



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN

Universidad Nacional Autónoma de México



Composición elemental (C, N, P, Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Ni) de las macroalgas de seis lagunas costeras del estado de Sinaloa, México: estequiometría y variabilidad entre especies

T E S I S

Que para obtener el grado académico de

**Maestro en Ciencias
(Química Acuática)**

p r e s e n t a:

B.P Adriana Pérez Escobedo

Director de tesis:

Dr. Federico Páez Osuna

Comité tutorial:

Dra. Dení Claudia Rodríguez Vargas

Dra. Hilda Patricia León Tejera

Dr. Martín Federico Soto Jiménez

Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza

Mazatlán, Sinaloa

Mayo de 2011



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.

DEDICATORIA

A mi compañero de vida Omar por estar en todo momento conmigo a lo largo de este camino, pero sobre todo por su apoyo, amor y comprensión.

A mis hijos Adrian y Sophie porque al final esto es para y por ustedes.....

A mis padres por el amor y cariño que siempre me han brindado.

A mis hermanos que de alguna manera forman parte de este logro.

AGRADECIMIENTOS

A mi director el Dr. Federico Páez Osuna por toda la confianza y apoyo brindado, así como la excelente asesoría que hizo posible la realización de este trabajo.

Al comité tutorial:

Dra. Dení Claudia Rodríguez Vargas

Dra. Hilda Patricia León Tejera

Dr. Martin Federico Soto Jiménez

Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza

Por sus atinados comentarios y sugerencias realizadas para el mejoramiento del presente trabajo.

Al Q. Humberto Bojórquez Leyva por su valiosa ayuda y enseñanza en la determinación de los análisis químicos en el laboratorio, así como en el trabajo de campo.

Al M.C. Omar Alberto Hernández Tovalín y el IBQ. Luis Manuel Arvizu Merín por su ayuda en los muestreos realizados y en el trabajo de laboratorio, al igual que la IBQ. Marcela Fregoso.

A la M.C. María Julia Ochoa Izaguirre por su asesoría en la determinación taxonómica de las macroalgas y algunos temas relacionados a las mismas.

A la Sra. Ma. Clara Ramírez Jáuregui por su apoyo en la búsqueda de material bibliográfico.

Al Mát. Germán Ramírez Reséndiz por la ayuda brindada en la elaboración de análisis estadísticos, así también agradezco a los Lic. Carlos Suarez y Herlinda Rojas por el apoyo técnico en el centro de cómputo.

En especial a la Sra. Margarita Cordero Ruiz por su disponibilidad, asesoría y ayuda en los trámites escolares así como también a Diana Juárez, Chantal Ruiz y Gabriela Almaraz por el apoyo otorgado desde México, D.F.

A el IBQ. Vicente Olmedo Navarro por su valiosa ayuda en la elaboración de gráficos y al M.C. Rafael Hernández Guzmán por contribuir con los mapas presentados.

A mis compañeros Arcelia Cruz , Víctor Muro, Daniel Olvera, Karen Brito, Magdalena Bergés, Gladys Martínez, Ruth Pazos, Julia Ochoa, Yazmin Segura Siria Méraz, Víctor Núñez, Susana Osuna, Omar Rubio, Cristina Osuna, Yedid Velarde, Ángela Aguiar

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y a la Universidad Nacional Autónoma de México por ayudar a superarme profesionalmente.

A todo el personal académico y trabajadores de esta institución que de alguna manera colaboraron para la realización del presente trabajo.

RESUMEN

Se realizó un estudio para determinar la composición elemental (C, N, P, Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Ni) de las macroalgas presentes en los sistemas lagunares de El Colorado, Ohuira-Topolobampo, San Ignacio-Navachiste-Macapule, Santa María-La Reforma, Altata-Ensenada del Pabellón y Estero de Urías, todos pertenecientes al estado de Sinaloa. Se realizaron dos muestreos en cada laguna en dos épocas climáticas: secas (abril-mayo de 2009) y lluvias (octubre-noviembre de 2009). En cada laguna se establecieron una serie de estaciones de acuerdo a las zonas influenciadas por los aportes antropogénicos y a la presencia de macroalgas. Se encontraron un total de 23 especies, siendo las más representativas *G. vermiculophylla* la cual mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las medias de concentración de los diferentes metales analizados en las lagunas mostrando un orden de concentración de $Fe > Mn > Zn > Cu > Cd > Ni$. La clorófito, *C. sertularioides* presentó diferencias significativas entre las medias de las diferentes lagunas para todos los metales exceptuando el Cd y tuvo una secuencia de concentración de $Fe > Mn > Zn > Cu > Ni > Cd$. La máxima concentración de Fe, Zn, Cu y Ni se encontró en el tejido de las macroalgas del Estero de Urías, lo cual refuerza la idea de que el estero recibe aportes significativos de estos metales provenientes de los efluentes que llegan hacia este sistema lagunar. En general las macroalgas mostraron un orden de concentración de los metales por lagunas de $Fe > Mn > Zn > Cu > Cd > Ni$, excepto para Altata-Ensenada del Pabellón y Estero de Urías en los cuales el orden fue de $Fe > Mn > Zn > Cu > Ni > Cd$. En la mayoría de los metales analizados en las macroalgas de las seis lagunas se observó que sus concentraciones están por encima de las de otras regiones del mundo, lo que sugiere que estas macroalgas se encuentran en zonas de mayor contaminación ya que estas, reflejan las condiciones que tiene el medio en el que habitan. En cuanto a los géneros más

representativos se observaron diferencias significativas en la concentración de C, N, P, siendo el género *Bostrichya* el que reflejan mejor el fósforo y nitrógeno, seguido de los géneros *Gracilaria* y *Caulerpa*, siendo esta última la que mostró los niveles más altos para el carbono. Se obtuvo una proporción promedio C:N:P en las macroalgas en general de 743:51:1, esta relación puede ser interpretada como un indicador de limitación por fósforo, aunque en este estudio se puede deber más a que los aportes de nutrientes hacia las lagunas, están excedidos particularmente de C y N. Con base a la composición elemental de las macroalgas se obtuvo una relación estequiométrica en general para las macroalgas analizadas en este estudio de $C_{722}N_{52}P_1 [Fe_{21373}Mn_{1845}Zn_{139}Cu_{22}Cd_{10}Ni_{11}] \times 10^{-4}$.

ABSTRACT

A study was conducted to determine the elemental composition (C, N, P, Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Ni) of macroalgae present in the lagoon systems of the Colorado, Ohuira-Topolobampo, San Ignacio-Navachiste-Macapule, Santa Maria-La Reforma, Altata-Ensenada del Pabellón and Estero de Urias, all belonging to the state of Sinaloa. Samples were collected in each pond in two seasons: dry (April-May 2009) and rainy (October-November 2009). In each pond were selected a series of stations according to areas influenced by anthropogenic inputs and the presence of macroalgae. We found a total of 23 species, the most representative *G. vermiculophylla* showed significant differences ($p < 0.05$) between the mean concentration of different metals analyzed in the lagoons showing an order of concentration of $Fe > Mn > Zn > Cu > Cd > Ni$. The chlorophyte, *C. sertularioides* showed significant differences between the means of the lagoons for all metals, except Cd and had a sequence of concentration of $Fe > Mn > Zn > Cu > Ni > Cd$. The maximum concentration of Fe, Zn, Cu and Ni was found in the Estero de Urias, which reinforces the idea that the estuary has significant amounts of these metals from the effluents that discharging into the lagoon system. In general, macroalgae showed an order of concentration of metals per lagoon: $Fe > Mn > Zn > Cu > Cd > Ni$, except for Altata-Ensenada del Pabellón and Urias estuary in which the order was $Fe > Mn > Zn > Cu > Ni > Cd$. In most of the metals in macroalgae of the six lagoons showed that their concentrations are higher than those in other regions of worldwide, suggesting that these macroalgae are found in contaminated areas as these, reflect conditions that have the environment in which they live. As the most representative genus, no significant differences in the concentration of C, N, P, were evident at *Bostrichya* which reflect the phosphorus and nitrogen, better followed

by the genera *Gracilaria* and *Caulerpa*, with the latter that the levels obtained higher for carbon. An average ratio C: N: P of 743:51:1 macroalgae was obtained, this value can be interpreted as an indicator of phosphorus limitation, although in this study may be due more to nutrient inputs to lagoons are exceeded particularly in C and N. Based on the elemental composition of macroalgae the overall stoichiometric ratio for macroalgae analyzed in this study $C_{722}N_{52}P_1 [Fe_{21373}Mn_{1845}Zn_{139}Cu_{22}Cd_{10}Ni_{11}] \times 10^{-4}$.

ÍNDICE

	Página
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	6
3. HIPÓTESIS.....	17
4. OBJETIVOS.....	17
4.1. Objetivo general.....	17
4.2. Objetivos específicos.....	18
5. ÁREA DE ESTUDIO.....	18
Sistema lagunar El Colorado.....	19
Sistema lagunar Ohuira-Topolobampo.....	20
Sistema lagunar Navachiste-San Ignacio-Macapule.....	21
Sistema lagunar Santa María-La Reforma.....	22
Sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón.....	24
Sistema lagunar Estero de Urías.....	26
6. METODOLOGÍA.....	28
6.1. Preparación de las muestras.....	29
6.2. Determinación de metales pesados.....	29
6.3. Determinación de carbono y nitrógeno total.....	30
6.4. Determinación de fósforo.....	30
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	31
7.1. Inventario florístico.....	31
7.2. Parámetros fisicoquímicos.....	33
7.3. Metales pesados.....	34
7.3.1. Análisis estadísticos.....	34
7.3.2. Metales en macroalgas.....	34
7.3.3. <i>Gracilaria vermiculophylla</i>	36
7.3.4. <i>Caulerpa sertularioides</i>	40
7.3.5. Sistema lagunar El Colorado.....	42
7.3.6. Sistema lagunar Ohuira-Topolobampo.....	42
7.3.7. Sistema lagunar Navachiste-San Ignacio-Macapule.....	44

7.3.8. Sistema lagunar Santa María-La Reforma.....	47
7.3.9. Sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón.....	48
7.3.10 Sistema lagunar Estero de Urías.....	50
7.4. Contenido y relación estequiométrica de C:N:P.....	51
7.4.1. Análisis estadísticos.....	51
7.4.2. Contenido de C, N, P	51
7.4.3. Proporción de Atkinson C:N:P en las macroalgas.....	60
7.4.4. Estequiometría de las macroalgas.....	65
8. CONCLUSIONES.....	69
9. BIBLIOGRAFÍA	72

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Concentración de metales ($\mu\text{g/g}$ en base a peso seco) y % de recuperación del material de referencia IAEA-392, Algae.....	30
Tabla 2.	Distribución de las macroalgas por época climática en las lagunas costeras. (EC) El Colorado, (OH) Ohuira, (NV) Navachiste, (SMR) Santa María-La Reforma, (AL) Altata, (UR) Urías S= Secas, ll=lluvias.....	32
Tabla 3.	Características generales de las estaciones de muestreo para cada laguna durante la época de secas (abril-mayo) y lluvias (octubre-noviembre).....	33
Tabla 4.	Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g}$ en base a peso seco) en macroalgas de diferentes zonas geográficas	38
Tabla 5.	Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g}\pm$ desviación estándar) con base a peso seco de macroalgas recolectadas en el sistema lagunar El Colorado en dos épocas climáticas (secas frías y lluvias)	42
Tabla 6.	Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g}\pm$ desviación estándar) con base a peso seco de macroalgas recolectadas en el sistema lagunar Ohuira-Topolobampo en dos épocas climáticas (secas frías y lluvias).....	43
Tabla 7.	Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g}$ en base a peso seco) en macroalgas de diferentes lugares del mundo (presuntamente C= contaminado; L= limpio).....	45
Tabla 8.	Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g}\pm$ desviación estándar) con base a peso seco de macroalgas recolectadas en el sistema lagunar Navachiste-San Ignacio-Macapule en dos épocas climáticas (secas frías y lluvias).....	46
Tabla 9.	Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g}\pm$ desviación estándar) con base a peso seco de macroalgas recolectadas en el sistema lagunar Santa María-La Reforma en dos épocas climáticas (secas frías y lluvias).....	48
Tabla 10.	Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g}\pm$ desviación estándar) con base a peso seco de macroalgas recolectadas en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón en dos épocas climáticas (secas frías y lluvias).....	50
Tabla 11.	Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g}\pm$ desviación estándar) con base a peso seco de macroalgas recolectadas en el sistema lagunar Estero de Urías en dos épocas climáticas (secas frías y lluvias).....	51
Tabla 12.	Contenido de C, N, P (mg/g) y la relación C:N:P en macroalgas recolectadas en época de secas en seis sistemas lagunares de Sinaloa.....	53
Tabla 13.	Concentración de N, P y proporción molar N:P en macroalgas de diferentes regiones del mundo.....	56

Tabla 14.	Contenido de C, N, P (mg/g) y la relación C:N:P en macroalgas recolectadas en época de lluvias en seis sistemas lagunares de Sinaloa.....	57
Tabla 15.	Características de las lagunas costeras estudiadas, incluida la carga anual de nutrientes procedente de las cuencas asociadas.....	60
Tabla 16.	Relación C:P y N:P (promedio $\pm\sigma$) de las diferentes especies de macroalgas recolectadas en seis sistemas lagunares de Sinaloa.....	61
Tabla 17.	Valores de la proporción C:N:P de macroalgas de diversas partes del mundo.....	63
Tabla 18.	Referencia básica para la proporción molar C:N:P de dos macroalgas abundantes en las seis lagunas costeras estudiadas, (s= secas) y (ll= lluvias).....	65
Tabla 19.	Estequiometría (*x 10 ⁻⁴) de la macroalgas encontradas en seis lagunas costeras de Sinaloa.....	67
Tabla 20.	Estequiometría de referencia básica (*x 10 ⁻⁴) de dos macroalgas más abundantes en las seis lagunas costeras estudiadas, (s= secas) y (ll= lluvias).....	68

INDICE DE FIGURAS

Fig. 1	Sistema lagunar El Colorado, incluyendo la estación de muestreo (E1).....	20
Fig. 2	Sistema lagunar Ohuira-Topolobampo, incluyendo las estaciones de muestreo (E2, E3, E3, E5, E6).....	21
Fig. 3	Sistema lagunar Navachiste-San Ignacio-Macapule, incluyendo las estaciones de muestreo (E7, E8, E9, E10, E11).....	22
Fig. 4	Sistema lagunar Santa María-La Reforma, incluyendo las estaciones de muestreo (E12, E13, E14, E15, E16, E17, E18).....	24
Fig. 5	Sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, incluyendo las estaciones de muestreo (E19, E20, E21).....	26
Fig. 6	Sistema lagunar Estero de Urías, incluyendo las estaciones de muestreo (E23, E24, E25).....	27
Fig. 7	Concentración media (con base a peso seco) de metales en el alga roja <i>G. vermiculophylla</i> recolectada en seis sistemas lagunares de Sinaloa en dos épocas climáticas (secas frías y lluvias). Letras diferentes sobre las barras muestran diferencias significativas entre las medias de las diferentes lagunas para cada época climática, minúsculas para la época de secas, mayúsculas para la época de lluvias. *Diferencias significativas entre épocas climáticas para una misma laguna.....	39
Fig. 8	Concentración media (con base a peso seco) de metales en el alga <i>C. sertularioides</i> recolectada en cinco sistemas lagunares de Sinaloa en la época de lluvias . letras diferentes sobre las barras muestran diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las diferentes lagunas.....	41
Fig. 9	Contenido de C, N y P (mg/g en base a peso seco) en diferentes géneros de macroalgas encontradas en seis lagunas costeras de Sinaloa. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las medias de los géneros.....	58
Fig. 10.	Contenido de C, N y P (mg/g en base a peso seco) en las diferentes divisiones de macroalgas encontradas en seis lagunas costeras de Sinaloa. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las medias de las divisiones.....	59
Fig. 11	Proporciones medias de C:N, N:P, C:P de las seis macroalgas más abundantes en seis sistemas lagunares de Sinaloa.....	64

1. Introducción

Nutrientes

Las lagunas costeras son ecosistemas caracterizados por una alta productividad y por funcionar como sitios de reproducción y crianza para diferentes recursos pesqueros, tanto costeros como marinos (Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2001). La calidad de las aguas costeras en muchas regiones del mundo se ha deteriorado en los últimos años debido al incremento de la población y a las actividades antropogénicas a lo largo de las regiones costeras (NRC, 2000). Los aportes de materia orgánica y nutrientes como nitrógeno y fósforo hacia estos sistemas se han incrementado recientemente debido a las actividades industriales, agrícolas, ganaderas, comerciales, de drenes domésticos de las comunidades y por la influencia de las granjas camaronícolas (Páez-Osuna *et al.*, 1997).

La disponibilidad de nutrientes es un factor importante para el control del crecimiento de las macroalgas y la composición de las especies de las comunidades macroalgales en aguas costeras poco profundas (Borum, 1983; Orth y Moore 1983; Twilley *et al.*, 1985; Neundorfer y Kemp 1993; Taylor, *et al.*, 1995; Borum, 1996). Las altas descargas de nutrientes y materia orgánica provenientes de los efluentes industriales, municipales, agrícolas y de la acuicultura hacia los ecosistemas costeros provocan un alto enriquecimiento de nitrógeno y fósforo. Esto ha provocado que los sistemas lagunares asociados presenten un cierto grado de eutrofización dependiendo de la cantidad de nutrientes presentes, lo cual estimula la producción acuática primaria produciendo florecimientos fitoplanctónicos, aumento de las tasas de crecimiento algal béntico y a veces un crecimiento masivo de macrófitas.

La proliferación de macroalgas oportunistas afecta la biodiversidad local y puede provocar una reducción en la concentración de nutrientes disueltos en la columna de agua (Rivers y Peckol, 1995; Valiela *et al.*, 1997). La concentración de nutrientes en el tejido de las macroalgas refleja las condiciones ambientales, lo que las hace un útil indicador de las condiciones locales de nutrientes (Fong *et al.*, 1994). Además el total de la concentración de nutrientes en el tejido de las algas proporciona una medición integrada de nutrientes en un período de tiempo (Wheeler y Björnsäter, 1992; Villares y Carballeira, 2003).

Metales pesados

Los metales pesados constituyen un grupo cercano a los 40 elementos de la tabla periódica que tienen una densidad mayor o igual a 5 g/cm^3 (Passow *et al.*, 1961; Atkinson *et al.*, 1998). Desde el punto de vista biológico los metales pueden ser divididos en tres grupos: (1) ligeros (sodio, potasio y calcio) los cuales normalmente se transportan como cationes móviles en solución acuosa; (2) de transición (hierro, cobre, cobalto y manganeso), los cuales son esenciales en bajas concentraciones, pero pueden ser tóxicos en altas concentraciones; (3) pesados y metaloides (mercurio, plomo, estaño, selenio y arsénico), que generalmente no se requieren en la actividad metabólica y son tóxicos en las células aun en concentraciones muy bajas (Lobban y Harrison, 1997).

Los metales también pueden ser clasificados como metales “traza” u oligometales, los cuales se clasifican como elementos menores, dentro de estos, los metales “traza” se dividen en residuales y no residuales. Los no residuales son aquellos que no forman parte de la matriz del sedimento sino que se han incorporado a ellos a partir de la solución acuosa mediante procesos de adsorción y/o formación de complejos orgánicos, por lo que en ellos se incluyen los originados por aguas contaminadas (Chester y Voustinou, 1981), y

sus concentraciones no rebasan el mg/L, generalmente se encuentran en cantidades de ng/L. La fracción no residual es la que está disponible para la biota más fácilmente por lo que representa el mayor riesgo si se encuentran en altas concentraciones en los tejidos de plantas y animales (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001). La importancia de los metales como contaminantes, no solo radica en que son tóxicos aun en niveles relativamente bajos, sino también a que permanecen en el fondo marino mucho tiempo después de la remoción de las fuentes de contaminación.

Estequiometria de Redfield en las macroalgas

La interacción entre los metales “traza” u oligometales y el fitoplancton es recíproca; los metales afectan a la comunidad algal, pero esta comunidad a su vez tiene un impacto en la química de los oligometales. El fitoplancton ayuda en la regulación de la concentración de oligometales y nutrientes. Además los oligometales pueden tener un impacto significativo en la composición de la comunidad biológica (abundancia y biodiversidad). La absorción de macronutrientes y oligoelementos en las capas superficiales de las algas es seguida por la regeneración de estos nutrientes en aguas más profundas debido a la degradación microbiana de las partículas biogénicas (Stumm y Morgan, 1996).

Este ciclo agota la concentración de nutrientes en las aguas superficiales en las proporciones que se producen en el fitoplancton y enriquece las aguas profundas en la misma proporción. Estas proporciones se refieren a la relación de Redfield, en la cual se observan correlaciones entre la concentración de macronutrientes y oligometales. Este concepto sugiere que los oligometales están presentes en el fitoplancton relativamente en proporción constante; algunos de estos metales podrían ser co-limitantes en el crecimiento

de la biota acuática. Morel *et al.* (1994) demostraron que para determinadas algas marinas, la absorción de bicarbonato puede ser limitada por el zinc ya que el HCO_3^- contiene al zinc en la metaloenzima anhidrasa carbónica y la concentración de zinc en el agua de mar es demasiado baja, por lo que puede limitar el crecimiento de cierto tipo de fitoplancton. El modelo de Redfield para el control biológico de los principales nutrientes de algas debería aplicarse también a muchos oligoelementos usando la ecuación estequiométrica (Stumm y Morgan, 1996):



Atkinson (1983) propuso una relación C:N:P la cual para macroalgas en general es de 550:30:1, debido a que la cantidad de nutrientes necesarios y la proporción molar para sustentar un determinado nivel de producción neta es diferente para las macroalgas que para el fitoplancton, esto sugiere que estas plantas tienen una baja tasa de crecimiento específico y la constante media de saturación de nutrientes en las macroalgas está normalmente por encima de la concentración de nutrientes en el medio (Atkinson y Smith, 1983).

Otra interpretación de la alta C:N:P en las macroalgas es la idea aceptada de que estas plantas tienen un gran cantidad de carbono estructural. Se estima, que el factor de conversión estándar (6.25 x peso de nitrógeno = peso de proteínas), del contenido medio de proteínas de las macroalgas es de aproximadamente el 15% de las cenizas del extracto de peso seco. Dado que el contenido en lípidos de las macroalgas es en general ~5% (Schmidt, 1969), alrededor del 80% de las cenizas del peso seco en las macroalgas es de

carbohidratos. Esta posición dominada por carbohidratos es coherente con la noción de que estas plantas tienen una gran cantidad de carbono estructural.

Por lo anterior, la ecuación tendría una ligera modificación, un poco diferente a la C: N: P, del fitoplancton (C:N:P = 106:16:1), ya que las macroalgas utilizan al amonio más que el nitrato como principal fuente de nitrógeno (Stumm y Morgan, 1996). Estas modificaciones no alteran en gran medida la masa de equilibrio, la ecuación solo proporciona una útil visión general, que está basada en el metabolismo del plancton en el océano, la cual sería (Atkinson y Smith, 1983):



Las macroalgas como biomonitores de contaminación

Según Phillips (1977) un organismo para ser empleado como biomonitor debe reunir una serie de pre-requisitos tales como ser abundante, sedentario y representativo del área de estudio, acumular grandes cantidades del contaminante sin experimentar efectos tóxicos, distribuirse en una amplia extensión geográfica, ser de fácil identificación y muestreo, proveer suficiente cantidad de tejido sin necesidad de recurrir a preconcentraciones y presentar una correlación simple entre la concentración del organismo y el ambiente. Entre los más efectivos biomonitores de contaminación ampliamente utilizados se encuentran los moluscos (bivalvos); ostiones, mejillones y almejas, así como los balanos y las macroalgas (Rainbow y Phillips, 1993). La justificación de utilizar a las macroalgas como organismos indicadores de contaminación por metales pesados en lugar de hacer análisis directo del agua obedece a tres razones (Lobban y Harrison, 1997): (1) que las concentraciones de los metales en su forma soluble en el medio acuoso se encuentran en ocasiones en

concentraciones cercanas a los límites de detección analítica y pueden variar con el tiempo; (2) no existen métodos para la detección de la fracción biológicamente disponible de cada metal en el medio natural; (3) las macroalgas no ingieren el material particulado, solo acumulan los metales en solución. Por otra parte la absorción de los elementos del agua de mar por las macroalgas depende de algunos factores tales como la especie de alga y las condiciones ambientales donde habita, entre ellas temperatura, salinidad, pH, etc., por lo tanto, cada especie se distinguirá por presentar características propias según su estructura y composición química (Lobban y Harrison, 1997).

En el presente trabajo se tiene como finalidad, analizar la composición elemental de las macroalgas en seis lagunas del estado de Sinaloa las cuales reciben las descargas de efluentes municipales, desechos industriales y escurrimientos agrícolas. A su vez también comparar nuestros resultados con macroalgas de diversas partes del mundo.

2. Antecedentes

Contaminación por nutrientes en las aguas costeras

La contaminación provocada por el nitrógeno y fósforo representa actualmente la fuente de degradación más grande que experimentan las aguas costeras a nivel mundial, y el caso de la región noroeste de México, no es la excepción; muchos – por no decir todos – los cuerpos de aguas costeros más importantes están comenzando a mostrar los síntomas clásicos de la contaminación por nutrientes (Páez-Osuna *et al.*, 1998; 1999; 2003; 2007). Esta contaminación resulta del exceso de las cargas de nutrientes derivadas de los diversos procesos naturales y de las actividades antropogénicas que tienen lugar en las cuencas de drenaje asociadas a los cuerpos de aguas receptores, incluidas desde luego las lagunas costeras. Una amplia gama de problemas se han observado en las lagunas costeras, que van

desde la mortandad de peces, fetidez, anoxias recurrentes, hasta la destrucción total de ecosistemas, que se han relacionado directa o indirectamente con el excesivo aporte de nutrientes. La fertilización de ríos, lagos, embalses y de las lagunas costeras con escasez de nutrientes tales como el nitrógeno y el fósforo promueve la productividad primaria de estos ecosistemas. Este excesivo incremento en la producción de materia orgánica inducido por los nutrientes es lo que se define como eutrofización, un proceso - no estado trófico - que se traduce en un incremento en la tasa de suministro de materia orgánica al ecosistema, y que está ligado a un gran número de problemas en los sistemas acuáticos (Nixon, 1995).

Por ejemplo, en algunos esteros de Sinaloa, durante cierta época del año cuando se conjugan las mareas de cuadratura (mareas muertas) con días nublados y poco viento, los incrementos en los aportes de materia orgánica producen períodos pronunciados de bajas concentraciones de oxígeno disuelto en las aguas, ocasionalmente resultan catastróficos y dan lugar a mortandades masivas de peces (Páez-Osuna y Ruíz-Fernández, 2001; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003).

Existen numerosos estudios en las aguas costeras del mundo donde se ha observado que el enriquecimiento de nutrientes ha ido acompañado de un cambio en la composición de las comunidades del fitoplancton, generalmente, decreciendo las diatomeas y aumentando las demás especies (e.g. Bodeanu y Usurelu, 1979; Smayda, 1990). Estas especies se manifiestan de muchas formas, que van desde los florecimientos masivos que le dan un color café o rojizo al agua (por ello llamado mareas rojas o cafés) hasta los diluidos, constituidos por concentraciones bajas que se evidencian por los daños que provocan sus potentes toxinas.

Las actividades humanas tienen una gran influencia en el ciclaje o reciclamiento global de los nutrientes, especialmente en lo que respecta a los nutrientes suministrados a las aguas costeras, incluidas desde luego las lagunas costeras.

Los flujos puntuales o localizados de las aguas residuales de desecho pueden ocasionalmente suministrar la mayor parte de nitrógeno y fósforo en una laguna como cuerpo receptor, cuando la cuenca de drenaje está fuertemente poblada y es pequeña en relación al tamaño del cuerpo lagunar mismo. Igualmente, en el caso de algunas lagunas o estuarios alimentados por los escurrimientos desde grandes cuencas densamente pobladas, las aguas municipales suelen ser la más importante fuente de nutrientes. Sin embargo, en la mayoría de los estuarios donde se han realizado estudios de este tipo (e.g., Bricker *et al.*, 1999; Mitsch *et al.*, 2001; Boyer *et al.*, 2002; Castro y Driscoll, 2002; Driscoll *et al.*, 2003), los aportes derivados de las fuentes no-puntuales o difusas son mayores que aquellos derivados de las aguas municipales, particularmente, en cuerpos de agua que tienen relativamente grandes cuencas y zonas rurales dedicadas a la agricultura y la ganadería, así como una mayor área para capturar los aportes de nitrógeno desde la atmósfera.

Para el fósforo, la agricultura constituye una de las más grandes fuentes de contaminación no-puntuales (Ruttenberg, 2004). Para el nitrógeno, tanto la combustión de combustibles fósiles como la agricultura contribuyen significativamente a los flujos no-puntuales de las aguas costeras (Howarth *et al.*, 2000; Galloway, 2004). Globalmente, se ha estimado que un 40 % del nitrógeno inorgánico que es aplicado como fertilizante en los campos agrícolas es volatilizado como amonio y transferido al aire.

La agricultura en Sinaloa, al igual que en muchas otras regiones del mundo, ha experimentado un crecimiento acelerado. Esta evolución de la agricultura ha dado como resultado una mayor transferencia de nutrientes desde áreas productoras de granos y hortalizas a áreas productoras de animales. Consecuentemente, el nitrógeno y el fósforo se han acumulado en los suelos de estas áreas. Una vez planteada la problemática del excesivo suministro de nutrientes, emerge la necesidad de buscar soluciones e implementar medidas adecuadas que en el corto, mediano y largo plazo permitan revertir los impactos ocasionados por la eutrofización.

En México, a la fecha solamente se han realizado estimaciones a nivel regional en el noroeste del país sobre las cargas de nitrógeno y fósforo derivadas de las principales actividades económicas, incluida la acuicultura (Páez-Osuna *et al.*, 1999; Páez-Osuna, 2001a). En tales estudios se observó que la carga procedente de la agricultura, es la que contribuye con la mayor parte, y que la acuicultura, tiene un suministro de nutrientes del mismo orden de magnitud que el de las aguas municipales. Por otra parte, al comparar los estados costeros del Golfo de California, Sinaloa sobresale por la magnitud elevada de sus cargas. A nivel del estado de Sinaloa, en términos globales de los porcentajes de contribución del total estimado de nutrientes, el nitrógeno atmosférico tiene el promedio mayor con 45.7%, seguido del proveniente de la agricultura con 29.9%. Mientras que para el fósforo el porcentaje más elevado es el proveniente de la ganadería con 37.0% y con la contribución atmosférica con 24.0% (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

Concentración de nutrientes en macroalgas

En los últimos años se han realizado importantes estudios a nivel mundial relacionados con la concentración de N y P en el tejido de las macroalgas, destacando el realizado por Abou-Aisha *et al.* (1997) en el que analizaron a lo largo de un año la variación de nitrógeno y fósforo en el tejido de *Cystoseira myrica*, *Laurencia papillosa* y *Ulva lactuca* en tres localidades del Mar Rojo de la costa egipcia. Los autores encontraron diferencias significativas en la concentración de N y P en el tejido de la alga feofita *C. myrica* en los tres sitios y variaciones en la proporción de N:P para las mismas especies en los diferentes sitios, atribuyéndolo a algunos factores como temperatura, luz, estadio de la planta y la disponibilidad de nutrientes en el medio.

Wheeler y Björnsäter (1992) analizaron el tejido de 5 macroalgas comunes de las costas de Oregon para determinar las variaciones estacionales de N y P y la proporción N:P, encontrando valores entre 2.0 y 5.5% del peso seco para el nitrógeno y entre 0.32 y 0.86% para el fósforo en *Enteromorpha intestinalis*, *Ulva fenestrata* y *Porphyra* sp., mientras que *Codium fragile* y *Pelvetiopsis limitata* variaron entre 0.9 y 2.6 % para nitrógeno y 0.27 y 0.50 % para fósforo. Se observó en este sitio, que el fósforo fue el factor limitante. En el caso del nitrógeno la limitación se observó solo en una época del año. Concluyendo que la proporción N:P en el tejido de las macroalgas puede ser un buen indicador para evaluar la condición de los nutrientes *in situ*.

Flores-Moya *et al.* (1995) realizaron un estudio de los pigmentos fotosintéticos, C, N y P en tejidos de *Phyllariopsis purpuracens* del estrecho de Gibraltar, encontrando que las formas de nitrógeno inorgánico disueltas como NO_3^- y NH_4^+ fueron constantes de abril a

octubre, excepto en el mes de agosto, donde hubo una disminución en la concentración de fosfato, actuando este como un factor limitante para el crecimiento de esta especie.

Larned (1998) examinó la proporción inorgánica disuelta de N:P en la columna de agua de la Bahía Kaneohe de Hawaii, y la proporción N:P de tejidos de macroalgas de la misma bahía llegando a la conclusión de que el nitrógeno es el principal nutriente limitante en este sistema.

Sfriso y Marcomini (1999) en un estudio realizado en la Laguna de Venecia durante el periodo primavera-verano encontraron que el contenido de N y P en *Ulva* sp. disminuyó en un factor de 2-4, actuando el nitrógeno como un posible factor limitante.

En México, existen pocos estudios sobre este tema y particularmente para los sistemas lagunares en Sinaloa. Entre estos se conocen estudios como el de Ochoa Izaguirre (1999) y Ochoa Izaguirre et al. (2002) sobre la composición y distribución de las macroalgas en el sistema lagunar de Urías para establecer la variación estacional de la biomasa en relación a la concentración de nutrientes en el agua, determinando que estos últimos no representaron un factor limitante para su desarrollo, debido a que se encuentran en exceso y además encontró que para la época de estiaje la biomasa estuvo representada por las algas verdes del género *Ulva*, las cuales indican un enriquecimiento de nutrientes en el sistema lagunar; y para la época de lluvias las especies predominantes fueron las algas rojas *Gracilaria vermiculophylla* y *Caloglossa leprieurii*.

Victorino-Ochoa (2007), determinó el contenido de nitrógeno y fósforo y la proporción N:P en las macroalgas más abundantes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón y concluyó que el porcentaje de nitrógeno para la biomasa total fue de 1.7%,

mientras que el P tuvo valores medios entre 0.4 y 0.6 %. Las proporciones medias de N:P estuvieron en el intervalo 5.8:1 a 10.2:1 lo que sugiere una elevada disponibilidad de P en ese sistema lagunar. Además encontró que las especies dominantes durante el periodo de estudio y a través de todo el sistema fueron *Caulerpa sertularioides* y *Gracilaria vermiculophylla*.

Hernández Covarrubias (2008) determinó el contenido de N y P, y la relación N:P en *Ulva expansa* y *Gracilaria vermiculophylla*; obteniendo en *U. expansa* concentraciones de fósforo promedio de 0.16% y 0.13%, y de nitrógeno entre 1.3% y 2.4%, para el caso de *G. vermiculophylla* los porcentajes de nitrógeno y fósforo estuvieron entre 2.69% y 2.19%, y de 0.19% y 0.16%, respectivamente. En cuanto a la proporción molar N:P, para *U. expansa* fue de 21.8 y 49.8 y para *G. vermiculophylla* fue de 31.3 y 30.6.

Piñón Gimete *et al.* (2008) estudiaron la composición de especies de macroalgas que son formadoras de blooms (florecimientos algales masivos) en seis lagunas costeras del estado de Sinaloa, encontrando una correlación positiva entre el fósforo total disuelto en el agua y la biomasa de *G. vermiculophylla* sugiriendo que este nutriente podría estar limitando su crecimiento, de igual manera la abundancia del alga verde *Caulerpa sertularioides* tuvo una correlación positiva con la relación N:P del agua, lo cual sugiere que las altas concentraciones de nitrógeno en relación con los bajos niveles de fósforo en la columna de agua favorecen el crecimiento de esta especie.

El antecedente más reciente, es el de Pérez Escobedo (2009) quien analizó el contenido de nutrientes y la proporción molar N:P en diez especies de macroalgas de tres lagunas costeras del estado de Sinaloa y encontró que la especie de mayor presencia en las

lagunas estudiadas fue *G. vermiculophylla* la cual tuvo una concentración promedio de nitrógeno y fósforo de 2.1% y 0.15%, y una relación molar N:P de 40.2.

Concentración de metales pesados en macroalgas

A nivel mundial se han utilizado a las algas como biomonitores en numerosos estudios de contaminación por metales pesados, debido a su capacidad de acumular metales en sus tejidos entre los que destacan los de Haritonidis y Malea (1995) quienes analizaron el contenido de Cr, Ni y Co en las algas verdes *Ulva rigida*, *Enteromorpha linza*, en el agua de mar y en el sedimento del Golfo de Thermaikos, Grecia. Ellos encontraron que la relativa abundancia de los metales en el agua de mar y en las macroalgas decrecen en el orden de Ni > Cr > Co, mientras que en los sedimentos fue del orden de Cr > Ni > Co. Además concluyeron que la variación estacional de los metales en las macroalgas depende de la dinámica de crecimiento, la edad del tejido, la concentración del metal en el ambiente y de los factores abióticos como salinidad y temperatura.

Villares *et al.* (2001; 2002) estudiaron la variación en la concentración de los metales pesados Fe, Cu y Zn en las macroalgas de los géneros *Ulva*, *Enteromorpha* y en los sedimentos de la costa noroeste de España y concluyeron que existe una correlación significativa entre el contenido de metales en las macroalgas estudiadas y el contenido de estos en los sedimentos. A su vez, también encontraron un patrón similar de concentración en ambas especies y mencionan que existe una tendencia a la disminución en la concentración de los metales durante el periodo de máximo crecimiento y un aumento durante periodos de menor crecimiento.

Viaroli *et al.* (2005) estudiaron las variaciones en la biomasa y la composición elemental de *Ulva rigida* en la laguna Sacca di Goro, Italia a lo largo de un ciclo anual con respecto al nitrógeno, fósforo y hierro, concluyendo que el control del crecimiento de *Ulva* y la formación de florecimientos masivos depende de múltiples factores, especialmente de la disponibilidad de nitrógeno y la deficiencia de hierro, ya que la acumulación de nitratos en *Ulva* está inversamente relacionada con la absorción de hierro, lo que indica una influencia de la limitación de Fe.

Kannan *et al.* (2008) hicieron una evaluación de metales pesados en agua, sedimentos y el alga verde *Ulva lactuca* en el lago Pulicat al sureste de la India y encontraron que la abundancia relativa de estos metales en *Ulva lactuca* y en los sedimentos fue $Cd > Cr > Pb$, mientras que en el agua fue $Cr > Pb > Cd$, además concluyeron que no existe una correlación entre las concentraciones de los metales en *Ulva lactuca*, agua y en los sedimentos.

Al-Shwafi y Rushdi (2008) determinaron los niveles de concentración de metales pesados en diferentes especies de las tres principales divisiones de algas marinas de las aguas costeras del Golfo de Adén y encontraron que la secuencia fue $Fe > Cu > Mn > Cr > Zn > Ni > Pb > Cd > V > Co$, además mostraron que la captación de metales por las distintas divisiones de algas marinas es en el orden de Chlorophyta > Phaeophyta > Rhodophyta.

En México, son pocos los estudios realizados sobre este tema. Para la zona del noroeste del país destacan los trabajos de Páez-Osuna *et al.* (2000) quienes determinaron el contenido de metales pesados en nueve especies de macroalgas en 12 lagunas costeras del Pacífico subtropical mexicano y encontraron que los niveles relativamente elevados de

algunos metales como Mn, Cu y Fe en especímenes de la laguna Altata-Ensenada del Pabellón podrían deberse a los efluentes de las actividades agrícolas que se llevan a cabo en las zonas cercanas a la costa, concluyendo que las macroalgas son eficientes biomonitores ya que reflejan el aumento o la abundancia de los metales en el medio donde habitan.

Longoria Espinoza (2004) hizo una cuantificación de metales pesados (Fe, Cu, Zn, Cd y Pb) en macroalgas de la bahía de Navachiste a lo largo de un año y encontró niveles altos de Zn y Pb en *Ulva lactuca* por lo que determinó que la bahía podía considerarse como zona contaminada y concluyó que la abundancia relativa de los metales en el tejido de las macroalgas fue del orden Fe >Zn>Pb> Cu >Cd.

Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2006) en un estudio realizado en las bahías de Guaymas y Altata- Ensenada del Pabellón, sobre la concentración de metales “traza” en productores primarios, determinaron el contenido de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en cinco especies de macroalgas (*Gracilaria subsecundata*, *Gracilaria* sp. *C. amplivesiculatum*, *Ulva lactuca*, *Enteromorpha clatratha*, *Polyshiponia* sp.), en donde registraron que el Fe presentó las más altas concentraciones en todas las especies de macroalgas; en cambio, el Cd presentó las menores con excepción de *U. lactuca* y *E. clathrata*.

Huerta Díaz *et al.* (2007) determinaron la concentración de Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en cuatro especies de macroalgas (*Ulva lactuca*, *Chondracanthus aquarrulosus*, *Sargassum sinicola* y *Gracilariopsis lemameiformis*) y calcularon las masas totales de los metales asociados a la biomasa de estas algas en la costa oeste del Golfo de California y concluyeron que las menores masas estaban representados por Cu (108 ± 25 kg) y Ni (184

± 52 kg), mientras que el Pb (1.1 ± 0.6 Ton) y el Fe (10.9 ± 8.5 Ton) fueron los metales con las mayores masas.

Rodríguez Figueroa *et al.* (2008) realizaron un monitoreo de contaminación por metales pesados en la región minera de Santa Rosalía utilizando una especie de alga parda *Padina durvillae* como biomonitor obteniendo concentraciones de Cd (3.6 mg/kg) < Co (6.5 mg/kg) < Pb (7.8 mg/kg) < Ni (9.96 mg/kg) < Cu (53 mg/kg) < Zn (63 mg/kg) < Mn (295 mg/kg) < Fe (2243 mg/kg).

Soto Jiménez *et al.* (2008) realizaron un estudio en indicadores biológicos de contaminación, determinando la concentración de Pb y su composición isotópica en las macroalgas *Gracilaria vermiculophylla* y *Ulva lactuca* encontrando niveles de 3 a 5 $\mu\text{g/g}$ de Pb.

Jara Marini *et al.* (2009) analizaron la transferencia de cadmio, cobre, plomo y zinc en una trama alimentaria del estero de Urías y obtuvieron concentraciones moderadas para la especie *Gracilaria vermiculophylla* de Zn (17.32 $\mu\text{g/g}$), Cu (8.20 $\mu\text{g/g}$), Pb (1.51 $\mu\text{g/g}$), y para el alga verde *Caulerpa sertularioides* de Zn (13.55 $\mu\text{g/g}$), Cu (8.75 $\mu\text{g/g}$), Pb (1.63 $\mu\text{g/g}$).

3. Hipótesis

- La proporción C:N:P en el tejido de las macroalgas de las lagunas costeras del estado de Sinaloa por estar ubicadas en aguas subtropicales difiere de la relación propuesta para las macroalgas que habitan en zonas de aguas frías, la cual es de 550:30:1 para el C:N:P.
- La composición elemental de las macroalgas de las lagunas costeras del estado de Sinaloa varía de acuerdo a la época climática (secas y frías).
- Las lagunas costeras reciben las descargas antropogénicas derivadas de las actividades que se realizan en la zona adyacente a estas, es de esperar que las macroalgas presenten concentraciones altas o bajas de metales pesados de acuerdo al sitio de exposición (tamaño del cuerpo lagunar, biomasa, tipo de sustrato, etc.), y a la dinámica propia de las lagunas (i.e., tasas de dilución y de renovación del agua).

4. Objetivos

4.1. Objetivo General

Determinar la composición elemental (C, N, P, Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Ni) y variabilidad entre especies de las macroalgas encontradas en la época de lluvias y de estiaje en seis sistemas lagunares del estado de Sinaloa.

4.2. Objetivos específicos

- Determinar la concentración de los metales pesados Fe, Mn, Zn, Cu, Cd y Ni en el tejido de las diferentes especies de macroalgas recolectadas en la época de lluvias y de estiaje en sitios selectos de seis lagunas costeras de Sinaloa.
- Determinar la concentración de carbono, nitrógeno, y fósforo en el tejido de las macroalgas encontradas en la época de lluvias y de estiaje en sitios selectos de seis sistemas lagunares de Sinaloa.
- Con base a la composición elemental de las macroalgas determinar si existe una variabilidad tanto de metales pesados, así como de nutrientes entre cada una de las especies y entre cada uno de los sitios de las lagunas estudiadas.
- Realizar una comparación de la composición elemental de las macroalgas con respecto a las épocas climáticas.
- De acuerdo a los resultados obtenidos por cada especie comparar las proporciones C:N:P de este estudio con la proporción propuesta por Atkinson (1983).

5. Área de Estudio

El estado de Sinaloa se ubica entre 27°02' y 22°29' latitud Norte, y 105°23' y 109°28' longitud Oeste. Su extensión territorial es de 58,092 km², que representa el 3 % de la superficie de la República Mexicana y ocupa el número diecisiete respecto al área del resto de los estados de México (Cifuentes-Lemus y Gaxiola-López, 2003). La zona costera de Sinaloa cuenta con 608 km² de superficie insular, 17 751 km² de plataforma continental, 656 km de litoral, 221,600 ha de lagunas litorales y 57,000 ha de aguas continentales. Este

estudio comprende seis sistemas lagunares de Sinaloa: El Colorado, Navachiste-San Ignacio-Macapule, Santa María-La Reforma, Altata-Ensenada del Pabellón y Estero de Urías.

Sistema lagunar El Colorado

Es un sistema lagunar del tipo II-A de sedimentación terrígena diferencial, constituido por depresiones marginales e intra-deltaicas con barreras arenosas, del tipo de lagunas que presentan rápidas modificaciones en su forma y batimetría (Lankford, 1977). Este cuerpo lagunar está situado en el extremo occidental de la subcuenca Ohuira-Topolobampo-Santa María; limita al norte y al este con una marisma, al sur con la isla de Santa María y al oeste con la isla de Lechuguilla; su conexión con el mar está ubicada al suroeste. Entre Agiabampo y El Colorado se ubica el área de descarga del Río Fuerte, cuya influencia se ha modificado en los últimos cincuenta años y tenemos la boca del Río Fuerte Viejo y el Río Fuerte Nuevo. Por su extensión la cuenca del Río Fuerte es la más grande que confluye en Sinaloa y una de las menos pobladas.

Su forma general es más bien trapezoidal, con una boca relativamente pequeña cuyo ancho es de aproximadamente 1 km. Es un sistema somero, con profundidades de 1 a 2 m; solamente en la boca o cerca de ésta, se tienen profundidades de 10 y hasta 15 m por donde corren los canales de marea (Fig. 1). El espejo de agua lagunar ocupa una área aproximada de 14,688 ha y sobre sus áreas adyacentes solamente se encontraron 3 granjas camaronícolas pequeñas. Junto con el complejo lagunar de Ohuira-Topolobampo y Santa María, recibe los escurrimientos de una población de 338,796 habitantes que ocupan la subcuenca adyacente, cuya superficie total es de 251,746 ha. En dicha subcuenca se

desarrolla uno de los sistemas de agricultura de riego más desarrollados del país, con una superficie del orden de las 101,708 ha., y con una agricultura de temporal de 5,236 ha (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

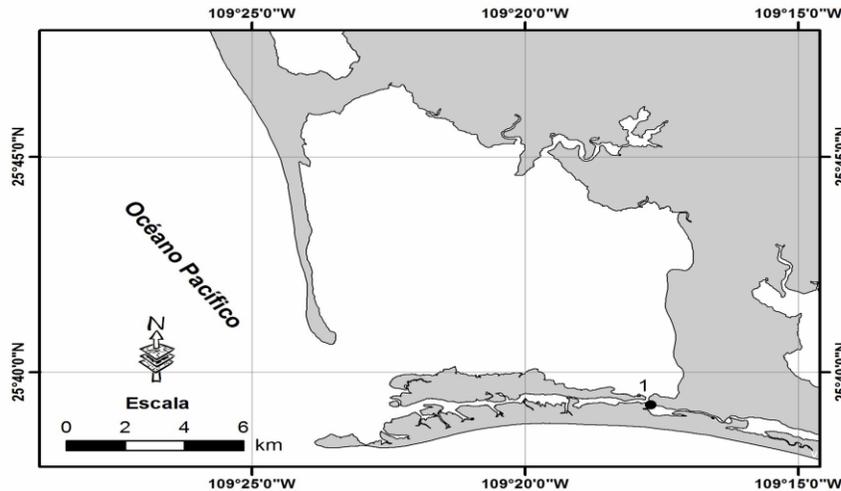


Fig. 1. Sistema lagunar El Colorado, incluyendo la estación de muestreo (E1).

Sistema lagunar Ohuira-Topolobampo-Santa María

Lankford (1977) clasifica a esta laguna como tipo II-A (I-C), o sea como una depresión intra-deltaica marginal de valle inundado con barrera, cuya formación se haya asociada con los sistemas fluviales/deltaicos del Río Fuerte, producida por la sedimentación irregular y/o subsidencia superficial debida a los efectos de carga y de compactación. La región de Topolobampo se sitúa en la provincia fisiográfica denominada Planicie Costera de Sinaloa y es parte de la llanura deltaica del Río Fuerte, e incluye en sus extremos sur y sureste a las sierras de San Ignacio y Navachiste. Este complejo lagunar tiene una profundidad promedio que oscila entre 2 y 4 m, y consiste de tres secciones interconectadas entre sí, Ohuira, Topolobampo y Santa María (Fig. 2). Este complejo lagunar no recibe directamente escurrimientos de ríos, solamente recibe descargas a través de los canales y esteros que drenan desde los distritos de irrigación y de las granjas de cultivo de camarón. La mayor

fuente de contaminación en este complejo lagunar se deriva desde los efluentes de la agricultura que bordean a la laguna y que cubren una extensión de 101,708 y 5,236 ha de sistemas de riego y de temporal, respectivamente. Otra fuente de contaminación está constituida por los efluentes domésticos de los poblados y la ciudad de Los Mochis (338,796 habitantes) localizadas a aproximadamente 20 km del cuerpo lagunar principal. Además, 1,264 ha de estanquerías para el cultivo de camarón se hallan instaladas en los alrededores de este sistema lagunar y El Colorado. La mayor densidad de estanquerías se localiza en la parte adyacente a la boca y sobre Santa María (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

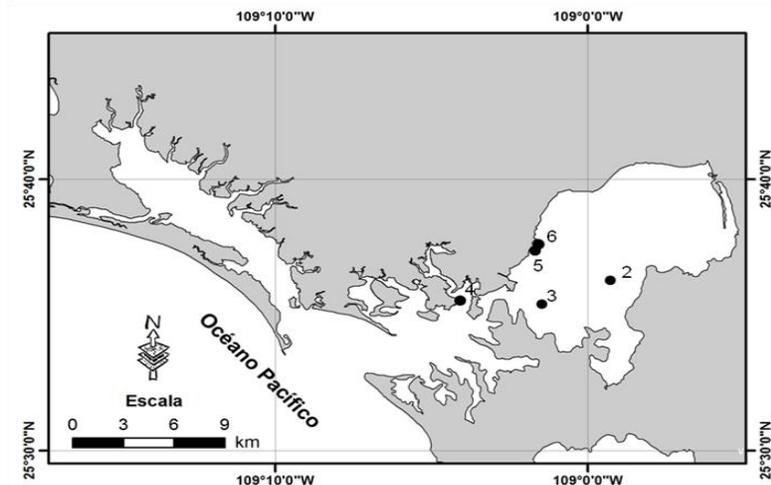


Fig. 2. Sistema lagunar Ohuira-Topolobampo-Santa María, incluyendo las estaciones de muestreo (E2, E3, E4, E5, E6).

Sistema lagunar Navachiste-San Ignacio-El Macapule

Lankford (1977) clasifica a esta laguna como del tipo III-A, i.e., una laguna costera de plataforma interna con boca permanente y con una orientación semiparalela a la costa. La subcuenca baja asociada con el sistema lagunar posee un área de 249,975 ha, y en ella se encuentra asentada una población predominantemente rural de 91,156 habitantes. Este cuerpo lagunar tiene un régimen de precipitación anual de 300 a 400 mm. En esta cuenca se

desarrolla la agricultura de riego y de temporal que cubre una extensión de 105,000 ha y 10,840 ha, respectivamente. En sus alrededores hay 6,621 ha de estanques instalados para el cultivo de camarón, donde la mayor parte opera en la sección conocida como El Macapule y una porción del litoral que da al mar abierto. El espejo de agua lagunar tiene una superficie aproximada de 22,314 ha. Posee una profundidad media de 4 m, una barrera arenosa de 23 km de largo y ocho islas. Tiene dos bocas de comunicación con el golfo de California denominadas Ajoro y Vasequilla, con un ancho de 2 y 1.5 km, respectivamente (Fig. 3). Dentro de los principales escurrimientos que recibe el cuerpo lagunar sobresalen dos esteros importantes, El Colorado y El Caracol que reciben los aportes de drenes agrícolas y municipales del distrito de riego 063 (Diario Oficial, 2000; Páez-Osuna *et al.* 2007).

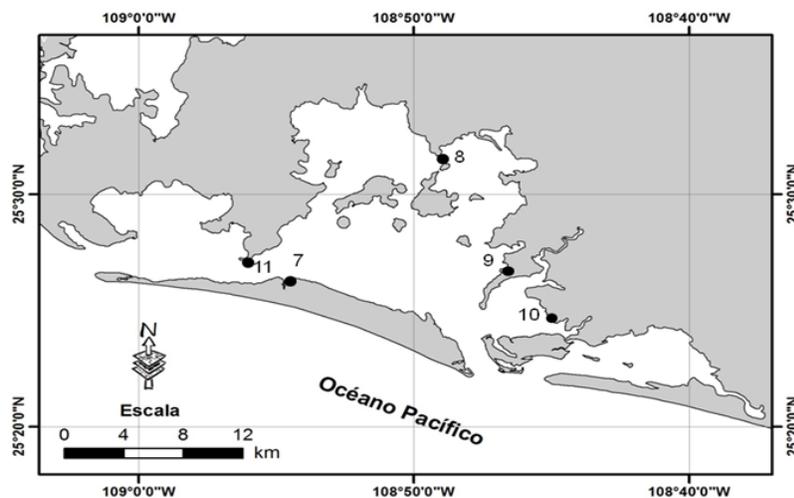


Fig. 3. Sistema lagunar Navachiste-San Ignacio-Macapule, incluyendo las estaciones de muestreo (E7, E8, E9, E10, E11).

Sistema lagunar Santa María-La Reforma

Es el sistema lagunar más grande del estado de Sinaloa y uno de los más importantes por la gran diversidad de flora y fauna silvestre. Ha sido clasificada como del tipo III-A (III-C), depresión de planicie costera; es decir, una laguna costera de plataforma de barrera

interna con boca permanente y con orientación semiparalela a la costa (Lankford, 1977). La cuenca inferior de drenaje asociada tiene una extensión de 782,674 ha donde reside una población de 169,232 habitantes y se desarrolla una agricultura de riego y de temporal, cubriendo 193,481 y 184,547 ha, respectivamente. Entre los principales cultivos agrícolas que se practican en la región sobresalen el maíz, garbanzo, sorgo y frijol. En su alrededor se hallan instaladas 7,724 ha de estanqueras dedicadas al cultivo de camarón, principalmente en los extremos del norte y sur de la laguna. El espejo de agua lagunar cubre una extensión aproximada de 51,172 ha y está dividida en dos secciones por las islas Talchichitle y Altamura (Páez-Osuna *et al.*, 2007). Posee dos grandes bocas que la comunican al mar: la sur, con una anchura de 3.6 km y en donde las profundidades alcanzan hasta 20 m; y la boca norte, que tiene una anchura de 5.6 km y una profundidad máxima de 12 m. el ingreso de las aguas a través de sus bocas y que son acarreadas por las corrientes de mareas, mantiene un canal de intercomunicación cuyos vectores de velocidad se neutralizan en la parte media, aproximadamente a unos 10 km al sur del poblado La Reforma (Fig. 4). La profundidad máxima del cuerpo lagunar es de 24 m y la profundidad media a sido estimada en 7 m (Zamora-Arroyo *et al.*, 2000). La precipitación media anual oscila entre los 400 y 500 mm, con las mayores precipitaciones en verano y las mínimas en invierno. Antes de la construcción de la presa Eustaquio Buelna en 1973, el principal afluente era el Río Mocorito. Actualmente su aporte es reducido y la mayor afluencia de agua dulce proviene de las aguas servidas de la actividad agrícola (Diario Oficial, 2000). A partir del año de 2004, recibe los escurrimientos de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales de Culiacán a través del estero del Tule.

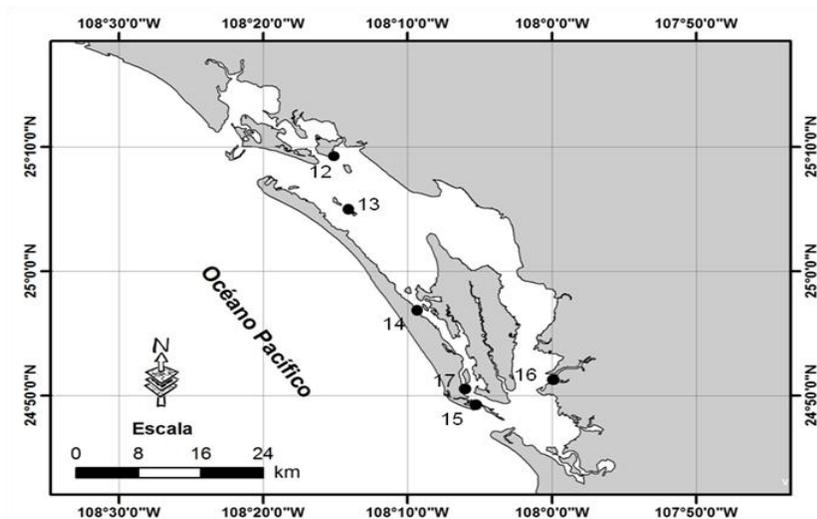


Fig. 4. Sistema lagunar Santa María-La Reforma, incluyendo las estaciones de muestreo (E12, E13, E14, E15, E16, E17, E18).

Sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón

Según Lankford (1977) es una laguna del tipo III-A (1-D) caracterizada por depresiones inundadas y protegida del mar por barreras arenosas producidas por las corrientes y el oleaje, cuya formación data de los últimos 5,000 años. Su cuenca de drenaje inferior tiene una extensión de 925,138 ha mientras que el espejo de agua, incluidos los esteros asociados, es de aproximadamente 23,474 ha. En su alrededor se hayan instaladas 7,750 ha de estanques para el cultivo de camarón; la agricultura de riego y de temporal es de 192,589 ha y 118,252 ha, respectivamente. El distrito de riego del valle de Culiacán, que comprende las tierras agrícolas de riego más tecnificadas de la región, se dedican a la producción de hortalizas, granos y caña de azúcar. También el sistema lagunar recibe en la parte media, a través del Esteron, los efluentes del ingenio azucarero instalado en Navolato y durante 1948 a 1998, también recibía a través del humedal conocido como Chiricahueto los efluentes del ingenio azucarero de Costa Rica.

El complejo lagunar posee dos bocas naturales, una de tipo permanente, denominada La Tonina con una anchura aproximada de 2 km y la boca conocida como La Palmita o

Gavilán cuya amplitud es de 0.5 km, pero es menos estable (intermitente) dependiendo del oleaje y el régimen de mareas. El cuerpo lagunar posee dos porciones principales, Altata cuya forma es alargada, con una profundidad media de 5 m, caracterizada por un régimen halino predominantemente marino, y Ensenada del Pabellón, que es más ancha y somera en su parte interna, con una profundidad media de 1.5 m, y con un régimen más estuarino (Fig. 5). Tierra adentro, asociadas y conectadas al cuerpo lagunar existen numerosos esteros y lagunas interiores, de los cuales sobresalen por su tamaño 3 ecosistemas: Caimanero, Bataoto y Chiricahueto, que recibe las descargas superficiales de la agricultura y una parte de los efluentes municipales de Culiacán y de industrias procesadoras de alimentos. La precipitación media anual en el área es de 640 mm y la evapotranspiración es de 2,100 mm (INEGI, 1999), presentándose las lluvias predominantemente de junio a septiembre.

Estudios previos (Páez-Osuna *et al.*, 1991; 1993a; 1993b; 1994; 1998; Carvalho *et al.*, 1996; Green-Ruiz y Páez-Osuna, 2001) han identificado varios sitios en el cuerpo lagunar que están contaminados por fósforo, metales pesados y pesticidas, igualmente, la eutrofización se está volviendo un serio problema en las áreas interiores, Chiricahueto, Caimanero y Bataoto, que ciertamente son las más vulnerables. Ensenada del Pabellón se ha incluido entre las 15 cuencas más contaminadas del país (PEF, 1996) y de acuerdo a la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), la laguna ha sido clasificada entre las regiones prioritarias de México (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

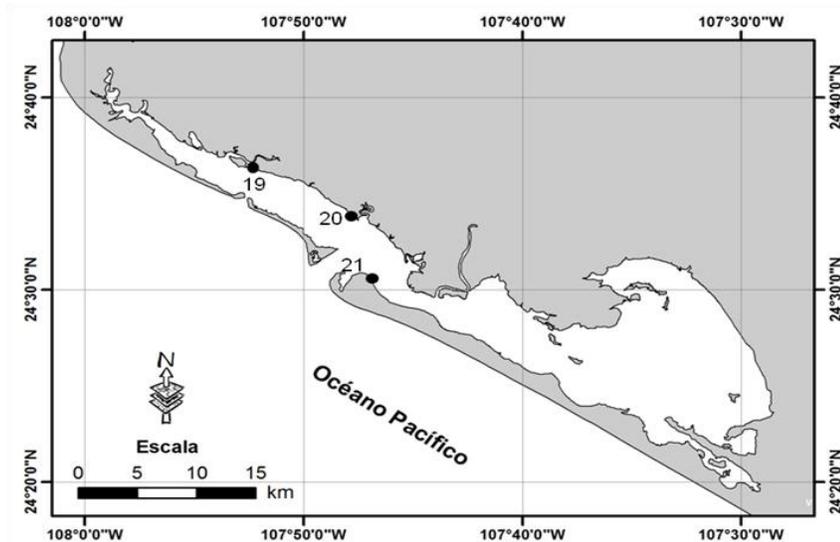


Fig. 5. Sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, incluyendo las estaciones de muestreo (E19, E20, E21).

Sistema lagunar Estero de Urías

El sistema lagunar conocido como Estero de Urías, junto con Huizache y Caimanero, comparten una misma cuenca de drenaje cuya extensión es de 375,285 ha, que cuenta con una población de 482,620 habitantes y una agricultura de riego y de temporal de 30,140 y 72,057 ha, respectivamente. El Estero de Urías es el sistema más urbanizado de Sinaloa y uno de los más impactados. Sobre su extremo norte-occidental se localiza la ciudad y puerto de Mazatlán, que cuenta con una población residente aproximada de 380,000 habitantes, así como diferentes desarrollos industriales (congeladoras, empacadoras y procesadoras de mariscos), la flota camaronera y atunera más importante del país, la termoeléctrica José A. Pozos y tres granjas camaronícolas (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

El Estero de Urías posee una superficie lagunar de aproximadamente 1,800 ha, cuyo espejo de agua es de 1,280 ha (Fig. 6). De acuerdo al origen geológico es un sistema lagunar tipo III-B (III-A) con una boca permanente y orientación semiparalela a la línea de costa (Lankford, 1977). Adyacente a la cabeza lagunar se hayan instaladas tres granjas de

cultivo de camarón, cuya superficie es superior a los 400 ha; sin embargo solamente operan regularmente dos de las tres granjas existentes (300 ha). De acuerdo al régimen halino, el Estero de Urías se puede clasificar como un sistema antiestuarino de enero a julio y como un sistema estuarino de agosto a diciembre, alcanzando salinidades de hasta 44 partes por mil en la cabeza lagunar durante el estiaje. El sistema lagunar incluye el área portuaria, que cubre la parte baja donde se localiza el mayor movimiento de embarcaciones, y la zona intermedia y cabeza lagunar, las cuales se hayan rodeadas de manglares. La porción intermedia recibe los escurrimientos de las aguas sobrecalentadas de la termoeléctrica y de la industria alimentaria que opera en el Parque Industrial Bonfil. La cabeza lagunar recibe los efluentes de las estanqueras de cultivo de camarón de las granjas adyacentes. En resumen las aguas del Estero de Urías, reciben los aportes de descargas industriales, municipales, camaronícolas y de la planta termoeléctrica (Páez-Osuna *et al.* 2007).

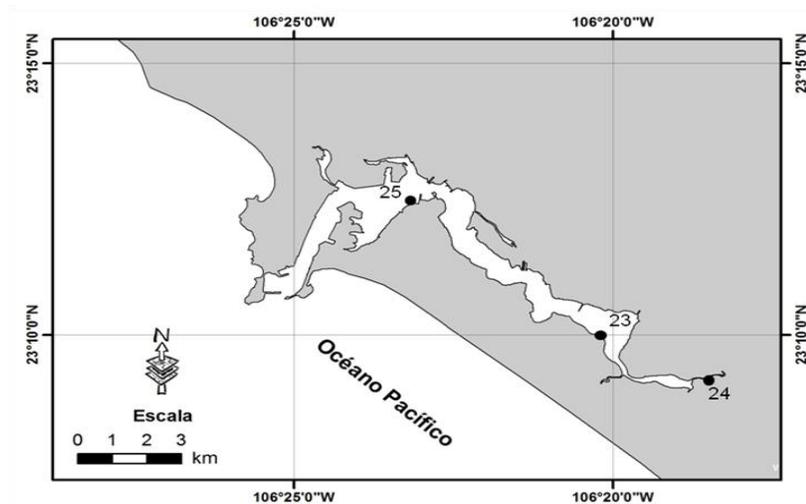


Fig. 6. Sistema lagunar Estero de Urías, incluyendo las estaciones de muestreo (E23, E24, E25).

6. Metodología

Se hicieron dos muestreos, el primero de ellos se realizó en la época de secas o estiaje (abril-mayo de 2009) y el segundo en la época de lluvias (octubre-noviembre de 2009). En cada laguna se estableció una serie de estaciones en las zonas influenciadas por los aportes antropogénicos y de acuerdo con la presencia de las macroalgas; para ubicarlas se utilizó un posicionador geográfico por satélite (GPS Garmin). Las recolectas se realizaron en cada una de las estaciones recogiendo las macroalgas de forma manual en la zona intermareal y por medio de buceo libre en la zona submareal, tratando de obtener una muestra representativa (1-1.5 kg en peso fresco) para el análisis químico y la identificación taxonómica, además se midieron la temperatura y salinidad.

Las macroalgas recolectadas se lavaron con agua de mar y se guardaron en charolas de plástico debidamente etiquetadas dentro de una hielera para su conservación y se trasladaron al Laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera del ICMYL, UNAM, Unidad Académica Mazatlán.

La determinación taxonómica se realizó de acuerdo a las características morfológicas externas, internas y reproductivas como: forma del talo, tipo de ramificaciones, células de crecimiento, tipo de células y estructuras reproductivas entre otras. Se utilizó un microscopio compuesto y se hicieron cortes transversales y longitudinales del talo para conocer las características internas. Se utilizaron claves dicotómicas referidas para la flora de estas costas: Setchell, y Gardner (1920; 1924), Dawson (1949; 1954; 1961; 1962a; 1962b; 1963), Abbott y Hollenberg (1976), Abbott (1983), Ochoa- Izaguirre *et al.* (2007).

6.1. Preparación de las muestras

En el laboratorio, las macroalgas se separaron por especie y se lavaron con agua de mar filtrada para eliminar residuos de contenido orgánico, conchas, sedimentos etc. Una vez limpias, las muestras de macroalgas fueron liofilizadas a una temperatura de -41°C con un vacío de 90×10^{-3} mBars durante 72 horas utilizando una liofilizadora Labconco/Freezone. Las muestras secas se molieron en un mortero mecánico de ágata para después realizar los análisis correspondientes.

6.2. Determinación de metales pesados

Se tomaron 250 mg de macroalga seca-molida de cada especie y se depositaron en vasos del equipo de digestión (Microwave Sample Preparation System MARS) por duplicado y se mezclaron con 5 ml de HNO_3 concentrado grado metales “traza” (J.T. Baker) para después dejarlas reposar de 8 a 12 horas. Una vez tratadas en el sistema de digestión por microondas a una potencia de 1200 watts con una rampa de 5 y tres temperaturas variables de 100, 120 y 140°C con tiempos de 5, 5 y 10 minutos respectivamente (Jara Marini *et al.*, 2009). Las muestras fueron aforadas con agua purificada Milli-Q a 20 mL y posteriormente se analizaron en el espectrofotómetro de absorción atómica. Para la cuantificación de Fe, Mn y Zn se utilizó el sistema flama aire-acetileno y para la determinación de Cu, Cd y Ni se realizó por horno de grafito.

Para determinar la exactitud y precisión del método de digestión se utilizó el material de referencia IAEA-392, Algae (IAEA/AL/149) y los valores de recuperación para todos los metales analizados fueron superiores al 95% (Tabla 1), lo cual indica que el proceso de digestión fue el adecuado y podemos validar las concentraciones de metales obtenidas.

Tabla 1. Concentración de metales ($\mu\text{g/g}$ en base a peso seco) y % de recuperación del material de referencia IAEA-392, Algae.

Elemento	Valores Certificados	Valores obtenidos	(%) Recuperación
Fe	497 \pm 13.6	491.2 \pm 15.3	98.8
Mn	67.5 \pm 1.54	65.3 \pm 2.1	96.7
Zn	128 \pm 2.0	125.2 \pm 2.4	97.8
Cu	23.2 \pm 1.74	22.1 \pm 1.53	95.3
Cd	0.0173 \pm 0.0014	0.0169 \pm 0.001	97.7
Ni	0.571 \pm 0.028	0.567 \pm 0.031	99.3

6.3. Determinación de nitrógeno y carbono total

Las muestras liofilizadas y molidas, se colocaron en un desecador por 3 h en un ambiente de HCl concentrado para eliminar los carbonatos, y luego fueron secadas por 4 h en una estufa a 40°C. Se tomaron aproximadamente 5 mg de macroalga en cápsulas de estaño de 4 x 6 mm y fueron enviadas al Laboratorio de Isotopía Estable de la Universidad de California en Davis, Ca. A todas estas muestras se les determinó el contenido de C y N en un analizador elemental Carlo Erba NA 2100.

6.4. Determinación de fósforo total

Para la determinación de fósforo total se tomaron alícuotas de 250 mg de muestra seca y molida, la cual se calcinó en la mufla a 550°C durante 1 hora. Posteriormente, se diluyeron las cenizas con 10 ml de HCl 1M, y se colocaron en baño sónico por 10 minutos, para después centrifugarlas durante 10 minutos a 3000 rpm, para después retirar el extracto ácido. La determinación de fósforo total, se hizo a partir del extracto ácido, y es determinada por la técnica colorimétrica descrita por Strickland y Parsons (1972), Aspila *et al.* (1976) y Páez-Osuna *et al.* (1991).

7. RESULTADOS Y DISCUSION

7.1. Inventario florístico

Se encontraron un total de 23 especies en los dos muestreos realizados en los seis sistemas lagunares, de las cuales 9 pertenecen a la clase Rhodophyceae, 6 a la clase Phaeophyceae y 8 son de la clase Chlorophyceae (Tabla 2). La mayor riqueza se presentó en la época de estiaje con un total de 19 especies siendo las más representativas el alga roja *Gracilaria vermiculophylla* y la clorófito *Caulerpa sertularioides* al encontrarse en las seis lagunas estudiadas y en ambas épocas de muestreo. Cabe señalar que *G. vermiculophylla* es considerada como alga oportunista por su habilidad para tolerar perturbaciones en el medio donde se encuentra (Ochoa Izaguirre, 1999) y además, es formadora en la región de Sinaloa de florecimientos algales masivos, donde alcanza biomasa de hasta 291 g/m² (Piñón Gimete *et al.*, 2008). Además se puede observar que la mayor diversidad de especies se encontró en la laguna de Navachiste-San Ignacio-Macapule. La mayor presencia de algas rojas encontradas en los sistemas lagunares estudiados confirma que este grupo es el más diverso, con formas de vida y estrategias reproductivas más eficientes como es la formación y dispersión de esporas que les permiten persistir y manifestarse en todas las épocas del año (Darley, 1987), además tienden a ser más abundantes en aguas subtropicales que tropicales (Darley, 1987; Ochoa Izaguirre, 1999). Asimismo, la escasa presencia de algas cafés está relacionado con el patrón latitudinal donde se establece que las algas cafés prefieren aguas más frías (Darley, 1987).

Tabla 2. Distribución de las macroalgas por época climática en las lagunas costeras.
 (EC) El Colorado, (OH) Ohuira, (NV) Navachiste, (SMR) Santa María-La Reforma, (AL)
 Altata, (UR) Urías S= Secas, II=lluvias.

LAGUNAS ESPECIES / ÉPOCA DEL AÑO	EC		OH		NV		SMR		AL		UR	
	II	s	II	s	II	s	II	s	II	s	II	s
RHODOPHYCEAE:												
<i>Bostrychia radicans</i>		x		x								x
<i>Caloglossa leprieurii</i>				x								
<i>Gracilaria crispata</i>					x							
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hypnea sp.</i>									x			
<i>Hypnea spinella</i>					x							
<i>Hypnea valentiae</i>						x						
<i>Laurencia papillosa</i>						x						
<i>Spyridia filamentosa</i>					x	x	x	x	x			
PHAEOPHYCEAE:												
<i>Colpomenia ramosa</i>				x								
<i>Colpomenia tuberculata</i>						x						
<i>Dictyota dichotoma</i>				x				x		x		x
<i>Ishige sinicola</i>						x						
<i>Padina durvillae</i>					x	x						
<i>Sargassum sinicola</i>				x		x						
CHLOROPHYCEAE:												
<i>Caulerpa sertularioides</i>	x		x		x	x	x	x	x		x	x
<i>Codium amplivesiculatum</i>					x	x						
<i>Codium simulans</i>						x						
<i>Ulva compressa</i>								x		x		
<i>Ulva flexuosa</i>								x				
<i>Ulva intestinalis</i>				x		x						
<i>Ulva lactuca</i>						x		x				x
<i>Ulva prolifera</i>						x						

7.2. Parámetros fisicoquímicos

La temperatura promedio de los sistemas lagunares para la época de secas (abril-mayo) fue de 26.6°C y para la época de lluvias fue de 27.7°C. En cuanto a la salinidad (‰) se encontraron valores promedio para época de secas de 36.9 y para lluvias de 35.1. En general, para la época de lluvias la salinidad fue menor debido a los escurrimientos que se presentan, ya que se observó que en todas las estaciones la salinidad fue menor que en la época de secas (Tabla 3).

Tabla 3. Características generales de las estaciones de muestreo para cada laguna durante la época de secas (abril-mayo) / lluvias (octubre-noviembre).

Estación	T °C	S ‰	Estación	T °C	S ‰
El Colorado			Santa María- La Reforma		
E1	29/28	41/37	E12	28/27	36/32
Ohuira- Topolobampo-Santa María			E13	26/27	39/35
E2	25/30	33/32	E14	28/27	40/35
E3	23	35	E15	26/28	38/34
E4	25/30	37/35	E16	27	33
E5	25/29	19/33	E17	24/27	38/35
E6	24/29	35/33	E18	29/26	40/36
Navachiste- San Ignacio- Macapule			Altata- Ensenada del Pabellón		
E7	27/28	39/36	E19	26/22	37/36
E8	24/25	38/35	E20	28/24	35/36
E9	25	32	E21	26/26	36/37
E10	25/27	36/34	Estero de Urías		
E11	25/30	38/36	E23	29/30	40/35
			E24	30/29	41/34
			E25	29/30	40/37

7.3. Metales pesados

7.3.1. Análisis estadísticos

Una vez obtenidos los datos se realizó un análisis de varianza de una vía para evaluar si había diferencias en las concentraciones promedio de cada metal y también fueron sometidos a la prueba de normalidad usando la prueba de Kolmogorov-Smirnov en la cual se evidenció que los datos fueron normales. También se les realizó la prueba de comparación múltiple de Tukey usando el software GraphPad Prism 5.0 (GraphPad Software, 2009).

7.3.2. Metales en macroalgas

La abundancia relativa de los metales en el tejido de las macroalgas depende de los metales disueltos en el agua y de la afinidad de la planta hacia uno u otro elemento (Malea, et al., 1994; Haridonitis y Malea, 1995) así como de diversos procesos biológicos propios de cada especie del alga como son: su reproducción, respiración, fotosíntesis, entre otros. Además existen otros factores como la posición de la planta en la costa y el tiempo de exposición que las algas se sumergen en agua de mar durante el ciclo de las mareas (Bryan y Hummerstone 1973; Ferreira 1991), temperatura, salinidad, época del año y la presencia de otros contaminantes presentes en el medio (Bryan 1969).

Según Ochoa Izaguirre et al. (2002) la bioacumulación de metales pesados es posible en las macroalgas rojas, verdes y cafés, presentando variación en la concentración de los metales acumulados en los tejidos dependiendo principalmente de la afinidad que cada especie presenta por el metal (Filho et al., 1999). Existen dos mecanismos asociados con la capacidad de las macroalgas para acumular altas concentraciones de metales pesados (Lignell et al., 1982, Filho et al., 1999): (1) la presencia en la pared celular de polisacáridos

polianiónicos específicos que propician el secuestro y precipitación de los metales pesados en la pared celular y (2) la afinidad entre los metales pesados y la pared celular. Por ejemplo, las macroalgas verdes contienen grandes concentraciones de proteínas en su pared celular, en tanto que las macroalgas pardas y rojas contienen polisacáridos polianiónicos. Los tipos y composiciones de estos polisacáridos varían entre las especies y aún entre las partes del talo de la misma planta (Forsberg et al., 1988; Ho, 1990; Catsiki y Papathanassiou, 1993).

En este estudio los análisis realizados sobre el contenido de metales en las macroalgas para las lagunas en general mostraron un orden de concentración general de Fe > Mn > Zn > Cu > Cd > Ni, excepto para los sistemas lagunares de Altata-Ensenada del Pabellón y Estero de Urías en las cuales el orden fue de Fe > Mn > Zn > Cu > Ni > Cd, esto último pudiera deberse a varias causas, entre ellas a que en estas lagunas descargan efluentes diversos (agrícolas, acuícolas, industriales, etc.) los cuales llevan restos de agroquímicos que son utilizados en tales actividades y en los cuales los metales pesados son parte de los compuestos activos (Green-Ruiz y Páez-Osuna, 2003), otra razón, es la influencia variable de aguas enriquecidas con Cd asociado a su vez con surgencias. Estos resultados son comparables con los de Huerta Díaz et al. (2007) quienes encontraron en macroalgas del Golfo de California un orden de abundancia de Fe > Mn > Zn > Pb > Co > Ni > Cu, lo cual se considera normal para la región ya que en ésta se dan los procesos de mezclado vertical debido a las surgencias que presenta esta zona.

7.3.3. *Gracilaria vermiculophylla*

Esta es la especie más representativa al encontrarse en las dos épocas climáticas, por tal motivo se realizó una comparación entre lagunas y se observó que algunas medias de la concentración de metales mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$), además mostró un orden de concentración de $Fe > Mn > Zn > Cu > Cd > Ni$, que coincide con los encontrados por Hernández Tovalín (2009), quien realizó la cuantificación de metales pesados en *G. vermiculophylla* y *C. sertularioides* en la laguna de Santa María-La Reforma y encontró que las mayores concentraciones correspondieron al Fe y Mn. En el caso del hierro la concentración más alta fue encontrada en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón con un promedio de 3,596 $\mu\text{g/g}$, esto coincide con lo observado previamente en este sistema lagunar por Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2006), quienes determinaron el contenido de metales en cinco especies de macroalgas concluyendo que el Fe presentó las más altas concentraciones en todas las especies estudiadas. En general, para la época de lluvias no se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las medias de los metales analizados para las diferentes lagunas, caso contrario para la época de secas frías, donde se observaron los valores más altos en El Colorado, por lo cual hubo diferencias con respecto a las demás lagunas muestreadas. Así mismo en las lagunas Santa María-La Reforma y Estero de Urías se evidenciaron diferencias entre las dos épocas climáticas para Fe, Zn, Cu y Cd (Fig. 7). El manganeso no presentó diferencias significativas entre las medias de las lagunas de Navachiste-San Ignacio-Macapule, Santa María-La Reforma y Altata-Ensenada del Pabellón. Para el caso de la comparación entre épocas climáticas para una misma laguna las diferencias se dieron en las lagunas El Colorado, Ohuira-Santa María y Navachiste-San Ignacio-Macapule. Por su parte, el zinc no presentó diferencias significativas entre las medias de las diferentes lagunas para la época de secas frías, y en la

época de lluvias sólo la media del Estero de Urías fue significativamente mayor ($p < 0.05$) con respecto a las demás lagunas. Al comparar entre ambas épocas climáticas sólo se presentaron diferencias entre las medias de las lagunas de Santa María-La Reforma y Estero de Urías. La máxima concentración de cobre se obtuvo en la laguna del Estero de Urías en la época de lluvias con un promedio de $9.16 \pm 0.13 \mu\text{g/g}$, el cual es ligeramente mayor al obtenido por Jara Marini (2009) en esta misma especie y sistema lagunar, la cual mostró entonces $8.20 \mu\text{g/g}$. Para el cadmio no se observaron diferencias significativas entre las medias de las lagunas para la época de lluvias, sin embargo al comparar las lagunas entre épocas climáticas se muestra que si hubo diferencias significativas en las lagunas de Altata- Ensenada del Pabellón y Estero de Urías. Los resultados encontrados en este trabajo en cuanto al Cd y otros metales son mayores a los niveles registrados con anterioridad por otros autores (Tabla 4). Las concentraciones del Ni mostraron que solo el Estero de Urías es estadísticamente diferente de los demás sistemas lagunares muestreados ya que se observó los valores más altos con un promedio de $2.5 \pm 0.1 \mu\text{g/g}$. Por otra parte Altata-Ensenada del Pabellón fue la única laguna que mostró diferencias entre época climáticas para este metal (Fig. 7).

Tabla 4. Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g}$ en base a peso seco) en macroalgas de diferentes zonas geográficas.

Especie	Localidad	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Ni
<i>S. filamentosa</i>	Costa de Kuwait ¹	435	15	3	100	-	2.2
<i>Colpomenia sp.</i>	Costa de Kuwait ¹	2060	45	5.5	180	-	9.5
<i>Gracilaria sp.</i>	Laguna Altata, Sin ²	504	29	36	9.3	0.2	-
<i>P. durvillae</i>	Santa Rosalía, Baja California ³	2243	295	63	53	3.6	10
<i>P. durvillae</i>	El Monteón, Sin ⁴	487	22	36.7	1.9	5.6	3.5
<i>C. amplivesiculatum</i>	Laguna Navachiste, Sin ⁴	454	37	22.8	3	2.2	8.8
<i>Gracilaria sp.</i>	Estero de Urías, Sin ⁵	-	-	10.1	9.0	0.2	-
<i>C. sertularioides</i>	Estero de Urías, Sin ⁵	-	-	9.4	6.0	0.1	-
<i>G. pinnata</i>	Laguna Navachiste, Sin ⁶	809	-	249.5	12	3.4	-
<i>G. vermiculophylla</i>	Laguna Santa María-La Reforma, Sin ⁷	1299	280	-	7.2	0.7	-
<i>C. sertularioides</i>	Laguna Santa María-La Reforma, Sin ⁷	942	95	-	5.1	0.2	-
<i>G. vermiculophylla</i>	Estero de Urías, Sin ⁸	2526	429	51.2	8.4	0.2	2.3
<i>C. sertularioides</i>	Laguna Santa María-La Reforma, Sin ⁸	3063	442	14.1	2.9	0.8	1.1
<i>P. durvillae</i>	Laguna Navachiste, Sin ⁸	1074	153	31	2	8.1	0.7
<i>C. amplivesiculatum</i>	Laguna Navachiste, Sin ⁸	744	80.1	5.5	1.2	1.1	0.5

¹Buo-Olayan y Subrahmanyam, (1996); ²Ruelas Inzunza y Páez Osuna, (2006); ³Rodríguez Figueroa et al., (2008); ⁴Páez Osuna et al., (2000); ⁵Jara Marini et al., (2009); ⁶Longoria Espinoza, (2004); ⁷Hernández Tovalín, (2009); ⁸Este estudio.

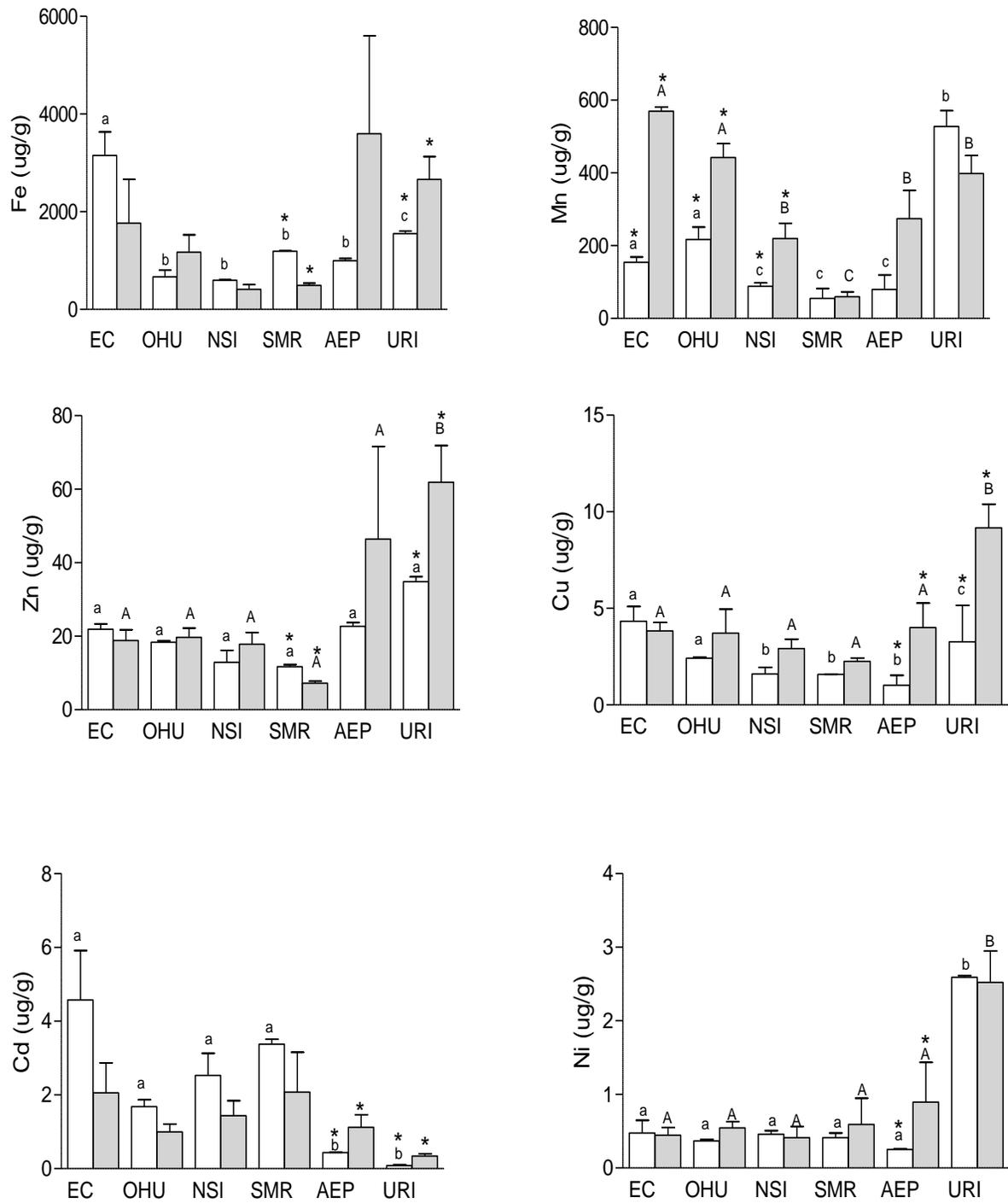


Fig. 7. Concentración media (con base a peso seco) de metales en el alga roja *G.vermiculophylla* recolectada en seis sistemas lagunares de Sinaloa en dos épocas climáticas (□ secas frías y ■ lluvias). Letras diferentes sobre las barras muestran diferencias significativas entre las medias de las diferentes lagunas para cada época climática; minúscula para la época de secas, mayúscula para la época de lluvias. *Diferencias significativas entre épocas climáticas para una misma laguna.

7.3.4. *Caulerpa sertularioides*

La media o promedio de la concentración de los metales analizados (con excepción del Cd) presentó diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las diferentes lagunas (Fig. 8). Con excepción de la laguna de El Colorado esta especie se encontró en la mayoría de las lagunas estudiadas en la época de lluvias. Mostró un orden de concentración de $Fe > Mn > Zn > Cu > Ni > Cd$. La máxima concentración de hierro, zinc, cobre y níquel se encontró en las muestras recolectadas en el sistema lagunar Estero de Urías en la estación E-24 con 6861, 65.5, 8.43 y 4.34 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. Debido a las descargas que llegan hacia este ecosistema es de esperarse que esté de moderada o altamente contaminado por metales pesados, ya que por ejemplo los desechos de las aguas que descarga la planta termoeléctrica José Aceves Pozos es probable que como ocurre en otras centrales eléctricas estén contaminadas de Cr, Cu y Zn (Förstner y Wittmann, 1979). En relación al Mn los valores más altos se presentaron en la laguna Santa María-La Reforma con 560 $\mu\text{g/g}$ y el mínimo 15.5 $\mu\text{g/g}$ en la estación E-2 ubicada en Ohuira-Topolobampo, caso contrario para el Cd, el cual en esta estación tuvo su valor máximo (1.62 $\mu\text{g/g}$) y la mínima (0.15 $\mu\text{g/g}$) ocurrió en la estación E-24 del Estero del Urías.

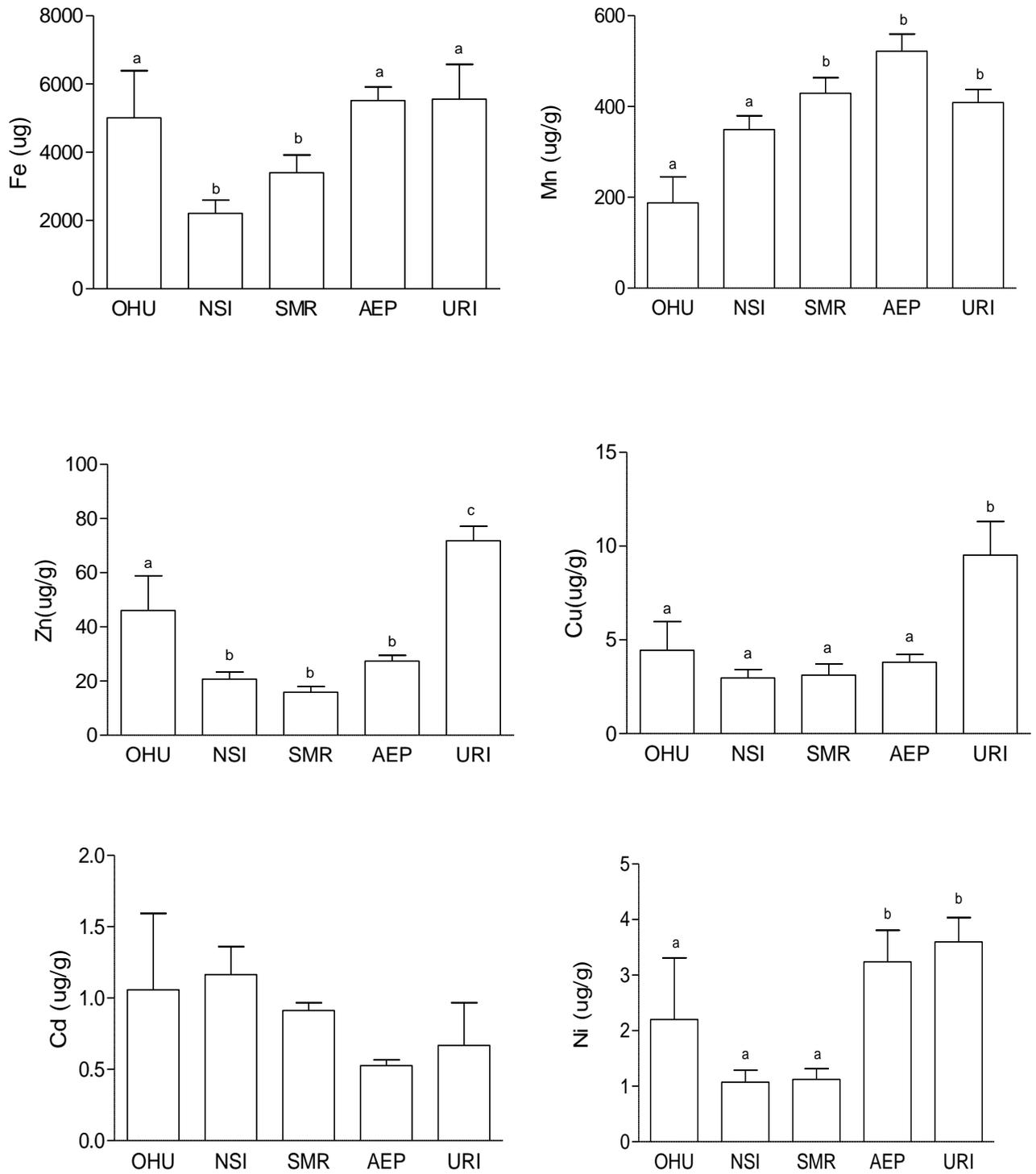


Fig. 8. Concentración media (con base a peso seco) de metales en el alga *C. sertularioides* recolectada en cinco sistemas lagunares de Sinaloa en la época de lluvias. Letras diferentes sobre las barras muestran diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las diferentes lagunas.

7.3.5. Sistema lagunar El Colorado

En esta laguna sólo se encontraron dos especies *G. vermiculophylla* y *B. radicans*, esta última sólo en la época de secas frías, la cual mostró una alta concentración de hierro (6373 µg /g). En cuanto a *G. vermiculophylla*, se encontró en ambas muestreos, siendo en la época de secas frías cuando se obtuvieron las concentraciones más altas para todos los metales, exceptuando el Mn, el cual fue mayor su concentración en la época de lluvias con 537 µg/g comparado con 154 µg /g de la época de secas frías (Tabla 5). Estos resultados coinciden con lo observado por Hernández Tovalín (2009), quién encontró las concentraciones más altas en la época de secas frías, lo que atribuyó a que la macroalga no se encontraba en su periodo de crecimiento. Se tienen registradas bajas concentraciones de metales pesados en macroalgas para los meses cálidos, debido a las altas tasas de crecimiento que se presentan, lo que diluye los metales acumulados en su tejido (Rainbow y Phillips, 1993; Malea y Haridonitis, 1999).

Tabla 5. Concentración promedio de metales (µg/g± desviación estándar) con base a peso seco de macroalgas recolectadas en el sistema lagunar El Colorado en dos épocas climáticas (secas frías y lluvias) (n=2).

Especie	Estación	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Ni
Secas frías							
<i>B. radicans</i>	E-1	6373± 638	507±67	40.1±3.5	6.5±0.2	1.2±0.6	3.0±0.1
<i>G. vermiculophylla</i>	E-1	3151 ± 147	154±28	21.9±1.9	4.3±0.4	4.5±0.2	0.4±0.0
Lluvias							
<i>G. vermiculophylla</i>	E-1	1312±88	536±33	16.1±0.9	2.9±0.1	1.4±0.1	0.4±0.0

7.3.6. Sistema lagunar Ohuira-Topolobampo

En la época de secas frías la especie que obtuvo el valor más alto para Fe y Zn fue *Caloglossa leprieurii* con 5 457 y 35.7 µg /g, respectivamente (Tabla 6). En la literatura se

ha señalado que la variación estacional en la concentración media de Cu, Zn y Fe se encuentra asociada con la dinámica de crecimiento de las macroalgas. Así, donde la biomasa de las macroalgas es muy baja la concentración de los metales es alta y generalmente al presentarse los máximos de biomasa en primavera la concentración de los metales decrece por unidad de biomasa (Fuge y James, 1973; Lyngby y Brix, 1989; Haridonitis y Malea, 1995; Malea y Haridonitis, 1999) por esta razón podría ser que las altas concentraciones se den en la época de secas frías.

Para el caso de Cd el valor más alto lo tuvo la especie *Colpomenia ramosa* con 9.0 µg /g. Para la época de lluvias la especie *C. sertularioides* de la estación E-2 fue la que obtuvo valores más altos para los metales analizados, excepto el Mn, ya que la especie *G. vermiculophylla* de la estación E-6 tuvo una mayor concentración de este metal con 470 µg /g.

Tabla 6. Concentración promedio de metales (µg/g± desviación estándar) con base a peso seco de macroalgas recolectadas en el sistema lagunar Ohuira-Topolobampo en dos épocas climáticas (secas frías y lluvias) (n=2).

Especie	Estación	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Ni
Secas frías							
<i>C. ramosa</i>	E-3	3533±308	133±4	18.3±0.4	2.2±0.0	9.0±0.9	2.7±0.1
<i>C. tuberculata</i>	E-3	5254±307	144±11.2	23.4±2.7	2.7±0.2	2.1±0.2	1.5±0.1
<i>S. sinicola</i>	E-3	1008±151	45.44±4.0	10.0±0.7	1.0±0.1	2.4±0.2	1.1±0.0
<i>U. intestinalis</i>	E-3	3573±152	156±2.8	18.5±1.1	1.9±0.3	0.9±0.0	0.8±0.0
<i>B. radicans</i>	E-4	2572	317	32.5	5.0	0.2	2.4
<i>C. lepriurii</i>	E-5	5457±2129	355±170	35.7±13.2	3.2±0.2	0.3±0.1	2.5±0.0
<i>G. vermiculophylla</i>	E-6	667±45	217±7	17.8±1.1	2.4±0.1	1.6±0.1	0.3±0.0
<i>U. intestinalis</i>	E-6	1923±112	488±4	12.84±0.1	2.3±0.1	0.4±0.0	0.7±0.0
Lluvias							
<i>C. sertularioides</i>	E-2	6968±717	155±29	59.8±2.2	6.5±0.1	1.6±0.2	4.1±0.0
<i>C. sertularioides</i>	E-4	3050±48	219±17.4	32.3±2.3	2.3±0.1	0.4±0.0	0.2±0.0
<i>G. vermiculophylla</i>	E-5	1495±155	385±24.2	20.7±1.7	6.1±0.0	0.5±0.1	0.5±0.0
<i>G. vermiculophylla</i>	E-6	1012±8	470±22.2	19.2±0.6	2.4±0.0	1.2±0.1	0.5±0.0

7.3.7. Sistema lagunar Navachiste-San Ignacio-Macapule

Para la época de secas el valor máximo del Fe lo presentó la especie *C. tuberculata* de la estación E-11 con 5364 µg/g, en cuanto al Mn, Cd y Ni la máxima concentración se encontró en *S. filamentosa* de la misma estación con 355, 14 y 4 µg/g, respectivamente. Por otra parte *C. amplivesiculatum* de la estación E-8, presentó los valores más bajos para los metales analizados, excepto el Cu (Tabla 8). En el caso de la época de lluvias, *S. filamentosa* encontrada en la estación E-8 mostró los valores más altos de Fe, Mn y Ni con 5420, 491 y 2.4 µg/g, respectivamente, estos valores son superiores a los encontrados por Buo-Olayan y Subrahmanyam (1996) en un estudio realizado en las costas de Kuwait en diferentes especies de macroalgas, y estos autores determinan que las macroalgas son eficientes biomonitores de contaminación por metales pesados (Tabla 7). También en esta estación se encontró de igual manera en la época de secas a la especie *C. amplivesiculatum*, y al comparar ambas especies se observa que en la época de lluvias son más altos los valores de la mayoría de los metales, a excepción del Cd, el cual fue mayor en la época de secas frías. También en la estación E-11 hubo especies que se encontraron en ambos muestreos, como *G. vermiculophylla* y *P. durvillae*, en esta última, las concentraciones más altas se encontraron en la época de lluvias, a excepción igualmente del Cd, el cual fue mucho mayor en la época de secas con 9.1 ± 0.02 µg/g con respecto a 7.2 ± 1.6 µg/g de la época de lluvias, siendo estas concentraciones mayores a las registradas por Páez Osuna et al. (2000) y Rodríguez Figueroa et al. (2008) quienes atribuyen a esta especie como buen bioacumulador de este metal además de que las aguas del Pacífico están enriquecidas naturalmente debido a los procesos de surgencias que ocurren en esta zona (Segovia-Zavala et al., 1998). Ho (1990) menciona que el metabolismo del Cd se relaciona con el del Zn, ya

que ambos exhiben una relación química cercana coincidiendo en los sitios de enlace entre ambos. La relación entre estos dos metales ha sido descrita ya sea como antagónica o sinérgica, mientras que el zinc es considerado como un elemento necesario para el crecimiento de la planta, el cadmio nunca ha sido referido como participante en una vía metabólica. Un caso donde el Cd pudiera ser considerado como metabólicamente activo es cuando se enlaza a grupos sulfuro y se une a proteínas las cuales cambian y promueven la formación de fitoquelatinas, las cuales juegan un papel importante en la resistencia de las macroalgas contra el Cd incrementando la acumulación del metal (Seferlis y Haritonidis, 1995).

Tabla 7. Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g}$ en base a peso seco) en macroalgas de diferentes lugares del mundo (presuntamente C= contaminado; L= limpio).

Especie	Localidad	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Ni	Estado
CHLOROPHYTA								
<i>C. racemosa</i>	Golfo de Adén, Yemen ¹	90.1	13.7	7.9	20.5	0.9	5.3	C
<i>U. lactuca</i>	Costa de Kuwait ²	595	20	6	445		2.9	C
<i>U. lactuca</i>	Hong-Kong ³	680	53	27	16		8	L
<i>U. compressa</i>	Bosphorus ⁴	1441	31.6	68.4	26.7		22.7	C
<i>U. clathrata</i>	Costa de Aqaba ⁵	2078	22.4	41.8	38.6	8.1		L
<i>C. sertularioides</i>	Laguna Santa María-La Reforma, Sin ⁶	3063	442	14.1	2.94	0.82	1.17	C
<i>U. Compressa</i>	Laguna Altata-Ensenada del Pabellón, Sin ⁶	11702	484	52.8	6.83	3.2	4.59	C
PHAEOPHYTA								
<i>C. sinuosa</i>	Costa de Kuwait ²	1465	40	5.2	3		3.1	C
<i>S. binderi</i>	Costa de Kuwait ²	595	10	1.5	25		0.1	C
<i>S. dentifolium</i>	Costa de Aqaba ⁵	666	11.3	41.8	42.1	8.2		L
<i>P. boryana</i>	Golfo de Adén, Yemen ¹	50,3	2.2	3.5	5.1	0.6	3.3	C
<i>S. sinicola</i>	Laguna Navachiste, Sin ⁶	3536	141.2	16.02	1.96	6.02	1.75	C
RHODOPHYTA								
<i>G. foliifera</i>	Golfo de Adén, Yemen ¹	41.2	8	6,35	9.8	0.5	7.3	C
<i>L. obtusa</i>	Costa de Aqaba ⁵	4230	175.4	276.8	48.1	2.4		L
<i>S. filamentosa</i>	Costa de Kuwait ²	435	15	3	100		2.2	C
<i>G. vermiculophylla</i>	Estero de Urías, Sin ⁶	2526	429	51.2	8.49	0.25	2.39	C
<i>S. filamentosa</i>	Laguna Navachiste, Sin ⁶	5420	490.8	27.32	4.54	3.33	2.4	C

¹Al-Shwafi y Rushdi, (2008); ²Buo-Olayan y Subrahmanyam, (1996); ³Villares et al. (2001); ⁴Güven et al.(1993); ⁵Mohammad et al. (1985); ⁶ Este estudio.

Tabla 8. Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g} \pm$ desviación estándar) con base a peso seco de macroalgas recolectadas en el sistema lagunar Navachiste-San Ignacio-Macapule en dos épocas climáticas (secas frías y lluvias) (n=2).

Especie	Estación	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Ni
Secas frías							
<i>S. filamentosa</i>	E-7	3851 \pm 817	281 \pm 36	25.7 \pm 2.3	1.7 \pm 0.3	0.0 \pm 0.2	1.4 \pm 0.1
<i>C. amplivesiculatum</i>	E-8	279 \pm 12	39 \pm 0.2	3.0 \pm 0.0	0.6 \pm 0.1	0.9 \pm 0.1	0.1 \pm 0.0
<i>U. prolifera</i>	E-9	4567 \pm 152	247 \pm 4	25.6 \pm 0.1	4.0 \pm 0.0	1.0 \pm 0.0	0.5 \pm 0.0
<i>G. vermiculophylla</i>	E-9	612 \pm 13	72 \pm 0.2	18.6 \pm 0.1	2.1 \pm 0.0	1.7 \pm 0.2	0.5 \pm 0.0
<i>C. amplivesiculatum</i>	E-9	568	109	4.1	0.7	1.7	0.5
<i>U. linza</i>	E-10	4853 \pm 0	122 \pm 5	21.4 \pm 1.3	3.2 \pm 0.2	2.6 \pm 0.0	2.1 \pm 0.2
<i>I. sinicola</i>	E-11	989 \pm 120	64 \pm 2	7.2 \pm 0.4	1.4 \pm 0.1	5.2 \pm 0.7	1.0 \pm 0.0
<i>S. filamentosa</i>	E-11	4019 \pm 70	355 \pm 16	16.8 \pm 0.1	3.2 \pm 0.1	14.1 \pm 0.2	4.1 \pm 0.1
<i>C. simulans</i>	E-11	463 \pm 26	86 \pm 4	3.4 \pm 0.2	0.5 \pm 0.2	1.6 \pm 0.3	0.7 \pm 0.0
<i>C. tuberculata</i>	E-11	5364 \pm 325	111 \pm 7	21 \pm 0.6	2.1 \pm 0.1	2.8 \pm 0.1	2.4 \pm 0.2
<i>C. amplivesiculatum</i>	E-11	519 \pm 8	83 \pm 4	5.3 \pm 0.5	1.2 \pm 0.2	1.2 \pm 0.1	1.1 \pm 0.1
<i>G. vermiculophylla c/c</i>	E-11	582 \pm 98	104 \pm 10	7.1 \pm 0.9	1.0 \pm 0.1	3.5 \pm 0.1	0.4 \pm 0.1
<i>S. sinicola</i>	E-11	3536 \pm 372	141 \pm 6	16.0 \pm 0.8	1.9 \pm 0.1	6.0 \pm 0.3	1.7 \pm 0.1
<i>L. papillosa</i>	E-11	1205 \pm 50	311 \pm 10	11.3 \pm 0.7	1.9 \pm 0.0	1.7 \pm 0.1	1.4 \pm 0.0
<i>H. valentiae</i>	E-11	1680 \pm 36	164 \pm 4	10.8 \pm 0.8	1.7 \pm 0.0	2.0 \pm 0.1	1.0 \pm 0.1
<i>P. durvillae</i>	E-11	537 \pm 10	124 \pm 2	9.1 \pm 0.0	1.4 \pm 0.0	9.1 \pm 0.9	0.5 \pm 0.0
Lluvias							
<i>C. sertularioides</i>	E-7	1508 \pm 74	388 \pm 4	16.1 \pm 0.5	1.4 \pm 0.0	0.7 \pm 0.0	0.6 \pm 0.1
<i>C. amplivesiculatum</i>	E-8	1613 \pm 79	90 \pm 9	9.8 \pm 0.4	2.2 \pm 0.0	0.5 \pm 0.1	0.5 \pm 0.0
<i>S. filamentosa</i>	E-8	5420 \pm 119	491 \pm 16	27.3 \pm 0.7	4.5 \pm 0.0	3.3 \pm 0.5	2.4 \pm 0.1
<i>G. vermiculophylla</i>	E-8	2301 \pm 487	138 \pm 25	18.0 \pm 0.5	2.6 \pm 0.1	0.8 \pm 0.1	1.1 \pm 0.1
<i>H. valentiae</i>	E-8	5400 \pm 330	164 \pm 8	25.6 \pm 1.0	4.9 \pm 0.1	1.3 \pm 0.5	2.1 \pm 0.2
<i>C. sertularioides</i>	E-8	3842 \pm 315	315 \pm 5	20.4 \pm 0.7	4.4 \pm 0.1	1.0 \pm 0.1	1.9 \pm 0.1
<i>G. vermiculophylla</i>	E-10	592 \pm 179	347 \pm 8	19.2 \pm 0.5	3.5 \pm 0.1	0.7 \pm 0.1	0.4 \pm 0.0
<i>C. sertularioides</i>	E-10	1793 \pm 110	441 \pm 12	31.1 \pm 1.5	2.6 \pm 0.0	0.9 \pm 0.1	0.6 \pm 0.0
<i>P. durvillae</i>	E-11	1611 \pm 101	183 \pm 5	52.9 \pm 6.9	2.6 \pm 0.0	7.2 \pm 0.6	1.0 \pm 0.0
<i>C. sertularioides</i>	E-11	1708 \pm 55	252 \pm 4	17.9 \pm 2.0	3.3 \pm 0.0	1.9 \pm 0.1	1.0 \pm 0.1
<i>S. filamentosa</i>	E-11	3899 \pm 87	317 \pm 8	23.4 \pm 0.9	3.8 \pm 0.2	7.1 \pm 0.9	1.1 \pm 0.0
<i>G. crispata</i>	E-11	598 \pm 45	170 \pm 17	7.5 \pm 1.0	2.2 \pm 0.0	1.1 \pm 0.8	0.2 \pm 0.1
<i>G. vermiculophylla</i>	E-11	255 \pm 1	219 \pm 127	25.8 \pm 0.1	1.9 \pm 0.1	2.4 \pm 0.1	0.1 \pm 0.0
<i>G. vermiculophylla c/c</i>	E-11	174 \pm 80	98 \pm 4	9.2 \pm 3.0	4.5 \pm 0.1	1.7 \pm 0.2	0.1 \pm 0.0

7.3.8. Sistema lagunar Santa María-La Reforma

En esta laguna para la época de secas frías la especie que tuvo la concentración más alta de los metales analizados fue *S. filamentosa* de la estación E-15, excepto el Cu ya que tuvo el nivel más alto la feófito *D. dichotoma* encontrada en la estación E-17 con una concentración de 4.1 µg /g. En la época de lluvias estuvieron presentes tres especies que se encontraron en la época de secas en las mismas estaciones, al hacer una comparación de estas se puede observar para el caso de *C. sertularioides* de la estación E-14 las concentraciones más altas se observaron en la época de secas frías para el Fe, Mn, Zn y Ni; *S. filamentosa* presente en la estación E-15 y E-18 de ambos muestreos se pudo ver que para la estación E-15 fueron más altas las concentraciones en la época de secas para todos los metales, caso contrario en la estación E-18 donde fue mayor en época de lluvias (Tabla 9). Por último el alga roja *G. vermiculophylla* recolectada en la estación E-17, mostró los valores más altos para Fe, Zn, Cd y Ni en la época de secas frías comparada con la época de lluvias, esta estación ubicada cerca de la boca, por lo tanto es donde debería existir menor concentración debido a la influencia de agua marina que recibe, lo cual coincide con lo encontrado por Hernández Tovalín (2009), quien concluye que el tipo de sustrato de esta estación es de tipo fangoso, lo que indica que en la zona existe una gran acumulación de sedimentos provenientes del continente o del interior del sistema, y que puede favorecer la concentración de metales en las macroalgas que habitan en la zona.

Tabla 9. Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g} \pm$ desviación estándar) con base a peso seco de macroalgas recolectadas en el sistema lagunar Santa María-La Reforma en dos épocas climáticas (secas frías y lluvias) (n=2).

Especie	Estación	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Ni
Secas frías							
<i>U. lactuca</i>	E-12	1570 \pm 0.2	69 \pm 2	5.8 \pm 0.2	1.8 \pm 0.2	0.7 \pm 0.1	0.6 \pm 0.0
<i>C. sertularioides</i>	E-14	2520 \pm 125	469 \pm 13	12.4 \pm 0.8	2.0 \pm 0.1	0.4 \pm 0.0	1.6 \pm 0.0
<i>U. lactuca</i>	E-15	1134 \pm 73	193 \pm 12	12.7 \pm 9.0	1.3 \pm 0.2	1.0 \pm 0.0	0.6 \pm 0.1
<i>S. filamentosa</i>	E-15	7159 \pm 379	614 \pm 91	37.3 \pm 7.1	3.3 \pm 0.3	4.2 \pm 0.5	3.5 \pm 0.0
<i>ulva</i>	E-16	4413 \pm 168	329 \pm 98	17.4 \pm 3.1	3.2 \pm 0.1	0.4 \pm 0.0	1.5 \pm 0.2
<i>D. dichotoma</i>	E-16	2262 \pm 102	283 \pm 156	21.0 \pm 8.0	4.1 \pm 0.8	1.5 \pm 0.9	1.0 \pm 0.1
<i>G. vermiculophylla</i>	E-17	1188 \pm 16	82 \pm 0.3	11.1 \pm 0.9	1.5 \pm 0.0	3.3 \pm 0.2	0.4 \pm 0.1
<i>D. dichotoma</i>	E-17	5063 \pm 0	486 \pm 15	34.8 \pm 1.6	4.1 \pm 0.0	3.3 \pm 0.1	3.5 \pm 0.1
<i>U. compressa</i>	E-17	1044	74	16.4	2.8	1.0	0.8
<i>U. fasciata</i>	E-17	1252 \pm 34	172 \pm 13	17.8 \pm 0.3	1.9 \pm 0.3	1.5 \pm 0.4	0.4 \pm 0.0
<i>S. filamentosa</i>	E-18	2031 \pm 66	356 \pm 44	10.5 \pm 1.6	1.5 \pm 0.1	3.2 \pm 0.1	0.6 \pm 0.0
<i>U. lactuca</i>	E-18	4660 \pm 634	482 \pm 2	20.9 \pm 2.2	1.9 \pm 0.1	0.8 \pm 0.0	1.9 \pm 0.1
Lluvias							
<i>G. vermiculophylla</i>	E-12	455 \pm 0	46.8 \pm 22	7.1 \pm 1.3	2.4 \pm 0.1	2.5 \pm 0.3	0.7 \pm 0.0
<i>C. sertularioides</i>	E-12	3221 \pm 75	529 \pm 16	15.1 \pm 5.0	2.1 \pm 0.0	0.7 \pm 0.0	1.6 \pm 0.0
<i>S. filamentosa</i>	E-12	6278 \pm 54	593 \pm 7	36.2 \pm 5.0	6.9 \pm 0.1	7.7 \pm 1.4	3.7 \pm 0.2
<i>C. sertularioides</i>	E-13	6404 \pm 1350	228 \pm 36	25.0 \pm 2.0	2.4 \pm 0.2	0.9 \pm 0.0	0.5 \pm 0.0
<i>C. sertularioides</i>	E-14	1314 \pm 353	424 \pm 11	7.6 \pm 5.0	2.9 \pm 0.1	0.8 \pm 0.0	0.7 \pm 0.0
<i>S. filamentosa</i>	E-15	4072 \pm 480	472 \pm 46	16.6 \pm 0.1	2.2 \pm 0.2	0.7 \pm 0.5	2.2 \pm 0.1
<i>C. sertularioides</i>	E-17	3776 \pm 131	483 \pm 23	19.6 \pm 0.3	7.1 \pm 0.1	1.0 \pm 0.1	1.4 \pm 1.2
<i>G. vermiculophylla</i>	E-17	563 \pm 23	85 \pm 1	7.4 \pm 1.4	1.8 \pm 0.0	1.1 \pm 1.0	0.2 \pm 0.1
<i>S. filamentosa</i>	E-17	4764 \pm 167	313 \pm 46	21.4 \pm 4.0	3.6 \pm 0.1	3.2 \pm 0.4	1.1 \pm 0.0
<i>C. sertularioides</i>	E-17	3393 \pm 111	407 \pm 3	18.6 \pm 1.3	2.5 \pm 0.1	0.8 \pm 0.0	1.4 \pm 0.1
<i>C. sertularioides</i>	E-18	818 \pm 37	560 \pm 44	7.84 \pm 0.4	1.1 \pm 0.1	0.9 \pm 0.2	0.7 \pm 0.0
<i>S. filamentosa</i>	E-18	6449 \pm 2225	541 \pm 82	40.9 \pm 4.0	4.1 \pm 0.1	3.7 \pm 0.1	2.5 \pm 0.1

7.3.9. Sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón

Las concentraciones más altas de metales para la época de secas frías las presentó el alga verde *Ulva compressa* recolectada en la estación E-20, la cual destaca por su alto contenido de Fe al registrar un valor de 11,702 $\mu\text{g/g}$ (Tabla 10), esto coincide con el trabajo de Páez-Osuna *et al.* (2000) quienes realizaron la cuantificación de metales pesados en macroalgas de 12 lagunas costeras del Pacífico mexicano y en la cual concluyeron que los altos niveles de Fe, Mn y Cu en macroalgas de la laguna Altata-Ensenada del Pabellón

podrían deberse a los efluentes de las actividades agrícolas los cuales llevan residuos de fungicidas con un alto contenido de Cu y Mn (Páez-Osuna et al., 1993).

Al hacer una comparación de *Ulva compressa* recolectada en la estación E-21 con la encontrada en la estación E-20 se observan diferencias significativas entre las medias de estas dos estaciones, tales diferencias pueden ser atribuidas a que la estación E20 se encuentra ubicada más cerca de la zona continental por lo cual recibe una mayor carga de contaminantes provenientes del mismo. Villares et al. (2001) mencionan que las macroalgas verdes del género *Ulva* son consideradas como buenos indicadores de contaminación, debido a su distribución cosmopolita, su morfología simple y a que presentan un alto grado de tolerancia a altas concentraciones de metales pesados. En el caso de la época de lluvias la especie *S. filamentosa* mostró altos niveles de Cu y Cd con valores de 5.9 y 7.4 µg/g, respectivamente, esta alto nivel de Cd podría ser explicado mediante el enriquecimiento de este metal proveniente de las aguas profundas provocado por el fenómeno de surgencias (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2006). Por su parte al comparar la especie *C. sertularioides* encontrada en las estaciones E-19 y E-21 no se observaron diferencias significativas entre ellas al comparar las medias de los metales analizados.

Tabla 10. Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g} \pm$ desviación estándar) con base a peso seco de macroalgas recolectadas en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón en dos épocas climáticas (secas frías y lluvias) ($n=2$).

Especie	Estación	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Ni
Secas frías							
<i>D. dichotoma</i>	E-19	5003 \pm 25	308 \pm 12.3	34.5 \pm 3.8	4.8 \pm 0.2	0.5 \pm 0.0	2.0 \pm 0.1
<i>U. compressa</i>	E-20	11702 \pm 339	484.8 \pm 3.0	52.8 \pm 0.7	6.8 \pm 0.1	3.2 \pm 1.1	4.5 \pm 0.0
<i>G. vermiculophylla</i>	E-20	1041 \pm 57	119.2 \pm 2.3	21.7 \pm 0.1	1.5 \pm 0.0	0.4 \pm 0.0	0.2 \pm 0.0
<i>U. compressa</i>	E-21	3097 \pm 0.3	154.6 \pm 10.9	19.9 \pm 1.3	2.8 \pm 0.0	0.3 \pm 0.1	1.4 \pm 0.0
Lluvias							
<i>G. vermiculophylla</i>	E-19	3596 \pm 400	274 \pm 6.3	46.4 \pm 1.3	4.0 \pm 0.1	1.1 \pm 0.1	0.8 \pm 0.0
<i>C. sertularioides</i>	E-19	5264 \pm 248	480 \pm 9.6	23.4 \pm 0.5	3.4 \pm 0.1	0.4 \pm 0.0	2.7 \pm 0.0
<i>C. sertularioides</i>	E-20	5718 \pm 256	549 \pm 24.5	27.6 \pm 1.6	3.6 \pm 0.0	0.5 \pm 0.0	3.7 \pm 0.1
<i>S. filamentosa</i>	E-20	5936 \pm 2057	430 \pm 31.2	40.5 \pm 9.8	5.9 \pm 0.2	7.4 \pm 0.6	2.6 \pm 0.1
<i>C. sertularioides</i>	E-21	5560 \pm 300	535 \pm 15.9	30.9 \pm 0.5	4.3 \pm 0.0	0.5 \pm 0.1	2.7 \pm 0.0

7.3.10. Sistema lagunar Estero de Urías

En la época de secas, Mn, Zn y Cu tuvieron las máximas concentraciones en el alga *B. radicans* con 614.5, 99.6 y 14.5 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. En el caso de la época de lluvias la especie que mostró los valores más altos para Fe, Cd y Ni fue el alga verde *C. sertularioides* de la estación E-24 (Tabla 11). En un estudio previo realizado en este sistema lagunar por Jara Marini (2008) observó para esta misma especie niveles comparables de Cd (0.14 $\mu\text{g/g}$), Cu (5.97 $\mu\text{g/g}$) y Zn (9.94 $\mu\text{g/g}$), para el caso del Cd y Cu, ligeramente mayores, y para el Zn significativamente mayor en este estudio (73.5 $\mu\text{g/g}$). Jara Marini (2008) menciona que las macroalgas tienen un alto factor de bioconcentración (FBC) para Zn, el cual se define como la relación entre la concentración del metal en el organismo respecto a su concentración en la fracción biodisponible del sedimento o la fase disuelta del agua (Fisher y Reinfelder, 1995). Al hacer una comparación en *G. vermiculophylla* para las estaciones E23, E24 y E25, no se observaron diferencias significativas para los metales analizados.

Tabla 11. Concentración promedio de metales ($\mu\text{g/g} \pm$ desviación estándar) con base a peso seco de macroalgas recolectadas en el sistema lagunar Estero de Urías en dos épocas climáticas (secas frías y lluvias) (n=2).

Especie	Estación	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Ni
Secas frías							
<i>G. vermiculophylla</i>	E-23	1604 \pm 7	527 \pm 61	34.8 \pm 1.8	6.5 \pm 0.0	0.0 \pm 0.0	2.5 \pm 0.0
<i>B. radicans</i>	E-23	6480 \pm 401	614 \pm 19	99.6 \pm 0.2	14.4 \pm 0.0	0.1 \pm 0.0	2.0 \pm 0.0
<i>D. dichotoma</i>	E-24	4356 \pm 135	554 \pm 55	66.8 \pm 2.7	8.4 \pm 0.0	0.1 \pm 0.1	3.1 \pm 0.0
<i>U. fasciata</i>	E-24	3168 \pm 116	292 \pm 18	28.3 \pm 1.4	7.0 \pm 0.1	0.0 \pm 0.0	2.0 \pm 0.1
<i>C. sertularioides</i>	E-24	6861 \pm 295	400 \pm 2	74.7 \pm 1.8	9.8 \pm 0.2	0.2 \pm 0.1	4.3 \pm 0.1
<i>C. sertularioides</i>	E-25	6790 \pm 336	398 \pm 31	80.4 \pm 14.4	11.2 \pm 0.5	0.1 \pm 0.1	3.8 \pm 0.1
<i>U. lactuca</i>	E-25	5225 \pm 63	438 \pm 5	50.2 \pm 1.6	11.4 \pm 0.3	0.1 \pm 0.1	1.9 \pm 0.1
Lluvias							
<i>G. vermiculophylla</i>	E-23	2155 \pm 0	401 \pm 179	77.1 \pm 3.2	9.1 \pm 0.1	0.4 \pm 0.0	3.0 \pm 0.0
<i>C. sertularioides</i>	E-24	6608 \pm 247	375 \pm 1	65.5 \pm 23.5	8.4 \pm 0.1	0.4 \pm 0.4	4.3 \pm 0.2
<i>G. vermiculophylla</i>	E-24	2304 \pm 30	510 \pm 17	58.2 \pm 0.4	6.1 \pm 0.0	0.3 \pm 0.0	1.2 \pm 0.1
<i>G. vermiculophylla</i>	E-25	4041 \pm 69	280 \pm 200	35.0 \pm 38.5	12.1 \pm 0.3	0.1 \pm 0.1	2.6 \pm 0.0

7.4. Contenido y relación estequiométrica de C:N:P

7.4.1. Análisis estadísticos

Una vez obtenidos los datos al igual que para el caso de los metales, las concentraciones de C, N y P fueron sometidas a la prueba de normalidad usando la prueba de Kolmogorov-Smirnov en la cual se encontró que los datos fueron normales; y se realizó un análisis de varianza de una vía para examinar si había diferencias en las concentraciones promedio de nutrientes, así como la prueba de comparación múltiple de Tukey para datos normales, usando el software GraphPad Prism 5.0 (GraphPad Software, 2009).

7.4.2. Contenido de C, N y P

El contenido de fósforo en las macroalgas en general, fue mayor en la época de lluvias (octubre) con un promedio de 1.39 mg P/g, con respecto a la época de secas la cual obtuvo

una media de 0.66 mg P/g. Esto puede deberse en gran parte a la influencia fluvial la cual provoca escorrentías que llevan una gran cantidad de nutrientes entre ellos el fósforo proveniente de las zonas adyacentes a las lagunas. En cuanto al carbono y nitrógeno la especie que obtuvo las más altas concentraciones para esta época del año fue la clorófito *C. sertularioides* encontrada en la estación E-10 de Navachiste-San Ignacio-Macapule con 365.8 y 42.1 mg/g, respectivamente (Tabla 14).

Por su parte, en la época de secas para el caso del fósforo, las especies que obtuvieron los valores más altos fueron las rodófitas *G. vermiculophylla*, *B. radicans*, *C. lepieurii* y la feófito *I. sinicola* (Tabla 12). La especie que tuvo los niveles más altos de fósforo en la época de lluvias a nivel general fue *G. vermiculophylla* recolectada en Urías en la estación E-25, con una concentración de 2.6 mg/g (Tabla 13), esto puede ser previsible, debido a que este sistema lagunar es el más urbanizado de Sinaloa y por su menor tamaño, es el que recibe una mayor carga de nutrientes, aproximadamente 689 ton P/km² año (Páez Osuna et al., 2007). De alguna manera, este resultado demuestra que esta especie es un biomonitor apropiado y consistente para el fósforo.

Tabla 12. Contenido de C, N, P (mg/g) y la relación C:N:P en macroalgas recolectadas en época de secas en seis sistemas lagunares de Sinaloa.

Estación	Especie	C	N	P	C:N:P
El Colorado					
E1	<i>G. vermiculophylla</i>	39.9	3.9	1.27	81:07:1
	<i>B. radicans</i>	277.5	43.0	1.30	552:73:1
Ohuira-Topolobampo					
E2	<i>D. dichotoma</i>	113.5	12.4	0.33	890:83:1
E3	<i>C. ramosa</i>	143.6	11.7	1.06	349:24:1
	<i>S. sinicola</i>	237.7	12.4	0.76	803:36:1
	<i>U. intestinalis</i>	154.0	11.2	0.53	749:47:1
E4	<i>B. radicans</i>	211.0	29.5	0.86	631:76:1
E5	<i>C. lepreurii</i>	217.3	40.2	1.20	649:74:1
E6	<i>G. vermiculophylla</i>	240.9	27.8	1.22	510:51:1
	<i>Ulva intestinalis</i>	125.2	11.2	0.44	741:57:1
Navachiste-San Ignacio-Macapule					
E7	<i>S. filamentosa</i>	182.4	21.3	0.53	891:89:1
E8	<i>C. amplivesiculatum</i>	74.0	6.0	0.15	1276:89:1
E9	<i>G. vermiculophylla</i>	204.6	31.3	1.05	503:66:1
	<i>C. amplivesiculatum</i>	75.4	6.7	0.24	826:64:1
	<i>U. prolifera</i>	156.1	19.5	0.67	602:65:1
E10	<i>U. intestinalis</i>	143.3	19.3	0.90	412:48:1
	<i>U. lactuca</i>	146.5	15.3	0.65	585:52:1
E11	<i>C. amplivesiculatum</i>	138.0	12.9	0.33	1078:86:1
	<i>P. durvillae</i>	284.1	12.2	0.39	1902:70:1
	<i>C. tuberculata</i>	117.9	7.4	0.68	447:24:1
	<i>I. sinicola</i>	298.9	16.9	1.04	743:36:1
	<i>C. simulans</i>	144.1	13.2	0.52	716:56:1
	<i>S. sinicola</i>	220.9	23.5	0.73	782:71:1
	<i>H. valentiae</i>	163.6	14.8	0.58	729:57:1
	<i>S. filamentosa</i>	173.9	19.3	0.72	628:60:1
	<i>L. papillosa</i>	188.9	20.7	0.96	508:48:1
<i>G. vermiculophylla</i>	141.1	8.7	0.56	653:34:1	

Continuación Tabla 12.

Estación	Especie	C	N	P	C:N:P
Santa María-La Reforma					
E12	<i>U. lactuca</i>	175.3	7.4	0.21	2195 :80 :1
E13	<i>U. lactuca</i>	160.2	9.3	0.45	924:46:01
E14	<i>C. sertularioides</i>	265.6	22.2	0.57	1215:87:1
E15	<i>S. filamentosa</i>	157.1	19.2	0.58	699:73:1
	<i>U. lactuca</i>	192.8	6.7	0.36	1395:42:01
E16	<i>U. lactuca</i>	136.3	16.2	0.54	656:67:1
	<i>D. dichotoma</i>	206.7	20.9	0.62	866:75:1
E17	<i>U. compressa</i>	166.4	10.0	0.35	1221:63:1
	<i>G. vermiculophylla</i>	230.9	12.6	0.51	1159:54:01
	<i>D. dichotoma</i>	158.1	14.7	0.51	805:64:1
	<i>U. flexuosa</i>	203.5	9.5	0.42	1257:50:1
E18	<i>S. filamentosa</i>	150.0	11.0	0.24	1622:102:1
	<i>C. sertularioides</i>	249.5	18.9	0.39	1653:108:1
Altata-Ensenada del Pabellón					
E19	<i>D. dichotoma</i>	180.2	10.7	0.38	1234:63:1
E20	<i>G. vermiculophylla</i>	181.9	15.1	0.68	691:49:1
E21	<i>U. compressa</i>	145.9	9.2	0.39	959:52:1
Urías					
E23	<i>G. vermiculophylla</i>	233.2	21.5	1.27	474:38:1
	<i>B. radicans</i>	164.3	28.2	0.92	462:68:1
E24	<i>D. dichotoma</i>	192.5	17.3	0.53	941:73:1
	<i>C. sertularioides</i>	358.7	34.0	1.00	926:75:1
	<i>Ulva fasciata</i>	249.1	13.9	0.65	992:48:1
E25	<i>U. lactuca</i>	162.5	18.3	0.77	545:53:1
	<i>C. sertularioides</i>	112.6	15.6	0.82	356:42:1

Además, Ochoa-Izaguirre (1999) menciona que la asociación de las altas biomásas de *Gracilaria* con altas concentraciones de fósforo sugiere que el nutriente limitante para esta especie es el fósforo, esto fue observado para la especie *Gracilariopsis sjoestedtii* en el Estero de Urías, en donde alcanzó su pico de biomasa máximo durante la época de lluvias caracterizada por altas concentraciones de fósforo y bajas salinidades. Por lo que se puede reiterar que en este sistema lagunar el nutriente limitante para esta especie es el fósforo.

Por otra parte, al comparar la especie *G. vermiculophylla* encontrada en el sistema lagunar Altata Ensenada del Pabellón con los datos de Victorino Ochoa (2007) quien estudió esta misma especie en esta misma laguna, encontró un valor promedio para el nitrógeno de 1.7% y para el fósforo de 0.5% (Tabla 13), o sea que la concentración de nitrógeno fue menor a la encontrada en este estudio, caso contrario para el fósforo. En cuanto a la proporción molar N:P, en este estudio se obtuvo un valor promedio de 49, que en comparación con el promedio obtenido por Victorino Ochoa, es mayor, pues encontró un valor de 6.26; esto indica que en Altata existe una mayor disponibilidad relativa de fósforo. Para el caso del nitrógeno, de igual manera fueron las rodófitas *B. radicans* y *C. leuprerii* las que tuvieron las concentraciones más altas de nitrógeno con 4.3% y 4.0% con base a peso seco, esto para la época de secas frías, en cuanto a la época de lluvias, la especie con los valores más altos fue el alga verde *C. sertularioides* con 4.2%; estos valores están por debajo de la media de los encontrados por Lourenco et al. (2005) en un estudio realizado en la Bahía de Guanabara, Brasil, en *B. radicans* donde tuvo concentraciones de 7.8% de N con base a peso seco (Tabla 13), sugiriendo esto que las macroalgas están saturadas de nitrógeno debido a los niveles detectados. Otras especies encontradas y sobre las cuales se encontró información de estudios similares, fueron algunas especies del genero *Ulva*. Tal es el caso de *Ulva intestinalis*, la cual tuvo concentraciones promedio de nitrógeno y fósforo de 1.9% y 0.09%, respectivamente, siendo menores a los niveles encontrados por Wheeler y Björnsäter (1992) para esta misma especie en las costas de Oregon U.S.A., donde el promedio encontrado fue de 3.75% para el nitrógeno y 0.55% para el fósforo (Tabla 13). En cuanto a la proporción molar N:P se obtuvo para esta especie un valor de 48, siendo este superior al encontrado por Pérez Escobedo (2009) en esta misma especie, la cual se encontró en la laguna de Santa María-La Reforma registrando una proporción N:P de 30, lo

cual coincide con la proporción de Atkinson para el N:P, que es de 30:1. La concentración promedio de carbono *C. sertularioides* fue de 14.3%, mientras que para el nitrógeno fue de 2.2% y para el fósforo 0.07%, siendo estos niveles menores a los encontrados por Larned (1998) en Bahía Kaneohe, Brasil en esta misma especie, donde tuvo valores de 12.7% para el nitrógeno y de 0.14% para el fósforo. Respecto a la proporción N:P, este último autor encontró un valor de 198.9 mientras que en este estudio fue de 87.

Tabla 13. Concentración de N, P y proporción molar N:P en macroalgas de diferentes regiones del mundo.

Especie	Localidad	%N	%P	N:P
CHLOROPHYTA				
<i>U. intestinalis</i>	Oregon, U.S.A. ¹	3.7	0.55	15.1
<i>U. lactuca</i>	Bahía Guanabara, Brasil ²	5.8	0.52	38.2
<i>C. sertularioides</i>	Bahía Kaneohe, Brasil ³	12.7	0.14	198.9
<i>C. sertularioides</i>	Laguna Sta María-La Reforma ⁴	1.6	0.07	68.5
<i>C. sertularioides</i>	Laguna Sta María-La Reforma, Sin ⁸	2.2	0.05	87.0
RHODOPHYTA				
<i>G. tikvahiae</i>	Woods Hole, U.S.A. ⁵	0.6	0.12	11.8
<i>G. vermiculophylla</i>	Estero de Urías, Sin. ⁶	2.4	0.17	30.9
<i>G. vermiculophylla</i>	Laguna Altata-Ensenada del Pabellón ⁸	1.7	0.5	6.2
<i>G. vermiculophylla</i>	Laguna Sta María-La Reforma ⁴	2.3	0.13	57.9
<i>G. vermiculophylla</i>	Laguna Altata-Ensenada del Pabellón ⁷	1.5	0.06	49.0
<i>B. radicans</i>	Bahía Guanabara, Brasil ²	7.8	0.54	35.8
<i>B. radicans</i>	Estero de Urías, Sin. ⁸	2.8	0.09	68.0
PHAEOPHYTA				
<i>P. japonica</i>	Bahía Kaneohe, Brasil ³	1.3	0.08	38.2
<i>P. durvillae</i>	Laguna Navachiste, Sin ⁸	1.2	0.03	70.0

¹Wheeler y Björnsäter (1992); ²Lourenco et al. (2005); ³Larned (1998); ⁴Pérez Escobedo (2009); ⁵Lapointe et al. (1992); ⁶Hernandez Covarrubias (2008); ⁷Victorino Ochoa (2007);

⁸Este estudio.

Tabla 14. Contenido de C, N, P (mg/g) y la relación C:N:P en macroalgas recolectadas en época de lluvias en seis sistemas lagunares de Sinaloa.

Estación	Especie	C	N	P	C:N:P
El Colorado					
E1	<i>G. vermiculophylla</i>	250.6	24.3	1.9	335:28:1
Ohuira-Topolobampo-Santa María					
E2	<i>C. sertularioides</i>	244.1	37.3	2.1	294:39:1
E4	<i>C. sertularioides</i>	308.5	35.9	1.1	752:75:1
E5	<i>G. vermiculophylla</i>	278.5	31.1	2.3	309:30:1
E6	<i>G. vermiculophylla</i>	268.6	30.8	1.4	496:49:1
Navachiste-San Ignacio-Macapule					
E7	<i>S. filamentosa</i>	218.2	21.2	1.0	567:47:1
	<i>C. sertularioides</i>	347.2	22.8	1.6	547:31:1
E8	<i>G. vermiculophylla</i>	229.7	17.2	1.5	385:25:1
	<i>H. valentiae</i>	126.0	13.5	2.2	149:14:1
	<i>C. sertularioides</i>	239.1	24.8	0.4	1474:131:1
E10	<i>C. amplivesiculatum</i>	99.9	7.4	1.2	216:14:1
	<i>G. vermiculophylla</i>	286.5	26.5	1.1	649:51:1
E11	<i>C. sertularioides</i>	365.8	42.1	1.6	580:57:1
	<i>Gracilaria crispata</i>	261.9	30.0	1.3	523:51:1
E11	<i>G. vermiculophylla</i>	257.4	24.6	1.2	545:45:1
	<i>S. filamentosa</i>	249.4	31.4	1.5	436:47:1
	<i>P. durvillae</i>	293.8	20.6	1.2	660:40:1
	<i>C. sertularioides</i>	331.2	37.8	1.8	481:47:1
Santa María-La Reforma					
E12	<i>G. vermiculophylla</i>	283.4	24.8	1.0	705:53:1
	<i>S. filamentosa</i>	153.7	19.4	1.3	296:32:1
	<i>C. sertularioides</i>	268.7	31.1	1.7	421:42:1
E13	<i>C. sertularioides</i>	227.1	19.4	1.0	23:41:1
E14	<i>C. sertularioides</i>	272.3	23.4	1.4	489:36:1
E15	<i>S. filamentosa</i>	146.3	13.1	0.8	474:36:1
	<i>C. sertularioides</i>	164.0	19.7	1.2	353:36:1
E17	<i>G. vermiculophylla</i>	168.4	9.9	1.1	410:21:1
	<i>C. sertularioides</i>	262.1	21.3	1.2	555:39:1
	<i>S. filamentosa</i>	128.8	11.4	1.2	272:21:1
E18	<i>S. filamentosa</i>	197.2	10.7	0.8	600:28:1
	<i>C. sertularioides</i>	265.1	20.8	1.8	387:26:1
Altata-Ensenada del Pabellón					
E19	<i>G. vermiculophylla</i>	236.2	21.3	1.8	332:26:1
	<i>C. sertularioides</i>	267.4	30.0	1.0	686:66:1
E20	<i>S. filamentosa</i>	164.9	9.4	0.4	1073:52:1
	<i>C. sertularioides</i>	207.5	18.6	1.2	436:33:1
E21	<i>C. sertularioides</i>	239.8	25.7	1.6	379:35:1
Urías					
E23	<i>G. vermiculophylla</i>	293.3	35.0	1.5	502:51:1
E24	<i>G. vermiculophylla</i>	276.8	17.4	1.8	387:21:1
	<i>C. sertularioides</i>	193.2	22.1	1.8	277:27:1
E25	<i>G. vermiculophylla</i>	277.1	36.2	2.6	278:31:1

Al hacer una comparación entre los géneros de macroalgas más representativos de las diferentes lagunas se observaron algunas diferencias significativas ($p < 0.05$) (Fig. 9).

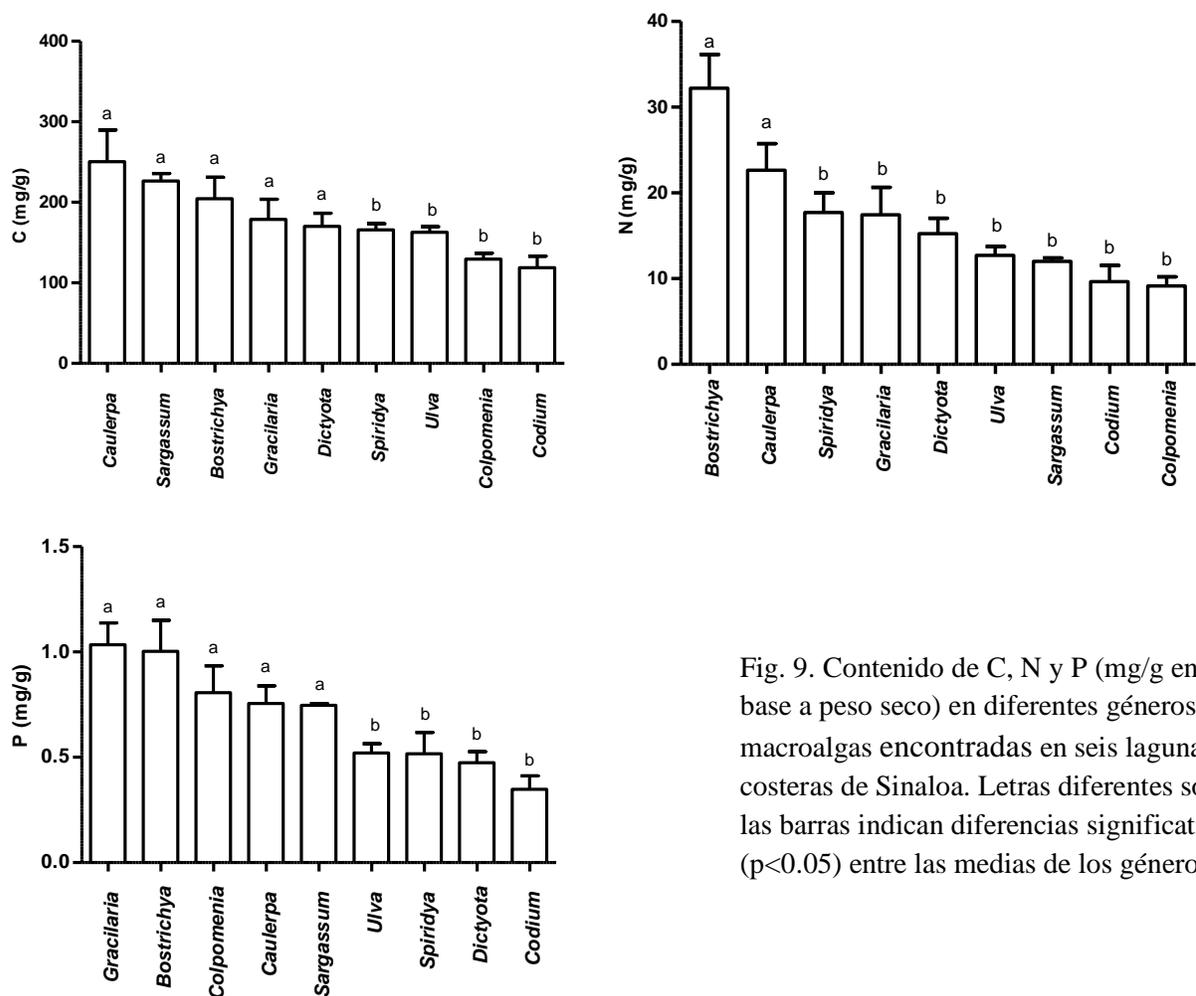


Fig. 9. Contenido de C, N y P (mg/g en base a peso seco) en diferentes géneros de macroalgas encontradas en seis lagunas costeras de Sinaloa. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las medias de los géneros.

De igual manera se realizaron comparaciones entre las medias de las diferentes divisiones de macroalgas y se observó que para el caso de N y P la división Rhodophyta fue significativamente diferente ($p < 0.05$) a las otras dos clases, lo cual no sucedió en el caso del carbono, esto para la época de secas frías, mientras que para la época de lluvias solo se observaron diferencias significativas en las medias del N de la división Chlorophyta. También se encontraron diferencias significativas en algunos casos entre las diferentes divisiones y las diferentes épocas climáticas (Fig. 10); e. g. entre las medias de C, N y P de lluvias y estiaje de las chlorophytas.

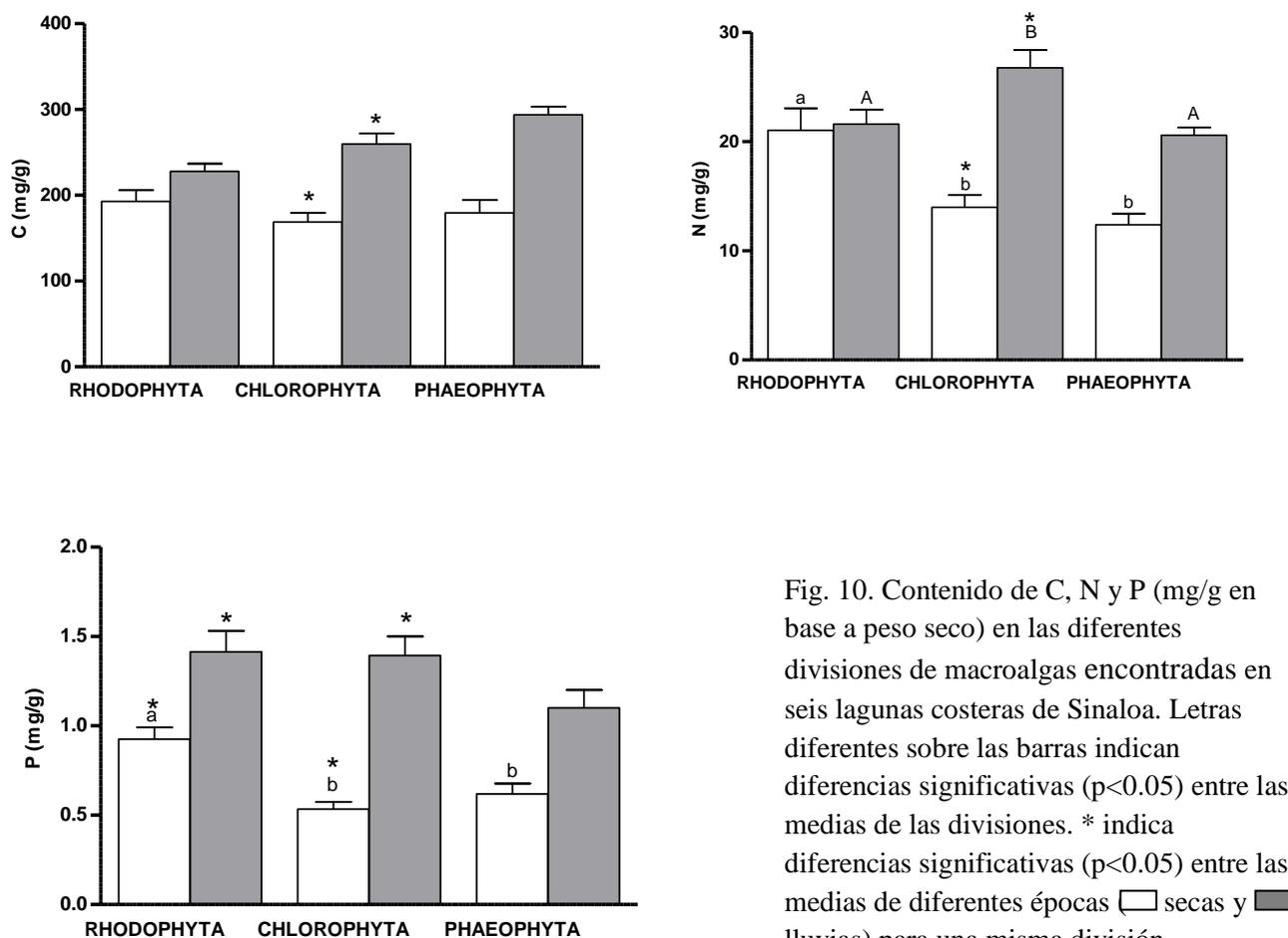


Fig. 10. Contenido de C, N y P (mg/g en base a peso seco) en las diferentes divisiones de macroalgas encontradas en seis lagunas costeras de Sinaloa. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las medias de las divisiones. * indica diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las medias de diferentes épocas (□ secas y ■ lluvias) para una misma división.

7.4.3. Proporción de Atkinson C:N:P en las macroalgas

En el presente estudio el valor promedio para la proporción C:N:P en las macroalgas fue de 743:51:1 (Tabla 16) el cual difiere de la proporción de Atkinson que es de 550:30:1 por lo que nuestros resultados están por encima de los encontrados por esta proporción, aunque hay que tener en cuenta que estos estudios se llevaron a cabo utilizando los valores promedio de macroalgas de todo el mundo, con muchas especies diferentes y en diferentes épocas del año, a pesar de esto, nuestros resultados siguen siendo altos en comparación con los obtenidos por otros autores para zonas de frías a templadas (Tabla 17), y son más parecidos a los encontrados en zonas tropicales en donde se observa que las macroalgas se encuentran limitadas por el fósforo. Atkinson interpreta la relación C:N:P como un indicador de limitación por fósforo lo cual afecta el crecimiento de las macroalgas de diferentes zonas geográficas, ya que en determinadas aguas se ha demostrado que este elemento es el nutriente limitante (Atkinson y Smith, 1983). Una posible explicación de la alta proporción N:P en los valores obtenidos en este estudio puede ser que las lagunas costeras donde habitan las macroalgas analizadas reciben relativamente altas cargas de nitrógeno las cuales se derivan de las diferentes actividades que se realizan en las zonas cercanas a las lagunas costeras (Tabla 15).

Tabla 15. Características de las lagunas costeras estudiadas, incluida la carga anual de nutrientes procedentes de las cuencas asociadas.

Laguna	Área lagunar (ha)	Agricultura de riego (ha)	Acuicultura (ha)	carga (ton/año)	
				N	P
El Colorado	14,688	101,708		24,869	869
Ohuira-Topolobampo	20,840	101,708	1,264	6,177	429
Navachiste-San Ignacio Macapule	22,314	105,000	6,621	7,856	463
Santa María-La Reforma	51,172	193,481	7,724	19,978	1,322
Altata-Ensenada del Pabellón	23,474	191,589	7,750	32,988	1,949
Urías	913	30,140	500	9,611	689

Fuente: Páez Osuna *et al.* (2007).

Tabla 16. Relación C:P y N:P (promedio $\pm\sigma$) de las diferentes especies de macroalgas recolectadas en seis sistemas lagunares de Sinaloa.

Especie	C:P	N:P
RHODOPHYTA		
<i>B. radicans</i>	549 \pm 86	72 \pm 4
<i>C. lepieurii</i>	472	75
<i>G. crispata</i>	564	55
<i>G. vermiculophylla</i>	502 \pm 228	39 \pm 16
<i>H. valentiae</i>	442 \pm 406	35 \pm 30
<i>L. papillosa</i>	508	48
<i>S. filamentosa</i>	699 \pm 386	54 \pm 26
Prom \pm DE	534 \pm 84	54 \pm 15
PHAEOPHYTA		
<i>C. ramosa</i>	350	24
<i>C. tuberculata</i>	448	24
<i>D. dichotoma</i>	957 \pm 188	68 \pm 6
<i>I. sinicola</i>	742	36
<i>P. durvillae</i>	1311 \pm 878	56 \pm 21
<i>S. sinicola</i>	795 \pm 18	54 \pm 25
Prom \pm DE	767 \pm 349	44 \pm 18
CHLOROPHYTA		
<i>C. amplivesiculatum</i>	882 \pm 481	65 \pm 36
<i>C. simulans</i>	716	56
<i>C. sertularioides</i>	598 \pm 325	52 \pm 27
<i>U. fasciata</i>	992	47
<i>U. flexuosa</i>	1271	50
<i>U. lactuca</i>	1066 \pm 700	58 \pm 14
<i>U. compressa</i>	1097 \pm 185	58 \pm 80
<i>U. intestinalis</i>	640 \pm 194	51 \pm 6
Prom \pm DE	908 \pm 241	55 \pm 6
Promedio global \pm DE	743 \pm 281	51 \pm 14

Las especies que obtuvieron la relación N:P más baja fueron *C. ramosa* y *C. tuberculata* ambas con 24, y en contraste las especies que obtuvieron las más altas proporciones fueron las algas rojas *B. radicans* y *C. lepieurii* con 72 y 75 respectivamente. Mientras que para las algas verdes esta proporción tuvo un promedio de 55. En un estudio realizado con la especie *U. fenestrata* por Björnsäter y Wheeler (1992) donde se añadieron diferentes

cantidades de nutrientes determinaron que cuando N:P es de 16-24 se obtiene un óptimo crecimiento y cuando $N:P > 24$ indica limitación por fósforo. Sin embargo las altas concentraciones de N no necesariamente indican limitación por fósforo por lo que hay que utilizar esta clasificación con precaución ya que estos rangos pueden variar de acuerdo a ambientes contaminados tropicales. De igual manera, Lapointe et al. (1992) propusieron que el N puede limitar la productividad de las macroalgas en aguas templadas, mientras que el fósforo lo hace en zonas tropicales. No obstante en la región subtropical siempre hay una alta proporción N:P y estos niveles de nitrógeno sugieren que las macroalgas están saturadas permanentemente. Así mismo Teichberg et al. (2010) al hacer un experimento de enriquecimiento de nutrientes con *Ulva* sp. demostraron que el crecimiento de las macroalgas, así como su contenido de N y P está directamente vinculado a la disponibilidad de estos nutrientes en el medio y a las características propias de cada especie.

Para el caso de la proporción C:P fueron algunas clorófitas del género *Ulva* las que tuvieron los valores más altos, como *U. flexuosa*, *U. lactuca* y *U. compressa* con proporciones por encima de 1000 (Tabla 16), al igual que el alga parda *P. durvillae* la cual tuvo un valor de 1311, los valores mínimos al igual que sucedió con la proporción N:P fueron las de las especies *C. ramosa* y *C. tuberculata* con 350 y 448 respectivamente. Así, la concentración de tales nutrientes es variable de acuerdo a factores como el grupo macroalgal, el suministro estacional de nutrientes y a la zona geográfica con diferente disponibilidad de nutrientes (Wheeler y Bjönsäter 1992).

Tabla 17. Valores de la proporción molar C:N:P de macroalgas de diversas partes del mundo.

Especie	C:N:P	Localidad
CHLOROPHYTA		
<i>Codium sp.</i>	251:31:1	Rhode Island ¹
<i>Ulva sp.</i>	336:35:1	Rhode Island ¹
<i>C. amplivesiculatum</i>	1276:89:1	Laguna Navachiste, Sin. ²
<i>U. lactuca</i>	2195 :80 :1	Laguna Santa María-La Reforma, Sin. ²
PHAEOPHYTA		
<i>Colpomenia sinuosa</i>	437:18:1	N. Queensland ¹
<i>Dictyota acutiloba</i>	744:35:1	Hawaii ¹
<i>Padina sp.</i>	566:29:1	Hawaii ¹
<i>Sargassum sp.</i>	1031:20:1	Hawaii ¹
<i>S. sinicola</i>	782:71:1	Laguna Navachiste, Sin. ²
<i>P. durvillae</i>	1902:70:1	Laguna Navachiste, Sin. ²
RHODOPHYTA		
<i>Gracilaria sp.</i>	819:29:1	Virginia ¹
<i>Hypnea valentiae</i>	612:31:1	N. Queensland ¹
<i>Laurencia sp.</i>	571:62:1	Hawaii ¹
<i>Spyridia sp.</i>	240:31:1	Virginia ¹
<i>G. vermiculophylla</i>	691:49:1	Laguna Altata-Ensenada del Pabellón, Sin ²
<i>S. filamentosa</i>	891:89:1	Laguna Navachiste, Sin. ²

¹Atkinson y Smith, (1983); ²Este estudio.

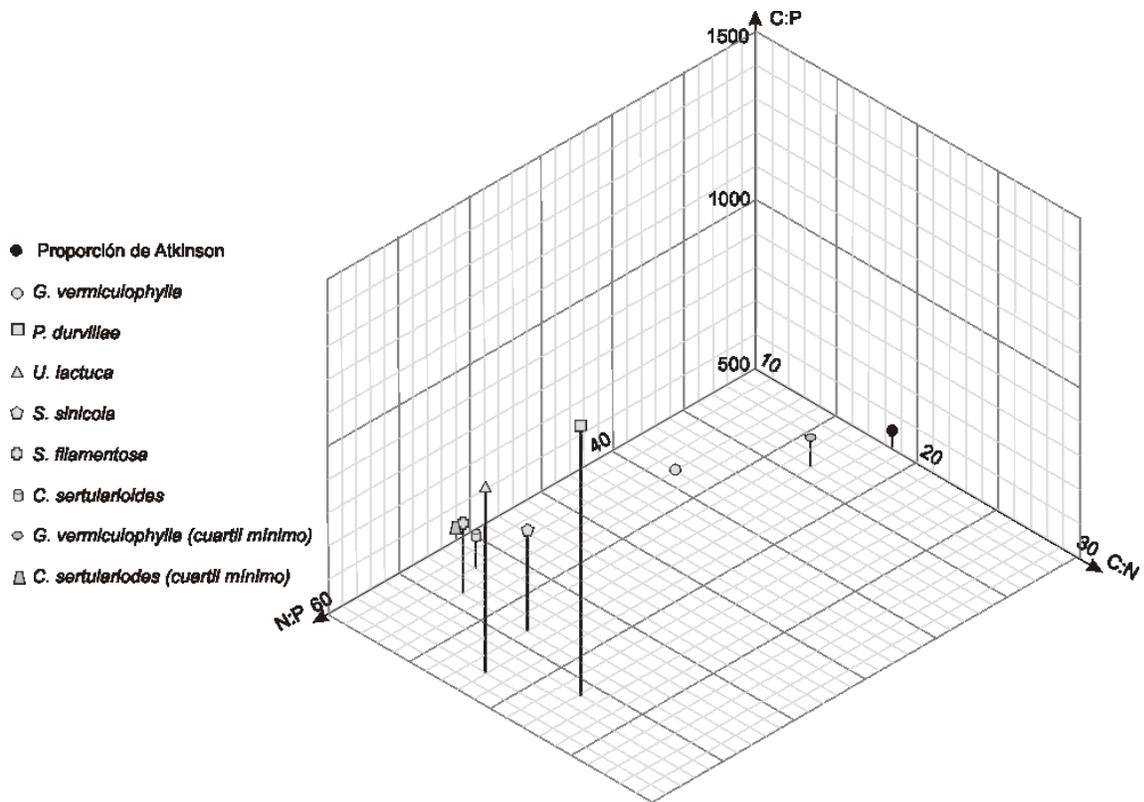


Fig. 11. Proporciones molares medias de C:N, N:P, C:P de seis macroalgas abundantes en seis sistemas lagunares de Sinaloa.

Por medio de un diagrama de dispersión se puede observar la distancia entre la proporción de Atkinson y las proporciones de C, N y P obtenidas en este estudio, en la Fig. 11 se observa que ninguno de los puntos correspondientes a diferentes especies de macroalgas aquí estudiadas, se acerca a la proporción de Atkinson, ya que la mayoría de las macroalgas mantienen una mayor proporción C:N:P. Los resultados indican que la mayor proporción media la obtuvo la especie *U. lactuca*, mientras que la especie que más se acercó a la proporción de Atkinson fue *G. vermiculophylla*, pero no se mostró un patrón definido en cuanto a esta relación C:N:P para las diferentes especies de macroalgas.

Asumiendo que las concentraciones mínimas (promedio del cuartil más bajo) en los tejidos de las macroalgas reflejan condiciones prístinas o cercanas a prístinas, se estimó la concentración y estequiometría de referencia básica en aquellas especies en las que hay suficiente número de mediciones para una misma época, y en diferentes sitios. Así tenemos que, el promedio del C:N:P para *G. vermiculophylla* y *C. sertularioides* fue de 592:34:1 y 527:51:1 (Fig. 11) respectivamente. Aun así estas proporciones molares están ligeramente por encima de la proporción de Atkinson de 550:30:1 (Tabla 18).

Tabla 18. Referencia básica para la proporción molar C:N:P de dos macroalgas abundantes en las seis lagunas costeras estudiadas, (s= secas) y (ll= lluvias).

Espece	Época	C:N:P
<i>G. vermiculophylla</i>	s	651:34:1
	ll	534:35:1
Promedio		592:34:1
<i>C. sertularioides</i>	s	511:61:1
	ll	543:42:1
Promedio		527:51:1
Proporción Atkinson		550:30:1

7.4.4. Estequiometría de las macroalgas

Por lo menos 56 elementos han sido encontrados en las macroalgas (Vinogradov, 1953). Diferentes autores mencionan que los elementos C, H, O, K, N, S, P, Ca y Mg están generalmente presentes en las macroalgas en concentraciones superiores a 1 mg / g de peso seco (Black y Mitchell, 1952; Young y Langille, 1958; Bryan, 1969; Yamamoto e Ishibashi, 1972; Saenko et al., 1976; Munda, 1978). Las macroalgas tienden a absorber y / o adsorber todos los elementos presentes en un medio, pero los flujos y las concentraciones de equilibrio no son iguales para los distintos elementos. Ya que las macroalgas en algunos casos son muy selectivas respecto a ciertos elementos, así como a las formas químicas específicas de los elementos acumulados o eliminados. Por ejemplo, se sabe que las

macroalgas concentran algunos oligoelementos en cantidades muy grandes, mientras que las concentraciones de otros elementos pueden ser relativamente bajas, incluso por debajo de la concentración que se encuentra en el agua circundante. Sin embargo, la presencia de un elemento en concreto no debe interpretarse como prueba de que este es esencial para el organismo, debido a que ciertos elementos son absorbidos por encima de las necesidades de la planta, mientras que otros son absorbidos pero no utilizados (Lobban y Wynne, 1981).

El modelo de Redfield para el rol biológico de los principales nutrientes de las algas se extiende también a algunos oligoelementos mediante la fórmula estequiométrica (Stumm y Morgan, 1996):



Para el caso de las macroalgas en este estudio se obtuvo un promedio general de la relación estequiométrica de:



Al comparar las media estequiométrica de las macroalgas de ambas épocas climáticas se observó que los valores más altos se obtuvieron en la época de secas (Tabla 19) para todos los elementos, esto obviamente concuerda con resultados anteriores sobre la concentración de metales y nutrientes. Cabe mencionar que para realizar esta relación molar de los metales analizados se utilizó al igual que en la relación C:N:P, a este último como unidad.

Tabla 19. Estequiometria (*x 10⁻⁴) de la macroalgas encontradas en seis lagunas costeras de Sinaloa.

Especie	C	N	P	Fe*	Mn*	Zn*	Cu*	Cd*	Ni*
RHODOPHYTA									
<i>B. radicans</i>	549	72	1	27660	2684	280	43	1	13
<i>C. leuprerii</i>	472	75	1	25476	1684	142	13	1	11
<i>G. crispata</i>	564	55	1	2769	802	30	9	2.7	1.1
<i>G. vermiculophylla</i>	502	39	1	6271	1082	91	14	4	3
<i>H. valentiae</i>	442	35	1	15189	1019	73	13	6	7
<i>L. papillosa</i>	508	48	1	6973	1829	56	10	5	8
<i>S. filamentosa</i>	699	54	1	40131	3803	193	26	21	18
Promedio	534	54	1	17781	1843	123	18	6	9
PHAEOPHYTA									
<i>C. ramosa</i>	350	24	1	18517	708	82	10	24	14
<i>C. tuberculata</i>	448	24	1	43824	922	146	15	11	19
<i>D. dichotoma</i>	957	68	1	48556	4609	378	53	7	26
<i>I. sinicola</i>	742	36	1	5283	347	33	7	14	5
<i>P. durvillae</i>	1311	56	1	7994	1391	171	15	42	6
<i>S. sinicola</i>	795	54	1	17139	714	83	10	16	10
Promedio	767	44	1	23552	1449	149	18	19	14
CHLOROPHYTA									
<i>C. amplivesiculatum</i>	882	65	1	10419	1531	76	16	13	10
<i>C. simulans</i>	716	56	1	4947	931	31	5	9	7
<i>C. sertularioides</i>	598	52	1	20852	2027	131	20	2	10
<i>U. fasciata</i>	992	47	1	27120	2541	207	53	0	16
<i>U. compressa</i>	1097	58	1	30344	1716	232	37	5	16
<i>U. intestinalis</i>	752	52	1	31149	4035	153	23	4	9
<i>U. lactuca</i>	1066	58	1	36852	2521	184	38	6	14
Promedio	872	56	1	23098	2186	145	27	6	12
Promedio global	722	52	1	21373	1845	139	22	10	11

De igual manera que para el caso de los nutrientes también se realizaron pruebas con las concentraciones de los metales analizados en los tejidos de las especies *G. vermiculophylla* y *C. sertularioides* para determinar la estequiometria de referencia básica (Tabla 20), obteniendo proporciones molares relativamente más bajas, lo que indica claramente que la estequiometria es variable de acuerdo al sitio al que están expuestas las macroalgas.

Tabla 20. Estequiometria de referencia básica (*x 10⁻⁴) de dos macroalgas mas abundantes en las seis lagunas costeras estudiadas, (s= secas) y (ll= lluvias).

Especie	Época	Fe*	Mn*	Zn*	Cu*	Cd*	Ni*
<i>G. vermiculophylla</i>	s	6071	827	94	13	2	3
	ll	2731	771	68	10	1	2
Promedio		4401	799	81	12	1	2
<i>C. sertularioides</i>	s	24561	3943	103	17	0	15
	ll	8772	1381	72	10	1	3
Promedio		16667	2662	87	14	1	9

8. CONCLUSIONES

- Se encontraron un total de 23 especies, de las cuales 9 pertenecen a la clase Rhodophyceae, 6 a la clase Phaeophyceae y 8 dentro de la clase Chlorophyceae. Siendo las especies más representativas en las seis lagunas costeras el alga roja *Gracilaria vermiculophylla* y la clorófito *Caulerpa sertularioides*.
- En general las macroalgas mostraron un orden de concentración de los metales analizados por lagunas el cual fue de Fe>Mn>Zn>Cu>Cd>Ni, excepto para Altata-Ensenada del Pabellón y Estero de Urías en los cuales el orden fue de Fe>Mn>Zn>Cu>Ni>Cd.
- La especie *G. vermiculophylla* mostró diferencias significativas ($p<0.05$) entre las medias de concentración de los diferentes metales analizados en las lagunas y mostró un orden de concentración de Fe>Mn>Zn>Cu>Cd>Ni.
- En cuanto a la especie, *C. sertularioides* presentó diferencias significativas entre las medias de las diferentes lagunas para todos los metales exceptuando el Cd y tuvo una secuencia de concentración como sigue: Fe>Mn>Zn>Cu>Ni>Cd. La máxima concentración de Fe, Zn, Cu y Ni se encontró en el Estero de Urías, lo cual refuerza la idea de que tiene aportes significativos de estos metales provenientes de los efluentes que llegan hacia este sistema lagunar.
- En el sistema lagunar El Colorado, las macroalgas presentaron las máximas concentraciones para los metales en general, (excepto el Mn), esto puede ser debido a la disminución de la tasa de crecimiento en invierno, por lo que en esta época las macroalgas no se encuentran en periodo de crecimiento.

- En la laguna de Navachiste algunas especies como *P. durvillae* y *C. amplivesiculatum* al ser encontradas en ambos muestreos se observó que en la época de lluvias las concentraciones fueron más altas para todos los metales excepto el Cd el cual fue mayor en la época de estiaje.
- El alga verde *Ulva compressa* recolectada en Altata-Ensenada del Pabellón fue la especie que tuvo la concentración más alta de hierro con 11,702 µg/g y al igual exhibió los máximos niveles para todos los metales, lo cual respalda varios estudios donde se propone a las especies del género *Ulva* como buenos indicadores de contaminación, ya que presentan un alto grado de tolerancia a altas concentraciones de metales pesados.
- En la mayoría de los metales analizados en las macroalgas de las seis lagunas costeras de Sinaloa se observó que sus concentraciones están por encima de las de otras regiones, lo que sugiere que estas macroalgas se encuentran en zonas de mayor contaminación ya que sabemos que las algas reflejan las condiciones que tiene el medio en el que habitan.
- En cuanto al contenido de fósforo en las macroalgas, este fue mayor en la época de lluvias con un promedio de 1.39 mg P/g con respecto a la época de secas, el cual fue de 0.66 mg P/g, siendo la especie *G. vermiculophylla* recolectada en Urías la que presentó el valor más alto con 2.6 mg P/g, esto para la época de lluvias, lo cual puede deberse a que es el sistema lagunar que recibe la mayor carga de nutrientes en relación a su tamaño.
- Para el caso del nitrógeno fueron las rodófitas *B. radicans* y *C. leuprerii* las que tuvieron las más altas concentraciones para la época de secas con 4.3% y 4.0%

en base a peso seco, mientras que para lluvias el valor más alto lo tuvo el alga verde *C. sertularioides* con 4.2%.

- En cuanto a los géneros más representativos se observaron algunas diferencias significativas en la concentración de C, N, P, siendo el género *Bostrichya* el que acumula más fósforo y nitrógeno, seguido de los géneros *Gracilaria* y *Caulerpa*, siendo esta última la que presentó los niveles más altos para el carbono.
- Al comparar las diferentes clases de macroalgas en la época de secas, se presentaron diferencias significativas para el caso de N y P, en la clase Rhodophyta fue diferente a las demás clases y en el caso de C no hubo diferencias significativas, y en lluvias sólo hubo diferencias para el caso del nitrógeno.
- Se obtuvo una proporción molar promedio C:N:P en las macroalgas de 743:51:1, la cual está por encima de la propuesta por Atkinson que es de 550:30:1 y es interpretada como un indicador de limitación por fósforo, aunque en nuestro caso se puede deber más a que los aportes de nutrientes hacia las lagunas, están excedidos, particularmente de C y N.
- Con base a la composición elemental de las macroalgas se obtuvo una relación estequiométrica promedio de todas ellas:



mientras que por división fue como sigue:



9. BIBLIOGRAFIA

- Abbott, I. A. 1983. Some species of *Gracilaria* (Rhodophyta) from California. *Taxon* 32(4): 561-564.
- Abbott, I. A., Hollenberg, G. J. 1976. Marine algae of California. Stanford University Press, Stanford, California. 827 p.
- Abou-Aisha, K. M., Shabana, E. F. El-Abyad, M. S. Kobbia, I. A. Schanz, F. 1997. Seasonal changes in *Cystoseira myrica* and phosphorus input at two sites of the red sea egyptian coast. *Water, Air, and Soil Pollution* 93(1-4): 199-211.
- Alonso-Rodríguez, R., Páez-Osuna, F. 2001. La presencia del fitoplancton en los estanques de cultivo de camarón: composición, abundancia y variación. p. 137-158. *En: Camaronicultura y Medio Ambiente*. Páez-Osuna, F. (Editor). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Programa Universitario de Alimentos, El Colegio de Sinaloa, México. 452 p.
- Alonso-Rodríguez, R., Páez-Osuna, F. 2003. Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture* 219(1-4): 317-336.
- Al-Shwafi, N.A., Rushdi, A.I. 2008. Heavy metal concentrations in marine green, brown, and red seaweeds from coastal waters of Yemen, the Gulf of Aden. *Environmental Geology* 55: 653-660.
- Aspila, K. I., Agemian, H., Chau, A.S. 1976. A semiautomated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*, 101: 187-197.
- Atkinson, B. W., Bux, F., Kassan, H. C., 1998. Considerations for application of biosorption technology to remediate metal-contaminated industrial effluents. *Water SA*. 24: 129-135.
- Atkinson, M. J., Smith, V. S. 1983. C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnology and Oceanography* 28(3): 568-574.
- Black, W.A.P., Mitchell, R.L. 1952. Trace elements in the common Brown algae and in sea water. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 30, 575-584.

- Bodeanu, N., Usurelu, M. 1979. Dinoflagellate Blooms in Romanian Black Sea Coastal Waters. p. 151-154. *In: Toxic Dinoflagellate Blooms*. Taylor, D. L. Seliger, H. H. (Eds). Elsevier, Amsterdam. 505 p.
- Borum, J. 1983. The quantitative role of macrophytes, epiphytes and phytoplankton under different nutrient conditions in Roskilde Fjord, Denmark. *Proc Int Symp Aquat Macrophytes*, Faculty of Science, University of Nijmegen, p 35-40.
- Borum, J. 1996. Shallow waters and land/sea boundaries. *In: Jorgensen, B., Richardson, K. (Eds). Eutrophication in coastal marine ecosystems. Coastal Estuarine Stud* 52:189-204.
- Boyer, E. W., Goodale, C., Jaworski, N. A., Howarth, R. W. 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern USA. *Biogeochemistry* 57/58: 137-169.
- Bricker, S. B., Clement, C. G., Phirhalla, D. E., Orlando, S. P., Farrow, D. R. G. 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment. Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. Silver Spring, MD: NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. 71 p.
- Bryan, G. W. 1969. The absorption of zinc and other metals by the brown seaweed *Laminaria digitata*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 49: 225-243.
- Bryan, G. W., y L.G. Hummerstone. 1973. Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries in south-west England. *Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom*, 53: 705-720.
- Buo-Olayan, M. N., Subrahmanyam, V. 1996. Heavy metals in marine algae of the Kuwait Coast. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 57: 816-823.
- Carvalho, F.p., Fowler, S.W., Gonzalez Farias, F., Mee, L.D., Readman, J.W. (1996). Agrochemicals residues in the Altata-Ensenada del Pabellon coastal lagoon (Sinaloa Mexico): a need for integral coastal zone management. *International journal of Environmental Health Research* 6(3), 209-220

- Castro, M. S., Driscoll, C. T. 2002. Atmospheric nitrogen deposition to estuaries in the Mid-Atlantic and Northeastern United States. *Environmental Science and Technology* 36(15): 3242- 3249.
- Catsiki, V. A., Papathanassiou, E. 1993. The use of the chlorophyte *Ulva lactuca* as indicator organism of metal pollution. *Macroalgae. Eutrophication and Trace Metal Cycling in Estuaries and Lagoons*, Thessaloniki, 24-26 september. 93-105.
- Chester, R., Voustinou, F.G. 1981. The initial assessment of trace metal pollution in coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin* 12: 84-91.
- Cifuentes-Lemus, J. L., Gaxiola-López, J. (Eds). 2003. *Atlas de los Ecosistemas de Sinaloa*. El Colegio de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa. 481 p.
- Darley, W. M. 1987. *Biología de las algas. Enfoque fisiológico*. Editorial Limusa. México, D.F. 236 p.
- Dawson, E. Y. 1949. Resultados preliminares de un reconocimiento de las algas marinas de la costa del Pacífico de México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 9: 215-255.
- Dawson, E. Y. 1954. Marine Red Algae of Pacific Mexico. Part 2. Cryptonemiales (Cont.). *Allan Hancock Pacific Expeditions* 17(2): 241-397.
- Dawson, E. Y. 1961. Marine red algae of Pacific Mexico. Part. 4. Gigartinales. *Pacific Naturalist* 2: 191-343.
- Dawson, E. Y. 1962a. Marine red algae of Pacific Mexico. Part. 7. Ceramiales: Ceramiaceae, Delesseriaceae. *Allan Hancock Pacific Expeditions* 26(1): 1-207.
- Dawson, E. Y. 1962b. Benthic marine exploration of Bahía de San Quintín Baja California 1960-1961, Marine and marsh vegetation. *Pacific Naturalist* 3: 275-280.
- Dawson, E. Y. 1963. Marine red algae of Pacific Mexico VIII. Ceramiales, Dasyaceae, Rhodomelaceae. *Nova Hedwigia* 5: 437-476.
- Diario Oficial de la Federación (2000). V. Ecosistemas Lagunas Costeros. 1. Litoral del Pacífico. *Diario Oficial de la Federación*, Tomo DLXIII (20), Tercera Sección, p. 82-92.
- Driscoll, C. T., Whitall, D., Aber, J., Boyer, E., Castro, M., Cronan, C., Goodale, C., Groffman, P., Hopkinson, C., Lambert, K., Lawrence, G., Ollinger, S. 2003. Nitrogen

- pollution in the Northeastern United States: Sources, effects and management options. *Bioscience* 53(4): 357-374.
- Ferreira, J. G. 1991. Factors governing mercury accumulation in three species of marine microalgae. *Aquatic Botany*. 39: 335-343.
- Filho, G. M., Oliver, L. M., Andrade, C. S., Karez., M., Farina, W. C., Pfeiffer. 1999. Brown algae species as biomonitors of Zn and Cd at Spetiba Bay, Rio de Janeiro Brazil. *Marine Environmental Research* 4: 213-224.
- Fisher, N. S. y Reinfelder, J. R. 1995. The trophic transfer of metals in marine systems. En *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*, A. Tessier & D. R. Turner (Eds.),. Chichester, John Wiley & Sons, p 363-406.
- Flores-Moya, A. Fernández, J. A., Niell, F. X. 1995. Seasonal variations of photosynthetic pigments, total C, N, y P content, and photosynthesis in *Phyllariopsis purpurascens* (Phaeophyta) from the strait of Gibraltar. *Journal of Phycology* 31(6): 867-874.
- Fong, P., Donohoe, R. M., Zedler, J. B. 1994. Nutrient concentration in tissue of the macroalga *Enteromorpha* as a function of nutrient history: an experimental evaluation using field microcosm. *Marine Ecology Progress Series* 106: 273-281.
- Forsberg, A., Soderlund, G., Frank, A. L., Petersson, R., Pedersen, M. 1988 Studies on metal content in the brown seaweed *focus vesiculosus*, from archipelago of Stockholm. *Environmental Pollution* 49: 245-263.
- Fuge, R., James, K. 1973. Trace metal concentrations in brown seaweeds. Cardigan Bay, Walesa. *Marine Chemistry*, 1: 281-293.
- Galloway, J. N. 2004. The Global Nitrogen Cycle. p. 557-583. In: *Treatise on Geochemistry*. Vol. 8. Biogeochemistry. Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds). Elsevier Pergamon, Amsterdam. 702 p.
- Green Ruiz, C.R., Páez-Osuna, F. 2001. Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in Altata-Ensenada del Pabellón coastal lagoon system (SE Gulf of California). *Environment International* 26(4), 265-273.
- Green-Ruiz, C. R., Páez-Osuna, F. 2003. Heavy metal distribution in surface sediments from a subtropical coastal lagoon system associated with agricultural basin. *Environmental Contamination and Toxicology* 71: 52-59.

- Güven, K.C., Saygi N., Öztürk, B. 1993 Survey of metal contents of Bosphorus algae, *Zostera marina* and sediments. *Botanica Marina* 36: 175-178.
- Haritonidis, S., Malea, P. 1995. Seasonal and local variation of Cr, Ni and Co concentrations in *Ulva rigida* C. Agardh and *Enteromorpha linza* (Linnaeus) from Thermaikos Gulf, Greece. *Environmental Pollution* 89:319-327.
- Hernández Covarrubias, S. A. 2008. Variación estacional de nitrógeno, fósforo y proporción N:P en el tejido de *Ulva expansa* (Setchell) Setchell y Gardner y *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss; su relación con la disponibilidad de nutrientes y otras variables ambientales en el agua del Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. Tesis de licenciatura. FACIMAR, UAS. 43 p.
- Hernández Tovalín, O. A. 2009. Estudio comparativo de la biosorción de mercurio en macroalgas que forman florecimientos másivos en el sistema lagunar Santa María-La Reforma. ICMYL. UNAM. Tesis 71 p.
- Ho, Y. B. 1990. *Ulva lactuca* as bioindicator of metal contamination in intertidal waters in Hong Kong. *Hydrobiologia* 203: 73-81.
- Howart, R., Anderson, D., Cloern, J., Elfring, C., Hopkinson, C., Lapointe, B., Malone, T., Marcus, N., McGlathery, K., Sharply, A., Walker, D. 2000. Nutrient pollution of coastal rivers, bays and seas. *Issues in Ecology* 7: 1-15.
- Huerta Díaz, M.A., León Chavira, F., Lucila Lares, M., Chee Barragán, A., Siqueiros Valencia, A. 2007. Iron, manganese and trace metal concentrations in seaweeds from the central west coast of the Gulf of California. *Applied Geochemistry*. 22: 1380-1392.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 1999. Anuario Estadístico de los Estados Unidos Mexicanos 1988-1989. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Jara Marini, M. E. 2008. Fraccionamiento y transferencia de metales pesados desde los reservorios abióticos a la trama trófica en el sistema lagunar Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. ICMYL. UNAM. Tesis 378 p.
- Jara Marini, M.E., Soto Jiménez, M.F., Páez Osuna, F. (2009). Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere* 77: 1366-1373.

- Kamala-Kannan, S., Dass-Batvari, B.P., Jae-Lee, K., Kannan, B., Krishnamoorthy, R., Shanthi, K., Jayaprakash, M. (2008). Assessment of heavy metals (Cd, Cr and Pb) in water, sediment and seaweed (*Ulva lactuca*) in the Pulicat Lake, South East India. *Chemosphere* 71: 1233-1240.
- Lankford, R. A. 1977. Coastal lagoons of Mexico. Their origin and classification. p. 83-125. *In: Estuarine Processes*. Vol. II Wiley, M. (Ed.) Academic Press, New York. 428 p.
- Lapointe B. E., Littler D. S., Littler M. M. 1992. Nutrient availability to marine macroalgae in siliclastic versus carbonate-rich coastal water. *Estuaries* 15(1): 75-82.
- Larned, S. T. 1998. Nitrogen-versus phosphorus-limited growth and sources of nutrient for coral reef macroalgae. *Marine Biology* 132: 409-421.
- Lignell, A., Roomans, G., Pedersen, M. 1982. Localization of adsorbed cadmium in *Fucus vesiculosus*. *Botanica Marina* 105: 103-109.
- Lobban, C. S., Harrison, P. J. 1997. *Seaweed ecology and physiology*. Cambridge University Press. New York. 366 p.
- Longoria Espinoza, F. R. 2004. Variación estacional en la concentración de metales pesados en algas de la bahía de Navachiste, Sinaloa. Tesis de Maestría. CIIDIR-Sinaloa, IPN. 59 p.
- Lourenco, S., Barbarino, E., Nascimento, A., Paranhos, R. 2005. Seasonal variations in tissue nitrogen and phosphorus of eight macroalgae from a tropical hypersaline coastal environment. *Cryptogamie Algology*: 355-371.
- Lyngby, J. E., Brix, H. 1989. Heavy metals in seagrass (*Zostera marina*) during growth and decomposition. *Hydrobiologia* 176/177: 189-196.
- Malea, P., S. Haritonidis., I. Straitis. 1994. Bioaccumulation of metals by Rhodophyta species at antikyra Gulf Greece near an aluminum factory. *Botanica Marina*, 37: 505-513.
- Malea, P., Haritonidis, S. 1999. Metal content in *Enteromorpha linza* (Linnaeus) in Thermaikos Gulf (Greece). *Hydrobiologia* 394: 103-112.
- Mitsch, W. J., Day, J. W., Wendell, J., Groffman, P., Hey, D. L., Randall, G. W., Wang, N. 2001. Reducing nitrogen loading to the Gulf of Mexico from the Mississippi River

- basin: Strategies to counter a persistent ecological problem. *BioScience* 51(5): 373-388.
- Mohammad I.W., Dureid, M.M., Ishan, M. 1985. Concentrations of zinc, manganese, copper, cadmium. Magnesium and iron in ten species of algae and seawater from Aqaba, Jordan. *Marine Environmental Research* 16: 95-102.
- Morel, F. M. M. et al. 1994. Zinc and carbon co-limitation of marine phytoplankton. *Nature* 369, 740-742.
- Munda, I.M. 1978. Trace metal concentrations in some Iceland seaweeds. *Botanica Marina*. 21, 261-263.
- Neundorfer, J. V., Kemp, W. M. 1993. Nitrogen versus phosphorus enrichment of brackish waters: response of the submerged plant *Potamogeton perfoliatus* and its associated algal communities. *Marine Ecology Progress Series* 94:71-82.
- Nixon, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199-229.
- NRC (National Research Council). 2000. *Clean Coastal Waters: Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution*. National Academy Press, Washington, D.C. 428 p.
- Ochoa-Izaguirre, M. J. 1999. Composición y distribución de macroalgas en el sistema lagunar de Uriás (Mazatlán, Sinaloa, México): Variación estacional de la biomasa en relación con la disponibilidad de nutrientes y algunos factores ambientales. Tesis de Maestría. Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, ICML, UNAM. 99 p.
- Ochoa-Izaguirre, M. J., Aguilar-Rosas, R., Aguilar-Rosas, L. E. 2007. Catálogo de macroalgas de las lagunas costeras de Sinaloa. Serie Lagunas Costeras. Páez-Osuna, F. (Ed.). UNAM, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, México. 117 p.
- Ochoa-Izaguirre, M. J., Carballo, J. L., Páez Osuna, F. 2002. Qualitative Changes in macroalgal Assemblages under Two Contrasting Climatic Conditions in a Subtropical Estuary. *Botanica Marina* Vol. 45, 2002, pp. 130-138.
- Orth, R. J., Moore, K. A. 1983. Chesapeake Bay: an unpredicted decline in submerged aquatic vegetation. *Science* 222:51-53.

- Páez-Osuna, F. (Ed.). 2001a. Camaronicultura y Medio Ambiente. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Programa Universitario de Alimentos, El Colegio de Sinaloa, México. 452 p.
- Páez-Osuna, F., Bojorquez Leyva, H., Green Ruiz, C. (1998). Total carbohydrates: organic carbon ratio in lagoon sediments as an indicator of organic effluents from agriculture and sugar-cane industry. *Environmental Pollution* 102(2), 321-326.
- Páez-Osuna, F., García, A., Flores Verdugo, F., Lyle Fritch, L.P., Alonso Rodríguez, R., Roque, a., Ruiz Fernández A.C. (2003). Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin* 46(7): 806-815.
- Páez-Osuna, F., Guerrero Galván, S.R., Ruiz Fernández A.C. 1999. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin* 38(7): 585-592.
- Páez-Osuna, F., Guerrero Galván, S.R., Ruiz Fernández A.C., Espinoza Angulo, R. 1997. Fluxes and máss balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in North-Western Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 34(5), 290-297.
- Páez-Osuna, F., Montañó Ley, Y., Bojorquez Leyva, H. 1991. Intercambio de agua, fósforo y material suspendido entre el sistema lagunar del Puerto de Mazatlán y las aguas costeras adyacentes. *Revista Internacional de contaminación Ambiental* 6, 19-32.
- Páez-Osuna, F., Ochoa Izaguirre, M. J., Bojorquez Leyva, H., Michel Reynoso, I.L. 2000. Macroalgae as biomonitors of heavy metal availability in coastal lagoons from the Subtropical Pacific of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64:846-851.
- Páez-Osuna, F., Osuna López, J.I., Izaguirre Fierro, G., Zazueta Padilla H.M. (1993a). Heavy metals from a subtropical coastal lagoon associated to an agricultural drainage basin. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 50(5), 696-702.
- Páez-Osuna, F., Osuna López, J.I., Izaguirre Fierro, G., Zazueta Padilla H.M. (1993b). Heavy metals from a subtropical coastal lagoon associated to an agricultural drainage basin. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 50(6), 915-921.

- Páez-Osuna, F., Osuna López, J.I., Izaguirre Fierro, G., Zazueta Padilla H.M. (1994). Trace metals in mussels from the Ensenada del Pabellón lagoon, México. *Marine Pollution Bulletin* 28(2), 124-126.
- Páez-Osuna, F., Ramírez Reséndiz, G., Ruiz Fernández, A. C, Soto Jiménez, M. F. 2007. La Contaminación por Nitrógeno y Fósforo en Sinaloa: Flujos, Fuentes, Efectos y Opciones de Manejo. Serie Lagunas Costeras. Páez-Osuna, F, F. (Ed.). UNAM, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, México. 304 p.
- Páez-Osuna, F., Ruiz Fernández, A. C. 2001. La Calidad del Agua en la Camaronicultura: Conceptos, Manejo y Normatividad. p. 101-136. *En: Camaronicultura y Medio Ambiente*. Páez-Osuna, F. (Ed). México: Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Programa Universitario de Alimentos, El Colegio de Sinaloa, México. 452 p.
- Passow, H., Rothstein, A., Clarkson, T. W., 1961. The general pharmacology of heavy metals. *Pharmacological Reviews* 13:185-224.
- Peckol, P., Rivers, J. S. 1995 Physiological responses of the opportunistic macroalgae *Cladophora vagabunda* (L.) van den Hoek and *Gracilaria tikvahiae* (McLanchlan) to the environmental disturbances associated with eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 190: 1-16.
- Pérez Escobedo, A. (2009). Contenido de nitrógeno y fósforo en el tejido de macroalgas de tres sistemas lagunares del estado de Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura FACIMAR, UAS. 66p.
- Phillips, D. J. H., 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments. *Environmental Pollution*, 13: 281-317.
- Piñón-Gimate, A., Serviere-Zaragoza, E., Ochoa-Izaguirre, M. J., Páez-Osuna, F. 2008. Species composition and seasonal changes in macroalgal blooms in lagoons along the southeastern Gulf of California. *Botánica Marina* 51(2): 112-123.
- Rainbow, P. S., Phillips, D. J. H., 1993. Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, 26: 593-601.
- Rodríguez-Figueroa, G.M., Shumilin, E., Sánchez-Rodríguez, I. (2008). Heavy metal pollution monitoring using the brown seaweed *Padina durvillaei* in the coastal zone of

- the Santa Rosalia mining region, Baja California Peninsula, Mexico. *Journal Applied Phycology* (2009) 21: 19-26.
- Ruelas-Inzunza J., Páez-Osuna, F. 2006. Trace metal concentrations in different primary producers from Altata-Ensenada del Pabellón and Guaymás Bay (Gulf of California). *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology* 76:327–333.
- Schmidt, O. J. 1969. Various substances. In: T. Sevring et al (eds), *Marine algae*. Cram de Grutjer. 369-392 p.
- Ruttenberg, K. C. 2004. The Global Phosphorus Cycle. p. 585-643. *In: Treatise on geochemistry*. Vol. 8. Biogeochemistry. Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds). Elsevier Pergamon, Amsterdam. 702 p.
- Saenko, G.N., Koryakova, M.D., Makienko, V.F., Dobrosmyslova, I.G. 1976. Concentration of polyvalent metals by seaweeds in Vostok Bay, Sea of Japan. *Marine Biology*. 47, 243-250.
- Schmidt, O.J. 1969. Various substances, p. 369-392. En T. Sevring et al. (eds.), *Marine algae*. Cram de Grutjer.
- Segovia Zavala, J.A., Delgadillo Hinojosa, F., Álvarez Borrego; S. 1998. Cadmium in the coastal upwelling area adjacent to California-Mexico border. *Est Coast Shelf Science* 46: 475-481.
- Setchell, W., Gardner N. 1920. *The Marine Algae of the Pacific Coast of North America*. Part. II Chlorophyceae, University of California. Press 8(2): 139- 374.
- Setchell, W., Gardner, N. 1924. Expedition of the California Academy of Sciences to the Gulf of California in 1921. The marine algae *Proceedings of the California Academy of Sciences* (Ser. IV) 12 (29): 695-949.
- Sfriso, A. Marcomini, A. 1999. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part II: Coupling with sediment, SPM and tissue carbon, nitrogen and phosphorus concentrations. *Marine Environmental Research* 47: 285-309.
- Smayda, T. J. 1990. Novel and nuisance Phytoplankton Blooms in the sea: Evidence for a Global Epidemic. p. 29-34. *In: Toxic Marine Phytoplankton*. Granéli, E., Sundström, B., Edler, L., Anderson, D.M. (Eds). Elsevier Science Publishers, New York. 553 p.

- Soto-Jiménez, M.F., Páez-Osuna, F. 2001. Cd, Cu, Pb, and Zn in lagoonal sediments from Mazatlan harbor (SE Gulf of California): bioavailability and geochemical fractioning. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 66: 350-356.
- Soto-Jiménez, M.F., Páez-Osuna, F., Scelfo, G., Hibdon, S., Franks, R., Aggarawl, J., Flegal, A.R. 2008. Lead pollution in subtropical ecosystem on the SE Gulf of California coast: a study of concentrations and isotopic composition. *Marine environmental Research* 66: 451-458.
- Strickland, J. D. H., Parsons, T. R. 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 167. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa. 311 p.
- Stumm, W., Morgan, J.J. 1996. *Aquatic Chemistry*. Wiley. 1022 p.
- Taylor, D. I., Nixon, S. W., Granger, S. L. Buckley, B. A., McMahon, J. P., Lin, H. J. 1995. Responses of coastal lagoon plant communities to different forms of nutrient enrichment-a mesocosm experiment. *Aquat Bot* 52: 19-34.
- Theichberg, M., Fox, S. E., Olsen, Y. S., Valiela, I., Martinetto, P., Iribarnes, O., Yukiro Muto, E., Petti, M. A. V., Corbisier, T. N., Soto-Jimenez, M., Páez-Osuna, F., Castro, P., Freitas, E., Zitelli, A., Cardinaletti, M., Tagliapietrass, D. (2010). Eutrophication and macroalgal blooms in temperate and tropical coastal waters: nutrient enrichment experiments whit *Ulva* spp. *Global Change Biology* 16: 2624-2637.
- Twilley, R. R., Kemp, W. M., Staver, K. W., Stevenson, J.C., Boynton, W. R. 1985. Nutrient enrichment of estuarine submersed vascular plant communities: I. Algal growth and effects on production of plants and associated communities. *Marine Ecology Progress Series* 23:179-191.
- Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P. J., Hersh, D., Foreman, K. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography* 42: 1105-1118.
- Viaroli, P., Bartoli, M., Azzoni, R., Giordani, G., Mucchino, C., Naldi, M., Nizzoli, D., Tajè, L. (2005). Nutrient and iron limitation to *Ulva* blooms in a eutrophic coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Hydrobiologia* 550:57-71.

- Victorino Ochoa, R. G. 2007. Biomasa y contenido de nitrógeno y fósforo de las macroalgas del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura. FACIMAR, UAS. 34 p.
- Villares, R., Carballeira, A. 2003. Seasonal variation in the concentrations of nutrients in two green macroalgae and nutrient levels in sediments in the Rías Baixas (NW Spain). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 58: 887-900.
- Villares, R., Puente, X., Carballeira, A. (2001). Ulva and Enteromorpha as indicators of heavy metal pollution. *Hydrobiologia* 462:221-232.
- Villares, R., Puente, X., Carballeira, A. (2002). Seasonal variation and background levels of heavy metals in two green seaweeds. *Environmental Pollution* 119:79-90.
- Vinogradov, A.P. 1953. The elementary chemical composition of marine organisms. Sears Foundation for Marine Research, Memoir No. 2, Yale University.
- Wheeler, P. A., Björnsäter, B. R. 1992. Seasonal Fluctuations in tissue nitrogen, phosphorus, and N:P for five macroalgal species common to the Pacific northwest coast. *Journal of Phycology* 28(1): 1-6.
- Yamamoto, T., Ishibashi, M. 1972. The content of trace elements in seaweeds. *Proc. Int. Seaweed symp.*, 7, 511-514.
- Young, E.G., Langille, W.M. 1958. The occurrence of inorganic elements in marine algae of the Atlantic provinces of Canada. *Can. J. Bot.*, 36, 301-310.
- Zamora Arroyo, F., Egidio Villareal, J., Albar Reynoso, M.P., Villalba Loera, A., Rodríguez, G. (2000). Programa Piloto de Monitoreo Ecológico de Bahía Santa María La Reforma. Centro de Conservación para el Aprovechamiento de los Recursos Naturales (CECARENA). Conservación Internacional de México (CIMEX), Universidad Autónoma de Sinaloa. Documento Inédito.