



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

**PRESENCIA DE METALES EN SEDIMENTOS DE CUATRO SISTEMAS
LAGUNARES DE VERACRUZ, MÉXICO.**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS**

**PRESENTA:
ARIANA OLIVARES JIMÉNEZ**

TUTOR PRINCIPAL:

Dr. Alfonso Vázquez Botello
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología

COMITÉ TUTOR:

Dra. Guadalupe De la Lanza Espino
Instituto de Biología
Dra. Alma Socorro Sobrino Figueroa
Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa
Dr. Antonio Zoilo Márquez García
Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa
Dr. Fernando Antonio González Farías
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología

CD. MX., MAYO, 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



PRESENCIA DE METALES EN SEDIMENTOS DE CUATRO SISTEMAS LAGUNARES DE VERACRUZ, MÉXICO.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
(Química Acuática)

PRESENTA:
ARIANA OLIVARES JIMÉNEZ

TUTOR PRINCIPAL:
Dr. Alfonso Vázquez Botello
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
COMITÉ TUTOR:
Dra. Guadalupe De la Lanza Espino
Instituto de Biología
Dra. Alma Socorro Sobrino Figueroa
Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa
Dr. Antonio Zoilo Márquez García
Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa
Dr. Fernando Antonio González Farías
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología

MÉXICO, CD. MX., MAYO, 2021

Agradecimientos

A la Universidad Autónoma de México por brindarme la oportunidad de crecer en ella.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico brindado.

Con cariño a mi director, Dr. Alfonso Vázquez Botello por darme la oportunidad de participar en este proyecto por la asesoría, apoyo y confianza, además de sus valiosas correcciones.

A mi comité tutor, Dra. Guadalupe de la Lanza Espino, Dra. Alma Socorro Sobrino Figueroa, Dr. Antonio Z. Márquez García, Dr. Fernando Antonio González Farías por confiar en mí, por guiarme y brindarme siempre su apoyo durante estos años de trabajo.

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología por brindarme un lugar de trabajo, especialmente al laboratorio de Contaminación Marina por la confianza y el apoyo incondicional durante mi estancia y en especial a la Biol. Susana Villanueva por incorporarme a la realización de este Proyecto, por su buena predisposición porque de alguna u otra forma colaboro para que este trabajo sea posible.

A la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa en especial al laboratorio de Alejandro Villalobos dirigido por la Dra. Alma Socorro Sobrino Figueroa por su apoyo incondicional y la invaluable ayuda que me brindó.

A la Dra. Guadalupe de La Lanza Espino por su asesoría para darle un sentido más analítico, por su orientación apoyo y ánimo.

Al Doctor Antonio Zoilo por sus consejos y el apoyo brindado durante el tiempo compartido.

Al Dr. Fernando Antonio González Farías por sus observaciones para mejorar este trabajo.

A mi esposo e hijos les agradezco sus palabras de aliento en los momentos críticos y la ayuda brindada en el trabajo y en lo cotidiano, y en especial por todos estos años juntos y por enseñarme que todo es posible con esfuerzo y amor por lo que hacemos.

A mi madre, muy especialmente, por darme la posibilidad de estudiar e incentivar me a hacerlo y por estar siempre presentes, ayudándome en todo momento brindándome su amor incondicionalmente.

ÍNDICE

| | Página |
|----------------------------------------|---------------|
| Resumen | 1 |
| 1. Introducción | 3 |
| 2. Antecedentes | 5 |
| 3. Marco conceptual | 7 |
| 4. Justificación | 13 |
| 5. Objetivos | 14 |
| 5.1 Objetivo General | |
| 5.2 Objetivos Específicos | |
| 6. Área de estudio | 15 |
| 7. Materiales y métodos | 18 |
| 7.1 Trabajo de campo | |
| 7.2 Trabajo de laboratorio | |
| 8. Análisis de Resultados | 28 |
| 9. Discusión | 63 |
| 10. Conclusiones | 65 |
| 11. Referencias | 66 |

ÍNDICE DE TABLAS

| Tabla | | Página |
|--------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------|
| 1. | Localización de los puntos de muestreo. | 18 |
| 2. | Parámetros físico-químicos de las Lagunas Verde (V), El Llano (L), Farallón (F) y La Mancha (M), Ver. | 30 |
| 3. | Composición granulométrica y materia orgánica de los sedimentos de las Lagunas Verde (V), El Llano (LL), Farallón (F) y La Mancha (M), Ver. | 31 |
| 4. | Porcentajes de inhibición, mortalidad y valores del Índice de toxicidad de sedimentos obtenidos de los bioensayos realizados a las lagunas Verde (V) , Farallón (F), Llano (L) y La Mancha (M), Ver. | 33 |
| 5. | Concentración de metales totales ($\mu\text{g g}^{-1}$) en los sedimentos de las Lagunas Verde (V), El Llano (LL), Farallón (F) y La Mancha (M), Ver. | 41 |
| 6. | Concentración de metal biodisponible ($\mu\text{g g}^{-1}$) en los sedimentos de las Lagunas Verde (V), El Llano (LL), Farallón (F) y La Mancha (M), Ver. | 42 |
| 7. | Coefficientes de correlación de pearson con $p \leq 0.050$ para los parámetros físicoquímicos y geoquímicos en los sedimentos superficiales de realizados a las Lagunas Verde (A), Llano (B), Ver. | 49 |
| 8. | Coefficientes de correlación de pearson con $p \leq 0.050$ para los parámetros físicoquímicos y geoquímicos en los sedimentos superficiales de realizados a las Lagunas Farallón (A) y La Mancha (B), Ver. | 50 |
| 9. | Valores de referencia ERL y ERM para metales traza ($\mu\text{g g}^{-1}$) propuestos por Long et al. (1995). | 60 |
| 10. | Concentración ($\mu\text{g g}^{-1}$) de metales en sedimentos de áreas costeras del Golfo de México. | 61 |
| 11. | Concentración de metales pesados en sedimentos en algunos cuerpos de agua | 62 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| Figura | | Página |
|---------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------|
| 1. | Mapas de localización de las Lagunas Verde, El Llano, Farallón y La Mancha con sus respectivas estaciones de muestreo, tomada de Botello (2010). | 17 |
| 2. | Representación gráfica de las dos primeras componentes principales para las variables fisicoquímicas de las lagunas: Verde (A), Llano (B), Farallón(C) y La Mancha (D), Ver. | 45 |
| 3. | Representación gráfica de las dos primeras componentes principales para las variables granulométricas de las lagunas: Verde (A), Llano (B), Farallón(C) y La Mancha (D), Ver. | 46 |

ÍNDICE DE GRAFICAS

| Graficas | Página |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| 1. Distribución granulométrica de sedimentos en los cuatro sistemas lagunares en estudio. | 32 |
| 2. Porcentajes de inhibición y mortalidad en cada estación de muestreo de de los cuatro sistemas lagunares en estudio. | 35 |
| 3. Índice de Toxicidad de Sedimentos (ITS) en cada estación de muestreo de los cuatro sistemas lagunares en estudio. | 36 |
| 4. Concentración promedio de metales totales y biodisponibles en sedimentos superficiales de la Laguna Verde, Ver. | 38 |
| 5. Concentración promedio de metales totales y biodisponibles en sedimentos superficiales de la Laguna Llano, Ver. | 38 |
| 6. Concentración promedio de metales totales y biodisponibles en sedimentos superficiales de la Laguna Farallón, Ver. | 39 |
| 7. Concentración promedio de metales totales y biodisponibles en sedimentos superficiales de la Laguna Mancha, Ver. | 40 |
| 8. Concentraciones promedio de metales en los sistemas lagunares analizados. | 43 |
| 9. Concentración promedio de cadmio total y biodisponible en sedimentos superficiales de los sistemas lagunares analizados. | 51 |
| 10. Concentración promedio de cromo total y biodisponible en sedimentos superficiales de los sistemas lagunares analizados. | 53 |
| 11. Concentración promedio de cobre total y biodisponible en sedimentos superficiales de los sistemas lagunares analizados | 55 |
| 12. Concentración promedio de níquel total y biodisponible en sedimentos superficiales de los sistemas lagunares analizados. | 57 |
| 13. Concentración promedio de plomo total y biodisponible en sedimentos superficiales de los sistemas lagunares analizados. | 59 |

RESUMEN

En este trabajo se cuantificó la concentración de Cd, Cr, Cu, Ni y Pb totales y biodisponibles en sedimentos superficiales de las lagunas: Verde, Llano, Farallón y La Mancha en el estado de Veracruz, México., durante el periodo del 27 de febrero al 1 de marzo del 2012 época de secas, a partir de cuatro estaciones de muestreo para cada laguna. Las concentraciones de metales se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica. Además, se realizaron análisis de granulometría, materia orgánica y toxicidad en los sedimentos, los resultados mostraron sedimentos predominantemente limosos para los cuatro sistemas lagunares. En las lagunas Verde y El Farallón en promedio tuvieron una toxicidad baja de 48.4 % y 31.5% , y porcentajes de materia orgánica de 9.3 y 8.3 % , en cuanto a Laguna el Llano y La Mancha su toxicidad fue de media a alta (60% a 63%), así como 1.16 y 5.1 % de materia orgánica, los niveles promedio de metales totales más elevados fueron para el Cu ($29.83 \mu\text{g g}^{-1}$) en laguna Verde y Pb ($81.85 \mu\text{g g}^{-1}$) en la laguna El Llano, el Cr ($65.98 \mu\text{g g}^{-1}$) presentó bioacumulación en los sedimentos recientes para laguna La Mancha las concentraciones de Cd y Ni totales para las cuatro lagunas analizadas sobrepasaron los valores que producen efectos biológicos (ERL) en un 50%. Respecto a la fracción biodisponible el Cr mostro la mayor biodisponibilidad en laguna Verde y Pb en la laguna El Farallón.

Palabras clave: metales, laguna, sedimentos, Veracruz.

SUMMARY

In this work, the concentration of total and bioavailable Cd, Cr, Cu, Ni, and Pb was quantified in superficial sediments of the lagoons: Verde, Llano, Farallón, and La Mancha in the state of Veracruz, Mexico, during the period of 27 December. February to March 1, 2012, dry season, from four sampling stations for each lagoon. Metal concentrations were determined by atomic absorption spectrophotometry. Besides, granulometry, organic matter, and toxicity analyzes were carried out in the sediments, the results showed predominantly silty sediments for the four lagoon systems. In the Verde and El Farallón lagoons, on average, they had low toxicity of 48.4% and 31.5%, and organic matter percentages of 9.3 and 8.3%, while in Laguna el Llano and La Mancha their toxicity was medium to high (60% to 63%), as well as 1.16 and 5.1% of organic matter, the highest average levels of total metals were for Cu($29.83 \mu\text{g g}^{-1}$) in Laguna Verde and Pb($81.85 \mu\text{g g}^{-1}$) in lagoon El Llano, Cr($65.98 \mu\text{g g}^{-1}$) presented bioaccumulation in the recent sediments for La Mancha lagoon, the concentrations of total Cd and Ni for the four analyzed lagoons exceeded the values that produce biological effects (ERL) by 50%. Regarding the bioavailable fraction, Cr showed the highest bioavailability in Laguna Verde and Pb in Laguna El Farallón.

Keywords: metals, lagoon, sediments, Veracruz.

1. Introducción

Las lagunas costeras son formaciones terrestres comunes a lo largo de los bordes de la mayoría de los continentes, tienen conexiones restringidas con el océano, periodos largos de residencia del agua y son efímeras en escala de tiempo geológico (Kjerfve, 1986). Otra definición práctica de laguna costera fue propuesta por (Kjerfve, 1994); cuerpo de agua costero separado del océano por una barrera conectado al menos intermitentemente al océano por una o más bocas restringidas y generalmente tiene una orientación paralela a la línea de costa.

En México las lagunas costeras y estuarios están sometidos desde hace varios años a la presión antropogénica por el depósito directo o indirecto de desechos urbanos e industriales, que contribuyen al deterioro de los valores y servicios ecosistémicos. A pesar de su importancia ecológica los estuarios han sido afectados por la industrialización y urbanización ya que brindan excelentes oportunidades para el transporte, desarrollo, descarga y dilución natural de desechos (Ponce y Botello, 1992; Zuñiga, 2012).

Estos ecosistemas son considerados como áreas altamente productivas, con gran actividad biológica y bioquímica y presentan un fuerte intercambio de materia y energía con el océano (Contreras, 1988; Gattuso *et al.*, 1998; Mendoza *et al.*, 2013).

La influencia de las actividades humanas sobre estos ecosistemas pueden manifestarse con efectos ambientales adversos tales como enriquecimiento por nutrientes, contaminación por metales pesados, contaminación por patógenos, pérdida de hábitats y agotamiento por recursos pesqueros (Arreola, 2003; Ruiz, 2017). Así las zonas costeras frecuentemente son el depósito final de residuos orgánicos e inorgánicos asociados a las actividades industriales y urbanas que se desarrollan en su entorno (Luoma, 1990; Giordano *et al.*, 1992; French, 1993; Calderón y Valdés, 2012).

Uno de los principales agentes de contaminación de la zona costera son los denominados metales pesados cuya movilización por el hombre han superado los flujos naturales derivado de los procesos geológicos, deducidos de las descargas fluviales (Morlán y Opeño, 2005; Zamudio *et al.*, 2014). Entre estos materiales, los metales pesados constituyen uno de los contaminantes críticos de lagos, estuarios y lagunas costeras (Páez-Osuna *et al.*, 1998).

Algo que influye de manera importante es la biodisponibilidad de metales en los sedimentos que tiene una acción directa sobre algunas especies acuáticas, las cuales pueden acumular altas concentraciones y tener efectos crónicos en sus poblaciones (Acosta *et al.*, 2002).

Las pruebas de toxicidad realizadas a los sedimentos o al elutriado de ellos, se han constituido en una herramienta eficaz de vigilancia, que permite conocer y generar condiciones de alerta de los impactos deletéreos de la actividad antropogénica (Ponce y Botello, 1992; Chapman, 1995; Moreno-Garrido *et al.*, 2007; Mcgre *et al.*, 2008; Rudolph *et al.*, 2010) plantean que lo ideal sería enfrentar el problema, especialmente si se trata de sedimentos de estuarios, a través de la evaluación del riesgo ecológico, es decir, desde tres ángulos: la caracterización física y química de los sedimentos, el estudio de las comunidades bentónicas y el análisis de calidad toxicológica.

En este trabajo se determinaron los niveles de concentración de metales en cuatro sistemas lagunares de Veracruz a través de la colecta de sedimentos superficiales, además se evaluó el grado de toxicidad de metales en sedimentos a través de bioensayos con organismos prueba, lo que nos ayudara a tener una referencia de los contaminantes en la fase sedimentaria en estos sistemas de México.

En consecuencia el presente trabajo tiene como objetivo la caracterización y el conocimiento de la concentración de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y determinar cuáles de estos metales se están depositando y concentrando en los sedimentos recientes determinados en la temporada de secas.

2. Antecedentes

México es un país con una extensa zona costera a lo largo del litoral del Golfo de México y existe un número considerable de estudios de concentración de metales en el sedimento dentro de los cuales señalan:

Núñez y Villanueva (2019) elaboraron una compilación de registros de concentraciones de metales en sedimentos superficiales y núcleos sedimentarios en áreas costeras del Golfo de México y Caribe Mexicano de 2000 a 2018, la cual revela que el Ni es el metal que registró valores más altos que el Efecto de Rango Bajo (ERL) que es 20.9 mg g^{-1} y el Efecto de Rango Bajo (ERM) es de 51.6 gm g^{-1} , debido a la combinación de las fuentes de aportación que es el litogénico, urbana e industrial con un 90 % del total de los sistemas considerados, todos ellos obtenidos de ríos y lagunas costeras de los estados de Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán., de acuerdo con los datos reportados de investigaciones es claro que la influencia de las áreas urbanas e industriales contribuyen al incremento de ciertos metales en los sistemas costeros del Golfo de México .

El sistema lagunar La Mancha ha sido objeto de varios estudios sobre metales entre los cuales se puede citar:

Rodríguez *et al.* (1996) evaluaron las concentraciones de los metales Fe, Mn, Zn, Ni, Cu, Co, Pb, Cr y Cd en sedimentos, agua y biota (moluscos, crustáceos y pastos) de las lagunas Salada, El Llano y La Mancha, que se localizan en el litoral costero del estado de Veracruz indicaron que las tres lagunas presentan un impacto significativo tanto de metales tóxicos como esenciales, ya que las concentraciones registradas se encuentran en intervalos similares al de regiones ya impactadas.

Aragón *et al.* (2009) realizaron una evaluación de metales como Al, Cd, Cu, Zn, en sedimentos. La concentración más alta de Cd encontrada fue de 1.22 mg k^{-1} , el Cu presento el valor más alto 26.99 mg k^{-1} , y la concentración máxima de Pb en sedimento fue de 23.24 mg k^{-1} , es difícil establecer cuál es el origen del Pb en esta laguna ya que tiene una afluencia de agua dulce marcadamente estacional.

Para el sistema lagunar El Llano se citan los siguientes estudios de metales en sedimentos:

Pérez-Cruz *et al.* (2013) registraron valores de metales en sedimentos el Cd total q de $0.43 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ a $2.30 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$, para el Cr $42.78 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$, Ni $121.66 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ y el Pb total de $62.79 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ el cual rebaso el ERL de $46.70 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$, para la fracción biodisponible el Ni mostró concentraciones de $0.59 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ y Pb $2.30 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$.

Bojórquez *et al.* (2018) realizaron un estudio de metales en dos núcleos de sedimentos cercanos a sitios de extracción de crudo en la laguna costera El Llano que es una zona donde se ubican las plataformas petroleras de la sonda de Campeche, mostrando los siguientes valores promedio para el Ni de $26 \text{ a } 31 \text{ mg/kg}^{-1}$ en el núcleo LL1 y $26 \text{ a } 30 \text{ mg/kg}^{-1}$ en el núcleo LL2, el Ni resultó moderadamente enriquecido y sus contenidos estuvieron asociados con el origen terrígeno e influenciados por los compuestos asociados con Al, Co, Fe, Li y Zn, posiblemente como resultado de la erosión e intemperismo de las rocas adyacentes.

Los sistemas lagunares Verde y El Farallón no han sido objeto de investigaciones previas a este trabajo tanto de metales en agua y sedimentos de ahí la importancia de realizar un estudio completo de caracterización del sedimentos y así tener un marco de referencia.

3. Marco Conceptual

Generalidades de los metales

Los metales son una clase importante de elementos que pueden causar efectos adversos y nocivos a la biota cuando el límite de concentración excede ciertos valores de umbral y las condiciones ambientales son favorables (Macfarlane y Bruchett, 2000; Márquez *et al.*, 2019) debido a su potencial efecto tóxico, su capacidad de bioacumulación y no degradación en ecosistemas acuáticos, los metales en ciertas concentraciones representan un problema para los ecosistemas acuáticos (Hasan *et al.*, 2016; Baysal y Akman, 2018).

Los metales como cadmio (Cd), zinc (Zn), cobre (Cu) y plomo (Pb) son elementos recurrentes en los problemas derivados de la contaminación ambiental en las zonas cercanas a asentamientos humanos (García y Vargas, 2004; González *et al.*, 2009). La cuantificación de los metales en los sedimentos de dichas zonas permite establecer los niveles de concentración característicos en ese ambiente y revelar situaciones anómalas.

El comportamiento de los metales traza en sistemas naturales es complejo, debido a las distintas interacciones químicas (Ahumada y Vargas, 2005). Para reconocer el grado de contaminación por metales en una determinada zona es necesario establecer el valor natural o de línea base de los sitios. Uno de los ambientes naturales interesantes de estudiar corresponde a sistemas lacustres, ya que algunos de estos cuerpos de agua tienen una baja y muy alta tasa de renovación. La incorporación de los metales pesados a los sistemas lénticos, se deben tanto a los aportes naturales como también por la actividad antrópica del entorno (principalmente por lixiviación de los vertimientos de desechos industriales o domésticos). En las latitudes medias y zonas de alta pluviosidad los cuerpos de agua vecinos a las zonas urbanas recogen una parte importante de los lixiviados propios de la actividad desarrollada en su entorno. El crecimiento de la ciudad incorpora

estos cuerpos de agua quedando atrapados por los sectores residenciales y son utilizados como áreas verdes de connotación ambiental. (González *et al.*, 2009).

Los contaminantes asociados a los sedimentos pueden ser resuspendidos de forma natural, por procesos físicos, químicos o biológicos (bioturbación), o por la actividad humana, tal como frecuentemente ocurre en la actividad de dragado (USEPA, 1998; Sprovieri *et al.*, 2007; Peluso, 2011). Estos mecanismos generan la removilización y redistribución de los contaminantes a la columna de agua desde los sedimentos (Walker *et al.*, 2006; Hill, 2010; Peluso, 2011).

Entre los contaminantes más estudiados en el ambiente costero están los metales potencialmente tóxicos, se dividen en dos categorías: 1. Metales de transición (Ej. Co, Cu, Mn, Fe y Zn) los cuales son esenciales para el metabolismo en bajas concentraciones, pero pueden ser tóxicos en concentraciones elevadas; y 2. Metales y metaloides (Ej. Pb, Cd, Hg, As, Se y Sn), los cuales generalmente no son requeridos para el metabolismo y son tóxicos en bajas concentraciones (Páez-Osuna y Farias-Espiricueta, 2001).

Los metales pesados en el medioambiente pueden tener distintas fuentes, un origen natural cuando proceden del material originario, o un origen antropógeno cuando provienen de actividades humanas contaminantes (Apte *et al.*, 2002; Bradl, 2005). Los metales pesados retenidos en los sedimentos también pueden ser debido a la combustión de petróleo (gasolina).

Metales en sedimentos

Los sedimentos contienen una mezcla de minerales granulados de tamaños finos, medio y grueso, incluyendo arcilla, limo y arena, mezclados con materia orgánica, estos sirven como depósito

de una variedad geológica, desechos biológicos, químicos y contaminantes (residuos), que dependen de los procesos físicos, químicos y biológicos de los cuerpos de agua y llegar a ser sumideros de contaminantes como metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos.

La actividad humana genera grandes cantidades de desechos tóxicos que son liberados al ambiente, ingresando a los diferentes compartimentos de los ecosistemas, ya sea por aire, agua, suelo o biota, dependiendo su destino de las propiedades fisicoquímicas, movilidad y persistencia de los compuestos que la integran (Shaw y Chadwich, 1998).

Es de particular preocupación la transferencia de especies químicas de los sedimentos a las cadenas alimenticias acuáticas vía organismos, tales como gusanos y almejas, que pasan una parte importante de sus ciclos de vida en contacto con o viviendo en los sedimentos (Manahan, 2007).

Toxicidad de Sedimentos

El concepto de toxicidad se refiere a la propiedad de una sustancia de producir daño Loomis (1982) si la toxicidad es aguda, en el término está implícita la muerte del animal a causa del deterioro producido por la sustancia toxica. Si la toxicidad es crónica podrá sobrevivir hasta que rebase el límite de su capacidad homeostática. En relación con la toxicidad de metales han de tenerse en cuenta tanto aquellos considerados. En relación con la toxicidad de metales han de tenerse en cuenta tanto aquellos considerados como metales esenciales, como los no esenciales, ya que, en exceso, incluso los primeros pueden llegar a ser tóxicos.

Los bioensayos con especies experimentales selectas, representantes de comunidades biológicas de los ambientes considerados se utilizan en la actualidad para determinar efectos tóxicos y genotóxicos. Considerando la especificidad de la toxicidad respecto de las especies y de los químicos, la

necesidad de un enfoque con una “batería de ensayos” con especies de distintos niveles tróficos, generalmente se acepta e implementa en la actualidad (Persoone *et al.*, 2000).

Entre los organismos que se utilizan o se han utilizado para efectuar bioensayos (“tradicionales”) se pueden mencionar, varias especies de: bacterias; algas azulverdosas; levaduras; hongos; protistas flagelados y ciliados; algas microscópicas; plantas vasculares; celenterados; nemátodos; rotíferos; lombrices de tierra; moluscos; crustáceos; insectos; erizos de mar; peces; ranas y mamíferos (ratones, ratas, cobayos, conejos y otros) (Kaiser y Palabrica, 1991).

Debe quedar claro que un balance entre análisis químicos, biológicos, toxicológicos y microbiológicos es siempre la mejor estrategia para generar la base de información más amplia sobre peligros ambientales (Persoone *et al.*, 2000).

Para determinar que un cuerpo de agua está contaminado se realizan evaluaciones de riesgo ecológico. Para las evaluaciones de los sedimentos se han generado y aplicado metodologías que incluyen la medición de contaminación en la matriz, la evaluación de efectos biológicos con bioensayos de toxicidad (en laboratorio o *in situ*), el empleo de biomarcadores, la medición de residuos de contaminantes en tejidos de organismos y la utilización de índices biológicos sobre las comunidades bentónicas (Peluso, 2011).

El uso de ensayos de toxicidad como herramienta bioanalítica se restringe a un número reducido de especies, para los cuales se han desarrollado protocolos de laboratorio estandarizados por organismos internacionales, tales como USEPA, ASTM, OECD, EC, entre otros.

Ensayos de toxicidad en laboratorio para evaluar efectos de contaminantes asociados a los sedimentos utilizan diferentes organismos que incluyen algas, bacterias, moluscos, anélidos, insectos, crustáceos y peces (Giesy y Hoke, 1989; Ingersoll, 1995). Para la evaluación de

contaminación se pueden utilizar cuatro fases del sedimento, que reflejan diferentes condiciones de exposición a los tóxicos en las pruebas de toxicidad. Los bioensayos sobre agua de poro (agua intersticial) proveen información sobre la toxicidad de las sustancias disueltas en la fase acuosa (Ingersoll, 1995). Los eluriados/elutriados de sedimentos pueden dar información sobre los efectos tóxicos potenciales de los contaminantes sorbidos a las partículas de sedimentos (Burton, y otros, 1996). Los bioensayos con sedimento completo proveen una metodología que permite evaluar la biodisponibilidad de los contaminantes para los organismos bentónicos (Landrum & Robbins, 1990) (Riba *et al.*, 2004). La exposición de los organismos a extractos orgánicos a partir del sedimento, constituyen el peor escenario de exposición, ya que hacen más biodisponibles a compuestos lipofílicos (True y Heyward, 1990).

Las concentraciones de compuestos químicos en los sedimentos pueden ser muy elevadas, pero no tienen una relación directa con la biodisponibilidad. Este es un concepto muy importante en Ecotoxicología, ya que los tóxicos que no se encuentran biodisponibles, no se encuentran libres para ser incorporados por los organismos y por tanto no causar efectos adversos sobre los mismos (Newman y Unger, 2003) .

Dentro de las ciencias ambientales la Ecotoxicología contempla el estudio de los efectos biológicos de los contaminantes sobre especies representativas de los ecosistemas acuáticos, mediante la realización de ensayos de toxicidad tanto en laboratorio como ensayos en el campo (*in situ*). Los mismos son útiles como indicadores de las relaciones entre el efecto y la exposición a los tóxicos bajo condiciones definidas, controladas y reproducibles (Adams, 2003). En estos sentidos son considerados una importante herramienta de diagnóstico para el estudio del impacto de diferentes contaminantes sobre la biota (Blaise, 2000; Burton y Landrum, 2003). A partir de la realización de

ensayos de toxicidad en laboratorio se puede examinar la toxicidad potencial de una matriz contaminada, por exposición aguda o crónica, de los que se pueden obtener, por ejemplo, medidas de mortalidad, inhibición del crecimiento y efectos en la reproducción de los organismos. El objetivo principal de la utilización de ensayos de toxicidad con sedimentos es poder determinar su peligrosidad sobre la fauna bentónica asociada. Existen metodologías estandarizadas recomendadas por ciertos organismos internacionales como Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (U.S. Environmental Protection Agency - US EPA), la Agencia Ambiental Canadiense (Environmental Canada - EC).

4. Justificación

Debido a que las zonas estuarinas y lagunas pueden presentar una acumulación de metales y de otros compuestos orgánicos, los metales atrapados en estos ecosistemas están continuamente disponibles para los organismos que los bioacumulan o sufren efectos tóxicos, es importante realizar estudios de los niveles de concentración de metales y de evaluar las características fisicoquímicas de estos sistemas con el fin de tener una línea ambiental integrada que permita dar seguimiento a la concentración de los metales traza en estos cuerpos estuarinos (Botello *et al.*, 2005; Díaz, 2008).

5. Objetivos

5.1 Objetivo general

Determinar la concentración de metales en los sedimentos de las lagunas: Verde, El Llano, El Farallón y La Mancha localizadas en el estado de Veracruz, México.

5.2 Objetivos específicos

1. Determinar y analizar la concentración de metales totales Cd, Cr, Pb, Ni, Cu presentes en los sedimentos recientes en los cuatro sistemas lagunares.
2. Determinar la concentración de metales biodisponibles y analizar si estos representan un riesgo para la biota de los sistemas en estudio.
3. Analizar la relación entre la concentración de metales totales con el contenido de materia orgánica y granulometría en los sedimentos de los sistemas lagunares en este estudio.
4. Evaluar el efecto tóxico de los compuestos presentes en las muestras de sedimentos obtenidas en los sistemas, por medio de una batería de pruebas con organismos pertenecientes a diferentes niveles tróficos.
5. Comprobar si las concentraciones de metales se encuentran dentro del límite máximo permisible de causar algún efecto toxico.

6. Área de estudio

6.1. Laguna Verde

Laguna Verde se localiza en el Municipio Temapache del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave, México y se encuentra en las coordenadas GPS: Longitud (dec): -97.652222, Latitud (dec): 20.828333. La localidad se encuentra a una altura de 100 metros sobre el nivel del mar. a seis kilómetros de la localidad de Palma Sola.

El clima en el área, de acuerdo a la clasificación climática de kopenn (modificada por García, 1981), es AW1 (w) (i') w'', tropical (marítimo) cálido húmedo con lluvias en varano; el mes con mayor precipitación es julio y el más seco enero.

6.2. Laguna El Farallón

Cuenca Laguna El Farallón (835.51 ha) ésta ubicada en la latitud 19°38` Norte y 96°24´ Oeste. Extensión: 800 Ha, Clima: Aw2 (w) (e) g w''.

Es una cuenca endorreica de agua dulce, los escurrieminetos durantes la época de lluvias juegan un papel determinante en el nivel del agua. La laguna carece de vegetación en sus margenes, excepto por manchones de *Typha domingensis*. Su superficie disminuido en 10 años por la extracción de agua para riego de cañaverales y potreros y dar de beber al ganado.

6.3. Laguna El Llano

Laguna El Llano está situada sobre la llanura costera y el Golfo de México entre las coordenadas geográficas son 13° 56' 57.7" Latitud Norte y 89° 51' 56.4" Longitud Oeste entre las playas de Paraíso y Villa Rica.

Esta laguna tiene unas dimensiones aproximadas de 3.5 Km de largo por 500m en su parte más ancha, presenta comunicación con el mar por medio de un canal situado

al noroeste; la barra es semipermanente y solamente se abre en época de lluvias por lo que en estiaje es hipersalina; el nivel de la profundidad es variable con una profundidad máxima de 1.70 m (Mariano, 1986) .

En la parte SW se localizan terrenos destinados a la ganadería, en la orilla norte se encuentra la comunidad pesquera de Villa Rica y en la parte sur a 500m se sitúa el campamento "El Farallón" de la Comisión Federal de Electricidad.

6.4. Laguna La Mancha

La laguna La Mancha está ubicada entre los paralelos 19°34' y 19° 42' de latitud norte y los meridianos 96°22' y 96°24' de longitud oeste; se encuentra a 30km aproximadamente al noroeste de ciudad José Cardel sobre la carretera federal 180 y a 5 Km del campamento "El Farallón". La laguna es pequeña y de forma irregular; mide cerca de 5 Km de longitud con una superficie de 156 ha. La laguna está formada por dos cuerpos de agua unidos por un canal estrecho y tiene intercambio de agua marina a través de una única boca no permanente llamada "Barra de La Mancha". Los aportes de agua dulce provienen de varios arroyos temporales y un único arroyo permanente, conocido como Caño Grande, que se localiza en la parte suroeste (Contreras, 1985) La profundidad de la laguna varia estacionalmente representando un máximo promedio de 1.4 m y un mínimo de 0.67 m.

**LOCALIZACION DEL AREA DE ESTUDIO:
L. VERDE, L. LLANO, L. FARALLÓN, L. MANCHA.**

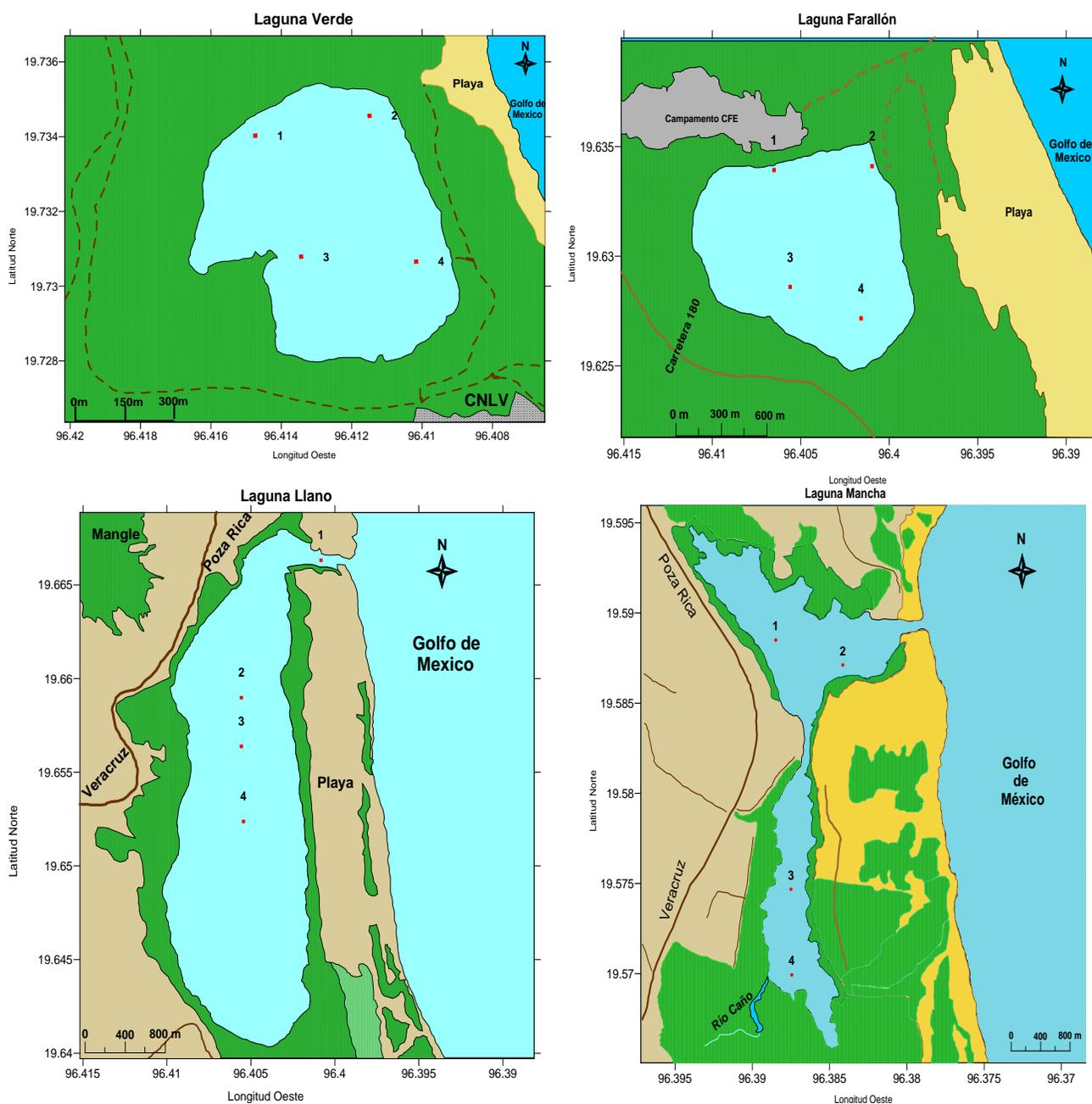


Figura 1. Mapas de localización de las Lagunas Verde, El Llano, Farallón y La Mancha con sus respectivas estaciones de muestreo, tomada de Botello (2010).

7. Materiales y métodos

7.1 Trabajo de campo

Para el área de estudio en las lagunas Verde, Llano, Farallón y La Mancha se colectaron muestras de sedimentos superficiales en una red de cuatro estaciones establecidas previamente para cada sistema lagunar con el GPS map, para las localizaciones de los sitios de muestreo se tomó en cuenta las características del cada sistema. Se llevó a cabo un solo muestreo del 27 de febrero al 1 de marzo del 2012 época de secas para determinar la concentración de metales en los sedimentos de los sistemas lagunares.

Tabla 1. Localización de los puntos de muestreo.

| Área estudio | Estación | Latitud | Longitud |
|--------------|----------|------------|-------------|
| Verde | V1 | 19,7340274 | -96,4147374 |
| | V2 | 19,7345561 | -96,4114942 |
| | V3 | 19,7307891 | -96,4134354 |
| | V4 | 19,730657 | -96,4101686 |
| Farallón | F1 | 19,6339302 | -96,4065101 |
| | F2 | 19,6341092 | -96,4009602 |
| | F3 | 19,6286036 | -96,4056011 |
| | F4 | 19,6271712 | -96,4015822 |
| Llano | LL1 | 19,6663143 | -96,4008264 |
| | LL2 | 19,6589784 | -96,4055658 |
| | LL3 | 19,6563827 | -96,4055658 |
| | LL4 | 19,6523762 | -96,4054458 |
| Mancha | M1 | 19,5872666 | -96,384177 |
| | M2 | 19,5886258 | -96,3884911 |
| | M3 | 19,5747973 | -96,3874907 |
| | M4 | 19,5700696 | -96,3874594 |

Para la colecta de las muestras de sedimentos superficiales se ancló la embarcación para llevar a cabo la recolecta por medio de una draga tipo Van Veen con recubrimiento epóxico, tomando los primeros 5 cm de profundidad. Las muestras de sedimento se almacenaron en bolsas de plástico en donde se guardaron a temperatura baja (> 4 °C), hasta ser procesadas en el laboratorio (USEPA, 1982; ASTM., 1994).

En cada estación de muestreo se midieron in situ los parámetros físico-químicos profundidad, pH, salinidad, temperatura y oxígeno disuelto con el equipo multiparamétrico Hydrolab YSI modelo 556 MPS.

7.2 Trabajo de laboratorio

En el laboratorio las muestras de los sedimentos fueron divididos en dos partes iguales , la primera parte se secó a 45°C durante 48 horas en capsulas de porcelana cada una con su etiqueta, una vez seca se destinó una parte para el análisis granulométrico y la otra se macero en un mortero a mano y se tamizo con una malla de 250 µm, una porción de esta fue para la determinación de materia orgánica y la otra para metales totales y biódисponibles, la segunda parte de la muestra de sedimentos fue destinada para las pruebas de toxicidad de sedimentos completos y elutriados.

Materia orgánica

Para el análisis de la materia orgánica se utilizó la técnica o metodología propuesta por Gaudette *et al.*(1974).

Se pesaron de 0.2 a 0.5 g de sedimento secado en una mufla a 45° C por 48 horas y tamizado con una malla de 250 µm, el cual se colocó en un matraz Erlenmeyer de 500ml se agregaron 5ml de de K₂Cr₂O₇ (IN) en 10 ml de H₂SO₄ concentrado utilizándose para la reacción el calor; después de agitar y reposar por 30 minutos se agregaron 100 ml de H₂O tridestilada más 5 ml de H₃PO₄ concentrado. Posteriormente el exceso de K₂Cr₂O₇ se valoró con FeSO₄ a 5N, usando 5 gotas de difenilamina como indicador de término de la titulación de igual manera se corrió el blanco, las muestras se realizaron por duplicado.

$$\frac{\text{COT}^{10} (\%)}{\text{g de sedimento}} = [10 - (V2 * F)] * 0.3; \quad F = 10 / V1$$

Donde:

F = factor de sulfato ferroso

V1= volumen de sulfato ferroso empleada en la titulación del blanco

V2= volumen de sulfato ferroso empleado en la titulación

Granulometría

El análisis granulométrico se realizó mediante la técnica de rayos laser en el laboratorio de Sedimentología del ICMYL, utilizándose un equipo de analizador Beckman Coulter modelo LS230, de difracción laser que realiza de forma automática la distribución de tamaño de partículas, en un rango de 0.04 hasta 200 μm .

Para la realización del análisis se requirió de 3 a 5 gramos de muestra (peso seco) dependiendo si se trato de tamaños de lodos o arenas respectivamente en un vaso de precipitado de 50ml se le agrego a cada muestra agua oxigenada para quitar la materia orgánica y hexametafosfato de sodio al 10 % como dispersante para homogenizar la muestra se dejo actuar durante 1 día, transcurrido el tiempo la muestra se agitó y se homogenizó; para su lectura se tomó una fracción para ser colocada en el analizador se miden los tamaños de las partículas por difracción del haz de luz láser utilizando el equipo Beckman Coulter modelo LS230, de difracción laser que realiza de forma automática la distribución de tamaño de partículas, en un rango de 0.04 hasta 200 μm .

Los parámetros estadísticos textuales para los análisis de sedimentos, son los propuestos por Folk (1974).

Metales totales y biodisponibles

La limpieza del material se realizó con EXTRAN al 20 % se enjuagaron con agua corriente, se remojó durante 24 horas en contenedores de plástico con una disolución de ácido nítrico (HNO_3) al 10% y tres enjuagues con agua destilada tipo 1, una vez secados se guardaron en bolsas de plástico para su uso.

Para el análisis de los metales totales y biodisponibles se siguió el método descrito por Loring y Rantala (1975), Agemian y Chau (1976), Malo (1977) modificado por Páez-Osuna (1988).

Se pesaron 0.5 g de sedimento seco y pulverizado se transfirieron a bombas de teflón con 12 ml de HNO_3 concentrado, se ajustó la tapa de la bomba para que quedara cerrada herméticamente se colocaron en una plancha de aluminio en una cama de arena a 100°C durante 18 horas. Una vez terminado el proceso se dejaron enfriar hasta alcanzar una temperatura ambiente, los extractos de la bomba fueron transferidos a tubos de centrifuga graduados y se aforaron a 50 ml con agua destilada.

Se centrifugaron a 2500 rpm/30 minutos y el sobrenadante se colecto en frascos de plástico, el residuo se volvió a centrifugar con 18 ml de agua destilada y se centrifugaron a 2500 rpm/25 minutos., el sobrenadante se junto con el residuo de la primera centrifuga en frascos de plástico se aforo a 30ml, la muestras se les dio lectura con el equipo de espectrofotometría de absorción atómica Shimadzu, MOD.6800.

Para la fracción biodisponible se pesaron 2.0 g de sedimento seco, se agregaron 25 ml de ácido acético y se agitaron, se dejaron digerir por 24 horas tapando el matraz con un vidrio de reloj; esta digestión se centrifuga a 2500 rpm/25 minutos, el sobrenadante se aforó a 50 ml, para después leerse.

Toxicidad de metales

El análisis de toxicidad de los sedimentos fue realizado en el Laboratorio Alejandro Villalobos del Departamento de Hidrobiología Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, desde la obtención del agua intersticial (elutriado), mediante la extracción del sedimento por el método Kwan (1990), cultivo de los organismos y la realización de los ensayos de toxicidad.

Para los ensayos de toxicidad se tomo en cuenta la salinidad de las lagunas en estudio, se dividieron en dos grupos: el primero fue para las lagunas Verde y El Farallón que presentaron oligohalinidad (salinidad entre 0 a 10 UPS) para ello se utilizó agua reconstituida, que se realizó con agua desionizada a la que se le adicionaron sales inorgánicas para obtener agua dulce sintética libre de contaminantes y con características deseables de pH y dureza (160 mg) para los organismos de prueba. El segundo grupo corresponde a las lagunas El Llano y La Mancha que presentaron euhalinidad (salinidad > 30 UPS) para ello se utilizo agua marina artificial a 30 ups. Para la obtención de los elutriados se compuso la muestra para cada laguna con una proporción 1:1 (sedimento-agua reconstituida) a las lagunas con características oligohalinas y otra proporción 1:1 (sedimento-agua marina artificial) a las lagunas euhalinas, en un vaso de teflón cada mezcla se sonicó por 20 minutos y se dejó reposar por 24 horas. Posteriormente se colectaron los sobrenadantes (elutriados), los cuales se utilizaron para la realización de los bioensayos.

Se montó la batería de pruebas con los bioensayos (se analizaron un total de 4 muestras de sedimentos, asimismo se realizaron un total de 12 bioensayos), para el primer grupo de lagunas oligohalinas se utilizaron los organismos *Selenastrum capricornatum*, *Daphnia magna*, *Brachionus* sp. Para el segundo grupo de lagunas euhalinas se utilizó *Tetraselmis suecica*, *Artemia franciscana* y *Brachionus plicatilis*.

Pruebas de toxicidad con las microalgas. Se realizaron 4 bioensayos estáticos con las microalgas *Selenastrum capricornatum* (*Pseudokirchneriella subcapitata*) (organismo de agua dulce) y *Tetraselmis suecica* (microalga marina) (APHA, 1994), para evaluar la toxicidad de los elutriados obtenidos de las muestras de sedimento. Se manejó un volumen de 5 ml de cada elutriado por triplicado. A cada prueba se le inocularon microalgas (10,000 células /ml). A las 72 horas de iniciado el experimento, se tomó una alícuota de 0.1 ml para realizar un conteo del número de células presentes en las muestras, con un hematocitómetro, bajo un microscopio óptico, para calcular el porcentaje de inhibición (%) en cada uno de los bioensayos, por medio de la fórmula:

$$\% \text{ Inhibición} = 100 - \left[\left(\frac{\text{promedio células en la prueba}}{\text{promedio células en grupo control}} \right) \right] \times 100$$

Las condiciones que se mantuvieron en el desarrollo de estos bioensayos fueron las siguientes: Iluminación: continua a 1000 luxes, temperatura: 22 ± 2 °C, salinidad: 30 ups ó 160 mg de dureza.

Prueba de toxicidad con *Daphnia magna* y *Artemia franciscana*. Los bioensayos con *Daphnia magna* se realizaron siguiendo los protocolos descritos por la NMX-AA-087- 1995 SCFI y por USEPA, (1991). De cada muestra de sedimento se tomaron 1 ± 0.1 g que se colocaron en vasos de precipitados de 50 ml de capacidad (por triplicado), además de un control con un tóxico de referencia utilizando dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$), que se preparo pesando 50 mg de $K_2Cr_2O_7$ aforados a 100mL con agua desionizada obteniendo una pureza del 99%. Después se les agregó agua reconstituida (con dureza de 160 mg/L) en una proporción 4:1 (agua/sedimento) y se colocaron 10 neonatos de *Daphnia magna*. Las condiciones durante el desarrollo del experimento fueron: temperatura 20 ± 2 °C, fotoperíodo 16 horas luz - 8 horas oscuridad, $O_2 > 7.8$ mg/l. Después de 1, 5, 19, 24 y 48 horas de exposición a los sedimentos, el punto final de lectura en las pruebas fue la mortalidad, con los datos registrados se obtuvo el porcentaje de mortandad a las 48 h en cada ensayo.

Las pruebas con *Artemia franciscana* se realizaron con larvas nauplio obtenidas de quistes, tipo Gold procedentes de Utha E.U.A. Los quistes se eclosionaron en agua de mar sintética con formulación conocida libre de contaminantes (Instant Ocean), siguiendo las recomendaciones de la NMX-AA-110- 1995-SCFI bajo las siguientes condiciones: Iluminación: continua a 1000 luxes, salinidad: 30 ups, temperatura: $23 \pm 2^{\circ}\text{C}$ aireación: continua.

Se realizaron bioensayos estáticos con una duración de 48 horas, donde se expuso a los nauplios a los elutriados y a los sedimentos completos.

Los bioensayos con los elutriados se realizaron en placas Petri de plástico con 10 ml de muestra, por quintuplicado, en los cuales se colocaron 10 organismos. A las 24 y 48 horas de iniciado el bioensayo se evaluó el número organismos supervivientes en cada prueba (NMX-AA-110-1995-SCFI.). Con los datos obtenidos se determinó el porcentaje de mortalidad obtenido en cada prueba a las 48 horas de exposición.

Los bioensayos con sedimentos completos se realizaron siguiendo los protocolos descritos por la (USEPA., 1991). De cada muestra de sedimento se tomaron 1 ± 0.1 g que se colocaron en vasos de precipitados de 50 ml de capacidad (por triplicado) además de un control con un tóxico de referencia (dicromato de potasio). Después se les agregó agua marina sintética con salinidad de 30 ups, en una proporción 4:1 (agua/sedimento) y se colocaron 10 nauplios de *Artemia* en cada vaso. Las condiciones durante el desarrollo del experimento fueron: temperatura $20 \pm 2^{\circ}\text{C}$, salinidad 30 ups, fotoperíodo 16 horas luz - 8 horas oscuridad, $\text{O}_2 > 7.8$ mg/l. A las 48 horas de exposición a los sedimentos, se evaluó el número de organismos supervivientes en cada prueba, y se derterminó el porcentaje de mortalidad de cada prueba.

Pruebas de toxicidad con rotíferos (*Brachionus sp.* y *Brachionus plicatilis*). Para cada muestra de bioensayo se repitieron cinco veces en placas Petri de plástico de 5ml. En cada dispositivo se colocaron 10 organismos en un volumen de 3 ml de elutriado, más un testigo que se mantuvo con el agua de dilución (agua reconstituida o agua marina artificial). A las 0 y 168 horas de iniciado el experimento, se determinó el número de supervivientes en cada ensayo, para determinar el porcentaje de mortalidad en cada prueba.

Con los datos de los bioensayos se calculó el índice de toxicidad de sedimentos (modificado de Persoone, 2000). En base a los porcentajes de inhibición (*Selenastrum capricornatum*, *Tetraselmis suecica*) y mortalidad (*D. magna*, *A. franciscana* y los rotíferos), se calificaron dentro de uno de los cinco rangos de clases, estas clases son:

Clase I: No hay riesgo agudo = ninguno de los ensayos mostró efectos tóxicos diferentes al control = punteo 0.

Clase II: Riesgo agudo leve = un valor de mortalidad de al menos un ensayo fue estadísticamente diferente al control pero el nivel de efecto es menor al 50% = punteo 1.

Clase III: Riesgo agudo = el porcentaje de mortalidad del 50% es alcanzado o excedido en por lo menos un ensayo, pero el nivel de efecto está por debajo del 100% = punteo 2.

Clase IV: Riesgo agudo alto = el porcentaje de mortalidad del 100% es alcanzado en por lo menos un ensayo = punteo 3.

Clase V: Riesgo agudo muy alto = el porcentaje de mortalidad del 100% es alcanzado en todos los ensayos = punteo 4.

La escala de toxicidad de sedimento que implica un riesgo a la integridad de los organismos es:

0= no toxico (no existe riesgo).

1= toxicidad baja (riesgo es bajo).

1.1 a 2= toxicidad media (riesgo medio).

2.1 a 3 = toxicidad alta (riesgo alto) Mientras más alto el puntaje ponderado, es mayor riesgo de toxicidad de la muestra de sedimento y su grado de contaminación.

Análisis estadísticos

Para la estadística descriptiva se calculó el promedio, desviación estándar, y máximo y mínimo para cada una de las variables evaluadas (Sokal, 1981).

Con el fin de identificar diferencias estadísticas entre las lagunas y sitios de muestreo en función de su concentración de metales, se aplicó el análisis de varianza ANOVA con un valor de $p \leq 0.05$. (Vargas, 2018) .Los análisis estadísticos se realizaron con el programa Microsoft Excel 2010.

El análisis estadístico complementario se utilizó la matriz de correlación de Pearson para determinar la relación entre parámetros fisicoquímicos y metales en el sedimento. También se realizó un análisis de componentes principales para conocer las variables que explican el mayor porcentaje de la variabilidad acumulada (Macías, 2015) estos análisis se realizaron utilizando el Software Statistica 7.

El Análisis de Componentes Principales (ACP) es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (número de variables). Es decir, ante un banco de datos con muchas variables, el objetivo será reducirlas a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible. Los nuevos componentes principales o factores serán una combinación lineal de las variables originales, y además serán independientes entre sí. Por ejemplo, con variables con alta dependencia es frecuente que un pequeño número de nuevas variables (menos de 20% de las originales) expliquen la mayor parte (más del 80%) de la variabilidad original (Peña, 2002).

El grado de correlación (correlación lineal de Pearson) entre los metales pesados y otros parámetros importantes es, con frecuencia, utilizado para indicar la afinidad de dichos elementos y el

nivel de asociación existente entre ellos (Windom, 1989) (Martínez, 2016) . En el estudio de la matriz de correlación se ha considerado el contenido total de los elementos (Cd, Zn, Pb, Ni, Co, Cr, Mn, Fe y Cu) con las demás variables geoquímicas analizadas (arenas, limos, arcillas, carbono orgánico, CO₃ y materia orgánica total.

8. Análisis de resultados

Parámetros físico-químicos

Los datos obtenidos en laguna Verde, se muestran en la tabla 2 en donde se observa una profundidad mínima de 2.2m para la estación V2 y la máxima de 3.5m en las estaciones V3 y V4 teniendo un promedio de 2.9 m durante la época de secas; una temperatura mínima de 23.6 °C en la estación V4 y una máxima de 24.7 °C en la estación V1, teniendo un promedio de 24.1°C ; el pH mínimo fue de 7.4 en la estación V2 y el máximo de 8.1 para la estación V3 con un promedio de 7.8; la salinidad se mantuvo constante en todas las estaciones de muestreo con un valor promedio de 0.41 ups ; el oxígeno disuelto vario de 7.7 mg/mL en la estación V4 , hasta 8.8 mg/mL para la estación V3, teniendo un promedio de 8.2 mg/mL.

Los resultados obtenidos para la laguna El Llano se muestran en la tabla 2 se observa que la profundidad máxima fue de 1 m para la estación L1 y la mínima de 0.5m para las estaciones L1, L3 y L4 ; el pH mínimo fue de 8.15 en la estación L1 y el máximo de 8.28 para la estación LL4, con un promedio de 8.20; la salinidad osciló de 38.1 ups (estación L4) a 38.4 ups (estación L1, L2 Y L3), teniendo un promedio de 38.5 ups; para el oxígeno disuelto su valor mínimo fue de 5.54 mg/mL y se localizó en la estación L1 y el máximo de 9.01 mg/mL en la estación LL4 con un promedio de 6.53 mg/mL.

De los datos que se obtuvieron para laguna El Farallón, la profundidad mínima fue en la estación F1 con 1.5m y máxima en la estación F2 con 3.2m, teniendo un promedio de 2.43m; para la

temperatura se registraron valores de 25°C para la estación F4 y de 26.3°C para la estación F1, presentando un promedio de 25.49°C; para el pH se obtuvo un valor de 8.35 en la estación F3 y 8.96 en la estación F2, con un promedio de 8.57; la salinidad registró un valor mínimo de 0.76ups(estaciones F1, F3 Y F4) y máximo de 0.78ups (estación F2), teniendo un promedio de 0.77ups; la concentración de oxígeno disuelto presentó valores de 7.5 mg/mL en la estación F2 y 10.7mg/mL en la estación F3, presentando un promedio de 8.57mg/mL.

Para laguna La Mancha los resultados se muestran en la tabla 2, donde se puede observar que la profundidad obtuvo su valor mínimo en la estación M1 con 0.5m y el máximo en la estación M3 con 1.5m teniendo un promedio de 1m; la temperatura mínima fue de 25.1°C en la estación M3 y máxima de 26.4°C en la estación M4, presentando un promedio de 25.76°C ; el pH obtuvo su valor mínimo en la estación M4 con 7.53 y máximo en la estación M2 con 8.17, con un promedio de 7.86; la salinidad presento su valor mínimo de 27.7ups en la estación M3 y máximo de 29.6ups en la estación M4, teniendo un promedio de 28.81ups; el valor mínimo de oxígeno disuelto se encontró en la estación M3 con un valor de 7.3mg/mL y el máximo en la estación M2 con 8.4 mg/mL, con 7.69mg/mL de promedio.

Tabla 2. Parámetros físico-químicos de las lagunas Verde (V), El Llano (L), Farallón (F) y La Mancha (M), Ver.

| Estación | Profundidad (m) | Temperatura (°C) | pH | Salinidad (UPS) | Oxígeno (mg/mL) |
|----------|-----------------|------------------|------|-----------------|-----------------|
| V1 | 2.5 | 24.7 | 7.72 | 0.41 | 7.8 |
| V2 | 2.25 | 24.6 | 7.46 | 0.41 | 8.6 |
| V3 | 3.5 | 23.9 | 8.12 | 0.4 | 8.8 |
| V4 | 3.5 | 23.6 | 8.03 | 0.4 | 7.7 |
| Promedio | 2.94 | 24.16 | 7.83 | 0.41 | 8.21 |
| L 1 | 1 | 26.5 | 8.15 | 38.4 | 5.54 |
| L 2 | 0.5 | 26.0 | 8.19 | 38.4 | 5.78 |
| L 3 | 0.5 | 25.8 | 8.16 | 38.4 | 5.79 |
| L 4 | 0.5 | 25.6 | 8.28 | 38.1 | 9.01 |
| Promedio | 0.63 | 25.96 | 8.20 | 38.35 | 6.53 |
| F1 | 1.5 | 26.3 | 8.54 | 0.76 | 12.2 |
| F2 | 3.2 | 25.3 | 8.96 | 0.78 | 7.5 |
| F3 | 2.5 | 25.5 | 8.35 | 0.76 | 10.7 |
| F4 | 2.5 | 25.0 | 8.46 | 0.76 | 8.5 |
| Promedio | 2.43 | 25.49 | 8.57 | 0.77 | 9.75 |
| M1 | 0.5 | 25.6 | 7.99 | 28.8 | 7.6 |
| M2 | 0.8 | 26.0 | 8.17 | 29.1 | 8.4 |
| M3 | 1.5 | 25.1 | 7.77 | 27.7 | 7.3 |
| M4 | 1.2 | 26.4 | 7.53 | 29.6 | 7.5 |
| Promedio | 1.00 | 25.76 | 7.86 | 28.81 | 7.69 |

Granulometría

La textura del sedimento y el porcentaje de materia orgánica se muestran en la Tabla 3 el tipo de sedimento que predominó en laguna Verde fueron los limosos en todas las estaciones de muestreo, en la estación V4 el porcentaje materia orgánica fue de 13.4%, siendo el valor más alto obtenido en las estaciones de muestreo, predominando los sedimentos finos tratándose de una zona con una profundidad de 3.5 m.

Los sedimentos superficiales de laguna El Llano predominaron los sedimentos finos principalmente limos en las estaciones L2, L3, L4 con excepción de la estación L1 ubicada en la entrada de la boca de la laguna ya que destacaron las fracciones de arenas finas, el valor promedio

de materia orgánica fue de 1.16% concentrándose en las estaciones L2 y L3 que se encuentran en la parte interna de la laguna.

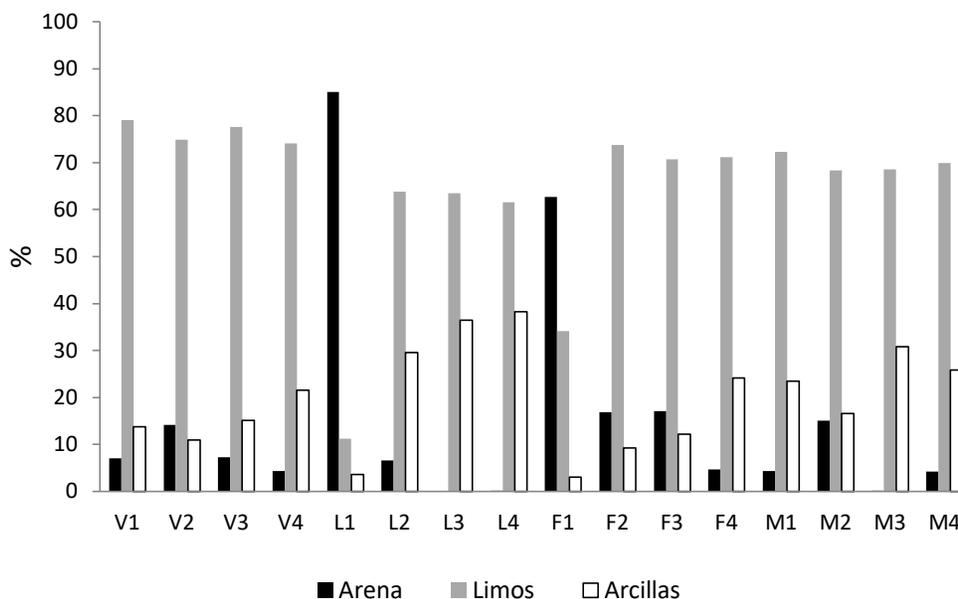
En general la composición del sedimento de laguna El Farallón fue de limos medianos a limos finos con excepción de la estación F1 la cual fue conformada por arenas muy finas ubicada cerca de las orillas de la laguna a una profundidad de 1.5 m; con respecto al porcentaje de materia orgánica el más bajo fue de 3.47% y el más alto fue de 12.9% en la estación F2 con una profundidad de 3.5m siendo la zona más profunda de la laguna además de presentar altos contenidos de limos.

Tabla 3. Composición granulométrica y materia orgánica de los sedimentos de las lagunas Verde (V), El Llano (LL), Farallón (F) y La Mancha (M), Ver.

| Laguna | Estación | Arena (%) | Limos (%) | Arcillas (%) | Materia orgánica (%) | termino textural |
|----------|----------|-----------|-----------|--------------|----------------------|------------------|
| Verde | V1 | 7.108 | 79.1 | 13.792 | 8.55 | limo medio |
| | V2 | 14.21 | 74.88 | 10.91 | 9.33 | limo medio |
| | V3 | 7.337 | 77.56 | 15.103 | 5.79 | limo fino |
| | V4 | 4.33 | 74.05 | 21.62 | 13.49 | limo fino |
| Llano | L1 | 85.11 | 11.27 | 3.62 | 1.15 | Arena fina |
| | L2 | 6.59 | 63.88 | 29.53 | 1.16 | Limo fino |
| | L3 | 0.119 | 63.45 | 36.431 | 1.16 | limo muy fino |
| | L4 | 0.129 | 61.61 | 38.261 | 1.17 | Limo muy fino |
| Farallón | F1 | 62.75 | 34.2 | 3.05 | 3.47 | arena muy fina |
| | F2 | 16.89 | 73.82 | 9.29 | 12.94 | limo medio |
| | F3 | 17.07 | 70.74 | 12.19 | 11.60 | limo medio |
| | F4 | 4.673 | 71.13 | 24.197 | 5.55 | limo fino |
| Mancha | M1 | 4.301 | 72.25 | 23.449 | 3.60 | limo fino |
| | M2 | 15.09 | 68.3 | 16.61 | 2.96 | Limo medio |
| | M3 | 0.153 | 68.63 | 30.857 | 4.74 | limo fino |
| | M4 | 4.229 | 69.92 | 25.851 | 9.43 | limo fino |

Con respecto a la composición granulométrica del sedimento de la laguna La Mancha el resultado fue que el término textural del sistema es de limos finos y medianos, la distribución espacial de la composición del sedimento nos muestra que la acumulación de los limos finos se está dando en la parte central de la laguna esto se debe a que es la parte con mayor profundidad, en la estación M4 el porcentaje de materia orgánica observado es de 9.43 %, siendo el valor más alto obtenido en las estaciones de muestreo donde se predominaron limos finos .

El contenido de materia orgánica en los sedimentos tiene una distribución espacial marcada con valores altos en la parte oeste de la laguna y los valores más bajos donde hay comunicación con el mar.



Grafica 1. Distribución granulométrica de sedimentos en cada estación de muestreo de los cuatro sistemas lagunares en estudio.

En la determinación granulométrica los sedimentos (Gráfica 1) tuvieron comportamientos semejantes en laguna Verde y La Mancha, en estas lagunas la proporción de sedimentos fue de limo

medio a limo fino cabe mencionar valores de 5.7 a 7.1 % en la proporción limo/ arcillas, laguna El Farallón mostró un comportamiento diferente: arenas muy finas solo en la estación F1 en el resto de las estaciones de limo medio a fino, para laguna El Llano presento un comportamiento diferente a todos los sistemas en estudio ya que su proporción de arenas fue decreciendo de la boca hacia el centro de la laguna de limo medio a limo muy fino en el centro de la laguna.

Toxicidad de sedimento

Los valores del porcentaje de inhibición, mortalidad y el índice de toxicidad de sedimentos (ITS) de cada una de las muestras de los sedimentos se resumen en la tabla 4.

Tabla 4. Porcentajes de inhibición, mortalidad y valores del Índice de toxicidad de sedimentos obtenidos de los bioensayos realizados a las lagunas Verde (V), Farallón (F), Llano (L) y La Mancha (M), Ver.

| Estación | % Inhibición | % Mortalidad | | Índice de toxicidad de sedimento |
|----------|----------------------------------|----------------------------|------------------------------|----------------------------------|
| | <i>Selenastrum capricornutum</i> | <i>Daphnia magna</i> | <i>Brachionus sp.</i> | |
| V1 | 59 | 50 | 51 | 1 |
| V2 | 42 | 60 | 41 | 1.3 |
| V3 | 27 | 60 | 33 | 1.3 |
| V4 | 34 | 80 | 48 | 1.3 |
| Control | 0 | 5 | 3 | |
| F1 | 26 | 35 | 31 | 1 |
| F2 | 22 | 40 | 29 | 1 |
| F3 | 13 | 65 | 37 | 1.3 |
| F4 | 27 | 35 | 28 | 1 |
| Control | 0 | 5 | 3 | |
| | <i>Tetraselmis suecica</i> | <i>Artemia franciscana</i> | <i>Brachionus plicatilis</i> | |
| | L1 | 70 | 95 | |
| L2 | 64 | 85 | 58 | 2 |
| L3 | 54 | 90 | 52 | 2 |
| L4 | 60 | 80 | 58 | 2 |
| Control | 5 | 0 | 3 | |
| M1 | 0 | 100 | 42 | 2 |
| M2 | 61 | 80 | 54 | 2 |
| M3 | 69 | 75 | 60 | 2 |
| M4 | 39 | 95 | 49 | 1.3 |
| Control | 0 | 5 | 3 | |

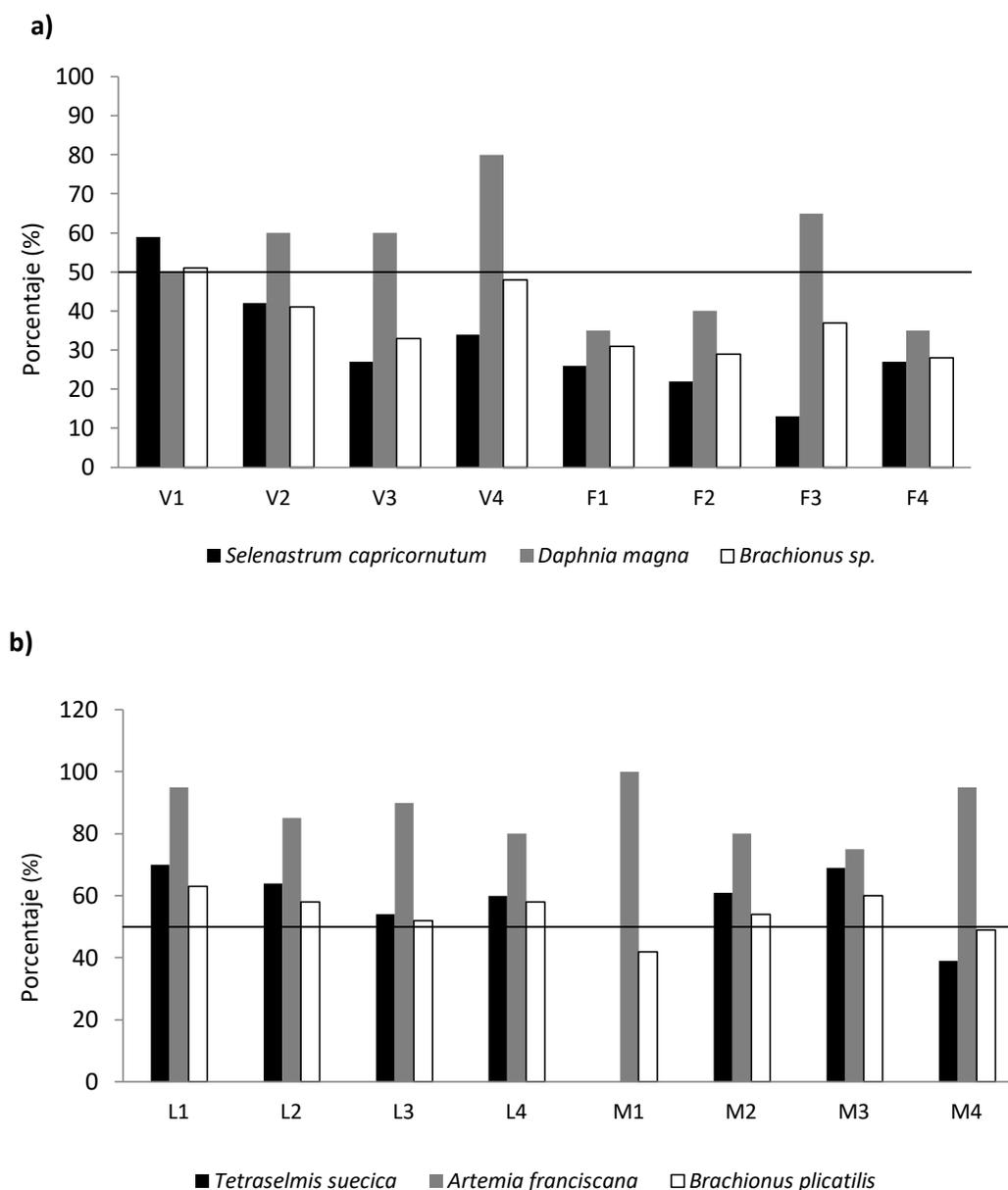
En laguna Verde y El Farallón las condiciones en los sistemas fueron de salinidad baja u oligohalinidad, por lo que los bioensayos se realizaron con especies de prueba de agua dulce.

Los resultados de la batería de prueba en laguna Verde mostraron que los sedimentos obtenidos en las estaciones de muestreo presentaron una toxicidad de baja debido a que sus porcentajes de mortalidad fueron menores al 50% para *Selenastrum capricornatum* y *Brachionus sp*, para *Daphia magna* rebaso el 50% de mortalidad.

Para laguna El Farallón los resultados obtenidos de los bioensayos con las muestras de sedimento, en las estaciones F1, F2 y F4 tuvieron una toxicidad baja ya que sus porcentajes de mortalidad fueron menores al 50% con excepción de la estación F3 que presentó un valor de mortalidad de 65%.

Mientras que para laguna El Llano y La Mancha las condiciones de los sistemas fueron de euhalinidad por lo que los bioensayos se realizaron a una salinidad de 30 ups, se utilizaron para los bioensayos organismos marinos, las estaciones de muestreo mostraron una toxicidad media (Tabla 4) debido a que sus porcentajes de mortalidad fueron mayores al 50% pero menores al 100%.

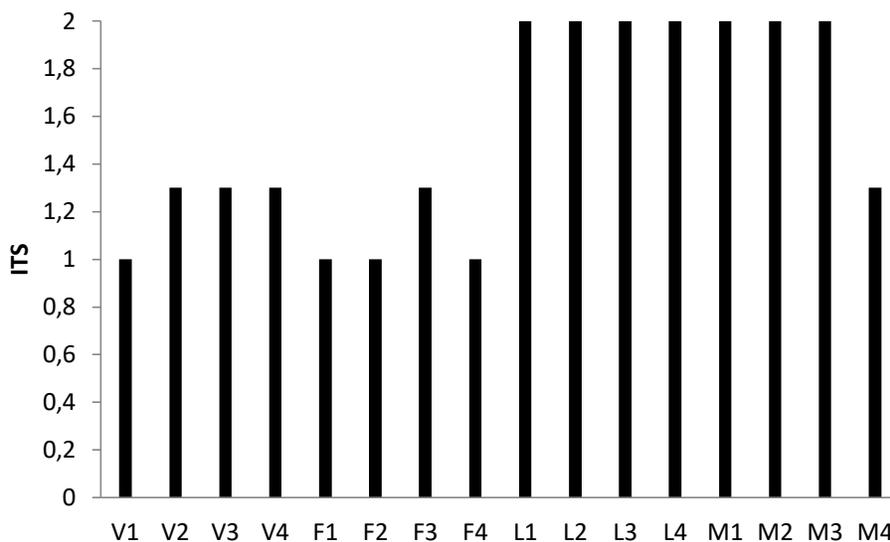
En laguna La Mancha los porcentajes de mortalidad observados en los bioensayos con sedimentos se observó que en la estación M1 alcanzó una mortalidad del 100% estableciendo este punto con el mayor riesgo agudo alto de las cuatro estaciones evaluadas.



Grafica 2. Porcentajes de inhibición y mortalidad en cada estación de muestreo de de los cuatro sistemas lagunares en estudio.

Para establecer el grado de contaminación de la muestra de los sedimentos se utilizó el índice de toxicidad (modificado de Persoone *et al.*, 2002), calculado con los datos de mortalidad obtenidos en la batería de prueba de los bioensayos. Se obtuvieron valores de riesgo que variaron

de 1 a 2 esto indica que el grado de riesgo para los organismos que tengan contacto con estos sedimentos es de grado bajo a medio.



Grafica 3. Índice de Toxicidad de Sedimentos (ITS) en cada estación de muestreo de los cuatro sistemas lagunares en estudio. Escala: 0 = no tóxico (no existe riesgo). 1 a 1.4 = toxicidad baja (riesgo bajo). 1.5 a 2 = toxicidad media (riesgo medio). 2.1 a 3 = toxicidad alta (riesgo alto).

Las estaciones de muestreo de los sedimentos de los cuatro sistemas lagunares analizadas con mayor riesgo de toxicidad fueron para las estaciones L1, L2, L3, L4, M1, M2 y M3 que correspondieron a las lagunas El Llano y La Mancha y estaciones que representan un menor riesgo son V1, F1, F2 y F4 que correspondieron a las lagunas Verde y El Farallón (Grafica 3). No se observaron diferencias significativas entre los valores de toxicidad obtenidos con las muestras colectadas de las lagunas ($p < 0.05$).

Sin embargo en la estación M1 presentó el mayor grado de riesgo agudo alto estableciéndola como una zona de mayor riesgo ecotoxicológico, este punto de muestreo está sujeto a la influencia permanente de un pequeño arroyo conocido como “El Caño”, actividades agrícolas y otros factores que se tendrían que evaluar de forma individual, se detectaron los niveles de concentración más elevados de Pb total ($50.90 \mu\text{g g}^{-1}$) y Pb biodisponible ($7.77 \mu\text{g g}^{-1}$).

El índice de toxicidad de sedimento (ITS) de las muestras colectadas en este estudio fueron similares en laguna Tampamachoco (Villanueva-Fragoso *et al.*, 2014) los valores indicaron un grado de toxicidad y riesgo bajo a medio.

Metales en sedimento

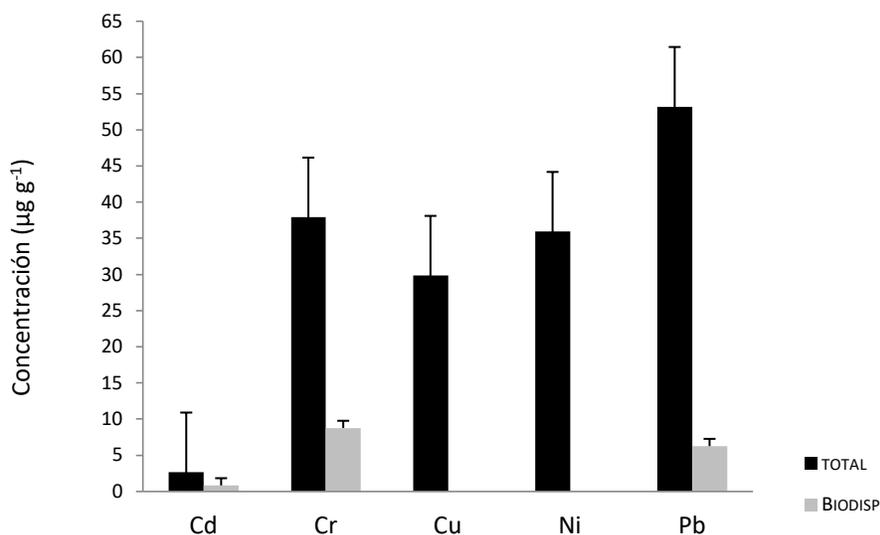
En las cuatro lagunas analizadas se determinaron los siguientes metales Cd, Cr, Cu, Ni y Pb en su fracción total y biodisponible en el muestreo que se llevó a cabo del 27 de febrero al 1 de marzo del 2012 (época de secas); las estaciones se muestran en la tabla 1.

Laguna Verde

De los resultados obtenidos se puede observar en laguna Verde que el Pb y Cr presentaron los valores máximos, con promedios de $53.19 \mu\text{g g}^{-1}$ y $45.65 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente, mientras que el Cd fue el metal con los valores más bajos (Tabla 5).

En la estación V4 (suroeste de la laguna) se presentaron las concentraciones más altas de Pb y Cd por lo que se puede inferir que estos metales provienen de la misma fuente (Gráfica 4).

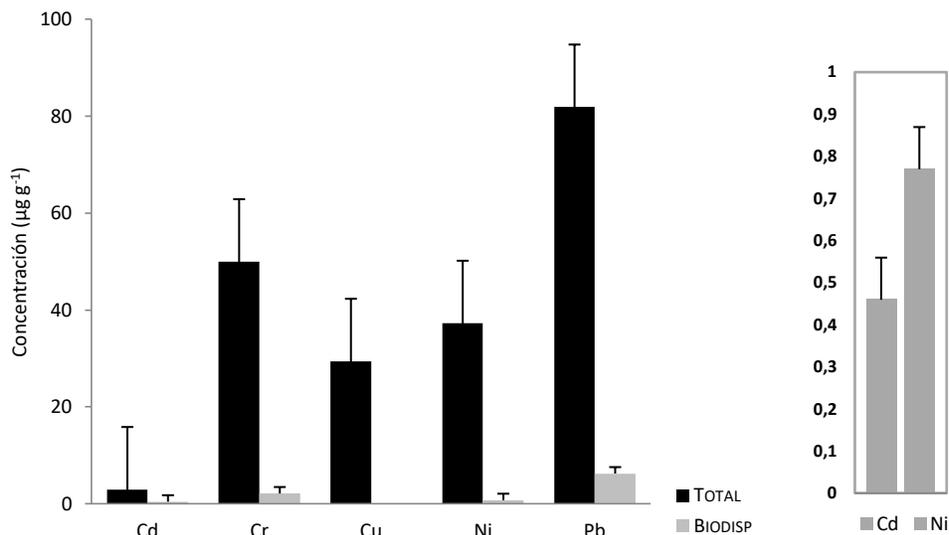
La concentración de metales biodisponibles para el Cu y Ni en laguna Verde están por debajo del nivel de detección del equipo, la concentración promedio más alta corresponde al Cr biodisponible ($8.76 \mu\text{g g}^{-1}$).



Grafica 4. Concentraciones promedio de metales totales y biodisponibles determinados en sedimentos de laguna Verde, Ver.

Laguna El Llano

Los valores de la concentración de los metales totales y biodisponibles en laguna El Llano se presentan en las tablas 5 y 6, la concentración promedio total de cada metal tuvo la siguiente tendencia: Pb (81.85 µg g⁻¹) > Cr (49.9 µg g⁻¹) > Ni (37.24 µg g⁻¹) > Cu (29.39 µg g⁻¹) > Cd (2.94 µg g⁻¹).



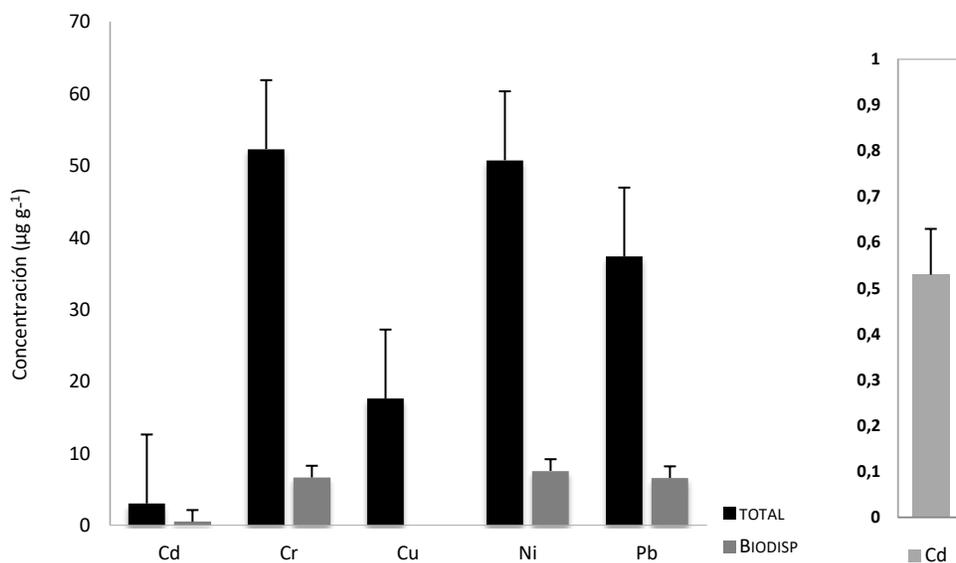
Grafica 5. Concentración promedio de metales totales y biodisponibles en sedimentos Superficiales de la laguna Llano, Ver.

La concentración de Cu biodisponible en laguna El Llano estuvo por debajo del nivel de detección del equipo, mientras que el promedio de concentración más alto corresponde al Pb ($6.26 \mu\text{g g}^{-1}$).

Laguna El Farallón

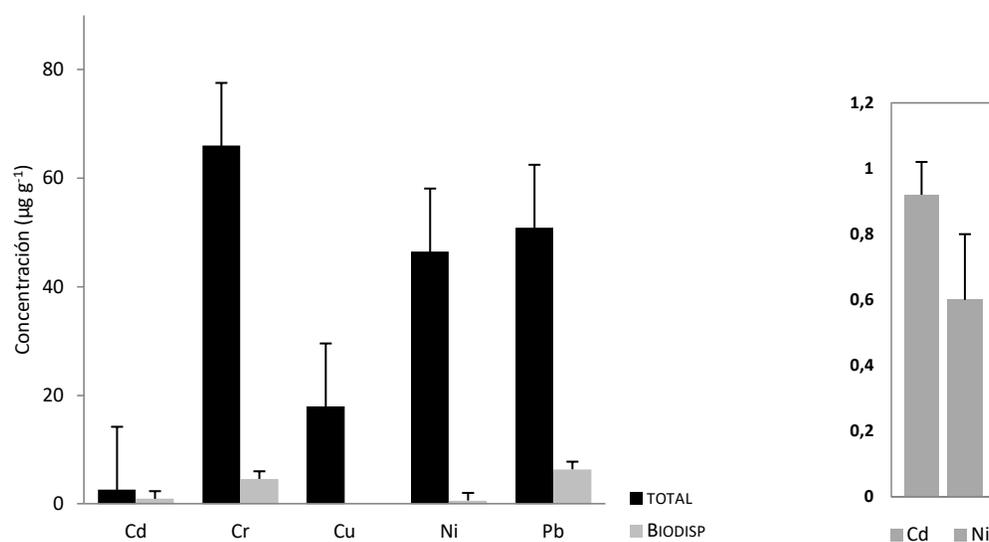
De los metales analizados en laguna El Farallón se muestran en las tablas 5 y 6, se puede notar (Grafica 6) que el Ni y Cr obtuvieron las concentraciones más altas con $70.41 \mu\text{g g}^{-1}$ y $60.36 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente y el Cd presentó un promedio de $3.07 \mu\text{g g}^{-1}$, siendo éste el valor mínimo de todos los metales analizados.

Los valores promedio para el Cr, Pb y Cu presentaron la siguiente tendencia $52.34 \mu\text{g g}^{-1} > 37.40 \mu\text{g g}^{-1} > 17.66 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente.



Grafica 6. Concentraciones promedio de metales totales y biodisponibles en sedimentos Superficiales de la laguna Farallón, Ver.

En la grafica 7 se registraron las concentraciones de metales totales y biodisponibles en sedimento en laguna La Mancha, donde se puede observar que el Cr y el Pb presentaron los valores más altos con $65.98 \mu\text{g g}^{-1}$ y $50.90 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente y el Cd fue el metal con un promedio mínimo de $2.64 \mu\text{g g}^{-1}$ (Tabla 5). El nivel más alto de la fracción biodisponible fue para el Pb con $7.77 \mu\text{g g}^{-1}$ que correspondió a la estación M1, el comportamiento de las fracciones biodisponibles para cada metal fue el siguiente $\text{Pb} > \text{Cr} > \text{Cd} > \text{Ni}$, excepto el Cu que no fue detectado (Tabla 6).



Grafica 7. Concentraciones promedio de metales totales y biodisponibles en sedimentos superficiales de la Laguna La Mancha, Ver.

TABLA 5. Concentración de metales totales ($\mu\text{g g}^{-1}$) en los sedimentos de las lagunas Verde (V) , El Llano (LL), Farallón (F) y La Mancha (M), Ver.

| Estación | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb |
|------------|------|-------|-------|-------|--------|
| V1 | 2.55 | 42.92 | 14.94 | 35.52 | 48.56 |
| V2 | 2.67 | 28.99 | 38.57 | 31.38 | 50.42 |
| V3 | 2.46 | 34.00 | 48.52 | 34.45 | 65.70 |
| V4 | 2.82 | 45.65 | 17.29 | 42.28 | 48.06 |
| C.T prom. | 2.63 | 37.89 | 29.83 | 35.91 | 53.19 |
| Mínimo | 2.46 | 28.99 | 14.94 | 31.38 | 48.06 |
| Máximo | 2.82 | 45.65 | 48.52 | 42.28 | 65.70 |
| Desv.Est. | 0.2 | 7.7 | 16.4 | 4.6 | 8.4 |
| L1 | 2.76 | 33.67 | 19.31 | 28.72 | 62.73 |
| L2 | 3.4 | 53.03 | 24.1 | 43.30 | 99.42 |
| L3 | 2.68 | 53.36 | 36.98 | 32.93 | 40.87 |
| L4 | 2.92 | 59.71 | 37.15 | 44.02 | 124.39 |
| C.T prom. | 2.94 | 49.94 | 29.39 | 37.24 | 81.85 |
| Mínimo | 2.76 | 33.67 | 19.31 | 28.72 | 40.87 |
| Máximo | 3.4 | 59.71 | 37.15 | 44.02 | 124.39 |
| Desv.Est. | 0.32 | 11.28 | 9.08 | 7.61 | 37.25 |
| F1 | 3.21 | 52.81 | 4.36 | 26.46 | 48.76 |
| F2 | 3.12 | 42.55 | 23.86 | 70.41 | 25.93 |
| F3 | 3.00 | 60.36 | 15.22 | 64.15 | 31.22 |
| F4 | 2.96 | 53.62 | 27.19 | 42.15 | 43.67 |
| C.T prom. | 3.07 | 52.34 | 17.66 | 50.79 | 37.40 |
| Mínimo | 2.96 | 42.55 | 4.36 | 26.46 | 25.93 |
| Máximo | 3.21 | 60.36 | 27.19 | 70.41 | 48.76 |
| Desv.Est.± | 0.1 | 7.3 | 10.2 | 20.2 | 10.6 |
| M1 | 2.93 | 70.19 | 14.77 | 51.70 | 72.87 |
| M2 | 2.64 | 69.82 | 13.54 | 31.56 | 54.07 |
| M3 | 2.8 | 62.54 | 25.57 | 56.91 | 37.35 |
| M4 | 2.18 | 61.36 | 18.06 | 45.92 | 39.31 |
| C.T prom. | 2.64 | 65.98 | 17.99 | 46.52 | 50.90 |
| Mínimo | 2.18 | 61.36 | 13.54 | 31.56 | 37.35 |
| Máximo | 2.93 | 70.19 | 25.57 | 56.91 | 72.87 |
| Desv.Est.± | 0.33 | 4.68 | 5.40 | 10.94 | 16.44 |

TABLA 6. Concentración de metal biodisponible ($\mu\text{g g}^{-1}$) en los sedimentos de las lagunas Verde (V), El Llano (LL), Farallón (F) y La Mancha (M), Ver.

| | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb |
|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| V1 | 0.91 | 10.31 | N.D | N.D | 7.2 |
| V2 | 0.84 | 8.3 | N.D | N.D | 7.7 |
| V3 | 0.75 | 9.34 | N.D | N.D | 6.12 |
| V4 | 0.79 | 7.09 | N.D | N.D | 4.02 |
| C.T prom. | 0.82 | 8.76 | | | 6.26 |
| Mínimo | 0.75 | 7.09 | | | 4.02 |
| Máximo | 0.91 | 10.31 | | | 7.7 |
| Desv.Est.± | 0.1 | 1.4 | | | 1.6 |
| L1 | 0.56 | 0.80 | N.D | 0.92 | 6.65 |
| L2 | 0.33 | 3.22 | N.D | N.D | 7.9 |
| L3 | 0.44 | 1.98 | N.D | 0.62 | 4.73 |
| L4 | 0.51 | 2.60 | N.D | N.D | 5.77 |
| C.T prom. | 0.46 | 2.15 | | 0.77 | 6.26 |
| Mínimo | 0.33 | 0.8 | | 0.62 | 4.73 |
| Máximo | 0.56 | 3.22 | | 0.92 | 7.9 |
| Desv.Est.± | 0.10 | 1.03 | | 0.46 | 1.34 |
| F1 | 0.68 | N.D | N.D | 0.79 | 6.91 |
| F2 | 0.61 | 1.56 | N.D | 0.66 | N.D |
| F3 | 0.53 | 10.69 | N.D | 0.83 | 8.12 |
| F4 | 0.31 | 7.81 | N.D | N.D | 4.81 |
| C.T prom. | 0.53 | 6.69 | | 0.76 | 6.61 |
| Mínimo | 0.31 | 1.56 | | 0.66 | 4.81 |
| Máximo | 0.68 | 10.69 | | 0.83 | 8.12 |
| Desv.Est.± | 0.16 | 5.07 | | 0.39 | 3.58 |
| M1 | 0.97 | 6.56 | N.D | N.D | 7.77 |
| M2 | 0.80 | 3.55 | N.D | N.D | 5.85 |
| M3 | 0.83 | 3.37 | N.D | 0.27 | 6.46 |
| M4 | 1.07 | 4.84 | N.D | 0.93 | 5.33 |
| C.T prom. | 0.92 | 4.58 | | 0.60 | 6.35 |
| Mínimo | 0.8 | 3.37 | | 0.27 | 5.33 |
| Máximo | 1.07 | 6.56 | | 0.93 | 7.77 |
| Desv.Est.± | 0.13 | 1.47 | | | 1.05 |

N.D. = No Detectado

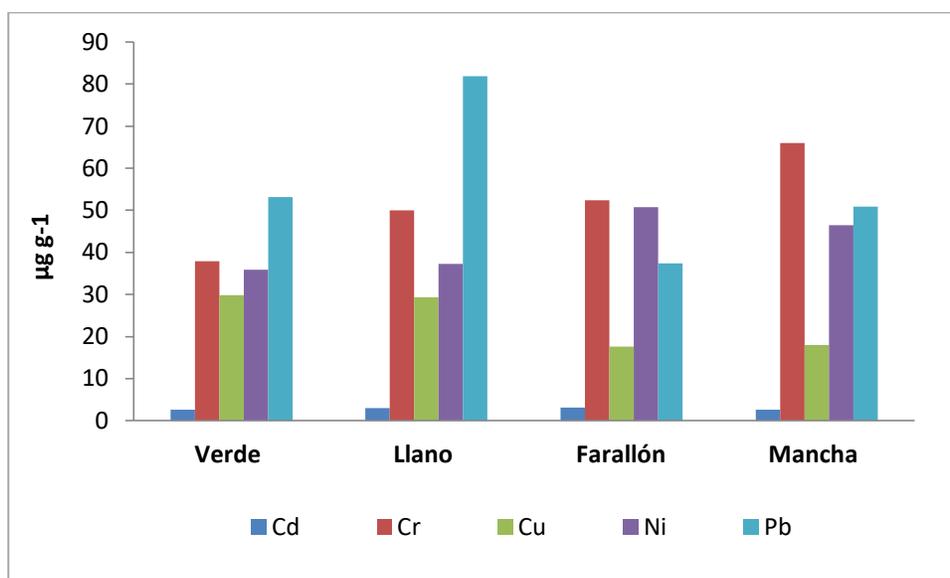
Por otra parte, al analizar las concentraciones de metales en los diferentes sistemas lagunares se pudieron observar las siguientes secuencias de mayor a menor concentración.

| | |
|----------|------------------------|
| VERDE | Pb > Cr > Ni > Cu > Cd |
| LLANO | Pb > Cr > Ni > Cu > Cd |
| FARALLÓN | Cr > Ni > Pb > Cu > Cd |
| MANCHA | Cr > Pb > Ni > Cu > Cd |

En estas secuencias el Pb y Cr presentaron las concentraciones de metales más altas y el Cd siempre obtuvo los valores más bajos, notándose que el Ni y Cu siguieron la misma secuencia en laguna Verde y El Llano, la secuencia de Pb fue inversa para los sistemas de Farallón y La Mancha.

En lo que respecta a los sistemas lagunares con concentraciones de metales más altas a las más bajas se mostró la siguiente secuencia:

Llano > Mancha > Farallón > Verde



Grafica 8. Concentraciones promedio de metales en los sistemas lagunares analizados.

Se puede distinguir que el Pb presentó el nivel más elevado de todos los metales en laguna El Llano, mientras que el Ni, Cu, Cr y Cd tuvieron concentraciones menores en las otras lagunas (Grafica 7), se encontraron diferencias significativas entre las lagunas analizadas lo que corrobora las particularidades de cada laguna, así como las diferentes fuentes de contaminación a los cuales están sometidas.

Análisis estadísticos de los Metales en sedimentos

Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales para las variables del agua de las cuatro lagunas en estudio, fueron en base a los parámetros fisicoquímicos como el pH, OD, Temperatura y Salinidad y también en base a las concentraciones de metales como el Cd, Cr, Cu, Ni y Pb; los cuales arrojaron los siguientes resultados (Figura 2):

En laguna Verde el primer componente (CP1) explica el 69.70 % de la varianza representando en ambos componentes el 88.32% de la variabilidad. En las correlaciones con las variables originales se ven aquellos CP que tienen correlaciones y lo idóneo es que exista alta correlación de cada variable con un solo CP. El CP1 se correlaciona positivamente con Cu y Pb, y negativamente con OD, temp, Sal, Cr y Ni, en tanto el CP2 se correlaciona positivamente con el pH.

Para laguna El Llano el primer componente (CP1) explica el 61.38 % de la varianza representando en ambos componentes el 92.96% de la variabilidad. El CP1 se correlaciona positivamente con OD y pH, y negativamente, Temp, Sal, Cr, Cu, en tanto el CP2 se correlaciona positivamente Ni, Pb y Cd.

Mientras que para laguna El Farallón el primer componente (CP1) explica el 53.98 % de la varianza representando en ambos componentes el 84.98% de la variabilidad. El CP1 se correlaciona positivamente con Cr, Pb, pH y Sal, y negativamente con Cu y Temp, en tanto el CP2 se correlaciona positivamente con OD y Ni.

En laguna La Mancha el primer componente (CP1) explica el 69.09 % de la varianza representando en ambos componentes el 100% de la variabilidad. El CP2 se correlaciona positivamente con Cd, Pb, Cr, negativamente con OD, Sal, temp, Cu y Ni.

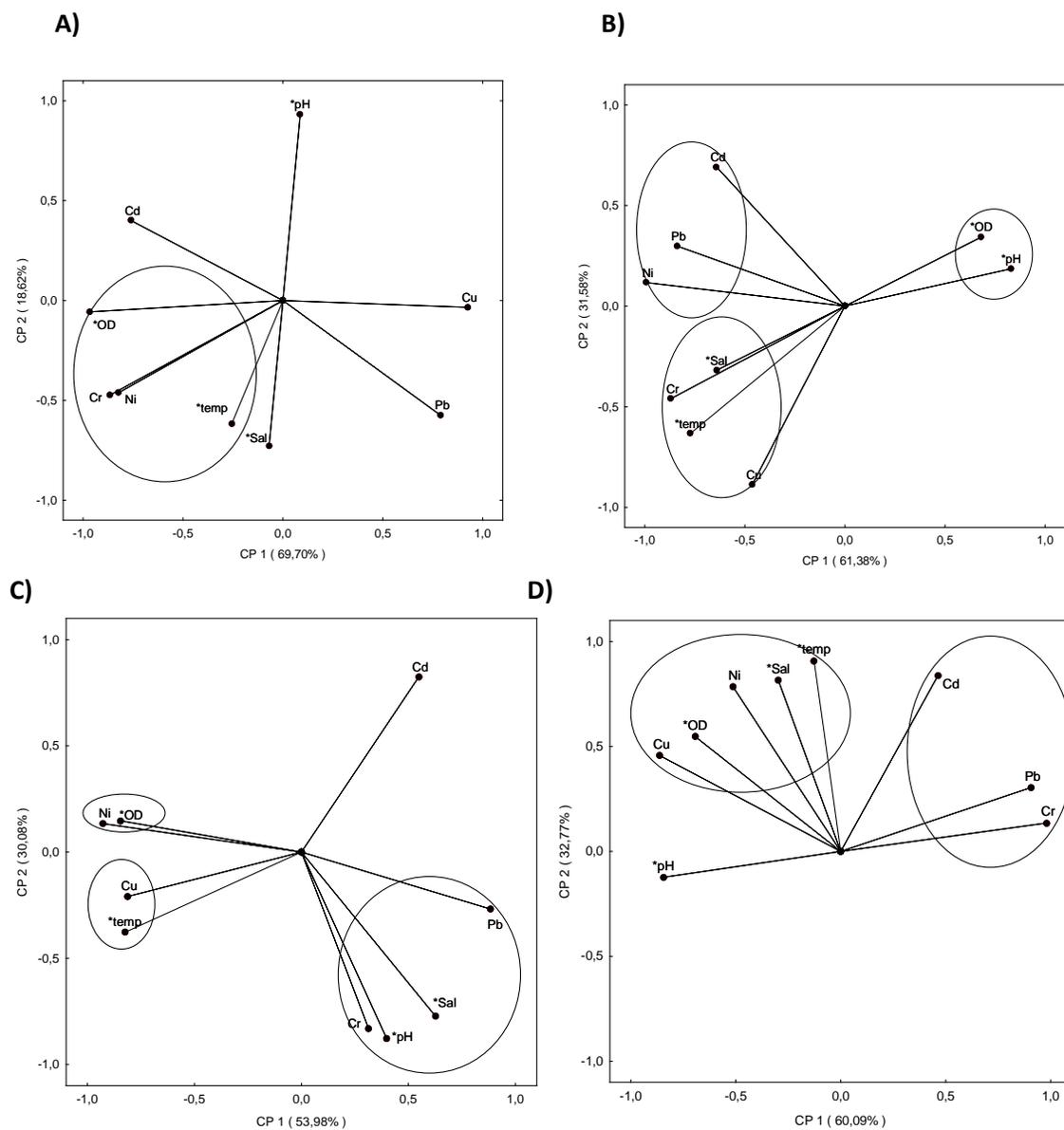


Figura 2. Representación gráfica de las dos primeras componentes principales para las variables fisicoquímicas de las lagunas: Verde (A), Llano (B), Farallón(C) y La Mancha (D), Ver.

En las siguientes representaciones gráficas de los componentes principales (CP1 y CP2) está formado por las variables de la textura de los sedimentos superficiales, materia orgánica y metales Cd, Cr, Cu, Ni y Pb de los sedimentos superficiales de los sistemas lagunares en estudio muestra:

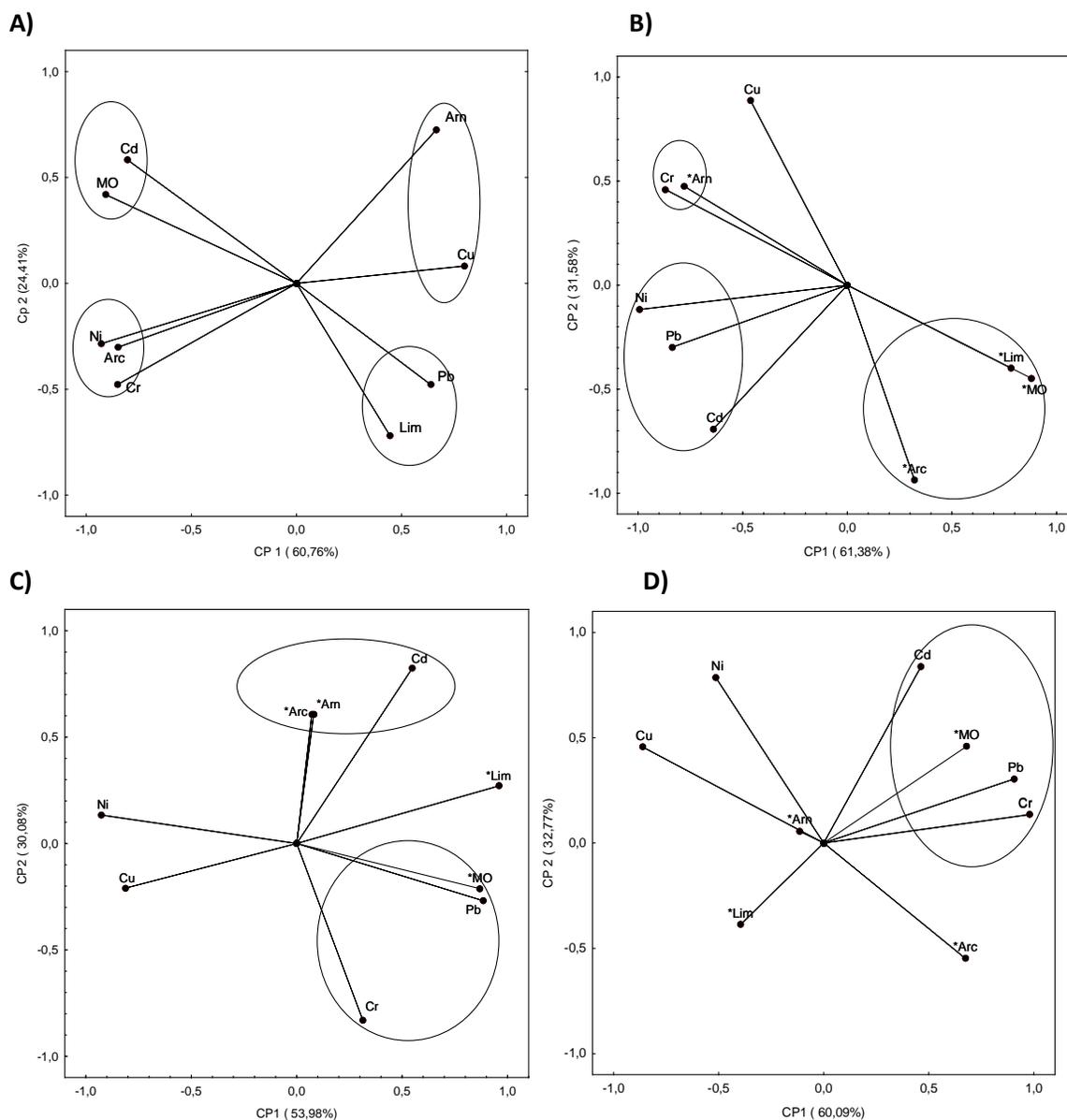


Figura 3. Representación gráfica de las dos primeras componentes principales para las variables granulométricas de las lagunas: Verde (A), Llano (B), Farallón(C) y La Mancha (D), Ver.

Para laguna Verde estos componentes explican el 85.17 % de la varianza total de las nueve variables incluidas en la matriz de datos. El CP1 se encuentra correlacionado con los parámetros Arn, Cu, Lim, Pb y explican el 60.76% de la varianza de la matriz de datos. Estos parámetros son de origen tanto litogénico como antropógena. La materia orgánica y el Cd tienen una correlación negativa altamente significativa con la CP1.

El CP2 explica que el 24.41 % de la variabilidad de los datos se encuentra correlacionada significativamente con Arn y Cu. Esta componente está asociada a una posible fuente de origen que impacta a esta laguna.

En la figura 3 de CP se explican el 92.26 % de la varianza total de las nueve variables incluidas en la matriz de datos. El CP1 se encontró correlacionado con los parámetros Arn, Lim, MO y explican el 61.38% de la varianza de la matriz de datos. La materia orgánica no se correlaciona con ningún metal, el Cd, Ni y Pb tiene una correlación negativa altamente significativa con la CP1. *

El CP2 explica que el 31.58 % de la variabilidad de los datos se encuentra correlacionada significativamente con el Cr y Cu con las Arn. Este componente está representado por la correlación que mantiene el Cr en sedimentos y el Cu en sedimentos, lo anterior nos indica que el porcentaje de arena esta relacionándose con el metal Cr y Cu.

En laguna El Llano el 84.06 % de la varianza total de las nueve variables incluidas en la matriz de datos. En el CP1 se encontró correlacionado positivamente la MO con Cr y Pb, fue el 53.98% de la varianza de la matriz de datos, por lo que se puede inferir que se corre más riesgo para los organismos bentónicos, ya que estos metales podrían estar unidos a la materia orgánica y con esto hacerlo disponible (Presley, 1997 y Rosas 2004).

El CP2 explica que el 30.08 % de la variabilidad de los datos se encuentra correlacionada significativamente con Lim, Arc, Arn con el Cd (Figura 3).

Para laguna La Mancha estos componentes explican el 92.86 % de la varianza total de las nueve variables incluidas en la matriz de datos. La MO y el Cd tienen una correlación negativa altamente significativa con la CP1. Lo que significa que hay una dependencia lineal negativa entre ambas variables, cuando la MO aumenta, el Cr en cambio disminuye en proporción constante.

El CP2 explica que el 32.77 % de la variabilidad de los datos se encuentra correlacionada significativamente la MO con Cr, Pb, Cd, así también una correlación positiva Cu con el Ni. Este segundo componente explica que hay una relación directa entre las variables, si cualquiera de las variables aumenta las otras incrementan directamente.

Matrices de correlación de Pearson

En el estudio de la matriz de correlación se ha considerado el contenido total de los elementos Cd, Cr, Cu, Ni y Pb con las demás variables geoquímicas analizadas (arenas, limos, arcillas y materia orgánica total).

La relación que existe entre los cinco metales analizados es importante ya que dependiendo de su afinidad pueden actuar como antagónicos y sinérgicos, también se correlacionaron todos los metales entre si encontrando los siguientes valores significativos:

En laguna Verde en tabla 7 parte A no presenta correlación con los parámetros de la textura del sedimento posiblemente debido a la hidrodinámica que presenta este sistema marino-costero, no así con la materia orgánica a que se observa una alta correlación con el Cd ($r= 0.976$), Cr ($r=0.596$) y Ni ($r= 0.728$), de igual manera para laguna El Llano con un alto nivel de correlación para Cr ($r= 0.943$), Cu ($r= 0.802$), Ni ($r= 0.820$), Pb ($r= 0.676$). La presencia de interrelaciones significativas entre la cantidad de materia orgánica en sedimentos y las concentraciones de metales, sugieren la existencia de especies metálicas adheridas o acomplejadas con la materia orgánica (Stumm Morgan,1981; Rovira, 1993).

Ahumada, (1992) señala que, por lo general, los metales presentan correlación con la materia orgánica, ya que parece ser el factor determinante de la distribución y concentración de metales en los sedimentos superficiales de muchos ecosistemas marinos costeros.

La Tabla 11 parte A muestra la matriz de correlación de Pearson para las variables geoquímicas y los metales trazas en los sedimentos superficiales de laguna El Farallón y La Mancha. Se observan correlaciones significativas altamente significativas positivas ($p=0,05$) entre la MO con las fracciones limosas ($r=0.880$), arcillosas ($r=0.623$) de los sedimentos y con el metal Cu; en laguna La Mancha se encuentran igualmente correlacionados con la fracción limosa con el Pb ($r=0.719$).

La importancia del papel que juega el tamaño de grano y el contenido de materia orgánica sobre la distribución de los metales en los sedimentos ha sido bien sustentada. Algunos estudios señalan que el tamaño de grano, el contenido de aluminosilicatos y los contenidos de materia orgánica de origen marino, terrestre y antropogénico constituyen los principales factores de control de la distribución de los metales traza en los sedimentos de los ecosistemas acuáticos (Gutiérrez-Galindo *et al.*, 1994; Naidu *et al.*, 1997; Shriadah, 1999; Rubio *et al.*, 2000).

Tabla 7. Coeficientes de correlación de pearson con $p \leq 0.050$ para los parámetros fisicoquímicos y geoquímicos en los sedimentos superficiales de realizados a las lagunas Verde (A), Llano (B), Ver.

| A) Laguna Verde, Ver. | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|
| | pH | Sal | Temp | MO | Aren | Lim | Arc | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb |
| pH | 1,000 | | | | | | | | | | | |
| Sal | -0,925 | 1,000 | | | | | | | | | | |
| Temp | -0,860 | 0,974 | 1,000 | | | | | | | | | |
| MO | -0,039 | -0,127 | -0,346 | 1,000 | | | | | | | | |
| Aren | 0,352 | -0,015 | 0,173 | -0,777 | 1,000 | | | | | | | |
| Lim | 0,069 | 0,292 | 0,450 | -0,714 | 0,946 | 1,000 | | | | | | |
| Arc | 0,374 | -0,046 | 0,146 | -0,789 | 0,999 | 0,933 | 1,000 | | | | | |
| Cd | -0,125 | -0,111 | -0,330 | 0,976 | -0,894 | -0,840 | -0,902 | 1,000 | | | | |
| Cr | 0,456 | -0,289 | -0,387 | 0,569 | 0,074 | 0,080 | 0,055 | 0,380 | 1,000 | | | |
| Cu | 0,084 | -0,217 | -0,064 | -0,682 | 0,153 | -0,020 | 0,187 | -0,525 | -0,848 | 1,000 | | |
| Ni | 0,618 | -0,617 | -0,740 | 0,728 | -0,235 | -0,335 | -0,237 | 0,609 | 0,875 | -0,624 | 1,000 | |
| Pb | 0,542 | -0,508 | -0,309 | -0,772 | 0,561 | 0,309 | 0,594 | -0,723 | -0,446 | 0,830 | -0,316 | 1,000 |

| B) Laguna el Llano, Ver. | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|
| | pH | Sal | Temp | MO | Aren | Lim | Arc | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb |
| pH | 1,000 | | | | | | | | | | | |
| Sal | -0,958 | 1,000 | | | | | | | | | | |
| Temp | -0,722 | 0,647 | 1,000 | | | | | | | | | |
| MO | 0,897 | -0,816 | -0,951 | 1,000 | | | | | | | | |
| Aren | -0,523 | 0,367 | 0,931 | -0,835 | 1,000 | | | | | | | |
| Lim | 0,477 | -0,298 | -0,890 | 0,794 | -0,995 | 1,000 | | | | | | |
| Arc | 0,516 | -0,605 | -0,829 | 0,724 | -0,636 | 0,556 | 1,000 | | | | | |
| Cd | 0,231 | 0,041 | -0,080 | 0,203 | -0,307 | 0,385 | -0,490 | 1,000 | | | | |
| Cr | 0,713 | -0,578 | -0,974 | 0,943 | -0,970 | 0,951 | 0,683 | 0,299 | 1,000 | | | |
| Cu | 0,542 | -0,570 | -0,918 | 0,802 | -0,787 | 0,722 | 0,976 | -0,313 | 0,812 | 1,000 | | |
| Ni | 0,800 | -0,594 | -0,693 | 0,820 | -0,722 | 0,736 | 0,208 | 0,720 | 0,811 | 0,355 | 1,000 | |
| Pb | 0,881 | -0,761 | -0,426 | 0,676 | -0,326 | 0,321 | 0,056 | 0,592 | 0,509 | 0,117 | 0,863 | 1,000 |

De igual manera, se observan correlaciones significativas entre Cr y Ni, Cu y Pb para Laguna Verde; Cr con el Cu y Ni, Cd y Ni para laguna El Llano; el Cu con el Ni, el Cr y Cd con el Pb para laguna

La Mancha lo que nos pueden estar indicando que estos metales presentan un mismo origen y/o un mismo comportamiento geoquímico.

Tabla 8. Coeficientes de correlación de pearson con $p \leq 0.050$ para los parámetros fisicoquímicos y geoquímicos en los sedimentos superficiales de realizados a las Lagunas Farallón (A) y La Mancha (B), Ver.

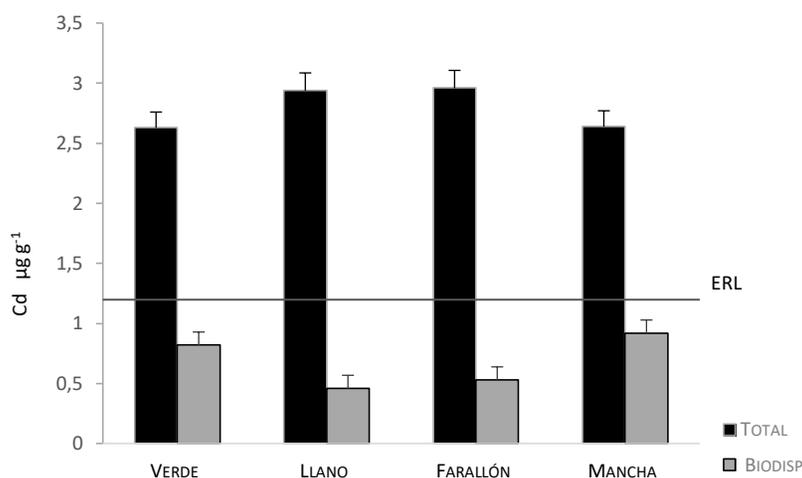
| A) Laguna Farallón | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|
| | pH | Sal | Temp | MO | Aren | Lim | Arc | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb |
| pH | 1,000 | | | | | | | | | | | |
| Sal | 0,956 | 1,000 | | | | | | | | | | |
| Temp | -0,107 | -0,270 | 1,000 | | | | | | | | | |
| MO | 0,416 | 0,660 | -0,447 | 1,000 | | | | | | | | |
| Aren | -0,296 | -0,338 | -0,622 | -0,421 | 1,000 | | | | | | | |
| Lim | 0,166 | 0,400 | -0,927 | 0,740 | 0,297 | 1,000 | | | | | | |
| Arc | -0,294 | -0,333 | -0,630 | -0,412 | 1,000 | 0,306 | 1,000 | | | | | |
| Cd | 0,468 | 0,277 | 0,823 | -0,238 | -0,651 | -0,761 | -0,657 | 1,000 | | | | |
| Cr | -0,976 | -0,888 | 0,138 | -0,244 | 0,117 | -0,113 | 0,117 | -0,447 | 1,000 | | | |
| Cu | 0,283 | 0,405 | -0,978 | 0,418 | 0,616 | 0,880 | 0,623 | -0,696 | -0,330 | 1,000 | | |
| Ni | 0,395 | 0,646 | -0,565 | 0,991 | -0,293 | 0,824 | -0,284 | -0,348 | -0,241 | 0,533 | 1,000 | |
| Pb | -0,488 | -0,720 | 0,466 | -0,996 | 0,402 | -0,745 | 0,394 | 0,209 | 0,325 | -0,454 | -0,990 | 1,000 |

| B) Laguna La Mancha | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|-------|
| | pH | Sal | Temp | MO | Aren | Lim | Arc | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb |
| pH | 1,000 | | | | | | | | | | | |
| Sal | -0,108 | 1,000 | | | | | | | | | | |
| Temp | -0,213 | 0,977 | 1,000 | | | | | | | | | |
| MO | -0,929 | 0,456 | 0,559 | 1,000 | | | | | | | | |
| Aren | -0,428 | 0,571 | 0,462 | 0,516 | 1,000 | | | | | | | |
| Lim | -0,054 | 0,216 | 0,033 | 0,031 | 0,850 | 1,000 | | | | | | |
| Arc | -0,761 | -0,401 | -0,384 | 0,491 | 0,385 | 0,359 | 1,000 | | | | | |
| Cd | 0,644 | -0,689 | -0,817 | -0,865 | -0,280 | 0,266 | 0,003 | 1,000 | | | | |
| Cr | 0,919 | 0,110 | -0,056 | -0,811 | -0,039 | 0,319 | -0,658 | 0,609 | 1,000 | | | |
| Cu | -0,558 | -0,738 | -0,611 | 0,251 | -0,341 | -0,347 | 0,722 | 0,047 | -0,752 | 1,000 | | |
| Ni | -0,518 | -0,621 | -0,639 | 0,186 | 0,242 | 0,389 | 0,948 | 0,320 | -0,447 | 0,725 | 1,000 | |
| Pb | 0,651 | 0,166 | -0,045 | -0,589 | 0,376 | 0,719 | -0,300 | 0,591 | 0,888 | -0,707 | -0,125 | 1,000 |

Distribución de metales

Cd

El Cd presentó una distribución uniforme en las cuatro lagunas analizadas, sus principales fuentes en ambientes acuáticos son el lavado de los suelos agrícolas y descargas de la minería y la industria, desechos municipales y lodos de plantas de tratamiento (Green-Ruiz, 2000). La zona noroeste de la laguna tiene influencia de asentamientos humanos (campamento de la CFE), ésta genera aguas residuales que podrían originar la presencia de este metal, existe una asociación directa entre las concentraciones elevadas de Cd y las descargas de aguas residuales (Páez-Osuna, 1990).



Grafica 9. Concentraciones promedio de cadmio total y biodisponible en sedimentos superficiales de los sistemas lagunares analizados.

Las lagunas El Llano y La Mancha registraron concentraciones de $2.94 \mu\text{g g}^{-1}$ y $2.64 \mu\text{g g}^{-1}$, se observa que se duplicaron los niveles de concentración de este elemento en los sedimentos. Rodríguez (1996) reportó un valor promedio de $1.35 \mu\text{g g}^{-1}$ y $1.47 \mu\text{g g}^{-1}$, lo que significa que hay una acumulación de este metal en los sedimentos.

La laguna La Mancha tuvo valores muy parecidos a la concentración de Cd en los sedimentos de laguna Verde ($2.63 \mu\text{g g}^{-1}$), la distribución de este metal en orden de mayor a menor, en las lagunas estudiadas mostraron el siguiente patrón: Farallón > Llano > Mancha > Verde

En el trabajo actual la concentración promedio de Cd fue determinada en los sedimentos superficiales para las cuatro lagunas en este estudio obtuvieron un valor similar al

reportado por Villanueva *et al.* (2005), con un promedio de Cd de $2.82 \mu\text{g g}^{-1}$ en la laguna El Yucateco, Tab., rebasando el límite máximo permisible propuesto por Long *et al.*, 1995. Sin embargo, esta fue menor con respecto a las obtenidas en Rio Tuxpan $4.05 \mu\text{g g}^{-1}$ señaladas por Macías (2015), las lagunas de Alvarado y Tamiahua con $5.27 \mu\text{g g}^{-1}$ y $6.21 \mu\text{g g}^{-1}$ (Castañeda *et al.*, 2017; Guzmán *et al.*, 2005) y el estuario de Coatzacoalcos con un valor de $7.93 \mu\text{g g}^{-1}$ indicado por Rosales y Carranza (2005).

El Cd puede representar un problema para los sistemas lagunares del estado de Veracruz, en estos ecosistemas acuáticos el Cd puede bioacumularse en mejillones, ostras, gambas, langostas y peces y los efectos tóxicos del Cd dependen de la vía de acceso, la cantidad y el grado de exposición. El Cd se elimina difícilmente, con lo cual se va acumulando en los diferentes tejidos y alcanza una vida media mayor a 20 años en el organismo (Duvilanski y Cabilla, 2014).

Por otra parte, la concentración promedio de Cd para las cuatro lagunas en estudio se encuentra dentro de la media en comparación con los valores de sedimentos obtenidos para varios sistemas lagunares del Golfo de México.

Respecto a la fracción biodisponible del Cd tuvo un intervalo que va de $0.46 \mu\text{g g}^{-1}$ (El Llano) a $0.92 \mu\text{g g}^{-1}$ (La Mancha) y el valor más alto encontrado para los ecosistemas costeros del Golfo de México es de $2.18 \mu\text{g g}^{-1}$ para la laguna de Tamiahua (Guzmán *et al.*, 2005). El Cd es un metal tóxico, que de estar biodisponible, puede tener efectos adversos sobre la biota, tanto en adultos como en larvas y juveniles como menciona Förstner y Wittman (1979).

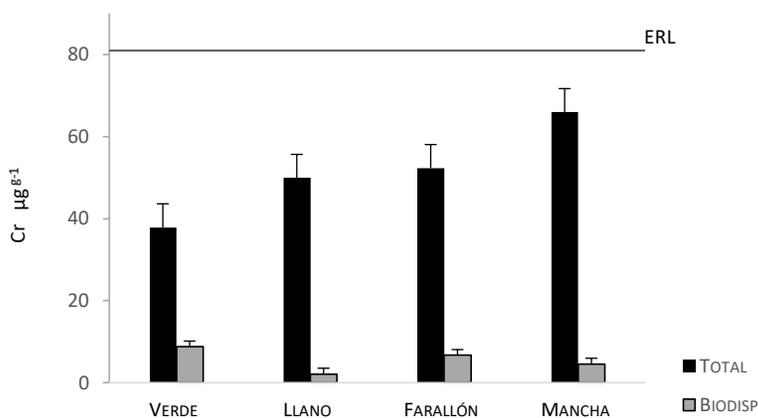
Este metal en sedimentos con $\text{pH} < 8$ se encuentra en forma de iones intercambiables y carbonatos según lo descrito por Arribas *et al.*, 1996. Los resultados de correlación arrojaron una alta asociación en su forma total y biodisponible lo que señala la constancia de este elemento al sistema como lo manifiesta (Velandia, 2010).

Los valores de Cd registrados en los cuatro sistemas lagunares en estudio sugieren que pueden causar efectos adversos sobre las comunidades de organismos, debido que rebasan el valor de Efectos de Rango Bajo (ERL por sus siglas en inglés) que es de $1.2 (\mu\text{g g}^{-1})$ propuestos por Long *et al.*, 1995). Como se sabe el Cd en laguna EL Farallón presentó las concentraciones más altas de los sistemas analizados y el cual puede ser causado por actividades humanas (International Atomic Energy Agency, 2009).

Cr

El Cr presentó una distribución heterogénea en las cuatro lagunas analizadas, siguiendo un patrón de menor a mayor concentración: Verde ($37.89 \mu\text{g g}^{-1}$) > Llano ($49.94 \mu\text{g g}^{-1}$) > Farallón ($52.34 \mu\text{g g}^{-1}$) > Mancha ($65.98 \mu\text{g g}^{-1}$).

Laguna La Mancha fue la que registró los valores más altos para el Cr $65.98 \mu\text{g g}^{-1}$, también hay registro de $49.75 \mu\text{g g}^{-1}$ por (Rodríguez, 1996) y sugiere que las concentraciones de Cr en los sedimentos de esta laguna corresponde al arrastre de las partículas continentales y de los residuos empleados para el cultivo de las tierras aledañas. En este estudio el Cr registró las mayores concentraciones en la parte baja hacia la boca, tomando en cuenta que es el flujo preferencial del sistema. Probablemente indique que hay un impacto de las actividades pesqueras dentro del sistema, tanto de Cr como Pb.



Grafica 10. Concentraciones promedio de cromo total y biodisponible en sedimentos Superficiales de los sistemas lagunares analizados.

También las variaciones de las concentraciones en los sedimentos dependen del comportamiento de los residuos del uso de fertilizantes, pesticidas y fungicidas y la tendencia del Cr a sedimentarse así como de las características del sedimento.

El Cr es un metal que tiende a acumularse en los sedimentos, lo que contribuye de manera significativa al incremento de su nivel en estas zonas (Alvarez *et al.*, 1986, Botello y Páez-Osuna 1986, Rosales *et al.*, 1986 y Villanueva, 1992). Para la fracción biodisponible de este metal se obtuvieron valores que van de $2.15 \mu\text{g g}^{-1}$ para laguna El Llano hasta $8.76 \mu\text{g g}^{-1}$ en laguna Verde, este valor, sobrepasa los intervalos reportados para las áreas costeras del Golfo de México que van de $0.42 \mu\text{g g}^{-1}$ a $5.52 \mu\text{g g}^{-1}$, con excepción del estuario Coatzacoalcos que reportó $13 \mu\text{g g}^{-1}$.

Los niveles de concentración de Cr total en los sedimentos se encuentran en el promedio de los sistemas costeros del Golfo de México (Tabla 8), para el estado de Veracruz hay reportes en la laguna de Tampamachoco de $64.33 \mu\text{g g}^{-1}$ y en Julivá de $72.02 \mu\text{g g}^{-1}$. No obstante hay reportes que rebasan el ERL de $81 \mu\text{g g}^{-1}$ donde se producen Efectos de Rango Bajo (Long *et al.*, 1995). Rosales, 2005 registró un valor de $109 \mu\text{g g}^{-1}$ para el estuario de Coatzacoalcos y $91.83 \mu\text{g g}^{-1}$ para la laguna el Yucateco (Villanueva y Botello, 2005).

Por otra parte Botello *et al.* (2014) manifestó un valor de Cr de $117 \mu\text{g g}^{-1}$ en dos campañas oceanográficas en el Noroeste del Golfo de México en julio de 2010 y enero 2011 como respuesta al derrame de petróleo masivo causado por el hundimiento de la plataforma Deepwater Horizon (DWH). Los valores de metales Cr, Ni y V de ese estudio revelaron un origen litológico, principalmente debido a la carga de sedimentos terrígenos suspendidos transportados por los ríos, especialmente fuera de la Laguna Madre y los ríos Bravo y Soto La Marina, sin aportes antropogénicos de las actividades de la industria petrolera.

En particular para la Laguna El Limón en Tabasco se registró un valor de $319.22 \mu\text{g g}^{-1}$, debido a que usaban cromita para procesos petroquímicos según lo reportado por Aguirre- Palavicini, 2006.

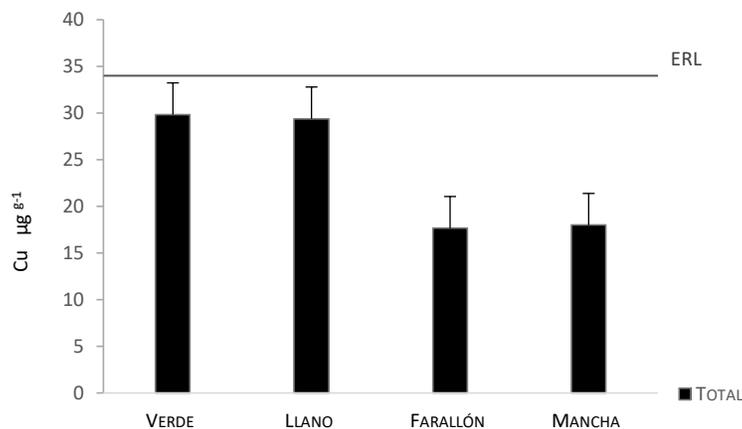
Además, para las lagunas estudiadas los resultados de Cr no rebasaron el límite propuesto por Long *et al.*, 1995., por lo que no pueden causar efectos toxicológicos a los organismos de dichos ecosistemas. El Cr mostró que se encontraba por debajo límite propuesto por Long *et al.*, 1995.

Por otro lado, Pérez-Cruz *et al.* (2013) reveló una concentración para laguna El Llano de $42.78 \mu\text{g g}^{-1}$, lo que indicó un decremento del este metal y puede atribuirse como lo hace notar Villanueva y Botello *et al.* (1992) a que la fuente de entrada del metal a la laguna se controló.

Cu

Este elemento se comportó de manera heterogénea en los sitios de muestreo; una fuente importante de este metal es el uso de plaguicidas en ambientes acuáticos y compuestos de Cu en el tratamiento de aguas residuales o en una forma importante formando parte de compuestos usados como fungicidas y plaguicidas en actividades agrícolas (Adriano, 2001), todas estas fuentes pueden estar presentes en las zonas costeras aledañas del área de estudio; por lo que es imposible descartar

alguna de ellas . En el agua el Cu tiende a formar asociaciones con la MO la cual fue alta en este sistema lo que ayuda a que se precipite este metal, así mismo, el área en donde se presentó la mayor concentración del metal se localiza una pequeña depresión y se puede inferir que el movimiento y la circulación de la columna de agua es mínima con relación a toda el área de la laguna lo que provoca su acumulación en los sedimentos.



Grafica 11. Concentraciones promedio de cobre total en sedimentos superficiales de los sistemas lagunares analizados.

La jerarquización de acuerdo a la máxima concentración promedio para las lagunas en este estudio es la siguiente: Verde ($29.83 \mu\text{g g}^{-1}$) > Llano ($29.39 \mu\text{g g}^{-1}$) > Mancha ($17.99 \mu\text{g g}^{-1}$) > Farallón ($17.66 \mu\text{g g}^{-1}$).

Es importante resaltar que respecto a la fracción biodisponible, el Cu no estuvo presente en los sedimentos de las cuatro lagunas analizadas, de manera que este metal no se encuentra disponible para los organismos que habitan estas lagunas.

En el trabajo actual Laguna Verde presentó el valor promedio ($29.83 \mu\text{g g}^{-1}$) más elevado de Cu en los sedimentos con respecto a las otras lagunas en este estudio, pero esta concentración está dentro de los intervalos que se han reportado en otros sistemas lagunares del Golfo de México (Tabla 8), con excepción del valor obtenido ($39 \mu\text{g g}^{-1}$) en el Noroeste del Golfo de México determinado por Armstrong *et al.*, 2019. Además los valores obtenidos para este metal en las lagunas en estudio, no rebasaron el efecto de rango bajo (ERL en inglés).

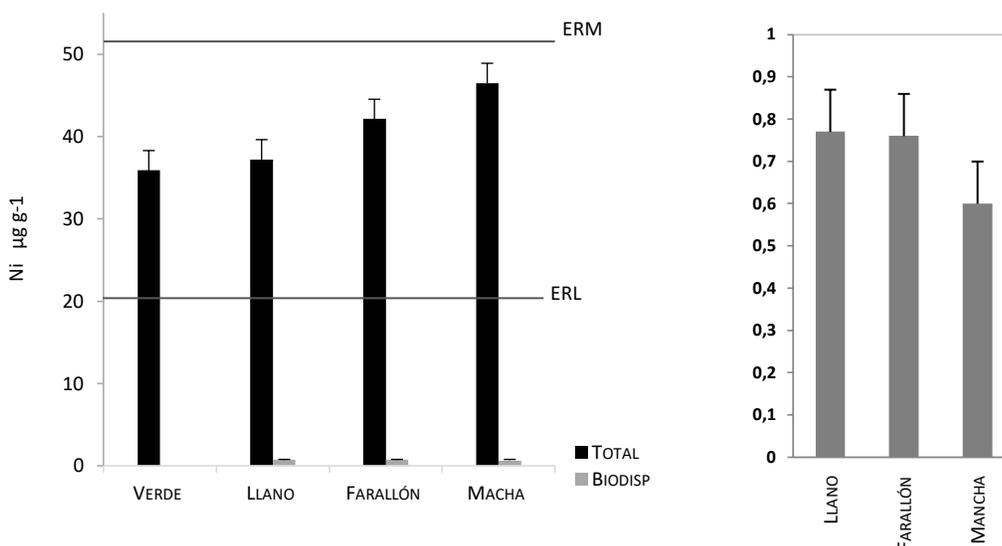
Ni

El Ni presentó una distribución heterogénea de las cuatro lagunas analizadas, de acuerdo, a la concentración promedio de Ni en los sedimentos se obtuvo la siguiente secuencia de los sistemas lagunares:

Farallón ($50.79 \mu\text{g g}^{-1}$) > Mancha ($46.52 \mu\text{g g}^{-1}$) > Llano ($37.24 \mu\text{g g}^{-1}$) > Verde ($35.91 \mu\text{g g}^{-1}$).

Laguna El Farallón alcanzó el valor más elevado de Ni acumulado en sus sedimentos respecto a los otros sistemas acuáticos en este estudio, los compuestos más tóxicos de Ni son solubles, como sulfatos. El Ni es un elemento esencial para los animales, pero dosis excesivas les trae efectos negativos, estudios en animales han demostrado que la deficiencia de Ni en mamíferos les provoca anemia, mortalidad en los fetos y retrasos en el crecimiento (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2007). También, el exceso de Ni en animales, por inhalación, genera problemas en el tracto respiratorio y/o cáncer de pulmón (Environmental Bureau of Investigation Níquel, 2004). La ingestión por vía oral de grandes cantidades de Ni genera enfermedades en los pulmones, problemas en los riñones, hígado, disminución del peso en los fetos recién nacidos, mortalidad de fetos (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Environmental Bureau of Investigation. Níquel, Lenntech. Tabla Periódica). En los ecosistemas acuáticos, concentraciones elevadas de Ni pueden originar la muerte de peces, aves, y muerte o problemas en el crecimiento de plantas (Environmental Bureau of Investigation . Níquel, 2004).

La presencia elevada de Ni en laguna El Farallón probablemente se debe a que la laguna es muy somera y se ve afectada la cantidad de agua, depositando el Ni en el sedimento, este metal se asocia al material particulado suspendido, lo que se explica con la relación significativa que tuvo este elemento con los limos y por ende es que sea alóctono al sistema, otra fuente no puntual son los abonos y el estiércol (Páez osuna, 2005).



Gráfica 12. Concentraciones promedio de níquel total y biodisponible en sedimentos superficiales de los sistemas lagunares analizados.

En el presente estudio se registraron valores que rebasan los límites propuestos por Long *et al.*, 1995; para los cuatro sistemas lagunares, siendo laguna El Farallón quien registró el valor más alto de $50.79 \mu\text{g g}^{-1}$, de acuerdo al párrafo anterior se infiere que el Ni tiene una procedencia de origen litogénico. A pesar de ser un metal esencial para los organismos vivos, también es el metal que menos tendencia tiene a bioacumularse y biomagnificarse en la cadena trófica (Moreno, 2003).

Los valores promedio del Ni para laguna El Farallón fueron semejantes a los obtenidos en el Noroeste del Golfo de México reportando un valor de $50.8 \mu\text{g g}^{-1}$ en núcleo de sedimentos (Armstrong *et al.*, 2019). Pero, estos niveles se encuentran dentro de la media de los valores registrados para otros sistemas acuáticos del Golfo de México: Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán, los cuales registraron valores por arriba del ERL ($20.90 \mu\text{g g}^{-1}$) y ligeramente por debajo del ERM ($51.60 \mu\text{g g}^{-1}$), favoreciendo condiciones adversas para los organismos que habitan en la biota, particularmente las lagunas Julivá y Santa Anita obtuvieron concentraciones de $152 \mu\text{g g}^{-1}$ y $116.26 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente, Botello y Villanueva, (2011) señalaron que la distribución del metal para laguna Julivá puede estar gobernada por los aportes que recibe la laguna del río El Naranjo y también influye de manera directa su conformación geográfica, ya que al ser un cuerpo semicerrado, con poca circulación y baja renovación de masas de agua, lo convierte en un receptáculo donde se acumulan diversos contaminantes, además de que este metal tiene un origen litogénico.

Bojórquez *et al.*, 2018, realizó un estudio de enriquecimiento natural de Ni y V en núcleos de sedimento cercanos al sitio de extracción de crudo en la zona costera del Golfo de México, el Ni resultó moderadamente enriquecido y sus contenidos están asociados con el origen terrígeno e influenciados por los compuestos asociados con Al, Co, Fe, Li y Zn, posiblemente como resultado de la erosión e intemperismo de las rocas adyacentes.

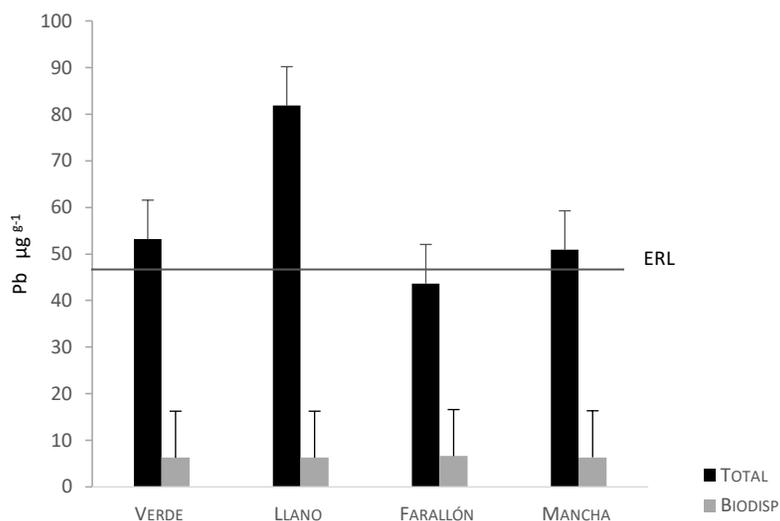
Villanueva y Botello (1998) sostienen que el origen de Ni puede ser mixto; ya sea como niveles naturales en los sedimentos o aportados por acarreo continental y los que se presentan como producto de las actividades humanas principalmente de las industriales, quema de gasolinas, el cual es movilizadado hacia las áreas remotas por transporte atmosférico. La presencia de altas concentraciones de Pb se relaciona con la introducción continua y a veces masiva de aguas residuales, así como con las emisiones atmosféricas provenientes de las áreas urbanas e industriales, lo cual se agrava con el crecimiento demográfico como dice Villanueva y Páez-Osuna (1996).

Pb

Los valores promedios de Pb para las cuatro lagunas siguieron la siguiente jerarquización: Llano ($81.85 \mu\text{g g}^{-1}$) > Verde ($53.19 \mu\text{g g}^{-1}$) > Mancha ($50.9 \mu\text{g g}^{-1}$) > Farallón ($37.4 \mu\text{g g}^{-1}$).

El valor promedio de Pb fue de $50.9 \mu\text{g g}^{-1}$ para laguna La Mancha, en este sistema se habían registrado concentraciones de $81.2 \mu\text{g g}^{-1}$, lo que significa que este metal a disminuido su tasa de acumulación en los sedimentos; el valor más elevado lo obtuvo laguna El Llano $81.85 \mu\text{g g}^{-1}$, pero por abajo de la concentración $84.30 \mu\text{g g}^{-1}$ reportada para laguna el Yucateco por Villanueva y Botello, (2005).

Los valores máximos de Pb fueron determinados en la parte centro y sureste de laguna donde la profundidad es muy baja lo que ayuda a la concentración de este metal, además, ocurrió un aporte importante de entrada de agua por un arroyo temporal que se formó de los escurrimientos causados por un Norte días antes del muestreo.



Grafica 13. Concentraciones promedio de plomo total y biodisponible en sedimentos superficiales de los sistemas lagunares analizados.

El Pb en su forma biodisponible, presentó correlación con el Cd y en su forma total con el Ni y Cr biodisponible; lo que indica posiblemente una misma fuente de procedencia, más el uso indiscriminado de fertilizantes y herbicidas de las zonas agrícolas que se encuentran ubicadas al suroeste de la laguna y cerca de la estación donde se encontraron las concentraciones más elevadas de Pb, esto se infiere al considerar que las lagunas son el confinamiento final de las escorrentías de las zonas agrícolas cercanas.

Para el Cd, Ni y el Pb es importante la influencia que el transporte atmosférico que ejercen sobre ellos y que hace que de las áreas industriales que se encuentran cerca del sistema migren hacia él. El valor máximo de Pb se encuentra dentro del intervalo en reportes de este elemento en los sedimentos de las áreas costeras del Golfo de México (Tabla 10). La fracción biodisponible de Pb tuvo una distribución homogénea en las cuatro lagunas con un intervalo de $6.26 \mu\text{g g}^{-1}$ a $6.61 \mu\text{g g}^{-1}$.

Comparación de los metales con la concentración de la guía de calidad de sedimento

En México no existen normativas que regulen la calidad de los sedimentos en cuanto a los límites permitidos de metales, por ello se utilizó un criterio internacional de calidad de los sedimentos para su efecto tóxico en animales y plantas, se han propuesto dos valores, el ERL o nivel de efectos de intervalo bajo y el ERM o nivel de efectos de intervalo medio (Long *et al.*, 1995). Al comparar los metales analizados se tiene que:

Tabla 9. Valores de referencia ERL y ERM para metales traza ($\mu\text{g g}^{-1}$) propuestos por Long *et al.* (1995).

| METAL | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb |
|-----------------------------|-----|-----|-----|------|------|
| ERL (Efectos de Rango Bajo) | 1.2 | 81 | 34 | 20,4 | 46,7 |
| ERM (Efectos Rango Medio) | 9.6 | 370 | 270 | 51,6 | 218 |

Los valores de Cd reportados para los sedimentos superficiales de las cuatro lagunas analizadas en este estudio rebasan la concentración mínima para producir efectos biológicos adversos a los organismos acuáticos, de manera semejante sucedió con valores promedió de Ni y Pb.

Las concentraciones promedio de Cr y Cu determinados para las cuatro lagunas analizadas no excedieron los valores para que los organismos pudieran presentar algún efecto en sus tejidos para el Cr y para el Cu.

Comparación con otros cuerpos de agua

En la Tabla 10 y 11 se muestran las concentraciones de Cd, Cr, Cu, Ni y Pb reportados en los sedimentos del Golfo de México y otras regiones del mundo.

Para otros sistemas lagunares del Golfo de México se reportaron concentraciones de Ni de $152.76 \mu\text{g g}^{-1}$ y $116.26 \mu\text{g g}^{-1}$ para las lagunas Julivá y Santa Anita $84 \mu\text{g g}^{-1}$ para la laguna el Carmen (Botello, 2011) y $104 \mu\text{g g}^{-1}$ para la Bahía de Campeche (Vázquez y Sharma, 2004).

Las concentraciones reportadas de Cd y Pb en diferentes áreas costeras del Golfo de México, muestran valores de $7.93 \mu\text{g g}^{-1}$, $6.21 \mu\text{g g}^{-1}$ y $5.27 \mu\text{g g}^{-1}$ para el estuario del Río Coatzacoalcos, laguna de Tamiahua y laguna de Alvarado. Villanueva y Botello (2005) determinaron concentraciones Pb $84.30 \mu\text{g g}^{-1}$ y Cr $91.83 \mu\text{g g}^{-1}$ para laguna el Yucateco indicando que estos valores

pueden causar efectos toxicológicos en los organismos y en consecuencia causar efectos deletéreos en pesquerías.

Tabla 10. Concentración ($\mu\text{g g}^{-1}$) de metales en sedimentos de áreas costeras del Golfo de México.

| Localización | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Referencia |
|--------------------------------------------------|-------------|--------------|--------------|--------------|--------------|------------------------------------|
| Noroeste del Golfo de Mexico* (DWH) ¹ | | 117 | | 50.8 | | Botello et al. (2014) |
| Noroeste del Golfo de Mexico ¹ | | | 39 | | -25 | Armstrong – Botello et al(2019). |
| Rio Pánuco ² | | | 25 | | 50 | Rosales et al. (2005) |
| Estuario de Coatzacoalcos ³ | 7.93 | 109 | | | 78.07 | Rosales et al. (2005) |
| Laguna Alvarado ³ | 5.27 | 7.3 | 5.18 | | 2.3 | Castañeda- lango et al. (2017) |
| Laguna de Mandinga ³ | 0.89 | 14.75 | 15.76 | 72.26 | 29.56 | Guzman-Amaya et al. (2005) |
| laguna de Tamiahua ³ | 6.21 | 26.40 | 10.52 | 59.18 | 17.35 | Guzman-Amaya et al. (2005) |
| Laguna de Tampamachoco ³ | 0.25 | 64.33 | | 35.90 | 19.59 | Villanueva et al.(2016) |
| Rio Tuxpan ³ | 4.05 | 15.20 | | | 40.70 | Macás-Hernández et al. (2015) |
| Laguna el Yucateco ⁴ | 2.87 | 91.83 | | 58.38 | 84.30 | Villanueva y Botello et al. (2005) |
| Laguna el Carmen ⁴ | 0.96 | 35.06 | | 84.00 | 27.26 | Botello et al. (2011) |
| R.Pantoja ⁴ | 2.19 | 33.01 | | 91.83 | 27.57 | Pérez-Curz et al.,(2013) |
| Laguna Machona ⁴ | 1.08 | 37.21 | | 94.01 | 24.95 | Botello et al. (2011) |
| Laguna Mecoacán ⁴ | 2.03 | 40.55 | | 89.80 | 33.28 | Botello et al. (2011) |
| Laguna Julivá ⁴ | 1.72 | 72.02 | | 152.76 | 33.45 | Botello et al. (2011) |
| Laguna Santa Anita ⁴ | 0.93 | 57.87 | | 116.26 | 33.67 | Botello et al. (2011) |
| R.San Pedro-San Pablo ⁴ | 2.07 | 58.18 | | 97.86 | 25.80 | Pérez-Curz et al.(2013) |
| R. San Pedrito ⁴ | 0.97 | 46.90 | | 79.68 | 29.44 | Pérez-Curz et al. (2013) |
| Rio Palizada ⁵ | 2.34 | | 1.23 | | | Montalvo et al.(2018) |
| Laguna de Chelem ⁶ | | | | | 12.9 | Arceaga-Cabreara et al. (2015) |
| Laguna Verde ³ | 2,63 | 37,89 | 29,83 | 35,91 | 53,19 | En este estudio |
| Laguna Llano ³ | 2,94 | 49,94 | 29,39 | 37,24 | 81,85 | En este estudio |
| Laguna Farallon ³ | 3,07 | 52,34 | 17,66 | 50,79 | 37,4 | En este estudio |
| Laguna La Mancha ³ | 2,64 | 65,98 | 17,99 | 46,52 | 50,9 | En este estudio |

1. NOROESTE DEL GOLFO DE MÉXICO. 2. TAMAULIPAS. 3. VERACRUZ. 4. TABASCO. 5. CAMPECHE. 6. YUCATÁN

Para las concentraciones de Cu obtenidos en laguna Verde de $31.9 \mu\text{g g}^{-1}$ hay valores similares para el lago Azerbaijan señalando que este sistema se encuentra contaminado según Mora et al. (2004).

González-Sepúlveda, (2009) reporta un valor de $249,6 \mu\text{g g}^{-1}$ para laguna Tres Pascualas en Chile, $105 \mu\text{g g}^{-1}$ para laguna de San José (Acevedo et al., 2006) y $144 \mu\text{g g}^{-1}$ para la laguna de Cienfuegos en Cuba comentando que es un sistema contaminado de acuerdo con Chabalina y Beltrán (2005).

Hay reportes de sistemas no contaminados con valores de $8.3 \mu\text{g g}^{-1}$ para laguna Russia (Mora *et al.*, 2011).

Existen registros de concentraciones similares de Ni de $54.39 \mu\text{g g}^{-1}$ y $42.55 \mu\text{g g}^{-1}$ para el Río Hiana y Río Manzanares (Contreras *et al.*, 2003). Los valores del Pb en las lagunas de Chile muestran valores de $123.6 \mu\text{g g}^{-1}$, $158.2 \mu\text{g g}^{-1}$ para laguna lo Galindo y laguna tres Pascualas, mientras que para la laguna San José registró valor de $209 \mu\text{g g}^{-1}$ (Acevedo-Figueroa *et al.*, 2006).

Tabla 11. Concentración de metales pesados en sedimentos en algunos cuerpos de agua.

| Localización | Concentración | | | | | Comentario | Referencia |
|------------------------------------|---------------|-------|--------|-------|-------|-------------|--------------------------------|
| | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | | |
| Lago San Jose ¹ | 1.8 | | 105 | | 209 | | Acevedo <i>et al.</i> (2006) |
| Lago Joyuda ¹ | 0.1 | | 22 | | 8 | | Acevedo <i>et al.</i> (2006) |
| Río Manzanares ² | 355.46 | | 23.45 | 42.55 | 31.58 | | Márquez <i>et al.</i> (2009) |
| Bocarpio Chacoparta ² | 0.05 | 0.15 | 0.32 | 0.04 | | | Pérez <i>et al.</i> (2006) |
| Río Haina ³ | 0.19 | 190 | 140.71 | 54.39 | 67.17 | | Contreras <i>et al.</i> (2004) |
| Ciénaga Grande Lorica ⁴ | ND | ND | | 30.9 | | | Espitia, (2014) |
| Soplaviento ⁴ | 2.69 | 29.40 | | 24.07 | | | Espitia, (2014) |
| Gambote ⁴ | 2.80 | ND | | 22.66 | | | Espitia, (2014) |
| Azerbaijan ⁵ | 0.14 | | 31.9 | | 19.6 | contaminado | Mora <i>et al.</i> (2011) |
| Iran ⁵ | 0.16 | | 34.7 | | 18.0 | contaminado | Mora <i>et al.</i> (2011) |
| kazakhstan ⁵ | 0.05 | | 6.4 | | 5.75 | no cont. | Mora <i>et al.</i> (2011) |
| russia ⁵ | 0.06 | | 8.3 | | 4.19 | no cont. | Mora <i>et al.</i> (2011) |
| Bahía de Chetumal ⁶ | 1.00 | | | | 5.63 | | López,(2006) |
| Bahía de Cayo Moa ⁷ | | | 175 | | 62 | | Cervantes <i>et al.</i> (2011) |
| Cienfuegos ⁷ | | 144 | | | 195 | | Chabalina y Beltrán ,(2005) |
| Laguna Lo Galindo ⁸ | | | 206,6 | | 123,6 | contaminado | Sepúlveda <i>et al.</i> (2009) |
| Laguna Lo Mendez ⁸ | | | 158,8 | | 79,4 | contaminado | Sepúlveda <i>et al.</i> (2009) |
| Laguna Tres Pascualas ⁸ | | | 249,6 | | 158,2 | contaminado | Sepúlveda <i>et al.</i> (2009) |

1 .PUERTO RICO. 2. VENEZUELA. 3. REPÚBLICA DOMINICANA. 4. BOLÍVAR. 5. MAR CASPIO. 6. QUINTANA ROO. 7. CUBA. 8. CHILE.

9. Discusión

En este estudio los valores registrados de los parámetros fisicoquímicos de los cuatro sistemas analizados la temperatura no presentó diferencias significativas en cuanto a la variación de las estaciones de muestreo lo que indica un equilibrio térmico en cada laguna, la temperatura más baja se registró para la laguna Verde y las máximas temperaturas para laguna El Llano manteniéndose en un intervalo 24.1 a 25.9°C. . El valor promedio de oxígeno disuelto registrado para laguna Verde fue 8.2 mg/ l, laguna El Farallón reportó 9.75 mg/l, mientras que laguna La Mancha fue 7.69 mg/l y el valor mínimo fue para laguna El Llano 6.53 mg/l.

La temperatura influye sobre la solubilidad de los metales y al igual que el contenido de oxígeno disuelto afecta de forma decisiva tanto a la distribución como al estado fisiológico de la biota del sistema acuático del que va a depender la respuesta frente al tóxico (Rodríguez, 2001); contrariamente a laguna Verde y El Farallón ya que mostraron condiciones limnéticas (< 0.5 UPS) de acuerdo a la clasificación internacional (Carriker, 1967) mostrando valores 0.41 a 0.77 ups.

El valor promedio de pH en los sistemas costeros del Golfo de México es de 8.11 según Casco *et al.* (2004) y fue similar en la de laguna El Llano que registró un valor de pH ligeramente alcalino de 8.2 y laguna El Farallón 8.53, mientras que la para laguna Verde y La Mancha fue de 7.83 y 7.86. El pH afecta a la especiación química y a la movilidad de muchos metales pesados (Wood, 1989; Baruah *et al.*, 1996; Bilos *et al.*, 1998), dichos valores son alcalinos y si el pH es elevado entonces puede bajar la toxicidad metálica (Rojas, 2011 y Macías, 2015).

EL pH es un factor esencial, la mayoría de los metales tienden a estar más disponibles a pH ácido (López-Ortega, 2012).

La determinación de la granulometría los sedimentos tuvieron comportamientos similares en laguna Verde y La Mancha tienen una composición textural del sedimento semejante; en gran parte se conforman por limos medianos a finos, sin embargo, laguna El Farallón el tamaño de grano de su sedimento va de limos finos a medianos hasta tamaños de grano de arena fina, laguna El Llano presenta limos muy finos hasta arenas finas.

En este trabajo la concentración de metales más elevadas se registraron en laguna El Farallón para Cd con $3.07 \mu\text{g g}^{-1}$ y Ni con $50.79 \mu\text{g g}^{-1}$, en laguna El Llano fue el Pb con $81.85 \mu\text{g g}^{-1}$, estos valores se encuentran superiores al efecto de rango bajo (ERL) propuesto por Long *et al.*, 1995.

En particular el Ni rebasó ambos valores de referencia para la laguna El Farallón, sin embargo estos niveles de concentración se encuentran dentro de la media para valores registrados en otros sistemas acuáticos del Golfo de México.

Los sedimentos en el medio acuático juegan un papel fundamental en el transporte y acumulación de agentes tóxicos, y de manera importante los iones metálicos, de tal manera que su efecto tóxico se modifica por las condiciones fisicoquímicas presentes (Lima-Cazorla *et al.*, 2005).

Por último el resultado del Índice de Toxicidad de Sedimentos (ITS) utilizado para determinar la calidad del ambiente, clasificó a los sedimentos de las lagunas Verde y El Farallón con una toxicidad baja. Por tanto el índice de supervivencia de los organismos nos indica que estas lagunas no se encuentran contaminadas.

Mientras que las lagunas El Llano y La Mancha se clasificaron con una toxicidad de media a alta, debido a las condiciones físicas y químicas de estos cuerpos de agua (Hinojosa, 2006; Zarazúa, 2008 y Carreño, 2018)

Los metales pueden asociarse a otros compuestos y/o elementos, formando compuestos insolubles y así, depositarse en el lecho de los sedimentos con lo que se incrementaría su concentración, enriquecimiento y toxicidad (Coz *et al.* 2008, Karlsson *et al.* 2010). La relación entre la concentración de los contaminantes en el ambiente y las respuestas de los organismos expuestos a contaminantes en condiciones de laboratorio permite obtener un valor de referencia ecotoxicológico (Bascietto, 1990 y Wu RSS, 2008). Ramos, 2012, Dicha relación es relevante para los estudios de riesgo ambiental ya que es un indicativo de alarma para los organismos en su hábitat.

Aunque las concentraciones de metales Cd, Cr, Cu, Ni y Pb estuvieron por debajo de los límites de rango de efecto medio (ERM en inglés) establecidos por la NOAA (Long *et al.*, 1995), éstas pueden ser muy variables en ambientes marino costeros (Rao *et al.* 2008 y Ramos, 2012).

10. Conclusiones

Las temperaturas en los sitios de muestreo no presentaron variaciones teniendo un equilibrio térmico para cada sistema, la salinidad varió en los sistemas estudiados teniendo una semejanza entre laguna Verde y El Farallón presentando condiciones limnéticas, contrariamente con laguna El Llano y La Mancha que presentaron euhalinidad.

Los resultados granulométricos mostraron sedimentos predominantemente limosos para los cuatro sistemas lagunares.

El análisis de toxicidad realizado para conocer el grado de riesgo para las estaciones de muestreo de los sedimentos de las lagunas Verde, El Farallón, El Llano y La Mancha fue clasificado de bajo a medio de acuerdo al Índice de Toxicidad de Sedimentos (ITS).

De acuerdo con los resultados del análisis de la concentración de metales Cd, Cr, Cu, Ni y Pb en los sedimentos superficiales de las cuatro lagunas en este estudio, mostraron diferencias tanto en su concentración total como en su fracción biodisponible, en este estudio manifiestan lo siguiente:

Para Laguna el Llano, el aporte principal de metales al sistema es el uso de motores en las lanchas por parte de los pescadores ya que es una actividad esencial en este lugar aportando Pb y Ni.

El comportamiento descendiente de las concentraciones registradas de metales en las cuatro lagunas fue el siguiente: Llano > Mancha > Farallón > Verde.

La distribución de los valores máximos de concentración de metales siguió el siguiente orden de mayor a menor en las lagunas: Llano > Mancha > Farallón > Verde.

El Pb rebasan el ERL mientras que el Ni sobrepasa tanto el ERL como ERM propuestos por Long *et al.*,(1995). Sin embargo los niveles de concentración registrados de metales para las cuatro lagunas en estudio se encuentran por debajo de los reportados en sistemas contaminados del Golfo de México como son: Laguna de las ilusiones en Tabasco (descargas de aguas residuales) y Rio Coatzacoalcos (desechos industriales y derivados del petróleo), por lo que se considera que las lagunas analizadas en este estudio no se encuentran seriamente alteradas.

11. Referencias

- Acevedo-Figueroa, D., B.D. Jimenez y C. J. Rodriguez-Sierra, 2006.** Trace metals in sediments of two estuarine lagoons from Puerto Rico. *Environmental Pollution*, 141: 336-342.
- Acosta, V., C. Lodeiros y W. Senior, 2002.** Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencia*, 27:686-690.
- Adams, S.M., 2003.** Establishing causality between environmental stressors and effects on aquatic ecosystems. *H.Ecol.Risk Assess*, 19: 17-35.
- Adriano, D. C., 2001.** Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. 2nd Edition. New York, NY.
- Agemian, H., y A.S.Y. Chau, 1976.** Evaluation of extraction techniques for the determination of metals in aquatic sediments. *Analyst*, 101 (1207) : 761-767.
- Aguirre- Palavicini, I. C., 2006.** Evaluación de los niveles de metales pesados en sedimento y organismos de la L. Limón en Macuspana, Tabasco, México. *Tesis de Licenciatura en Ingeniería Ambiental*. Universidad Autónoma de Tabasco. División Académica de Ciencias Biológicas, UJAT, Tabasco.100p.
- Ahumada, R.,1992.** Patrones de distribución de Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, y Pb en sedimentos superficiales de la Bahía San Vicente, Chile. *Rev. Biol. Mar*, 27(2): 265-282.
- Ahumada, R., y Vargas, J., 2005.** Trace metals: Inputs, sedimentation and accumulation in San Vicente Bay, Chile. *Environ Monit Assess*,100: 11-22.
- Alvarez, R. R., 1986.** Heavy metals in Blanco river sediments, Veracruz, México. *An. Ins.Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 13:1-10.
- APHA, A.W.W.A., y W.P.F.C., 1994.** Métodos estándar para el examen de aguas y aguas. México: 64° Ed.Interamericana.México. 690 pp.
- Apte, S.C., Batley, G., y Maher, W.A., 2002.** Environmental monitoring handbook. Chapter 6: Monitoring of trace metals and metalloids in natural water. Ed. McGraw-Hill,NY,USA.
- Aragón, P., 2009.** Concentración de metales pesados en el ostión *Crassostrea Virginica* y sedimentos de las lagunas costeras en el estado de Veracruz, México. *Tesis de Mestría*. Universidad Lis de Veracruz. : Arte, Ciencia, Luz . Veracruz. 98 p.
- Arceaga-Cabreara, F. R. Garza-Pérez, E.N. Barroso, y I.Oceguera-Vargas, 2015.** Impacts of Geo-chemical and Environmental Factors on Sea-sonal Variation of Heavy Metals in a Coastal Lagoon Yucatan, México. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*, 58-65.
- Armstrong-Altrin, J.S., A.V.Botello, S.F.Villanueva, y L.A. Soto,2019.** Geochemistry of surface sediments from the north - western Gulf of Mexico: implications for provenance and heavy metal contamination. *Geological Quarterly*, 63(3).
- Arreola, L. J. A., 2003.** Bases de Manejo Costero: Patrones ecologicos en la laguna costera Las Guásimas Territorio Yaqui, México. *Tesis Doctoral* . Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biologicas del Noroeste,S.C., La Paz, B.C.S.
- Arribas, A., C. Cunnigmmam, y R. Tosadal, 1996.** Economic Geology and the Bulletin of the Society.
- ASTM. 1994.** Standart guide for collection, storage, characterization and manipulation of sediments for toxicological testing. Philadelphia. 21pp.
- Baruah, N.K., 1996.** Metal speciation in Jhanji River sediments. . *The Science of he Total Enviromental*, 193: 1-12.
- Bascietto, I., D. Hinckley, I. Platkin, M. Slimak, 1990.** Ecotoxicology and ecological risk assessment. *Environ. Sci. Technol*, 24: 10-15.

- Baysal A., y S. Akman, 2018.** Assessment of chromium and nickel levels in surface sea waters and sediments from industrial marine area in Tuzla Aydinli Bay, Istanbul Turkey. *Mar Pollution Bull*, 130: 293-298.
- Bilos, C., J.C. Colombo, M.J. Rodriguez, 1998.** Trace Metals in suspended particles, sediments and Asiatic clams (*Corbicula fluminea*) of the Río de la Plata Estuary, Argentina. . *Environmental Pollution*, 99:1-11.
- Blaise, C., 2000.** Canadian application of microbiotest to assess the toxic potential of complex liquid and solid media. In: New microbiotest for routine toxicity screening and biomonitoring. Kluwer Academic. Plenum publishers, New York. Contribution 1:3-11 pp.
- Bojórquez-Sánchez, S., A.J. Marmolejo-Rodríguez, A.C. Ruiz-Fernández, A. Sánchez-González, J.A. Sánchez-Cabeza, H. Bojórquez-Leyva y L.H. Pérez-Bernal, 2018.** Enriquesimiento natural de níquel y vanadio en núclos de sedimento cercano a citios de extracción de crudo en el Golfo de México. *Revista internacional de contaminacion ambiental*, 34(4), 713-723.
- Botello, A.V., L. A. Soto, V.G. Ponce, y F.S. Villanueva, 2014.** Baseline for PAHs and metals in NW Gulf of Mexico related to the Deepwater Horizon oil spill. . *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2014.11.010>.
- Botello, A., y S.F. Villanueva, 2011.** Tendencias de la contaminación en sedimentos de los sistemas lagunares del estado de Tabasco. p. 359-389. En: de la Lanza-Espino, G., y S. Hernández- Pulido, Ambiente, biología, sociedad, manejo y legislación de los sistemas costeros mexicanos Plaza y Valdes.
- Botello, A. V. y Páez-Osuna, 1986.** El problema crucial: la contaminación. En: Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. *Centro de Ecodesarrollo, México*, 1: 62-85.
- Botello, A. V., Rendón von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernandez, 2005.** Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnostico y Tendencias. 2da Edición. Univ. Autón de Campeche. Univ. Nac. Autón de México, Instituto Nacional de Ecología.
- Bradl, H. B., 2005.** Chapter 1: Sources and origins of heavy metals. En *Heavy Metals in the environment*. Ed.H.B. Bradl.
- Burton, P.A., y P.F. Landrum, 2003.** Toxicity of sediments. In Enciclopedia of Sediments and Sedimentary Rocks. G.V, Church, M.J., Corigilo, M., Hardie, L.A. and Longstaffe, F.J. (eds.) Kuwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 748-751.
- Burton, G. A., T. Norberg-King, C. Ingersoll, D. Benoit, G. Ankley, y P. Winger, 1996.** Interlaboratory study of precision: *Hyalella azteca* and *Chironomus tentans* freshwater sediment toxicity assays. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15(8): 1335-1343.
- Calderón, C., y J. Valdés, 2012.** Contenido de metales en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge, Antofagasta, Chile. *Biología Marina y Oceanografía*, 47(1): 121-133.
- Carreño, C., G. Zarazúa, Graciela, C. Fall, P. Ávila-Pérez, y S. Tejeda, 2018.** Evaluación de la toxicidad de los sedimentos del curso alto del río Lerma, México. *Rev. Internacional de Contaminacion Ambiental*, 34(1).
- Carriker, M. R., 1967.** *Estuaries*. In: Lauff G.H. (Ed). Publication 83 American Association for the Advancement of Science. Washington D.C. 442 p.
- Castañeda-Chávez, M., F. Lango- Reynoso, and G.C. Navarrete-Rodriguez, 2017.** Heavy Metals in Sediment from Alvarado Lagoon System in Veracruz, México. *International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology*, 2: 1209-1214.
- Cervantes, Y., Y. Almaguer-Carmenates, A. Pierra-Conde, G. Orozco, y G. Hans-Juergen, 2011.** Metales traza en sedimentos de la Bahía de Cayo Moa (Cuba). Una evaluación de la contaminación. *Minería y Geología*, 27.
- Chapman, P. M., 1995.** Bioassay testing for Australia as part of water quality assessment programmes. *Aust.J.Ecol*, 20:7-19.

- Chavalina, L., y J. Beltran, 2005.** Contaminación marina en bahías y zonas costeras de Cuba y del Gran Caribe. Consulta: 16 de mayo de 2011. Disponible en: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/peru/cubcca005.pdf>.
- Contreras-Pérez, J., C. Mendoza- Gómez, A. Gómez, 2004.** Determinación de metales pesados en aguas y sedimentos del Río Haina. *Ciencia y Sociedad*, 29(1): 38-71.
- Contreras, E. F., 1985.** Las Lagunas Costeras Mexicanas. . Ed. Centro de Ecodesarrollo, Sría. de Pesca. 1a. ed. México, D.F. 253 p.
- Contreras, E. F., y M.L.M. Zabalegui, 1988.** Aprovechamiento del litoral mexicano. Centro de Ecodesarrollo. Secretaria de Pesca, México, 128 p.
- Coz, A., O. Rodríguez-Obeso, R. Alonso-Saturde, M. Álvarez-Guerra, A. Andrés, J.R. Viguri, D. Mantzavinos, y N. Kalogerakis, 2008.** Toxicity bioassays in core sediments from the Bay of Santander, Northern Spain. *Environ. Res*, 106(3): 304-312.
- Díaz-Ramos, J. A., 2008.** Estudio de parámetros fisicoquímicos y metales traza en el sistema lagunar de Alvarado Veracruz, México. *Tesis de maestría*. UNAM, ICMYL, Mexico , D.F.
- Duvilanski, B. H., J.P. Cabilla, 2014.** El cadmio como citotóxico y como metalohormona: efectos sobre el eje hipotálamo-hipofisario. *Asociación Argentina para el Progreso de las Ciencias Rev. Ciencia de Investigación*. ISSN: 0210-136X.
- Espitia, N., 2014.** Determinación de metales pesados en sedimentos superficiales en cuerpos de agua del canal del dique en las poblaciones de Gambote y Soplaviento (Bolívar). *Revista Del Instituto De Investigación De La Facultad De Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica Y Geográfica*, 17(34). <https://doi.org/10.15381/iigeo.v17i34.11389>.
- Folk, R., 1974.** Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Pub. Co. Austin.182 p.
- Förstner, V., and G.T. Wittman, 1979.** Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlang, N.Y. 485 P.
- French, P., 1993.** Post-industrial pollutant levels in contemporary Sven estuari intertidal desiments compared to pre-industrial levels. *Marine Pollution Bulletin*, 26:30-35.
- García-Céspedes, J., J. Acuña-González, y J.A. Vargas-Zamora, 2004.** Metales traza en sedimentos costeros de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 52(2): 51-60.
- Gattuso, J. P., M. Frankignoulle, y R. Wollast, 1998.** Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annu Rev. Ecol.Syst*, 49: 405-433.
- Gaudette, H. E., W.R. Flight, L. Torner, y D.W. Folger, 1974.** An inexpensive tritration method for the determination of organic carbón recent sediments. *J.Sediment Petrol.*, 44(1): 249-253.
- Giesy, J., y R. Hoke, 1989.** Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for species selection and test design. *J. Great Lakes Res.*, 15: 539-569.
- Giordano, P., L. Musmeci, L. Ciaralli, P. Vernillo, J. Chirico, N. Piccioni, y S. Constatini, 1992.** Total content and sequential extractions of Hg, Cd and Pb in coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 24: 350-357.
- González-Sepúlveda E., M. Retamal-Cifuentes, V. Medina-Pedrerros, R. Ahumada-Bermúdez, Ramón, y J. Neira-Hinojosa, 2009.** Enriquecimiento, disponibilidad y contaminación de metales traza (Cd, Cu, Pb y Zn) en sedimentos de lagunas urbanas de Concepción-Chile. *Química Nova*, 32(4): 157-163.
- Green-Ruiz, C.R., 2000.** Geoquímica de metales pesados y mineralogía de la fracción arcillosa de los sedimentos de cuatro puertos del Golfo de California. *Tesis*. UNAM, Mazatlán ,México. 329 pp.
- Gutiérrez-Galindo, E., G. Flores-Muñoz, V. Ortega-Lara, y J. Villaescusa-Celaya,1994.** Metales pesados en sedimentos de la costa fronteriza Baja California (México) - California (EUA). *Ciencias Marinas*, 20(1): 105-124.

- Guzmán Amaya, P., S. F. Villanueva, y A.V. Botello, 2005.** Metales en tres lagunas costeras del estado de Veracruz, p. 361-372. In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.
- Hasan, M.R., M.Z. Khan, M. Khan, S. Aktar, M. Rahman, F. Hossain, y A.S. Hasan, 2016.** Heavy metals distribution and contamination in surface water of the Bay of Bengal coast. *Cogent Environmental Science*, 2: 1140001. <http://dx.doi.org/10.1080/23311843.2016.1140001>.
- Hill, M. K., 2010.** Understanding environmental pollution. Cambridge University Press, 562 pp.
- Hinojosa A., 2006.** Diseño de una red estratégica de monitoreo para el curso alto del río Lerma y su utilización en el estudios espacial y temporal de los parámetros físico-químicos. Tesis de Maestría. Centro Interamericano de Recursos de Agua. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México, México, 186 pp..
- Ingersoll, C. G., 1995.** *Sediment Test*. In: "Fundamental of aquatic toxicology". Rand, G.M. (Eds) Taylor and Francis. Washinton, DC. 231-255 pp.
- International Atomic Energy Agency., 2009.** Manual de protocolos para la toma de muestras y análisis de aguas y sedimentos (Región Latinoamérica del Caribe. IAEA.
- Kaiser, K. L.E., y V.S. Palabrica., 1991.** Photobacterium phosphoreum toxicity data index. *Water Pollution Research Journal in Canada*, 26(3): 361-431.
- Karlsson K., M. Viklander, L. Scholes, y M. Revitt, 2010.** Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks. *J. Hazard. Mater.* 178 (1-3): 612-618. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.01.129.
- kjerfve, B., 1986.** Comparative oceanography of coastal lagoons. pp. 63-81. In: D.A. Wolfe (Ed.) Estuarine Variability, Academic Press Inc. New York, 560 pp.
- kjerfve, B., 1994.** Coastal Lagoons Processes. Elsevier Science Publ. Amsterdam. Oceanography Series 60, 577 pp.
- Kwan, K. K., y B.J. Dutka, 1990.** Simple two-step sediment extraction procedure for use in genotoxicity and toxicity bioassays. *Toxicology Assesment*, 5: 395-404.
- Landrum, P.F., y J.A. Robbins, 1990.** Bioavailability of sediment-associated contaminants to benthic invertebrates. In Baudo R, Giesy JP, Muntau H, eds, *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants*. Lewis, Ann Arbor, MI, USA, 237-263 pp.
- Lima-Cazorla, L., S. Olivares-Rieumont., I. Columbie, M. Rosa, y C.R. Gil, 2005.** Niveles de plomo, zinc, cadmio y cobre en el Río Almendares, Ciudad Habana, Cuba. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 21(3):115-124.
- Long, E. R., D.D. McDonald, y S.L. Smith, 1995.** Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19(1):81-97.
- Loomis, T. A., 1982.** Fundamentos de Toxicología. Editorial Acribia Zaragoza, España.
- López, C., M. Carrión, J.L. Bucio, 2006.** Estudio de la contaminación por Hg, Pb, Cd y Zn en la bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. *Revista de la Sociedad Química del Perú*. 72:19-31.
- López-Ortega, M., 2012.** Determinación de metales pesados en *Eugerres plumieri* (Cuvier, 1830) y agua de la Laguna de Tampamachoco, Veracruz por espectroscopia de absorción atómica. *Tesis de Doctorado*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Loring, D.H., y R.T.T. Rantala, 1975.** Multi-element analysis of silicate rocks and marine sediments by atomic absorption spectrophotometry. *At. Abs. Newsl*, 14:117-120.
- Luoma, S., 1990.** Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal sediments. In: Furnes R. y P. Rainbow (eds). *Heavy metals in the marine environment*. CRC Press, New York. 225 pp.

- Macfarlane, G. B., y M.D. Bruchett, 2000.** Cellular distribution of Cu, Pb and Zn in the Grey Mangrove *Avicennia marina* (Forsk). *Vierh Aquatic Botanic*, 68: 45-49.
- Macías-Hernández, P.G., 2015.** Determinación de metales pesados (Pb, Cd, Cr) en agua y sedimentos de la zona estuarina del río Tuxpan, Veracruz. *Tesis de Maestría*. Univ. Ver.-Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Tuxpan, Veracruz.
- Malo, B. A., 1977.** Partial extraction of metals from aquatic sediments. *Environmental Science and Technology*, 11(3): 277-282.
- Manahan, S. E., 2007.** Introducción a la química ambiental / Stanley E. Manahan ; traducción de Ivette Mora Leyra.. Barcelona; México, D. F.: Reverté; UNAM, 725p.
- Mariano, M.E., 1986.** Hábitos alimenticios de *Callinectes similis* (Williams, 1966) en la laguna del Llano Mpio. de Actopan, Ver. México. Tesis Profesional. Universidad Veracruzana Xalapa, México 56 pp.
- Martínez, G., 2016.** Contaminación por metales pesados en sedimentos superficiales de seis regiones marino-costera del oriente de Venezuela. Trabajo de ascenso presentado como requisito parcial para optar a la categoría de profesor asociado. Universidad de Oriente (Venezuela), Cumaná. 10.13140/RG.2.2.11741.61924.
- MCGRE, B. L., A. E. Pinkney, D. J. Velinsky, J. T. F. Ashley, D. J. Fisher, L. C. Ferrington, y T. J. Norbergking, 2008.** Using the Sediment Quality Triad to characterize baseline conditions in the Anacostia River, Washington, DC, USA. *Environ Monit Assess*. DOI: 10.1007/s10661-008-0462-8.
- Mendoza-Mojica M., A. Matinez-Arroyo, M.L. Espinosa-Fuentes, O. Peralta-Rosales, y T. Castro-Romero, 2013.** Caracterización de dos lagunas costeras del Pacífico tropical mexicano en relación con el contenido de carbono y la captura y emisión de CH₄ Y CO₂. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 29(2): 145-154.
- Montalvo C., C. Aguilar, J. Argaes, R.M. Cerón, J.G. Cerón, L.E. Amador y M.A. Ramírez, 2018.** Cuantificación de los niveles de metales pesados en el río Palizada. En: Villegas Sierra J., y R.M. Cerón Bretón (coord.), 2018. Análisis del Espacio Urbano y sus Consecuencias Ambientales en la Región de la Laguna de Términos. Universidad Autónoma de Campeche. 214 p.
- Mora, S., Reza-Sheikholeslami, M., Wyse, E., Azemard, S., Cassi, R., 2004.** An assessment of metal contamination in coastal sediments of the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 61-77.
- Moreno, D.M., 2003.** Toxicología Ambiental: evaluación de riesgo para la salud humana. McGraw-Hill. Madrid España .370p
- Moreno-Garrido I., L.M. Lubían, B. Jiménez, A. Soares, J. Blasco. 2007.** Estuarine sediment toxicity test on diatoms: Sensitivity comparison for three species. *Est. Coastal Shelf Sci*. 71: 278-286.
- Morlán, Cahue, Y., y H. Opengo, Piña, 2005.** Determinación de metales (Fe, Mn, Pb y Zn) en Macroalgas Clorofitas del Sistema Arrecifal Veracruzano, México, p.373-388. In: A.V Botello, J. Rendón, Von Sten, G. Gold, Bouchot y C. Agraz, Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnostico y Tendencias, 2da Edición. Univ. Autón. De Campeche, Univ. Nal Autón. De México, Instituto Nacional de Ecología. 696 pp.
- Naidu, A., A. Blanchard, J. Kelley, J. Goering, y M. Hameed, 1997.** Heavy metals in Chukchi Sea sediments as compared to selected Circum-arctic Shelves. *Mar. Pollut. Bull*, 37(5): 260-269.
- Newman, M. C., y M.A. Unger, 2003.** "Fundamentals of Ecotoxicology". Eds. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Nuñez, L. D., y S. Villanueva Fragoso, 2019.** Estado actual sobre la presencia de metales y metaloides en las zonas costeras del Golfo de México (2000-2018). p. 95-116. En: Botello A.V., S. Villanueva y J. Gutiérrez (coord.). Costas y Mares Mexicanos: Contaminación, Impactos, Vulnerabilidad y Cambio Climático. UNAM, UAC. 652 p.
- Osorio Saldívar, L.; Tovar Tovar, A.; Fortoul van der Goes, T. En: Albert Palacios, Lilia América, 1997.** Introducción a la toxicología ambiental. Capítulo 13 p. 211-26. Metepec; ECO.

- Páez-Osuna, F., 2005.** Fuentes de metales en la zona costera marina, p. 329-342. In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.
- Páez-Osuna F., y J. Osuna-López, 1990.** Distribución del zinc en las diferentes fracciones químicas de los sedimentos superficiales del bajo Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 16: 87-95.
- Páez-Osuna, F., 1988.** Geoquímica de los metales pesados en los sedimentos del Mar de Cortés. *Tesis doctoral*, UACPyP del CCH. ICMYL-UNAM. México. 391 p.
- Páez-Osuna, F., y G. Farias-Espiricueta, 2001.** Bioacumulación distribución y efectos de los metales pesados en los peneidos. In: Páez-Osuna F. (Ed). *Camaronicultura y Medio Ambiente*. UNAM, El Colegio de Sinaloa. 245-269 p.
- Páez-Osuna, F., G. Izaguirre-Fierro, R. Godoy-Meza, F. Gonzalez-Farias, y J.I. Osuna-Lopez, 1998.** Metales pesados en cuatro especies de organismos filtradores de la región costera de Mazatlan Técnicas de extracción y niveles de concentración. *Contaminación Ambiental*, 4:33.
- Peluso, M.L., 2011.** "Evaluación de efectos biológicos y biodisponibilidad de contaminantes en sedimentos del Río de la Plata y afluentes" Tesis Doctoral. Centro de Investigaciones del Medio Ambiente, CIMA, Departamento de Química, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de la Plata, Argentina.
- Peña, D., 2002.** Análisis de Datos Multivariantes. Mc GraW-Hill, Madrid. 539 pp.
- Pérez, M., G. Martínez, y I. Fermín, 2006.** Biodisponibilidad de metales trazas en sedimentos superficiales del ecosistema Laguna Costero Bocaripo-Chacopata (Península de Araya, Esta de Sucre). Universidad de Oriente, Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela ,45(2): 81-91.
- Pérez-Cruz, Y., L. Rangel-Ruiz, y J. Gamboa-Aguilar, 2013.** Metales en almejas y sedimentos en la Reserva de la Biósfera "Pantanos de Centla" Tabasco, México. *Hidrobiológica*, 23: 01-08.
- Persoone, G. C., 2000.** New microbiotests for routine toxicity screening and biomonitoring. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers.
- Ponce, G., y A.V. Botello, 1992.** Aspectos geoquímicos y de contaminación por metales pesados en la Laguna de Términos, Campeche. *Hidrobiológica*, 1(002): 1-10.
- Presley, B., 1997.** A review of Arctic trace metal data with implications for biological effects. *Mar. Poll. Bull*, 35: 226.
- Presley, B.J., J.H. Trefry, R.F. Shokes, 1980.** Heavy metal inputs to Mississippi Delta sediments. *Water, Aire, and Soil Pollution*, 13: 481-494.
- Ramos, R. B., 2012.** Ensayos de toxicidad con sedimentos marinos del occidente de Venezuela. *Ciencias Marinas* , 119-127.
- Rao PS, A. M., 2008.** Measurement of particulate phase polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) around a petroleum refinery. *Environ. Monit. Assess*, 137:387-392.
- Riba, I., C. Casado, M. Forja, y T. DelValls, 2004.** Sediment quality in the Atlantic coast of Spain. *Environ. Toxicol*, 23(2): 271-282.
- Rodríguez C., A. P., 1996.** Evaluación de metales en sedimentos, agua y biota de las lagunas Salada, El Llano y La Mancha, Veracruz, México. Tesis de Licenciatura. Fac. de Ciencias, UNAM.
- Rodriguez, R. H., 2001.** Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat . *Tesis Doctoral*. Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona. España.
- Rojas, M. C., 2011.** Estudio de la contaminación de los recursos hídricos en la cuenca del Río San Pedro, previos a la construcción de una hidroeléctrica (P.H. Las Cruces) en Nayarit, México. Tesis de licenciatura. Universidad de Guadalajara, Zapopan, Jalisco.

- Rosales Hoz, L., y A. Carranza Edwards, 2005.** Estudio geoquímico de metales en el estuario del río Coatzacoalcos, p. 389-406. In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.
- Rosales, H. C., 1986.** Sedimentological and chemical studies in sediments from Papaloapan River, Mexico. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 13: 263-272.
- Rosas, G., 2004.** Evaluación de metales pesados en sedimentos y organismos de las lagunas costeras de Veracruz, Tabasco y Campeche, México. *Tesis de Licenciatura*. Univ. Nac. Autón. de México. Facultad de Estudios Superiores de Iztacala, Estado de México.
- Rovira, J.V., 1993.** Estudio de la contaminación por metales pesados del Río Jarama. *Tesis Doctoral*. Madrid. 360 p.
- Rubio, B., y M. Nombela, F. Villas, 2000.** Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): assessment of metal pollution. *Mar. Pollut. Bull*, 40(11) : 968-980.
- Rudolph, A., P. Medina, V. Novoa, R. Ahumada, y I. Cortes, 2010.** Calidad ecotoxicológica de sedimentos en sectores del mar interior de Chiloé, Campaña(CIMAR 12 Fiordos). *Ciencia y Tecnología del Mar*.
- Ruiz, R. T, 2017.** Análisis Comparativo de Índices de Eutrofización en las lagunas costeras del Estado de Sonora, México. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., L Paz Baja California Sur.
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial., 1995.** *Análisis de agua-Evaluación de toxicidad aguda con Franciscana Kellogg (Crustacea-anostraca)*. NMX-AA-110-1995.SCFI. Esta Norma Mexicana establece el método biológico para la evaluación de la calidad del agua mediante pruebas de toxicidad aguda utilizando Artemia franciscana.
- Secretaría de Comercio y Fomento Industrial., 1995.** *Análisis de agua-Evaluación de Análisis de agua-Evaluación de toxicidad aguda con Daphnia magna Straus (Crustacea-Cladocera*. NMX-AA-087-1995-SCFI).
- Shaw, I.C., 1998.** Principles of Environmental Toxicology. Taylor y Francis, Ltd.
- Shriadah, M., 1999.** Occurrence of trace metals in the Arabian Gulf and the Gulf of Oman sediments off the United Arab Emirates. *Oebalia*, 25: 43-52.
- Sobrinho-Figueroa A., A. Vázquez-Botello, G. Ponce-Velez, y S. Villanueva-Fragozo, 2010.** Monitoring the sediments quality of the laguna el Yucateco, Tab, Mex. *setac Europa 21th Annual Meeting.*, Sevilla. España, 345 p.
- Sokal, R. R., y F. J. Rohlf, 1981.** *Biometry. 2nd Ed.* WH Freeman and Co., San Francisco, 859 p.
- Sprovieri, M., M.L. Feo, L. Prevedello, D. S. Manta, S. Sammartino, S. Tamburrino, E. Marsella, 2007.** Heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in surface sediments of the Naples harbour (southern Italy). *Chemosphere*, 67(5): 998-1009.
- Stumm, W., y J.J. Morgan, 1981.** " Aquatic Chemistry". Wiley. New York.
- True, C.J., A.A. Heyward, 1990.** Relationships between Microtox test results, extraction methods, and physical and chemical compositions of marine sediment samples. *Toxic Assess* 5:29-45.
- USEPA, 1982.** Sampling protocols for collecting surface water, bed sediment, bivalve and fish for priority pollutants analysis. Washington D.C. 109 pp.
- USEPA, 1998.** Contaminated sediment management strategy. EPA 823-R-98-001. Office of Water, Washington, DC.
- USEPA, 1991.** Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. EPA/600/4-90/027.

- Vargas, G., 2018.** Cambios en la biodisponibilidad de elementos traza asociados a procesos de eutrofización en sistemas lagunares del Golfo de California. *Tesis Doctoral*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., La Paz, Baja California Sur.
- Vázquez, G.F y V.K. Sharma., 2004.** Major and trace elements in sediments of the Campeche Sound, southeast Gulf of Mexico., *Marine Pollution Bulletin*. 48(1-2):87-90.
- Velandia, L. B., 2010.** Determinación de la Contaminación por Metales en el Complejo Lagunar del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Tesis de Maestría*. Universidad Autónoma de México, Distrito Federal.
- Villanueva F.S., y R.F. Rivera, 2016.** Metales en el ambiente acuático. p. 57-84. En: Botello A.V., de la Lanza G. y Villanueva F.S. Laguna de Tampamachoco, Veracruz, México. Características y diagnóstico ambiental. 2009-2012. Editorial Académica Española. Editorial Verlanga/ Académica Española.
- Villanueva, F. S. y A.V. Botello. 1992.** Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe Mexicano. Una revisión. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 8(1):47-61.
- Villanueva, F.S., y A.V. Botello. 1998.** Metal Pollution in Coastal Areas of Mexico. *Rev. Environmental Contamination y Toxicology*, 57 : 53-94.
- Villanueva, F.S., y A.V. Botello, 2005.** Vigilancia y presencia de metales tóxicos en la laguna el Yucateco, Tabasco, México, p. 407-430. In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología
- Villanueva-Fragoso, S. y F. Páez-Osuna, 1996.** Niveles de metales en el Golfo de México: agua, sedimentos y organismos. En: Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental, Diagnóstico y Tendencias. Botello, A.V., J.L. Rojas-Galaviz, J.A. Benítez-Torres y D.J. Zárate-Lomeli (Eds.). EPOMEX 5: 309-347.
- Villanueva-Fragoso, S., G. Ponce-Vélez, A. V. Botello, A.S. Sobrino-Figueroa, F. Rivera-Ramírez, y C. García-Ruelas, 2014.** Niveles de contaminación orgánica e inorgánica y toxicidad de los sedimentos del sistema lagunar de Tampamachoco, Veracruz (2009-2012). p. 867-900. En: A.V. Botello, J. Rendón von Osten, J. A. Benítez y G. Gold-Bouchot (eds.). Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. uac, unam-icmyl, cinvestav Unidad Mérida. 1176 p.
- Walker, C.H., S.P. Hopkin, R.M. Sidly, y D.B. Peakall, 2006.** Principles of Ecotoxicology. Taylor & Francis, 315 pp.
- Windom, H., S. Schropp, F. Chalder, J. Ryan, R. Smith Jr., L. Burney, F. Lewis, and C. Rawlinson. 1989.** Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastern United States. *Environmental Science and Technology* 23:314-320.
- Wood, J.M., 1989.** Transport, bioaccumulation and toxicity of elements in microorganisms under environmental stress. Proc. Int. Cont, Heavy Metals in the Environment, Geneva. Vernet(ed.), CEP Consultants Ltd, Edimburgh, UK:1-12.
- Wu R.S.S., A.K.Y. Chan, B.J. Richardson, D.W.T. Au, J.K.H. Fang, P.K.S. Lam, J.P. Giesy, 2008.** Measuring and monitoring persistent organic pollutants in the context of risk assessment. *Mar. Pollut. Bull*, 57: 236–244.
- Zamudio-Alemán, M. Castañeda-Chávez, F. Lango-Reynoso, I. Galaviz-Villa, I. Amaro Espejo, L. Romero-González, Luciana, 2014.** Metales pesados en sedimento marino del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1: 1-10.
- Zarazúa G., 2008.** Evaluación de las contribuciones naturales y antropogénicas de los metales pesados Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb y su distribución en el agua y sedimento en el curso alto del río Lerma. *Tesis de Doctorado*. Centro Interamericano de Recursos de Agua. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México, México, 255 pp.

Zuñiga O. A., 2012. Dinámica y Toxicidad Potencial de Metales en la laguna de Celestún, Yucatán México. *Tesis Licenciatura*. Universidad Autónoma de México, México, D.F. 97p.

(2004), EBI (Environmental Bureau of Investigation) Níquel. (Verificado en Noviembre 2004). Disponible en <http://www.e-bi.net/ebi/contaminants/nickel.html>.

Lenntech . Tabla periódica. Propiedades químicas del Níquel- Efectos del Níquel sobre la salud - Efectos ambientales del Níquel. (Verificado 2020). Disponible en < <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/ni.htm>>