticamente significativa.

7.3.3 Análisis de la biodisponibilidad de elementos traza en almejas considerando variables del agua, TRIX, textura del sedimento e índice de contaminación metálica

7.3.3.1 El Soldado

El primer componente explicó el 30 % de la varianza y representó la variación de los ET en sedimento (Fig. 11, Tabla XV). Se observó que los sedimentos limo-arcillosos de El Soldado están relacionados con el contenido de Ni, Zn, Cu, Mn y Fe, excepto de Cd y Pb, pero no lo están con los ET en las almejas. El ICM_s mostró influencia en la variación del ET en sedimento, pero la baja carga negativa del ICM_a con respecto al resto de las variables, indicaron que las concentraciones de ET en sedimento no tienen efecto en las concentraciones del ET en almejas. El segundo componente indicó el 17.5 % de la varianza y está asociado al comportamiento de NH₄, NID, PO₄ y clorofila *a* disueltos y por lo tanto al TRIX e inversamente relacionados con los cambios de temperatura y salinidad. En el tercer, cuarto y quinto componente (que en conjunto explican el 26 % de la varianza), representan la variación de los ET en las almejas. Se encontró que Pb y el ICM_a varían en proporción directa; Cd en sedimento está relacionado con el OD; Ni, Mn y Fe están relacionados en el tejido blando de almeja.

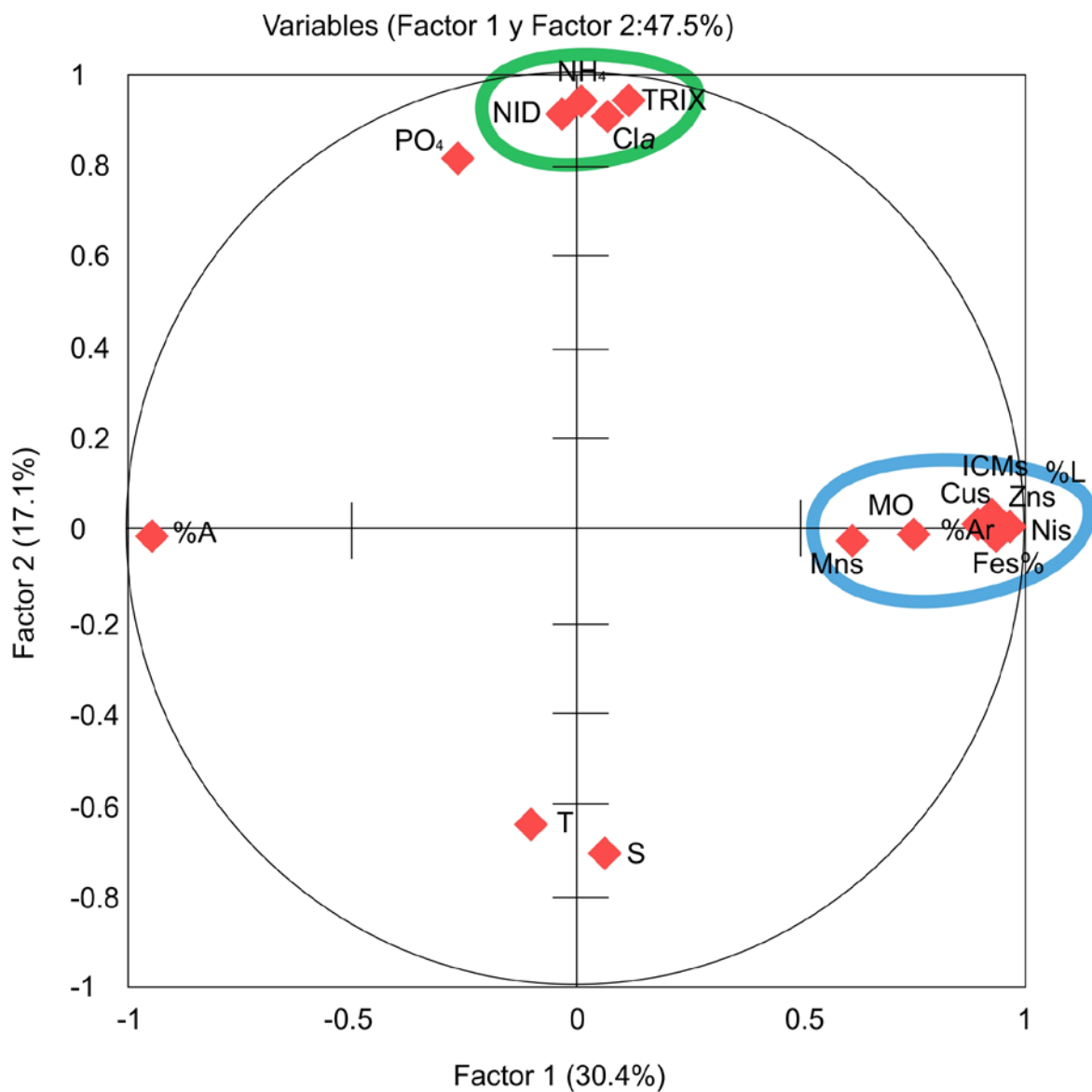


Figura 11. Representación del análisis de componentes principales en la biodisponibilidad de elementos traza en almejas de la laguna El Soldado. Temperatura (T), salinidad (S), índice del estado trófico (TRIX), oxígeno disuelto (OD), % de oxígeno disuelto (% OD), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), amonio (NH₄), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fosfato (PO₄), clorofila *a* (Cla), níquel en sedimento (Nis), zinc en sedimento (Zns), cobre en sedimento (Cus), cadmio en sedimento (Cds), manganeso en sedimento (Mns), plomo en sedimento (Pbs), hierro en sedimento (Fes), arena (% A), arcilla (% Ar), limo (% L), materia orgánica (MO), níquel en almejas (Nia), zinc en almejas (Zna), cobre en almejas (Cua), cadmio en almejas (Cda), manganeso en almejas (Mna), plomo en almejas (Pba), hierro en almejas (Fea), índice de contaminación metálica del sedimento (ICMs), índice de contaminación metálica de las almejas (ICMa).

Tabla XV. Resultados del análisis de componentes principales de El Soldado en otoño.

Patrón de factor rotado	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5
T	-0.14	-0.64	-0.14	0.51	0.21
S	0.06	-0.72	-0.35	-0.20	-0.31
TRIX	0.12	0.93	-0.18	-0.02	-0.05
OD	-0.33	-0.01	-0.29	0.74	-0.18
%OD	-0.33	-0.16	-0.30	0.78	-0.12
NO ₂	0.59	-0.43	0.15	0.17	0.08
NO ₃	0.41	-0.21	0.01	-0.22	0.31
NH ₄	-0.06	0.92	-0.08	-0.03	-0.02
NID	-0.03	0.91	-0.07	-0.03	-0.01
PO ₄	-0.28	0.82	-0.14	-0.11	-0.07
Cl _a	0.08	0.90	-0.05	-0.04	0.01
Nis	0.90	0.00	0.21	0.03	-0.11
Zns	0.97	0.00	0.12	0.07	-0.01
Cus	0.90	0.04	0.33	-0.03	-0.08
Cds	0.21	-0.02	0.04	0.65	-0.03
Mns	0.88	-0.03	0.14	0.03	-0.07
Pbs	0.56	0.04	0.49	0.32	-0.01
Fes%	0.93	-0.03	0.10	0.02	-0.12
%A	-0.94	-0.02	0.23	0.02	0.06
%Ar	0.94	0.02	-0.24	-0.02	-0.07
%L	0.92	0.04	-0.03	0.02	0.05
MO	0.61	-0.02	-0.51	-0.14	-0.14
Nia	-0.30	-0.11	-0.34	0.11	0.70
Zna	-0.02	-0.14	-0.01	0.32	0.26
Cua	-0.30	-0.06	-0.44	-0.56	-0.32
Cda	-0.25	-0.03	-0.35	-0.46	0.29
Mna	-0.22	0.13	-0.13	-0.18	0.84
Pba	0.03	-0.19	0.82	-0.11	-0.36
Fea	0.03	0.01	0.33	0.03	0.86
ICMs	0.92	0.02	-0.28	-0.05	-0.14
ICMa	-0.14	-0.18	0.70	-0.21	0.14
% varianza	30.4	17.1	9.2	8.5	8.1

Temperatura (T), salinidad (S), índice del estado trófico (TRIX), oxígeno disuelto (OD), % de oxígeno disuelto (% OD), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), amonio (NH₄), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fosfato (PO₄), clorofila *a* (Cl_a), níquel en sedimento (Nis), zinc en sedimento (Zns), cobre en sedimento (Cus), cadmio en sedimento (Cds), manganeso en sedimento (Mns), plomo en sedimento (Pbs), hierro en sedimento (Fes), arena (% A), arcilla (% Ar), limo (% L), materia orgánica (MO), níquel en almejas (Nia), zinc en almejas (Zna), cobre en almejas (Cua), cadmio en almejas (Cda), manganeso en almejas (Mna), plomo en almejas (Pba), hierro en almejas (Fea), índice de contaminación metálica del sedimento (ICMs), índice de contaminación metálica de las almejas (ICMa).

7.3.3.2 Lobos

El primer componente representó el 24 % de la varianza, sugiere la relación entre las variables asociadas a la eutrofización representadas por el índice TRIX, NO_3 , PO_4 y Cl_a disueltos con el contenido de Cu, Cd y Mn e inversamente relacionado con Zn en almejas (Fig. 12, Tabla XVI). Particularmente las altas cargas positivas de Cd y Mn en almejas en relación a las otras variables mostraron su influencia en el ICM_a . El segundo componente indicó el 22.5 % de la varianza y representó el aporte de aguas residuales indicado por la disminución de la salinidad.

El ICM_a estuvo directamente relacionado con Ni y Mn en sedimento (con concentraciones elevadas) e inversamente relacionado con la salinidad. El tercer componente (15 % de la varianza), representó la relación de Cu y Fe en sedimentos arcillosos y materia orgánica e inversamente relacionado al % de arena. El cuarto componente (9 % de la varianza) indicó que conforme incrementó el Cd en sedimento incrementaron los niveles de Cu y Pb en la almeja.

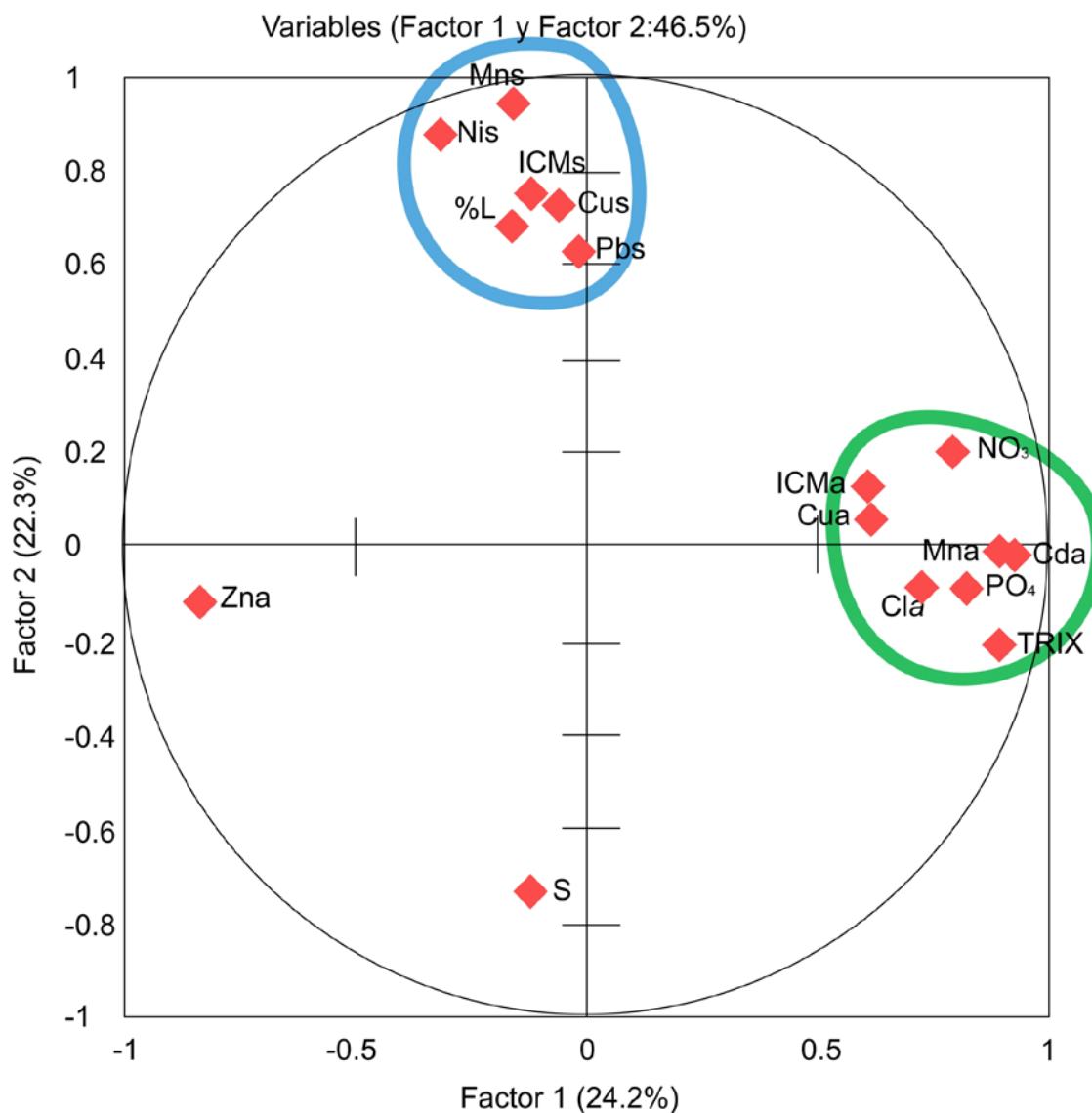


Figura 12. Representación del análisis de componentes principales en la biodisponibilidad de elementos traza en almejas de la laguna Lobos. Temperatura (T), salinidad (S), índice del estado trófico (TRIX), oxígeno disuelto (OD), % de oxígeno disuelto (% OD), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), amonio (NH₄), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fosfato (PO₄), clorofila *a* (Cl_a), níquel en sedimento (Nis), zinc en sedimento (Zns), cobre en sedimento (Cus), cadmio en sedimento (Cds), manganeso en sedimento (Mns), plomo en sedimento (Pbs), hierro en sedimento (Fes), arena (% A), arcilla (% Ar), limo (% L), materia orgánica (MO), níquel en almejas (Nia), zinc en almejas (Zna), cobre en almejas (Cua), cadmio en almejas (Cda), manganeso en almejas (Mna), plomo en almejas (Pba), hierro en almejas (Fea), índice de contaminación metálica del sedimento (ICMs), índice de contaminación metálica de las almejas (ICMa).

Tabla XVI. Resultados del análisis de componentes principales de Lobos en otoño.

Patrón de factor rotado	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5
T	-0.31	-0.03	-0.04	0.12	0.51
S	-0.12	-0.73	0.16	-0.17	0.08
TRIX	0.89	-0.21	-0.07	-0.05	-0.06
OD	0.22	0.28	0.01	0.48	0.49
%OD	0.45	-0.05	-0.17	-0.05	-0.55
NO ₂	0.28	0.07	0.34	-0.18	0.17
NO ₃	0.78	0.20	-0.11	0.16	0.07
NH ₄	-0.09	-0.18	0.17	-0.11	0.87
NID	0.51	-0.003	0.07	0.02	0.78
PO ₄	0.81	-0.11	-0.10	0.07	0.10
Cl _a	0.74	-0.10	-0.18	0.15	-0.18
Nis	-0.29	0.88	-0.20	-0.28	0.06
Zns	-0.28	0.50	0.31	0.34	-0.33
Cus	-0.06	0.72	0.66	0.03	-0.06
Cds	0.3	-0.23	0.05	0.80	0.02
Mns	-0.17	0.93	0.002	-0.23	-0.01
Pbs	-0.02	0.62	0.59	0.47	-0.03
Fes%	0.30	-0.19	0.87	-0.06	-0.09
%A	0.13	-0.2	-0.75	-0.31	-0.21
%Ar	-0.21	-0.11	0.80	0.16	0.12
%L	0.17	0.68	-0.06	0.33	0.20
MO	-0.03	0.05	0.77	0.09	0.16
Nia	-0.14	-0.15	0.64	-0.51	-0.10
Zna	-0.80	-0.13	-0.45	0.02	0.13
Cua	0.63	0.06	0.05	0.74	0.02
Cda	0.94	-0.07	0.05	0.18	-0.03
Mna	0.92	-0.04	0.02	0.26	-0.02
Pba	0.14	0.18	0.50	0.77	-0.03
Fea	0.32	0.52	-0.48	-0.43	-0.09
ICMs	-0.12	0.76	0.59	-0.03	0.02
ICMa	0.62	0.12	0.60	0.20	-0.18
% varianza	24.2	22.3	15	8.7	7.2

Temperatura (T), salinidad (S), índice del estado trófico (TRIX), oxígeno disuelto (OD), % de oxígeno disuelto (% OD), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), amonio (NH₄), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fosfato (PO₄), clorofila *a* (Cl_a), níquel en sedimento (Nis), zinc en sedimento (Zns), cobre en sedimento (Cus), cadmio en sedimento (Cds), manganeso en sedimento (Mns), plomo en sedimento (Pbs), hierro en sedimento (Fes), arena (% A), arcilla (% Ar), limo (% L), materia orgánica (MO), níquel en almejas (Nia), zinc en almejas (Zna), cobre en almejas (Cua), cadmio en almejas (Cda), manganeso en almejas (Mna), plomo en almejas (Pba), hierro en almejas (Fea), índice de contaminación metálica del sedimento (ICMs), índice de contaminación metálica de las almejas (ICMa).

7.3.3.3 Tóbari

El primer componente (44 % de la varianza), representó la variación de los ET en sedimento y almeja. Se observó que los índices ICM_a e ICM_s están relacionados con el contenido de Ni, Zn, Cu, Cd, Mn, Pb y Fe de sedimentos limosos y materia orgánica con el contenido de Ni, Cd y Pb e inversamente relacionado con Zn en almejas (Fig. 13, Tabla XVII). El segundo componente, indicó el 29 % de la varianza y representó el aporte de aguas residuales indicado por la relación inversa con la salinidad y el porcentaje de arena. El tercer componente (9 % de la varianza), representó la relación de NO_2 , NO_3 , NH_4 , NID y PO_4 disueltos. La variable de estado trófico representada por el TRIX, estuvo asociada principalmente a incrementos en clorofila *a* y disminución de temperatura (cuarto componente, 8 % de la varianza).

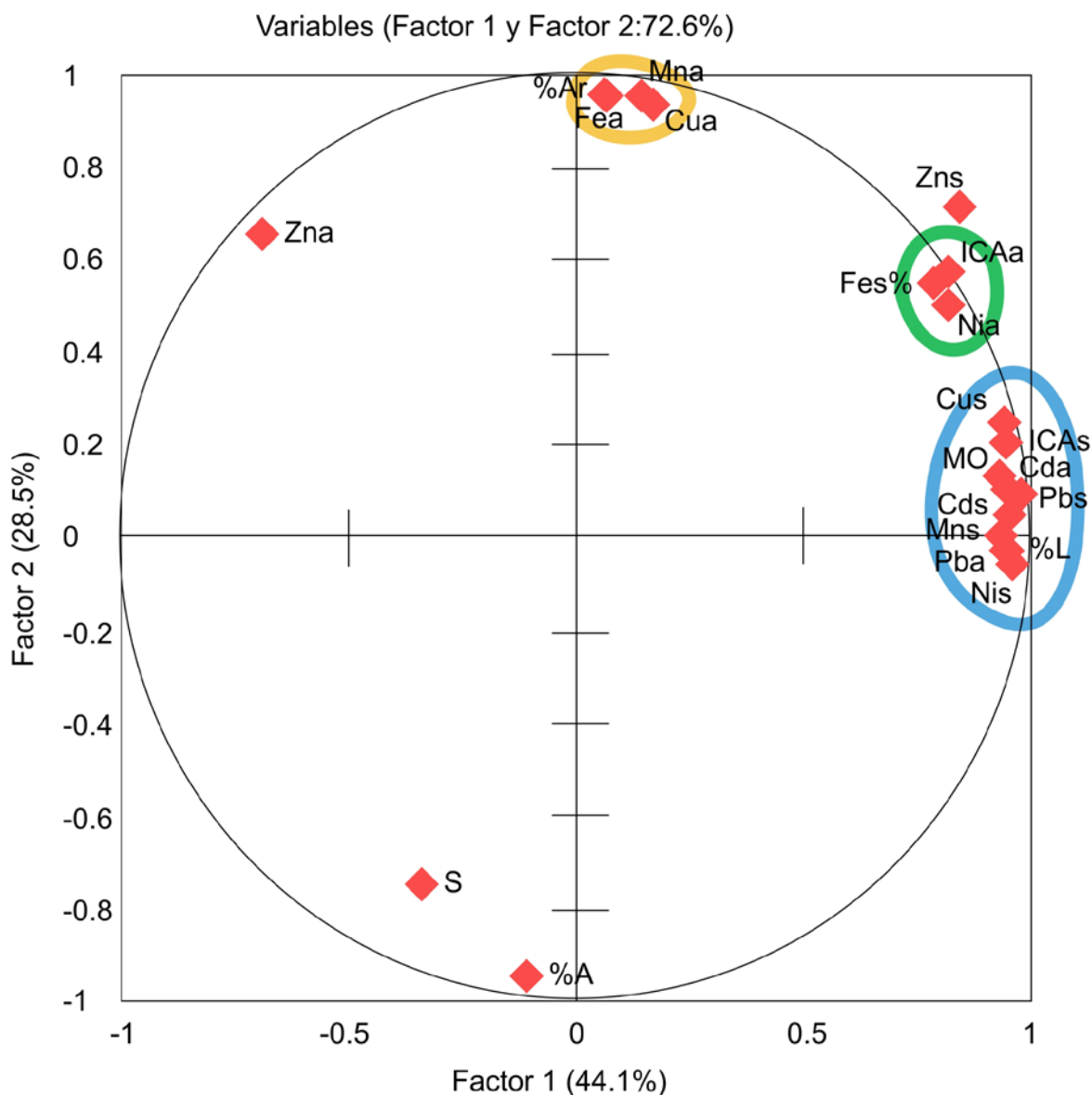


Figura 13. Representación del análisis de componentes principales en la biodisponibilidad de elementos traza en almejas de la laguna Tóbari. Temperatura (T), salinidad (S), índice del estado trófico (TRIX), oxígeno disuelto (OD), % de oxígeno disuelto (% OD), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3), amonio (NH_4), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fosfato (PO_4), clorofila *a* (Cla), níquel en sedimento (Nis), zinc en sedimento (Zns), cobre en sedimento (Cus), cadmio en sedimento (Cds), manganeso en sedimento (Mns), plomo en sedimento (Pbs), hierro en sedimento (Fes), arena (% A), arcilla (% Ar), limo (% L), materia orgánica (MO), níquel en almejas (Nia), zinc en almejas (Zna), cobre en almejas (Cua), cadmio en almejas (Cda), manganeso en almejas (Mna), plomo en almejas (Pba), hierro en almejas (Fea), índice de contaminación metálica del sedimento (ICMs), índice de contaminación metálica de las almejas (ICMa).

Tabla XVII. Resultados del análisis de componentes principales de Tóbari en otoño.

Patrón de factor rotado	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5
T	0.21	0.09	0.08	-0.83	0.28
S	-0.31	-0.76	-0.02	0.30	0.16
TRIX	-0.10	0.20	0.35	0.76	-0.35
OD	0.07	0.02	-0.14	-0.03	0.94
%OD	0.05	0.00	-0.07	-0.34	0.91
NO ₂	-0.23	0.28	0.88	0.22	0.10
NO ₃	0.02	0.07	0.87	-0.28	-0.25
NH ₄	-0.12	0.42	0.75	0.18	-0.08
NID	-0.05	0.22	0.94	-0.11	-0.19
PO ₄	-0.37	0.35	0.79	0.09	0.17
Cl _a	-0.17	0.33	-0.12	0.77	0.10
Nis	0.98	-0.08	-0.13	-0.10	0.05
Zns	0.85	0.51	0.07	-0.01	0.03
Cus	0.96	0.24	-0.06	-0.02	0.12
Cds	0.97	0.03	-0.14	-0.08	0.09
Mns	0.93	0.00	-0.14	0.00	0.24
Pbs	0.98	0.09	-0.08	-0.05	0.10
Fes%	0.79	0.55	0.14	-0.01	-0.03
%A	-0.11	-0.95	-0.24	-0.07	0.08
%Ar	0.10	0.95	0.25	0.07	-0.08
%L	0.97	-0.04	-0.13	-0.15	-0.06
MO	0.93	0.12	-0.07	0.03	0.22
Nia	0.83	0.50	0.02	-0.09	-0.11
Zna	-0.64	0.66	0.22	0.23	0.16
Cua	0.23	0.94	0.19	0.10	0.03
Cda	0.94	0.06	-0.09	-0.18	-0.16
Mna	0.17	0.95	0.20	0.11	0.04
Pba	0.93	-0.07	-0.11	-0.20	-0.17
Fea	-0.09	0.95	0.22	0.16	0.09
ICMs	0.97	0.20	-0.05	-0.08	0.01
ICMa	0.78	0.59	0.05	-0.07	-0.09
% varianza	44.1	28.5	8.8	7.9	4.6

Temperatura (T), salinidad (S), índice del estado trófico (TRIX), oxígeno disuelto (OD), % de oxígeno disuelto (% OD), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), amonio (NH₄), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fosfato (PO₄), clorofila *a* (Cl_a), níquel en sedimento (Nis), zinc en sedimento (Zns), cobre en sedimento (Cus), cadmio en sedimento (Cds), manganeso en sedimento (Mns), plomo en sedimento (Pbs), hierro en sedimento (Fes), arena (% A), arcilla (% Ar), limo (% L), materia orgánica (MO), níquel en almejas (Nia), zinc en almejas (Zna), cobre en almejas (Cua), cadmio en almejas (Cda), manganeso en almejas (Mna), plomo en almejas (Pba), hierro en almejas (Fea), índice de contaminación metálica del sedimento (ICMs), índice de contaminación metálica de las almejas (ICMa).

7.3.3.4 Yavaros, Altata y Reforma

El primer componente explicó el 36 % de la varianza y representó el incremento de OC específicos como heptacloro y aldrín asociados a una disminución de salinidad y clorofila *a* y aumento de temperatura (Fig. 14, Tabla XVIII).

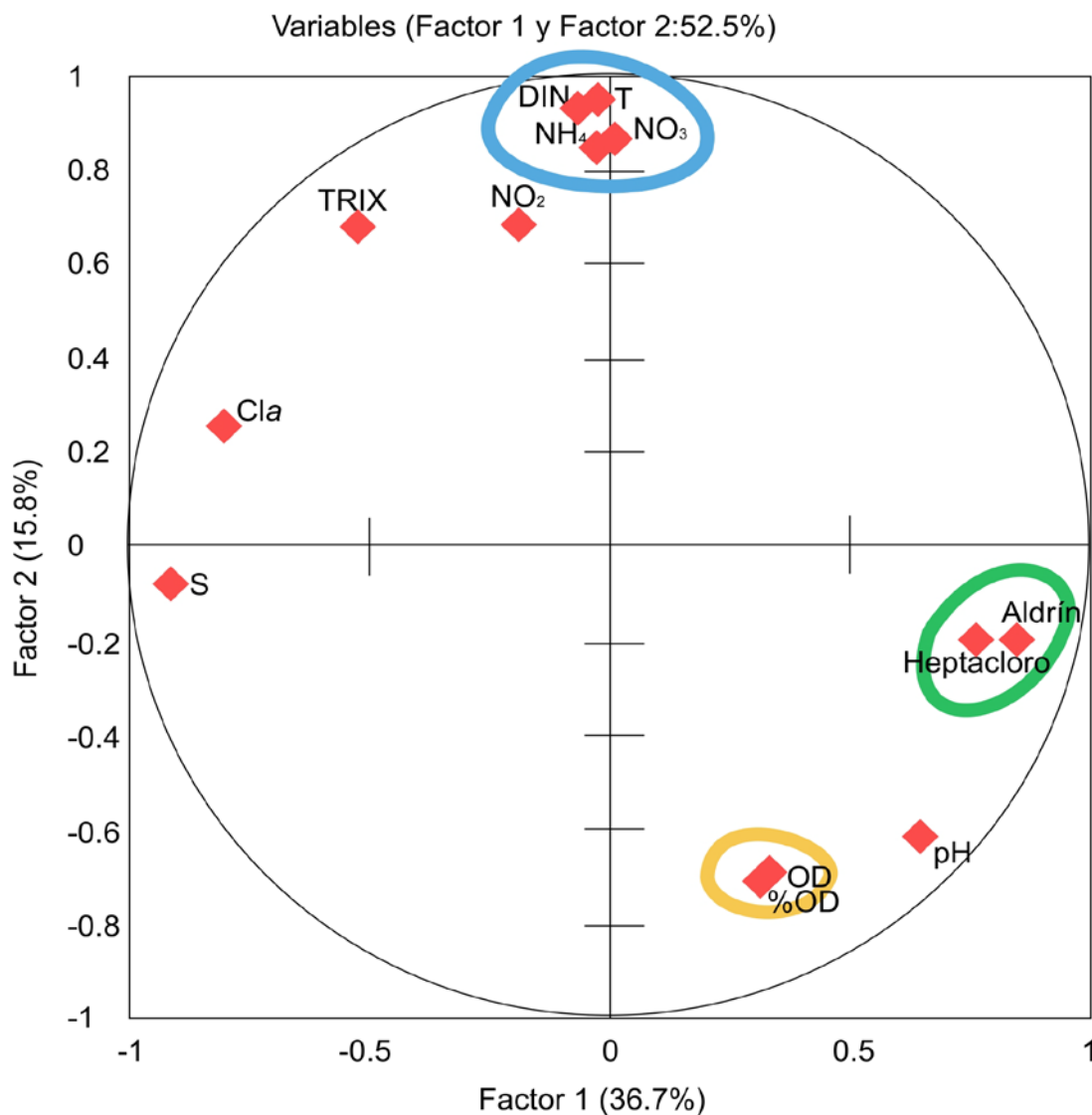


Figura 14. Representación del análisis de componentes principales en las concentraciones de OC en almejas de las lagunas Yavaros-Altata-Reforma. Temperatura (T), salinidad (S), oxígeno disuelto (OD), % de oxígeno disuelto (% OD), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), amonio (NH₄), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fosfato (PO₄), clorofila *a* (Cla), índice del estado trófico (TRIX), α -hexaclorociclohexano (α -BHC), diclorodifenildicloroetileno (pp-DDE).

El segundo componente indica el 15 % de la varianza y representa el índice TRIX relacionado con los nutrientes e inversamente relacionados con una disminución de OD.

Tabla XVIII. Resultados del análisis de componentes principales de las lagunas Yavaros-Altata-Reforma en otoño.

Patrón de factor rotado	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
T	0.88	-0.06	0.15	0.28
S	-0.93	-0.12	-0.02	0.04
OD	0.35	-0.64	0.26	0.45
%OD	0.38	-0.62	0.26	0.48
pH	0.62	-0.58	0.09	0.30
NO ₂	-0.20	0.72	0.04	-0.25
NO ₃	0.02	0.96	0.05	0.02
NH ₄	-0.02	0.79	-0.24	0.14
NID	-0.01	0.98	-0.02	0.03
PO ₄	-0.03	0.01	-0.09	-0.67
Cl _a	-0.85	0.23	-0.02	0.09
TRIX	-0.59	0.66	-0.24	0.13
α-BHC	0.29	-0.14	0.81	-0.04
δ-BHC	0.04	-0.19	0.88	0.09
Heptacoloro	0.75	-0.21	-0.38	-0.06
Aldrín	0.81	-0.20	-0.11	0.26
Heptacoloro epóxido	0.14	-0.09	-0.39	0.66
γ-Clordano	0.28	-0.49	0.00	-0.38
Endosulfán I	0.00	0.00	0.00	0.00
pp-DDE	0.37	-0.04	-0.64	0.24
Endrín	0.45	-0.17	0.24	-0.43
% varianza	35.7	15.4	11.3	8.3

Temperatura (T), salinidad (S), oxígeno disuelto (OD), % de oxígeno disuelto (% OD), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), amonio (NH₄), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fosfato (PO₄), clorofila *a* (Cl_a), índice del estado trófico (TRIX), α-hexaclorociclohexano (α-BHC), diclorodifenildicloroetileno (pp-DDE).

7.4 Ingesta recomendable de almejas

7.4.1 Elementos traza

En la tabla XIX se muestra la cantidad de almeja inocua para su consumo semanal, por su comparación con los niveles de PTWI. Con base en las concentraciones medias de cada ET, se observa que para exceder la PTWI de cada una de ellos, las mayores cantidades de ingesta de almeja que permite tener por semana es la de Zn (47.4, 42.4 y 10.8 kg de almeja semana⁻¹ para hombres, mujeres y niños respectivamente), seguida de las PTWI de Cu, Fe, Ni y Mn.

Tabla XIX. Cantidad de almeja (kg) inocua para ser consumida semanalmente y comparación del aporte de cada elemento traza basado en las concentraciones medias encontradas en este estudio y el consumo promedio de almeja en poblaciones costeras del Golfo de California y México).

	Q _s [*] (n=80)	Población costeña [†] (CR=30 g día ⁻¹)			Población promedio en México [‡] (CR~0.25 g día ⁻¹)			
		EDI	% RD	% PTWI	EDI	% RD	% PTWI	
Fe	H	3.02	0.055707	49.04	6.96	0.000458	0.40	0.06
	M	2.69	0.062376	21.80	7.80	0.000513	0.18	0.06
	N	0.69	0.245215	49.04	30.65	0.002015	0.40	0.25
Zn	H	47.42	0.004428	2.84	0.44	0.000036	0.02	0.00
	M	42.35	0.004958	3.90	0.50	0.000041	0.03	0.00
	N	10.77	0.019492	3.90	1.95	0.000160	0.03	0.02
Cu	H	41.69	0.002519	19.71	0.50	0.000021	0.16	0.00
	M	37.23	0.002820	25.34	0.56	0.000023	0.21	0.00
	N	9.47	0.011087	19.71	2.22	0.000091	0.16	0.02
Mn	H	1.48	0.008523	26.10	14.21	0.000070	0.21	0.12
	M	1.32	0.009544	33.35	15.91	0.000078	0.27	0.13
	N	0.34	0.037518	33.35	62.53	0.000308	0.27	0.51
Ni	H	2.73	0.000384	2.71	7.68	0.000003	0.02	0.06
	M	2.44	0.000430	4.51	8.60	0.000004	0.04	0.07
	N	0.62	0.001691	2.71	33.83	0.000014	0.02	0.28
Cd	H	0.71	0.000295	-	29.54	0.000002	-	0.24
	M	0.63	0.000331	-	33.08	0.000003	-	0.27

Q _s * (n=80)	Población costeña† (CR=30 g día ⁻¹)			Población promedio en México‡ (CR~0.25 g día ⁻¹)			
	EDI	% RD	% PTWI	EDI	% RD	% PTWI	
N	0.16	0.001300	-	130.04	0.000011	-	1.07
H	0.67	0.000158	-	31.54	0.000001	-	0.26
Pb M	0.59	0.000177	-	35.32	0.000001	-	0.29
N	0.15	0.000694	-	138.84	0.000006	-	1.14

*Q_s (Cantidad de almeja que tendría que ser consumida por semana para superar los límites del PTWI/TDI): kg almeja.
PTWI (Ingesta semanal tolerable provisional): mg de elemento traza semana⁻¹ kg⁻¹ peso corporal de un consumidor individual, considerando el peso corporal medio de la población en general: Hombres (H): 70.43 kg; Mujeres (M): 62.90 Kg; Niños (N): 16 kg.

†CR= Tasa media de consumo diario de almeja por poblaciones costeras del Golfo de California (0.030 kg día⁻¹).

‡CR= Tasa media de consumo diario de almeja por la población en general en México (0.00025 kg día⁻¹).

EDI (Ingesta diaria estimada): mg de elemento traza por tamaño de la porción de almeja diario⁻¹ por peso corporal de un consumidor individual; % RD= Contribución de la media a la dosis diaria recomendada; % PTWI= Contribución de la media al % PTWI.

7.4.2 Plaguicidas organoclorados

La tabla XX muestra la comparación entre los niveles registrados en almejas con los establecidos como máximos aceptables de OC indicados por la FDA y la EPA (SV) (FDA, 2011; USEPA, 2000) para pesca recreativa y de subsistencia. La EPA recomienda valores que típicamente oscilan entre 2 y 120 veces más bajo que FDA y, por lo tanto, son más conservadores que el correspondiente nivel de acción de la FDA o nivel de tolerancia. De los 17 OC analizados, la concentración de todos ellos se encuentra por debajo de los niveles de la FDA, pero el β-Heptacloro epóxido es el único OC por encima de la concentración del nivel de evaluación de la EPA (SV) en Altata y Reforma. Con base en el límite de consumo mensual de la EPA, el consumo máximo seguro de almeja para evitar un riesgo carcinogénico producido por el β-heptacloro epóxido en las poblaciones pesqueras de Yavaros y Altata es de 4 raciones mes⁻¹ (1 ración = 0.227 kg mes⁻¹) por individuo de 70 kg.

Tabla XX. Comparación de los niveles de acción de la Administración de Drogas y Alimentos (FDA) y tolerancias recomendadas de la agencia de protección ambiental (EPA) y normas Mexicanas.

Plaguicida	Yavaros ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Altata ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Reforma ($\mu\text{g g}^{-1}$)	^a LMP Agua ($\mu\text{g g}^{-1}$)	FDA 2011	^b EPA SV	^c EPA SV	^d EPA SV
α -BHC	0.00177	< 0.000005	< 0.000005	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.	0 – 0.0018 s.r.
β -BHC	< 0.000010	< 0.000010	< 0.000010	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.	0 – 0.0018 s.r.
γ -BHC	< 0.000005	< 0.000005	< 0.000005	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.	0 – 0.0018 s.r.
δ -BHC	0.001970	< 0.000010	< 0.000010	2	s.i.	s.i.	s.i.	0 – 0.0023 s.r.
Heptacloro	0.016800	0.004600	< 0.000010	0.03	0.3	s.i.	s.i.	s.i.
Aldrín	0.004310	0.002690	0.001900	s.i.	0.3	s.i.	s.i.	s.i.
Epóxido de β -heptacloro	0.001710	0.001690	< 0.000005	0.03	0.3	0.00439	0.000540	> 0.0013 – 0.0026 r.(4)*
γ -Clordano	0.001640	0.001540	0.001550	0.3	0.3	0.114	0.014	0 – 0.0084 s.r.
Endosulfán I	< 0.000010	0.001630	< 0.000010	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.	0 – 1.8 s.r.
Dieldrín	< 0.000005	< 0.000005	< 0.000005	s.i.	0.3	0.0025	0.000307	0 – 0.00018 s.r.
pp-DDE	0.002600	0.001870	0.001400	1	5	0.117	0.014	0 – 0.0086 s.r.
Endrín	0.001710	0.003060	0.001780	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.	0 – 0.088 s.r.
Endosulfán II	< 0.000005	< 0.000005	< 0.000005	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.	0 – 1.8 s.r.
pp-DDD	< 0.000005	< 0.000005	< 0.000005	1	5	0.117	0.014	0 – 0.0086 s.r.
pp-DDT	< 0.000005	< 0.000005	< 0.000005	1	5	0.117	0.014	0 – 0.0086 s.r.
Endrín Sulfato	< 0.000005	< 0.000005	< 0.000005	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.
Metoxicloro	< 0.000010	< 0.000010	< 0.000010	20	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.

^aLMP Límite Máximo Permisible (NOM-127-SSA1-1994).

^bTolerancia y niveles de acción de plaguicidas todo tipo de peces y moluscos peso húmedo ($\mu\text{g g}^{-1}$) (USEPA, 2000).

^cEPA SV Tolerancia para pesca recreativa de peces y moluscos peso seco ($\mu\text{g g}^{-1}$) (USEPA, 2000).

^dEPA SV Límite de consumo mensual basado en el riesgo carcinogénico Concentraciones del plaguicida en tejido adiposo (USEPA, 2000).

Niveles más altos detectados en $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso húmedo).

< 0.00001; < 0.000005 = No detectado (Límite de detección del plaguicida).

s.i. = Sin información.

s.r. = Sin restricción.

r. = restricción.

*() = Número de raciones permitidas al mes. Una ración es el equivalente a 0.227 kg mes⁻¹. Cuando no hay restricción el consumo permitido es > 16 raciones mes⁻¹.

8. DISCUSIÓN

8.1 Calidad del sedimento de una laguna prístina y dos lagunas receptoras de aguas residuales

La alta correlación significativa entre Fe y Zn ($r = 0.533$; $p < 0.0001$), Fe y Cu ($r = 0.747$; $p < 0.0001$), Fe y Mn ($r = 0.649$; $p < 0.0001$) puede significar que estos metales provienen de fuentes comunes o que presentan un comportamiento semejante durante su transporte (Raju *et al.*, 2012). Arunachalam *et al.* (2014), reportan una correlación de Pearson negativa para los pares de Cd vs. Cu, Cr, Pb, Ni, Zn, Mn y Fe pero no explican a qué puede estar relacionada. En el presente trabajo, la correlación negativa del Cd ($p > 0.05$) con los demás ET puede deberse a que el 99 % de Cd presente en aguas superficiales en la región del GC tiene un origen natural relacionado con procesos físicos de surgencias y advección de aguas, mientras que sólo el 1 % proviene de fuentes antrópicas (Sañudo-Wilhelmy y Flegal, 1991). En el mar adyacente a las lagunas en estudio, las surgencias tienen eventos pulsátiles de afloramiento de aguas subsuperficiales anualmente entre octubre y marzo (Zaytsev *et al.*, 2003). Durante este periodo las aguas del exterior de las lagunas que pueden contener cantidades variables de Cd (Daesslé *et al.*, 2009) se intercambian con las del interior mediante el flujo y reflujos de marea. Las respuestas hidrodinámicas de Lobos y Tóbari dependerá finalmente de las bocas de las lagunas donde se regula el intercambio de agua con el océano (Valenzuela-Siu *et al.*, 2007). Estudios previos sugieren que el incremento de Cd en los organismos en la zona costera del GC está asociado con este tipo de eventos (García-Hernández *et al.*, 2015). Sin embargo, un estudio de los niveles de Cd en granjas camaronícolas ubicadas en la costa este del GC, realizados durante 2000 – 2010, no mostró cambios significativos en las concentraciones de este elemento (Frías-Espéricueta *et al.*, 2015). Con base en esto, se refuerza la hipótesis de que el enriquecimiento de Cd en los sedimentos superficiales en estas lagunas no es debido a actividades antrópicas en estas lagunas. Por otro lado, aunque los niveles de concentración de Ni detectados fueron mayores a los niveles de Cd en Lobos e incluso mayores a Cu y Cd en Tóbari, el análisis comparativo entre lagunas indicó que no hubo diferencias

significativas para Ni respecto al sistema de referencia, El Soldado ($p = 0.2784$), con excepción del sitio L8. En El Soldado, para los sitios S8, S7 y S10 el incremento observado en el contenido de ET se atribuye principalmente a la textura limo-arcillosa de los sedimentos que fueron enriquecidos posiblemente con materia orgánica, además de ser sitios someros y de baja circulación en el sistema lagunar (Villalba *et al.*, 1989).

El FE señaló sitios afectados (T7, T16, T6, T15, T5, T14) por concentraciones anómalas de Mn en sedimento que reciben efluentes combinados de origen agrícola, camaronícola y urbano (Green-Ruíz y Páez-Osuna, 2001). El sitio con mayor contenido de ET fue el L8, que está enfrente de una descarga puntual de aguas residuales agrícolas. En Tóbari particularmente, la distribución espacial mostró las mayores concentraciones de ET (T7, T6 y T5), en las inmediaciones de un pedraplén artificial removido en 2012, posterior a la colecta de sedimentos de este estudio, así como en los sitios (T16, T15 y T14).

El ICM fue significativamente mayor ($p = 0.0054$) en Lobos y Tóbari respecto a El Soldado. Valores de ICM desde 5.14 hasta 36.4, han sido obtenidos en otros sistemas lagunares del GC (García Hernández *et al.*, 2015) con influencia de actividades antrópicas. El valor de 36.4 corresponde a la Bahía de Guaymas, que presenta una importante actividad humana en sus alrededores. En esta zona se ha asociado la contaminación por metales en sedimentos superficiales con actividades industriales como la planta termoeléctrica de la Comisión Federal de Electricidad (CFE), la terminal de almacenamiento de Petróleos Mexicanos (PEMEX), así como la refinación y la carga y descarga de minerales en la terminal de la Administración Portuaria Integral de Guaymas (Méndez *et al.*, 2004). El \log_{10} del ICM permitió diferenciar entre ecosistemas con distinto grado de contaminación. El Soldado, área natural protegida estatal con la categoría de zona sujeta a conservación ecológica (Boges, 2009), se utilizó como el sistema de referencia para las concentraciones continentales de los elementos traza y para el cálculo de algunos índices, debido a que sólo recibe aportaciones pluviales de las escorrentías que drenan de los cerros aledaños y no presenta descargas antrópicas (considerado sitio RAMSAR, reserva natural; Búrquez y Martínez-Yrizar, 1997; CONANP, 2011b). Esto último se

constató por recorridos realizados durante el desarrollo del presente trabajo. De este modo, quedó confirmado que las concentraciones de ET en los sedimentos superficiales de El Soldado pueden usarse como valores de referencia.

Los sitios que presentaron enriquecimiento de ET por encima de los valores de referencia de El Soldado están asociados con los drenajes de agua residual sin tratamiento provenientes del Valle del Yaqui que contienen plaguicidas, fertilizantes, ET y nutrientes aportados hacia el GC a través de dos lagunas. En la parte norte se localiza la laguna Lobos, cuerpo receptor de aguas residuales agrícolas y urbanas (L8), mientras que en la parte sur está la laguna Tóbari, que recibe vertimientos de aguas residuales agrícolas (T5-T9), camaronícolas (T12-T16) y de asentamientos humanos (T6 y T8) (Ahrens *et al.*, 2008). Adicionalmente, la litología continental particular de esta región, básicamente compuesta de rocas ígneas extrusivas como basaltos ricos en Fe y Mn, puede ser fuente de estos metales (Vega-Granillo *et al.*, 2011). La asociación de Fe/Mn en las rocas ígneas se encuentra en una proporción de 1/10 a 1/100 (Degens, 1965). Al comparar la concentración de Fe/ Mn en El Soldado, Lobos y Tóbari la proporción es de 1/40, por lo que están dentro del rango sugerido para considerar un origen continental. Sin embargo, ello no explica los altos niveles de concentración detectados en Lobos y Tóbari, aunado a que las escorrentías por lluvias son escasas y eventuales para considerar incremento de Mn y Fe por meteorización física. El Zn, Cu, Mn y Fe son también ET ubicuos, presentes en varios productos utilizados en actividades agrícolas, como ingredientes activos en pesticidas y agentes antimicóticos (Dissanayake y Chandrajith, 2009). Por ello, incrementos de Zn, Cu, Fe y principalmente de Mn pueden ser atribuidos a fertilizantes agrícolas y fungicidas metálicos, entre los que se encuentran maneb, zineb, cupravit y ferbam (García-Hernández, 2004). Además, el Cu y Zn al ser esenciales para la nutrición de camarón, se usan para enriquecer dietas formuladas para peces y camarones, las cantidades recomendadas varían entre 8 y 12 mg g⁻¹ del Cu y un orden de magnitud mayor en el caso del Zn (Ikem y Egilla, 2008).

8.2 Eutrofización de lagunas costeras del Golfo de California en otoño

El índice TRIX mostró que las lagunas objeto de estudio son en esencia oligotróficas (< 2.5), pero Altata y Reforma son mesotróficas ($> 2.5 < 5$). Sin embargo, se observaron cambios en el estado trófico en algunos sitios que están relacionados tanto con el aporte de nutrientes antrópicos (Tóbari) como con fenómenos naturales como las surgencias (Boca sur de Lobos). En esta región del GC durante otoño-invierno, existen eventos pulsátiles de surgencias costeras promovidas por los vientos con influencia en las lagunas (Lara-Lara *et al.*, 2008; Lluch-Cota, 2000; Maluf, 1983; Rosa-Vélez y González-Farías, 1995) y que favorecen la productividad primaria. Estas últimas fueron detectadas en sitios puntuales durante el periodo de muestreo de este estudio (Boca sur de Lobos), junto con un incremento de Cd, Mn y Cu.

Una disminución de la temperatura, junto con el aumento de la salinidad y la concentración PO_4 , es un indicador de que se ha producido un evento de afloramiento (Lares *et al.*, 1997). En Lobos fueron obtenidos los registros más bajos de temperatura ($14\text{ }^{\circ}C$) y la media más alta de FID en sitios con mayor influencia de aguas de surgencias costeras. Lares *et al.* (2002) reportaron una alta correlación en la variabilidad temporal de Cd en bivalvos en surgencias estacionales. El presente estudio aporta evidencia que en lagunas costeras del GC se detectaron altas concentraciones de Cd en almejas no asociados a actividades antrópicas. Un estudio de Ruiz-Ruiz *et al.* (2017) en la laguna Lobos durante la misma época de muestreo que las almejas recolectadas en este estudio reveló que existieron síntomas de eutrofización en la parte interna hacia la boca sur de la laguna asociados a eventos de surgencia.

Los resultados del índice TRIX mostraron que los aportes de nutrientes en sitios enriquecidos y prístinos no fueron responsables del aumento del estado trófico, en contraste a lo obtenido en otras lagunas costeras del GC donde ocurre una disminución de la calidad del agua y cambios en el estado trófico de oligotrófico a mesotrófico en relación directa con la cercanía al sitio de la descarga de aguas residuales (Vargas-González *et al.*, 2014). Las condiciones oligotróficas que prevalecen durante otoño en El Soldado, Lobos,

Tóbari y Yavaros se pueden explicar principalmente por la tasa de renovación de agua (unos días), que es un factor que minimiza la susceptibilidad de estas lagunas a la eutrofización, ya que facilita la dilución y el flujo de nutrientes, y reduce el crecimiento de la biomasa fitoplanctónica (Scavia y Liu, 2009), tal como lo observaron Arreola *et al.* (2016) en otra laguna costera de la misma región del GC (El Rancho). En cambio, menores tasas de renovación de agua de Altata y Reforma (>15 días), aunado a las mayores tasas de precipitación que las lagunas de Sonora, las vuelven más susceptibles a la eutrofización. Aunque no se observaron concentraciones de oxígeno disuelto que indicaran problemas de hipoxia o anoxia ($< 6 \text{ mg L}^{-1}$) o valores de clorofila *a* superiores a 5 mg L^{-1} es evidente que los vertimientos de aguas residuales provenientes de la agricultura tiene un impacto sobre la salud del ecosistema en Yavaros indicado por la disminución de la salinidad de hasta 3 unidades con respecto de Altata y Reforma. Ha sido observado por Arellano-Aguilar *et al.* (2017) que los drenes agrícolas en Sinaloa contribuyen a disminuir la salinidad del agua de las lagunas costeras receptoras, lo que puede explicar el gradiente de salinidad observado en algunos sitios de Altata y Yavaros particularmente.

A partir de estos factores de eutrofización de las lagunas costeras objeto de este estudio se considerará a continuación el rol que juegan los ET y OC, que se consideran como contaminantes persistentes. Esta característica hace que su presencia pueda ir incrementando con el tiempo, alterando el equilibrio biogeoquímico natural de los sistemas que ahora ya los contienen o que presentan bajo síntomas de eutrofización (Richir y Gober, 2016). En el presente estudio las respuestas de los ET parecen estar vinculados al estado ambiental de las lagunas o influenciados por las interacciones entre ET y nutrientes (naturales o antrópicas).

8.3 Variación de plaguicidas organoclorados en almejas (*C. californiensis*) en tres lagunas receptoras de aguas residuales

El análisis de componentes principales aportó evidencia de que en sitios donde hubo disminución de la salinidad hubo incremento en las concentraciones de aldrín, endrín y

heptacloro. Esto puede ser atribuido al uso de fertilizantes agrícolas y a una aplicación reciente de OC (Arellano-Aguilar *et al.*, 2017).

El aldrín fue el OC más frecuente en almejas de Yavaros y fue observado en todos los sitios de muestreo. El hecho de no detectarse dieldrín en las almejas de las tres lagunas, pero si aldrín significa una aplicación reciente y vigente debido a que el aldrín es rápidamente metabolizado a dieldrín (Snedeker, 2001). El aldrín ha sido prohibido en la mayoría de los países desarrollados y en México a partir de 1991 se prohibió su importación, fabricación, formulación, comercialización y uso (DOF, 1991). La exposición aguda de aldrín causa efectos adversos entre ellos dolor de cabeza, dolor muscular, convulsiones, pérdida de conciencia y posiblemente muerte. El tiempo de vida media del aldrín varía de 20 a 100 días, por lo que existe un riesgo ecotoxicológico potencial en las lagunas estudiadas, pero principalmente en Yavaros, ya que aldrín (detectado en almejas de todos los sitios de muestreo) será metabolizado a dieldrín, y éste es de 40 a 50 veces más tóxico que el pp-DDT (Orris *et al.*, 2000).

El endrín fue el segundo OC con mayor frecuencia encontrado en almejas de las 3 lagunas. Su tiempo de vida media varía de 10 a 14 años (McEwan y Stephenson, 1979). En EE. UU. fueron cancelados todos los usos del endrín desde mediados de los 80's, pero en México fue prohibida su importación, fabricación, formulación, comercialización hasta 1991 (DOF, 1991) y, por lo tanto, se esperaría que no existiera ninguna liberación de endrín al ambiente con la consecuente disminución de la exposición al riesgo porque está considerado como el más tóxico de todos los OC comerciales (Ali *et al.*, 1987). Sin embargo, el endrín fue el OC de más alta concentración detectado en almejas de la laguna Altata ($0.00306 \mu\text{g g}^{-1}$). Este OC fue usado principalmente como rodenticida e insecticida en cultivos de algodón, arroz y maíz, así como para el control de ectoparásitos en ganado (UNEP, 2003), y su presencia en las poblaciones de almejas se atribuye a que el maíz fue el cultivo con mayor superficie sembrada en los años agrícolas 2007 – 2009 en las regiones agrícolas adyacentes a las lagunas estudiadas lo cual indica un uso pasado del endrín para controlar posiblemente plagas en maíz que ha dejado residuos en los diferentes estratos del

ecosistema afectados por los DR. En México en 1991 fue publicado en el Diario Oficial de la Federación (DOF, 1991) el decreto que prohíbe la importación, fabricación, formulación, comercialización y uso de plaguicidas como los que son COP: aldrín, dieldrín, endrín, mirex y clordecona.

El heptacloro se encontró en mayor concentración en Yavaros junto con su isómero β -heptacloro epóxido ($0.0168 / 0.00171 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente), en contraste a lo reportado por Mearns *et al.* (1988) quienes observaron que el epóxido de heptacloro se registra con mayor frecuencia que el heptacloro. El heptacloro se usa frecuentemente en tierras donde se cultiva forraje para ganado lechero, caña de azúcar, frutales y producción de hortalizas (Wan *et al.*, 1989). En particular, en el área agrícola del sur de Sonora en el distrito de riego 038 se aplicaba el heptacloro al forraje para ganado lechero aunque en menor superficie cultivada, y en la región agrícola del norte de Sinaloa la evidencia indica que el heptacloro se aplicaba en algunos distritos de riego (González-Farías *et al.*, 2002). La persistencia del heptacloro es en las regiones templadas es de 0.75 – 2 años (UNEP, 2002) y su tasa de desaparición en el suelo varía de 5 a 79 % por año. En las regiones tropicales Díaz-González *et al.* (2005) observaron que una vez liberado el heptacloro en ambientes marinos una parte se volatiliza y otra se adsorbe en los sedimentos, la cual se puede hidrolizar a epóxido de heptacloro bajo condiciones anaerobias. En el presente estudio las tres lagunas costeras presentaron concentraciones de oxígeno disuelto óptimas para la vida acuática ($> 4 \text{ mg L}^{-1}$); sin embargo, en drenes agrícolas de Yavaros fueron detectadas concentraciones de 2.0 mg L^{-1} , lo que explica la presencia de epóxido de heptacloro. Debido a su presión de vapor ($3 \times 10^{-4} \text{ mm Hg}$), el epóxido de β -heptacloro aumenta sus posibilidades de permanecer por largo tiempo en el ecosistema. En almejas de la laguna Reforma no fue detectado el heptacloro ni su epóxido, pero si fueron detectados en almejas de Yavaros y Altata. Aunque el heptacloro es un plaguicida no autorizado en México, ha sido encontrado en diferentes especies y lugares en México (Castro y Díaz, 2004) y en este estudio fue detectado en las almejas de Yavaros y Altata ($0.01679 \mu\text{g g}^{-1}$).

El epóxido de β -heptacloro fue el único plaguicida encontrado en almejas de Yavaros y Altata con una frecuencia del 33 % y 57 % respectivamente. Este compuesto aún no se encuentra regulado internacionalmente, ni está prohibido por el Catálogo Oficial de Plaguicidas en México (CICOPLAFEST, 2004); su presencia indica actividad microbiana donde el heptacloro es transformado a epóxido de β -heptacloro en el ambiente (Wan *et al.* 1989).

La presencia de β -heptacloro epóxido en almejas de estas lagunas está asociada al uso intensivo de heptacloro y clordano, ya que es uno de los cinco compuestos estructuralmente relacionados con clordano (aldrín, dieldrín, heptacloro, y ácido cloréndico) y es un producto de la descomposición de ambos productos. Es más tóxico que cualquier compuesto original y ha producido tumores en hígado de ratones y ratas (ATSDR, 1993b; IRIS, 1999). Esto demuestra que, aunque la mayoría de los usos de heptacloro se suspendieron en 1978 y clordano fue retirado del mercado en 1988 (USEPA, 1983), el epóxido de β -heptacloro sigue siendo un contaminante que se encuentra en los sistemas lagunares del noroeste de México debido a su larga vida y capacidad de acumularse en particular en el tejido adiposo.

El plaguicida más frecuente en las poblaciones de *C. californiensis* en las tres lagunas fue el γ -clordano. En EE.UU. el uso de γ -clordano se prohibió desde 1988 por riesgo de cáncer (se aplicaba como termicida), pero se siguió exportando a otros países hasta 1997, incluido México; sin embargo, su uso oficial fue finalizado hasta 2003 (Moody, 2003). La persistencia del γ -clordano es muy alta, con un tiempo de vida media de 4 años (UNEP, 2003). Se ha calculado que después de 10 años de ser aplicado, aún es posible encontrar cerca del 10 % de los residuos de este plaguicida en el mismo sitio, tendiendo a adsorberse en las partículas de arcilla o materia orgánica en los sedimentos finos de las lagunas (UNEP, 2002). Nuestros resultados sugieren que el γ -clordano podría ser el compuesto que más se aplicaba en la agricultura adyacente a las lagunas estudiadas, debido a que su presencia fue común en las poblaciones de almejas analizadas.

La frecuencia del γ -clordano y aldrín y sus concentraciones relativamente altas arriba de dos magnitudes ($\sim 0.002 \mu\text{g g}^{-1}$) en almejas de Yavaros con respecto a estudios pasados ($0.000026 \mu\text{g g}^{-1}$) (Rosales *et al.*, 1983) puede ser indicativo de un proceso de contaminación. Las concentraciones más altas de cada residuo reportadas en este estudio se compararon con las concentraciones máximas encontradas en estudios previos de los mismos sistemas lagunares. En cada laguna, las concentraciones observadas son mayores a las que se informaron anteriormente, a excepción de endosulfán que, en el presente estudio, fue detectado únicamente en Yavaros, contrario a estudios previos que reportaron su presencia en las tres lagunas. Carvalho *et al.* (2002) reportaron una razón pp-DDT/pp-DDE > 1 en Altata, lo que significa que existió una aplicación reciente de pp-DDT, explicada porque 2002 fue el último año en el que se cultivó algodón en Sinaloa.

El hallazgo de compuestos con concentraciones por debajo del límite de detección, como pp-DDT y pp-DDD, puede atribuirse a que los organismos de latitudes tropicales presentan menores concentraciones de compuestos OC, como el pp-DDT y el BHC, que aquellos que habitan en las regiones templadas, debido a que en los trópicos estos xenobioticos tienden a volatilizarse rápidamente (Wania y Mackay, 1996). En la biota marina el pp-DDT se convierte sobre todo en sus metabolitos, pp-DDE y pp-DDD, lo que podría ser debido a su vida media biológica en la región tropical y subtropical (46 días en sedimentos estuarinos) (WHO, 1989). La persistencia del pp-DDT en agua es de 489 semanas (FDA, 1981; 2009) y en la mayoría de los organismos se convierte en DDE, el cual carece de propiedades insecticidas, pero es aún más estable y persistente que el pp-DDT. Sin embargo, en las almejas de las tres lagunas estudiadas se detectó pp-DDE, lo que puede atribuirse a un uso pasado de pp-DDT.

El pp-DDT fue utilizado en México para el control del paludismo durante el periodo 1957-2000. Históricamente, se usó ampliamente en el cultivo de algodón en el Sur de Sonora y el Norte de Sinaloa. En el distrito de riego 038, adyacente a Yavaros, se cultivó algodón en el año agrícola 2007-2008 y en Sinaloa se cultivó algodón hasta 2003 y posteriormente, aunque con menor superficie cultivada, del 2007 al 2010 (SAGARPA:

<http://www.siap.gob.mx/cierre-de-la-produccion-agricola-por-estado/>). pp-DDT, BCH y heptacloro también se usan frecuentemente en tierras donde se cultiva forraje para ganado lechero, caña de azúcar, frutales y producción de hortalizas (Wan *et al.*, 1989). El pp-DDT y el lindano (γ -BCH) son usados con restricción sólo para campañas de salud (González-Farias *et al.*, 2002). Carvalho *et al.* (1996; 2002) demostraron que en las lagunas costeras del noroeste de México, las concentraciones de pp-DDT fueron inferiores a las de los metabolitos del pp-DDT en los sedimentos, así como en la biota. Este estudio confirma la reducción en el uso masivo previo del pp-DDT debido a que en las almejas de estas lagunas no fue detectado el pp-DDT, pero si pp-DDE y de acuerdo a los antecedentes descritos anteriormente si hay más pp-DDE significa que se usó más pp-DDT en el pasado (Arellano-Aguilar *et al.*, 2017). La presencia de DDE observada en almejas de las tres lagunas indicó el uso pasado de pp-DDT en Altata y Reforma.

El BHC comprende principalmente cinco isómeros: α -BHC (53-70 %), β -BHC (3-14 %), γ -BHC (11-18 %), δ -BHC (6-10 %) y ϵ -BHC (3-5 %). En este estudio fueron detectados el α -BHC y δ -BHC en almejas de Yavaros (0.00177 y 0.00197 $\mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente), pero no fue detectado el γ -BHC cuyo nombre comercial es lindano. En México, a partir de 2005 quedó restringido el uso del lindano. En el periodo de 1992-2001, México importó cerca de 190 toneladas de este compuesto (Vijgen, 2006). La presencia del α y δ -BHC en almejas en Yavaros indican un uso en el pasado del γ -BHC o del BHC técnico en la zona agrícola con influencia en esta laguna. Una vez aplicado el γ -BHC en las zonas de riego, en el aire se convierte por fotoquímica en α -BHC y el tiempo de vida media en aire y en agua del γ -BHC (aire 2-13 días, agua 30-300 días) y del α -BHC (aire 4 años, agua 12 años) son significativamente diferentes (Wania y Mackay, 1996). La concentración del γ -BHC en almejas por debajo de su límite de detección posiblemente sea debido a la interconversión de un isómero en otro. El 99 % del lindano utilizado en EE. UU. fue en la agricultura para el tratamiento de semillas de maíz y trigo (UNEP, 2002). Sin embargo, en México el lindano tuvo usos más amplios que otros países, que van desde la aplicación en forrajes, tratamientos de semillas (avena, cebada, maíz, sorgo, trigo), usos sanitarios y campañas de salud hasta el uso para el control de ácaros y piojos en bovinos, equinos, ovinos, caprinos y

de otros insectos en instalaciones pecuarias (CICOPLAFEST, 2004). Con respecto al lindano, existe evidencia que indica que el α -BHC, el γ -BHC y el BHC son carcinogénicos en ratones (IARC, 1991). Aunque en este estudio los niveles detectados de α -BHC y δ -BHC en almejas de Yavaros estuvieron por abajo del límite máximo de concentración establecida para consumo sin restricción ($0-0.0023 \mu\text{g g}^{-1}$), es recomendable que cuando se realicen monitoreos ambientales, sea incluido la relación de BHC y sus isómeros, ya que podrían estar ocasionando efectos subletales en especies de organismos acuáticos.

Aunque el ACP no indicó una relación inversa entre el endosulfán y la salinidad, el uso de este OC en estas regiones agrícolas no debe descartarse, debido a que este compuesto se bioacumula poco en los organismos acuáticos y terrestres, y se metaboliza rápidamente (Schnoor, 1992; Toledo y Jonsson, 1992), además de una persistencia baja (35 -150 días) (UNEP, 2003). Legalmente, el endosulfán fue permitida su comercialización en México hasta el 31 de diciembre de 2014 (Gaceta Parlamentaria, 2013). Por lo anterior, la presencia de endosulfán en almejas de la laguna Altata podría explicarse a una aplicación previa a su prohibición. Aunque Montes *et al.* (2012) indicaron la presencia del grupo de endosulfán en sedimentos estuarinos afectados por el distrito de riego 063 durante el ciclo 2006-2007. En el presente estudio no se detectó endosulfán en almejas de Yavaros y Reforma. No obstante, en el área de estudio únicamente se detectaron nueve de los 17 OC; es importante considerar que se caracterizan por ser compuestos tóxicos, persistentes, bioacumulables y generalmente semivolátiles, lo que causa que pueden ser transportados y recorrer grandes distancias a través de las corrientes de aire. Así mismo, pueden ser transportados por corrientes de agua dulce y marina y de este modo, pueden afectar poblaciones o sistemas alejados de su lugar de emisión (EPA, 2002; Ridway y Shimmield, 2002); por ejemplo, se ha detectado la presencia de endosulfán II en cuerpos de agua considerados prístinos ubicados en la región central del GC debido a su transporte por corrientes marinas (García Hernández, 2004), o se puede atribuir a su alto coeficiente de partición octanol-agua del endosulfán II con relación al endosulfán I, lo que indica una mayor tendencia del endosulfán II a asociarse a los sedimentos, especialmente coloides (Peterson y Batley, 1993).

El Factor 2 del ACP expone el proceso de nitrificación al mostrar que todas las especies de nitrógeno están relacionadas inversamente con el OD, que durante invierno está reportado como el proceso dominante en las lagunas costeras de la región (Valenzuela-Siu *et al.*, 2007). La relación N/P fue <16 en el 97 % de los sitios muestreados (excepto dos sitios ubicados en Altata); por lo tanto, el N fue deficitario, y estos valores bajos de N/P indican condiciones favorables para la cianobacterias fijadoras de N. Las medias de las relaciones N/P en Yavaros, Altata y Reforma fueron de 1.9, 7.4 y 2.5, mostrando que el nutriente limitante para la producción primaria es el N. Los sitios ubicados en Altata con valores de N/P >16 (42) pueden ser explicados debido a que esta laguna está afectada por el distrito de riego del Valle de Culiacán que, comprende las tierras agrícolas de riego más tecnificada de la región. Adicional el sistema lagunar recibe en la parte media, a través del estero, los efluentes del ingenio azucarero instalado en Navolato y, durante 1948 a 1998, también recibía a través del humedal conocido como Chiricahueto los efluentes del ingenio azucarero de Costa Rica (Páez Osuna *et al.*, 2007). Tierra adentro, asociadas y conectadas al cuerpo lagunar existen numerosos esteros y lagunas interiores, de los cuales sobresalen por su tamaño 3 ecosistemas: Caimanero, Bataoto y Chiricahueto, que reciben las descargas municipales de Culiacán y de industrias procesadoras de alimentos. Esto puede ayudar a explicar la problemática ambiental de la laguna y su alta susceptibilidad a la eutrofización indicado por la media más alta de TRIX (3.0), así como los valores más altos de TRIX (4.7) de todos los sistemas lagunares bajo estudio.

8.4 Variación de elementos traza en una laguna prístina: El Soldado

La media del contenido de ET en El Soldado se encuentra dentro del rango de otros sistemas costeros considerados prístinos o con escasa influencia humana (Birch, 2017; Cuellar-Martínez *et al.*, 2017). En el ACP, el factor 1 estuvo representado por Ni, Zn, Cu, Mn y Fe asociados a la materia orgánica, con excepción de Cd y Pb. Particularmente en los sitios S7 y S8 se observó que Ni, Zn, Cu, Mn y Fe se encuentran principalmente asociados al limo y a la arcilla indicado por valores de ICM más altos. El ACP mostró que Cd, Pb, Ni y Co fueron asociados a sedimentos finos limo-arcillosos, coincidiendo con los resultados

obtenidos por Cheriyan *et al.* (2015). En el presente trabajo, la correlación significativa entre Fe y Zn ($r = 0.533$; $p < 0.0001$), Fe y Cu ($r = 0.747$; $p < 0.0001$), Fe y Mn ($r = 0.649$; $p < 0.0001$) sugiere el mismo origen litogénico e indica la carga positiva de estos ET y su atracción iónica a sedimentos finos ($< 63 \mu\text{m}$) cargados negativamente con una gran área superficial (Cheriyan *et al.*, 2015; Raju *et al.*, 2012; Yu *et al.*, 2010). Los sedimentos limo-arcillosos de El Soldado fueron compuestos principalmente por Fe y Mn, los cuales de acuerdo a Álvarez-Iglesias *et al.* (2003) son elementos que pueden ser usados para evaluar cambios diagenéticos. Aunque Ni no mostró una correlación significativa con Fe, Zn, Mn y Cu, el Factor 1 del ACP sugiere que los óxidos/hidróxidos de Fe/Mn pueden estar operando como acumuladores geológicos de Ni, Zn y Cu, y también controlando las reacciones diagenéticas. La mayoría de los componentes metálicos de los sedimentos se encuentran en material particulado tales como minerales de arcilla, óxidos / hidróxidos de Fe y Mn, carbonatos, sustancias orgánicas (*e.g.* ácidos húmicos) y materiales biológicos (*e.g.* algas y bacterias) (Calmano *et al.*, 1993). Estudios previos han demostrado que los óxidos/hidróxidos de Fe y Mn junto con la materia orgánica son sitios de unión importantes para los ET en sedimentos óxicos (Eggleton y Thomas, 2004; Fan *et al.*, 2002; Li *et al.*, 2000; Saulnier y Mucci, 2000; Zoumis *et al.*, 2001). Esos elementos pueden estar relacionados con procesos que involucran sulfuros y estar asociados con la productividad. Ruiz-Ruiz (2017) reportó en El Soldado un valor promedio de OD de 6.4 mg L^{-1} en el ciclo anual 2011-2012; en este estudio se registraron valores de OD de 7.6 mg L^{-1} en la temporada de otoño. Aunque el OD no estuvo asociado al factor 1, las concentraciones de OD reportadas anteriormente son óptimas para la vida acuática y refuerza la hipótesis que ET como Ni, Zn y Cu tienen sitios de unión con Fe y Mn. Sin embargo, Cd y Pb revelan un comportamiento así como orígenes diferentes. Se ha demostrado que Cd permanece en solución mucho más tiempo que otros metales, posiblemente debido a la complejación con cloruros y otros aniones que pueden limitar la sorción de Cd sobre los óxidos/hidróxidos de Fe / Mn (Caetano *et al.*, 2003; Förstner *et al.*, 1986). Con respecto a la correlación de Pb (Pb y Fe, $r = 0.181$; Pb y Ni, $r = 0.205$; Pb y Cu, $r = 0.250$; Pb y Mn, $r = 0.220$), estudios previos indican que eventos de resuspensión de sedimentos produce tasas de desorción de metales adsorbidos a sulfuros; por ejemplo, Hg, Pb, Cu, se liberan más rápidamente que

Zn. Esto puede ser confirmado observando que la concentración media de Zn ($32.1 \mu\text{g g}^{-1}$) es más alta que la de Cu ($7.5 \mu\text{g g}^{-1}$) y Pb ($10.3 \mu\text{g g}^{-1}$), y podría explicar que las concentraciones medias detectadas en almejas indican niveles más altos de Cu ($83.3 \mu\text{g g}^{-1}$) que de Zn ($17.9 \mu\text{g g}^{-1}$). En resumen, esta es la razón porque Ni, Zn, Cu, Mn y Fe explican el ICMs y la condición prístina o sin síntomas de eutrofización del sistema limita la acumulación de ET.

El factor 2 del ACP explica el evento extremo de lluvia (608 mm) por efecto del Huracán Odile en otoño 2015 (Cuellar-Martínez *et al.*, 2017). El índice TRIX se explicó por incrementos de NH_4 , NID, PO_4 y Cla disueltos. En lagunas costeras prístinas de esta región semiárida subtropical del GC, las tormentas tropicales y huracanes contribuyen con los mayores aportes de los materiales sólidos de procedencia continental hacia las costas (Rodríguez-Meza *et al.*, 2009). Cuellar-Martínez *et al.* (2017) utilizando modelos multivariados indicaron que las altas tasas anómalas de lluvias en la región durante los últimos 20 años podrían explicar la mayor entrada de sedimentos terrígenos de grano fino y materia orgánica a una laguna costera insular San José sin perturbar sus condiciones prístinas. NH_4 , NID, PO_4 y Cla disueltos son variables asociadas a la eutrofización (Vollenweider *et al.*, 1998); sin embargo, debido a que en esta laguna no expresan síntomas de eutrofización, entonces no parecen tener un efecto sobre las concentraciones de ET en sedimento, ni en la almeja. Ruiz-Ruiz (2017) indicó que la variación estacional anual del 2011-2012 de los valores del índice TRIX en El Soldado mantuvieron condiciones oligotróficas en primavera, verano y otoño, cambiando a mesotrófico en invierno. El cambio de estado trófico en invierno fue asociado a surgencias costeras, como también ocurre en otra laguna de esta región, El Rancho-Empalme (Arreola-Lizárraga, 2016). Jara-Marini *et al.* (2013a) observaron que en la temporada de lluvias de octubre 2009 no hubo un cambio significativo en las concentraciones de ET en sedimento, así como en el ET biodisponible en diferentes organismos filtradores. Por el contrario, el impacto de efluentes agrícolas en sitios específicos si mostraron altas concentraciones de ET en fracción biodisponible del sedimento y alta acumulación en organismos filtradores.

En situaciones donde Eh y pH no cambian (es decir, en sedimentos parcialmente oxidados), la liberación de ET es insignificante (Förstner *et al.*, 1986; Reible *et al.*, 2002b).

Ruiz-Ruiz (2017) indicó que las concentraciones de OD que se presentaron fueron más bajas en verano, y más altas en primavera, otoño e invierno, presentando diferencias significativas entre ellas. Este patrón, con valores bajos de oxígeno en verano se atribuyen a la mayor temperatura del agua que favorece tasas mayores de descomposición de la materia orgánica y por lo tanto demandan mayor consumo de oxígeno, mientras que en invierno las concentraciones más altas de oxígeno se atribuyen a la mayor solubilidad del gas a menor temperatura del agua como fue observado por Valenzuela-Siu *et al.* (2007). En primavera, otoño e invierno los valores de oxígeno (4-9 mg L⁻¹) indicaron que es un sistema bien mezclado por la influencia de mareas y vientos (Ruiz-Ruiz, 2017).

En sistemas bien mezclados y sin problemas de anoxia la fracción de Fe y Mn que por remoción del sedimento hayan sido suspendidos en la columna de agua, son rápidamente reprecipitados y depositados como óxidos / hidróxidos insolubles, a los que los metales liberados pueden adsorberse a diferentes velocidades (Caetano *et al.*, 2003; Di Toro *et al.*, 1990; Saulnier y Mucci, 2000). La presencia de metales en la columna de agua es multifásica con un conjunto de procesos que controlan la resuspensión temprana (minutos u horas) y diferentes procesos que controlan la liberación a largo plazo durante semanas (Reible *et al.*, 2002b). Metales asociados a Fe y Mn tienden a coprecipitar con FeS y MnS y a oxidarse en los primeros minutos después de la resuspensión de sedimentos en condiciones óxicas (Allen *et al.*, 1993; Caetano *et al.*, 2003; Simpson *et al.*, 1998). Lo anterior explica la falta de correlación entre la eutrofización “natural” (por surgencias) y los ET en sedimentos.

Los factores 3, 4 y 5 reflejaron las características nutricionales de obtención de ET en el metabolismo de la almeja. Jara-Marini *et al.* (2013b) observaron que la bioacumulación del ET no reflejan la concentración de estos en sedimento debido a mecanismos regulatorios de desintoxicación empleados por los organismos filtradores. Los ET están disponibles

para los organismos acuáticos a través de la ingestión con alimentos (partículas asociadas), a través del transporte facilitado por la membrana (activo) o difusión pasiva (agua disuelta). Los mecanismos y las tasas de absorción de los ET pueden variar entre las especies y dentro de ellas, y dependen de la etapa de desarrollo, la estación, el comportamiento, la condición sexual y la historia de exposición a niveles contaminantes de ET u OC (Babukutty y Chacko, 1995; Luoma, 1988; Zarull *et al.*, 1999). Los ET disueltos o débilmente adsorbidos son más biodisponibles para la biota acuática en comparación con los ET minerales ligados estructuralmente (a formas particuladas, complejadas o quelatadas) que sólo pueden llegar a ser biodisponibles tras la ingestión con alimentos (Calmano *et al.*, 1993; Zhuang *et al.*, 1994). Lo anterior explica la falta de correlación entre la eutrofización “natural” (por surgencias) y los ET en sedimento con respecto a los niveles detectados en la almeja.

8.5 Variación de elementos traza en una laguna con influencia puntual de aguas residuales urbanas y agrícolas: Lobos

En Lobos fue observado que donde ocurren incrementos de clorofila *a* y PO_4 se manifiesta una acumulación significativa de Cd y Mn en almejas. Sin embargo este incremento no se observó en el sitio L8 donde descargan aguas residuales, donde si fue registrado el ICMs más alto (3.79) de todas las lagunas, así como el doble del valor de FE para Ni y Cu, y un $\text{FE} > 5$ para Mn, lo que indica un enriquecimiento moderadamente severo. Vargas-González *et al.* (2017) reportó que los valores más altos para el índice de geoacumulación (Igeo) ($3 < \text{Igeo} < 4$), fueron registrados en el sitio L8 lo cual indica que la concentración de Mn es 50 veces más alta que la registrada en el sistema de referencia El Soldado. No obstante las características del sitio L8, el índice TRIX indicó que es oligotrófico (TRIX=1.8). Ruiz-Ruiz (2017) reportó que los resultados de los índices TRIX indicaron un estado oligotrófico la mayor parte del año. Sin embargo, es claro el cambio al estado mesotrófico en verano en la zona directamente relacionada con el aporte de aguas residuales y en otoño en la boca sur, posiblemente ocasionado por surgencias costeras, las cuales ocurren en la región de octubre a mayo (Lluch-Cota, 2000). En el presente estudio

estos sitios corresponden a L6, L9 y L10 los cuales fueron mesotróficos. De acuerdo a los resultados de las medias del índice TRIX por análisis de varianza post Tuckey, los sitios L6, L9 y L10 (ubicados en las inmediaciones de la boca sur de Lobos y con mayor influencia de aguas surgencias costeras) tienen diferencias significativas con respecto a los sitios enriquecidos con ET en Lobos y Tóbari o prístinos en El Soldado y Lobos. Las medias del índice TRIX indicaron estado oligotrófico para sitios prístinos y enriquecidos, y un estado mesotrófico para los sitios con influencia de surgencias en Lobos. Por lo tanto, los aportes de nutrientes y ET por influencia de aguas residuales en Lobos no explicaron los incrementos en el índice TRIX. Arreola-Lizárraga *et al.* (2016) demostraron que en la laguna El Rancho-Empalme el ingreso de nutrientes es mayor por surgencias que por efluentes de cultivo de camarón. Sin embargo, en el GC no existen antecedentes previos a este trabajo que indiquen que incrementos de nutrientes (Cl_2 y PO_4) expliquen incrementos de ET en organismos bivalvos. El primer componente del ACP asoció incrementos de clorofila *a* y PO_4 que propician a una menor concentración de Zn pero a una mayor acumulación de Cd y Mn en las almejas de sitios influenciados por aportes naturales de nutrientes que con respecto a sitios con sedimentos enriquecidos por descargas antrópicas.

El Zn es un elemento esencial que puede ser regulado por la almeja. Por ejemplo, el mejillón puede reflejar parcialmente la variabilidad de las concentraciones de Zn en el medio ambiente (Lares *et al.*, 2002). En este estudio la concentración media de Zn en Lobos fue casi la mitad que el sistema prístino El Soldado. El Cd, aunque no es un elemento esencial para los bivalvos, puede unirse a las mismas proteínas (metalotioneínas) que regulan los niveles de Zn debido a que los dos elementos tienen la misma valencia (Escobedo-Fregoso *et al.*, 2010). La relación inversa de Cd y Zn en la almeja, puede ser explicada por la asociación a la misma proteína. Los resultados del ARLM (relación positiva de Fe, Zn, Mn, Ni y $[\text{Cu} \cdot \text{Cd}]$ y relación negativa de Fe, Cd y $[\text{Cu} \cdot \text{Mn}]$) confirman el papel en la desintoxicación de Cd, mediado por la colaboración conjunta de Fe, Zn y Mn.

Cd en el ambiente marino presenta una distribución tipo nutriente (Bruland, 1983) y está altamente correlacionado con PO_4 disuelto (Bruland *et al.*, 1978; De Baar *et al.*, 1994; Jones y Murray, 1984; Knauer y Martin, 1981). Estudios previos indican que esta distribución hace que los movimientos verticales de las masas de agua, como las surgencias costeras, sean un mecanismo importante que transporte altas concentraciones de Cd a la superficie. Procesos de este tipo han sido observados en la costa de Baja California, California y costas de Canada (Lares *et al.* 1997; 2001; 2002; Shiel *et al.*, 2012).

Lares *et al.* (2002) indicaron que comúnmente las concentraciones de Mn en organismos bivalvos provienen en gran parte de "contaminación de sedimentos", es decir, la presencia de "lodo" en el aparato digestivo (Ouellette, 1981). Estos metales entran en el ambiente principalmente por la intemperie (Bruland *et al.*, 1974) que conducen a concentraciones máximas en aguas superficiales. El Mn es eliminado de la columna de agua y se regenera apreciablemente sólo bajo condiciones hipóxicas o anóxicas. Es notable que en los sitios L6 y L9, excepto L10 de Lobos, se observó enriquecimiento de Mn con respecto al sistema de referencia El Soldado.

El Factor 2 del ACP de Lobos refleja lo observado en el sitio L8, donde fueron registrados los mayores FE de Ni (2.65), Cu (2.48), Mn (5.10) y Pb (0.89). No obstante el enriquecimiento y contaminación del sedimento en este sitio no es reflejado en los niveles de ET en las almejas. Lo anterior puede ser debido a que se encuentran los factores indicados por de Souza Machado *et al.* (2016) y Zhang *et al.* (2014) que no faciliten la liberación o biodisponibilidad de los ET (*e.g.* ET unidos a sulfuros ácidos volátiles). La mayoría de los ET se encuentran ligados a plaguicidas, fertilizantes y nutrientes (García-Hernández, 2004) en forma de quelantes o formas complejas no disponibles para la biota.

El Factor 3 representó la variación de los ET en sedimento tal como el Factor 1 del ACP de El Soldado desplazado en tercer término en Lobos por el cambio de condiciones. El Fe es el único ET que se conserva en sedimento, mientras que a diferencia de El Soldado, la

relación de Ni, Cu y Mn en el factor 2 indican claramente que estos ET provienen de fuentes antrópicas en los sitios L5-L9.

8.6 Variación de elementos traza en una laguna con influencia de aguas residuales urbanas, agrícolas y acuícolas: Tóbari

La evaluación del estado trófico y ACP, mostraron una alteración del equilibrio biogeoquímico natural de los ET en los sedimentos superficiales de Tóbari. El factor 1 expresó la falta de relación de los ET con la textura arcillosa, en contraste con los sedimentos de El Soldado donde fue observado el control de la textura y asociación de minerales arcillosos con los ET, con excepción de Cd y Pb. Se tiene conocimiento que una gran porción de ET en sedimento no contaminado presente en la red cristalina de minerales y la fracción residual constituyen el lodo del fondo (Du Laing *et al.*, 2009; Lin *et al.*, 2013). Cuando está contaminado, la forma y la distribución de ET en el sedimento es alterada (Zhang *et al.*, 2014).

El enriquecimiento en las concentraciones de Mn en los sedimentos superficiales de Tóbari ($217-1424 \mu\text{g g}^{-1}$) además de ser ocho veces más altas que las del sistema prístino ($21.3-211 \mu\text{g g}^{-1}$) o de los sedimentos costeros del Mar de Arabia ($1.0-72.43 \mu\text{g g}^{-1}$) donde ocurren surgencias y descargas múltiples (agrícolas, domésticas, acuícolas), son también particularmente muy altos y superiores a otras lagunas costeras que han tenido cambio de uso de tierra (*e.g.* $733 \mu\text{g g}^{-1}$ Bao *et al.*, 2015; $1,013 \mu\text{g g}^{-1}$ Fernandes *et al.*, 2011; $1,062 \mu\text{g g}^{-1}$ Karstens *et al.*, 2016; $392 \mu\text{g g}^{-1}$ Morillo *et al.*, 2004 y $127 \mu\text{g g}^{-1}$ Wang *et al.*, 2014). Sedimentos ricos en Mn ($1,143 \mu\text{g g}^{-1}$) han sido reportados en otros mares marginales como el Mar Negro en donde los sedimentos profundos están enriquecidos con pirita (Lenz *et al.*, 2015).

En este estudio, la acumulación de Mn en sedimentos anaeróbicos como se ha mencionado por autores como Beman (2014), Beman y Francis (2006), De Jonge *et al.* (2011) y Zhang *et al.* (2014) podría conducir a la formación de sulfuros ácidos volátiles (AVS, por sus

siglas en inglés) por la reducción de sulfato, iniciada principalmente por bacterias reductoras de sulfato, frecuentemente presentes también bacterias nitrificantes/desnitrificantes. Por lo tanto, sedimentos alterados presentan ensamblajes heterogéneos de multitudinarias fases sorbentes (tales como materia orgánica, óxido, sulfuros, carbonatos y minerales de arcilla o limo). Particularmente, la base química de la unión de metales a los AVS es la aparición de desplazamiento entre Fe en monosulfuros de Fe (FeS (s)) y metales divalentes (Me^{2+}) para formar sulfuros metálicos más insolubles (Teuchies *et al.*, 2012). Con base en este mecanismo, Cd y Pb pueden ser acumulados en los sedimentos superficiales de Tóbari y el Factor 1 del ACP indica que esta acumulación incrementa los niveles de Cd y Pb en almejas.

No obstante, fue notable que no existen diferencias significativas entre los niveles de Cd y Pb en sedimento de las tres lagunas estudiadas e incluso los niveles de Cd en las almejas de El Soldado ($0.612 \pm 0.036 \mu\text{g g}^{-1}$) y Lobos ($0.944 \pm 0.18 \mu\text{g g}^{-1}$) fueron significativamente mayores que en Tóbari ($0.277 \pm 0.045 \mu\text{g g}^{-1}$). Luoma (1989) observó que, cuando los óxidos de hierro son componentes dominantes del sedimento, la absorción de Cd por ingestión es no detectable; sin embargo, cuando las almejas son expuestas a sedimentos naturales que contienen menos del 4% de óxidos de Fe (FeO), la acumulación de Cd a partir del material ingerido llega a alcanzar el 57% de la absorción total (a través de la fase disuelta e ingerida). Los % de FeO medios de las lagunas estudiadas fueron 1.05, 2.76 y 2.53 % para El Soldado, Lobos y Tóbari respectivamente. Sin embargo, en Tóbari fueron detectadas concentraciones $> 4\%$ en cuatro sitios (T6, T6, T15 y T16), lo que podría explicar los niveles de Cd más bajos en Tóbari que en El Soldado y Lobos.

A pesar de que los sedimentos de Tóbari tienen en promedio las concentraciones más altas de Fe y Mn; comparativamente, las almejas de esta laguna contienen menos Fe y Mn que el sistema prístino de El Soldado (concentraciones 2 veces menores). De acuerdo a Zhang *et al.* (2014) en sedimentos superficiales (más óxicos) los valores de AVS disminuyen volviendo lábiles los sulfuros de Fe y Mn y esto puede enfatizar la importancia de la precipitación de óxido de Fe y Mn cerca de la interfaz sedimento-agua, que puede reducir

la movilidad de los metales. Como resultado de los óxidos de Fe y Mn en la superficie del sedimento, puede formarse lo que se conoce como la "placa de raíz" que tiene la capacidad de actuar como una barrera física para los metales móviles en el sedimento (Teuchies *et al.*, 2012). Esto puede explicar la menor susceptibilidad no sólo a la acumulación de Fe y Mn en las almejas de Tóbari sino también a Ni, Zn, Cu y Cd que permanecen "secuestrados" reflejando concentraciones significativamente menores que en el Sistema prístino de referencia.

Cabe resaltar que, a pesar de que en este estudio no fueron medidos los AVS en sedimento, Ruiz-Ruiz (2017) reportó que Tóbari presentó eventos de hipoxia ($< 5 \text{ mg L}^{-1}$) en algunos sitios en un ciclo anual. La hipoxia es considerada un importante síntoma de eutrofización (Bricker *et al.*, 2003), y el olor a sulfuro de hidrógeno es a menudo un marcador para la presencia de bacterias reductoras de sulfato en la naturaleza (Zhang *et al.*, 2014).

En el Factor 1 del ACP destaca la materia orgánica (MO) y esto puede tener un papel importante en la acumulación de Ni, Cd y Pb en las almejas de Tóbari. En aguas costeras ha habido un incremento en el contenido de MO debido al uso intensivo de fertilizantes agrícolas, al crecimiento de la población y al aumento de las entradas de aguas residuales urbanas y domésticas de materia sedimentaria. La MO se moviliza rápidamente debajo de la zona diagenética más activa y, por lo tanto, sufre menos degradación (Fernandes *et al.*, 2011). La MO, a menudo es cuantificada como carbón orgánico total (TOC) y es una fase importante mediante la cual los metales se incorporan a los sedimentos oxidados (Besser *et al.*, 2003). La MO es un componente complejo y heterogéneo que constantemente presenta cambios físicos y químicos. La actividad microbiana es la que principalmente se encarga de degradar los materiales biopoliméricos de la MO, formando ácidos húmicos y fúlvicos, kerógeno e incluso materiales carbonosos negros a través de diversos grados de procesos diagenéticos (Hong *et al.*, 2010). En Tobarí la deposición de MO a las aguas costeras se ha relacionado con el uso intensivo de fertilizantes agrícolas, el crecimiento de la población y el aumento de las entradas de aguas residuales urbanas y domésticas de materia sedimentaria. Con respecto a El Soldado, en Tóbari se obtuvieron valores de Pb en almejas

4 veces más altos y también en los sitios con surgencias en Lobos donde también hubo una acumulación significativa de Cd. Sin embargo se observa una disminución de Zn en las almejas de Tóbari. En el mejillón *M. edulis* se ha visto un incremento en su contenido de Pb y Cd cuando estos ET se encuentran asociados a ácido húmico y ácido fúlvico (Gagnon y Fisher, 1997; Wu *et al.*, 2012). En el Tóbari los resultados sugieren que mientras Ni, Zn, Cu, Mn, Cd, Pb y Fe permanecen “secuestrados” en ASV de sedimentos anóxicos, de manera discreta Ni y Cd y principalmente Pb son asimilados a partir de limos y/o MO por las almejas.

Sin embargo, el aporte de aguas residuales indicado por la disminución de la salinidad en el Factor 2 del ACP, es un proceso que aumenta la biodisponibilidad de Fe, Mn, Zn y Cu y con ello, el contenido de estos ET en la almeja (De Lacerda, 1994). Ruiz-Ruiz *et al.* (2017) reportaron que, de las tres lagunas estudiadas en un ciclo anual (El Soldado, Lobos y Tóbari), Tóbari tuvo el valor promedio de salinidad más bajo (33.66 ± 3.28), como se observa en el Factor 2. Estudios previos en Tóbari han evidenciado el impacto de los efluentes provenientes de las actividades agrícolas en sitios específicos dada la reducción de corrientes (por cambios en la hidrología del sistema lagunar) y por altas concentraciones de fracciones biodisponibles de metales y en organismos filtradores (Jara-Marini *et al.*, 2013b).

Los factores 3 y 4 explicaron las altas concentraciones de clorofila *a* en la zona central de la laguna, con influencia de descarga de aguas residuales por los drenes (concentración media $7.12 \mu\text{g L}^{-1}$), indicado por su relación inversa con la salinidad y el incremento en el índice TRIX (Factor 4). En Tóbari, a pesar de que las características de la laguna son similares a las de Lobos, el incremento del estado trófico por incrementos en la biomasa fitoplanctónica no tuvo relación con los ET en las almejas colectadas en estas zonas con alta susceptibilidad a la eutrofización porque la laguna recibe escorrentías de áreas agrícolas a través de alrededor de 15 drenes con carga de materia orgánica, metales pesados, nutrientes y coliformes (García-Hernández, 2011; Jara-Marini, *et al.*, 2013b; Matson, 2012).

8.7 Toxicidad

8.7.1 Sedimentos

Las concentraciones totales de metales en los sedimentos de las lagunas estudiadas están por debajo del valor asociado con efectos tóxicos medianos, excepto para el Ni en el sitio L8 ($98.3 \mu\text{g g}^{-1}$), aunque la media para Lobos fue de $20.5 \mu\text{g g}^{-1}$. Lo anterior indica que existe la posibilidad de que la salud de los organismos ahí presentes sea afectada (Buchman, 2008). El Mn no se encuentra contemplado en las normatividades nacionales e internacionales revisadas. Sin embargo, las concentraciones de Mn obtenidas en Lobos ($133\text{-}889 \mu\text{g g}^{-1}$) y Tóbari ($217\text{-}1424 \mu\text{g g}^{-1}$) de acuerdo con el nivel de efecto aparente ($> 260 \mu\text{g g}^{-1}$), concentraciones por arriba de dicho valor es probable que causen una disminución en la abundancia de fauna bentónica tal y como fue observado en el gusano del género *Neanthes* que ha sido utilizado como indicador de la calidad del agua (Buchman, 2008).

8.7.2 Elementos traza

En la tabla XVI se observa que las concentraciones medias para Ni, Cd, Pb en el tejido blando de la almeja *Chione gnidia* fueron inferiores tanto a las regulaciones internacionales como las nacionales. En comparación con los límites máximos establecidos por la normatividad mexicana NOM 242-2009, solo el 11 % (9/80) y el 14 % (11/80) de las muestras fueron superiores a los límites indicados para Cd y Pb (2.0 y $1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ peso fresco, respectivamente). Con respecto a la normatividad internacional de la Administración de Drogas y Alimentos de EE.UU. (US FDA) las concentraciones detectadas para Cd solo el 1.3 % de las muestras (1/80) fue superior al límite permisible ($4.0 \mu\text{g g}^{-1}$ peso fresco), mientras que fue detectado el 24 % (19/80) con respecto al contenido máximo de Cd ($1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ peso fresco) establecido por la Unión Europea (CE). Lo anterior debido a que los valores recomendados por la CE tienden a proteger más a la población de consumidores con base en cálculos ponderables del potencial efecto

cancerígeno de Cd. La concentración de Pb sólo en el 1.3 % de las muestras (1/80) fue superior a los límites permisibles de la CE y US FDA (1.5 y 1.7 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso fresco, respectivamente). Valores recomendables para Ni sólo son establecidos por USFDA (80 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso fresco). Todas las concentraciones de este metal en las almejas fueron inferiores a la los límites permitidos.

Las concentraciones medias de Cd y Pb fueron el factor limitante para la cantidad de almeja a ser consumida para superar la PMWI sugerida de 0.007 $\mu\text{g g}^{-1}$ semana⁻¹ por peso corporal de Cd y 0.0035 $\mu\text{g g}^{-1}$ semana⁻¹ por peso corporal de Pb. Las ingestas semanales de almeja que no exceden estos límites fueron estimadas en 0.67-0.71, 0.60-0.64 y 0.15-0.16 kg de almeja para hombres, mujeres y niños respectivamente. En México es equivalente al consumo mensual de ocho, siete y cerca de dos cocteles grandes de almeja (1 coctel=350 g), para hombres, mujeres y niños respectivamente (Sobrino-Figueroa *et al.*, 2007). Con base en la cantidad de almeja inocua para niños, la ingesta diaria segura para todos los grupos es de ~ 0.020 kg de almeja día⁻¹ persona⁻¹. Se observa que hombres y mujeres que habitan las comunidades costeras del GC obtienen una contribución ~ 100 veces mayor (% RDA) de ET a la que obtiene el promedio mexicano actual, sin rebasar los límites de los PTWI. Sin embargo, los % PTWI para Cd y Pb son rebasados en un 30 y 39 %, respectivamente, para la comunidad infantil en las comunidades costeras del Golfo de California, esto es porque los niños no deben consumir más de 0.151-0.161 kg semana⁻¹ o 21.6 – 23 g diarios⁻¹ de almejas de acuerdo al Q_s calculado en este estudio.

Nefrotoxicidad, osteoporosis, carcinogenicidad y genotoxicidad, teratogenicidad y alteraciones endocrinas y reproductivas son algunos de los efectos adversos asociados con altas ingesta de Cd (Maulvault *et al.*, 2016). La comunidad infantil es especialmente vulnerable y los resultados indican que no deben de consumir más de 20 g diarios de almeja y además deben ser considerados otros contaminantes persistentes en lagunas costeras del GC como los plaguicidas OC.

8.7.3 Plaguicidas organoclorados

La normatividad oficial mexicana (NOM 027 SSA y NOM 031), señala que los moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados no deben contener residuos de plaguicidas como: aldrín, dieldrín, endrín, heptacloro, kapone u otros prohibidos en el Catálogo Oficial de Plaguicidas (CICOPLAFEST, 2004) y los resultados de nuestro estudio indican un posible riesgo ecotoxicológico de biomagnificación para otras especies y para la salud humana.

Los niveles máximos de concentración y la mediana de los 17 OC analizados en las poblaciones de *C. californiensis* están por debajo de la norma internacional establecida por la FDA. El β -heptacloro epóxido fue el único plaguicida que, en el presente estudio, rebasó los límites recomendados por la EPA SV. Con base en la FDA las concentraciones detectadas no suponen un nivel de acción. Sin embargo, de acuerdo a las recomendaciones de la EPA SV, las concentraciones del β -heptacloro epóxido en Yavaros y Altata sugieren un probable riesgo a la salud humana debido a que los valores recomendados por la EPA tienden a proteger más a la población de consumidores con base en cálculos ponderables del potencial efecto cancerígeno (USEPA, 2000). El β -heptacloro epóxido se clasifica como un probable carcinógeno humano por la EPA. La ingesta de mas de $9.1 \text{ mg kg}^{-1}\text{d}^{-1}$ puede tener efectos carcinogénicos, dicho valor está basado en la media geométrica de varios estudios que identifican carcinomas en hígado (IRIS, 1999). Considerando que en las lagunas estudiadas la pesquería de almejas es importante, el consumo máximo seguro de almeja para evitar un riesgo carcinogénico producido por el β -heptacloro epóxido en las poblaciones pesqueras de Yavaros y Altata es de 4 raciones mes^{-1} por individuo de 70 kg^{-1} , esto es aproximadamente de 0.9 kg mes^{-1} con un nivel de riesgo cancerígeno de 1 en 100,000 individuos de acuerdo a las tablas de límite de consumo mensuales de la EPA.

9. CONCLUSIONES

Los cambios en la biodisponibilidad de ET con base en sus concentraciones en poblaciones de *C. gnidia* y su relación con las variables asociadas a procesos de eutrofización de lagunas costeras del GC, fueron de la siguiente manera:

1. En la laguna El Soldado, debido a su condición prístina, los ET están controlados por la textura y la asociación de minerales arcillosos (excepto Cd y Pb) y no hubo un aumento en las concentraciones de ET en almejas directamente proporcional a la concentración de estos en sedimento o a las variables asociadas a la eutrofización. Se corrobora que El Soldado, es un sitio de referencia para lagunas costeras semiáridas subtropicales para estudios de ET orientados a conocer si existe una pérdida de la calidad en los sedimentos con distinto grado de contaminación en términos del índice de contaminación metálica (ICM) y el factor de enriquecimiento (FE). En el presente trabajo se concluye que el Mn fue el único elemento que presentó un FE de menor a moderadamente severo. En condiciones naturales se registraron los mayores niveles de Ni y Zn en almejas, lo que pudiera estar relacionado a un rol bioquímico como activador de varias enzimas.
2. En la laguna Lobos se presenta una combinación de fuentes de entrada de ET (natural y antrópica), sin embargo el aporte de nutrientes asociados a zonas con influencia de surgencias costeras (indicado por incrementos de TRIX, NO₃, PO₄ y Cla) es el mecanismo más relevante por el que elementos como Cu, Cd y Mn pueden ser incorporados por las almejas. En particular, Cd tuvo una correlación negativa con todos los elementos traza, lo que indica que sus pares metálicos no comparten una fuente común, esto sugiere que la eutrofización natural asociada a surgencias costeras pueden ser una fuente estacional de Cd en lagunas costeras del GC. *C. gnidia* parece ser un buen indicador a los cambios en las concentraciones ambientales de Cd y la relación inversa de con Zn, sugiere una asociación a la misma proteína.

3. En la laguna Tóbari no se presentaron variaciones en los contenidos de ET en almejas asociados a procesos de eutrofización, sin embargo se presenta una asociación en las concentraciones de ET en sedimento (limos) con las concentraciones de ET en almejas (excepto de Cu, Mn y Fe). Esto sugiere una alteración del equilibrio biogeoquímico natural de los ET dado que los sedimentos superficiales podrían estar operando como sumideros de Cd y Pb en lagunas costeras del GC con aportes aguas residuales, lo que disminuye la biodisponibilidad de estos en las almejas.

La presencia de OC en poblaciones de *C. californiensis*, en orden de importancia por su frecuencia, se observó en: Yavaros, Altata y Reforma. En particular, γ -clordano, endrín, aldrín y pp-DDE fueron detectados en las tres lagunas, lo que indica aportes recientes, así como de persistencia ambiental de pp-DDE, debido a un uso masivo en el pasado de pp-DDT en los distritos de riego adyacentes a las lagunas costeras estudiadas. Específicamente el epóxido de β -heptacloro en almejas es un indicador de sitios altamente contaminados en Yavaros y Altata.

Las concentraciones de Cd y de epóxido β -heptacloro fueron el factor limitante para la cantidad de almeja a ser consumida: 0.59 kg semana⁻¹ y 0.90 kg mes⁻¹ respectivamente. Los valores guía de calidad de sedimento (SQVS) sugieren un potencial riesgo a la biota de niveles de Ni por arriba de 51.6 $\mu\text{g g}^{-1}$ (registrado en un sitio en Lobos) y de Mn mayores a 260 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Lobos y Tóbari). Estos valores deben ser tomados en cuenta para prevenir que ET y OC continúen aportándose por aguas residuales a las lagunas costeras de la región por sus efectos adversos al ambiente y a las comunidades marinas, así como a las actividades productivas y a la salud pública.

Este trabajo apporto evidencia que los niveles de ET en almejas que habitan en aguas prístinas o en sitios con influencia de surgencias costeras se vieron incrementados más que en las almejas recolectadas de sitios con influencia antrópica. Esto debe ser de considerable importancia y recibir más atención al igual que el problema de la eutrofización.

10. LITERATURA CITADA

Adamo, P., M. Arienzo, M. Imperato, D. Naimo, G. Nardi, D. Stanzione. 2005. Distribution and partition of heavy metals in surface and sub-surface sediments of Naples City port. *Chemosphere* 61(6):800-809. doi: 10.1016/j.chemosphere.2005.04.001.

Adams, M. S., J. L. Stauber. 2008. Marine whole sediment toxicity tests for use in temperate and tropical Australian environments: current status. *Australasian J. Ecotox.* 14:155-167.

Ahrens, T. D., J. M. Beman, J. A. Harrison, P. K. Jewett, P. A. Matson. 2008. A synthesis of nitrogen transformations and transfers from land to the sea in the Yaqui Valley agricultural region of Northwest Mexico. *Water Resour. Res.* 44:10-29. doi:10.1029/2007WR006666.

Al-Abdali, F., M. S. Massoud, A. N. Al-Ghadban. 1996. Bottom sediments of the Arabian Gulf-III-trace metal contents as indicators of oil pollution and implications for the effect and fate of the Kuwait oil slick. *Environ. Pollut.* 93(3):285-301.

Albert, L. A., R. Loera. 2005. Química y ecotoxicología de los insecticidas. En: Botello, A. V., J. Rendón-von Osten, G. Gold Bouchot, C. Agraz-Hernández (eds.). Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. pp 177-190.

Alí, A. Z. D., M. Uthanna, A. Omar, S. A. Obaidy, N. Ogaily. 1987. Organochlorine pesticide residues in fish from the Shatt Al Arab river, Iraq. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38:674-680.

Allen, H. E., G. Fu, B. Deng. 1993. Analysis of acid-volatile sulfide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:1441-53.

Álvarez-Borrego, S. 2004. Nutrient and phytoplankton dynamics in a coastal lagoon strongly affected by coastal upwelling. *Cien. Mar.* 30:1-19.

Álvarez-Borrego, S. 2010. Physical, chemical, and biological oceanography of the Gulf of California. En: Brusca, R. (ed.). *The Gulf of California Biodiversity and conservation*. The University of Arizona Press, Tucson. pp 24-48.

Álvarez-Borrego, S. 2012. New phytoplankton production as a tool to estimate the vertical component of water exchange between the Gulf of California and the Pacific. *Cienc. Mar.* 38:89-99.

Álvarez-Borrego, S., A. Chee-Barragan. 1976. Distribución superficial de fosfatos y silicatos en Bahía San Quintín, B.C. *Cienc. Mar.* 3(1):51-61.

Álvarez-Iglesias, P., B. Rubio, F. Vilas. 2003. Pollution in intertidal sediments of San Simón Bay (Inner Ría de Vigo, NW of Spain): total heavy metal concentrations and speciation. *Mar. Pollut. Bull.* 46:491-506.

Apeti, D. A., E. Johnson, L. Robinson. 2005. A model for bioaccumulation of metals in *Crassostrea virginica* from Apalachicola Bay, Florida. *Am. J. Environ. Sci.* 1(3):239-248.
Arellano-Aguilar, O., M. Betancourt-Lozano, G. Aguilar-Zárata, C. P. de Leon-Hill. 2017. Agrochemical loading in drains and rivers and its connection with pollution in coastal lagoons of the Mexican Pacific. *Environ. Monit. Assess.* 189(6): 270.

Arreola-Lizárraga, J. A. 1994. Bahía de Lobos, Sonora, un ecosistema costero candidato para el sistema de Áreas Naturales Protegidas de México. *Ecologica* 3(2):19-24.

Arreola-Lizárraga, J. A. 1995. Diagnósis ecológica de Bahía de Lobos, Sonora, México. Tesis (Maestría en Ciencias). La Paz, Baja California Sur, México. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 120 p.

Arreola-Lizárraga, J. A., G. Padilla-Arredondo, A. Ortega-Rubio. 2004. Experiencias de manejo en la zona costera del Pacífico: La Bahía de Guaymas, un caso específico. En: Rivera-Arriaga E., G. J. Villalobos, I. Azuz-Adeath, F. Rosado (eds.). *El manejo costero de México*. Universidad Autónoma de Campeche, SEMARNAT, CETYS-Universidad, Universidad de Quintana Roo. pp 375-386.

Arreola-Lizárraga, J. A., G. Padilla-Arredondo, J. Medina-Galván, L. Méndez-Rodríguez, R. Mendoza-Salgado, M. V. Córdoba-Matson. 2016. An analysis of hydrobiological responses to anthropogenic and natural influences in a lagoon system in the Gulf of California. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 45:112-120.

Arunachalam, K. D., S. K. Annamalai, J. K. Kuruva. 2014. Spatial and multivariate analysis of trace elements in the surface water and deep sediments of fresh water aquatic ecosystem. *Am. J. Environ. Sci.* 10(2):102-122.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1999. Toxicological profile for mercury. U.S. Department of health and human services, Public health service, Atlanta, USA. 676p.

Augustijn-Beckers, P. W. M., A. G. Hornsby, R. D. Wauchope. 1994. The SCS/ARS/CES pesticide properties database for environmental decision making: II Additional compounds. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 137:1-82.

Babukutty, Y., J. Chacko. 1995. Chemical partitioning and bioavailability of lead and nickel in an estuarine system. *Environ. Toxicol. Chem.* 14(3):427-34.

- Bao, K., J. Shen, A. Sapkota. 2015. High-resolution enrichment of trace metals in a west coastal wetland of the southern Yellow Sea over the last 150 years. *J. Geochem. Explor.* 176:136-145.
- Bastami, K. D., H. Bagheri, S. Haghparast, F. Soltani, A. Hamzehpoor, M. D. Bastami. 2012. Geochemical and geo-statistical assessment of selected heavy metals in the surface sediments of the Gorgan Bay, Iran. *Mar. Pollut. Bull.* 64(12):2877-2884. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.08.015.
- Belzile, N., Y. W. Chen, J. M. Gunn, S. S. Dixit. 2004. Sediment trace metal profiles in lakes of Killarney Park, Canada: from regional to continental influence. *Environ. Pollut.* 130:239-48.
- Beman, J. M. 2014. Activity, abundance and diversity of nitrifying archaea and denitrifying bacteria in sediments of a subtropical estuary: Bahía del Tóbari, Mexico. *Estuaries Coast.* 37:1343-1352.
- Beman, J. M., C. A. Francis. 2006. Diversity of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in the sediments of a hypernutrified subtropical estuary: Bahia del Tóbari, Mexico. *Appl. Environ. Microbiol.* 72:7767-7777.
- Beman, J. M., K. Arrigo, P. Matson. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434:211-214.
- Besser, J. M., W. G. Brumbaugh, T. W. May, C. G. Ingersoll. 2003. Effects of organic amendments on the toxicity and bioavailability of cadmium and copper in spiked formulated sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 22:805-15.
- Bilandžić, N., M. Sedak, M. Đokić, I. Varenina, B. S. Kolanović, D. Božić, M. Brstilo, B. Šimić. 2014. Determination of zinc concentrations in intake. *J. Food Compos. Anal.* 35:61-66. doi:10.1016/j.jfca.2014. 04.006.
- Birch, G. F. 2017. Determination of sediment metal background concentrations and enrichment in marine environments, a critical review. *Sc. Total Environ.* 580:813-831.
- Birch, G. F., K. I. Davies. 2003. A scheme for assessing human impact and sediment quality in coastal waterways. En: Woodroffe, C. D., R. A. Furness (eds.). *Proceedings of the Coastal GIS Conference*. University of Wollongong, NSW, Australia. pp 371-380.
- Birch, G. F., M. A. Olmos. 2008. Sediment-bound heavy metals as indicators of human influence and biological risk in coastal water bodies. *ICES J. Mar. Sci.* 65:1407-1413.
- BOGES (Boletín Oficial del Gobierno del Estado de Sonora). 2009. Declaratoria como área natural protegida estero El Soldado con la categoría de zona sujeta a conservación ecológica, 18 de mayo 2006.

- Borga, K., A. T. Fisk, P. F. Hoekstra, C. G. Derek. 2004. Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in arctic marine food webs. *Environ. Toxicol. Chem.* 23(10):2367-2385.
- Boyer, J. N., P. Sterling, R. D. Jones. 2000. Maximizing information from a water quality monitoring network through visualization techniques. *Estuar. Coast. Shelf S.* 50(1):39-48.
- Bradl, H. B. 2005. Heavy Metals in the environment. Chapter 1: Sources and origins of heavy metals. *Interface Science and Technology*. 6. doi:10.1016/S1573-4285(05)80020-1.
- Bricker, S. B., J. G. Ferreira, T. Simas. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecol. Modell.* 169:39-60.
- Brinton, E., A. Fleminger, D. Siegel-Causey. 1986. The temperate and tropical planktonic biotas of the Gulf of California. *Calif. Coop. Ocean. Fish Invest. Rep.* 27:228-266.
- Bruland, K. W., G. A. Knauer, J. H. Martin. 1978. Cadmium in Northeast Pacific waters. *Limnol. Oceanogr.* 23(4):618-625.
- Bruland, K. W., J. R. Donat, D. A. Hutchins. 1991. Interactive influences of bioactive trace metals on biological production in oceanic waters. *Limnol. Oceanogr.* R. 36:1555-77.
- Bruland, K. W., K. Bertine, M. Koide, E. D. Goldberg. 1974. History of metal pollution in Southern California coastal zone. *Environ. Sci. Technol.* 8:425-432.
- Bruland, K. W. 1983. Trace elements in sea-water. En: Riley, J. P., R. Chester (eds.). *Chemical Oceanography*. Academic Press, London. pp 157-220.
- Bryan, G. W., W. J. Langston, L. G. Hummerstone, G. R. Burt. 1985. A guide to the assessment of heavy-metal contamination in estuaries using biological indicators. *J. Mar. Biolog. Assoc. U.K.* 4:92.
- Buchman, M. F. 2008. NOAA screening quick reference tables, NOAA OR&R Report 08-1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. 34p.
- Burke, P. M., S. Hill, N. Iricanin, C. Douglas, P. Essex, D. Tharin. 2002. Evaluation of preservation methods for nutrient species collected by automatic samplers. *Environ. Monit. Assess.* 80:149-173.
- Búrquez, A., A. Martínez-Yrizar. 1997. Conservation and landscape transformation in Sonora, Mexico. *J. Southwest.* 39(3/4):371-398.

- Burrola-Sánchez, M. S. 2003. Hidrodinámica de la Bahía de Guaymas, Sonora, México y su aplicación en casos de manejo costero. Tesis (Maestría en Ciencias). Guaymas, Sonora, México. Instituto Tecnológico del Mar. 92 p.
- Burton, G. A. 2010. Metal bioavailability and toxicity in sediments. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 40:852-907.
- Caetano, M., M. J. Madureira, C. Vale. 2003. Metal remobilisation during resuspension of anoxic contaminated sediment: short-term laboratory study. *Water Air Soil Pollut.* 143:23-40.
- Callender, E. 2003. Heavy metals in the environment-historical trends. En: Holland, H. D., K. K. Turekian. (eds.). *Treatise on Geochemistry.* 99:67-105. doi: 10.1016/B0-08-043751-6/09161-1.
- Calmano, W., J. Hong, U. Förstner. 1993. Binding and mobilisation of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water Sci. Technol.* 28:223-35.
- Camacho-Ibar, V. F., S. Álvarez-Borrego. 1988. Nutrient concentrations in pore waters of intertidal sediments in a coastal lagoon: Patchiness and Temporal variations. *Sci. Total Environ.* 75:325-339.
- Camacho-Ibar, V. F., J. D. Carriquiry, S. V. Smith. 2003. Nonconservative P and N fluxes and net ecosystem production in San Quintin Bay, Mexico. *Estuaries* 26(5):1220-1237.
- Carvajal, M. L., A. Robles, E. Ezcurra. 2010. Ecological conservation in the Gulf of California. En: Brusca, R. (ed.). *The Gulf of California biodiversity and conservation.* The University of Arizona Press. USA. pp 219-250.
- Carvalho, F. P., F. González Farias, J. P. Villeneuve, C. Cattini, M. Hernández-Garza, L. D. Mee. 2002. Distribution, fate and effects of pesticide residues in tropical coastal lagoons of northwestern Mexico. *Environ. Technol.* 23(11):1257-1270.
- Carvalho, F. P., S. W. Fowler, F. González-Farías, L. D. Mee, J. W. Readman. 1996. Agrochemical residues in the Altata-Ensenada del Pabellón coastal lagoon (Sinaloa, Mexico): a need for integrated coastal zone management. *Int. J. Environ. Health. Res.* 6:209-220.
- Castro, D. J., M. L. Díaz. 2004. Avances del Convenio de Estocolmo en México. En: Instituto Nacional de Ecología INE-SEMARNAT. (eds.). *Las sustancias toxicas persistentes en México.* México, D.F. pp 33-44.

Chan, A. K., W. Z. Xu, X. S. Liu, S. G. Cheung, P. K. Shin. 2016. Sediment characteristics and benthic ecological status in contrasting marine environments of subtropical Hong Kong. *Mar. Pollut. Bull.* 103(1-2):360-370. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.12.032.

Cheriyian, E., A. Sreekanth, S. K. Mrudulrag, C. H. Sujatha. 2015. Evaluation of metal enrichment and trophic status on the basis of biogeochemical analysis of shelf sediments of the southeastern Arabian Sea, India. *Cont. Shelf Res.* 108:1-11.

Chester, R. 2003. *Marine Geochemistry*. Blackwell Science Ltd, Oxford. 506p.

CICOPLAFEST. 2004. Comisión intersecretarial para el control del proceso y uso de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas. <http://www.cofepris.gob.mx/cis/tramites/infPynv/InfRegPlagNutVeg.htm> Consulta noviembre 2014.

Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210:223-253.

Cloern, J. E., A. Jassby, J. Thompson, K. Hieb. 2007. A cold phase of the East Pacific triggers new phytoplankton blooms in San Francisco Bay. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 104:18561-18565.

CONABIO. 2006. *Capital Natural y bienestar social*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 71p.

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2012. www.conagua.gob.mx Consulta noviembre 2013.

CONANP 2011b. Ficha informativa de los humedales de Ramsar (FIR)-Versión 2009-2012. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Mazatlán, Sinaloa, México. 14p.

CONANP. 2011a. Ficha informativa de los humedales de Ramsar (FIR) – Versión 2009-2012. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Mazatlán, Sinaloa, México. 14p.

CONAPESCA. 2013. *Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca*. Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura, SAGARPA. <https://www.gob.mx/conapescadocumentos/anuario-estadistico-de-acuicultura-y-pesca> Consulta noviembre 2015.

Contreras-Espinosa, F, O. Castañeda. 1993. *Ecosistemas costeros mexicanos*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. México, D.F. 415p.

Contreras-Espinosa, F. 1984. *Manual de técnicas hidrobiológicas*. UAM-IZTAPALAPA. México, D.F. 129p.

- Cuellar-Martinez, T., A. C. Ruiz-Fernández, J. A. Sanchez-Cabeza, R. Alonso-Rodríguez. 2017. Sedimentary record of recent climate impacts on an insular coastal lagoon in the Gulf of California. *Quat. Sci. Rev.* 160:138-149.
- Daesslé, L. W., G. Rendón-Márquez, V. F. Camacho-Ibar, E. A. Gutiérrez-Galindo, E. Shumilin, E. Ortiz-Campos. 2009. Geochemistry of modern sediments from San Quintín coastal lagoon, Baja California: Implication for provenance. *Rev. Mex. Cien. Geol.* 26(1):117-132.
- De Baar, H. J. W., P. M. Saager, R. F. Nolting, J. Van Der Meer. 1994. Cadmium vs. phosphate in the world ocean. *Mar. Chem.* 46:261-281.
- De Jonge, M., M. Eyckmans, R. Blust, L. Bervoets. 2011. Are accumulated sulfide-bound metals metabolically available in the benthic oligochaete *Tubifex tubifex*? *Environ. Sci. Technol.* 45:3131-7.
- De Lacerda, L. D. 1994. Chapter 8. Biogeochemistry of Heavy Metals in Coastal Lagoons. En: B. Kjerfve (ed.). *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Series 60. pp 221-241.
- De Souza Machado, A. A., K. Spencer, W. Kloas, M. Toffolon, C. Zarfl. 2016. Metal fate and effects in estuaries: a review and conceptual model for better understanding of toxicity. *Sci. Total Environ.* 541:268-281.
- Deboudt, K., P. Flament, M. L. Bertho. 2004. Cd, Cu, Pb and Zn concentrations in atmospheric wet deposition at a coastal station in Western Europe. *Water Air Soil Pollut.* 151:335-359.
- Decho, A. W., S. N. Luoma. 1994. Humic and fulvic acids – Sink or source in the availability of metals to the marine bivalves *Macoma balthica* and *Potamocorbula amurensis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 108(2):133-145.
- Degens, E. T. 1965. *Geochemistry of sediments: a brief survey*. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs. Nueva Jersey, EUA. 342p.
- Delgadillo-Hinojosa, F., J. V. Macías-Zamora, J. A. Segovia-Zavala, S. Torres-Valdés. 2001. Cadmium enrichment in the Gulf of California. *Mar. Chem.* 75(1):109-122.
- Delgado, J., C. Barba-Brioso, J. M. Nieto, T. Boski. 2011. Speciation and ecological risk of toxic elements in estuarine sediments affected by multiple anthropogenic contributions (Guadiana saltmarshes, SW Iberian Peninsula): I. Surficial sediments. *Sci. Total Environ.* 409:3666-3679.
- Dhaval, K. P., J. S. Dhruvo. 2013. Xenobiotics: an essential precursor for living system. *American J. Advanced Drug Delivery.* 1(3):262-270.

Di Toro, D. M., J. D. Mahony, D. J. Hansen, K. J. Scott, M. B. Hicks, S. M. Mayr. 1990. Toxicity of cadmium in sediments: the role of acid volatile sulfide. *Environ. Toxicol. Chem.* 9:1487-502.

Díaz-González, G., A.V. Botello, G. Ponce López. 2005. Plaguicidas organoclorados en pastos y peces de los sistemas Candelaria-Panlau y Palizada del Este, laguna de Términos, Campeche, México. En: Botello, A. V., J. Rendón-von Ostern, G. Gold Bouchot, C. Agraz Hernández (eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. 2da. Ed. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. pp 207-224.

Díaz, B. F. 2004. Informe sobre metales y contaminantes orgánicos persistentes en niños y muestras ambientales de 10 sitios contaminados de México. Instituto Nacional de Ecología. Facultad de Medicina de la Universidad de San Luís Potosí, México.

Dissanayake, C., R. Chandrajith. 2009. Phosphate mineral fertilizers, trace metals and human health. *J. Natl. Sci. Found. Sri.* 37(3):153-165.

DOF (Diario Oficial de la Federación). 1991. Relación de plaguicidas prohibidos para su importación, fabricación, formulación, comercialización y uso en México. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. México, D.F. pp 1-9.

Domínguez-Sánchez, L. 2010. Descripción del sistema ambiental y señalamiento de la problemática ambiental, detectada en el área de influencia del campo pesquero el Paredón Colorado y el Paredoncito, Bahía del Tóbari, municipio de Benito Juárez, Sonora, para el establecimiento de infraestructura pesquera. *Rev. Sist. Amb.* 3(2):18-61.

Du Laing, G., J. Rinklebe, B. Vandecasteele, E. Meers, F. M. Tack. 2009. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review. *Sci. Total Environ.* 407:3972-85.

Duffus, J. H. 2002. Heavy metals. A meaningless term? (IUPAC technical report). *Pure Appl. Chem.* 74:793-807.

Eggleton, J., K. V. Thomas. 2004. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environ. Int.* 30:973-80.

Environment Canada. 2009. National Pollutant Release Inventory, Pollution Data Library. Revised Facility Data Release. <http://www.ec.gc.ca/npri/> Consulta enero 2015.

EPA (United States Environmental Protection Agency). 2002. Persistent organic pollutants: a global issue, a global response. EPA 160-F-02-001. 23p.

Escobedo-Fregoso, C., L. C. Méndez-Rodríguez, P. Monsalvo-Spencer, R. A. Llera-Herrera, T. Zenteno-Savin, B. Acosta-Vargas. 2010. Assessment of metallothioneins in tissues of the clam *Megapitaria squalida* as biomarkers for environmental cadmium pollution from areas enriched in phosphorite. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 59(2):255-263.

Fan, W., W. X. Wang, J. Chen, X. Li, Y. F. Yen. 2002. Cu, Ni, and Pb speciation in surface sediments from a contaminated bay of Northern China. *Mar. Pollut. Bull.* 44:820-6.

Farmaki, E. G., N. S. Thomaidis, I. N. Pasiadis, C. Baulard, L. Papaharisis, C. E. Efstathiou. 2014. Environmental impact of intensive aquaculture: investigation on the accumulation of metals and nutrients in marine sediments of Greece. *Sci. Total Environ.* 485-486:554-562.

Farnham, I. M., A. K. Singh, K. J. Stetzenbach, K. H. Johannesson. 2002. Treatment of nondetects in multivariate analysis of groundwater geochemistry data. *Chemometr. Intell. Lab. Syst.* 60(1):265-281.

FDA (Food and Drug Administration, USA). 1981. The FDA Surveillance Index. National Technical Information Service. U.S.A. FDA, Department of Commerce. Washington, DC. 257p.

FDA (Food and Drug Administration, USA). 2009. Guide for the control of molluscan shellfish. Chapter II. Growing areas. U.S.A. FDA, Center for Food Safety and Applied Nutrition. Washington, DC, USA. 13-21p.

FDA (Food and Drug Administration, USA). 2011. Fish and fishery products hazards and controls guidance. Chapter IX. Environmental chemical contaminants and pesticides. Center for food safety and applied nutrition. Washington, D.C. 155p.

Fernandes, L., G. N. Nayak, D. Ilangoan, D. V. Borole. 2011. Accumulation of sediment, organic matter and trace metals with space and time, in a creek along Mumbai coast, India. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 91(3):388-399.

FNB (Food and Nutrition Board). 2001. Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium, and Zinc. Institute of Medicine, National Academy Press. Washington, DC. 800p.

Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, C. Prentice, N. Ramankutty, P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309(5734):570-574. doi:10.1126/science.1111772.

Folk, L. 1980. Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Publishing Company. Texas, EUA. 182p.

- Förstner, U., G. T. Wittmann. 1979. Metal pollution in the environment aquatic. Springer Verlag, New York. 485p.
- Förstner, U., G. T. Wittmann. 1981. Metal pollution in the aquatic environment. 2a edición. Springer-Verlag. Berlin, Alemania. 486p. doi: 10.1007/978-3-642-69385-4.
- Förstner, U., W. Ahlf, W. Calmano, M. Kersten, W. Salomons. 1986. Mobility of heavy metals in dredged harbour sediments. En: Sly, P. G. (ed.). Sediments and Water Interactions. New York: Springer-Verlag. USA. pp 371-80.
- Fraga, C. G. 2005. Relevance, essentiality and toxicity of trace elements in human health. Mol. Aspects Med. 26(4):235-244.
- Frías-Espericueta, M., J. Osuna-López, C. Delgado-Álvarez, M. Muy-Rangel, G. López-López, G. Izaguirre-Fierro, F. Jaimes-Bustamante, H. Zazueta-Padilla, M. Aguilar- Juárez, W. Rubio-Carrasco. 2015. Changes in metal contents in shrimp cultured in NW Mexico (2000–2010). Environ. Monit. Assess. 187(5):1-7.
- Fukue, M., M. Yanai, Y. Sato, T. Fujikawa, Y. Funrnkawa, S. Tani. 2006. Background values for evaluating evaluation of heavy-metal contamination in sediments. J. Hazard. Mater. 136:111-119.
- Gaceta Parlamentaria. 2013. De la Secretaría de Gobernación, con la que remite contestación a punto de acuerdo, aprobado por la Cámara de Diputados, relativo a la cancelación del registro de Endosulfán en México, en cumplimiento del Convenio de Estocolmo. Gaceta número 3865-I. Jueves 19 de septiembre de 2013. <http://gaceta.diputados.gob.mx/Black/Gaceta/Anteriores/62/2013/sep/20130919/I/ComunicacionOficial-1.html>
- Gagnon, C., N. S. Fisher. 1997. The bioavailability of sediment-bound Cd, Co, and Ag to the mussel *Mytilus edulis*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54:147-156.
- García-Gutiérrez, C., G. D. Rodríguez-Meza. 2012. Environmental problems and risk for the use of pesticides in Sinaloa. Ra Ximhai. 8(3):1-10.
- García-Hernández, J. 2004. Diagnóstico del estado de salud de los ecosistemas del sur de Sonora. Reporte de proyecto QR68. WWF.
- García-Hernández, J. 2013. Community-based monitoring of pollutants in the Gulf of California. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. (CIAD) Guaymas, México.
- García-Hernández, J., C. Valdés-Casillas, L. Cadena-Cárdenas, S. Romero-Hernández, S. Silva-Mendizábal, G. González-Pérez, G. N. Leyva-García, D. Aguilera-Márquez. 2011.

Artificial wetlands as a viable treatment method for agricultural drains. *Rev. Mex. Cienc. Agric.* 1:97-111.

García-Hernández, J., L. A. Hurtado, G. Leyva-García, A. Güido-Moreno, D. Aguilera-Márquez, V. Mazzei, M. Ferrante. 2015. Isopods of the genus *Ligia* as potential biomonitors of trace metals from the Gulf of California and Pacific coast of the Baja California peninsula. *Ecotox. Environ. Safe.* 112:177-185. doi: 10.1016/j.ecoenv.2014.11.002.

Gardner, S. C., M. D. Pier, R. Wesselman, J. A. Juárez. 2003. Organochlorine contaminants in sea turtles from the Eastern Pacific. *Mar. Pollut. Bull.* 46:1082-1089.

Gaxiola-Robles, R., O. Bitzer-Quintero, L. Méndez-Rodríguez, V. Labrada-Martagon, A. García-González, L. Ramírez-Jirano, M. Velez-Alavez, T. Zenteno-Savin. 2013. Lipid peroxidation and the response of the antioxidant defense system in the obese type 2 diabetic compared with the non-obese type 2 diabetic. *Nutr. Hosp.* 28:1905-1911. doi:10.3305/nh.2013.28.6.6946

Gómez-Gutiérrez, J., N. Tremblay, S. Martínez-Gómez, C. J. Robinson, J. Del Ángel-Rodríguez, C. Rodríguez-Jaramillo, C. Zavala-Hernández. 2010. Biology of the subtropical sac-spawning euphausiid *Nyctiphanes simplex* in the northwestern seas of Mexico: Vertical and horizontal distribution patterns and seasonal variability of brood size. *Deep-Sea Res Part II: Topical studies in Oceanography.* 57(7-8):606-615.

González-Farías, F., X. Cisneros-Estrada, C. Fuentes-Ruiz, G. Díaz-González, A. V. Botello. 2002. Pesticide distribution in sediments of a tropical coastal lagoon adjacent to an irrigation district in Northwest Mexico. *Environ. Technol.* 23:1247-1256.

González-Macias, C., I. Schifter, D. Lluch-Cota, L. Méndez-Rodríguez, S. Hernández-Vázquez. 2006. Distribution, enrichment and accumulation of heavy metals in coastal sediments of Salina Cruz Bay, México. *Environ. Monit. Assess.* 118:211-230.

Greenaway, A. M., A. I. Rankine. 1992. Elemental concentrations in coastal sediments from Hellshire, Jamaica. *Mar. Pollut. Bull.* 24:390-397.

Green-Ruiz, C., F. Páez-Osuna. 2001. Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in Altata-Ensenada del pabellón coastal system (SE Gulf of California). *Environ. Int.* 26(4):265-273.

Güereca-Hernández, L. P. 1994. Contribuciones para la caracterización ecológica del Estero del Soldado, Guaymas, Sonora. México. Tesis (Maestría en Ciencias). Guaymas, Sonora, México. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. 65 p.

Gunnarsson, J. S., M. Björk, M. Gilek, M. E. Granberg, R. Rosenberg. 2000. Effects of eutrophication on contaminant cycling in marine benthic systems. *Ambio.* 29:252-259.

Gutiérrez-Galindo, E. A., A. Muñoz-Barbosa. 2001. Variabilidad temporal de corto periodo de Ag, Cd y Cu en *Mytilus californianus* y la efectividad de este organismo como biomonitor. *Cienc. Mar.* 27(2):269-288.

Helz, G. 1976. Trace element inventory for the northern Chesapeake Bay with emphasis on the influence of man. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 40(6):573-580. doi: 10.1016/0016-7037(76)90102-2

Hernández-Trujillo, S., A. Esquivel-Herrera. 1989. Los copépodos y quetognatos del Golfo de California en la primavera de 1985. *Invest. Mar.* 4(2):151-164.

Ho, T. Y., A. Quigg, Z. V. Finkel, A. J. Milligan, K. Wyman, P. G. Falkowsky, F. M. M. Morel. 2003. The elemental composition of some marine phytoplankton. *J. Phycol.* 39:1145-1159.

Hong, S. W., H. S. Kim, T. H. Chung. 2010. Alteration of sediment organic matter in sediment microbial fuel cells. *Environ. Pollut.* 158:185-91.

IARC. 1991. Occupational exposures in insecticide application, and some pesticides. IARC Monogr. Eval. Carcinogen. Risk Hum. Suppl. 53:179-250.

Ikem, A., J. Egilla. 2008. Trace element content of fish feed and bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) from aquaculture and wild source in Missouri. *Food Chem.* 110(2):301-309.

INECC-CCA (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Centro de Ciencias de la Atmósfera). 2010. Manual de métodos de muestreo y preservación de muestras de las sustancias prioritarias para las matrices prioritarias del PRONAME. México. 55p.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. <http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825002103> Consulta mayo 2013.

IRIS (Integrated Risk Information System). 1999. All searches conducted online through Toxnet in 1999 unless specifically noted with another year. Database developed and maintained by U.S. Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH. www.epa.gov/iris/subst/index.html Consulta febrero 2015.

Jaishankar, M., T. T. Seten, N. Anbalagan, B. B. Mathew, K. N. Beeregowda. 2014. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdiscip. Toxicol.* 7(2):60-72.

Jara-Marini, M. E., J. N. Tapia-Alcaraz, J. A. Dumer-Gutiérrez, L. García-Rico, J. García-Hernández, F. Páez-Osuna. 2013a. Distribution and accumulation of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in the surface sediments of El Tobarí Lagoon, Central-East Gulf of California: an

ecosystem associated with agriculture and aquaculture activities. *J. Environ. Sci. Health C*. 48:1842-1851.

Jara-Marini, M. E., J. N. Tapia-Alcaraz, J. A. Dumer-Gutiérrez, L. García-Rico, J. García-Hernández, F. Páez-Osuna. 2013b. Comparative bioaccumulation of trace metals using six filter feeder organisms in a coastal lagoon ecosystem (of the Central-East Gulf of California). *Environ. Monit. Assess.* 185(2): 1071-1085.

Jiménez-Pérez, L. C., J. R. Lara-Lara. 1988. Zooplankton biomass and copepod community structure in the Gulf of California during the 1982-1983 El Niño event. *Calif. Coop. Ocean. Fish Invest. Rep.* 29:122-128.

Jones, C. J., J. W. Murray. 1984. Nickel, cadmium and copper in the Northeast Pacific off the coast of Washington. *Limnol. Oceanogr.* 29:711-720.

Jović, M., S. Stanković. 2014. Human exposure to trace metals and possible public health risks via consumption of mussels *Mytilus galloprovincialis* from the Adriatic coastal area. *Food Chem. Toxicol.* 70:241-251. doi:10.1016/j.fct.2014.05.012.

Karstens, S., U. Buczko, G. Jurasinski, R. Peticzka, S. Glatzel. 2016. Impact of adjacent land use on coastal wetland sediments. *Sci. Total Environ.* 550:337-348.

Ke, X., S. Gui, H. Huang, H. Zhang, C. Wang, W. Guo. 2017. Ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediment from the Liaohe River protected area, China. *Chemosphere* doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.02.029.

Kennish, M. J., V. N. De Jonge. 2011. 8.05-Chemical Introductions to the Systems: Diffuse and Nonpoint Source Pollution from Chemicals (Nutrients: Eutrophication).

Knauer, G. A., J. H. Martin. 1981. Phosphorus–Cadmium cycling in Northeast Pacific waters. *J. Mar. Res.* 39:65-76.

Koelman, A. A., A. V. Heijde, L. M. Knijff, R. H. Aalderink. 2001. Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate and effect in an aquatic ecosystem. A review. *Water Res.* 35:3517-3536.

Kruzynski, G. M. 2004. Cadmium in oysters and scallops: the BC experience. *Toxicol. Lett.* 148:159-169.

Labrada-Martagón, V., P. A. Tenorio-Rodríguez, L. C. Méndez-Rodríguez, T. Zenteno-Savín. 2011. Oxidative stress indicators and chemical contaminants in East Pacific green turtles (*Chelonia mydas*) inhabiting two foraging coastal lagoons in the Baja California península. *Comp. Biochem. Physiol.* 154:65-75.

Landsberger, S., R. Jervis, S. Aufreiter, J. Van Loon. 1982. The determination of heavy metals (Al, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb) in urban snow using an atomic absorption graphite furnace. *Chemosphere* 11(3):237-247. doi: 10.1016/0045-6535(82)90147-3

Lara-Lara, J. R., J. A. Arreola-Lizárraga, L. E. Calderón-Aguilera, V. F. Camacho-Ibar, G. De la Lanza-Espino, A. Escofet-Giansone, M. I. Espejel-Carbajal, M. Guzmán-Arroyo, B. Lladah, M. López-Hernández, E. A. Meling-López, B. P. Moreno-Casasola, H. Reyes-Bonilla, E. Ríos-Jara, J. A. Zertuche-González. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. En: CONABIO (eds.). *Capital natural de México, conocimiento actual de la biodiversidad*. Primera edición. México, D.F. pp 109-134.

Lares, M. L., G. Flores-Muñoz, R. Lara-Lara. 2002. Temporal variability of bioavailable Cd, Hg, Zn, Mn and Al in an upwelling regime. *Environ. Pollut.* 120:595-608.

Lares, M. L., K. J. Orians. 1997. Natural Cd and Pb variations in *Mytilus californianus* during the upwelling season. *Sci. Total Environ.* 197:177-195.

Lares, M. L., K. J. Orians. 2001. Differences in Cd elimination from *Mytilus californianus* and *Mytilus trossulus* soft tissues. *Environ. Pollut.* 112:201–207.

Lavaniegos-Espejo, B., J. R. Lara-Lara. 1990. Zooplankton of the Gulf of California after the 1982-1983 El Niño event: biomass distribution and abundance. *Pac. Sci.* 44:297-310.

Lee, K. T., S. Tanabe, C. H. Koh. 2001. Distribution of organochlorine pesticides in sediments from Kyeonggi Bay and nearby areas, Korea. *Environ. Pollut.* 114(2):207-213.

Lenz, C., T. Jilbert, D. J. Conley, M. Wolthers, C. P. Slomp. 2015. Are recent changes in sediment manganese sequestration in the euxinic basins of the Baltic Sea linked to the expansion of hypoxia? *Biogeosciences* 12(16):4875-4894.

Leyva-Cardoso, D. O., G. Ponce-Velez, A. V. Botello, G. Díaz-González. 2003. Persistent organochlorine pesticides in coastal sediments from Petacalco Bay, Guerrero, México. *B. Environ. Contam. Tox.* 71(6):1244-1251.

Li, Q. Q., A. Loganath, Y. S. Chong, J. Tan, J. P. Obbard. 2006. Persistent organic pollutants and adverse health effects in humans. *J. Toxicol. Env. Heal.* 69:1987-2005.

Li, S. X., F. J. Liu, F. Y. Zheng, X. G. Huang, Y. G. Zuo. 2014. Risk assessment of nitrate and petroleum-derived hydrocarbon addition on *Contricriba Weiss flogii* biomass, lifetime, and nutritional value. *J. Hazard. Mater.* 268:199-206.

Li, S. X., F. J. Liu, F. Y. Zheng, Y. G. Zuo, X. G. Huang. 2013. Effects of nitrate addition and iron speciation on trace element transfer in coastal food webs under phosphate and iron enrichment. *Chemosphere* 91:1486-1494.

- Li, S. X., F. Y. Zheng. 2011. Effect of macronutrient enrichment on the size distribution, sorption, and bioconcentration factor of iron by coastal phytoplanktonic diatoms. *Mar. Environ. Res.* 72:89-95.
- Li, S. X., H. S. Hong, F. Y. Zheng, N. S. Deng, F. Lin. 2007. Influence of nitrate on metal sorption and bioaccumulation in marine phytoplankton, *Dunaliella salina*. *Environ. Toxicol.* 22:582-586.
- Li, S. X., Y. F. Li, R. W. Macdonald, L. M. M. Jantunen, T. Harner, T. F. Bidleman, W. M. J. Strachan. 2002. The transport of h-hexachlorocyclohexane to the western Arctic Ocean: a contrast to a-HCH. *Sci. Total Environ.* 291:229-46.
- Li, S. X., Z. Shen, O. W. H. Wai, Y. S. Li. 2000. Chemical partitioning of heavy metal Contaminants in sediments of the Pearl River Estuary. *Chem. Speciat. Bioavailab.* 12(1):17-25.
- Li, S. X.; H. S. Hong, F. Y. Zheng, N. S. Deng. 2008. Effects of metal pollution and macronutrient enrichment on the photoproduction of hydroxyl radicals in seawater by the alga *Dunaliella salina*. *Mar. Chem.* 108:207-214.
- Li, Y. F., R. W. Macdonald. 2005. Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect of pathway divergence on HCH trends in biota: a review. *Sci. Total Environ.* 342:87-106.
- Li, Y. F., S. Venkatesh, D. Li. 2004. Modeling Global emissions and residues of pesticides. *Environ. Model. Assess.* 9:237-243.
- Libes, S. M. 1992. *An Introduction to Marine Biogeochemistry*. John Wiley, New York. 733p.
- Lin, Y. C., G. P. Chang-Chien, P. C. Chiang, W. H. Chen, Y. C. Lin. 2013 Multivariate analysis of heavy metal contaminations in seawater and sediments from a heavily industrialized harbor in Southern Taiwan. *Mar. Pollut. Bull.* 76:266-75.
- Lluch-Cota, S. 2000. Coastal upwelling in the eastern Gulf of California. *Oceanol. Acta.* 23(6):731-740.
- Lohmann, R., K. Breivik, J. Dachs, D. Muir. 2007. Global fate of POPs: current and future research directions. *Environ. Pollut.* 150:150-165.
- Loring, D. 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES J. Mar. Sci.* 48(1):101-115. doi: 10.1093/icesjms/48.1.101.
- Luoma, S. N. 1989. Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? *Hydrobiologia* 176:379-396.

Luoma, S. N., D. J. H. Phillips. 1988. Distribution, variability and impacts of trace elements in San Francisco Bay. *Mar. Pollut. Bull.* 19(9):413-425.

Macdonald, R. W., L. A. Barrie, T. F. Bidleman, M. L. Diamond, D. J. Gregor, R. G. Semkin, W. M. J. Strachan, Y. F. Wania, M. Alae, S. Backus, M. Bowers, C. Gobeil, C. Halsall, J. Hoff, L. Lockhart, D. Mackay, Muir, D., J. Pudykiewicz, K. Reimer, J. Smith, G. Stern, W. Schroeder, R. Wagemann, M. Yunker. 2000. Contaminants in the Canadian Arctic: five years of progress in understanding sources, occurrence and pathways. *Sci. Total. Environ.* 254:93-234.

Mackay, D., W. Y. Shiu, K. C. Ma. 1997. Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals: Volume V, Pesticide Chemicals; Lewis Publishers: Boca Raton. 926p.

Magesh, N., N. Chandrasekar, S. K. Kumar, M. Glory. 2013. Trace element contamination in the estuarine sediments along Tuticorin coast–Gulf of Mannar, southeast coast of India. *Mar. Pollut. Bull.* 73(1):355-361. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.05.041.

Maluf, L. Y. 1983. Physical oceanography. En: Case, T. J., M. L. Cody (eds.). *Island biogeography in the Sea of Cortez*. University of California Press, California. 508pp.

Matson, P. A. (ed.). 2012. *Seed of sustainability: lesson from the birthplace of the green revolution*. Island press. Primera edición. Washington, D.C. 292p.

Maulvault, A. L., P. Anacleto, V. Barbosa, M. L. Nunes, A. Marques. 2016. Shellfish: Role in the diet. En: Caballero, B., P. Finglas, F. Toldrá (eds.). *The Encyclopedia of Food and Health* vol. 4, Oxford: Academic Press. pp 772-778.

McEwan, F. L., G. R. Stephenson. 1979. *The use and significance of pesticides in the Environment*. John Wiley and Sons. New York-Toronto. 538p. ISBN 0-471-03903-9

McGlathery, K. J., K. Sundbäck, I. C. Anderson. 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 348:1-18.

Mearns, A. J., M. B. Matta, D. Simecek-Beatty, M. F. Buchman, G. Shigenaka, W. A. Wert. 1988. PCB and chlorinated pesticide contamination in U.S. fish and shellfish: A historical assessment report. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 39. https://docs.lib.noaa.gov/noaa_documents/NOS/OMA/TM_NOS_OMA/nos_oma_39.pdf

Méndez, L., B. Acosta, J. A. Arreola-Lizárraga, G. Padilla. 2004. Anomalous levels of heavy metals in sediments from Guaymas Bay, Mexico. *B. Environ. Contam. Tox.* 72(6):1101-1106. doi: 10.1007/s00128-004-0357-5.

- Méndez, L., E. Palacios, B. Acosta, P. Monsalvo-Spencer, T. Álvarez-Castañeda. 2006. Heavy metals in the clam *Megapitaria squalida* collected from wild and phosphorite mine-impacted sites in Baja California, Mexico. *Biol. Trace Elem. Res.* 110:275-286. doi:10.1385/BTER:110:3:275.
- Méndez-Rodríguez, L. C., A. E. Salas-Flores, J. A. Arreola-Lizárraga, S. T. Álvarez-Castañeda, B. Acosta. 2002. Heavy metals in clams from Guaymas Bay, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 68:217-223.
- Mendoza-Carranza, M., A. Sepúlveda-Lozada, C. Dias-Ferreira, V. Geissen. 2016. Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web: a case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexico. *Environ Pollut.* 210:155-165.
- Mico, C., L. Recatala, M. Peris, J. Sanchez. 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere* 65:863-872.
- Montes, A. M.; F. A. Gonzalez-Farias, A. V. Botello. 2012. Pollution by organochlorine pesticides in Navachiste-Macapule, Sinaloa, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* 184:1359-1369.
- Moody, J. 2003. North America eliminates use of chlordane. *Trio Newsletter* 4, North American Commission for Environmental Cooperation. Montreal. www.cec.org/trio/stories/index.cfm?edZ9&IDZ111&varlanZenglishO
- Morillo, J., J. Usero, I. Gracia. 2004. Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. *Chemosphere* 55(3):431-442.
- Navrátil, T., L. Minařík. 2005. Trace elements and contaminants. *Earth system: history and natural variability - vol. IV.* Academy of Sciences, Prague. *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*. 9p.
- Niño-Torres, C. A., S. C. Gardner, T. Zenteno-Savín, G. M. Ylitalo. 2009. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in California sea lions (*Zalophus californianus californianus*) from the Gulf of California, México. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 56:350-359.
- Nixon, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41:199-229.
- Nixon, S. W. 2009. Eutrophication and the microscope. *Hydrobiologia* 629(1):5-19.
- Nordberg, M., D. M. Templeton, O. Andersen, J. H. Duffus. 2009. Glossary of terms used in ecotoxicology (IUPAC Recomendatios 2009). *Pure Appl. Chem.* 81(5):829-970.

Nriagu, J. O. 1996. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature* 338(6210):47-49.

Olivos-Silva, R., M. De la O-Villanueva, A. Villalba-Atondo. 1996. Estudio sedimentológico de la laguna costera El Soldado, Sonora, México. INOCAR. <http://hdl.handle.net/1834/2195>

Orris, P., L. K. Chary, K. Perry, J. Sbury. 2000. Persistent organic pollutants and human health. World Federation of Public Health Associations WFPHA: Washington, DC. 38p.
Ortega-Calvo, J. J., J. Harmsen, J. R. Parsons, K. T. Semple, M. D. Aitken, C. Ajao, W. J. Peijnenburg. 2015. From bioavailability science to regulation of organic chemicals. *Environ Sci Technol.* 49(17):10255-10264.

Ouellette, T. R. 1981. Seasonal variation of trace-metals in the mussel *Mytilus californianus*. *Environ. Conserv.* 8:53-58.

Páez-Osuna, F., A. Gracia, F. Flores-Verdugo, L. P. Lyle-Fritch, R. Alonso-Rodríguez, A. Roque, A. C. Ruiz-Fernández. 2003. Shrimp aquaculture development and the in the Gulf of California ecoregion. *Mar. Poll. Bull.* 46:806-815.

Páez-Osuna, F., G. Ramírez-Reséndiz, A. C. Ruiz-Fernández, M. F. Soto-Martínez. 2007. La contaminación por fósforo en Sinaloa: flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo. En: Páez-Osuna, F. (ed.). *La Serie las Lagunas Costeras de Sinaloa*. UNAM, El Colegio de Sinaloa, México, D.F. 304p.

Páez-Osuna, F., S. Álvarez-Borrogo, A. C. Ruiz-Fernández, J. García-Hernández, M. E. Jara-Marini, M. E. Bergés-Tiznado, A. Piñón-Gimate, R. Alonso-Rodríguez, M. F. Soto-Jiménez, M. G. Frías-Espericueta, J. R. Ruelas-Inzunza, C. R. Green-Ruiz, C. C. Osuna-Martínez, J. A. Sánchez-Cabeza. 2017. Environmental status of the Gulf of California: A pollution review. *Earth-Science Rev.* 166:181-205.

Pandit, G. G., S. K. Sahu, S. Sharma, V. D. Puranik. 2006. Distribution and fate of persistent organochlorine pesticides in coastal marine. *Environment of Mumbai. Environ. Int.* 32:240-243.

Peterson, M. S., G. E. Batley. 1993. The fate of the endosulphan in aquatic ecosystems. *Environ. Pollut.* 82:143-152.

Raju, K. V., R. K. Somashekar, K. L. Prakash. 2012. Heavy metal status of sediment in river Cauvery, Karnataka. *Environ. Monit. Assess.* 184(1):361-373.

Reible, D. D., J. W. Fleeger, J. Pardue, M. Tomson, A. Kan, L. Thibodeaux. 2002. Contaminant release during removal and resuspension. www.hsrb.org/hsrb/html/ssw/ssw-contaminant.html.

- Reinfelder, J. R., N. S. Fisher, S. N. Luoma, J. W. Nichols, W. X. Wang. 1998. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach. *Sci. Total Environ.* 219:117-135.
- Rentería-Cano, M. E. 2011. Elementos mayores y traza en el zooplancton de las regiones Norte y Central del Golfo de California. Tesis (Doctorado en Ciencias Marinas). La Paz, Baja California Sur, México. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. 173 p.
- Richir, J., S. Gobert. 2014. A reassessment of the use of *Posidonia oceanica* and *Mytilus galloprovincialis* to biomonitor the coastal pollution of trace elements: New tools and tips. *Mar. Pollut. Bull.* 89:390-406.
- Richir, J., S. Gobert. 2016. Trace elements in marine environments: occurrence, threats and monitoring with special focus on the coastal Mediterranean. *J. Environ. Anal. Toxicol.* 6:349. doi:10.4172/2161-0525.1000349
- Ridgway, J., G. Shimmield. 2002. Estuaries as repositories of historical contamination and their impact on shelf seas. *Estuar. Coast. Shelf S.* 55:903-928.
- Rodríguez-Meza, G. D., E. Shumilin, D. Sapozhnikov, L. Méndez-Rodríguez, B. Acosta-Vargas. 2009. Evaluación geoquímica de elementos mayoritarios y oligoelementos en los sedimentos de Bahía Concepción (BCS, México). *Bol. Soc. Geol. Mex.* 61(1):57-72.
- Rosales, M. T. L., R. Escalona. 1983. Organochlorine Residues in organisms of two different lagoons of northwest Mexico. *B. Environ. Contam. Tox.* 30:456-463.
- Rosa-Vélez, J., F. González-Farías. (eds.). 1995. Temas de oceanografía biológica en México 2. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, Baja California. 288p.
- Royce, C. 1970. Introduction to sediment analysis. Arizona State University Publications. Tempe, Arizona, EUA. 180p.
- Ruiz-Ruiz, T. M. Análisis comparativo de índices de eutrofización en lagunas costeras del Estado de Sonora, México. Tesis (Doctorado en Ciencias). Guaymas, Sonora. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. 169 p.
- Ruiz-Ruiz, T. M., J. A. Arreola-Lizárraga, L. Morquecho, L. C. Méndez-Rodríguez, A. Martínez-López, R. A. Mendoza-Salgado. 2016. Detecting eutrophication symptoms by means of three methods in a subtropical semi-arid coastal lagoon. *Wetlands.* doi.org/10.1007/s13157-017-0944-y.
- Rule, J. H. 1986. Assessment of trace element geochemistry of Hampton roads harbor and lower Chesapeake Bay area sediments. *Environ. Geol. Water S.* 8(4):209-219. doi: 10.1007/BF02524948.

Sánchez-Carrillo, S., R. Sánchez-Andrés, L. C. Alatorre, D. G. Angeler, M. Álvarez-Cobelas, J. A. Arreola-Lizárraga. 2009. Nutrient fluxes in a semi-arid microtidal mangrove wetland in the Gulf of California. *Estuar. Coast. Shelf S.* 82:654-662.

Sánchez-Velasco, L., M. F. Lavín, M. Peguero-Icaza, C. A. León-Chávez, F. Contreras-Catala, S. G. Marinone, I. V. Gutiérrez-Palacios, V. M. Godínez. 2009. Seasonal changes in larval fish assemblages in a semi-enclosed sea (Gulf of California). *Cont. Shelf. Res.* 29(14):1697-1710.

Sañudo-Wilhelmy, S. A. S., A. R. Flegal. 1991. Trace element distributions in coastal waters along the US-Mexican boundary: Relative contributions of natural processes vs. anthropogenic inputs. *Mar. Chem.* 33(4):371-392.

Saulnier, I., A. Mucci. 2000. Trace metal remobilization following the resuspension of estuarine sediments: Saguenay Fjord, Canada. *Appl. Geochem.* 15:191-210.

Scavia, D., Y. Liu. 2009. Exploring estuarine nutrient susceptibility. *Environ. Sci. Technol.* 43:3474-3479.

Schlekat, C. E., A. W. Decho, G. T. Chandler. 2000. Bioavailability of particle associated silver, cadmium and zinc to the estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus* through dietary ingestion. *Limnol. Oceanogr.* 45(1):11-21.

Schnoor, J. L. 1992. Fate of pesticides and chemicals in the environment. Primera edición. John Wiley and Sons. 464p. ISBN: 978-0-471-50232-6

Schroeder, R. A., W. H. Orem, Y. K. Kharaka. 2002. Chemical evolution of the Salton Sea, California: nutrient and selenium dynamics. *Hydrobiologia* 473(1):23-45.

Sharma, S., D. N. Singh. 2015. Characterization of sediments for sustainable development: State of the Art. *Mar. Georesour. Geotechnol.* 33(5):447-465.

Shiel, A. E., D. Weis, K. J. Orians. 2012. Tracing Cadmium, Zinc and Lead sources in bivalves from the coasts of Western Canada and the USA using isotopes. *Geochim. Cosmochim. Acta* 76:175-190.

SIAP, SAGARPA. 2015. Anuario Estadístico de la Producción Agrícola. http://infosiap.siap.gob.mx/aagricola_siap/icultivo/index.jsp Consulta 15 enero 2015.

Silva-Mendizábal, R. S. 2011. Cuantificación de nutrientes que integran al sistema lagunar del Tóbari en el Sur de Sonora a través de drenes agrícolas del Valle del Yaqui en el periodo 2008-2009. Tesis (Maestría en Ciencias). Guaymas, Sonora, México. Instituto Tecnológico de Guaymas. 70 p.

Simpson, S. L., S. C. Apte, G. E. Batley. 1998. Effect of short-term resuspension events on trace metal speciation in polluted anoxic sediments. *Environ. Sci. Technol.* 32:620-5.

Singh, K. P., D. Mohan, V. K. Singh, A. Malik. 2005. Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti River sediments - a tributary of the Ganges, India. *J. Hydrol.* 312:14-27. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.01.021.

Siordia-Cermeño, P., L. Sánchez-Velasco. 2004. Distribución espacial de crustáceos del zooplancton en el Golfo de California (marzo 1998). En: Hendrix, M. E. (ed.). *Contribuciones al estudio de los crustáceos del Pacífico este*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Mexico, D.F. pp 117-125.

Skei, J., P. Larsson, R. Rosenberg, P. Jonsson, M. Olsson, D. Broman. 2000. Eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems. *J. Hum. Environ. Syst.* 29(4):184-194.

Skoog, A. C., Arias-Esquivel, V. A. 2009. The effect of induced anoxia and reoxygenation on benthic fluxes of organic carbon, phosphate, iron, and manganese. *Sc Total Environ.* 407(23):6085-6092.

Snedeker, S. M. 2001. Pesticides and breast cancer risk: a review of DDT, DDE, and dieldrin. *Environ. Health Perspect.* 109(1):35-47.

Sobrino-Figueroa, A., C. Cáceres-Martínez, R. Rosas-Cedillo. 2007. Evaluación del riesgo por consumir moluscos contaminados con cadmio, cromo y plomo (Risk evaluation for mollusk consumption polluted with cadmium, chromium and lead). *Hidrobiológica* 17(1):49-58.

Soto-Jiménez, M. F., F. Páez-Osuna. 2001. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). *Estuar. Coast. Shelf S.* 53:259-74.

Strickland, J. D., T. R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bulletin Fisheries Research Board of Canada*. Segunda edición. Ottawa, Canada. 203p.

Sutherland, T. F., S. A. Petersen, C. D. Levings, A. J. Martin. 2007. Distinguishing between natural and aquaculture-derived sediment concentrations of heavy metals in the Broughton Archipelago, British Columbia. *Mar. Pollut. Bull.* 54:1451-60.

Szefer, P., G. P. Glasby, J. Pempkowiak, R. Kaliszan. 1995. Extraction studies of heavy-metal pollutants in surficial sediments from the southern Baltic Sea off Poland. *Chem. Geol.* 120(28):111-126.

Taylor, S. R. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochim. Cosmochim. Acta* 28:1273-1285.

Tercierwaeber, M. L., M. Taillefert. 2008. Remote in situ voltametric techniques to characterize the biogeochemical cycling of trace metals in aquatic systems. *J. Environ. Monitor.* 10:30-50.

Teuchies, J., M. De Jonge, P. Meire, R. Blust, L. Bervoets. 2012. Can acid volatile sulfides (AVS) influence metal concentrations in the macrophyte *Myriophyllum aquaticum*? *Environ. Sci. Technol.* 46:9129-37.

Toledo, M. C. F., C. M. Jonsson. 1992. Bioaccumulation and elimination of endosulfan in zebra fish (*Brachydarío rerio*). *Pestic. Sic.* 36:207-211.

Tremblay, N., J. Gómez-Gutiérrez, T. Zenteno-Savín, C. J. Robinson, L. Sánchez-Velasco. 2010. Role of oxidative stress in seasonal and daily vertical migration of three krill species in the Gulf of California. *Limnol. Oceanogr.* 55(6):2570-2584.

Tu, T., L. Shunxing, C. Lihui, Z. Fengying, H. Xu-Guang. 2014. Effect of coastal eutrophication on heavy metal bioaccumulation and/or bioavailability in the razor clam, *Sinonovacula constricta*. *Aquat. Toxicol.* 155:269-274.

UNEP (United Nations Environment Programme). 2002. Regional Assessment of Persistent Toxic Substances. Mediterranean Regional Report. UNEP Chemicals. Geneva, Switzerland. 126p.

UNEP (United Nations Environment Programme). 2003. Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances. UNEP Chemicals. Geneva, Switzerland. 211p. https://www.researchgate.net/profile/Hindrik_Bouwman/publication/292286858_Regional_y_based_assessment_of_persistent_toxic_substances_Global_reprt/links/56ac8fb408ae19a38513e2e7.pdf?origin=publication_list Consulta febrero 2014.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1979. EPA-600/4-79-020. Methods for chemical analysis, metals section. Environmental Monitoring and Support Laboratory. Ohio, EUA. 305p.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1983. Toxicology One-liners for Heptachlor/Heptachlor Epoxide. Washington, DC, USA.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1986. Test Methods for Evaluating Solid Waste (SW-846): Physical/chemical methods. USEPA, Office of Solid Waste. Washington, DC. <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-compendium> Consulta febrero 2014.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2000. Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Volumen 1: Fish sampling and analysis. 3rd Edition. EPA-823-B-00-007. Washington, DC. <http://www.>

epa.gov/region6/qa/qadevtools/mod4references/supplemental/volume1.pdf Consulta febrero 2014.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2000. Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Volumen 2: Risk Assessment and Fish Consumption Limits, Third Edition. Office of Science and Technology, Office of Water. Washington, DC. 383p. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/volume2.pdf> Consulta febrero 2014.

Usero J., J. Morillo, I. Gracia. 2005. Heavy metal concentrations in mollusks from the Atlantic coast of southern Spain. *Chemosphere* 59:1175-1181.

Valdés, J., G. Vargas, A. Sifeddine, L. Ortlieb, M. Guinez. 2005. Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones bay (23 S), Northern Chile: geochemical and statistical approach. *Mar. Pollut. Bull.* 50(12):1558-1568. doi: 10.1016/j.marpolbul.2005.06.024

Valenzuela-Siu, M., J. A. Arreola-Lizárraga, S. Sánchez-Carillo, G. Padilla-Arredondo. 2007. Flujo de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, México. *Hidrobiológica* 17:193-202.

Van Den Berg, M., L. S. Birnbaum, M. Denison. 2006. The 2005 World Health Organization re-evaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicol Sci.* 93:223-41.

Vargas-González, H. H., J. A. Arreola-Lizárraga, J. García-Hernández, R. A. Mendoza-Salgado, T. Zenteno-Savín, L. C. Méndez-Rodríguez. 2017. Calidad de sedimentos asociada a actividades antrópicas en lagunas costeras semiáridas subtropicales de la costa central este del Golfo de California. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 33:7-22.

Vargas-González, H. H., J. A. Arreola-Lizárraga, R. A. Mendoza-Salgado, L. C. Méndez-Rodríguez, C. Lechuga-Devéze, G. Padilla-Arredondo, M. Córdoba-Matson. 2014. Effects of sewage discharge on trophic state and water quality in a coastal ecosystem of the Gulf of California. *Scientific World J.* doi:10.1155/2014/618054.

Vega-Granillo, E. L., S. Cirett-Galán, M. L. De la Parra-Velasco, R. Zavala-Juárez. 2011. Hidrogeología de Sonora, México. En: Thierry, C. (ed.). *Panorama de la geología de Sonora*. Boletín 118, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, México. pp 267-298.

Vicente Martorell, J. J. 2010. Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de la costa Suratlántica Andaluza afectados por contaminación difusa. Tesis (Doctorado en Ciencias Químicas). Cádiz, España. Universidad de Cádiz. 528p.

Vijgen, J. 2006. The legacy of lindane HCH isomer production. Main Report. A global overview of residue management, formulation and disposal. International HCH & Pesticide Association (IHPA). ISBN 87-991210-1-8. pp 1-22.

Villalba, A. A., R. P. Ortega, M. De la O Villanueva 1989. Evaluación geo-química en la fase sedimentaria de ecosistemas costeros del estado de Sonora, México. *Acta Oceanog. Pacíf.* 5(1):97-105.

Vollenweider, R. A., F. Giovanardi, G. Montanari, G., A. Rinaldi. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics* 9:329-357.

Walkley, A., I. A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37(1):29-38.

Wan, H., F. H. Higginson, C. R. Harris, K. W. McDougall. 1989. Organochlorine insecticide in soils used for vegetable and tropical fruit production in the Cudgen Duranbah area of New South Wales. *B. Environ. Contam. Tox.* 42(2):177-180.

Wang, L., N. A. Coles, C. Wu, J. Wu. 2014. Spatial variability of heavy metals in the coastal soils under long-term reclamation. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 151:310-317.

Wania, F., D. Mackay. 1996. The Global Fractionation of Persistent Organic Chemicals. NILU Technical Report. Norwegian Institute for Air Research: Keller, Norway. TR10/96.

WHO (World Health Organization). 1989. Environmental Health Criteria 83, DDT and its Derivatives: Environmental Aspects. International Programme on Chemical Safety, United Nations Environment Programme, the International Labour Organization, and the World Health Organization: Geneva.

WHO (World Health Organization). 2009. The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification. WHO Press. Geneva, Switzerland. 78p. http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44271/1/9789241547963_eng.pdf

Wu Y, X. Hou, X. Cheng, S. Yao, W. Xia, S. Wang. 2007. Combining geochemical and statistical methods to distinguish anthropogenic source of metals in lacustrine sediment: a case study in Dongjiu Lake, Taihu Lake catchment, China. *Environ. Geol.* 52(8):1467-74.

Wu, X., Y. Jia, H. Zhu. 2012. Bioaccumulation of cadmium bound to ferric hydroxide and particulate organic matter by the bivalve *M. meretrix*. *Environ. Pollut.* 165:133-139.

Wu, Y., J. Zhang, Q. Zhou. 1999. Persistent organochlorine residues in sediments from Chinese river/estuary systems. *Environ. Pollut.* 105:143-150.

Yu, F., Y. Zong, J. M. Lloyd, G. Huang, M. J. Leng, C. Kendrick, A. L. Lamb, W. W. S. Yim. 2010. Bulk organic $\delta^{13}\text{C}$ and C/N as indicators for sediment sources in the Pearl River delta and estuary, southern China. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 87:618-630.

Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4ta edición. Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, Nueva Jersey, EUA. 663p.

Zarull, M. A., J. H. Hartig, L. Maynard. 1999. Ecological benefits of contaminated sediment remediation in the Great Lakes basin. www.ijc.org/php/publications/html/ecolosed.

Zaytsev, O., R. Cervantes-Duarte, O. Montante, A. Gallegos-García. 2003. Coastal upwelling activity on the Pacific shelf of the Baja California Península. *J. Oceanogr.* 59(4):489-502.

Zhang, C., Z. Yu, G. Zeng, M. Jiang, Z. Yang, F. Cui, M. Zhu, L. Shen, L. Hu. 2014. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environ. Int.* 73:270-281.

Zhuang, Y., H. E. Allen, G. Fu. 1994. Effect of aeration of sediment on cadmium binding. *Environ. Toxicol. Chem.* 13(5):717-24.

Zoumis, T., A. Schmidt, L. Grigorova, W. Calmano. 2001. Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. *Sci Total Environ.* 266:195-202.

Zwolsman, J. J. G., G. W. Berger, G. T. M. Van Eck. 1993. Sediment accumulation rates, historical input, postdepositional mobility and retention of major element and trace metals in salt marsh sediment of the Scheldt estuary. *SW Mar. Chem.* 44:73-94.