



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Unidad Académica Mazatlán

Universidad Nacional Autónoma de México



**“Caracterización de florecimientos macroalgales de lagunas
costeras de Sinaloa y su relación con factores fisicoquímicos”**

T E S I S

Que para obtener el grado académico de

**Doctor en Ciencias
(Biología Marina)**

p r e s e n t a

M. en C. Alejandra Piñón Gimate

Director de tesis: Dr. Federico Páez Osuna

Codirectora de tesis: Dra. Elisa Serviere Zaragoza

Comité tutorial: Dra. Dení Rodríguez Vargas

Dr. Enrique Cantoral Uriza

Dr. Martín F. Soto Jiménez

Mazatlán, Sinaloa

Agosto, 2008



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Este trabajo se desarrollo en el Laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM, bajo la dirección del Dr. Federico Páez Osuna y la codirección de la Dra. Elisa Serviere Zaragoza, con el apoyo del Proyecto SEMARNAT-2002-CO1-0161 titulado “Dinámica de nutrientes en las lagunas costeras de Sinaloa: flujos, transporte, interacciones con sedimentos y organismos”.

El producto de este trabajo doctoral a la fecha, fue un artículo publicado en una revista indizada de circulación internacional, que se presentan en el Anexo II.

El jurado de examen de grado estuvo integrado por:

Presidente: Dr. Federico Páez Osuna
Secretario: Dra. Elisa Serviere Zaragoza
1er. vocal: Dra. Dení Rodríguez Vargas
2do. vocal: Dr. Enrique Cantoral Uriza
3er. vocal: Dr. Martín F. Soto Jiménez

Dedicatoria

Dedico este trabajo a mis padres por haberme apoyado siempre y en todo momento.

Mamá muchas gracias por todo tu apoyo, por ser mi amiga y confidente, por llevarme a tantos lugares en donde la historia solo refleja la nuestra propia, de grandes raíces y fuertes cimientos.

Papá muchas gracias por creer siempre en mi, gracias por todos esos caminos de tantos kilómetros y con tantos kilómetros mas por recorrer.

Abuelita, te dedico este trabajo, siempre, siempre estas en mi corazón y en mis pensamientos.

A mi prima Ybeth (y a su pequeña familia), a Yaneth (¡dos carreras no son nada!), a Sandra (a ver que día te animas a hacer el doctorado), a Samanta (tantos proyectos y tan poco tiempo), a Lucia (me acuerdo cuando todavía estabas chiquitita!); a mis primos Oscar, Ismael (¡te gané!) y a Daniel; a mis tíos (Tío Jorge ya sabes que todas mis tesis te las dedico especialmente a ti); a mis tías (¡Tía Hayde de veras que te admiro!), a todos ellos aunque están lejos también los llevo en mi corazón.

A mis otros primos, ojalá nuestros caminos se sigan cruzando, también están lejos pero siempre pienso en ustedes.

A la memoria de mis abuelos que ya no estan.

Leí esta frase y me gusto: “La vida es como ir en bicicleta, hay que ir constantemente hacia delante y guardando siempre el equilibrio”, esto resume en pocas palabras lo que ha sido para mi esta aventura del doctorado.

Agradecimientos

Al Dr. Federico Páez Osuna por aceptarme dentro de este proyecto, por sus comentarios, sus observaciones y su paciencia, por guiarme en el desarrollo de este proyecto.

A la Dra. Elisa Serviere por aceptar ser parte de este proyecto, gracias por realizar todos los viajes a Mazatlán con el único fin de que esta tesis resultara lo mejor posible, gracias por tomarte tu tiempo cuando me recibiste en La Paz, gracias por todos tus comentarios a lo largo del desarrollo de la tesis aunque fuera a la distancia. Al CIBNOR por su apoyo durante las estancias realizadas en La Paz, B. C. S.

A la M. en C. María Julia Ochoa-Izaguirre por pasarme una pequeña parte de sus conocimientos, gracias por hacer amenas todas las salidas al campo y permitirme trabajar en el Herbario de la Facultad de Ciencias de la Universidad Autónoma de Sinaloa. A los hermanos Raúl y Luis Aguilar Rosas por su ayuda en la determinación de las especies y sus comentarios sobre el trabajo.

A los miembros de mi comité tutorial, a la Dra. Dení que a lo largo de mi carrera de Bióloga de alguna manera siempre ha estado presente y que me ha apoyado siempre que ha sido necesario, ojalá algún día tengamos la oportunidad de trabajar juntas; al Dr. Enrique Cantoral que también ha estado presente desde la licenciatura gracias por tus comentarios y tus palabras de animo; al Dr. Martín Soto por tomarse el tiempo de leer detenidamente el trabajo y aportar comentarios y sugerencias para enriquecerlo.

Al M. en C. Alejandro Del Río Chuljak, a la M. en C. Korinthya López Aguiar, al M. en C. Eynar García Pagés por contribuir con sus datos a esta tesis y por ser excelentes compañeros de salidas al campo. Al Biol. Pesq. Omar Alberto Hernández Tovalín por su ayuda en los muestreos en el campo y en el herbario.

Al matemático Germán Ramírez y al LSCA Carlos Suárez por su ayuda con los análisis estadísticos, elaboración de gráficos y detalles de edición concernientes a la edición de esta tesis. A la Lic. Erlinda Rojas por su ayuda en todo lo referente a cómputo. A María Clara Ramírez Jáuregui (Clarita) por su invaluable apoyo en la obtención de material bibliográfico, por su eficiencia y rapidez. Así mismo al LSCA Pedro Allende, ambos de la biblioteca "Ma. Elena Caso Muñoz" de la Unidad Académica Mazatlán.

A Margarita Cordero aquí en Mazatlán por todo tu apoyo, a Diana Juárez, Chantal Ruíz Guerrero, Lupita Medina y Gabriela Almaraz. A Natalia Medina y a Marcela Cisneros que siempre estuvieron en la mejor disposición de ayudarme en lo referente a la administración, y a todo el personal de la Unidad Académica Mazatlán. A los demás Investigadores de esta Unidad Académica

que me ayudaron en alguna etapa del doctorado con comentarios o sugerencias o con alguna palabra de aliento, gracias!

A Summer McKean por su ayuda en la traducción del artículo fruto de este trabajo, gracias por tus atinados comentarios.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para realizar mis estudios. Al posgrado de Ciencias del Mar y Limnología por su apoyo.

A Benjamín Yáñez por ser mi compañero en tantos viajes y tantas aventuras, por ser mi compañero en este doctorado, gracias por compartir conmigo tus conocimientos. Gracias por acompañarme en los momentos buenos y los malos y por apoyarme en todo momento.

Al Dr. José Luis Carballo por sus comentarios sobre el trabajo de tesis, pero también por ser un excelente coequipero.

Al Dr. Guillermo Fernández por sus comentarios y sus ánimos, ¡gracias por ser un buen amigo!

A mis amigos y compañeros en este doctorado, si me falta alguno no se enojen es el alemán que no me deja: a Martín Jara (gracias por tu orientación cuando fue necesario y por las platicas de café); a Cris, a Eric, a Janto, a Joel, a Enrique, a Claudita, a Héctor por adoptarme en las actividades de su laboratorio y por aquellas fiestas y posadas de fin de año para distraernos un poco; a Dilian (vamos amiga tu puedes), a Luis Fernando, a Beto, a Elizabeth; a todos aquellos que me acompañaron a lo largo de un montón de horas de escritorio (¡Sayda gracias por animarme a entrar al mundo del triatlón!) ¡Y a todos aquellos que se me están olvidando, gracias!

ÍNDICE

TABLA DE FIGURAS.....	ix
ÍNDICE DE TABLAS.....	xiii
1. Introducción	1
2. Antecedentes	3
2.1. Nutrientes	4
2.2. Estudios ficoflorísticos	7
2.3. Florecimientos macroalgales	9
2.4. Isótopos estables	13
3. Hipótesis	16
3.1. Objetivos generales	17
3.2. Objetivos específicos	17
4. Material y métodos	19
4.1. Área de estudio.....	19
4.2. Análisis de muestras de agua (variables físicas y químicas)	32
4.3. Composición de macroalgas.....	34
4.4. Análisis.....	35
4.4.1. Parámetros fisicoquímicos	35
4.4.2. Composición ficoflorística y biomasa algal	36
4.4.3. Biomasa vs parámetros fisicoquímicos	38
4.5. Muestreo para isotopía	40
4.5.1. Análisis isotópico de las muestras.....	42
4.5.2. Análisis de correlación	43
5. Resultados.....	44
5.1. Caracterización fisicoquímica del agua de las lagunas.....	44
5.1.1. Cambios estacionales en las variables fisicoquímicas	46
5.2. Caracterización fisicoquímica de los sitios de muestreo.....	52
5.2.1. Físicos.....	52
5.2.2. Químicos.....	55
5.3. Caracterización ficoflorística de los florecimientos macroalgales.....	58
5.3.1. Composición ficoflorística.....	58
5.3.2. Macroalgas importantes (conformadoras de florecimientos)	62
5.3.3. Composición, distribución y abundancia de especies importantes ..	64
5.4. Biomasa vs variables ambientales.....	78
5.5. Isótopos	88
5.5.1. Muestras de agua.....	88
5.5.2. Contenido de nitrógeno en los tejidos macroalgales.....	89
5.5.3. Correlaciones lineales del nitrógeno en el tejido macroalgal vs nitrógeno en la columna de agua.....	90
6. Discusión.....	94
6.1. Parámetros fisicoquímicos.....	94
6.2. Florecimientos macroalgales	101

6.3.	Isótopos	110
6.4.	Límites de crecimiento macroalgal y la salud de los ecosistemas.....	119
7.	Conclusiones.....	121
8.	Literatura citada.....	124
9.	Anexo I.....	146
10.	Anexo II.....	156
11.	Glosario.....	168

TABLA DE FIGURAS

Figura 1.	Sistemas lagunares ubicados para el estudio de florecimientos algales en el estado de Sinaloa.....	20
Figura 2.	Sistema lagunar Ohuira, se muestra el recorrido realizado en línea punteada.....	22
Figura 3.	Sistema lagunar Navachiste, se muestra el recorrido realizado en línea punteada.....	23
Figura 4.	Sistema lagunar Santa María-La Reforma, se muestra el recorrido realizado en línea punteada.....	25
Figura 5.	Sistema lagunar Altata Ensenada del Pabellón, se muestra el recorrido realizado en línea punteada.	27
Figura 6.	Sistema lagunar Ceuta, se muestra el recorrido realizado en línea punteada.....	29
Figura 7.	Sistema lagunar Teacapán, se muestra el recorrido realizado en línea punteada.....	31
Figura 8.	Ubicación de 13 sitios de muestreo dentro de seis lagunas de la costa de Sinaloa. El punto muestra la ubicación aproximada del sitio de muestreo.	32
Figura 9.	Ubicación de los sitios de muestreo en el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón. Sitio de muestreo (●). <i>Gracilaria vermiculophylla</i> (×), <i>Hypnea</i> sp. (◆) y <i>Spyridia filamentosa</i> (●). Las letras señalan la influencia de actividades que se desarrollan cerca de los sitios de muestreo. Flechas señalan la ubicación de la influencia de estas actividades. Agrícola (A), aguas residuales (AR), granjas camaronícolas (Gr), marino (M). Tomado de García-Pagés (2007).....	42
Figura 10.	Promedio estacional (\pm DE) de (a) temperatura, (b) salinidad, (c) oxígeno disuelto (OD) y (d) sólidos suspendidos totales (SST), en seis lagunas de Sinaloa. OH=Ohuira, NA=Navachiste, SMR=Santa María-La Reforma, AEP=Altata-Ensenada El Pabellón, CE=Ceuta y TE=Teacapán. Época de secas (☉), lluvias (■) y frías (▲).....	48
Figura 11.	Promedio estacional (\pm DE) del (a) nitrógeno inorgánico disuelto (NID), (b) nitrógeno total (NT), (c) fósforo disuelto (PD) y (d) fósforo total (PT), en seis lagunas costeras de Sinaloa. OH=Ohuira, NA=Navachiste, SMR=Santa María-La Reforma, AEP=Altata-Ensenada El Pabellón, CE=Ceuta y TE=Teacapán. Época de secas (☉), lluvias (■) y frías (▲).....	51

Figura 12. Promedio estacional (\pm DE) de la (a) temperatura, (b) salinidad, (c) oxígeno disuelto (OD) y (d) sólidos suspendidos totales (SST), en trece sitios de muestreo. Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura 8 para la referencia del sitio de muestreo.....54

Figura 13. Promedio estacional (\pm DE) del (a) nitrógeno inorgánico disuelto (NID), (b) nitrógeno total (NT), (c) fósforo disuelto (PD), (d) fósforo total (PT) y (e) la proporción nitrógeno-fósforo (N:P), en trece sitios de muestreo. Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura 8 para referencia de los sitios de muestreo....57

Figura 14. (a) Número de especies encontrada en los 13 sitios de muestreo durante las tres épocas del año. (b) Promedio estacional (\pm DE) de las especies. Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura 8 para referencia de los sitios de muestreo.61

Figura 15. Biomasa total estacional de las 12 especies importantes: *Caulerpa sertularioides* (CS), *Rhizoclonium* sp. (Rsp), *Ulva clathrata* (Uc), *U. intestinalis* (Ui), *U. lactuca* (Ul), *U. prolifera* (Up), *Gracilaria turgida* (Gt), *G. vermiculophylla* (Gv), *Hypnea spinella* (Hs), *H. valentiae* (Hv), *Spyridia filamentosa* (Sf), *Mycrocoleus lynngbyaceus* (Ml). Época de secas (■), lluvias (□) y frías (▣).64

Figura 16. Biomasa promedio estacional (\pm DE) de las 4 especies importantes de macroalgas encontradas en el sitio de muestreo 1 en el sistema lagunar Ohuira.

■ *Caulerpa sertularioides*, □ *Hypnea spinella*, ▣ *H. valentiae*, ▤ *Spyridia filamentosa*.66

Figura 17. Biomasa promedio estacional (\pm DE) de las 4 especies importantes de macroalgas encontradas en los sitios de muestreo (a) 2 y (b) 3 en el sistema lagunar Navachiste. ■ *Ulva clathrata*, □ *G. vermiculophylla* y ▤ *Spyridia filamentosa*.67

Figura 18. Biomasa promedio estacional (\pm DE) de las 8 especies importantes de macroalgas encontradas en los sitios de muestreo (a) 4, (b) 5 y (c) 6 en el sistema lagunar Santa María-La Reforma. ▣ *Rhizoclonium* sp., ■ *Ulva clathrata*, ▤ *U. intestinalis*, □ *U. lactuca*, □ *G. vermiculophylla*, □ *Hypnea spinella*, ▣ *H. valentiae*, ▤ *Spyridia filamentosa*.69

Figura 19. Biomasa promedio estacional (\pm DE) de las 7 especies importantes de macroalgas, y 1 alga verde-azul, encontradas en los sitios de muestreo (a) 7, (b) 8 y (c) 9 en el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón. ■ *Caulerpa sertularioides*, ▤ *U. intestinalis*, □ *U. lactuca*, □ *U. prolifera*, □ *Gracilaria turgida*, □ *G. vermiculophylla*, □ *Hypnea spinella*, ▤ *Spyridia filamentosa* y ▥ *Mycrocoleus lynngbyaceus*.71

Figura 20. Biomasa promedio estacional (\pm DE) de las 3 especies importantes de macroalgas encontradas en los sitios de muestreo (a) 10, (b) 11 y (c) 12 en el

sistema lagunar Ceuta. ■ *Ulva clathrata*, □ *G. vermiculophylla* e ■ *Hypnea spinella*.
.....73

Figura 21. Biomasa promedio estacional (±DE) de las 2 especies importantes de macroalgas encontradas en el sitio de muestreo 13 en el sistema lagunar

Teacapán. □ *G. vermiculophylla*, e ■ *Hypnea spinella*.74

Figura 22. Biomasa promedio (±DE) de las 11 especies importantes de macroalgas, y 1 alga verde-azul, en trece sitios de muestreo en la época de (a) secas, (b) lluvias y (c) frías. ■ *Caulerpa sertularioides*, ■ *Rhizoclonium* sp., ■ *Ulva clathrata*, ☒ *U. intestinalis*, □ *U. lactuca*, □ *U. prolifera*, □ *Gracilaria turgida*,

□ *G. vermiculophylla*, ■ *Hypnea spinella*, ■ *H. valentiae*, ▢ *Spyridia filamentosa* y □ *Mycrocoleus lynbyaceus*.76

Figura 23. Porcentaje de biomasa de las 11 especies importantes, y 1 verde-azul, en trece sitios de muestreo, en la época de (a) secas, (b) lluvias y (c) frías.

■ *Caulerpa sertularioides*, ■ *Rhizoclonium* sp., ■ *Ulva clathrata*, ☒ *U. intestinalis*, □ *U. lactuca*, □ *U. prolifera*, □ *Gracilaria turgida*, □ *G. vermiculophylla*, ■ *Hypnea spinella*, ■ *H. valentiae*, ▢ *Spyridia filamentosa* y □ *Mycrocoleus lynbyaceus*.77

Figura 24. Ordenamiento espacial (MDS) basado en las similitudes de Bray Curtis utilizando los datos transformados en raíz cuarta de la biomasa estacional de las especies importantes en los trece sitios de muestreo. Se observan cuatro asociaciones encerradas en línea continua. Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲).79

Figura 25. Correlaciones significativas (p<0.01) entre los parámetros fisicoquímicos y la biomasa de las especies importantes. (a) Biomasa de *Caulerpa sertularioides* vs la proporción N:P; (b) biomasa de *Gracilaria vermiculophylla* vs salinidad, (c) biomasa de *G. vermiculophylla* vs concentración de fósforo disuelto, (d) biomasa de *G. vermiculophylla* vs fósforo total y (e) biomasa de *Hypnea valentiae* vs las proporción N:P. Especie *C. sertularioides* (◊), *G. vermiculophylla* (◐), *H. valentiae* (●).81

Figura 26. Análisis de componentes principales (ACP): (a) correlaciones del factor 1 vs factor 2 y (b) factor 1 vs factor 3. Sitios de muestreo por época del año: (c) factor 1 vs factor 2 y (d) factor 1 vs factor 3. Temperatura (T), salinidad (Sal), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), fósforo disuelto (PD) y fósforo total (PT). *Caulerpa sertularioides* (Cs), *Rhizoclonium* sp (Rsp), *Ulva clathrata* (Uc), *U. intestinalis* (Ui), *U. lactuca* (Ul), *U. prolifera* (Up), *Gracilaria turgida* (Gt), *G. vermiculophylla* (Gv), *Hypnea spinella* (Hs), *H. valentiae* (Hv), *Spyridia filamentosa* (Sf), *Mycrocoleus lyngnbyaceus* (Ml) y Biomasa (Bio). Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲).86

Figura 27. Análisis de correspondencias canónicas (ACC). Temperatura (T), salinidad (Sal), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), fósforo disuelto (PD) y fósforo total (PT). *Caulerpa sertularioides* (Cs), *Rhizoclonium* sp (Rsp), *Ulva clathrata* (Uc), *U. intestinalis* (Ui), *U. lactuca* (Ul), *U. prolifera* (Up), *Gracilaria turgida* (Gt), *G. vermiculophylla* (Gv), *Hypnea spinella* (Hs), *H. valentiae* (Hv), *Spyridia filamentosa* (Sf), *Mycrocoleus lyngbyaceus* (Ml) y Biomasa (Bio).....87

Figura 28. Logaritmo del contenido de nitrógeno en el tejido algal vs NID en (a) *G. vermiculophylla*, en (b) *Hypnea* sp. y en (c) *Spyridia filamentosa*, en el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón. *Gracilaria vermiculophylla* (✱), *Hypnea* sp. (●) y *Spyridia filamentosa* (◆).90

Figura 29. Logaritmo del contenido de nitrógeno en el tejido algal (a) del género *Hypnea* sp vs NO_3^- , (b) de la especie *Spyridia filamentosa* vs NO_3^- , (c) de la especie *Gracilaria vermiculophylla* vs NH_4^+ y de (d) *S. filamentosa* vs NH_4^+ , en el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón. *Gracilaria vermiculophylla* (✱), *Hypnea* sp. (●) y *Spyridia filamentosa* (◆).91

Figura 30. Valores promedio (\pm DE) del $\delta^{15}\text{N}$ de tres especies de macroalgas vs el $\delta\text{N-NO}_3^-$ de la columna de agua en el sistema lagunar Altata-Ensenada el Pabellón. La línea 1:1 indica el valor teórico del $\delta^{15}\text{N}$ si este fuese reflejado completamente. *Gracilaria vermiculophylla* (✱), *Hypnea* sp. (●) y *Spyridia filamentosa* (◆).92

Figura 31. (a) Valores del $\delta^{15}\text{N}$ del tejido del fitoplancton vs el $\delta\text{N-NO}_3^-$ y (b) valores del $\delta^{15}\text{N}$ del tejido del fitoplancton vs el $\delta\text{N-NH}_4^+$ de la columna de agua en el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón.....93

Figura 32. Promedio de biomasa estacional obtenido para 13 sitios de muestreo de seis lagunas costeras estudiadas en Sinaloa. La línea punteada vertical indica la biomasa macroalgal sugerida como límite máximo para aguas de “buena calidad” (Bricker et al. 2003). Época de secas (●), lluvias (■) y frías (▲).120

Figura 33. Precipitación pluvial en la región durante los meses de muestreo, de Mayo del 2004 al mes de abril del 2005, en la región del norte y centro del estado de Sinaloa (CNA, 2005).146

Figura 34. Temperatura promedio en la región durante los meses de muestreo, de Mayo del 2004 al mes de abril del 2005, en la región del norte y centro del estado de Sinaloa (CNA, 2005).146

Figura 35. Valores del NID obtenidos en 13 sitios de muestreo en seis lagunas de Sinaloa por época del año. La línea punteada señala la concentración límite recomendada para aguas de buena calidad (NOAA 1998). Época de secas (●), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura ocho para código del sitio de muestreo....152

Figura 36. Valores del NT obtenidos en 13 sitios de muestreo en seis lagunas de Sinaloa por época del año. La línea punteada señala la concentración límite recomendada para aguas de buena calidad (NOAA 1998). Época de secas (●), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura ocho para código del sitio de muestreo.....153

Figura 37. Valores del PD obtenidos en 13 sitios de muestreo en seis lagunas de Sinaloa por época del año. La línea punteada señala la concentración límite

recomendada para aguas de buena calidad (USEPA 2001). Época de secas (◉), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura ocho para código del sitio de muestreo.....154

Figura 38. Valores del PT obtenidos en 13 sitios de muestreo en seis lagunas de Sinaloa por época del año. La línea punteada señala la concentración límite recomendada para aguas de buena calidad (USEPA 2001). Época de secas (◉), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura ocho para código del sitio de muestreo.....155

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Ubicación y área de seis lagunas costeras del estado de Sinaloa elegidas para este estudio.19

Tabla 2. Promedio anual de los factores fisicoquímicos por laguna (\pm DE). Temperatura (T), salinidad (Sal), oxígeno disuelto (OD), sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), fósforo disuelto (PD) y fósforo total (PT). Ohuira (OH), Navachiste (NA), Santa María-La Reforma (SMR), Altata-Ensenada El Pabellón (AEP), Ceuta (CE) y Teacapán (TE).45

Tabla 3. Promedio estacional (\pm DE) de la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto (OD) y sólidos suspendidos totales (SST), en seis lagunas de Sinaloa.47

Tabla 4. Promedio estacional (\pm DE) del nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), fósforo disuelto (PD) y fósforo total (PT), en seis lagunas de Sinaloa.50

Tabla 5. Promedio estacional (\pm DE) de la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto (OD) y sólidos suspendidos totales (SST), en trece sitios de muestreo.52

Tabla 6. Promedio estacional (\pm DE) del nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), fósforo disuelto (PD) y fósforo total (PT), en trece sitios de muestreo.55

Tabla 7. Dimensiones aproximadas de cada una de las proliferaciones encontradas en cada sitio de muestreo y tipo de sedimento característico.58

Tabla 8. Listado general de especies presentes en trece sitios de muestreo a lo largo del periodo de estudio.....59

Tabla 9. Distribución de la fase del talo de las especies importantes por sitio de muestreo por época del año. *Caulerpa sertularioides* (Cs), *Rhizoclonium* sp. (Rsp), *Ulva clathrata* (Uc), *U. intestinalis* (Ui), *U. lactuca* (Ul), *U. prolifera* (Up), *Gracilaria turgida* (Gt), *G. vermiculophylla* (Gv), *Hypnea spinella* (Hs), *H. valentiae* (Hv), *Spyridia filamentosa* (Sf), *Mycrocoleus lyngbyaceus* (Ml). V =Vegetativo, C= Carposporangios, Z=Zoosporas, Tt= Tetrasporangios.....63

Tabla 10. Biomasa promedio anual (\pm DE) por sitio de muestreo de las 12 especies importantes. Ver figura 8 para referencia del sitio de muestreo. *Caulerpa sertularioides* (CS), *Rhizoclonium* sp. (Rsp), *Ulva clathrata* (Uc), *U. intestinalis* (Ui), *U. lactuca* (Ul), *U. prolifera* (Up), *Gracilaria turgida* (Gt), *G. vermiculophylla* (Gv), *Hypnea spinella* (Hs), *H. valentiae* (Hv), *Spyridia filamentosa* (Sf), *Mycrocoleus lyngbyaceus* (Ml).....65

Tabla 11. Valores de correlación del ACP obtenido para las variables fisicoquímicas por sitio de muestreo, época del año y laguna. Se muestran las correlaciones más elevadas obtenidas (>0.3 indistinto del signo ya que este indica si la correlación es positiva o negativa). Nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), fósforo disuelto (PD) y fósforo total (PT). *Caulerpa sertularioides* (Cs), *Rhizoclonium* sp. (Rsp), *Ulva clathrata* (Uc), *U. intestinalis* (Ui), *U. lactuca* (Ul), *U. prolifera* (Up), *Gracilaria turgida* (Gt), *G. vermiculophylla* (Gv), *Hypnea spinella* (Hs), *H. valentiae* (Hv), *Spyridia filamentosa* (Sf), *Mycrocoleus lyngbyaceus* (Ml), Biomasa (Bio).83

Tabla 12. Concentración promedio (\pm DE) de nitritos, nitratos, amonio, nitrógeno inorgánico disuelto (NID), $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ y $\delta^{15}\text{N-NH}_4^+$ de las muestras de agua en el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón (AEP).88

Tabla 13. Promedio (\pm DE) del contenido de nitrógeno y el $\delta^{15}\text{N}$ en el tejido de tres especies de macroalgas importantes y de la materia orgánica particulada (MOP), en cinco sitios de muestreo en el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón (AEP). Gv= *Gracilaria vermiculophylla*, Hsp= *Hypnea* sp., Sf= *Spyridia filamentosa*, MOP= Materia orgánica particulada.89

Tabla 14. Concentraciones de nutrientes registradas en la literatura para diferentes lagunas del Pacífico Mexicano, por distintos autores y este estudio.100

Tabla 15. Biomasa para algunos de los géneros y especies importantes conformadoras de florecimientos para la región y otros sitios reportados por diferentes autores y este estudio.109

Tabla 16. Valores del $\delta^{15}\text{N}$ ‰ reportados en la literatura (y en este estudio) para aguas subterráneas, materia orgánica particulada, aguas residuales y fertilizantes alrededor del mundo para diferentes localidades con diferentes influencias de tipo antropogénico.116

Tabla 17. Valores del $\delta^{15}\text{N}$ ‰ reportados en la literatura (y en este estudio) para macroalgas alrededor del mundo para diferentes localidades con diferentes influencias de tipo antropogénico.117

Tabla 18. Promedio estacional (\pm DE) de los parámetros físicos para cada uno de los sitios de muestreo por época del año. SST= sólidos suspendidos totales, OD= oxígeno disuelto. Ver figura ocho para código del sitio de muestreo.147

Tabla 19. Promedio estacional (\pm DE) de los parámetros químicos estudiados para cada uno de los sitios de muestreo por época del año. NID= nitrógeno inorgánico disuelto, NT= nitrógeno total, PD= fósforo disuelto, PT= fósforo total y N:P= proporción nitrógeno-fósforo. Ver figura ocho para código de sitio de muestreo.148

Tabla 20. Promedio estacional (\pm DE) de la biomasa para cada uno de los sitios de muestreo por época del año. Cs= *Caulerpa sertularioides*, Rsp= *Rhizoclonium* sp., Uc= *Ulva clathrata*, Ui= *U. intestinalis*, Ul= *U. lactuca*, Up= *U. prolifera*, Gv= *Gracilaria vermiculophylla*, Gt= *Gracilaria turgida*, Hs= *Hypnea spinella*, Hv= *H. valentiae*, Sf= *Spyridia filamentosa* y Ml= *Mycrocoleus lyngbyaceus*. Ver figura ocho para código de sitio de muestreo.149

Resumen

Se estudio la composición de especies y cambios estacionales en 13 florecimientos macroalgales en seis lagunas costeras de Sinaloa e impactadas por actividades humanas, durante tres épocas del año entre mayo del 2004 y abril del 2005. Se considero que un florecimiento macroalgal era aquel en que se encontraron una o más especies de macroalgas, conspicuas, con una biomasa mayor a 1 g m^{-2} y que cubrieran una extensión mayor a 50 metros paralelos a la playa. Estas especies fueron consideradas como importantes y conformadoras de florecimientos. Las muestras de macroalgas fueron tomadas por medio de un muestreo manual siguiendo el método de transectos-cuadrantes. Se obtuvieron datos de temperatura, salinidad, sólidos suspendidos totales y nutrientes. Se obtuvieron datos del $\delta^{15}\text{N}$ de tres especies de macroalgas, del MOP y el $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ de la columna de agua en un solo sistema lagunar (AEP). En el periodo de muestreo la temperatura tuvo los menores valores en la época de frías, mientras que la salinidad presentó variaciones en la época de lluvias en algunos sitios, los nutrientes no mostraron patrones definidos estacionales ni espaciales. Se encontraron un total de 39 especies en todos los florecimientos, de las cuales solo 12 especies fueron importantes, 6 especies de algas verdes, 5 especies de algas rojas y una especie de algas verde-azules y de estas solo cuatro representaron más del 70% de la biomasa anual. Durante la época de secas *Spyridia filamentosa* tuvo la mayor biomasa (57.5 g m^{-2}), durante la época de lluvias fue *Gracilaria vermiculophylla* (291 g m^{-2}) y en la época de frías *Caulerpa sertularioides* (180.1 g m^{-2}). La abundancia de estas especies fue más alta que aquellas previamente reportadas para la región. Los análisis de correlación mostraron que hubo una relación positiva entre las concentraciones de fósforo total y la biomasa de *G. vermiculophylla* lo que sugiere que este nutriente puede estar limitando el crecimiento de esta especie. La relación de la biomasa de *C. sertularioides* con la proporción N:P sugiere que las altas concentraciones de nitrógeno en relación a bajas concentraciones de fósforo favorecen el crecimiento de esta especie. Estos análisis muestran que las concentraciones de nutrientes estén influenciando el crecimiento macroalgal, aunque la temperatura y salinidad también juegan un rol importante ya que la biomasa macroalgal en general disminuyó en la época de frías. Los resultados del análisis del contenido de nitrógeno en el tejido de tres especies de macroalgas en AEP mostraron la preferencia por el amonio o los nitratos. El $\delta^{15}\text{N}$ de las macroalgas y el $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ tuvieron una relación positiva, sin embargo las macroalgas no reflejaron una proporción 1:1 lo que indica que pudiera haber un enriquecimiento en la señal de la macroalga. Los valores encontrados del $\delta^{15}\text{N}$ de las macroalgas de diferentes sitios fueron similares a las señales isotópicas reportadas para las cargas de nutrientes que influyen estos sitios específicos. Estos resultados demuestran que las macroalgas están tomando los nutrientes disponibles de los flujos antropogénicos que se están vertiendo al sistema. Esta información es de utilidad para futuros monitoreos que se lleven a cabo en la región.

Abstract

Species composition and seasonal changes in macroalgal blooms in six coastal lagoons of Sinaloa and impacted by human activities were studied for the three seasons between May 2004 and April 2005. One macroalgal bloom was considered when one or two macroalgal species were conspicuous with a biomass higher than 1 g m^{-2} of wet weight and covered an extension bigger than 50 m parallel to the shore. These species were considered important. Macroalgae samples were obtained by hand following the quadrant-transect method. Temperature, salinity, TSS and nutrients were also determined. $\delta^{15}\text{N}$ values of macroalgae, POM and $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3^-$ values of the water column were obtained in only one coastal lagoon (AEP). Temperatures were lower during the cold season than during the dry and rainy seasons and some locations showed variations in salinity during the rainy season, nutrient concentrations showed no defined pattern and varied according to season and location. 39 macroalgae species were found in the blooms, but only 12 were important, 6 species of green algae, 5 species of red algae and 1 blue-green algae specie and only four species represented $>70\%$ of the annual biomass. During the dry season, *Spyridia filamentosa* had the highest biomass (57.5 g m^{-2}), during the rainy season it was *Gracilaria vermiculophylla* (291.0 g m^{-2}) and during the cold season, *Caulerpa sertularioides* (180.1 g m^{-2}). Abundances of these species were higher than previously reported for this region. Correlation analyses showed a positive correlation between total phosphorous and the biomass of *G. vermiculophylla* suggesting that this nutrient might be limiting its growth. *C. sertularioides* had a positive correlation with N:P ratios, suggesting that high concentrations of nitrogen relative to low phosphorus levels favor its growth. These analyses revealed that nutrient concentrations are most likely to affect macroalgal growth, but temperature and salinity also play a role, since biomass was lower during cold season. Nitrogen content in macroalgae showed preference for either ammonia or nitrate. The $\delta^{15}\text{N}$ of macroalage and the $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3^-$ of the water column showed a positive correlation, but not 1:1, which suggest some enrichment in the macroalgae signal. The $\delta^{15}\text{N}$ values of the macroalgae at different sites were similar to the isotopic signal previously reported for specific loads at these sites. These results show that macroalgae are taking advantage of available nutrients in the system that comes from antropogenic loads. This information may be useful for monitoring future blooms and determining changes over time.

1. Introducción

En los sistemas lagunares las macroalgas constituyen uno de los principales componentes del bentos y se consideran los productores primarios más importantes de las aguas poco profundas (Neushul y Coon 1971). Su composición y abundancia está relacionada con factores ambientales como luz, temperatura, salinidad y nutrientes entre otros (Darley 1982). Algunos autores coinciden en que la presencia excesiva de nutrientes en el medio es factor determinante en el crecimiento desmesurado de algunas especies de macroalgas, razón por la cual se ha relacionado la presencia de éstas con ciertas características del agua en que se encuentran (Robles-Valencia 1986; Ochoa-Izaguirre 1999; Páez-Osuna et al. 1999). Duarte (1995) y Páez-Osuna (2001) señalan que cuando aumentan los nutrientes se produce un cambio en las comunidades de macroalgas de lento crecimiento a macroalgas de rápido crecimiento, que se desarrollan rápidamente en presencia excesiva de nutrientes.

Sinaloa posee un litoral de ca. 656 km y un total de 9 sistemas lagunares (2 de los cuales comparte con Sonora y Nayarit). En dos de ellos se encuentran dos puertos de altura, la flota pesquera más grande del país, el centro turístico más grande del noroeste, así como los campos agrícolas más productivos y tecnificados de México (Anónimo 1999). Además, en Sinaloa operan el 61.5% de las granjas camaronícolas del país con una extensión del orden de las 40,866 ha y una producción de 33,408 ton (Anónimo 2008). De acuerdo con el censo de 2000, Sinaloa cuenta con una población de ca. 2,536,000 habitantes, sobresaliendo el hecho de que la mayoría de las aguas municipales se descargan sin recibir tratamiento alguno. Todas las actividades desarrolladas en el área costera, aunadas a otras practicadas tierras arriba, como la minería y la agricultura de temporal, tienen diversos y severos impactos sobre la calidad ambiental de los ecosistemas costeros de Sinaloa.

En los sistemas lagunares de las costas de Sinaloa son pocos los estudios que se han realizado sobre la composición de especies de macroalgas y su relación con factores ambientales (Ochoa-Izaguirre 1999). En el área se cuenta con la información de estudios realizados en la Bahía de Mazatlán y el Estero de Urías (Álvarez-León 1977; Garza-Osuna 1999), faltando información sobre los demás sistemas lagunares. Topolobambo-Ohuira, Santa María La Reforma, Altata Ensenada del Pabellón, Ceuta y Teacapán son áreas de explotación para pesquerías de alto valor comercial (peces y camarones), refugio de aves migratorias y algunas especies amenazadas. Han sido clasificadas como regiones hidrológicas prioritarias de México por la CONABIO (Arriaga et al. 1998), debido a su alta biodiversidad, a la carencia de planeación en el uso de sus recursos y la escasez de conocimiento acerca de su integridad ecológica. Pese a esta importancia, desde hace varias décadas son sitios amenazados por las descargas directas de efluentes municipales, desechos industriales, basura y escurrimientos agrícolas. De aquí la importancia y pertinencia de conocer como se comporta la ficoflora algal de estos sistemas en relación a sus condiciones ambientales. En el presente trabajo se tiene como finalidad, conocer el análisis de la composición, distribución y abundancia de florecimientos macroalgales en seis lagunas del estado de Sinaloa y su relación con factores ambientales y nutrientes. Debido a que los nutrientes son considerados un factor importante en el desarrollo de florecimientos algales es importante identificar las fuentes de nutrientes disponibles, ya que esta información puede ser utilizada en programas de monitoreo. Globalmente muchos estudios han usado los isótopos de nitrógeno para diferenciar entre las fuentes antropogénicas o naturales del mismo que permiten el crecimiento algal.

2. Antecedentes

Las macroalgas forman parte de los principales organismos de las lagunas costeras y estuarios, participando en los ciclos de carbono y nitrógeno (Darley 1982), reciclando la materia orgánica disuelta y evitando la erosión por compactación del sustrato (Scagel 1959; Neushul y Coon 1971; Yañez-Arancibia 1986). Estas muestran un patrón estacional en su crecimiento que esta relacionado con las fluctuaciones de luz, temperatura, salinidad y concentración de nutrientes (Darley 1982; Josselyn y West 1985; Kentula y De Witt 2003; Niimura et al. 2003). Sin embargo, en épocas recientes se ha observado la proliferación de crecimientos algales masivos en aguas costeras, atribuidos al enriquecimiento de nutrientes que generalmente tienen impactos negativos en los ecosistemas por lo que se les conoce como “blooms o florecimientos macroalgales” a menudo conformados por una o dos especies (Valiela et al. 1997; Lapointe et al. 2004).

Una laguna costera se define como una depresión de la zona costera por debajo del nivel medio de la marea más alta, que tiene comunicación permanente o efímera con el mar, y protegida de este por algún tipo de barrera (Lankford 1977). En general las lagunas costeras son someras y poseen un eje paralelo a la costa. Esta influencia, tanto continental como marina, resulta en ambientes de productividad biológica y capacidad de carga específicas (Gönenç y Wolflin 2005). Las lagunas costeras son zonas de alta productividad que sirven como áreas de reproducción y crianza para diferentes recursos pesqueros tanto costeros como marinos (Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna 2001). En términos biológicos la estructura de la comunidad será diferente en un rango muy amplio de escalas temporales y espaciales.

Las lagunas costeras son sistemas abiertos muy dinámicos, moduladas por factores físicos y representados por características particulares (tales como la poca profundidad, la presencia de límites físicos o ecológicos y la insolación)

que las distingue de otros ecosistemas marinos (Gamito et al. 2005). Asimismo los cuerpos de agua costeros sufren de presiones significativas tanto naturales como antropogénicas que afectan las funciones y procesos del ecosistema y a las comunidades bióticas. La comunidad que se encuentra en una laguna costera a menudo se considera formada de especies oportunistas y especialistas entre las fuentes de agua dulce, marina y salobre. Aun así la mayoría de las lagunas costeras soportan una gran variedad de comunidades bióticas (Joyce et al. 2005).

2.1. Nutrientes

La comunicación al mar en las lagunas costeras permite el intercambio de agua, sal y transmisión de energía de la marea permanentemente, influenciando las condiciones ahí existentes. Sin embargo, la calidad de las aguas costeras en muchas regiones del mundo se ha deteriorado en los últimos años debido a un incremento en la población y por lo tanto en las actividades humanas a lo largo de las regiones costeras (Gamito et al. 2005). Los aportes de materia orgánica y nutrientes como nitrógeno y fósforo hacia estos sistemas se han incrementado debido a los aportes industriales, de agricultura, ganadería o drenes domésticos de las comunidades y a la influencia de las granjas camaronícolas (Páez-Osuna et al. 1997).

Los compuestos orgánicos e inorgánicos del fósforo pueden presentarse en altas concentraciones en aguas de las lagunas costeras y proceder de la descomposición de la materia orgánica y productos de excreción de los organismos acuáticos. Por ejemplo, en el Golfo de Tehuantepec se localiza la Laguna Superior en Oaxaca, donde Ortíz-Gallarza et al. (1991) cuantificaron contenidos de ortofosfatos de 0.05 a 0.37 $\mu\text{g L}^{-1}$, justificables por el escaso aporte fluvial y aparentemente nula contaminación. Este sistema lagunar es altamente salino, con concentraciones de hasta 54 psu y escasa vegetación circundante. Cabe mencionar que la concentración de ortofosfatos disueltos en las lagunas costeras puede oscilar desde lo indetectable hasta contenidos altos cercanos a

10 $\mu\text{g L}^{-1}$. Concentraciones mayores de 2.5 $\mu\text{g L}^{-1}$ de fosfatos no son frecuentes cuando hay surgencias, sin embargo, si se encuentran valores altos en áreas más someras, éstos se deben a la remineralización de la materia orgánica (De la Lanza et al. 1991).

En el estado de Sinaloa son escasos los estudios realizados en las lagunas sobre la variabilidad espacial y estacional de nutrientes (López-Aguilar 2006). Se han llevado a cabo estudios sobre la variabilidad espacio-temporal de parámetros fisicoquímicos en la laguna de Ohuira (Sigala-Morales 1994; Hernández-Real y Escobedo-Urías 1996). Hernández y Fierro (1994) encontraron que las lagunas de Ohuira y Santa María La Reforma son las lagunas más impactadas por coliformes y nutrientes, debido a la influencia de los drenes Juan José Ríos, Juárez y Buenaventura. En Navachiste Escobedo-Urías et al. (2000) encontraron altas concentraciones de nutrientes frente a los drenes de descarga de aguas municipales residuales y agrícolas. En el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa, se determinó una marcada variación espacial y temporal, siendo en agosto de 1990 de 0.03 a 0.2 μM de fosfatos y en abril de 1991 de 0.1 a 0.8 μM de fosfato, resultado, según los autores, de la influencia de las descargas de las actividades agrícolas y de los ingenios azucareros. También señalan, que este nutriente se puede exportar a través de los flujos de mareas, llegando a ser hasta un 25% de lo generado en la laguna (Conde-Gómez 1991). Páez-Osuna et al. (1990), estimaron que las concentraciones de fósforo disuelto para la boca y el canal de navegación de la laguna de Urías oscilaba entre 1.5 a 4.3 μM y las concentraciones de fósforo particulado de 0.05 a 0.5 μM , así que el total de fósforo puede ser estimado en un intervalo de 1.5 a 4.8 μM para este cuerpo lagunar. Registros de tres décadas en la Laguna de Huizache-Caimanero permiten observar la constancia en el contenido de ortofosfatos que oscila entre 0.01 y 0.2 μM (Ortega-Salas y Stephenson 1976; Arenas y De La Lanza 1981). Con respecto al nitrógeno, Del Río-Chuljak (2003), determinó los niveles de este nutriente en el Estero de Urías, Sinaloa, en diferentes épocas del año (secas frías, secas cálidas en primavera y

secas cálidas en verano y lluvias). Los valores obtenidos a lo largo de las épocas del año fueron muy heterogéneos, el valor máximo promedio encontrado para el nitrógeno inorgánico disuelto en primavera fue de 71.5 μM , mientras que para el verano fue de 122 μM .

Con respecto al flujo de nutrientes sólo se tiene el estudio de Garay-Morán (2002), que realizó una estimación de estos flujos (N total y P total) procedente de la agricultura y la camaronicultura, así como de los efluentes municipales y del flujo fluvial, que se desarrollan alrededor de los sistemas lagunares del estado de Sinaloa, encontrando que las lagunas que reciben un mayor aporte de nutrientes son Topolobampo-Ohuira y Estero de Urías, Sinaloa, respectivamente. La actividad antropogénica que presentó un mayor suministro de nutrientes hacia las lagunas costeras de Sinaloa fue la agricultura, principalmente en las lagunas del norte y centro del estado, mientras que en las lagunas del sur prevalecieron los aportes de granjas camaronícolas.

La mayoría de las lagunas costeras se encuentran sujetas a explotación humana induciendo cambios que afectan su ecología. Los procesos en los que hay un incremento en la tasa de adición del fósforo y el nitrógeno a un sistema natural se llama eutrofización (Gamito et al. 2005). La eutrofización ha sido cuantificada utilizando la medición de variables tales como transparencia del agua, nutrientes y clorofila *a* (Cloern 2001), y recientemente con la observación de cambios en la composición de las comunidades bénticas intermareales y submareales (Bricker et al. 2003).

Debido a que los nutrientes son considerados un factor importante en el desarrollo de florecimientos algales es necesario identificar las fuentes de nutrientes disponibles, ya que esta información a futuro puede ser utilizada para determinar la calidad del agua a partir de especies indicadoras. En capítulos subsiguientes se hablará de la importancia y pertinencia de conocer como se comporta la flora de estos sistemas en relación a sus condiciones ambientales.

2.2. Estudios ficoflorísticos

A la fecha son pocos los estudios que se han realizado sobre la relación del aumento de nutrientes con el incremento de la biomasa algal en la región (Ochoa-Izaguirre et al. 2000; Pacheco-Ruiz et al. 2002; Águila-Ramírez et al. 2005). Sin embargo, en el área del Pacífico Mexicano se cuenta con numerosos trabajos ficoflorísticos, así como con trabajos que describen cambios estacionales en diferentes regiones cercanas al área de estudio, los cuales son importantes como base para la comparación de los resultados que se obtengan en este estudio.

En el litoral de Sinaloa, se han realizado estudios ficológicos desde el año 1974 a la fecha (Ochoa-Izaguirre 1999). Magallanes-Beltrán (2002) revisó las especies reportadas para las costas de Sinaloa, y menciona que para las zonas norte y centro se han registrado alrededor de 36 especies de rodofitas, estimando que podrían encontrarse alrededor de 150 ó más especies para este grupo de mayor abundancia en el Golfo de California y Sinaloa que no han sido reportadas; de algas verdes se han registrado 16 especies y faltarían por estudiarse aproximadamente 95 especies ó más y de algas café se han reportado solo 7 especies y se piensa que existan más de 30. De algas rojas se contemplaron alrededor de 68 especies, de algas verdes se tuvieron registros de más de 40 especies y de algas café se reportaron 25 especies. Este resumen incluye trabajos como los de Lizárraga (1974, citado en Balderas et al. 1990) en Mazatlán, Sinaloa; Ochoa-Izaguirre (1984) desde Puerto Peñasco, Sonora, hasta Mazatlán, Sinaloa; Andrade et al. (Balderas et al. 1990) en Mazatlán, Sinaloa e Islas Marías en Nayarit; Lozano-Velásquez (1986) en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa; Balderas et al. (1990) de la Bahía de Mazatlán. La mayoría de los estudios se han llevado a cabo en el área litoral de Mazatlán y pocos hay de sistemas lagunares, de aquí la pertinencia de estudiar estos sistemas tan importantes ecológicamente para el estado.

En las costas del Pacífico Mexicano, estudios realizados en distintas bahías y lagunas han mostrado variaciones estacionales en composición y abundancia de especies teniéndose una mayor riqueza y abundancia de estas en primavera disminuyendo en el invierno. Mateo-Cid et al. (1993) en Bahía Concepción, Baja California Sur (B.C.S.), registraron la mayor diversidad de especies en la primavera (82 especies), y la menor diversidad en el verano (30 especies). Con respecto a la biomasa algal Casas-Valdez et al. (1997) reportaron que son pocas las especies las que aportan más del 80% de la biomasa en la Bahía de La Paz. Cruz-Ayala et al. (1998) en la misma Bahía encontraron que ésta disminuía de un máximo en la primavera a un mínimo en el invierno, siendo en esta área *Spyridia filamentosa*, *Caulerpa sertularioides* y *Sargassum sinicola* las especies que contribuyeron con la mayor biomasa. En la Laguna de San Ignacio, B.C.S. las especies más abundantes fueron *Gracilaria pacifica*, *Spyridia filamentosa*, *Hypnea valentiae*, *Gracilariopsis subsecundata* y *Codium cuneatum*, con un total del 85% de la biomasa muestreada y un patrón estacional en la abundancia con la mínima en la primavera y el máximo en el verano (Núñez-López y Casas-Valdez 1998). Sin embargo, en la laguna Ojo de Liebre se reportó la mayor riqueza de especies en el verano y una mínima riqueza en el invierno (Águila-Ramírez et al. 2000).

En el estado de Sinaloa, en el Estero de Urías se reportó la mayor biomasa de *Ulva lactuca* en la época de secas, desapareciendo durante la época de lluvias, siendo en esta época que se encuentra con mayor abundancia el género *Gracilaria* (Ochoa-Izaguirre 1999). A partir de esta información, se espera encontrar una mayor riqueza de especies a principios de la época de secas con una disminución hacia la época de lluvias en donde también se espera encontrar una mayor biomasa. En este estudio se analizará la relación de la biomasa de cada especie con la temperatura, salinidad y nutrientes de cada laguna, lo cual permitirá ubicar geográficamente y ecológicamente especies que pudieran ser indicadoras de distintas condiciones ambientales.

2.3. Florecimientos macroalgales

Los florecimientos macroalgales son un creciente problema ambiental en ecosistemas costeros eutrofizados alrededor del mundo (Pedersen y Borum 1996, 1997; Lotze y Schramm 2000; McGlathery 2001). A menudo se encuentran dominados por una sola especie de entre varias especies ocurrentes de algas oportunistas que son favorecidas por el incremento de nutrientes (Lotze y Schramm 2000). En muchas zonas costeras estas especies son generalmente algas verdes efímeras del género *Cladophora*, *Chaetomorpha*, *Ulva* (Lotze y Schramm 2000; Kamer et al. 2001; Porrello et al. 2003), *Caulerpa*, *Codium* (Lapointe et al. 2004), algas rojas del género *Gracilaria* (Kamer et al. 2001; McGlathery 2001), aunque Lapointe et al. (2004) han reportado un crecimiento masivo de *Digenea simplex*, y ocasionalmente algas café como *Pylallela littoralis* (Lotze y Schramm 2000). Los florecimientos de estas especies se han asociado al incremento en las descargas de nutrientes (que pueden provenir de escurrimientos acuícolas), los cuales favorecen a las macroalgas filamentosas y foliosas debido a sus características fisiológicas (Pedersen y Borum 1996, 1997; Lotze y Schramm 2000). La tasa de crecimiento, los requerimientos de nutrientes y la toma de nutrientes están directamente relacionados con la proporción superficie-área-volumen (SA:V) de las algas, por ejemplo las algas delgadas tienen una elevada proporción SA:V, éstas crecen más rápido y requieren mas nutrientes por unidad de tiempo y biomasa (Pedersen y Borum 1997; Karez et al. 2004).

El N y P son los nutrientes esenciales para el crecimiento de las algas. En general, se considera que el fósforo (P) es el nutriente limitante en ecosistemas de aguas dulces, mientras que el nitrógeno (N) lo es en aguas costeras y marinas (Henry et al. 1985; Howarth 1988; Dávalos et al. 1989; Fisher et al. 1992; Havens 1994). Un factor limitante (por ejemplo el nitrógeno, fósforo y silicio) se refiere a aquel que es el recurso esencial (fuera del espectro completo de recursos esenciales) que está presente en cantidades que se aproximan más al nivel crítico mínimo requerido por el organismo (Odum 1972). Por lo tanto, si el nivel

del factor limitante se incrementa, la población algal, en este caso, crecerá más rápido hasta que el nivel de otro factor limitante sea crítico y limite el crecimiento (Darley 1982). La identidad del nutriente específico que limita el crecimiento macroalgal y la producción puede depender de la época del año, la naturaleza del sustrato, y la composición taxonómica del florecimiento macroalgal (Valiela et al. 1987). En la mayoría de los sistemas costeros, el nitrógeno parece ser el nutriente limitante al controlar las tasas de crecimiento y la productividad de las macroalgas (Twilley et al. 1985; Peckol et al. 1994). Sin embargo el fósforo (Lapointe 1989) o el fósforo y el nitrógeno pueden limitar la producción en ciertas épocas del año. En ocasiones se ha visto que depende del género y la especie cual será el nutriente limitante, por ejemplo, en el estero de Peel Harvey, *Ulva* se encontró limitada por el nitrógeno (Valiela et al. 1987), mientras que *Cladophora* estaba limitado por el fósforo (Lavery et al. 1991). Sin embargo, Pedersen y Borum (1996) encontraron que la proporción NID:PD fue menor que 16 y se mantuvo por debajo de uno en el verano en Roskilde Fjord, lo cual sugirió que durante esta época el nutriente limitante era el nitrógeno para las especies estudiadas. Asimismo la proporción de N:P (entre 6 y 12 a 1 en este estudio) se mantuvo por debajo de la proporción de Redfield, sugiriendo limitación por nitrógeno.

Panayotidis et al. (1999), entre otros, menciona que la presencia de algunas macroalgas puede ser utilizada como indicador de condiciones ambientales de ecosistemas confinados, tales como las lagunas costeras que son objeto de una gran influencia por parte de las actividades antropogénicas que se realizan alrededor de ellas. En su estudio se refiere a la presencia de *Ulva* como un indicador de aguas eutroficadas, mientras que la mayor diversidad de especies y una baja cobertura de estas (0.01%) indica una buena calidad del ambiente, sin embargo, los valores encontrados de nutrientes en este estudio fueron muy bajos correspondiendo a aguas oligotróficas (para el fosfato de 0.08 a 0.13 $\mu\text{g l}^{-1}$, para el NID 0.47 a 2.77 $\mu\text{g l}^{-1}$). En aguas altamente enriquecidas es común que las poblaciones de macroalgas alcancen picos de biomasa sobre los

500 g m⁻² (McGlathery 2001). De *Ulva rigida* se han reportado biomásas de 500 a 2000 g m⁻² de peso seco que cuando se descomponen, generalmente en el verano, causan una baja en el oxígeno en la columna de agua con lo cual se tienen condiciones anóxicas que duran varios días (Sfriso et al. 1992). En respuesta a estas condiciones puede disminuir la diversidad de la fauna y flora estuarina y también disminuir la riqueza de especies (Nedwell et al. 2002).

Un ejemplo de la influencia en los florecimientos macroalgales es el estudio de Naldi y Vairoli (2001); en Sacca di Goro el ciclo estacional de la biomasa y composición de tejido de *Ulva rigida* se encontró correlacionado con el ciclo del nitrógeno. La mayor biomasa de ésta fue a finales de la primavera debido a una elevada disponibilidad de nitrógeno en los meses previos.

En México, existen algunos estudios que relacionan la abundancia de macroalgas con la presencia de nutrientes. Por ejemplo, Águila-Ramírez et al. (2005) reportan cambios en la biomasa promedio de *Ulva* de entre 351.0 a 537.0 g m⁻² (peso húmedo) los cuales relacionaron con un incremento de nutrientes originado por escurrimientos pluviales intensos dejados por el huracán Juliette en La Paz, B.C.S. en el año 2002.

También se han reportado este tipo de florecimientos en aguas que no se encuentran bajo influencia humana, tales como las “camas” de *Ulva lactuca* que se presentan en la costa oeste del Golfo de California; en un área influenciada por aguas del canal de ballenas que se caracterizan por tener bajas temperaturas y altas concentraciones de nutrientes ocasionadas por las surgencias (Pacheco-Ruiz et al. 2002).

En Sinaloa se ha reportado que el exceso de material orgánico de origen antropogénico provoca una alta productividad primaria, principalmente diatomeas, dinoflagelados y macroalgas (Álvarez-León 1977). Garza-Osuna (1999) menciona que los cambios espacio-temporales en la estructura de la

comunidad de macroalgas en la Bahía de Mazatlán podrían relacionarse con factores locales, como desechos urbanos de origen antropogénico en el área y con factores climáticos. En el estero de Urías (Mazatlán, Sinaloa), Ochoa-Izaguirre (1999) encontró que *Ulva lactuca* y *Gracilaria sjoestedtii* fueron las especies de macroalgas más abundantes con una biomasa máxima de 127.0 g m⁻² la primera (durante marzo o durante la época secas en la región) y de 240.0 g m⁻² la segunda a finales del mes de octubre (o época de lluvias en la región); mientras que *Enteromorpha clathrata* (actualmente *Ulva clathrata*) se presentó cerca del estero del Infiernillo, influenciado por los desechos urbanos, *Gracilariopsis sjoestedtii* se localizó estero adentro, donde la influencia de las granjas camaronícolas es mayor. En la misma área Ochoa-Izaguirre et al. (2002) reportan valores elevados de nutrientes (14.8 µg N L⁻¹ y 1.0 µM de fósforo disuelto) durante la época de secas y durante la época de lluvias (12.4 µg N L⁻¹ y 1.7 µM de fósforo disuelto). En la época de secas la mayor cobertura correspondió a *Ulva lactuca*, *U. lobata* y *U. clathrata*. En La Bahía de Altata la especie *Caulerpa sertularioides* ha sido descrita como un importante indicador de aguas contaminadas, así como *Gracilaria*, cuyo talo llega a captar del medio acuático marino grandes cantidades de ácidos producto de los desechos de los agroquímicos y de fertilizantes industriales (Magallanes-Beltrán 2002). De aquí la importancia y pertinencia de realizar estudios orientados a conocer las especies formadoras de florecimientos macroalgales en ambientes costeros de Sinaloa, así como su relación con variables ambientales.

2.4. Isótopos estables

Los isótopos estables son utilizados como integradores y rastreadores de procesos ecológicos en los niveles naturales (Lepoint et al. 2004) y para detectar las fuentes de nitrógeno terrestres a las aguas costeras (McClelland et al. 1997; Mc-Clelland y Valiela 1998; Wigand et al. 2001). Las aguas residuales, los fertilizantes y el nitrógeno atmosférico, tienen diferentes valores de $\delta^{15}\text{N}$, y por lo tanto el nitrógeno exportado de una cuenca hidrológica dada tendrá firmas isotópicas estables características por el uso del suelo o por la cuenca asociada

(Martinetto et al. 2006). Elevados flujos de nitrógeno en los sistemas se encuentran a menudo asociados con valores elevados del $\delta^{15}\text{N}$ ($>8\text{‰}$) en el NID (nitrógeno inorgánico disuelto), materia orgánica particulada y macroalgas (Heaton 1986). El nitrato y amonio originado de los desechos humanos y animales a menudo muestran valores de $>10\text{‰}$, debido a los procesos de fraccionamiento durante la transformación de una especie de nitrógeno a otra (Kendall 1998). Sistemas con una baja carga antropogénica de nitrógeno a menudo muestran valores del $\delta^{15}\text{N}$ en el NID, MOP y macroalgas menores de 8‰ (McClelland y Valiela 1998; Mayer et al. 2002), lo que refleja que el nitrato y amonio provienen de la depositación atmosférica o el nitrato proviene de la nitrificación en suelos prístinos (Deutsch y Voss 2006).

La medición de los isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{14}\text{N}$ y $\delta^{15}\text{N}$) directamente en los tejidos de las macroalgas, proveen de información temporal integrada de la disponibilidad y fuente de nutrientes (Lathja y Michener 1994; Valiela et al. 1997; Costanzo et al. 2001). Una firma elevada de $\delta^{15}\text{N}$ identifica a plantas que han sido expuestas a aguas subterráneas contaminadas o a efluentes municipales. Las variaciones naturales de $\delta^{15}\text{N}$ en plantas cercanas a drenajes, proveen por lo tanto de técnicas con las que se puede medir y detectar al nitrógeno disponible (Jones et al. 2001). Las macroalgas tienen un pequeño fraccionamiento durante la toma del nitrógeno (Högberg 1997), y por lo tanto reflejan directamente los valores del $\delta^{15}\text{N}$ provenientes del NID de la columna de agua en la que se encuentran (Deutsch y Voss 2006).

Los análisis de isótopos estables en plantas ofrece la posibilidad de detectar el rol biológico del flujo de aguas subterráneas en el ambiente marino o el impacto de aguas residuales antes de que grandes cambios ecológicos ocurran (Lepoint et al. 2004).

En México son pocos los estudios que se han hecho para determinar las fuentes de nitrógeno midiendo la relación del $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ (Ruíz Fernández et al.

2002; Soto-Jiménez et al. 2003; Carruthers et al. 2005). En el sistema del humedal Chiricahueto (parte del sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón), Soto-Jiménez et al. (2003), determinaron con los resultados de las proporciones $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ y $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, que la materia orgánica (MO) de los sedimentos es originada principalmente por el fitoplancton, cuyo crecimiento está influenciado directamente por nutrientes derivados de la actividad agrícola, industrial y por las descargas domésticas. En la Península de Yucatán en donde se compararon los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de la Laguna de Nichupté con los valores obtenidos del Sistema Arrecifal de Puerto Morelos, observándose que los valores encontrados en los pastos *Thalassia testudinum* en ambos era diferente ($\delta^{15}\text{N}$ 9.06 ± 0.07 en el norte de la laguna vs. 1.69 ± 0.07 en Puerto Morelos) con un valor más elevado en la laguna que ha sido influenciada fuertemente por el nitrógeno contenido en el agua de drenaje que se descarga a la laguna (Carruthers et al. 2005).

Recientemente en el estado de Sinaloa se hicieron estudios sobre los flujos de nitrógeno que son vertidos al sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón y que son de relevancia ya que identifican la disponibilidad de nutrientes en el medio y a la fuente de estos. García-Pagés (2007) en su estudio estimó los aportes de nutrientes a este sistema, provenientes de diferentes fuentes tales como la ganadería, desechos de granjas avícolas, lluvias, agricultura, granjas camaronícolas y aguas residuales domésticas. En el sistema de la agricultura se reciben anualmente entre 20,860 y 55,360 ton N año⁻¹, este nitrógeno proviene del uso de fertilizantes en suelos agrícolas de la región y mostró valores del $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ de entre 2.1 y 4.0‰. La carga de efluentes provenientes de las granjas camaronícolas se calculó en 1,350 toneladas de NT al año, los valores del $\delta^{15}\text{N-NH}_4^+$ de estos efluentes oscilaron entre 6.1 y 8.2 ‰, mientras que los valores del material particulado determinado tuvo valores del $\delta^{13}\text{C}$ de -25.8 a -23.9 ‰ y $\delta^{15}\text{N}$ de 6.1 a 8.5 ‰. Los efluentes domésticos que se descargan al sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón se estiman en 910 ton N año⁻¹, los valores del $\delta^{15}\text{N-NH}_4^+$ promediaron 16.1 ‰, mientras que los valores promedio de la materia orgánica promediaron 10.6 ‰.

Basados en esta información se espera que el nitrógeno proveniente de fuentes de tipo antropogénico tales como aguas residuales, granjas camaronícolas, y agricultura, sea el que provee de la principal fuente del NID para la producción de biomasa de las macroalgas, por lo tanto, los valores del $\delta^{15}\text{N}$ de las macroalgas tendrán firmas isotópicas diferentes dependiendo de la fuente dominante del nutriente. Para entender y probar esto, se realizó un muestreo en una de los seis sistemas lagunares estudiados.

3. Hipótesis

Dependiendo de la laguna y las actividades que se desarrollan alrededor de esta y dependiendo de la época del año se espera encontrar:

- (a) Una composición diferencial de especies dependiendo de la laguna y el sitio de muestreo.
- (b) Una variabilidad en los flujos de nutrientes al sistema dependiendo de la época del año.
- (c) Presencia de florecimientos macroalgales de diferente tamaño y composición a lo largo del año y dentro de las lagunas muestreadas.
- (d) Relación entre los nutrientes limitantes y la biomasa macroalgal.

Con respecto al contenido de nitrógeno en el tejido macroalgal y las señales isotópicas que se encuentren en un sistema lagunar, se espera encontrar:

- (e) Una relación entre el contenido de nitrógeno en el tejido de las macroalgas con el nitrógeno disponible en el medio.
- (f) Una toma diferencial del nitrógeno dependiendo de la especie química que prefieran las diferentes especies de macroalgas.
- (g) Encontrar una señal isotópica en las macroalgas que se asemeje a las señales isotópicas de los principales flujos de nutrientes al sistema, de manera que se pueda determinar teóricamente la fuente que más influencia los florecimientos macroalgales.

3.1. Objetivos generales

Estimar las relaciones entre las variaciones de la estructura comunitaria (composición, riqueza y biomasa) y las fluctuaciones de los factores abióticos (temperatura, salinidad y nutrientes) en seis lagunas costeras de Sinaloa en época de secas, lluvias y frías.

Complementariamente evaluar la relación de distintas fuentes de nutrientes, de origen antropogénico ó no, con el crecimiento de especies que forman parte de los florecimientos algales utilizando las señales isotópicas del $\delta^{15}\text{N}$, para el caso particular de una de las lagunas costeras.

3.2. Objetivos específicos

1. Describir los cambios en la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales y nutrientes en las lagunas durante tres épocas del año.
2. Determinar taxonómicamente las especies que componen los florecimientos algales encontrados en las lagunas.
3. Estimar si hay una variación espacial y temporal de las especies que componen los florecimientos algales y su abundancia dependiendo del sistema lagunar.
4. Estimar la relación de los cambios en la abundancia de cada especie con la estacionalidad, temperatura, salinidad y nutrientes.
5. Obtener los valores del contenido de nitrógeno en el tejido de las macroalgas *Gracilaria* sp., *Hypnea* sp. y *Spyrida filamentosa* en dos épocas del año: secas y lluvias; así como los valores del $\delta^{15}\text{N}$ en una laguna.

6. Ubicar (geográfica, ecológica y/o taxonómicamente) especies que pudieran ser indicadoras de distintas condiciones ambientales.

4. Material y métodos

4.1. Área de estudio

El área de estudio comprendió seis sistemas lagunares: Ohuira-Topolobampo, Navachiste, Santa María-La Reforma, Altata-Ensenada El Pabellón, Ceuta y Teacapán. De estos Topolobampo-Ohuira, Santa María-La Reforma, Altata-Ensenada del Pabellón, Ceuta y Teacapán han sido clasificados como regiones hidrológicas prioritarias por la CONABIO (Arriaga-Cabrera et al. 1998) (Tabla 1 y Figura 1). En estos sistemas se hicieron recorridos prospectivos, en lanchas con motor fuera de borda, los cuales se señalarán en los mapas de cada laguna.

Tabla 1. Ubicación y área de seis lagunas costeras del estado de Sinaloa elegidas para este estudio.

Laguna (Número de habitantes)*	Coordenadas	Área (ha)*	Características de la cuenca asociada (área ocupada por cada actividad, ha) *
Ohuira 338,796	25° 32' 00'' y 25° 36' 00'' N 108° 50' 00'' y 109° 15' 00'' O	20,840	Acuacultura 1,264 Agricultura: riego 101,708 temporal 5,236
Navachiste 91,156	25° 22' 00'' y 25° 35' 00'' N 109° 05' 00'' y 108° 45' 00'' O	22,314	Acuacultura 6,621 Agricultura: riego 105,000 temporal 10,840
Santa María-La Reforma 169,232	25° 20' 00'' y 24° 40' 00'' N 107° 27' 00'' y 108° 00' 00'' O	51, 172	Acuacultura 7,724 Agricultura: riego 193,481 temporal 184,547
Altata-Ensenada El Pabellón 896,207	24° 18' 00'' y 24° 40' 00'' N 107° 27' 00'' y 108° 00' 00'' O	23,474	Acuacultura 7,750 Agricultura: riego 193,589 temporal 118,252
Ceuta 73,406	24° 00' 00'' y 24° 15' 00'' N 107° 05' 00'' y 107° 27' 00'' O	6,737	Acuacultura 4,212 Agricultura: riego 71,515 temporal 99,817
Teacapán 96,758	22° 40' 00'' y 22° 25' 00'' N 105° 35' 00'' y 105° 47' 00'' O	5,506	Acuacultura 2,089 Agricultura: riego 717 temporal 88,117

* Tomado de Páez-Osuna et al. (2007).



Figura 1. Sistemas lagunares ubicados para el estudio de florecimientos algales en el estado de Sinaloa.

- **Ohuira**

Esta laguna se encuentra formada por los siguientes sistemas conectados: Bahía de Topolobampo (con un ancho promedio de 5 km), Bahía de Ohuira, Estero de la Lechugilla (con un largo de 15 km y un ancho de 2 a 3 km) conectado con la Bahía de Santa María al oeste por un canal de mareas (Fig. 2). Se tipifica como I-C y II-A, de lagunas costeras de Lankford (1977) (Anexo 1). Es un área muy seca, cálida con temperatura media anual mayor de 22° C, con 18° C en el mes más frío y con una oscilación térmica extrema entre 7 y 14° C, con régimen de lluvias en verano y un porcentaje de lluvia invernal entre 5 y 10.2% del total anual con un promedio de 240.9 mm, siendo septiembre el mes más lluvioso. Este sistema tiene una marcada influencia de la descarga de agua caliente de la termoeléctrica de la Comisión Federal de Electricidad (CFE), en la Bahía de Ohuira, los reflujos de mareas causan que la temperatura se disperse y se distribuya a la Bahía de Topolobampo. También recibe aportes de los efluentes urbanos e industriales generados en el mismo puerto. Algunos canales de riego desembocan en el sistema lagunar, además de tres drenes de aguas negras y de desechos industriales provenientes de la Ciudad de Los Mochis (parcialmente) y otros de Topolobampo, Paredones, Lázaro Cárdenas y Juan José Ríos (Green-Ruiz 2000). Este complejo se comunica al mar a través de una boca de 3 km localizada entre la Isla Santa María y Punta Copas. En el área se descarga el drenaje colector principal Benito Juárez, el cual transporta los residuos industriales, agrícolas y urbanos del poblado de Ahome.

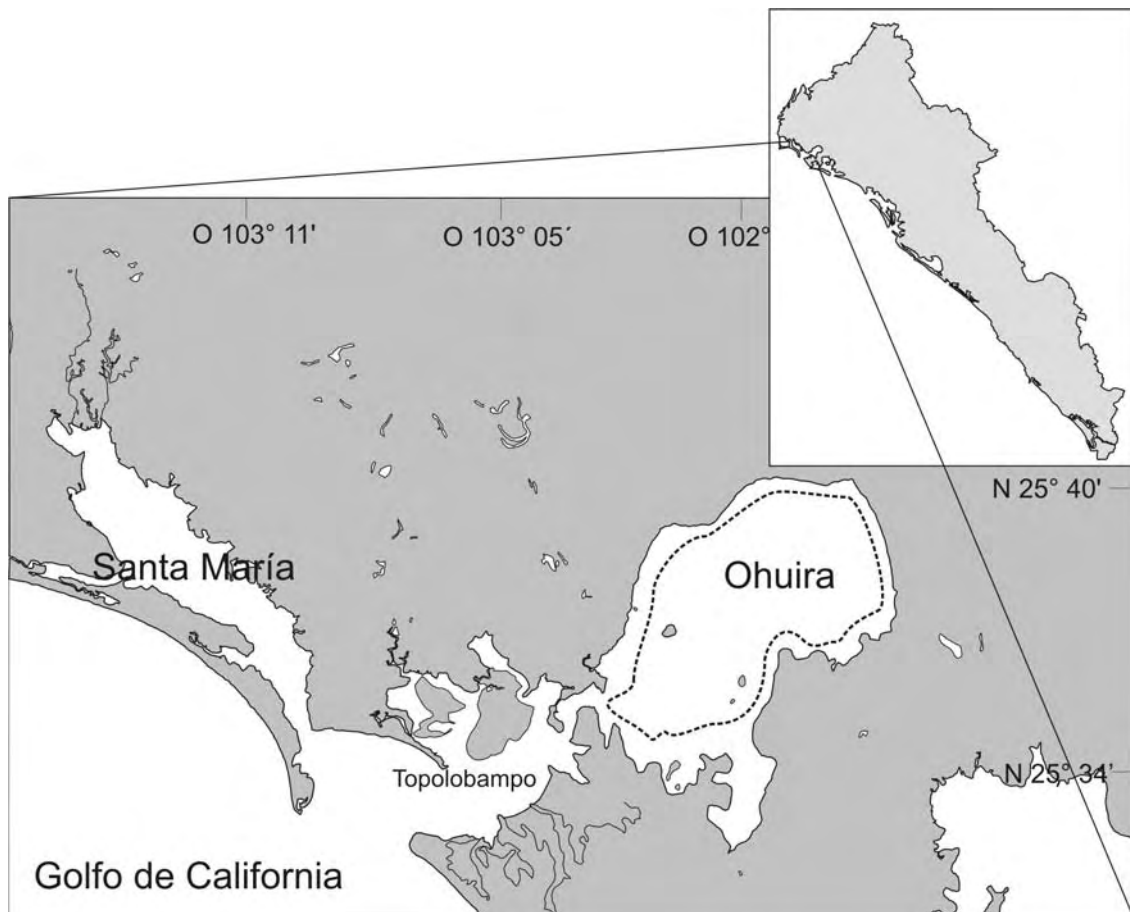


Figura 2. Sistema lagunar Ohuira, se muestra el recorrido realizado en línea punteada.

- **Navachiste**

Esta laguna pertenece a los municipios de Ahome y Guasave. Corresponde a la categoría III-A (Lankford 1977). Tiene una profundidad media de 4 m, posee una barrera arenosa de 23 Km de largo y 8 islas (Garay-Morán 2002). En torno a este complejo lagunar se observan actividades agrícolas, pesqueras, acuícolas y turísticas. Es un sistema semicerrado por la isla de San Ignacio; tiene dos bocas de comunicación con el Golfo de California denominadas Ajoro y Vasequilla con una extensión de 2 y 1.5 km de ancho, respectivamente (Fig. 3). Dentro de los principales efluentes se encuentran dos esteros importantes: El Colorado y El Caracol que reciben los aportes de drenes agrícolas y municipales del distrito de riego 063.

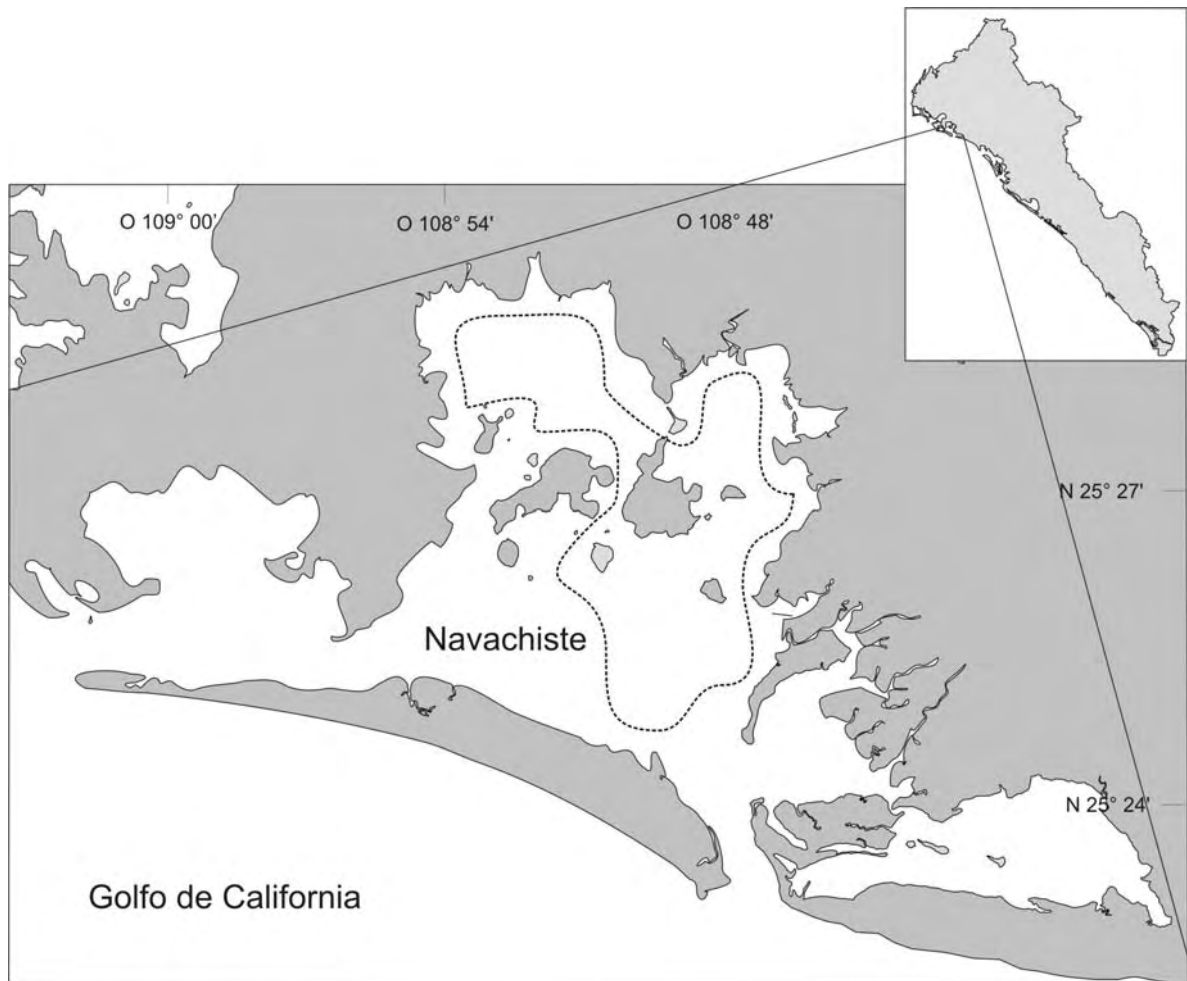


Figura 3. Sistema lagunar Navachiste, se muestra el recorrido realizado en línea punteada.

- **Santa María-La Reforma**

Este sistema lagunar se encuentra compuesto por mosaico diverso de manglares, planos intermareales, marismas de agua dulce, extensas zonas salobres y marismas emergentes salobres. Corresponde al tipo III-A y III-C (Lankford 1977). La profundidad máxima es de 24 m y la profundidad media es de 7 m, se comunica al océano Pacífico a través de dos grandes bocas con más de 5 km de ancho y de 12 a 17 m de profundidad (Fig. 4). La Bahía se encuentra dentro de la llanura del Pacífico con un clima semiseco a seco muy cálido, con una temperatura media anual de 24.2 ° C y una precipitación promedio anual de 433.8 mm, con las mayores lluvias en verano y escasas en invierno. Es el sistema lagunar más grande del estado de Sinaloa y uno de los más importantes en la región por la gran diversidad de flora y fauna silvestre. Este sistema forma parte del corredor de aves migratorias de Norte América. Los tipos de vegetación son: bosques de manglar localizados al borde de la línea costera y bordes de algunas islas e islotes, selva baja espinosa que se encuentra en las Islas de Talchichitle y Altamura, así como algunos manchones muy cercanos a la costa; selva baja caducifolia que se localiza principalmente en la zona del cerril de Angostura y Navolato. Las asociaciones halófitas son otro tipo de vegetación localizado después de la vegetación de manglar, mezclado con pastizales salinos o con suelos con alto contenido en sal. Comprende parte de los municipios de Angostura y Navolato. Las islas Talchichitle y Altamura dividen a la laguna en dos, las porciones denominadas Bahías de Santa María y Reforma (Garay-Morán 2002). Al sureste se localiza el Estero Yameto.

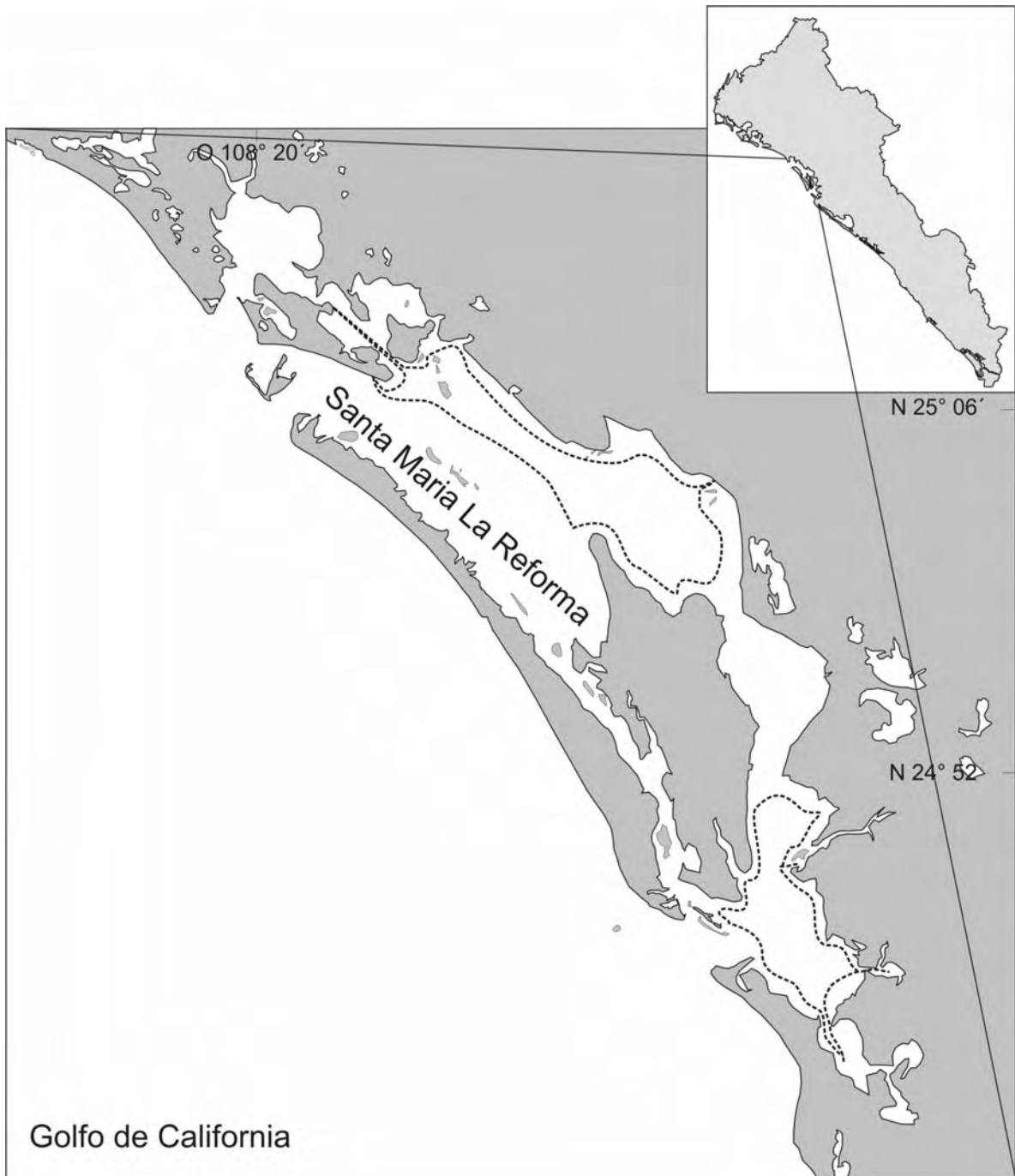


Figura 4. Sistema lagunar Santa María-La Reforma, se muestra el recorrido realizado en línea punteada.

- **Altata Ensenada del Pabellón**

Esta laguna esta comprendida por 2 cuencas: Altata y Ensenada del Pabellón y las lagunas internas de Caimanero, Bataoto y Chiricahueto, las cuales son remanentes de los ambientes antiguos al norte de Ensenada del Pabellón y que actualmente se encuentran conectados al sistema lagunar a través de meandros (Ruiz-Fernández et al. 2002). Corresponde al tipo II-A de las lagunas costeras según Lankford (1977). La profundidad del sistema varía, aunque se estima un promedio de 3 m, el sistema esta separado del mar por una barrera de arena de 60 km de largo y 1 a 2 km de ancho interrumpida por 2 entradas: una pequeña y relativamente reciente (La Palmita) y una principal La Tonina (Lieberknecht, 2000) (Fig. 5). La temperatura del agua varía de 20°C en enero a 32°C en agosto, la salinidad anual de este sistema era hasta hace unos cuantos años de aproximadamente 28 psu en promedio. Este sistema colinda con el valle agrícola de Culiacán, extensa zona de cultivo que soporta la producción de dos ingenios azucareros (El Dorado y La Primavera) cuyos drenes pasan por el distrito de riego y se vierten directamente a la laguna. Adicionalmente la laguna recibe un impacto por las granjas camaronícolas (Diario Oficial, 2000).



Figura 5. Sistema lagunar Altata Ensenada del Pabellón, se muestra el recorrido realizado en línea punteada.

- **Ceuta**

La laguna de Ceuta se comunica con el Golfo de California a través de 2 aberturas permanentes (Fig. 6). La primera se denomina boca de Ceuta que mide aproximadamente 2 km, con una profundidad media de 13 m; la segunda es conocida como boca artificial o boca de la ensenada del mar y tiene un ancho de 475 m (Garay-Morán 2002). Pertenece al tipo III-A según Lankford (1977). La parte oriental de la laguna, después de la época de lluvias (agosto-octubre), no recibe aportes significativos de agua dulce, lo cual aunado a su profundidad, la longitud y la radiación solar origina una alta tasa de evaporación, por lo tanto la salinidad del agua en este brazo es de cerca de 35 psu cerca de la boca artificial y de 30 psu en el extremo oriental durante los meses de mayo, junio y julio. Esta particularidad es aprovechada por los lugareños para la producción de sal, durante los meses de febrero a septiembre en una zona de aproximadamente 2 km², dispuesta hacia un extremo más hipersalino. Además en la cuenca de drenaje asociada a la laguna se practica la agricultura (trigo, maíz, hortalizas y frijol), hay actividades pecuarias y acuícolas. El drenaje superficial que fluye hacia la laguna está constituido por el Río San Lorenzo y por los arroyos El Tapón, El Norote y El Tacuichamona, que se ha visto disminuido por la construcción de la presa El Comedero, en la cuenca del Río San Lorenzo.

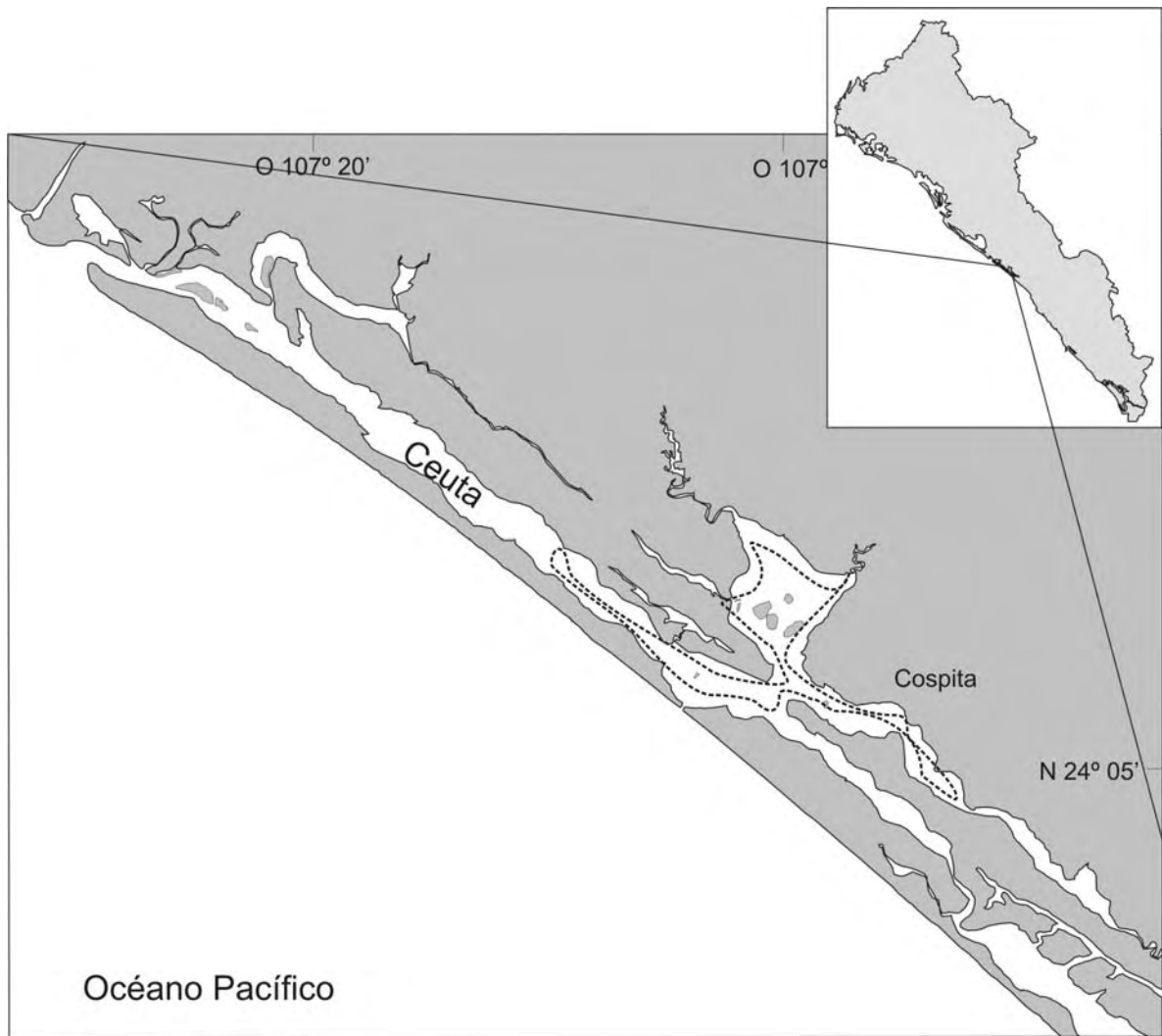


Figura 6. Sistema lagunar Ceuta, se muestra el recorrido realizado en línea punteada.

- **Teacapán**

Se comunica al mar por la Boca Teacapán (comunicación natural), con un ancho de 1000 m aproximadamente y con profundidades de 3 a 9 m de acuerdo con la época del año; otra comunicación con el mar es a través de una canal artificial en la Boca de Cuautla, de más de 2 km de ancho y con una profundidad superior a los 30 m (Fig. 7). Según Lankford (1977) este complejo lagunar se clasifica en el tipo III-C. Los efluentes principales son los ríos que descargan en el sistema (Cañas, Rosa Morada y Bejuco -estacionales-); Acaponeta, Santiago y San Pedro (sur) y Baluarte (norte), pero solo dos ríos tienen flujos todo el año, con un gasto anual de $3,000 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ para el Río Acaponeta y de $2,456 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ por el Río San Pedro. Los otros ríos son estacionales con flujos por debajo de $180 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$. La precipitación es de $1,459 \text{ mm año}^{-1}$ y una tasa de evaporación de $1,991 \text{ mm año}^{-1}$, con una salinidad de aproximadamente 20 psu (Diario Oficial, 2000). En cuanto a las actividades que la rodean son: la agricultura con un 28.5 %, la actividad ganadero-forestal abarca el 15.3 %, el pastizal representa un 15 %, los cuerpos de agua representan el 15 %, el mangle forestal abarca el 14.6 % y otros el 11.6 %, en esta última se encuentran tres granjas camaronícolas de tipo semi-intensivo, cubriendo una superficie de 282 ha (Diario Oficial 2000).

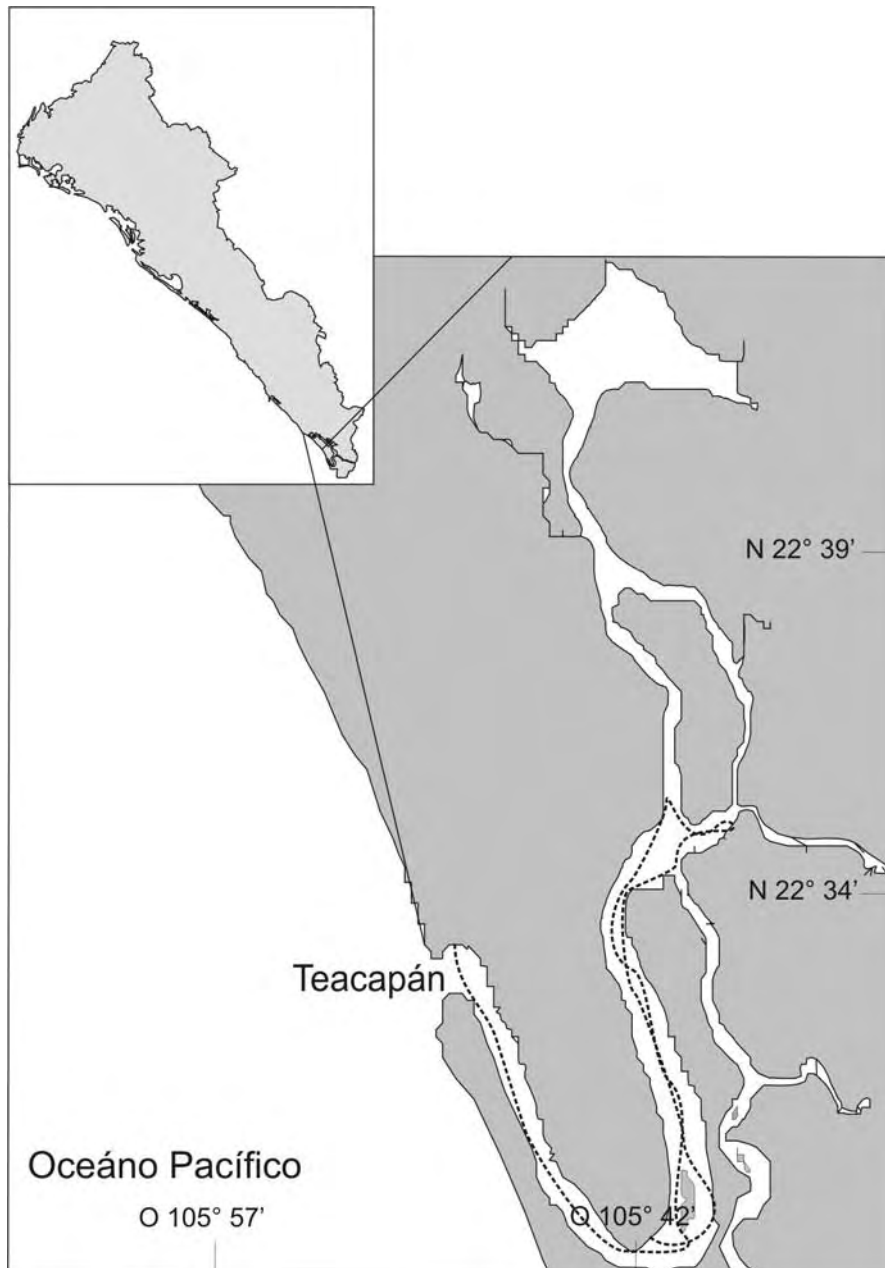


Figura 7. Sistema lagunar Teacapán, se muestra el recorrido realizado en línea punteada.

En total para las seis lagunas se consideraron 13 sitios en base a los florecimientos macroalgales evidentes (proliferación conspicua de cualquier especie de macroalgas que a simple vista cubría extensiones de 50 m o más paralelos a la línea de costa), y que a continuación serán llamados sitios de muestreo. Estos fueron numerados de norte a sur y la referencia se muestra en la figura 8.

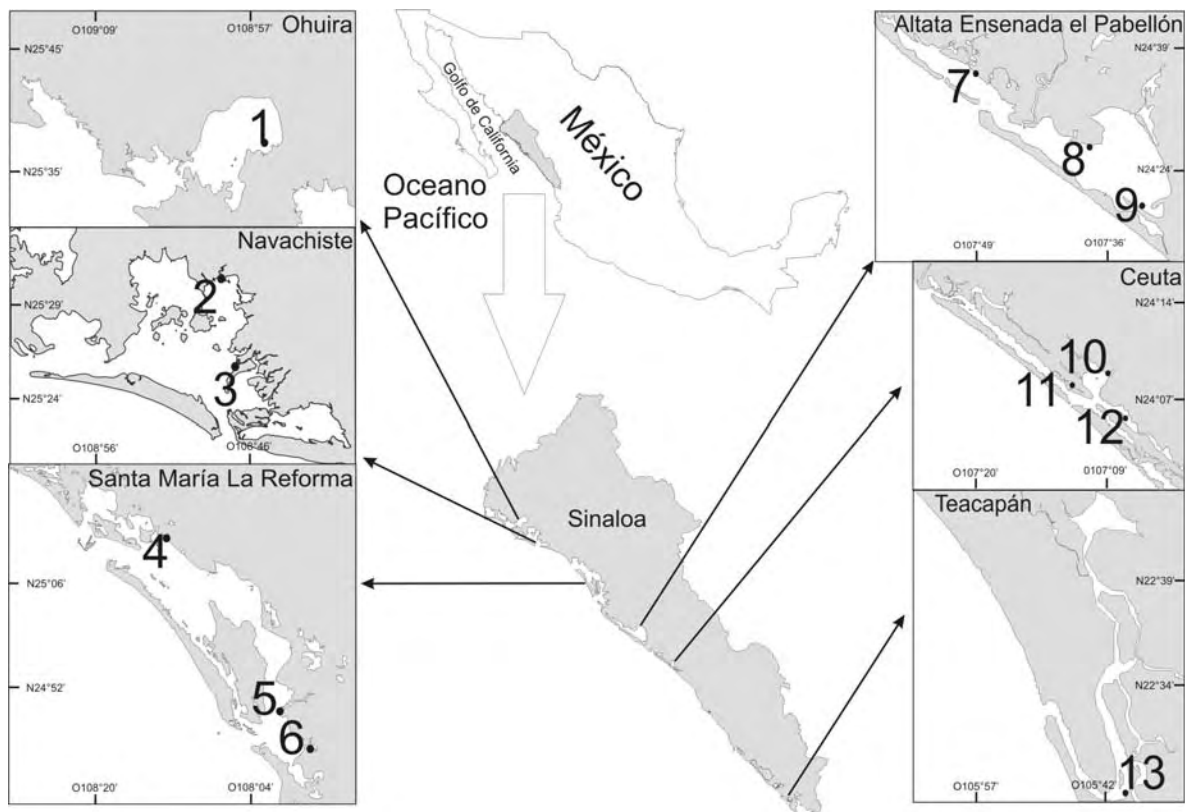


Figura 8. Ubicación de 13 sitios de muestreo dentro de seis lagunas de la costa de Sinaloa. El punto muestra la ubicación aproximada del sitio de muestreo.

4.2. Análisis de muestras de agua (variables físicas y químicas)

La temperatura, salinidad y oxígeno disuelto se tomaron en el campo en los sitios de muestreo con una multisonda (YSI 556-Rickly Hydrological, Yellow Springs, OH, EUA). Para obtener las concentraciones de nutrientes presentes en la columna de agua se obtuvieron muestras de agua (superficiales y de fondo de 1 a 2 repeticiones, en la pleamar y bajamar), que se recolectaron mediante una botella Niskin de 3 lt y un tubo de PVC de 1.5 m en el centro de la

proliferación y en las orillas de esta. Adicionalmente se hicieron recorridos por las lagunas para tomar muestras de una red de estaciones previamente definidas. El tubo de PVC que llevaba acoplada una válvula tipo check se diseñó para tomar una muestra representativa de la columna de agua superficial de 0 a 1.5 m. Mientras que la botella muestreadora horizontal Niskin se utilizó solamente para recolectar muestras de agua a profundidades >2m. Las muestras de agua fueron enfriadas con hielo y transportadas al laboratorio para su análisis. Estos datos fueron utilizados para caracterizar las lagunas en general y para las comparaciones con los sitios de muestreo. Para obtener patrones estacionales cada laguna y sitio de muestreo fue muestreada una vez durante tres épocas del año: la época de secas (o estiaje) de mayo a junio del 2004, la época de lluvias de agosto a octubre del mismo año y la época de frías de febrero a abril del 2005. La época de lluvias es muy marcada en la región por un periodo bien definido de lluvias (Flores-Verdugo et al. 1993) (Anexo Fig. 33). La época de secas y de lluvias se encuentran definidas por una temperatura ambiente de entre 27 y 30° C, y la época de frías por temperaturas de entre 22 y 26° C (CNA 2005) (Anexo Fig. 34).

Los análisis de las muestras de agua se realizaron en el laboratorio de geoquímica y contaminación costera del ICMYL, Unidad Académica Mazatlán, como parte del trabajo de tesis de maestría de dos alumnos del Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, dentro del proyecto “Dinámica de los nutrientes en las lagunas costeras de Sinaloa: flujos, transporte, interacciones con sedimento y organismos” (Del Río-Chuljak 2006; López-Aguiar 2006). Se obtuvieron las concentraciones de nitritos, nitratos, amonio (que posteriormente fueron agrupados como nitrógeno inorgánico disuelto NID), nitrógeno total, fosfatos y fósforo total. La relación N:P fue obtenida del material disuelto (NID/PD) debido a que esta porción de los nutrientes es la que se encuentra más fácilmente disponible para los organismos (Pedersen y Borum 1996). Adicionalmente se obtuvieron las concentraciones de sólidos suspendidos totales.

4.3. Composición de macroalgas

Para obtener la biomasa macroalgal de cada proliferación (que será llamada florecimiento macroalgal de aquí en adelante, FMA), se hicieron transectos replicables perpendiculares a la costa de acuerdo a la longitud de cada florecimiento definida por la presencia de macroalgas (Águila-Ramírez et al. 2005), con un transecto en cada extremo del florecimiento y uno en medio, que se mantuvo a lo largo del ciclo de muestreo. En total se hicieron tres transectos en cada sitio de muestreo por época del año. Seis puntos equidistantes fueron definidos para cada transecto, con el principio en la línea de costa y el final hacia adentro de la laguna hasta el límite del florecimiento. En cada punto la biomasa se obtuvo a partir del método de transectos-cuadrantes (Alveal y Romo 1995) y los métodos descritos por Ochoa-Izaguirre (1999): seis cuadrantes distribuidos al azar (0.25 m^2), para un área total de 27 m^2 para cada sitio de muestreo. En cada cuadrante se recolectaron todas las algas manualmente con la ayuda de guantes, las muestras fueron lavadas en el campo con agua de la laguna para eliminar epibiontes y sedimentos y las especies fueron separadas a mano. Solamente las especies con biomasa mayor a 1 g m^{-2} , que se designaron como especies importantes y se llamarán así de aquí en adelante, fueron pesadas en una balanza digital ($\pm 0.1 \text{ g}$) y fueron consideradas para el análisis de la composición de especies y cambios estacionales. Para obtener la biomasa en g de peso seco m^{-2} se tomaron tres submuestras de 30 g por cada especie en cada época del año. Estas fueron transportadas al laboratorio, vueltas a lavar, y secadas en una estufa a una temperatura entre 50 y $60 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta obtener un peso constante (Downing y Anderson 1985).

Una muestra de todas las algas que se encontraron, además de las especies importantes, en cada sitio de muestreo fue tomada y se fijó en formol al 4% para su posterior determinación taxonómica. Esta fue llevada al laboratorio y todas las especies presentes fueron determinadas a nivel de especie. La determinación taxonómica se hizo de acuerdo a la observación de las características morfológicas externas, internas y reproductivas, como son:

tamaño, color y forma de plantas, así como tipo y arreglo de las células y tipo de estructuras reproductivas, con la ayuda de un estereoscópico y un microscopio compuesto. Para la determinación de especies se usaron claves y descripciones de especies de la región como Abbott y Hollenberg (1976); Abbott (1983); Dawson (1949,1954, 1956, 1961, 1962a, 1962b, 1963); Hollenberg y Dawson, (1961); Joly (1967) y Setchell y Gardner (1920, 1924) y la clasificación sistemática de Wynne (1986). Adicionalmente, se prensaron ejemplares para la Colección del Herbario de la Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Autónoma de Sinaloa (FACIMAR-UAS), esto por el método tradicional de secado entre papel absorbente y prensado. En cada sitio de muestreo se tomaron datos adicionales de profundidad y tipo de sedimento.

4.4. Análisis

4.4.1. Parámetros fisicoquímicos

Se obtuvieron los promedios por laguna, por época del año, por sitio de muestreo por separado y por sitio de muestreo para cada época del año. Con el fin de identificar diferencias significativas e interacciones se realizaron Análisis de Varianza (ANOVA) de dos vías para cada uno de los parámetros. Esto después de haber verificado que los datos fueran homogéneos y normales (Zar 1984). Una vez que se obtuvieron diferencias significativas en las interacciones se llevó a cabo el análisis de Tukey para encontrar las diferencias significativas. Estos análisis se realizaron en el programa STATISTICA (Statsoft 1996).

4.4.2. Composición ficoflorística y biomasa algal

Un florecimiento macroalgal fue considerado como una proliferación conspicua de macroalgas, es decir que se vieran a simple vista, y que cubrieran una extensión mayor a 50 metros paralelos a la costa. De estas macroalgas aquellas con un peso húmedo $> 1 \text{ g m}^{-2}$ fueron consideradas como importantes y como conformadoras del florecimiento.

La descripción de la composición ficoflorística se hizo con base al listado de las especies obtenido de las muestras tomadas de cada florecimiento, incluyendo a las especies importantes.

Para describir la ocurrencia de especies importantes durante los muestreos, la biomasa fue obtenida estacionalmente y anualmente para todos los sitios de muestreo utilizando las fórmulas descritas por Cruz-Ayala et al. (1998) y modificadas para este estudio. La biomasa total anual correspondió a la sumatoria de la biomasa de todas las especies en todos los sitios de muestreo durante las tres épocas del año. La biomasa total por especie correspondió a la sumatoria de la biomasa de cada especie en todos los sitios de muestreo durante las tres épocas del año. La biomasa estacional corresponde a la sumatoria de la biomasa de una especie dada en una época dada. La biomasa estacional total corresponde a la sumatoria de la biomasa de las especies presentes en una época del año dada. La biomasa total por laguna corresponde a la sumatoria de la biomasa de las especies presentes en esta laguna. La biomasa relativa corresponde al porcentaje de la biomasa presente ya sea en la época del año, sitio de muestreo, laguna o en el ciclo anual.

$i = 1$ a 13 sitios de muestreo; $j = 1$ a s número de especies; $k = 1$ a 3 épocas de muestreo;

$$be_j = bp_{jik} \text{ [bp = promedio de la biomasa, be = biomasa estacional];}$$

$$be\% = \frac{be_j}{be_{js}} \times 100 \text{ [be\% = Abundancia relativa estacional];}$$

$$ba_{k=3} = \overline{\sum_{i=1} bp_j} \text{ [bp = promedio de la biomasa, ba = biomasa anual].}$$

La frecuencia de aparición fue utilizada para describir las especies que se encontraron más comúnmente formando florecimientos en el ciclo anual, independientemente de la biomasa que presentaran o el porcentaje de biomasa

con el que contribuyeran (Serviere-Zaragoza et al. 1998). La frecuencia de aparición se obtiene de:

$$fca \% = \frac{n_{ji}}{nt_{jsi=13}} \times 100$$

$fca\%$ = frecuencia relativa, n = veces que ocurrió,

$i = 1$ a 13 sitios de muestreo; $j = 1$ a s número de especies.

Con el fin de analizar las similitudes (o disimilitudes) entre la composición de especies importantes de los florecimientos de cada laguna durante las tres épocas del año se llevó a cabo un análisis de clasificación jerarquizada (Clarke y Warwick 1994). Se generó una matriz de similitud de Bray-Curtis (que no considera dobles ausencias y que es recomendado para este tipo de análisis) a partir de los datos de abundancia de cada una de las especies, previa transformación de los datos (raíz cuarta). Con la matriz de similitud calculada se obtuvo la representación gráfica de los datos mediante un MDS (por sus siglas en inglés Multi-Dimensional Scaling), que bien puede ser en dos o tres dimensiones (generalmente las tres dimensiones tendrán un estrés más bajo). El grado de significancia de la representación de los datos depende del "valor de estrés de Kruskal". Teniéndose que:

-Estrés <0.05 , corresponde con una representación excelente sin problemas de interpretación.

-Estrés >0.05 y <0.1 , corresponde a una buena ordenación sin riesgos de interpretación.

-Estrés >0.1 y <0.2 , todavía puede mostrar una representación útil, aunque no se debería mostrar mucha confianza en la interpretación de resultados para los valores más altos de este rango.

- Estrés >0.2 difícil de interpretar las muestras se distribuyen al azar.

Este análisis se realizó con el programa PRIMER-E Ltd. V 6.1.7 (2007).

4.4.3. Biomasa vs parámetros fisicoquímicos

Los análisis de regresión lineal múltiple se utilizaron para detectar si alguno de los parámetros ambientales medidos (temperatura, salinidad, OD, SST, NID, NT, PD, PT o la proporción N:P) explicaban las variaciones en biomasa de cada una de las especies importantes. Solamente los resultados que fueron significativos ($p < 0.05$) son presentados (Zar 1984).

Las relaciones entre los parámetros ambientales y la biomasa de las especies fueron analizadas mediante el Análisis de Componentes Principales (ACP) (Sfriso y Marcomini 1997). Este tipo de análisis se basa en la reducción de un gran número de datos de un conjunto de variables (multidimensionales) a un número menor (denominados componentes), para encontrar los patrones intrínsecos que estos pudieran tener. Existen dos maneras de enfocar el ACP, la primera geométrica y la segunda numérica, siendo el primero el más utilizado. La representación gráfica reduce a dos planos la representación de las relaciones entre estos datos. En el análisis numérico el criterio de significancia para cada componente es el valor propio del componente (eigen valor), es decir, si el valor de este es > 0.1 el componente se considera significativo (Santa María-Del Ángel et al. 1992); se pueden tener de dos a tres factores o más que expliquen más del 50% de las correlaciones entre muestras. El análisis además arroja una matriz de valores asociados a cada uno de los parámetros medidos para cada componente determinado, los mayores valores absolutos de cada renglón se seleccionan, si hay dos o más valores escogidos en cada componente se indica una asociación. Si los signos son iguales la relación es directa, si son diferentes muestran una asociación inversa (Ballesteros-Grijalva et al. 1996). Estos análisis se hicieron con ayuda del programa STATISTICA (Statsoft 1996).

Otro análisis recomendado para este tipo de datos es el Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) (Ter Braak 1986; Clarke y Warwick 2001). Igualmente basado en la premisa de que una matriz de datos biológicos (en este caso la biomasa de las especies importantes) se encuentra directamente

relacionado a las variables ambientales (en este caso temperatura, salinidad y nutrientes). Este análisis se basa en la ordenación de la comunidad detectando los patrones de variación que mejor sean explicados por las variables ambientales. El diagrama resultante de la ordenación representa a las especies con puntos y a las variables ambientales con flechas. Este diagrama muestra el principal patrón de la variación en las especies en función de las variables y también muestra de manera aproximada las distribuciones de las especies en función de cada variable, combinando aspectos de ordenación con el análisis de gradiente directo (Ter Braak 1986). Los resultados de este análisis se añadieron a los resultados de la relación de la biomasa con las variables ambientales para observar si había variación entre un análisis y otro. Los análisis fueron realizados en el paquete estadístico MVSP 3.1 (2002). El ACP se hizo superponiendo los datos de las especies en función de las variables ambientales de esta manera los resultados obtenidos con los dos tipos de análisis fueron muy similares y por tanto la interpretación de la variación de la biomasa en función de las variables ambientales se hizo para el ACP y el ACC de manera general y se presentan los gráficos obtenidos.

Cabe mencionar que se recomienda el uso de los análisis multivariantes combinados (en este caso el ACP y el MDS,) para entender las correlaciones entre los parámetros fisicoquímicos y los parámetros biológicos mediante el análisis del BEST o BIO-ENV (Clarke 1994). El BIO-ENV (Biological and environmental factors) que relaciona de manera directa los datos de los parámetros ambientales con los datos de biomasa. Sin embargo, este análisis no fue utilizado ya que las abundancias son importantes en la determinación de las correlaciones y el MDS proporciona a las especies con menos biomasa y las de mayor biomasa el mismo peso en la estructura de la comunidad (Clarke y Ainsworth 1993).

4.5. Muestreo para isotopía

Para los análisis isotópicos se seleccionó el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón por su cercanía y por ser un sistema representativo de las condiciones imperantes en la región. Además en Altata-Ensenada El Pabellón se encontraron sitios con proliferaciones macroalgales en los muestreos prospectivos. Se colectaron tres especies importantes de macroalgas en tres sitios de muestreo: *Gracilaria vermiculophylla*, *Hypnea* sp. y *Spyridia filamentosa* en la época de secas y lluvias del 2004, lluvias 2005 y secas 2006 (Fig. 9). Se tomaron muestras de talos de estas especies (de tres a cinco talos completos) que se guardaron en bolsas de plástico debidamente etiquetadas y enfriadas con hielo para su traslado al laboratorio y posterior análisis. Las muestras fueron lavadas con agua potable corriente para remover el sedimento y las partículas de sal y después enjuagadas con agua destilada e hidrolizada, de aquí se escogieron las puntas de los talos más jóvenes, esto debido a que algunas especies presentan crecimiento apical y reflejarían el nitrógeno directamente de la columna de agua en lugar de nitrógeno que pudieran estar almacenando (Deutsch y Voss 2006; Thornbern et al. 2008). Las muestras de macroalgas fueron liofilizadas y molidas y homogeneizadas, con el fin de preparar la muestra para su análisis.

Adicionalmente se tomaron muestras de agua en los sitios de muestreo de macroalgas y en dos sitios más que se consideraron influidos por los flujos de diferentes actividades (agricultura, granja camaronícola, aguas residuales y efluente marino) (Fig. 9). En cada uno de estos sitios de muestreo se tomaron muestras de agua por duplicado en botellas de agua de 2 L, que se colocaron dentro de una hielera y se transportaron al laboratorio para su análisis. La materia orgánica particulada suspendida (MOP) se recolectó filtrando de 200 a 1,000 ml de muestras de agua a través de un filtro de fibra de vidrio (GF/F) precombustionado (a 450° C por 4 hr) con una bomba de vacío de baja presión. Las partículas en los filtros se secaron a 60 °C. La MOP se determinó por comparación de peso de los filtros antes y después de la filtración de una

cantidad de agua conocida. A las muestras de agua filtradas se les midieron los nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-), amonio (NH_4^+) y nitrógeno inorgánico disuelto (NID).

Las muestras de agua filtradas para mediciones químicas por métodos de difusión para nitratos y amonio se recolectaron en botellas de polietileno y se congelaron hasta su análisis. Las muestras de macroalgas y agua se recolectaron durante la época de secas y lluvias del año 2005 y 2006.

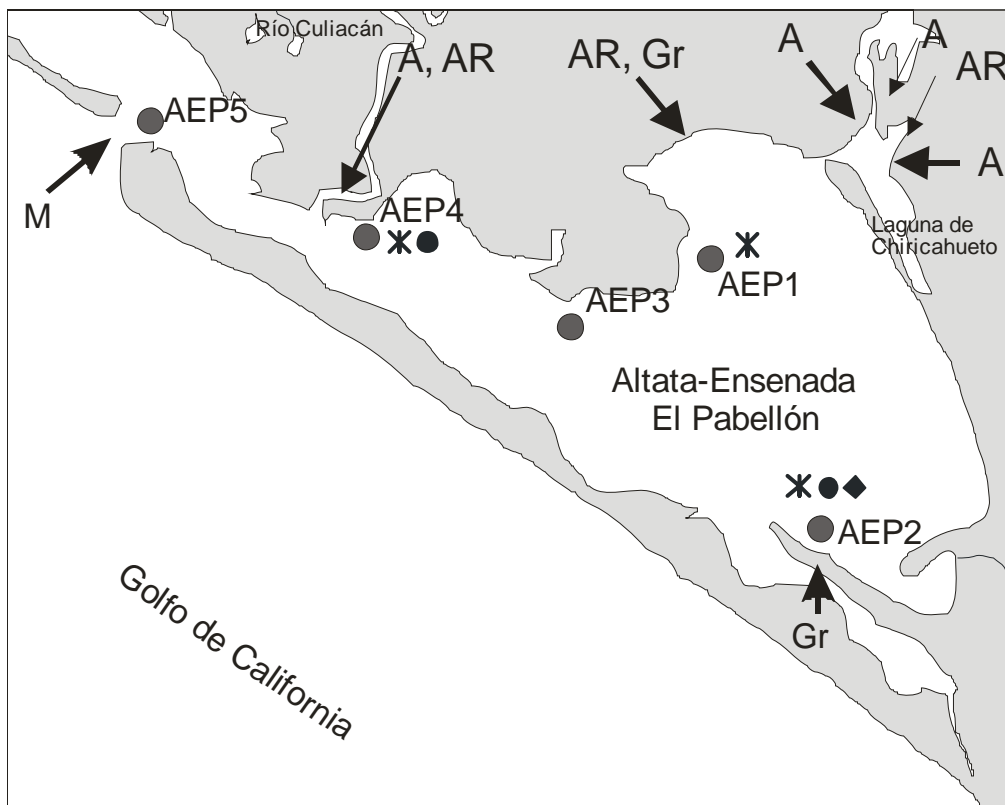


Figura 9. Ubicación de los sitios de muestreo en el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón. Sitio de muestreo (●). *Gracilaria vermiculophylla* (*), *Hypnea* sp. (◆) y *Spyridia filamentosa* (●). Las letras señalan la influencia de actividades que se desarrollan cerca de los sitios de muestreo. Flechas señalan la ubicación de la influencia de estas actividades. Agrícola (A), aguas residuales (AR), granjas camaronícolas (Gr), marino (M). Tomado de García-Pagés (2007).

4.5.1. Análisis isotópico de las muestras

Para el análisis isotópico cada porción de muestra de macroalgas (seca y homogeneizada) fue expuesta a los vapores de HCl por 4 hr a temperatura ambiente para remover carbonatos. Posteriormente se desecó por completo en

la estufa por una hora. Se trabajó en un área previamente limpiada con alcohol para evitar contaminación. De cada muestra de macroalgas se tomaron alícuotas de 1 mg que fueron empacadas en viales de aluminio de 4x6 mm y se colocaron en charolas de plástico debidamente identificadas. Las muestras de los filtros de MOPS tuvieron el mismo procedimiento sólo que en esta ocasión las alícuotas fueron de al menos 20 mg (de donde se espera el 10% corresponda al nitrógeno inorgánico), estas fueron empacadas en viales de 5x9 mm, también debidamente identificados. Las muestras así preparadas fueron enviadas para su análisis al Laboratorio de Isotopía Estable de la Universidad de California en Davis, California, donde se les determinó el contenido de C y N en un analizador elemental Carlo Erba. Las proporciones isotópicas se determinaron en un analizador de isótopos estables Europa Scientific (ANCA-NT 20-20) con un módulo de preparación líquido/sólido (PDZ, Europa, Crewz, UK). El carbono es analizado como CO₂ y el nitrógeno como N₂. Las precisiones analíticas son pequeñas, en relación a los valores que se encuentran en los sistemas naturales. La precisión analítica fue de 0.2 ‰ tanto para C como para N, estimada de los estándares analizados juntos con las muestras. Las proporciones ¹⁵N/¹⁴N y ¹³C/¹²C son relativos al N₂ atmosférico y el carbonato al del mineral Pee Dee Belemnita (PDB). Los análisis de nutrientes de esta parte, los de SST y los de difusión fueron realizados por un estudiante de maestría como parte de su tesis, por lo que una descripción más detallada de estos análisis se encuentra en García-Pagés (2007).

4.5.2. Análisis de correlación

Los análisis de regresión lineal múltiple se utilizaron para detectar si los nitritos, amonio o NID, explicaban las variaciones en el contenido de nitrógeno del tejido de cada una de las especies analizadas. Los resultados fueron considerados como significativos cuando $p < 0.05$ (Zar 1984). Se presentan los resultados con tendencias positivas.

Para poder observar si el nitrógeno contenido en el tejido macroalgal reflejaba las concentraciones de nitrógeno en el medio se graficaron los datos del delta de nitrógeno, $\delta^{15}\text{N}$, encontrados en la macroalga contra los datos del delta del agua, $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ ó $\delta^{15}\text{N-NH}_4^+$ dependiendo de la fuente de nitrógeno dominante en la columna de agua. Teóricamente se esperaría encontrar una correlación lineal 1:1 si la macroalga reflejara exactamente lo que hay en el agua (Deutsch y Voss 2006). El mismo procedimiento se siguió para la MOP.

5. Resultados

5.1. Caracterización fisicoquímica del agua de las lagunas

Los datos que se presentan a continuación corresponden a la caracterización general de las lagunas muestreadas, los datos que corresponden a los sitios de muestreo serán presentados más adelante.

La temperatura más baja se encontró en Ohuira ($25.7 \pm 4.5^\circ\text{C}$) y la más alta en Teacapán ($31.3 \pm 3.1^\circ\text{C}$). La salinidad promedio más baja se encontró en Ceuta (30.0 ± 7.1 psu), mientras que la más elevada se encontró en Navachiste (38.1 ± 1.9 psu). El oxígeno disuelto tuvo sus valores más bajos en Teacapán (5.1 ± 2.0 mg L⁻¹) mientras que los más altos se encontraron en Santa María-La Reforma (7.2 ± 1.6 mg L⁻¹). Los SST tuvieron su mínimo en Teacapán (16.4 ± 12.7 mg L⁻¹), mientras que el máximo se presentó en Ceuta (37.3 ± 52.0 mg L⁻¹) (Tabla 2).

Los mínimos valores del NID se obtuvieron en Altata-Ensenada El Pabellón (6.0 ± 8.8 μM) mientras que el máximo fue observado en Teacapán (15.4 ± 17.3 μM). El nitrógeno total tuvo el mínimo valor en Altata-Ensenada El Pabellón (23.3 ± 11.6 μM) mientras que el máximo se presentó en Teacapán (73.7 ± 32.6 μM). El fósforo disuelto y el fósforo total tuvieron los mínimos valores en Navachiste (0.9 ± 0.4 y 1.2 ± 0.2 μM), el máximo del fósforo disuelto se presentó en Ceuta (2.7 ± 1.2 μM) y del fósforo total en Altata-Ensenada El Pabellón (2.8 ± 0.5 μM) (Tabla 2).

Tabla 1. Promedio anual de los factores fisicoquímicos por laguna (\pm DE). Temperatura (T), salinidad (Sal), oxígeno disuelto (OD), sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), fósforo disuelto (PD) y fósforo total (PT). Ohuira (OH), Navachiste (NA), Santa María-La Reforma (SMR), Altata-Ensenada El Pabellón (AEP), Ceuta (CE) y Teacapán (TE).

Laguna	T (°C)	Sal (psu)	OD (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	NID (μ M)	NT (μ M)	PD (μ M)	PT (μ M)
OH	25.7 \pm 4.5	37.9 \pm 2.0	6.0 \pm 2.0	18.4 \pm 23.9	14.8 \pm 9.5	51.4 \pm 34.6	1.6 \pm 0.9	1.9 \pm 0.7
NA	28.6 \pm 5.1	38.1 \pm 1.9	5.6 \pm 1.7	30.3 \pm 66.3	11.2 \pm 18.7	40.8 \pm 25.1	0.9 \pm 0.4	1.2 \pm 0.2
SMR	30.1 \pm 4.1	34.5 \pm 1.5	7.2 \pm 1.6	19.6 \pm 22.0	6.1 \pm 10.9	47.8 \pm 72.6	1.4 \pm 0.9	2.1 \pm 0.8
AEP	29.1 \pm 3.6	32.7 \pm 2.4	6.6 \pm 1.2	29.4 \pm 143.3	6.0 \pm 8.8	23.3 \pm 11.6	2.0 \pm 0.6	2.8 \pm 0.5
CE	27.5 \pm 2.2	30.0 \pm 7.1	7.0 \pm 1.5	37.3 \pm 52.0	10.6 \pm 14.1	30.2 \pm 30.6	2.7 \pm 1.2	2.7 \pm 1.3
TE	31.3 \pm 3.1	35.8 \pm 10.5	5.1 \pm 2.0	16.4 \pm 12.7	15.4 \pm 17.3	73.7 \pm 32.6	1.6 \pm 0.8	5.6 \pm 0.9

5.1.1. Cambios estacionales en las variables fisicoquímicas

De los valores promedio estacionales de los factores fisicoquímicos encontrados en las aguas de cada laguna, la temperatura mostró un claro patrón estacional en todas las lagunas con los mínimos valores en la época de frías. La salinidad mostró un descenso en la época de lluvias sólo en Ceuta y Teacapán. En Navachiste el NID tuvo un incremento estacional del mínimo en la época de secas al máximo en la época de frías. Del nitrógeno total en Santa María-La Reforma tuvo una tendencia a la disminución de la época de secas hacia la época de frías. Con respecto al fósforo disuelto se observó una tendencia a la disminución en general hacia la época de frías con la excepción de Altata-Ensenada El Pabellón.

5.1.1.1. Físicos

En los seis sistemas lagunares la temperatura muestra un patrón similar con diferencias significativas en la temperatura del agua de la época de secas y lluvias con la época de frías ($p < 0.05$). La temperatura promedio más baja correspondió a Santa María-La Reforma en la época de frías (22.0 ± 1.0 °C), y la más elevada en Navachiste en la época de lluvias (32.4 ± 0.6 °C) (Tabla 3; Fig. 10a). La salinidad varió dependiendo de la laguna y de la época del año. La salinidad promedio más baja correspondió a Teacapán (19.7 ± 7.6 psu) en la época de lluvias, y la más elevada en la época de secas (43.5 ± 5.1 psu) en el mismo sistema (Tabla 3; Fig. 10b). En general los mayores valores promedio de oxígeno disuelto se encontraron en la época de frías. El menor valor de oxígeno disuelto se encontró en Teacapán (3.6 ± 1.2 mg L⁻¹), el máximo se encontró en Ohuira en la época de frías (8.9 ± 1.5 mg L⁻¹) (Tabla 3; Fig. 10c). Los sólidos suspendidos mostraron variabilidad entre las lagunas y las épocas del año. El mínimo valor se encontró en Teacapán en la época de secas (16.3 ± 10.0 mg L⁻¹), mientras que el máximo se encontró en Altata-Ensenada El Pabellón en la época de secas (85.3 ± 177.3 mg L⁻¹) (Tabla 3; Fig. 10d).

Tabla 2. Promedio estacional (\pm DE) de la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto (OD) y sólidos suspendidos totales (SST), en seis lagunas de Sinaloa.

Laguna	Época del año	Temperatura (°C)	Salinidad (psu)	OD (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)
Ohuira	secas	32.2 \pm 0.0	37.7 \pm 1.6	5.6 \pm 0.6	23.3 \pm 25.1
	lluvias	32.2 \pm 0.7	38.9 \pm 1.1	5.5 \pm 0.4	25.3 \pm 29.2
	frías	23.3 \pm 1.1	37.0 \pm 2.4	8.9 \pm 1.5	30.6 \pm 17.0
Navachiste	secas	32.4 \pm 0.0	36.6 \pm 2.3	5.1 \pm 0.8	54.5 \pm 49.8
	lluvias	32.4 \pm 0.6	37.2 \pm 1.0	5.4 \pm 0.4	62.6 \pm 71.6
	frías	22.4 \pm 1.3	39.4 \pm 1.4	8.3 \pm 0.4	46.9 \pm 61.9
Santa María-La Reforma	secas	30.7 \pm 0.8	35.1 \pm 1.8	6.3 \pm 1.2	20.0 \pm 12.6
	lluvias	30.3 \pm 0.7	34.7 \pm 0.8	6.9 \pm 1.0	39.0 \pm 26.3
	frías	22.0 \pm 1.0	34.3 \pm 1.5	8.7 \pm 0.6	21.1 \pm 18.0
Altata-Ensenada el Pabellón	secas	29.7 \pm 1.4	32.8 \pm 0.9	8.8 \pm 1.1	85.3 \pm 177.3
	lluvias	29.4 \pm 0.5	32.2 \pm 1.9	6.9 \pm 0.5	32.3 \pm 19.3
	frías	23.7 \pm 2.5	31.8 \pm 3.4	8.1 \pm 0.7	73.2 \pm 131
Ceuta	secas	28.5 \pm 1.4	35.6 \pm 8.4	8.8 \pm 1.5	25.6 \pm 20.2
	lluvias	28.1 \pm 0.8	26.2 \pm 6.8	6.0 \pm 0.8	57.2 \pm 35.2
	frías	23.9 \pm 1.6	31.6 \pm 3.4	7.2 \pm 0.7	71.8 \pm 67.3
Teacapán	secas	32.3 \pm 1.0	43.5 \pm 5.1	3.6 \pm 1.2	16.3 \pm 10.0
	lluvias	31.5 \pm 0.4	19.7 \pm 7.6	5.9 \pm 2.3	19.8 \pm 5.6
	frías	25.7 \pm 0.5	36.3 \pm 1.4	5.9 \pm 1.2	20.4 \pm 18.2

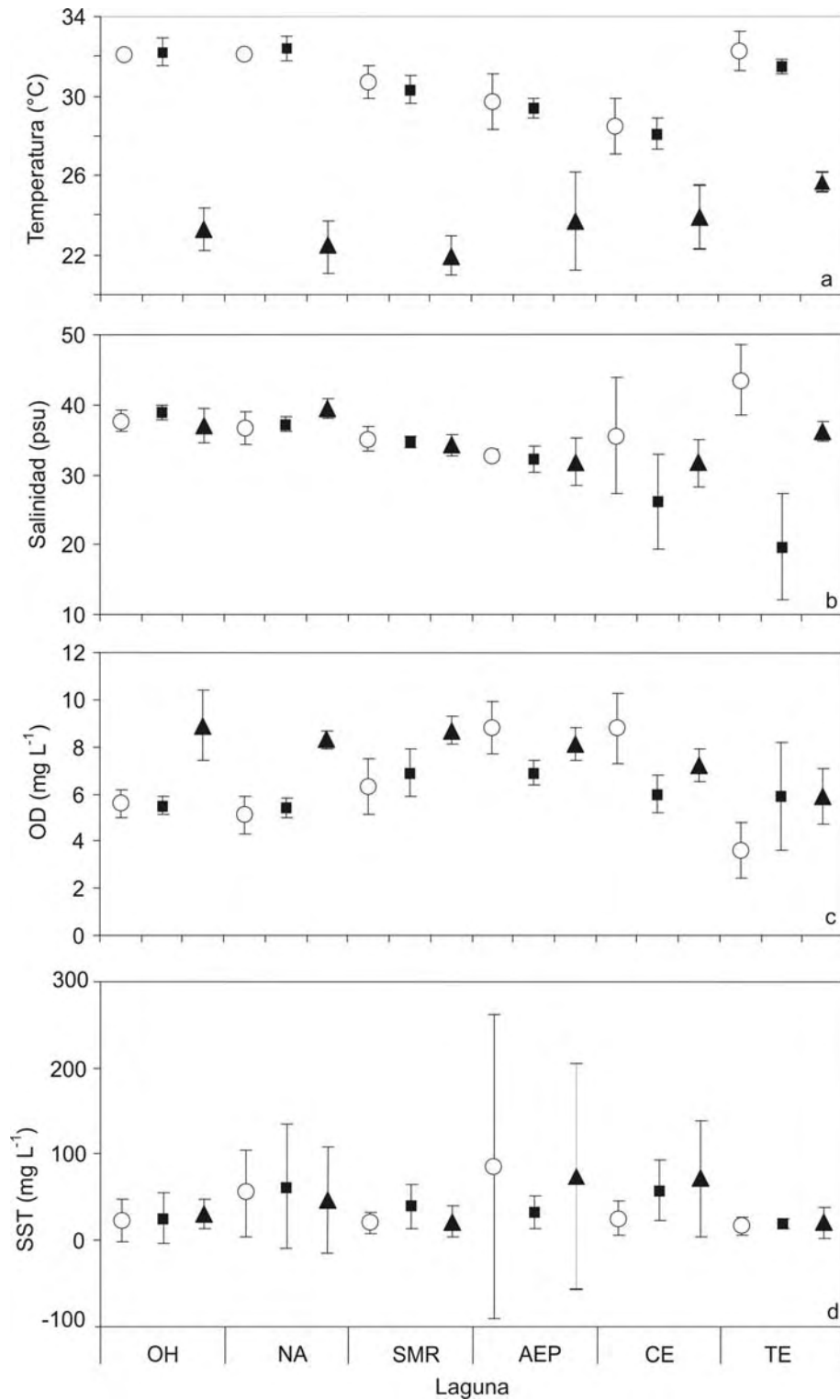


Figura 1. Promedio estacional (\pm DE) de (a) temperatura, (b) salinidad, (c) oxígeno disuelto (OD) y (d) sólidos suspendidos totales (SST), en seis lagunas de Sinaloa. OH=Ohuira, NA=Navachiste, SMR=Santa María-La Reforma, AEP=Altata-Ensenada El Pabellón, CE=Ceuta y TE=Teacapán. Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲).

5.1.1.2. Químicos

La mínima concentración promedio del NID que se encontró correspondió a Altata-Ensenada El Pabellón en la época de lluvias ($2.1 \pm 0.5 \mu\text{M}$), mientras que la máxima concentración promedio se encontró en Teacapán en la misma época ($29.5 \pm 23.3 \mu\text{M}$) (Tabla 4; Fig. 11a). La mínima concentración del nitrógeno total se encontró en Santa María-La Reforma en la época de frías ($11.0 \pm 25.5 \mu\text{M}$), mientras que el máximo se encontró en Ohuira ($117.2 \pm 9.9 \mu\text{M}$) en la época de frías (Tabla 4; Fig. 11b). La concentración promedio mas baja del fósforo disuelto se encontró en Navachiste en la época de secas con $0.8 \pm 0.7 \mu\text{M}$. El valor promedio más elevado se observó en Ceuta en la época de lluvias ($3.7 \pm 2.5 \mu\text{M}$) (Tabla 4; Fig. 11c). El fósforo total presentó las mínimas concentraciones en Ohuira en la época de frías ($1.0 \pm 0.4 \mu\text{M}$). La máxima concentración del fósforo total se encontró en Teacapán en la época de frías ($9.0 \pm 0.3 \mu\text{M}$) en la época de lluvias (Tabla 4; Fig. 11d).

Tabla 3. Promedio estacional (\pm DE) del nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), fósforo disuelto (PD) y fósforo total (PT), en seis lagunas de Sinaloa.

Laguna	Época del año	NID (μ M)	NT (μ M)	PD (μ M)	PT (μ M)
Ohuira	secas	10.0 \pm 5.2	51.0 \pm 14.6	1.9 \pm 0.9	2.6 \pm 0.9
	lluvias	23.7 \pm 10.0	47.7 \pm 4.6	1.8 \pm 1.4	2.0 \pm 0.9
	frías	14.9 \pm 7.6	117.2 \pm 9.9	1.0 \pm 0.4	1.0 \pm 0.4
Navachiste	secas	6.0 \pm 5.2	31.5 \pm 8.3	0.8 \pm 0.7	1.4 \pm 0.3
	lluvias	10.7 \pm 13.6	36.2 \pm 15.1	1.0 \pm 0.4	1.2 \pm 0.3
	frías	17.4 \pm 26.5	70.6 \pm 29.7	1.0 \pm 0.3	1.1 \pm 0.1
Santa	secas	8.3 \pm 11.7	103.3 \pm 103.2	1.6 \pm 1.2	2.7 \pm 1.0
María-La	lluvias	8.4 \pm 2.5	54.2 \pm 5.7	1.3 \pm 1.0	2.4 \pm 0.9
Reforma	frías	3.2 \pm 14.6	11.0 \pm 25.5	1.2 \pm 0.5	1.3 \pm 0.5
Altata-Ensenada El Pabellón	secas	7.6 \pm 11.0	13.6 \pm 8.8	0.9 \pm 0.4	3.0 \pm 0.9
	lluvias	2.1 \pm 0.5	38.1 \pm 3.3	2.8 \pm 1.1	2.9 \pm 0.4
	frías	15.1 \pm 4.8	22.0 \pm 8.5	2.4 \pm 0.4	2.5 \pm 0.4
Ceuta	secas	9.3 \pm 13.6	15.0 \pm 11.8	1.4 \pm 0.4	1.4 \pm 0.4
	lluvias	16.3 \pm 16.3	64.1 \pm 27.3	3.7 \pm 2.5	3.7 \pm 2.9
	frías	8.9 \pm 5.8	22.9 \pm 7.3	3.0 \pm 0.9	3.0 \pm 0.8
Teacapán	secas	5.8 \pm 4.3	31.4 \pm 9.4	1.3 \pm 1.1	3.0 \pm 1.2
	lluvias	29.5 \pm 23.3	101.5 \pm 13.5	2.7 \pm 1.1	4.9 \pm 1.1
	frías	17.2 \pm 7.1	82.8 \pm 15.2	0.8 \pm 0.3	9.0 \pm 0.3

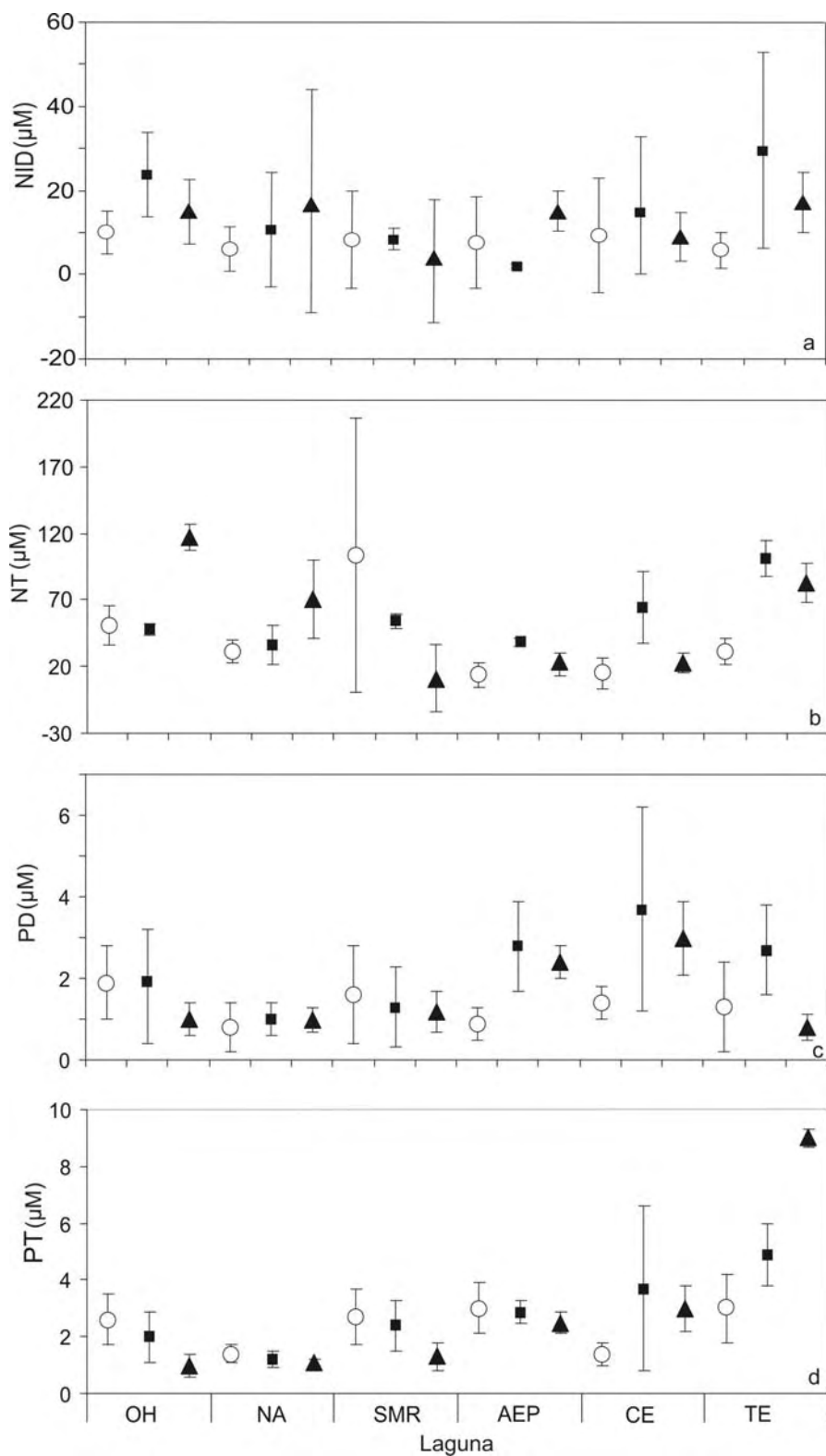


Figura 2. Promedio estacional ($\pm\text{DE}$) del (a) nitrógeno inorgánico disuelto (NID), (b) nitrógeno total (NT), (c) fósforo disuelto (PD) y (d) fósforo total (PT), en seis lagunas costeras de Sinaloa. OH=Ohuira, NA=Navachiste, SMR=Santa María-La Reforma, AEP=Altata-Ensenada El Pabellón, CE=Ceuta y TE=Teacapán. Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲).

5.2. Caracterización fisicoquímica de los sitios de muestreo

En total para las seis lagunas se consideraron 13 sitios en base a los florecimientos evidentes y accesibles en dichas lagunas (ver apartado de caracterización florística) a continuación se describen las condiciones fisicoquímicas del agua que corresponden a dichos florecimientos por laguna.

5.2.1. Físicos

La temperatura, la salinidad, el OD y los SST de la columna de agua en los sitios de muestreo presentaron diferencias significativas con respecto al sitio de muestreo ($p < 0.05$), la época del año ($p < 0.05$) y el sitio de muestreo en relación a la época del año (interacción: $p < 0.05$).

Se encontró un patrón estacional en la temperatura con los menores valores durante la época de frías con un promedio de 23.5 ± 1.7 °C (\pm DE), con respecto a las secas y las lluvias. La salinidad presentó un patrón estacional con los mínimos valores en la época de lluvias con un promedio de 29.8 ± 7.2 psu, con respecto a la época de secas. Los valores del oxígeno disuelto mas altos se encontraron en la época de frías (7.9 ± 1.5 mg L⁻¹). Los sólidos suspendidos totales presentaron una gran variación, el menor valor promedio se observó en la época de secas (28.8 ± 21.9 mg L⁻¹) (Tabla 5).

Tabla 4. Promedio estacional (\pm DE) de la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto (OD) y sólidos suspendidos totales (SST), en trece sitios de muestreo.

	secas	lluvias	frías
Temperatura (°C)	30.2 ± 1.5	30.1 ± 1.7	23.5 ± 1.7
Salinidad (psu)	35.7 ± 3.6	29.8 ± 7.2	32.6 ± 3.4
OD (mg L ⁻¹)	6.3 ± 1.9	6.1 ± 1.3	7.9 ± 1.5
SST (mg L ⁻¹)	28.8 ± 21.9	61.8 ± 75.9	40.9 ± 32.8

La temperatura promedio más alta se encontró en el sitio de muestreo 1, 2, 3 y 13 en la época de secas y lluvias (entre 31.6 y 32.5 °C), con respecto a los demás sitios de muestreo (Tukey $p < 0.05$); mientras que la más baja se presentó durante

la época de frías en los sitios de muestreo 5, 6 y 7 (21.5 ± 0.5 ; 21.7 ± 0.7 y $21.5 \pm 3.0^\circ\text{C}$, respectivamente; Tukey $p < 0.05$) (Fig. 12a; Anexo I, Tabla 18). Los valores de salinidad promedio mas altos se encontraron en el sitio de muestreo 13 durante la época de secas (40.3 ± 2.9 psu), y en los sitios de muestreo 1, 2, y 3 en distintas épocas (entre 35.4 y 39.8 psu) con respecto al resto de las estaciones (Tukey $p < 0.05$). Los valores mas bajos (Tukey $p < 0.05$), se encontraron en la época de lluvias en los sitios de muestreo 10 y 11 (16.8 ± 4.2 y 16.6 ± 2.0 psu) (Fig 12b; Anexo I, Tabla 18). Con respecto a los valores del oxígeno disuelto estos fueron mas bajos en promedio en el sitio de muestreo 13 durante la época de secas (3.1 ± 0.4 mg L⁻¹); mientras que los valores mas elevados (Tukey $p > 0.05$) se encontraron en los sitios 12 (durante la misma época, 10.2 ± 2.8 mg L⁻¹), 4 durante las lluvias (9.5 ± 2.8 mg L⁻¹) y 1, 4 y 7 durante las frías (10.1 ± 2.9 , 9.6 ± 2.1 y 9.3 ± 0.6 mg L⁻¹, respectivamente) (Fig. 12c; Anexo I, Tabla 18). Los SST mostraron poca variación. Sin embargo, la concentración de SST del sitio de muestreo 2 durante la época de lluvias (259.6 ± 140.4 mg L⁻¹) fue significativamente mas alta que en los demas sitios (Tukey $p < 0.05$) (Fig. 12d; Anexo I, Tabla 18).

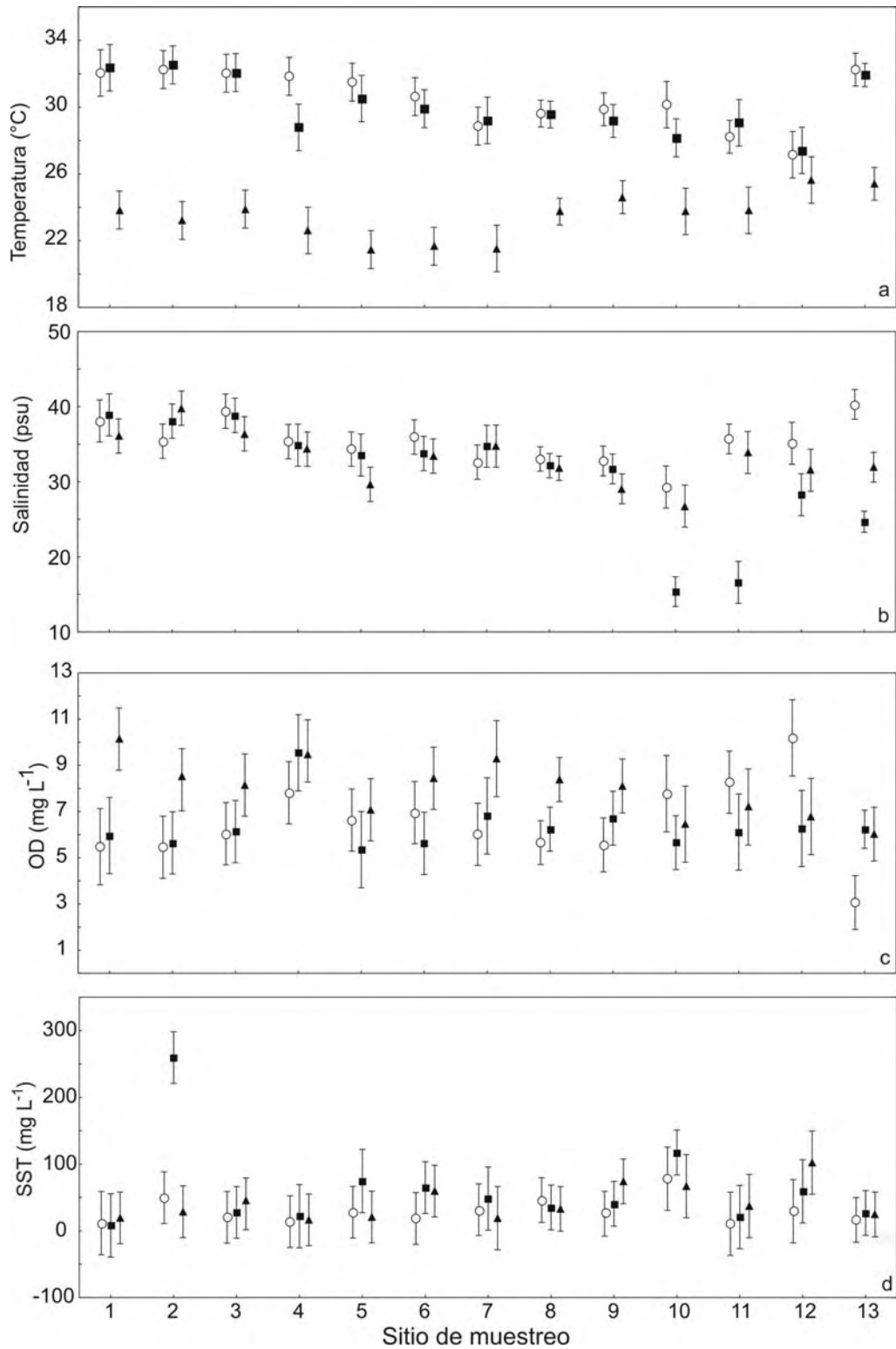


Figura 3. Promedio estacional (\pm DE) de la (a) temperatura, (b) salinidad, (c) oxígeno disuelto (OD) y (d) sólidos suspendidos totales (SST), en trece sitios de muestreo. Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura 8 para la referencia del sitio de muestreo.

5.2.2. Químicos

La concentración del nitrógeno inorgánico disuelto (NID), el fósforo disuelto (PD), y el fósforo total (PT) del agua presentaron diferencias significativas con respecto al sitio de muestreo ($p < 0.05$), la época del año ($p < 0.05$) y el sitio de muestreo en relación a la época del año (interacción: $p < 0.05$). La concentración del NT presentó diferencias significativas con respecto al sitio de muestreo ($p < 0.05$) y el sitio de muestreo en relación a la época del año (interacción: $p < 0.05$), pero no tuvo diferencias significativas en relación a la época del año ($p = 0.22$).

No se encontraron patrones estacionales evidentes en la concentración de los nutrientes, observándose una gran variación en la concentración de estos a lo largo del periodo de muestreo. Sin embargo, la concentración promedio del NID durante la época de secas fue la más baja ($6.5 \pm 5.6 \mu\text{M}$), con respecto a la época de frías, al igual que el NT ($36.1 \pm 53.7 \mu\text{M}$). El PD presentó la menor concentración en la época de secas ($1.1 \pm 0.9 \mu\text{M}$), con respecto a la época de lluvias, por el contrario el PT tuvo el menor valor promedio en la época de frías ($1.9 \pm 1.9 \mu\text{M}$; Tabla 6).

Tabla 5. Promedio estacional (\pm DE) del nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), fósforo disuelto (PD) y fósforo total (PT), en trece sitios de muestreo.

	Secas	lluvias	frías
NID (μM)	6.5 ± 5.6	13.8 ± 14.4	18.7 ± 23.7
NT (μM)	36.1 ± 53.7	57.3 ± 25.1	44.2 ± 41.4
PD (μM)	1.1 ± 0.9	2.6 ± 1.8	1.7 ± 1.1
PT (μM)	2.2 ± 1.0	2.9 ± 1.9	1.9 ± 1.0
N:P	27.3 ± 62.3	120.5 ± 235.6	192.0 ± 403.6

Las menores concentraciones del NID se encontraron en los sitios de muestreo 7, 8 y 9 durante la época de lluvias (2.2 ± 0.3 , 2.7 ± 0.2 y $2.2 \pm 0.3 \mu\text{M}$ respectivamente), mientras que las mayores concentraciones se encontraron en el sitio de muestreo 10 durante la época de lluvias ($45.1 \pm 3.4 \mu\text{M}$) y en los sitios 2, 3 y 5 durante la época de frías (36.2 ± 10.8 , 33.7 ± 1.9 y $51.0 \pm 36.9 \mu\text{M}$,

respectivamente), con respecto a las demás épocas del año (Tukey $p < 0.05$) (Fig. 13a, Anexo C, Tabla 19). Las concentraciones del NT presentaron poca variación, sin embargo, los menores valores promedio se encontraron en el sitio 4 durante la época de frías ($8.6 \pm 1.5 \mu\text{M}$) y en el 12 en la época de secas ($8.1 \pm 9.4 \mu\text{M}$). El máximo valor se encontró en el sitio 6 durante la época de secas ($193.9 \pm 140.9 \mu\text{M}$), con respecto a los demás sitios de muestreo (Tukey $p < 0.05$) (Fig. 13b, Anexo I, Tabla 19). El PD también presentó una alta variación con respecto a los sitios de muestreo y épocas del año. Se encontraron los mínimos valores en el sitio 3 durante las tres épocas del año (0.2 ± 0.4 , 0.02 ± 0.0 y $0.04 \pm 0.0 \mu\text{M}$, respectivamente). Los máximos valores se encontraron en el sitio 5 durante la época de secas y lluvias (3.9 ± 0.5 y $4.0 \pm 1.5 \mu\text{M}$), y en el 10 en la época de lluvias ($3.8 \pm 0.4 \mu\text{M}$) (Tukey $p < 0.05$) (Fig. 13c, Anexo I, Tabla 19). El PT presentó menores variaciones con los mínimos valores en el sitio de muestreo 13 en la época de frías ($0.6 \pm 0.1 \mu\text{M}$), sin embargo la concentración de este nutriente en el sitio 10 durante la época de lluvias fue casi ocho veces mas alto que en los demás sitios (8.3 ± 4.7 , Tukey $p < 0.05$) (Fig. 13d, Anexo I, Tabla 19). La proporción N:P presentó los valores mas altos en los sitios de muestreo 1 y 3 ($1,112.1 \pm 382.1$ y 933.0 ± 49.1 , respectivamente, durante la época de frías), en el sitio 2 y 3 (545.8 ± 319.1 y 560.3 ± 301.9 , respectivamente, durante la época de lluvias), los siguientes valores mas altos fueron en los sitios 4, 9 y 13 (ver tabla 19 para referencia). Para los demás sitios de muestreo la proporción N:P presentó poca variación (Fig. 13e).

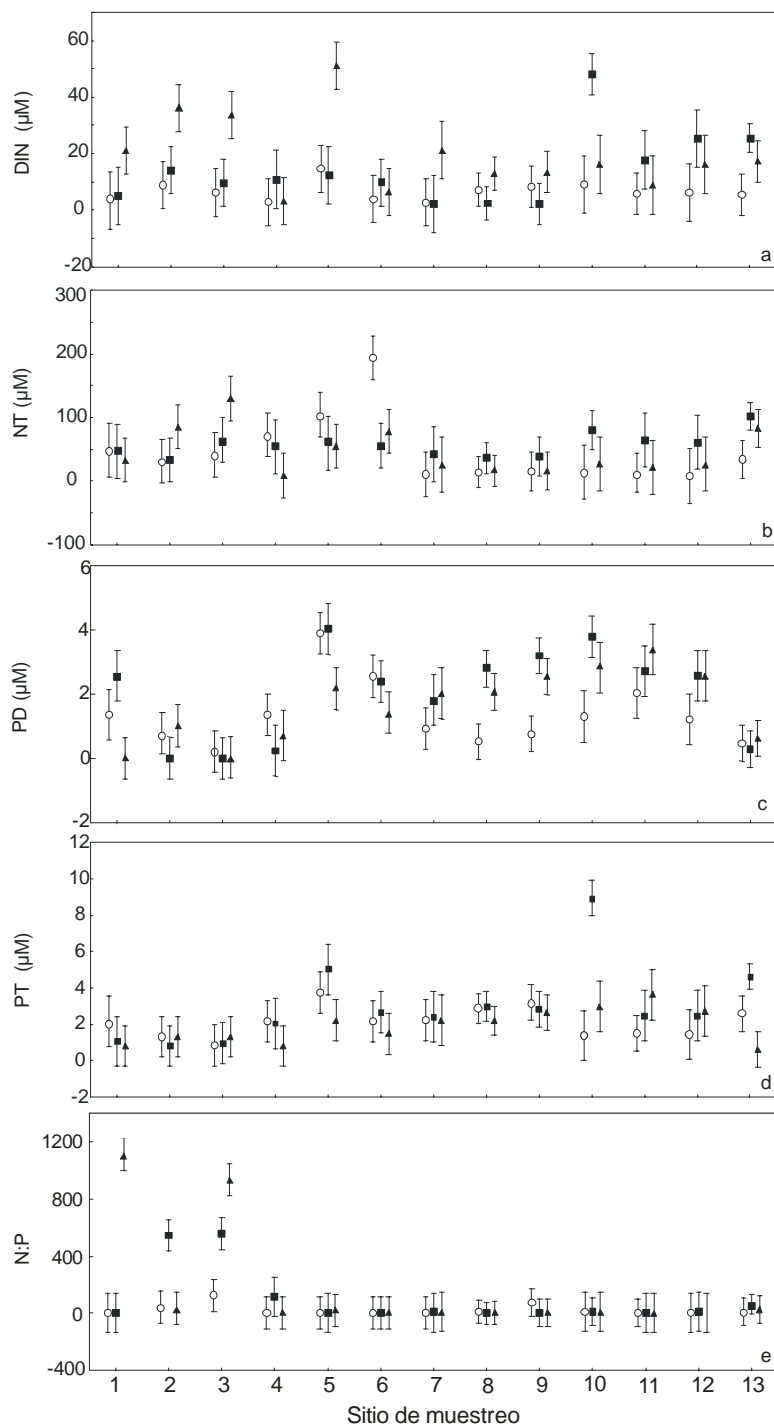


Figura 4. Promedio estacional ($\pm\text{DE}$) del (a) nitrógeno inorgánico disuelto (NID), (b) nitrógeno total (NT), (c) fósforo disuelto (PD), (d) fósforo total (PT) y (e) la proporción nitrógeno-fósforo (N:P), en trece sitios de muestreo. Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura 8 para referencia de los sitios de muestreo.

5.3. Caracterización ficoflorística de los florecimientos macroalgales

5.3.1. Composición ficoflorística

En total se analizaron 13 sitios de muestreo (ver figura 8 para su ubicación y referencia), que pudieron tener florecimiento o no dependiendo de la época del año. El área cubierta por los florecimientos desde la costa al interior de la laguna varió entre 30 m y 500 m y la distancia entre réplicas del transecto varió entre 50 m y 150 m. El sedimento que se encontró estuvo caracterizado por fango, arena y restos de concha dependiendo del sitio de muestreo. Cada sitio de muestreo fue estudiado durante las tres épocas del año excepto el sitio 10 en Ceuta; que en la época de lluvias no se pudo llegar a él debido a la inaccesibilidad al lugar (Tabla 7).

Tabla 6. Dimensiones aproximadas de cada una de las proliferaciones encontradas en cada sitio de muestreo y tipo de sedimento característico.

Sitio de muestreo	Tamaño (largo y ancho m)	Tipo de sedimento
1	500 * 200	Arena
2	150 * 300	Fango arena
3	240 * 200	Arena con concha
4	500 * 200	Fango arena y concha
5	300 * 200	Fango y concha
6	100 * 200	Fango
7	500 * 200	Fango arena y concha
8	50 * 60	Fango arena
9	30 * 60	Fango arena y concha
10	50 * 50	Fango con concha
11	50 * 200	Fango arena y concha
12	50 * 200	Fango arena
13	30 * 200	Fango arena y concha

Se determinaron un total de 39 especies, 20 pertenecientes a la división Chlorophyta, 5 de la división Phaeophyta y 14 especies de la división Rhodophyta (Tabla 8). En esta tabla el arreglo sistemático de las especies se hizo siguiendo a Abbott y Hollenberg (1976), principalmente. Dentro de las familias, los géneros y las especies fueron ordenados alfabéticamente. Los nombres correctos se revisaron en Guiry y Nic-Dhonncha (2005). En algunos florecimientos la presencia de algas verde-azules fue evidente por lo que se incluyó la especie *Mycrocoleus lyngbiaceus* en el presente trabajo.

Tabla 7. Listado general de especies presentes en trece sitios de muestreo a lo largo del periodo de estudio.

Chlorophyta			
Chlorophyceae			
	Ulotrichales		
		Ulvaceae	
		<i>Ulva clathrata</i> *	(Roth) C. Agarh
		<i>Ulva compressa</i>	Linnaeus
		<i>Ulva intestinales</i> *	Linnaeus
		<i>Ulva lactuca</i> *	Linnaeus
		<i>Ulva linza</i>	Linnaeus
		<i>Ulva prolifera</i> *	O.F. Müller
	Cladophorales		
		Cladophoraceae	
		<i>Cladophora sericea</i> ++	(Hudson) Kützing
		<i>Cladophora</i> sp.	
		<i>Chaetomorpha linum</i> ++	(O. F. Müller) Kützing
		<i>Chaetomorpha</i> sp.	
		<i>Rhizoclonium riparium</i> *++	(Roth) Harvey
		<i>Rhizoclonium implexum</i> ++	(Dillwyn) Kützing
		<i>Rhizoclonium riparium</i> var. <i>riparium</i>	(Roth) Harvey
		<i>Rhizoclonium</i> sp.	
	Dasycladales		
		Dasycladaceae	
		<i>Acetabularia farlowii</i> ++	Sloms- Laubach
		<i>Acetabularia schenkii</i> *++	K. Möbius
		<i>Acetabularia</i> sp.	J. V. Lamouroux
	Bryopsidales		
		Caulerpaceae	
		<i>Caulerpa sertularioides</i> *	(S. G. Gmelin) M. Howe
	Codiales		

Tabla 8. Continuación...

		Codiaceae	<i>Codium amplivesiculatum</i>	Setchell & N. L. Gardner
			<i>Codium simulans</i>	Setchell & N. L. Gardner
Phaeophyta				
Phaeophyceae				
	Ectocarpales	Ectocarpaceae	<i>Ectocarpus parvus</i> ++	(D.A. Saunders) Hollenberg
			<i>Ectocarpus</i> sp.	
	Scytosiphonales	Scytosiphonaceae	<i>Rosenvingeia intricata</i> ++	(J. Agardh) Børgesen
	Dictyotales	Dictyotaceae	<i>Dictyota dichotoma</i>	(Hudson) J.V. Lamoroux
			<i>Dictyota dichotoma</i> var. <i>intricata</i>	(C. Agardh) Greville
Rhodophyta				
Florideophyceae				
	Nemaliales	Chaetangiaceae	<i>Scinaia jhonstoniae</i> ++	Setchell
	Cryptonemiales	Peyssonneliaceae	<i>Peyssonelia orientales</i> ++	(Webervan Bosse) Cormaci & G. Furnari
		Corallinaceae	<i>Lithothamnion margaritae</i> ++	Hariot
	Gigartinales	Hypneaceae	<i>Hypnea spinella</i> * ++	(C. Agardh) Kützting
			<i>Hypnea valentiae</i> *	(Turner) Montagne
		Gracilariaceae	<i>Gracilaria turgida</i> *	E. Y. Dawson
			<i>Gracilaria vermiculophylla</i> *	(Ohmi) Papenfuss
	Ceramiales	Ceramiaceae	<i>Ceramium affine</i>	Setchell & N. L. Gardner
			<i>Ceramium equisetoides</i> ++	E. Y. Dawson
			<i>Ceramium</i> sp.	
			<i>Spyridia filamentosa</i> *	(Wulfen) Harvey
		Rhodomelaceae	<i>Bostrychia radicans</i>	(Montagne) Montagne
			<i>Polysiphonia mollis</i>	J.D. Hooker & Harvey
		Delesseriaceae	<i>Caloglossa</i> sp.	

*Especies formadoras de florecimientos; ++Registros nuevos, tomado de Ochoa Izaguirre et al. (2007) y Hernández-Tovalín (2007).

El mayor número de especies se encontró en los sitios de muestreo 5 (17 especies) y 2 (16 especies), durante la época de frías, mientras que en el mismo sitio de muestreo 5 se encontraron 14 especies durante la época de secas. En el resto de los sitios de muestreo se encontraron menos de 10 especies y los valores menores correspondieron a una especie en los sitios 10 en la época de secas y frías y 5 y 11 en las frías (Figura 14a). El valor promedio del número de especies por época del año fue menor en la época de lluvias con un promedio de 4 especies, sin embargo, no se encontraron diferencias significativas ($p>0.05$) con respecto a la época del año (Figura 14b). No se observaron patrones con respecto al sitio de muestreo o la época del año.

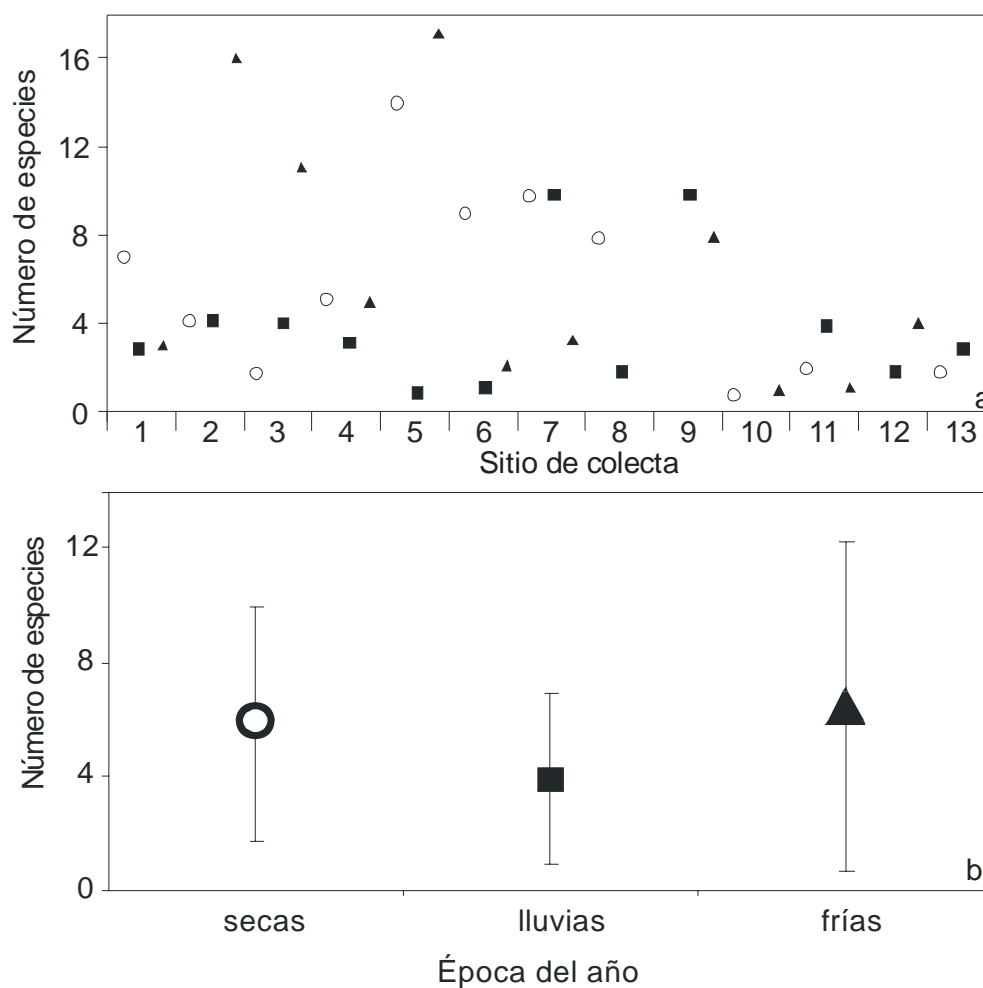


Figura 5. (a) Número de especies encontrada en los 13 sitios de muestreo durante las tres épocas del año. (b) Promedio estacional (\pm DE) de las especies. Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura 8 para referencia de los sitios de muestreo.

5.3.2. Macroalgas importantes (conformadoras de florecimientos)

De las 39 especies determinadas sólo 12 se reconocieron como especies formadoras de florecimientos, es decir aquellas que presentaron abundancias mayores a $> 0.01 \text{ g m}^{-2}$ de peso seco (o $>1 \text{ g}$ peso húmedo en campo), y dan forma y estructura a estos y de aquí en adelante serán llamadas especies importantes. De éstas, 6 especies pertenecen a la división Chlorophyta y 5 especies a la división Rhodophyta (ver referencia en Tabla 8) y una especie de algas verde-azules.

Se encontraron variaciones en las fases reproductivas y vegetativas de las especies importantes durante el muestreo y en los sitios de muestreo. Sólo cuatro especies presentaron alguna etapa de la fase reproductiva. La especie *Gracilaria turgida* presentó cistocarpos en el sitio de muestreo 9 durante la época de lluvias. La especie *G. vermiculophylla* presentó cistocarpos y tetrasporangios durante todo el muestreo pero sin mostrar un claro patrón estacional. Las otras especies que se encontraron en fase reproductiva fueron *Ulva prolifera* e *Hypnea valentiae* (Tabla 9). Las fases reproductivas se encontraron a lo largo del ciclo anual, pero no se encontraron estas fases en todas las lagunas; en Ohuira, los talos se encontraron únicamente en estado vegetativo, lo mismo sucedió en la laguna de Ceuta en los sitios de muestreo 10, 11 y 12.

Tabla 8. Distribución de la fase del talo de las especies importantes por sitio de muestreo por época del año. *Caulerpa sertularioides* (Cs), *Rhizoclonium* sp. (Rsp), *Ulva clathrata* (Uc), *U. intestinalis* (Ui), *U. lactuca* (Ul), *U. prolifera* (Up), *Gracilaria turgida* (Gt), *G. vermiculophylla* (Gv), *Hypnea spinella* (Hs), *H. valentiae* (Hv), *Spyridia filamentosa* (Sf), *Mycrocoleus lyngbyaceus* (Ml). V =Vegetativo, Cr= Carposporangios, Z=Zoosporas, Tt= Tetrasporangios.

Sitio de muestreo	Época del año	Especie											
		Cs	Rsp	Uc	Ui	Ul	Up	Gt	Gv	Hs	Hv	Sf	Ml
1	secas	V	-	-	-	-	-	-	-	V	-	V	-
	lluvias	V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	frías	V	-	-	-	-	-	-	-	V	-	-	-
2	secas	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	V	-
	lluvias	-	-	-	-	-	-	-	-	Tt	V	-	-
	frías	-	V	V	V	-	V	-	Tt/Cr	V	-	V	-
3	secas	-	-	-	-	-	-	-	Cr	-	-	V	-
	lluvias	-	-	-	-	-	-	-	Cr	-	-	V	-
	frías	-	-	V	V	-	V	-	-	-	-	V	-
4	secas	-	-	-	V	V	V	-	Tt/Cr	-	-	V	V
	lluvias	-	-	-	-	-	-	-	V	-	-	V	V
	frías	-	-	-	V	V	V	-	V	-	-	-	V
5	secas	-	V	-	V	V	V	-	Tt/Cr	V	V	V	-
	lluvias	-	-	-	-	-	-	-	V	-	-	V	-
	frías	-	-	-	V	-	V	-	V/Cr	-	-	V	-
6	secas	-	V	V	-	-	-	-	V	-	-	V	-
	lluvias	-	-	-	-	-	-	-	V	-	-	V	-
	frías	-	-	V	-	-	-	-	V	-	-	-	-
7	secas	V	-	V	V	-	V	-	V	V	-	V	V
	lluvias	V	-	-	-	-	-	-	Cr	V	-	V	V
	frías	-	-	-	-	-	V	-	Tt	-	-	V	-
8	secas	-	-	-	-	-	-	-	V	V	-	V	V
	lluvias	-	-	-	-	-	-	-	V	V	-	-	-
	frías	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	lluvias	V	-	-	-	-	-	Cr	-	V	-	V	V
	frías	-	-	-	-	-	Z	V	-	-	-	V	-
10	secas	-	-	-	-	-	-	-	V	-	-	-	-
	frías	-	-	-	-	-	-	-	V	-	-	-	-
11	secas	-	-	-	-	-	-	-	V	-	-	-	-
	lluvias	-	-	-	-	-	-	-	V	V	-	-	-
	frías	-	-	V	-	-	-	-	V	-	-	-	-
12	lluvias	-	-	-	-	-	-	-	V	V	-	-	-
	frías	-	-	-	-	-	-	-	V	-	-	-	-
13	secas	-	-	-	-	-	-	-	Cr	-	V	-	-
	lluvias	-	-	-	V	-	-	-	Cr	-	V	-	-

5.3.3. Composición, distribución y abundancia de especies importantes

En términos de biomasa, los sitios de muestreo con las menores biomásas fueron el 2 y el 3 en Navachiste (hasta 4.9 g m^{-2} ; Tabla 10). La biomasa estacional total que se encontró en los florecimientos macroalgales se incrementó de la época de secas (227.7 g m^{-2}) a la época de lluvias ($1,335.9 \text{ g m}^{-2}$), decreciendo nuevamente en la época de frías (244.5 g m^{-2}). Las especies más abundantes fueron *Spyridia filamentosa*, *Gracilaria vermiculophylla* y *Caulerpa sertularioides* durante la época de secas, lluvias y frías, respectivamente (Fig. 15). La biomasa promedio más alta correspondió a la especie *G. vermiculophylla* en el sitio de muestreo 5, 11, 12 y 13. Mientras que las especies con los valores promedio más bajos correspondieron al género *Ulva* y *Rhizoclonium* (Tabla 10). En un ciclo anual *G. vermiculophylla* tuvo la mayor frecuencia relativa de aparición (29.4 %) que el resto de las especies, le siguieron *Hypnea spinella* y *S. filamentosa* (16.4 y 15.9% respectivamente). El resto de las especies tuvo una frecuencia de aparición relativa menor a 6%.

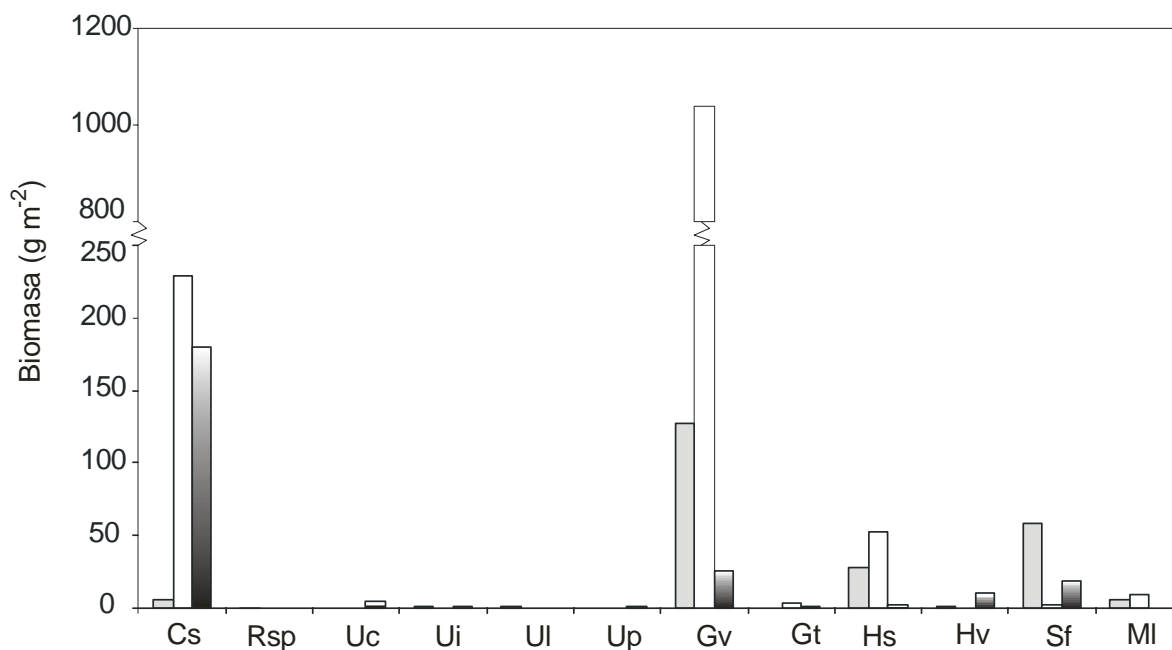


Figura 6. Biomasa total estacional de las 12 especies importantes: *Caulerpa sertularioides* (CS), *Rhizoclonium* sp. (Rsp), *Ulva clathrata* (Uc), *U. intestinalis* (Ui), *U. lactuca* (Ul), *U. prolifera* (Up), *Gracilaria turgida* (Gt), *G. vermiculophylla* (Gv), *Hypnea spinella* (Hs), *H. valentiae* (Hv), *Spyridia filamentosa* (Sf), *Mycrocoleus lyngbyaceus* (MI). Época de secas (■), lluvias (□) y frías (▒).

Tabla 9. Biomasa promedio anual (\pm DE) por sitio de muestreo de las 12 especies importantes. Ver figura 8 para referencia del sitio de muestreo. *Caulerpa sertularioides* (Cs), *Rhizoclonium* sp. (Rsp), *Ulva clathrata* (Uc), *U. intestinalis* (Ui), *U. lactuca* (Ul), *U. prolifera* (Up), *Gracilaria turgida* (Gt), *G. vermiculophylla* (Gv), *Hypnea spinella* (Hs), *H. valentiae* (Hv), *Spyridia filamentosa* (Sf), *Mycrocoleus lyngbyaceus* (MI).

Especies importantes												
	Cs	Rsp	Uc	Ui	Ul	Up	Gt	Gv	Hs	Hv	Sf	MI
1	121.5 \pm 98.7	-	-	-	-	-	-	-	5.4 \pm 9.4	4.1 \pm 5.3	17.9 \pm 30.6	-
2	-	-	0.0 \pm 0.1	-	-	-	-	1.3 \pm 1.5	-	-	4.9 \pm 6.4	-
3	-	-	-	-	-	-	-	1.0 \pm 1.5	-	-	0.8 \pm 0.7	-
4	-	-	-	0.9 \pm 1.4	0.1 \pm 0.2	-	-	8.0 \pm 12.1	-	-	-	-
5	-	0.0 \pm 0.1	-	-	0.2 \pm 0.4	-	-	72.4 \pm 126.2	-	-	-	-
6	-	-	-	-	-	-	-	23.2 \pm 34.4	1.6 \pm 2.5	0.1 \pm 0.4	<0.01	-
7	27.0 \pm 46.1	-	-	-	-	-	-	0.3 \pm 0.5	1.4 \pm 2.9	-	0.1 \pm 0.1	4.7 \pm 4.7
8	-	-	-	0.1 \pm 0.2	-	-	-	-	-	-	-	-
9	0.3 \pm 1.0	-	-	-	-	-	1.3 \pm 1.7	-	-	-	0.8 \pm 1.7	-
10	-	-	-	-	-	-	-	29.4 \pm 40.2	-	-	-	-
11	-	-	1.1 \pm 1.7	-	-	-	-	54.3 \pm 93.6	0.1 \pm 0.2	-	-	-
12	-	-	-	-	-	-	-	56.2 \pm 87.8	14.2 \pm 24.3	-	-	-
13	-	-	-	-	-	-	-	56.7 \pm 93.0	1.1 \pm 2.2	-	-	-

En el sistema lagunar Ohuira solo en un sitio se encontró una proliferación conspicua de macroalgas. En el sitio de muestreo 1 fueron cuatro las especies que se encontraron a lo largo del año: *Caulerpa sertularioides*, *Hypnea spinella*, *H. valentiae* y *Spyridia filamentosa*. La especie *S. filamentosa* solo se encontró en la época de secas con la mayor biomasa en comparación de las otras especies ($57.5 \pm 61.6 \text{ g m}^{-2}$). *C. sertularioides* tuvo el mínimo valor de biomasa en la época de secas con un promedio de $5.4 \pm 12.0 \text{ g m}^{-2}$ mientras que el máximo valor fue en la época de frías con un valor de $180.1 \pm 189.0 \text{ g m}^{-2}$ (Figura 16).

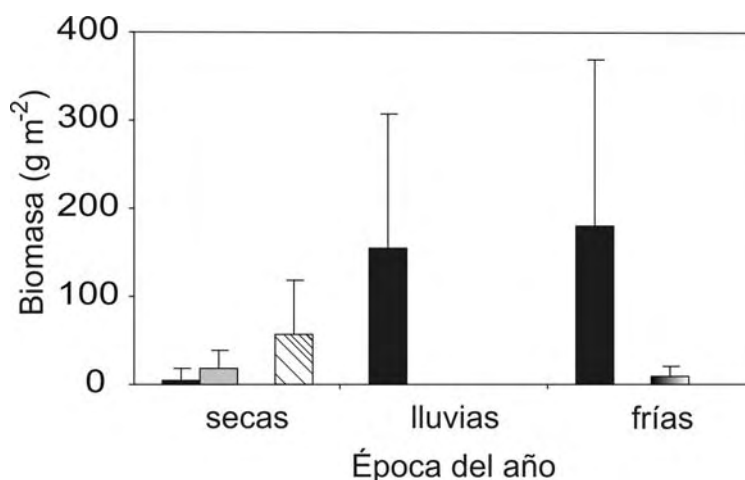


Figura 7. Biomasa promedio estacional (\pm DE) de las 4 especies importantes de macroalgas encontradas en el sitio de muestreo 1 en el sistema lagunar Ohuira. ■ *Caulerpa sertularioides*, ■ *Hypnea spinella*, ■ *H. valentiae*, ▨ *Spyridia filamentosa*.

En el sistema lagunar Navachiste se encontraron dos sitios con proliferaciones conspicuas de macroalgas. En el sitio de muestreo 2 fueron tres las especies que se encontraron a lo largo del año: *Ulva clathrata*, *Gracilaria vermiculophylla* y *Spyridia filamentosa*. En la época de secas la especie *G. vermiculophylla* presentó la mayor biomasa ($2.8 \pm 3.5 \text{ g m}^{-2}$) que disminuyó hacia la época de frías ($0.04 \pm 0.5 \text{ g m}^{-2}$). La especie *S. filamentosa* tuvo un incremento en su biomasa de la época de lluvias ($0.3 \pm \text{ g m}^{-2}$), a la época de frías ($1.5 \pm 1.5 \text{ g m}^{-2}$). *U. clathrata* se presentó en esta época con una biomasa en peso seco por debajo de 1 gr

($0.04 \pm 0.0 \text{ g m}^{-2}$) (Fig. 17a). En el sitio de muestreo 3 se encontraron las mismas especies importantes que en el sitio 2 a lo largo del año, con un patrón similar: *G. vermiculophylla* tuvo el valor más elevado en la época de secas ($2.9 \pm 3.9 \text{ g m}^{-2}$), mientras que el máximo valor de *S. filamentosa* ($13.6 \pm 24.3 \text{ g m}^{-2}$) se encontró en la época de frías (Fig. 17b).

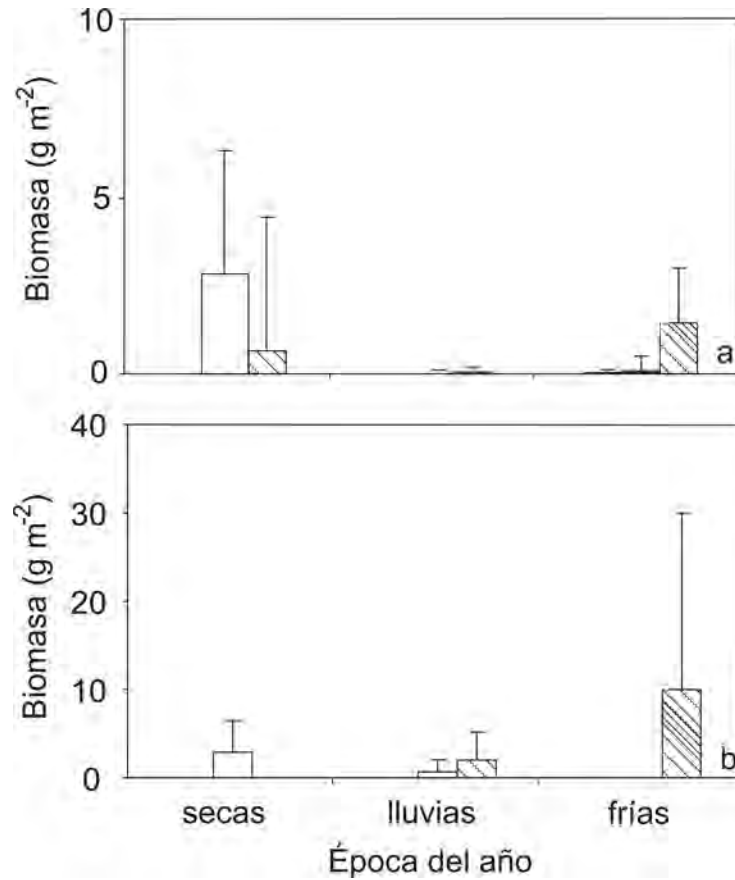


Figura 8. Biomasa promedio estacional (\pm DE) de las 4 especies importantes de macroalgas encontradas en los sitios de muestreo (a) 2 y (b) 3 en el sistema lagunar Navachiste. ■ *Ulva clathrata*, □ *G. vermiculophylla* y ▨ *Spyridia filamentosa*.

En el sistema lagunar Santa María-La Reforma se encontraron tres sitios con crecimientos conspicuos de macroalgas. En el sitio de muestreo 4 se encontraron tres especies importantes a lo largo del periodo de muestreo: *Ulva intestinalis*, *U. lactuca* y *Gracilaria vermiculophylla*. Las dos primeras especies tuvieron poca biomasa (0.8 ± 6 y 0.5 ± 1.1 g m⁻², respectivamente) durante la época de secas, mientras que la última tuvo su mayor biomasa en esta misma época (20.1 ± 28.1 g m⁻²). Las tres especies desaparecen en la época de lluvias. *U. intestinalis* se volvió a encontrar en la época de frías con su mayor biomasa (1.3 ± 10.7 g m⁻²), también *G. vermiculophylla* se encontró en esta época ($b < 0.1$ g m⁻²) (Fig. 18a).

En el sitio de muestreo 5 se encontraron cuatro especies a lo largo del periodo de muestreo: *Rhizoclonium* sp., *Ulva lactuca*, *Gracilaria vermiculophylla* y *Spyridia filamentosa*. En la época de secas las especies *Rhizoclonium* sp. y *U. lactuca* tuvieron una biomasa menor a 1 g m⁻². En la época de lluvias la especie *G. vermiculophylla* tuvo la mayor biomasa promedio (290.74 ± 275.6 g m⁻²), disminuyendo en la época de frías (10.12 ± 9.39 g m⁻²) (Fig. 18b).

En el sitio de muestreo 6 se encontraron cuatro especies a lo largo del periodo de muestreo: *Ulva clathrata*, *Gracilaria vermiculophylla*, *Hypnea spinella* e *H. valentiae*. La especie *H. spinella* presentó la mayor biomasa promedio durante la época de secas (4.9 ± 4.6 g m⁻²). En la época de lluvias *G. vermiculophylla* tuvo el máximo valor promedio de biomasa (131.8 ± 188.3 g m⁻²) (Fig. 18c). Las especies *U. clathrata* e *H. valentiae* tuvieron valores menores a 1 g m⁻² durante la época de frías y secas, respectivamente.

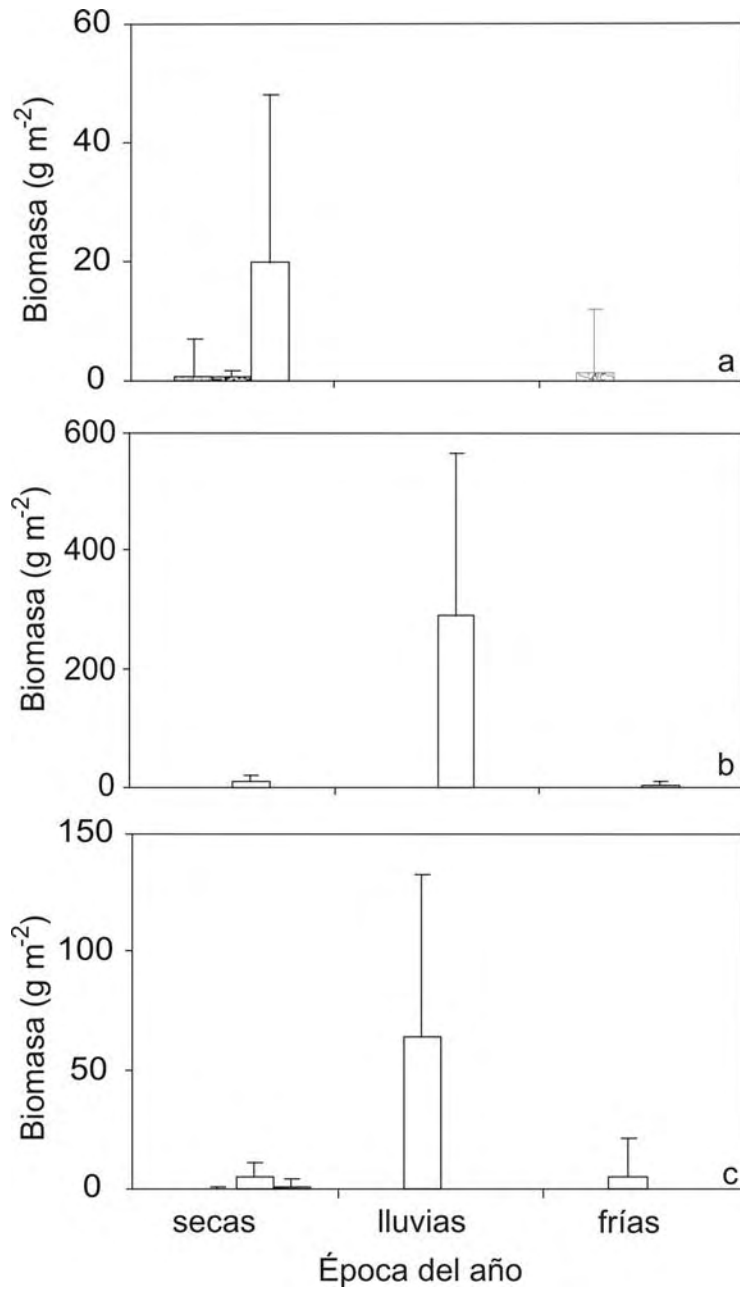


Figura 9. Biomasa promedio estacional (\pm DE) de las 8 especies importantes de macroalgas encontradas en los sitios de muestreo (a) 4, (b) 5 y (c) 6 en el sistema lagunar Santa María-La Reforma. *Rhizoclonium* sp., *Ulva clathrata*, *U. intestinalis*, *U. lactuca*, *G. vermiculophylla*, *Hypnea spinella*, *H. valentiae*, *Spyridia filamentosa*.

En el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón se encontraron tres sitios con proliferaciones conspicuas de macroalgas. En el sitio de muestreo 7 se encontraron cinco especies a lo largo del periodo de estudio: *Caulerpa sertularioides*, *Hypnea spinella*, *Gracilaria vermiculophylla*, *Spyridia filamentosa* y *Mycrocoleus lyngbyaceus*. La mayor biomasa promedio durante la época de secas correspondió a la especie *M. lyngbyaceus* ($5.4 \pm 6.8 \text{ g m}^{-2}$), mientras que *C. sertularioides* y *S. filamentosa* tuvieron valores por debajo de 1 g m^{-2} . En la época de lluvias *C. sertularioides* se presentó abundantemente ($96.0 \pm 145.5 \text{ g m}^{-2}$). En la misma época se encontraron *H. spinella* y *G. vermiculophylla* con una biomasa promedio de 1.9 ± 8.8 y $4.8 \pm 3.4 \text{ g m}^{-2}$, respectivamente (Fig. 20a). No se encontró ninguna especie en la época de frías.

En el sitio de muestreo 8 se encontraron tres especies a lo largo del periodo de muestreo: *Ulva intestinalis*, *U. prolifera* y *Gracilaria vermiculophylla*. Las dos primeras se encontraron en la época de secas con valores por debajo de 1 g m^{-2} . En la época de lluvias sólo se encontró *G. vermiculophylla* con un valor de biomasa de $205.3 \pm 159.3 \text{ g m}^{-2}$. Durante las frías solo se encontraron *G. vermiculophylla* y *U. prolifera* con valores menores a 1 g m^{-2} (Fig. 20b).

En el sitio de muestreo 9 se encontraron cinco especies a lo largo del periodo de muestreo: *Caulerpa sertularioides*, *Gracilaria turgida*, *Hypnea spinella*, *Spyridia filamentosa* y *Mycrocoleus lyngbyaceus*. En este sitio de muestreo no se encontraron macroalgas durante la época de secas, sin embargo, en la época de lluvias y frías si se encontraron proliferaciones conspicuas. La mayor biomasa promedio fue de la especie *G. turgida* ($2.9 \pm 6.6 \text{ g m}^{-2}$) en la época de lluvias, mientras que en la época de frías la mayor biomasa fue de la especie *S. filamentosa* ($2.6 \pm 7.3 \text{ g m}^{-2}$). Las especies *G. turgida* e *H. spinella* se encontraron nuevamente en la época de frías, mientras que la especie *Mycrocoleus lyngbyaceus* desapareció (Fig. 20c).

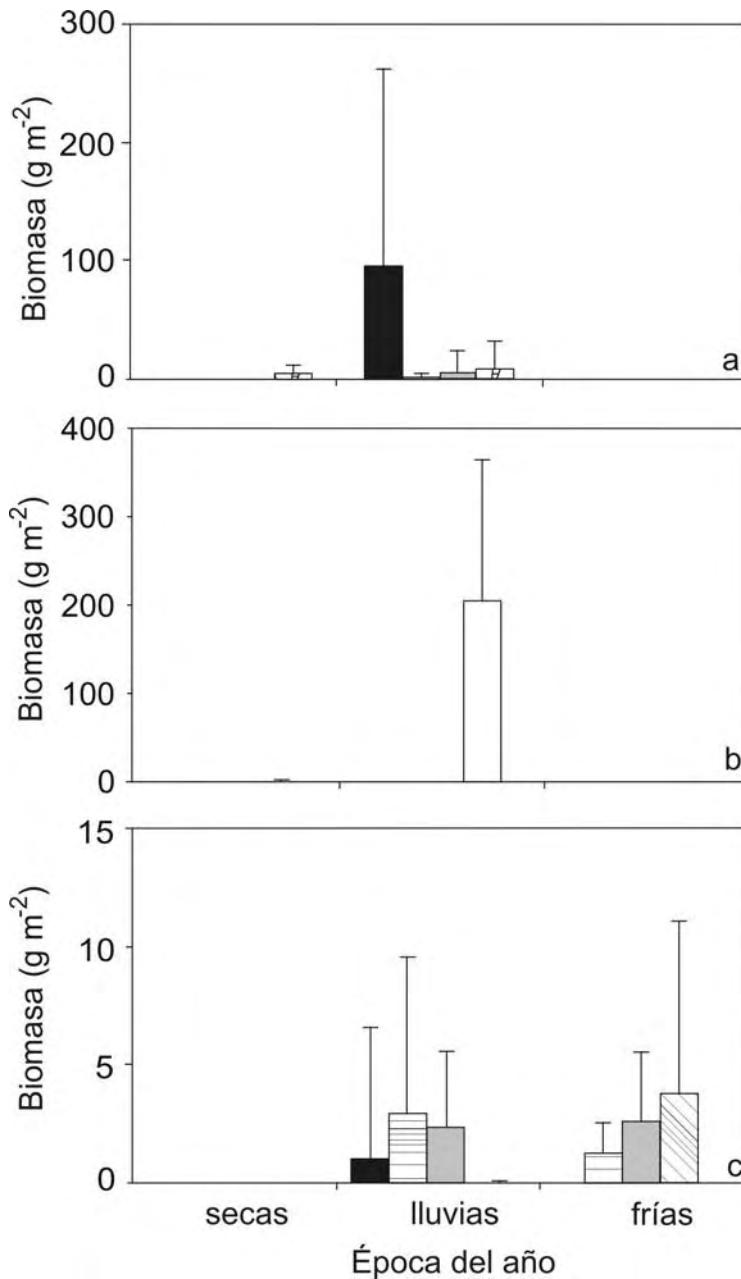


Figura 10. Biomasa promedio estacional (\pm DE) de las 7 especies importantes de macroalgas, y 1 alga verde-azul, encontradas en los sitios de muestreo (a) 7, (b) 8 y (c) 9 en el sistema lagunar Altata-

Ensenada El Pabellón. ■ *Caulerpa sertularioides*, ▨ *U. intestinalis*, ▣ *U. lactuca*, ▤ *U. prolifera*,
 □ *Gracilaria turgida*, ◻ *G. vermiculophylla*, ▥ *Hypnea spinella*, ▧ *Spyridia filamentosa*
 y ▩ *Microcoleus lynbyaceus*.

En el sistema lagunar Ceuta se encontraron tres sitios con proliferaciones conspicuas de macroalgas. En el sitio de muestreo 10 sólo se realizaron los recorridos de la época de secas y de la época de frías, debido a que en la época de lluvias no se pudo acceder a esta estación para el muestreo de biomasa. La única especie presente durante estos muestreos fue *Gracilaria vermiculophylla*. La mayor biomasa de esta especie se encontró durante la época de secas ($87.1 \pm 93.1 \text{ g m}^{-2}$), disminuyendo en la época de frías ($16.08 \pm 18.6 \text{ g m}^{-2}$) (Fig. 20a).

En el sitio de muestreo 11 se encontraron tres especies importantes durante el periodo de muestreo: *Ulva clathrata*, *Gracilaria vermiculophylla* e *Hypnea spinella*. Durante la época de secas sólo se encontró esta última especie con una biomasa promedio de $4.4 \pm 3.9 \text{ g m}^{-2}$. La misma especie en la época de lluvias tuvo el mayor valor promedio de biomasa ($153.6 \pm 112.0 \text{ g m}^{-2}$), mientras que *H. spinella* se encontró con una biomasa menor a 1 g m^{-2} . En la época de frías la biomasa de la especie *G. vermiculophylla* disminuyó ($< 1 \text{ g m}^{-2}$), mientras que la biomasa de la especie *U. clathrata* fue de $3.8 \pm 7.6 \text{ g m}^{-2}$ (Fig. 20b).

En el sitio de muestreo 12 no se encontraron algas durante la época de secas. En la época de lluvias se encontraron las especies *Gracilaria vermiculophylla* e *Hypnea spinella*. La primera tuvo una biomasa alta ($168.3 \pm 140.6 \text{ g m}^{-2}$) con respecto a la segunda ($44.4 \pm 36.4 \text{ g m}^{-2}$). En la época de frías solo se encontró la especie *G. vermiculophylla* con una biomasa menor a 1 g m^{-2} (Fig. 20c).

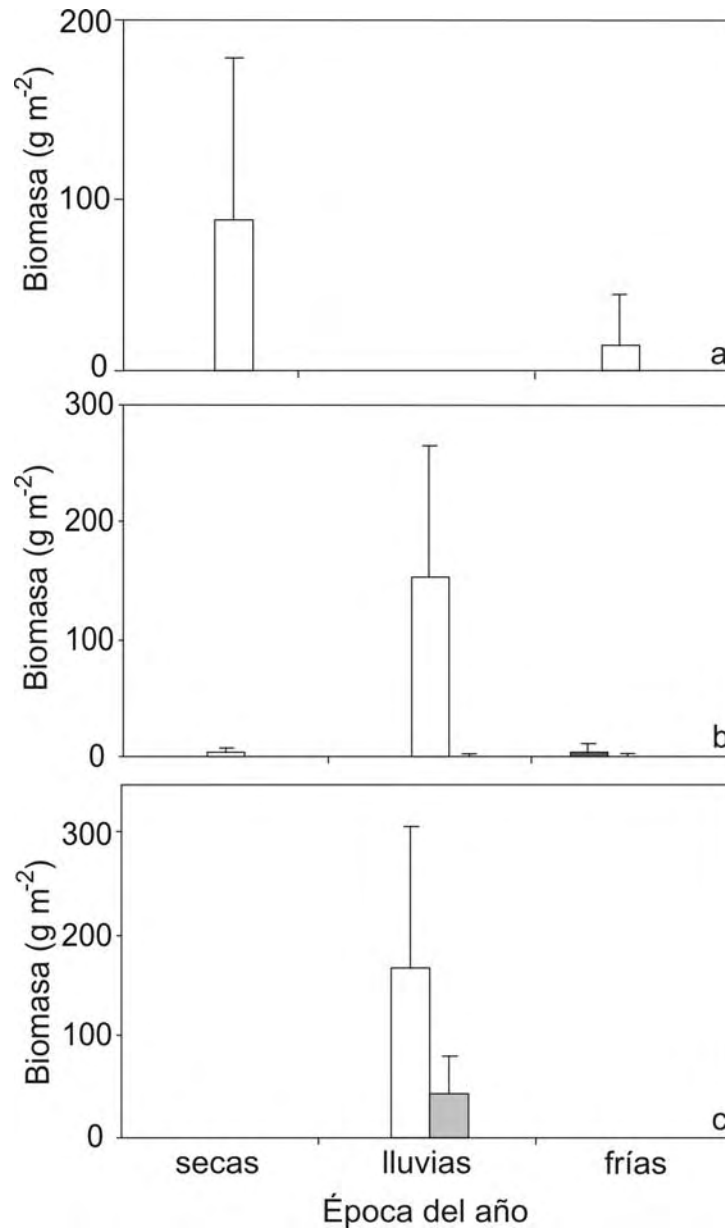


Figura 11. Biomasa promedio estacional (\pm DE) de las 3 especies importantes de macroalgas encontradas en los sitios de muestreo (a) 10, (b) 11 y (c) 12 en el sistema lagunar Ceuta. ■ *Ulva clathrata*, □ *G. vermiculophylla* e ■ *Hypnea spinella*.

En el sistema lagunar Teacapán se encontró solo un sitio con proliferación conspicua de macroalgas. En el sitio de muestreo 13 se encontraron dos especies importantes a lo largo del periodo de muestreo: *Gracilaria vermiculophylla* e *Hypnea spinella*. Durante la época de secas *H. spinella* tuvo un valor promedio de biomasa de $4.1 \pm 3.7 \text{ g m}^{-2}$, mientras que *G. vermiculophylla* tuvo un valor por debajo de 1 g m^{-2} . Sin embargo, durante la época de lluvias sólo se encontró esta última con un valor promedio de biomasa de $155.4 \pm 179.8 \text{ g m}^{-2}$. No se encontraron macroalgas durante la época de frías (Fig. 21).

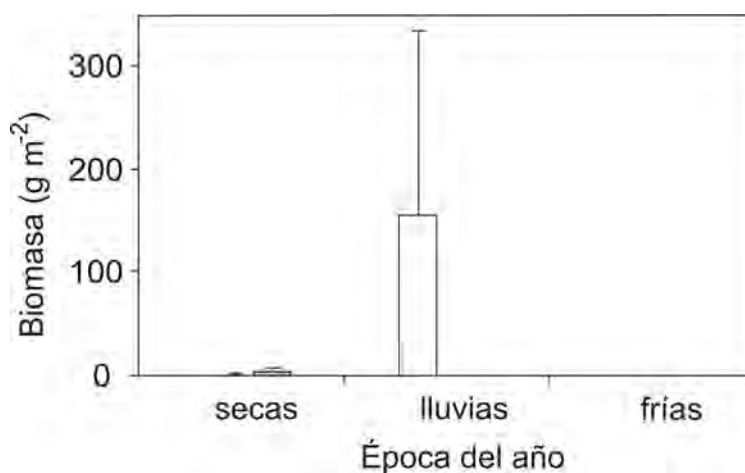


Figura 12. Biomasa promedio estacional (\pm DE) de las 2 especies importantes de macroalgas encontradas en el sitio de muestreo 13 en el sistema lagunar Teacapán. \square *G. vermiculophylla*, e \blacksquare *Hypnea spinella*.

En general, durante la época de secas nueve de las trece especies fueron encontradas conformando florecimientos, de estas la especie que presentó la mayor biomasa fue *Gracilaria vermiculophylla* con $87.1 \pm 93.1 \text{ g m}^{-2}$ en el sitio de muestreo 10, seguida por la especie *Spyridia filamentosa* en el sitio 1 con $57.5 \pm 61.6 \text{ g m}^{-2}$ (Fig. 22a). Cada una de estas especies aportó un porcentaje de biomasa a la biomasa total del florecimiento. En la misma época cuatro especies aportaron más del 70% de la biomasa a cada uno de los florecimientos encontrados, estas fueron *S.*

filamentosa en el sitio de muestreo 1; *G. vermiculophylla* en los sitios de muestreo 2, 3, 4, 5, 8, 10 y 11; *Hypnea spinella* en los sitios 6 y 13 y *Microcoleus lyngbyaceus* en el sitio de muestreo 7 (Fig. 23a; Anexo Tabla 20).

Durante la época de lluvias sólo seis de las trece especies fueron encontradas conformando florecimientos. En la época de lluvias se encontraron seis especies importantes, de estas la especie que tuvo la mayor biomasa fue *Gracilaria vermiculophylla* en los sitios de muestreo 5, 6, 8, 11, 12 y 13, seguida por *Caulerpa sertularioides* en los sitios de muestreo 1 y 7 (Fig. 22b; Anexo Tabla 20). De estas seis especies sólo tres aportaron más del 70% de la biomasa del florecimiento: *G. vermiculophylla* y *C. sertularioides* en los sitios mencionados y además *Spyridia filamentosa* en los sitios 2 y 3 (Fig. 23b).

En la época de frías se encontraron nueve de las trece especies y en esta época fue *Caulerpa sertularioides* la especie con la mayor biomasa en el sitio de muestreo 1 ($180.1 \pm 62.3 \text{ g m}^{-2}$) (Fig. 22c). Seis especies representaron más del 70% de la biomasa de cada florecimiento: *C. sertularioides* (sitio de muestreo 1), *Spyridia filamentosa* (sitios 2 y 3), *Gracilaria vermiculophylla* (sitios 5, 6, 7 y 11), *Ulva clathrata* (en el sitio 11), *U. intestinalis* y *U. prolifera* en los sitios de muestreo 4 y 8 respectivamente (Fig. 23c).

En el ciclo de muestreo, la especie que se encontró con más frecuencia fue *Gracilaria vermiculophylla* (29.3 %), seguida de las especies *Hypnea spinella* (16.4 %) y *Spyridia filamentosa* (15.9 %). Las especies que menos veces se encontraron fueron *Ulva prolifera*, *Rhizoclonium* sp. y *Microcoleus lyngbyaceus* (2.6 % cada una).

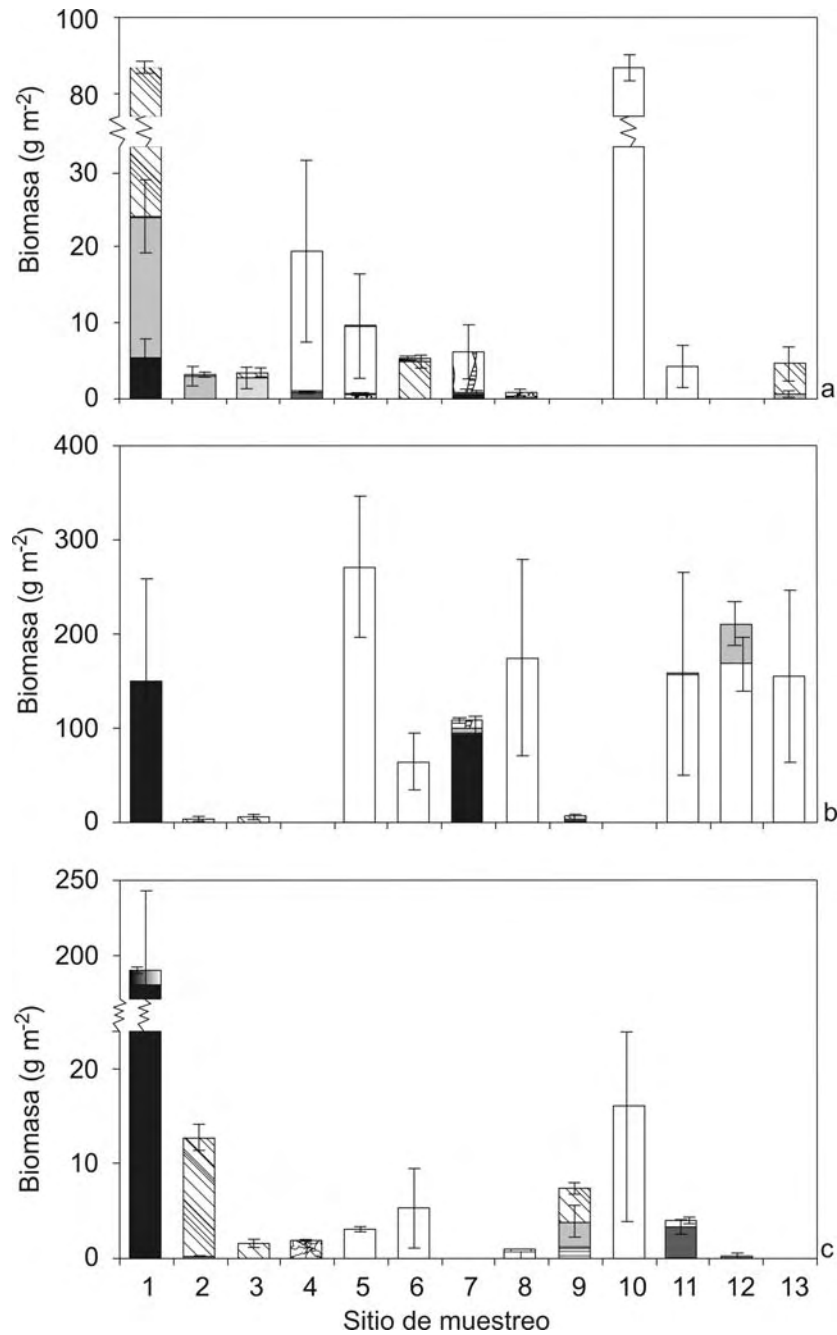


Figura 13. Biomasa promedio (\pm DE) de las 11 especies importantes de macroalgas, y 1 alga verde-azul, en trece sitios de muestreo en la época de (a) secas, (b) lluvias y (c) frías. \blacksquare *Caulerpa sertularioides*, \blacksquare *Rhizoclonium* sp., \blacksquare *Ulva clathrata*, \boxtimes *U. intestinalis*, \boxplus *U. lactuca*, \boxminus *U. prolifera*, \square *Gracilaria turgida*, \square *G. vermiculophylla*, \square *Hypnea spinella*, \blacksquare *H. valentiae*, \boxtimes *Spyridia filamentosa* y \boxplus *Mycrocoleus lynbyaceus*.

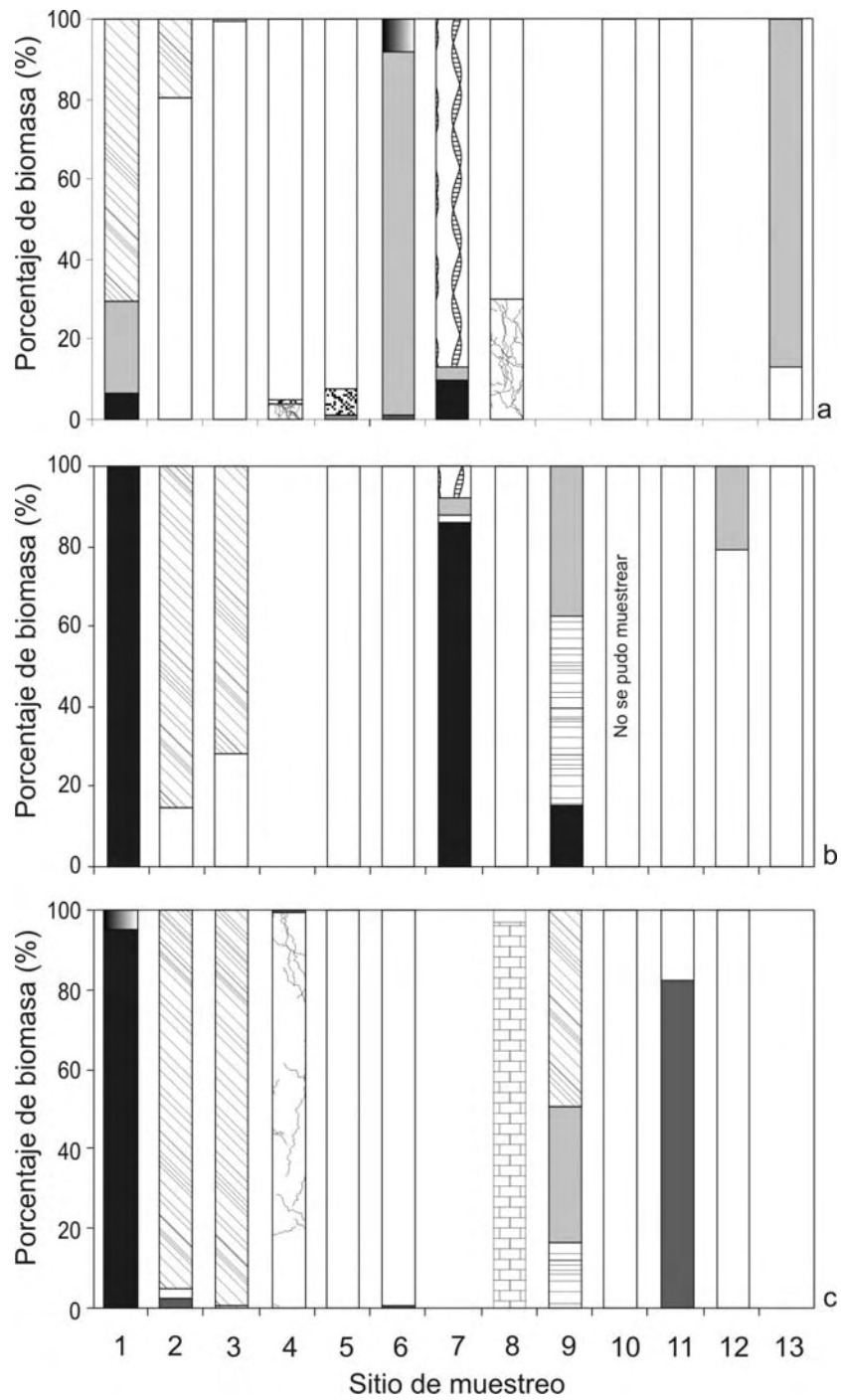


Figura 14. Porcentaje de biomasa de las 11 especies importantes, y 1 verde-azul, en trece sitios de muestreo, en la época de (a) secas, (b) lluvias y (c) frías. ■ *Caulerpa sertularioides*, ■ *Rhizoclonium* sp., ■ *Ulva clathrata*, ▨ *U. intestinalis*, ▩ *U. lactuca*, ▤ *U. prolifera*, □ *Gracilaria turgida*, □ *G. vermiculophylla*, ■ *Hypnea spinella*, ■ *H. valentiae*, ▨ *Spyridia filamentosa* y ▤ *Mycrocoleus lynbyaceus*.

5.4. Biomasa vs variables ambientales

El análisis de la similitud entre los sitios de muestreo en diferentes épocas del año mostró agrupaciones entre sitios de muestreo de diferentes lagunas pero con una composición de especies similar y lo mismo se observó para diferentes épocas del año. El MDS obtenido en tres dimensiones tuvo un estrés significativo (0.06). Se observaron cuatro agrupaciones en cuanto a la composición de las especies en los sitios de muestreo en las tres épocas del año (Fig. 24).

El primer grupo y el más diferente esta caracterizado por los sitios de muestreo 1, en Ohuira, y los sitios 7 y 9 en Altata-Ensenada El Pabellón. La principal característica de estos sitios a lo largo del periodo de muestreo fue la ausencia de la especie *Gracilaria vermiculophylla* (o con una biomasa menor a 1 g m^{-2}) y la presencia de las especies *Gracilaria turgida* y *Caulerpa sertularioides* (Fig. 24).

El segundo grupo fue el conformado por los sitios de muestreo 2 y 3, en Navachiste, que tuvieron una composición de especies similar a lo largo del periodo de muestreo (Fig. 24) y no tuvo similitudes con los demás sitios de colecta tanto en la composición de especies como en la abundancia de estas.

El tercer grupo que se observó incluyó a los sitios de muestreo 4 y 8 que fueron similares ya que la especie importante *G. vermiculophylla* estuvo presente durante las secas y lluvias (Fig. 24).

El resto de los sitios de muestreo fueron similares ya que compartieron especies a lo largo del periodo de muestreo, excepto por *C. sertularioides*, *G. turgida*, *Hypnea valentiae* (que sólo se encontraron en Ohuira y en Navachiste durante la

época de frías) y *Rhizclonium* sp. (Santa María-La Reforma durante la época de secas) (Fig. 24).

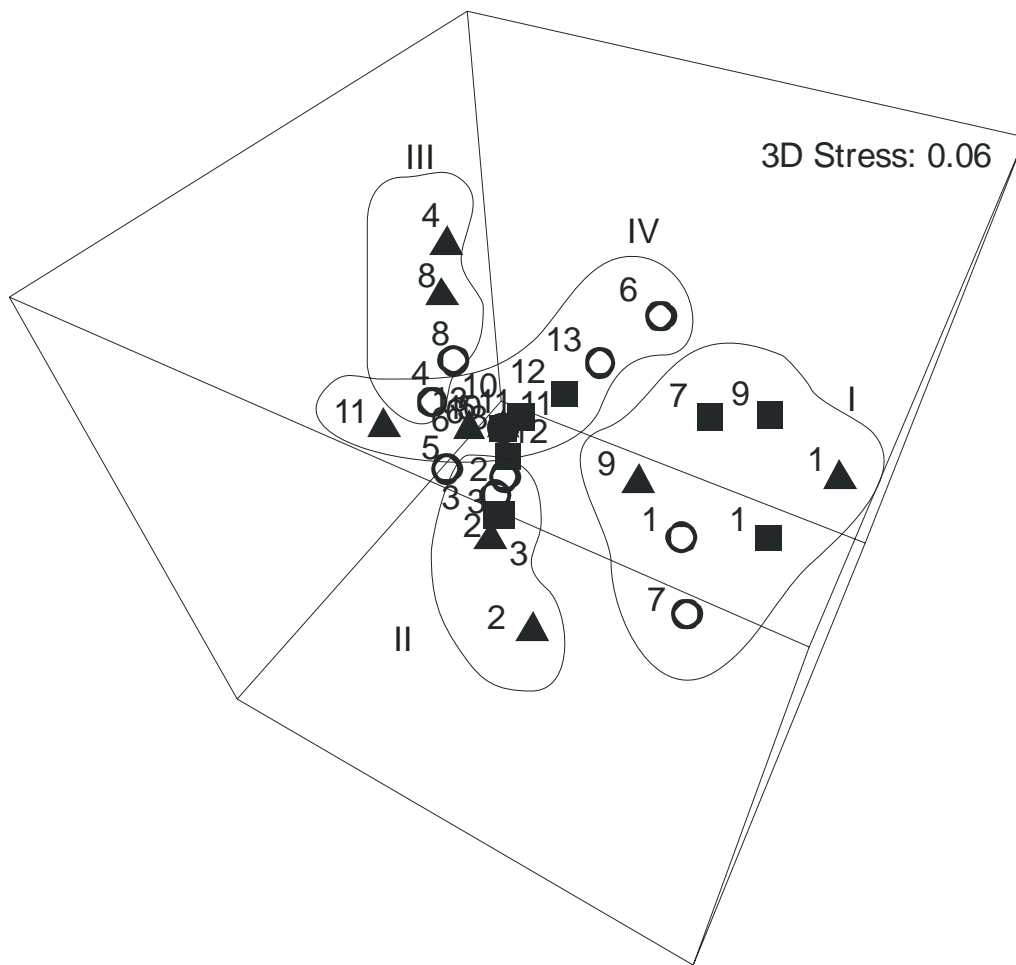


Figura 15. Ordenamiento espacial (MDS) basado en las similitudes de Bray Curtis utilizando los datos transformados en raíz cuarta de la biomasa estacional de las especies importantes en los trece sitios de muestreo. Se observan cuatro asociaciones encerradas en línea continua. Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲).

Por otra parte se realizaron análisis de correlaciones entre la biomasa de las diferentes especies importantes con los parámetros fisicoquímicos analizados. Los análisis de correlación mostraron que la biomasa de las especies importantes pudiera estar influenciada por alguno de estos parámetros. De las doce especies únicamente la biomasa de tres especies importantes (*Caulerpa sertularioides*, *Gracilaria vermiculophylla* e *Hypnea spinella*), presentaron correlaciones significativas ($p < 0.05$) con alguno de los parámetros medidos. De estos, sólo la salinidad, el fósforo (disuelto y total) y la proporción de los nutrientes en el medio se correlacionaron significativamente ($p < 0.05$) con la biomasa de las especies mencionadas (Fig. 25).

El análisis de regresión mostró que sólo la especie de macroalgas verdes *Caulerpa sertularioides* y las especies de macroalgas rojas *Gracilaria vermiculophylla* e *Hypnea spinella* se correlacionaron con la concentración de nutrientes. La biomasa de *C. sertularioides* se encontró positivamente correlacionada con la proporción N:P (Fig. 25a). La especie *G. vermiculophylla* mostró una correlación negativa con la salinidad (Fig. 25b), pero positiva con la concentración del fósforo tanto disuelto como total (Fig. 25c y d). La especie *H. valentiae* tuvo una correlación positiva con las proporciones N:P (Fig. 25e).

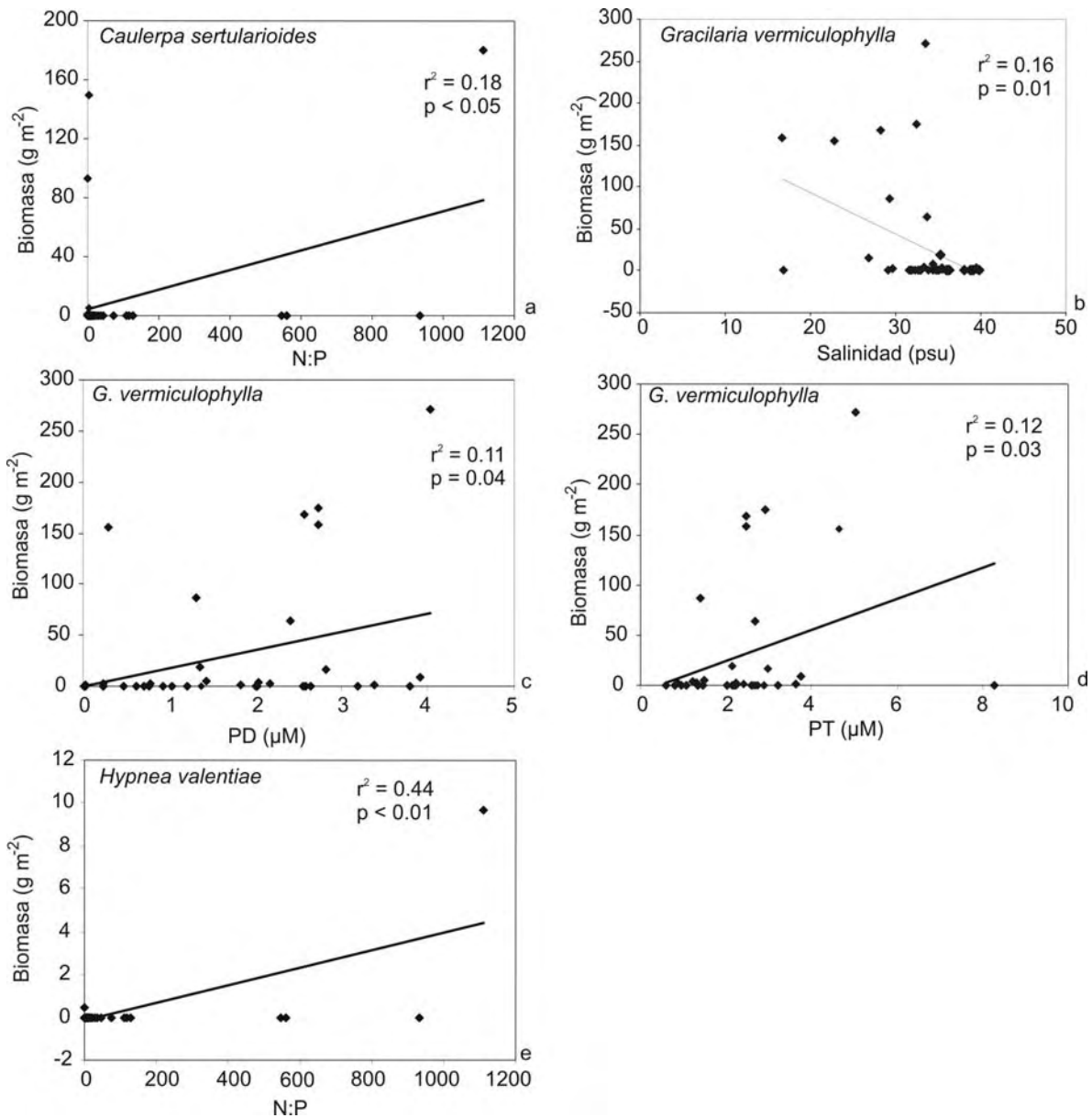


Figura 16. Correlaciones significativas ($p < 0.01$) entre los parámetros fisicoquímicos y la biomasa de las especies importantes. (a) Biomasa de *Caulerpa sertularioides* vs la proporción N:P; (b) biomasa de *Gracilaria vermiculophylla* vs salinidad, (c) biomasa de *G. vermiculophylla* vs concentración de fósforo disuelto, (d) biomasa de *G. vermiculophylla* vs fósforo total y (e) biomasa de *Hypnea valentiae* vs la proporción N:P.

Con base en las posibles correlaciones de la biomasa de las especies importantes con los parámetros fisicoquímicos se llevo a cabo un análisis de componentes principales (ACP), en el que se incluyeron (además de los parámetros que mostraron correlación) la temperatura, el NID y el NT, ya que el oxígeno disuelto y los sólidos suspendidos totales no mostraron ningún tipo de correlación ó patrón con la biomasa macroalgal. Cuatro de los componentes obtenidos tuvieron un eigenvalor mayor que 1, sin embargo, solo los tres primeros componentes mostraron correlaciones entre la biomasa de las especies importantes y los parámetros medidos.

El componente uno, explicó un 35.3% de la variación, el componente dos explicó el 23.3% y el tres explicó el 17.0% de la variación, en total estos tres componentes explicaron mas del 75.8% de la variación (Fig. 26a y b). En el factor uno la concentración del NID, del fósforo disuelto y el fósforo total se encontraron positivamente correlacionadas con la biomasa de la especie *Gracilaria vermiculophylla*, mientras que la biomasa de esta misma especie se encontró negativamente correlacionada con la salinidad y la proporción de N:P. La biomasa de las especies *Caulerpa sertularioides* e *Hypnea spinella* se encontró correlacionada con la salinidad y la proporción N:P. En el factor dos, la biomasa de la especie *H. spinella* se encontró negativamente correlacionada con la temperatura pero positivamente con las concentraciones del NID y la proporción N:P. En el factor tres, los valores de temperatura y las concentraciones de nitrógeno total se encontraron correlacionados positivamente con la biomasa de la especie *G. vermiculophylla*, *Ulva lactuca* y *Rhizoclonium* sp., así como con los valores de biomasa en general. La especie *Ulva intestinalis* y *U. prolifera* se encontraron negativamente correlacionadas con los parámetros anteriores (Tabla 11).

Tabla 10. Valores de correlación del ACP obtenido para las variables fisicoquímicas por sitio de muestreo, época del año y laguna. Se muestran las correlaciones más elevadas obtenidas (>0.3 indistinto del signo ya que este indica si la correlación es positiva o negativa). Nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), fósforo disuelto (PD) y fósforo total (PT). *Caulerpa sertularioides* (Cs), *Rhizoclonium* sp. (Rsp), *Ulva clathrata* (Uc), *U. intestinalis* (Ui), *U. lactuca* (Ul), *U. prolifera* (Up), *Gracilaria turgida* (Gt), *G. vermiculophylla* (Gv), *Hypnea spinella* (Hs), *H. valentiae* (Hv), *Spyridia filamentosa* (Sf), *Mycrocoleus lyngnbyaceus* (Ml), Biomasa (Bio).

	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Temperatura	-	-0.5	0.8
Salinidad	-0.8	-	-
NID	0.5	0.8	-
NT	-	-	0.7
PD	0.8	-	-
PT	0.9	-	-
N:P	-0.5	0.7	-
<i>Uc</i>	-	-	-
<i>Ul</i>	-	-	0.3
<i>Ui</i>	-	-	-
<i>Up</i>	-	-	-0.3
<i>Cs</i>	-0.3	-	-
<i>Hs</i>	-	-	-
<i>Hv</i>	-0.3	0.4	-
<i>Gt</i>	-	-	-
<i>Gv</i>	0.4	-	-
<i>Sf</i>	-	-	-
<i>Rsp</i>	-	-	-
<i>Ml</i>	-	-	-
Bio	-	-	-

El análisis gráfico de los factores demostró variación entre los sitios de muestreo y épocas del año (plot of scores). Las asociaciones encontradas con respecto al análisis del factor uno y dos se puede interpretar mayormente en términos de la variación y distribución de las concentraciones de nutrientes (Figura 27a y c). Las asociaciones observadas con respecto al factor uno y tres se puede interpretar en términos de las variaciones estacionales influenciadas principalmente por la temperatura (Fig. 26b y d).

Las concentraciones de nutrientes aunque variables muestran algunas asociaciones entre los sitios de muestreo en las diferentes épocas del año. Los sitios 2, 3 y 4 durante la época de lluvias y los sitios 1, 2, 3, 4 y 13 durante la época de frías estuvieron caracterizados por elevados valores en las concentraciones del NID, elevadas proporciones N:P y salinidad, además de presentar bajas temperaturas y bajas concentraciones de fósforo (Fig. 26c). La biomasa más alta de *Caulerpa sertularioides* se encontró en el sitio de muestreo 1, caracterizado por elevadas concentraciones del NID y una alta proporción N:P.

Los sitios de muestreo del 10 al 13 durante la época de lluvias y del 5 al 12 durante la época de frías, estuvieron caracterizados por altas concentraciones de fósforo disuelto y fósforo total, del NID y una alta proporción N:P, en general también presentaron bajas temperaturas y salinidades (excepto por el sitio 13 que presentó una temperatura más elevada con respecto a los demás sitios en esta asociación, $31.6 \pm 0.1^{\circ}\text{C}$). Algunos de los valores más altos de biomasa de la especie *G. vermiculophylla* se encontraron en estos sitios de muestreo (Fig. 26c).

Durante la época de secas los sitios de muestreo del 1 al 4, del 7 al 10 y del 11 al 13 presentaron bajas concentraciones del NID y altas temperaturas, también presentaron concentraciones variables de los nutrientes como el NID, el fósforo

disuelto y el fósforo total (Fig. 26c). En estos sitios de muestreo se encontraron algunas biomásas altas tales como la de la especie *C. sertularioides* e *Hypnea valentiae* (Ver figura 22a para referencia).

Durante la época de lluvias los sitios de muestreo del 5 al 9 presentaron los valores más altos de fósforo disuelto y fósforo total, también los sitios de muestreo 5 y 6 durante la época de secas y el 11 durante la época de frías tuvieron esta característica. Además presentaron valores bajos de salinidad (excepto por el sitio de muestreo 6 en la época de secas), baja proporción N:P y una concentración variable del NID (Fig. 26c). Algunos de los valores más elevados del género *Gracilaria* se encontraron en estos sitios de muestreo (Ver Figura 22b para referencia).

Con respecto a las variaciones en la temperatura se pudieron observar patrones estacionales que asocian o distinguen claramente la época de frías (y sitios de muestreo con temperaturas bajas), de los sitios de muestreo con elevadas temperaturas durante la época de secas y lluvias. Se observó cierta correlación positiva de la temperatura con la concentración del nitrógeno total. Los sitios de muestreo 1, 2 y del 4 al 13 durante la época de frías y los sitios 7, 8, y del 10 al 12 durante la época de secas estuvieron caracterizados por bajas temperaturas y bajas concentraciones de nitrógeno total (Fig. 26d). La aparición de las especies *Ulva intestinalis* y *U. prolifera* se encontraron relacionadas positivamente con los parámetros anteriores (ver figura 25c para referencia). El resto de los sitios de colecta se encontró caracterizado por altas temperaturas y elevadas concentraciones del nitrógeno total. La aparición de la especie *U. lactuca* se encontró correlacionada positivamente con estas condiciones (Ver Figura 23a para referencia; Tabla 11).

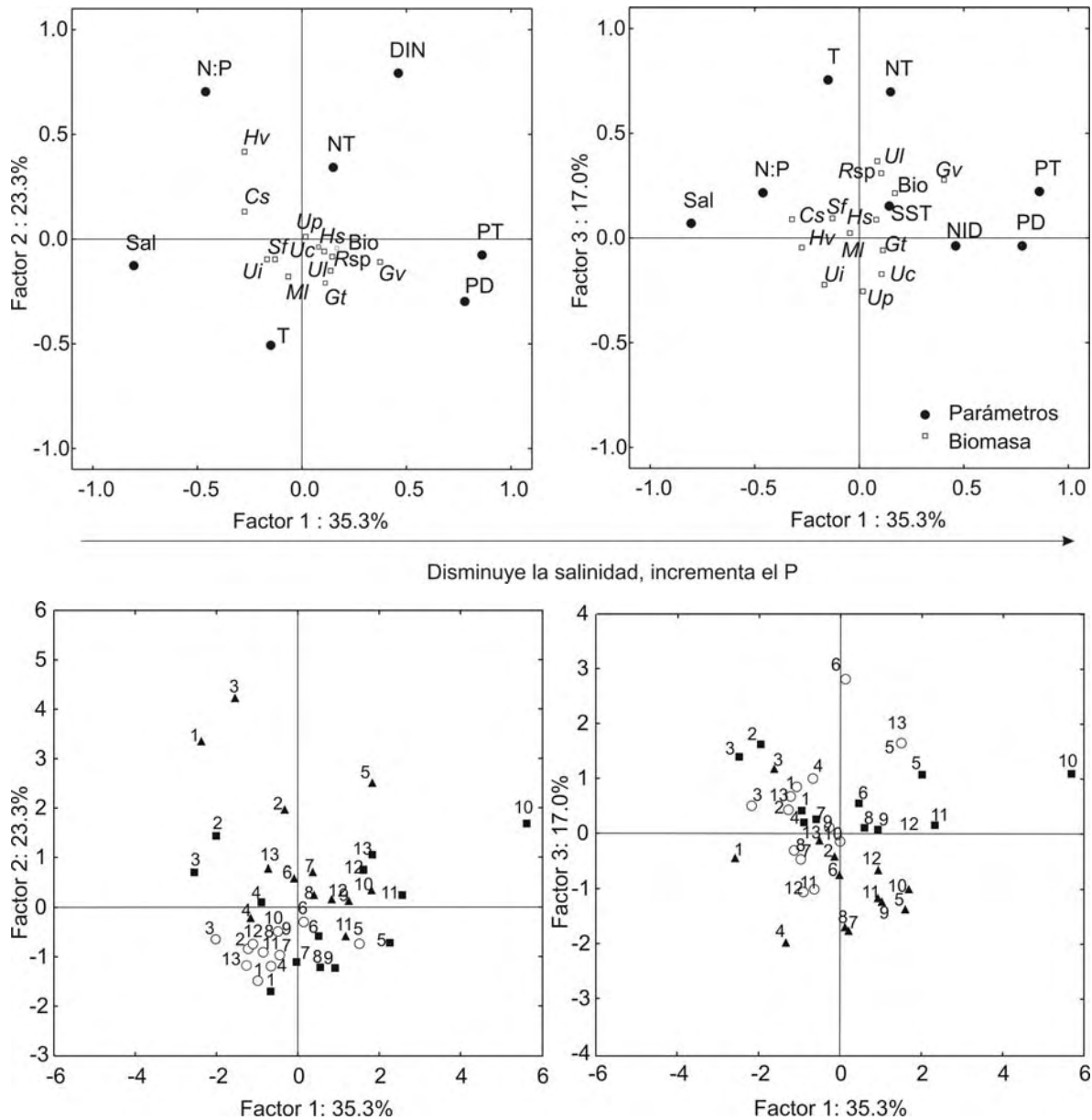


Figura 17. Análisis de componentes principales (ACP): (a) correlaciones del factor 1 vs factor 2 y (b) factor 1 vs factor 3. Sitios de muestreo por época del año: (c) factor 1 vs factor 2 y (d) factor 1 vs factor 3. Temperatura (T), salinidad (Sal), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), fósforo disuelto (PD) y fósforo total (PT). *Caulerpa sertularioides* (Cs), *Rhizoclonium* sp (Rsp), *Ulva clathrata* (Uc), *U. intestinalis* (Ui), *U. lactuca* (Ul), *U. prolifera* (Up), *Gracilaria turgida* (Gt), *G. vermiculophylla* (Gv), *Hypnea spinella* (Hs), *H. valentiae* (Hv), *Spyridia filamentosa* (Sf), *Microcoleus lyngbyaceus* (MI) y Biomasa (Bio). Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲).

Como se mencionó anteriormente también se llevó a cabo el análisis de las relaciones de la biomasa de cada especie con las variables ambientales mediante el análisis de correspondencias canónicas (ACC), la ventaja de este análisis sobre el ACP es que éste nos muestra en dos ejes las principales explicaciones a las variaciones de la biomasa macroalgal. En el eje 1 son los nutrientes los que muestran y explican la mayor variación de la biomasa de las especies *Gracilaria vermiculophylla* (con el fósforo disuelto y el fósforo total), *Hypnea valentiae* y *Caulerpa sertularioides* (ambas con la proporción N:P). Mientras que en el eje 2 la temperatura se encuentra más relacionada con la aparición de las especies del género *Ulva*.

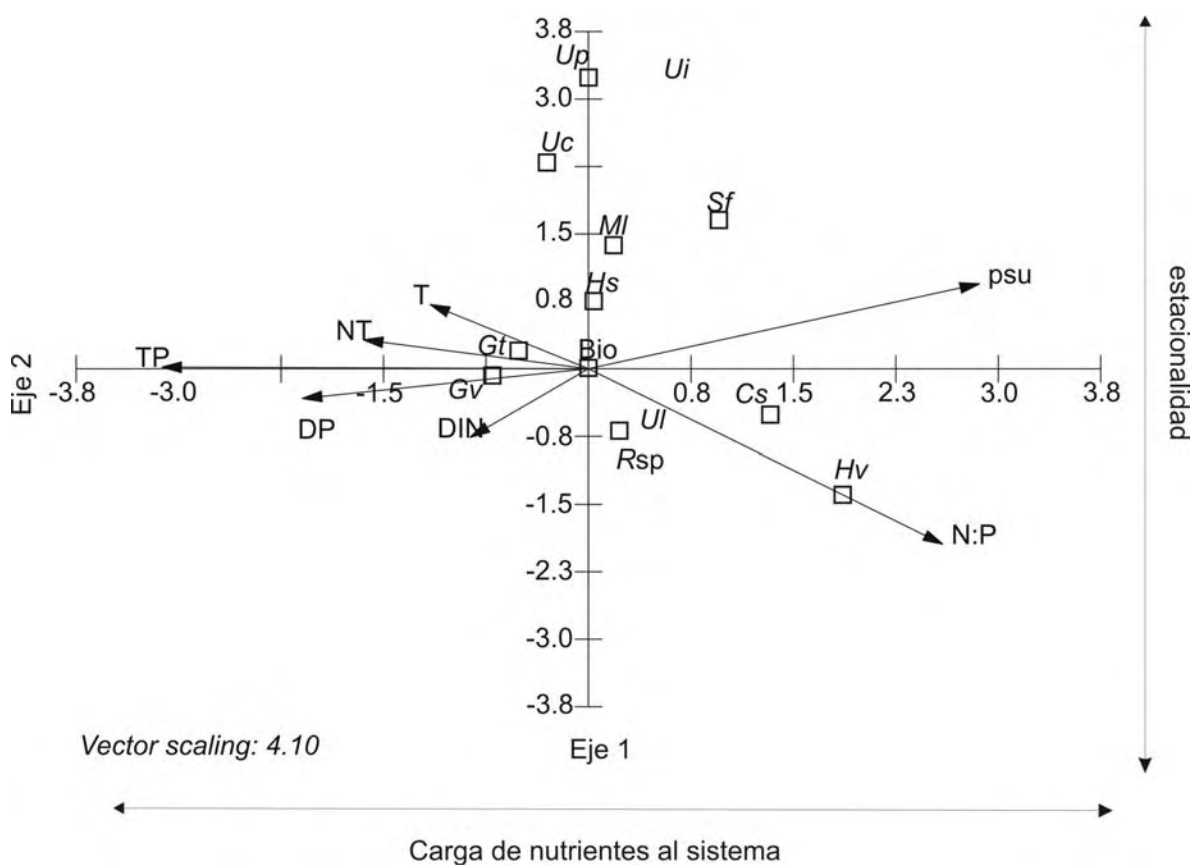


Figura 18. Análisis de correspondencias canónicas (ACC). Temperatura (T), salinidad (Sal), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), fósforo disuelto (PD) y fósforo total (PT). *Caulerpa sertularioides* (Cs), *Rhizoclonium* sp (Rsp), *Ulva clathrata* (Uc), *U. intestinalis* (Ui), *U. lactuca* (Ul), *U. prolifera* (Up), *Gracilaria turgida* (Gt), *G. vermiculophylla* (Gv), *Hypnea spinella* (Hs), *H. valentiae* (Hv), *Spyridia filamentosa* (Sf), *Mycrocoleus lyngbyaceus* (Mi) y Biomasa (Bio).

5.5. Isótopos

5.5.1. Muestras de agua

En el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón las concentraciones de las diferentes especies del nitrógeno en la columna de agua fueron variables a lo largo de los muestreos (secas del 2004 a secas del 2006). La concentración más alta de nitritos se encontró en el sitio de muestreo AEP4 ($0.4 \pm 0.2 \mu\text{M}$), mientras que la más baja se encontró en AEP1 ($0.1 \pm 0.1 \mu\text{M}$). Los nitratos mostraron la misma tendencia con los valores más elevados en el sitio de muestreo AEP4 ($8.1 \pm 6.4 \mu\text{M}$) y los más bajos en el sitio AEP1 ($1.8 \pm 1.6 \mu\text{M}$). Por el contrario, las mayores concentraciones del amonio se encontraron en el sitio de muestreo AEP1 ($11.2 \pm 5.9 \mu\text{M}$) y las menores en AEP4 ($6.2 \pm 6.0 \mu\text{M}$). Por su parte los valores más elevados del NID se encontraron en el sitio de muestreo AEP5 ($16.6 \pm 9.8 \mu\text{M}$), mientras que los más bajos se encontraron en AEP2 ($9.6 \pm 5.5 \mu\text{M}$). El $\delta^{15}\text{N}$ de los nitratos en el periodo de muestreo (lluvias del 2005 y secas del 2006), mostró los valores más elevados en el sitio de muestreo AEP3 ($8.0 \pm 1.5 \text{‰}$) y los más bajos se encontraron en AEP2 ($4.4 \pm 2.1 \text{‰}$). El $\delta^{15}\text{N}$ del amonio para los sitios analizados AEP2 y AEP3 tuvo poca variación (Tabla 12).

Tabla 11. Concentración promedio (\pm DE) de nitritos, nitratos, amonio, nitrógeno inorgánico disuelto (NID), $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3^-$ y $\delta^{15}\text{N}\text{-NH}_4^+$ de las muestras de agua en el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón (AEP).

Sitio de muestreo	Nitrito (μM)	Nitrato (μM)	Amonio (μM)	NID (μM)	* $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3^-$ (‰)	* $\delta^{15}\text{N}\text{-NH}_4^+$ (‰)
AEP1	0.1 ± 0.1	1.8 ± 1.5	11.2 ± 5.9	13.1 ± 7.5	3.7 ± 1.6	-
AEP2	0.3 ± 0.4	2.1 ± 1.7	7.2 ± 4.6	9.6 ± 6.1	4.4 ± 2.1	20.9 ± 1.4
AEP3	0.2 ± 0.1	2.6 ± 1.2	9.5 ± 1.0	12.3 ± 2.3	8.0 ± 1.5	18.3 ± 2.0
AEP4	0.4 ± 0.1	8.1 ± 6.4	6.2 ± 6.0	14.6 ± 12.5	6.8 ± 1.8	-
AEP5	0.3 ± 0.4	6.5 ± 8.5	9.2 ± 3.0	16.6 ± 9.8	3.7 ± 1.8	-

* Tomado de García-Pagés (2007).

5.5.2. Contenido de nitrógeno en los tejidos macroalgales

La especie *Gracilaria vermiculophylla* se encontró más frecuentemente en los periodos de muestreo, en tres de los cinco sitios (AEP1, AEP2 y AEP4). *Spyridia filamentosa* solo se presentó en el sitio de muestreo AEP2. Por último *Hypnea* sp., solo se presentó en los AEP2 y AEP4. El valor promedio más alto del contenido de nitrógeno correspondió al género *Hypnea* en el sitio de muestreo AEP4 (3.3 ± 0.4 % peso seco), mientras que el más bajo correspondió a la especie *G. vermiculophylla* en el sitio de muestreo AEP4 (1.6 ± 0.0 % peso seco). La materia orgánica particulada (MOPS) tuvo variación en el contenido de nitrógeno en los cuatro sitios de muestreo en donde fue tomada, los valores más altos correspondieron al sitio de muestreo AEP1 y AEP4 (14.8 y $18.1 \mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente), mientras que los valores más bajos se observaron en el sitio de muestreo AEP5 ($6.5 \pm 2.5 \mu\text{g L}^{-1}$) (Tabla 13). La señal isotópica del $\delta^{15}\text{N}$ más alta correspondió al género *Hypnea* en el sitio de muestreo AEP4 (11.4 ± 6.0 ‰) y la más baja correspondió a *Spyridia filamentosa* en AEP2 (7.7 ± 2.3 ‰). La señal isotópica de la materia orgánica particulada mostró poca variación en los sitios de muestreo AEP1, AEP4 y AEP5 (6.5 a 7.3 ‰), mientras que el valor más bajo se encontró en el sitio de muestreo AEP2 (3.8 ± 3.4 ‰) (Tabla 13).

Tabla 12. Promedio (\pm DE) del contenido de nitrógeno y el $\delta^{15}\text{N}$ en el tejido de tres especies de macroalgas importantes y de la materia orgánica particulada (MOP), en cinco sitios de muestreo en el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón (AEP). Gv= *Gracilaria vermiculophylla*, Hsp= *Hypnea* sp., Sf= *Spyridia filamentosa*, MOP= Materia orgánica particulada.

Sitio	N macroalga (% peso seco)			N ($\mu\text{g L}^{-1}$)		$\delta^{15}\text{N}$ (‰)			
	Gv	Hsp	Sf	MOP	Gv	Hsp	Sf	MOP	
AEP1	1.6 ± 0.0	-	-	14.8 ± 0.2	7.8 ± 0.0	-	-	-	6.5 ± 0.2
AEP2	2.6 ± 2.5	2.1 ± 0.5	2.5 ± 0.8	8.1 ± 0.7	8.7 ± 2.5	8.5 ± 0.5	7.7 ± 2.3	-	3.8 ± 3.4
AEP3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AEP4	1.1 ± 0.0	3.3 ± 0.4	-	18.1 ± 9.7	8.0 ± 0.0	11.4 ± 6.0	-	-	7.3 ± 1.1
AEP5	-	-	-	6.5 ± 2.5	-	-	-	-	6.5 ± 0.2

5.5.3. Correlaciones lineales del nitrógeno en el tejido macroalgal vs nitrógeno en la columna de agua

En el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón el contenido de nitrógeno en el tejido de las tres especies consideradas mostró una correlación positiva, con las concentraciones del NID en la columna de agua (Fig. 28a). El análisis por especie mostró correlaciones positivas no significativas ($p > 0.1$) para las especies *Gracilaria vermiculophylla*, *Hypnea* sp., y significativa ($p < 0.05$) para la especie *Spyridia filamentosa* (Figs. 28a, b, c).

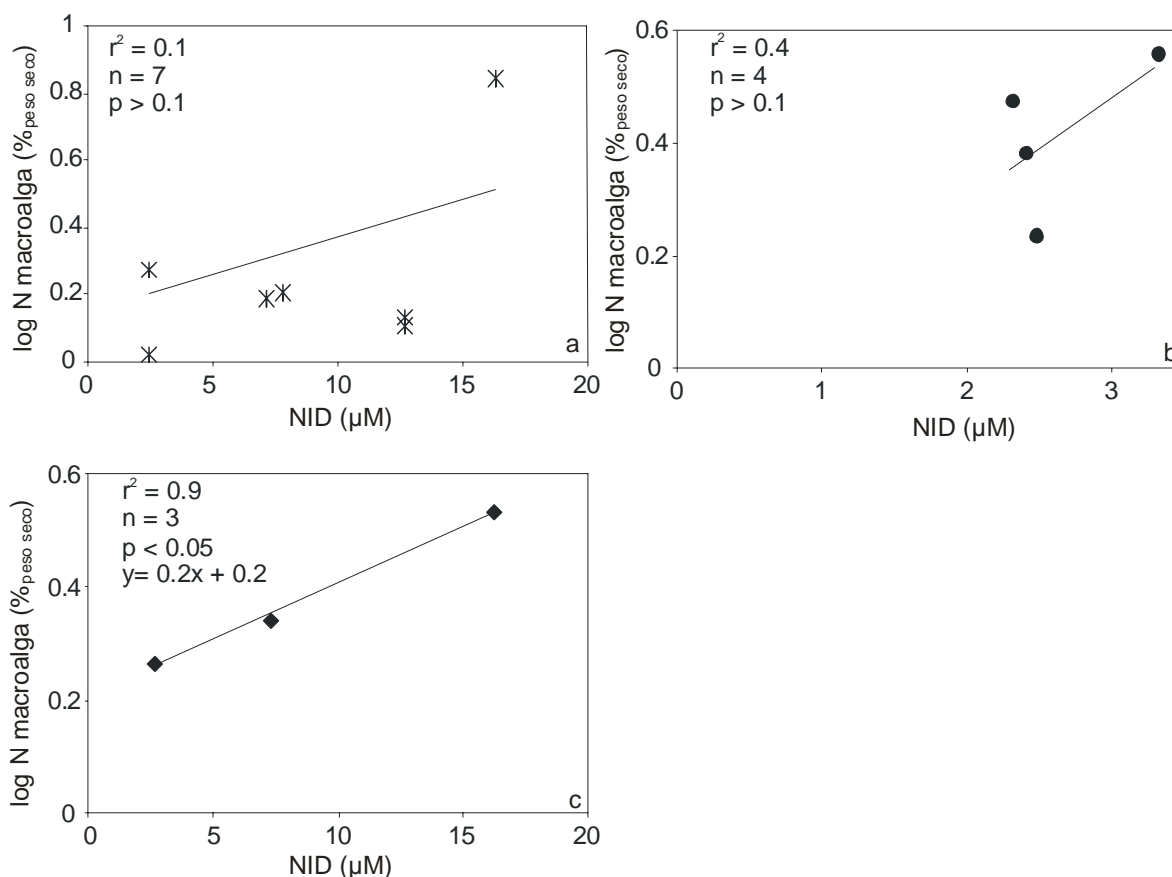


Figura 19. Logaritmo del contenido de nitrógeno en el tejido algal vs NID en (a) *G. vermiculophylla*, en (b) *Hypnea* sp. y en (c) *Spyridia filamentosa*, en el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón. *Gracilaria vermiculophylla* (✕), *Hypnea* sp. (●) y *Spyridia filamentosa* (◆).

El contenido de nitrógeno en el tejido de *Hypnea* sp. y de *Spyridia filamentosa* estuvo positivamente correlacionado con las concentraciones de nitratos de la columna de agua (Figs. 29a y b), aunque esta correlación no fue significativa. Por otro lado las concentraciones de nitrógeno en el tejido macroalgal de *Gracilaria vermiculophylla* y *S. filamentosa* se correlacionaron positivamente con las concentraciones de amonio de la columna de agua (Figs. 29c y d).

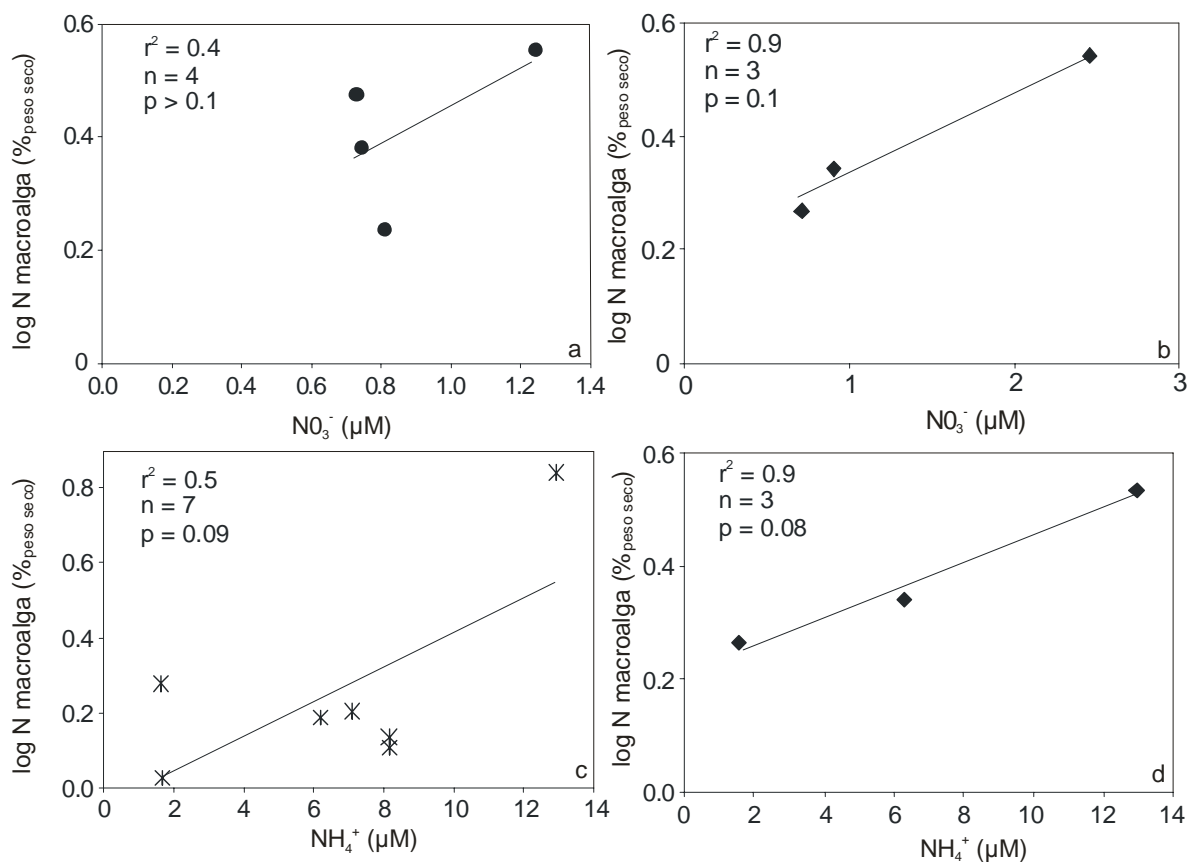


Figura 20. Logaritmo del contenido de nitrógeno en el tejido algal (a) del género *Hypnea* sp vs NO_3^- , (b) de la especie *Spyridia filamentosa* vs NO_3^- , (c) de la especie *Gracilaria vermiculophylla* vs NH_4^+ y de (d) *S. filamentosa* vs NH_4^+ , en el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón. *Gracilaria vermiculophylla* (✱), *Hypnea* sp. (●) y *Spyridia filamentosa* (◆).

La relación entre los valores del $\delta^{15}\text{N}$ encontrado en las macroalgas contra los valores del $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3^-$ en el agua, muestra que la mayoría de los valores de la macroalga se encuentran por arriba del valor teórico que se esperaría encontrar (señalado por la línea de 45°) (Fig. 30). Aún cuando se observa una tendencia positiva la correlación entre los nitratos de la columna de agua y el nitrógeno encontrado en la macroalga no es significativa. No se pudieron graficar los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de las macroalgas *vs* el $\delta^{15}\text{N}-\text{NH}_4^+$ del agua ya que solo se obtuvo este dato en un sitio de muestreo en donde se encontraron macroalgas.

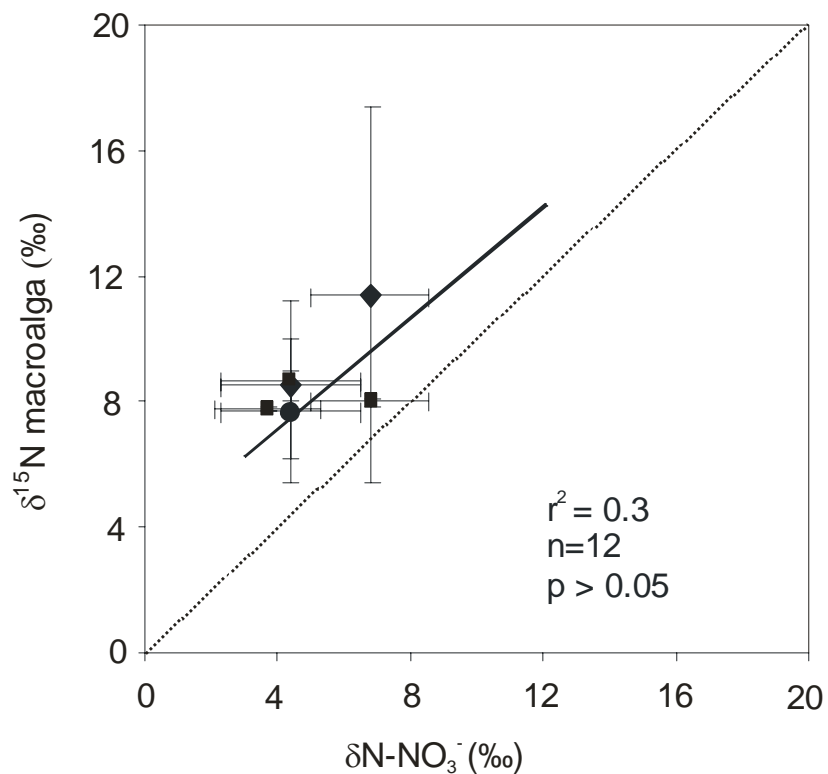


Figura 21. Valores promedio ($\pm\text{DE}$) del $\delta^{15}\text{N}$ de tres especies de macroalgas *vs* el $\delta\text{N}-\text{NO}_3^-$ de la columna de agua en el sistema lagunar Altata-Ensenada el Pabellón. La línea 1:1 indica el valor teórico del $\delta^{15}\text{N}$ si este fuese reflejado completamente. *Gracilaria vermiculophylla* (✱), *Hypnea* sp. (●) y *Spyridia filamentosa* (◆).

El contenido de nitrógeno en el fitoplancton estuvo pobremente relacionado con las concentraciones de nitratos y amonio de la columna de agua. La correlación entre el $\delta^{15}\text{N}$ del fitoplancton y el $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3^-$ fue positiva (Fig. 31a), pero no significativa ($p>0.1$). La relación entre los valores del $\delta^{15}\text{N}$ encontrado en el fitoplancton contra los valores del $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3^-$ en el agua muestra que los valores del fitoplancton se encuentran cercanos al valor teórico que se esperaría encontrar, sobre todo a mayores concentraciones (señalado por la línea de 45°) (Fig. 31a). Al graficarse los valores de $\delta^{15}\text{N}$ del fitoplancton *vs* el $\delta^{15}\text{N}\text{-NH}_4^+$ del agua se observó que los valores se encontraban muy por debajo de la línea teórica por lo que la gráfica fue ajustada, observandose una tendencia negativa en la correlación (Fig. 31b).

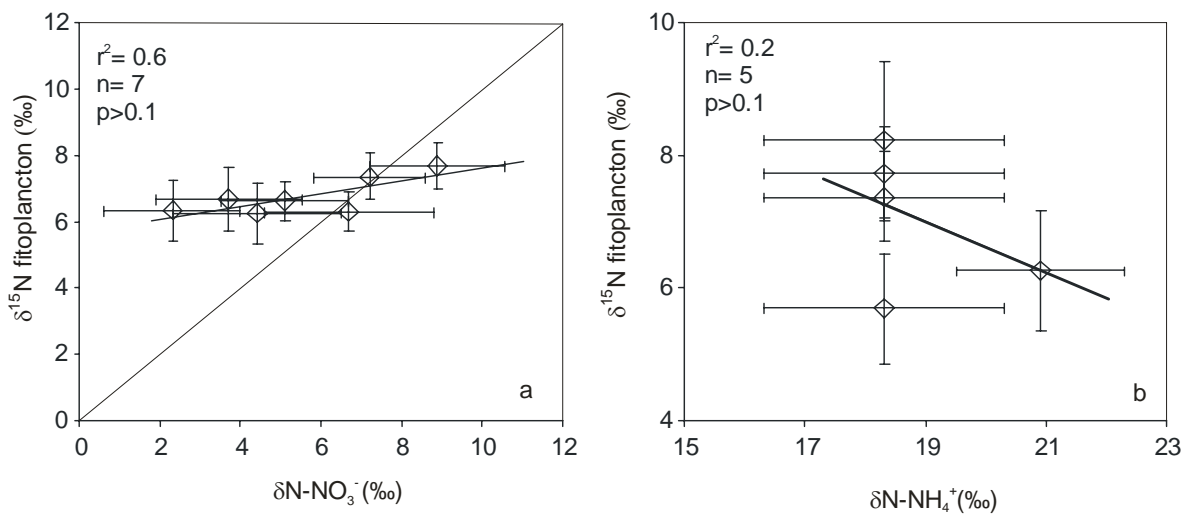


Figura 22. (a) Valores del $\delta^{15}\text{N}$ del tejido del fitoplancton *vs* el $\delta\text{N}\text{-NO}_3^-$ y (b) valores del $\delta^{15}\text{N}$ del tejido del fitoplancton *vs* el $\delta\text{N}\text{-NH}_4^+$ de la columna de agua en el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón.

6. Discusión

6.1. Parámetros fisicoquímicos

Los valores promedio de temperatura y salinidad para las seis lagunas de Sinaloa están dentro de los intervalos reportados anteriormente por otros autores en lagunas y bahías del Pacífico. La laguna con la temperatura más baja fue Ohuira ($25.7 \pm 4.5^{\circ}\text{C}$), ciertamente es la ubicada más al norte de las aquí estudiadas, mientras que la laguna mas al sur (Teacapán) mostró la temperatura más elevada ($31.3 \pm 3.1^{\circ}\text{C}$). Sin embargo, estas diferencias no se pueden explicar en términos latitudinales ya que los promedios anuales en las lagunas intermedias (Navachiste, Santa María-La Reforma, Altata-Ensenada El Pabellón y Ceuta) muestran variaciones que no evidenciaron claramente un patrón latitudinal. Estacionalmente en todas las lagunas la temperatura más fría se registró en la época de frías, lo cual coincide con los patrones reportados en la literatura para otros sitios del Golfo de California (Carballo-Cenizo 2006). En los sitios de muestreo elegidos, se observaron patrones similares a los de las lagunas, con temperaturas altas en la época de secas y de lluvias, y las más bajas en la época de frías.

En el caso de la salinidad en las lagunas de Ohuira, Altata-Ensenada El Pabellón y Teacapán los valores encontrados (37.9 ± 2.0 , 32.7 ± 2.4 y 35.8 ± 10.5 psu respectivamente), fueron más altos que los presentados en la literatura (30.9 - 37.9 psu, López 1985; 28 psu, Lieberknecht 2000; 20 psu, Diario Oficial 2000, respectivamente). Estos valores altos son resultado de las altas tasas de evaporación y las bajas precipitaciones, lo que se evidenció particularmente en Ohuira y Navachiste (López-Aguiar 2006) (Fig. 10). Estas diferencias o tendencias en la salinidades más elevadas en fechas recientes pueden ser consecuencia, probablemente, del cada vez mayor desvío de las aguas dulces en la región. En las lagunas del sur se observaron bajas salinidades en la época de lluvias probablemente relacionados con escurrimientos pluviales. En los sitios de

muestreo aquí estudiados los valores de la salinidad fueron similares a los encontrados en promedio para las lagunas, los más bajos fueron evidentes en los sitios de muestreo 10 y 11, probablemente relacionados con escurrimientos cercanos a la zona.

Las concentraciones de los sólidos suspendidos en las seis lagunas estudiadas fueron variables en general y estacionalmente, lo cual está relacionado con la hidrología propia de cada una de las lagunas, la batimetría, los aportes fluviales y marinos, así como también con la acción del viento sobre la columna de agua lo cual provoca la resuspensión de los sólidos depositados en el fondo. Este fenómeno se pudo observar durante el reflujó de la marea, sobre todo en las zonas someras de la mayoría de las lagunas (López-Aguiar 2006). Los valores encontrados en los sitios de muestreo fueron variables pero no significativamente diferentes entre épocas o los mismos sitios, excepto por el sitio de muestreo 2 ($259.6 \pm 198.5 \text{ mg L}^{-1}$) durante la época de lluvias, cuyas diferencias significativas probablemente se deban a las bajas profundidades reportadas en este sitio (1 a 2 m). Las partículas de los sólidos suspendidos totales son de particular importancia ya que disminuyen la cantidad de luz que incide hacia el fondo afectando a los productores primarios tales como las macroalgas. En este estudio los valores de sólidos suspendidos totales en los sitios de muestreo (a excepción del 2), se encontraron muy por debajo (de 8 a 80 mg L^{-1}) de aquellos límites máximos permisibles por las regulaciones mexicanas para los estuarios y protección de la vida salvaje (máximo 125 mg L^{-1} , Norma Oficial Mexicana 1989) y similares a los reportados previamente (López-Aguiar 2006) (Tabla 14).

En las lagunas analizadas los valores más bajos del oxígeno disuelto se encontraron en el sistema lagunar Teacapán, lo cual se asoció a la actividad fitoplanctónica reflejada en cantidades elevadas de clorofila *a* (2.7 mg m^{-3}), además

de que la morfología de la laguna es alargada y estrecha (López-Aguilar 2006). Entre sitios de muestreo y estacionalmente entre ellos no se observó ningún patrón, solo en algunas lagunas durante la época de frías se encontraron valores altos relacionados probablemente con una mayor turbulencia ocasionada por el viento (por la época del año). El OD es un indicador relevante de la salud del ecosistema y funcionamiento del hábitat. La exposición de la biota a concentraciones bajas de oxígeno (menos de 5 mg L⁻¹) resulta en alteraciones del comportamiento, reducen el crecimiento y pueden provocar hasta mortandad. Esto ha sido reportado para sitios con florecimientos macroalgales en donde grandes biomásas de macroalgas al descomponerse causan una baja en el oxígeno en la columna de agua con lo cual se dan condiciones anóxicas y altamente reducidas que duran varios días (Fletcher 1996). En principio la producción de oxígeno por las macroalgas (debido a la fotosíntesis) pudiera incrementar la calidad del agua, sin embargo, una vez que las poblaciones de macroalgas mueren estos nutrientes son liberados a la columna de agua lo cual puede favorecer crecimiento de fitoplancton y eventualmente el crecimiento bacteriano (Sfriso et al. 1992). En el área no se observaron estos efectos ya en las lagunas éste presentó valores de oxígeno por arriba de aquellos permitidos por la USEPA (2000) (entre 2.3 y 4.8 mg L⁻¹), excepto en Teacapán.

Las mayores concentraciones del NID se encontraron en Ohuira y Teacapán (15.6 y 14.8 µM respectivamente). Las concentraciones promedio encontradas en los sitios de muestreo no presentaron patrones estacionales y son comparables y en ocasiones más altos que los presentados previamente para lagunas costeras y esteros de la región (Tabla 14). El nitrógeno es aportado en su mayoría por efluentes industriales, municipales y agrícolas (Cole et al. 1993), aunque otras fuentes de nitrógeno incluyen los desechos animales, plantas de tratamiento de aguas residuales, la quema de combustibles fósiles y granjas camaronícolas (Páez-

Osuna et al. 1997). Los valores altos del NID encontrados en este estudio (2.2 hasta 51 μM) coinciden con los presentados por Hernández-Ayón et al. (1993), en el Golfo de California, quienes encontraron concentraciones por debajo de los 42 μM y valores máximos de 68 μM durante un periodo de un año; sugieren que estos valores se debieron a escurrimientos de aguas subterráneas. En lagunas con aportes significativos de escurrimientos pluviales, que transportan además contribuciones de fertilizantes (Seitzinger y Kroeze 1998), los valores más altos del NID se sitúan después del período de lluvias o durante este (Nixon 1980), sin embargo esto no ocurrió en los sitios de muestreo 2, 3, 5 y 7 en donde los valores más altos se encontraron en la época de frías, lo cual puede ser resultado de la remineralización de detritus fitoplanctónicos de los florecimientos del verano y el aporte de materia orgánica sedimentaria, por lo que se liberarían formas nitrogenadas (Arenas y De la Lanza-Espino 1994), a los que se sumarían cantidades importantes de nutrientes provenientes de los drenes que descargan las aguas residuales agrícolas que se encuentran cercanos a los sitios de muestreo en estas lagunas (López-Agiar 2006). Tampoco para el nitrógeno total se encontraron los máximos durante la época de lluvias como se esperaba, los valores más elevados se encontraron en la época de secas y en la época de frías. El máximo valor del nitrógeno total recomendado por la NOAA (1998) en Estados Unidos, es de 71.4 μM , solo las estaciones de colecta 4, 5 y 6 durante la época de secas presentaron mayores concentraciones (73.1, 104.3 y 193.9 μM respectivamente). Del Río-Chuljak (2003) observó concentraciones máximas del nitrógeno total en primavera y verano (94.78 ± 84.78 y 149.5 ± 59 μM , respectivamente), en un sistema altamente influenciado por actividades antropogénicas como lo es el Estero de Urías.

Las concentraciones del fósforo encontrados en las seis lagunas son comparables con los reportados para lagunas costeras y esteros del Pacífico Mexicano y más altos que aquellos sistemas con poca o sin influencia

antropogénica (Tabla 14). Los valores mas altos se encontraron en Ceuta ($2.7 \pm 1.2 \mu\text{M}$), -uno de los cuerpos de agua más pequeños- probablemente debido a que está rodeada de granjas acuícolas y predios agrícolas y el intercambio de agua con el océano es pobre, además de que existen varios asentamientos rurales a sus alrededores que descargan sus aguas sin tratar directamente al sistema. Navachiste ($0.9 \pm 0.4 \mu\text{M}$) presentó los valores más bajos, aunque es uno de los sistemas que tienen más actividad acuícola, el tamaño pequeño de la boca puede ser el principal responsable del tiempo de residencia bajo de este nutriente y/o bien que esté siendo asimilado por el fitoplancton y/o depositado, y por ende las concentraciones en sus aguas son bajas. No se observaron patrones estacionales del fósforo disuelto. El fósforo proviene de las descargas industriales y domésticas en forma de desechos orgánicos y fertilizantes, pero se sabe que al igual que el nitrógeno, el principal aporte de fósforo para algunas lagunas proviene de la vía fluvial (Del Río-Chuljak 2003). Solo en los sitios de muestreo 5 en Santa María-La Reforma, el sitio 10 en Ceuta y el sitio 13 en Teacapán, se observó este patrón. El sitio de muestreo 5 se encuentra altamente influenciado por drenes municipales provenientes del Estero del Tule, mientras que el sitio de muestreo 10 se encuentra influenciado por las actividades de las granjas camaronícolas. El sitio de muestreo 13, aunque se piensa que esta poco influenciado por actividades antropogénicas puede tener altas concentraciones de fósforo debido al pobre intercambio de agua que se lleva a cabo en este sistema (Teacapán). El límite de referencia para estuarios recomendado para el fósforo total debe de ser más bajo a $3.2 \mu\text{M}$ que representa una buena calidad del agua (USEPA 2000). Sólo los sitios de muestreo previamente mencionadas estuvieron por arriba de este nivel, con valores similares a los reportados para el Estero de Urías ($1.4 \mu\text{M}$ durante las secas y $2.5 \mu\text{M}$ durante las lluvias) (Páez-Osuna et al. 1997); el resto de los sitios de muestreo están por debajo del límite máximo recomendado.

La proporción N:P encontrada en este estudio fue variable pero comparable con aquellos valores reportados para otras lagunas costeras mexicanas (De la Lanza 1994), lo que sugiere que los nutrientes no son factores limitantes para el desarrollo macroalgal (Ochoa-Izaguirre et al. 2002). Contreras-Espinoza (1993) señala que en general las proporciones N:P en lagunas costeras mexicanas es de 40:1, lo cual situaría al fósforo como el nutriente limitante, en este estudio los sitios de muestreo 3 durante la época de secas; 2, 3 y 13 durante la época de lluvias y 1 y 3 durante la época de frías estuvieron muy por arriba de estas proporciones. El resto de los sitios de muestreo en general se presentaron muy por debajo de esta proporción, esto ha sido observado por otros autores en donde los picos máximos de fósforo coinciden con los picos de nitrógeno probablemente debido a flujos de aguas residuales como su principal fuente (Eyre 2000).

Tabla 13. Concentraciones de nutrientes registradas en la literatura para diferentes lagunas del Pacífico Mexicano, por distintos autores y este estudio.

Laguna	SST (mg L ⁻¹)	NID (μM)	NT (μM)	PD (μM)	PT (μM)	Autor
Laguna de Yavaros **	-	8.1	-	-	-	Ortega y Stephenson (1976)
Bahía de Sonora **	-	-	-	-	0.01 - 0.4	Contreras (1985)
Bahía de Guaymas **	-	15.5	-	-	-	Ochoa-Machetto (1987)
Estero de Urías **	-	-	-	1.5 - 4.4	1.6 - 4.9	Páez-Osuna et al. (1990)
Sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón	-	-	70.9	-	0.04 - 0.8	Conde-Gómez (1991)
Estero de Urías +	-	14.3 - 12.5	14.3 - 10.6	1.1 - 2.7	-	Ochoa-Izaguirre et al. (2002)
Sistema lagunar Ohuira++	-	-	35.5	-	-	Garay-Morán, 2002
Sistema lagunar Navachiste++	-	-	35.5	-	-	Garay-Morán, 2002
Sistema lagunar Santa María-La Reforma++	-	-	35.7	-	-	Garay-Morán, 2002
Sistema lagunar Ceuta++	-	-	63.7	-	-	Garay-Morán, 2002
Sistema lagunar Teacapán++	-	-	4.0	-	-	Garay-Morán, 2002
Sistema lagunar Ohuira***	8.2 - 19.5	3.5 - 21.2	33.3 - 49.0	<0.1 - 2.6	0.8 - 2.2	Este estudio (2004-2005)
Sistema lagunar Navachiste***	20.3 - 259.6	6.2 - 36.2	31.5 - 129.8	<0.1 - 1.0	0.8 - 1.3	Este estudio (2004-2005)
Sistema lagunar Santa María-La Reforma***	13.8 - 74.6	2.9 - 51.0	8.6 - 193.9	0.2 - 4.0	0.8 - 5.0	Este estudio (2004-2005)
Sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón ***	19.0 - 74.0	2.1 - 21.2	10.5 - 37.4	0.5 - 3.2	2.2 - 3.2	Este estudio (2004-2005)
Sistema lagunar Ceuta***	10.5 - 102.3	5.8 - 45.1	13.1 - 73.4	1.2 - 3.4	1.2 - 8.3	Este estudio (2004-2005)
Sistema lagunar Teacapán***	16.4 - 26.8	5.6 - 24.9	34.0 - 101.8	0.3 - 0.6	0.6 - 4.6	Este estudio (2004-2005)

** zonas industriales o con alta influencia antropogénica; +época de secas a lluvias; ++febrero (época de frías); *** sitios con presencia de florecimientos macroalgales.

6.2. Florecimientos macroalgales

En las seis lagunas costeras se determinaron un total de 39 especies en los florecimientos, de las cuales la mayoría habían sido reportadas previamente en la región (Ochoa-Izaguirre, 1984, 1999; Magallanes-Beltrán 2002). Los registros nuevos para algunas de las lagunas fueron reportados por Ochoa-Izaguirre et al. (2007) y Hernández-Tovalín (2007). Para los sistemas lagunares aquí estudiados Hernández-Tovalín (2007), registró un total de 61 especies presentes en distintos tipos de sustratos (roca, arena, fango y sustratos artificiales como cuerdas); encontrando el mayor número de especies en Altata-Ensenada El Pabellón (36) y el menor número en Ceuta (13). Consistente con lo reportado por este autor, las algas rojas dominaron en los sitios de muestreo, seguidas de las algas verdes, asimismo fue durante la época de frías que se encontró el mayor número de especies en todas las lagunas (60) y el menor en lluvias (28). La mayoría de las especies encontradas se consideran algas efímeras oportunistas, bien adaptadas a las variaciones estacionales que se presentan en estos ambientes (Gamito et al. 2005).

En este estudio encontramos que 12 especies de macroalgas fueron especies importantes, esto es que proliferaron para conformar un florecimiento macroalgal. Una sola especie contribuyó con más del 70 % de la biomasa de un florecimiento macroalgal (*Ulva clathrata*, *U. intestinalis*, *U. prolifera*, *Caulerpa sertularioides*, *Hypnea spinella*, *Gracilaria vermiculophylla*, *Spyridia filamentosa* o *Microcoleus lyngbyaceus*), durante al menos una época del año. Solamente las especies *C. sertularioides*, *H. spinella*, *G. vermiculophylla* y *S. filamentosa* se encontraron presentes todo el año. Las especies encontradas conformando florecimientos macroalgales son consistentes con aquellas especies reportadas en la literatura mundial como formadoras de florecimientos en aguas ricas en nutrientes (Sfriso et al. 1992; Pedersen y Borum

1996, 1997; Lotze y Schramm 2000 y McGlathery 2001). Por ejemplo, Lotze y Schram (2000) y McGlathery (2001) reportaron que algas verdes efímeras (como *Ulva* spp.) y algas rojas del género *Gracilaria* fueron especies importantes conformadoras de florecimientos macroalgales. Fletcher (1996) presentó un resumen de los géneros encontrados a nivel mundial como característicos de aguas eutróficas entre los que incluyó a *Caulerpa*, *Ulva*, *Gracilaria* e *Hypnea*, y a las cianobacterias como características de condiciones anaeróbicas y bajos pH.

En general, los valores promedio de biomasa para las especies importantes fueron mas altos que los registrados previamente para las comunidades de macroalgas del Golfo de California (Cruz-Ayala et al. 1998; Casas-Valdez et al. 2000; Carballo-Cenizo et al. 2002), pero consistentes con aquellos valores de biomasa de florecimientos macroalgales en lugares que favorecen su crecimiento tales como áreas con enriquecimiento de nutrientes por fuentes naturales (Pacheco-Ruíz et al. 2002) o antropogénicas (Ochoa-Izaguirre et al. 2002, Scanlan et al. 2007) (Tabla 15).

Alrededor del mundo uno de los géneros más importantes que se reporta como conformador de florecimientos es *Ulva* (como *Enteromorpha*). En las lagunas estudiadas, sin embargo, se encontró muy poca biomasa de especies de este género. La poca biomasa de *Ulva* encontrada en sitios de muestreo específicos puede ser resultado de que estas especies se desprenden del sustrato y tienden a flotar con las mareas (Pacheco-Ruíz et al. 2002 y observación personal en muestreos posteriores). En la región del Golfo de California estudiada especies de *Enteromorpha* (actualmente *Ulva*) fueron las especies de algas verdes encontradas más abundantemente en la Laguna de San Ignacio. Esta abundancia se atribuyó a bajas temperaturas durante el invierno y al enriquecimiento de nutrientes, aunque los autores no midieron las concentraciones de nutrientes (Nuñez-López y Casas-

Valdéz 1998). Carballo-Cenizo et al. (2002) reportó poca abundancia de esta especie en la Bahía de Mazatlán (Tabla 15). Ochoa-Izaguirre (1999) registró biomásas máximas de 127 g m⁻² a finales de la época de lluvias en el Estero de Urías en Sinaloa. Sfriso y Marcomini (1997) observaron biomásas de *Ulva* de ca. 2.4 kg m⁻² (peso seco) en la laguna de Venecia (Italia), y la asocian con los flujos de nutrientes que se han incrementado en la región y que son de origen antropogénico.

Solo la especie *Ulva prolifera* se encontró en estado vegetativo y zoosporas, en el sitio de muestreo 9. Mohsen et al. (1974) reportaron que cuando hay poco nitrógeno se promueve la formación de gametos de la especie *Ulva fascista*, mientras que a mayores concentraciones de nitrógeno se favorece el crecimiento vegetativo y la reproducción asexual. Similarmente, Nasr et al. (1968) observaron una abundante formación de zoosporas en *Ulva lactuca* después de un tratamiento con NH₄⁺.

Los florecimientos macroalgales se conocen por ser crecimientos excesivos y muy extensos de macroalgas, a menudo dominados por pocas especies y asociados comúnmente a aguas enriquecidas por nutrientes (Valiela et al. 1997, Lotze y Schramm 2000). En este estudio, tal como se discute en el primer apartado, las concentraciones de nutrientes en los sitios de muestreo muestreados fueron comparables y en ocasiones más altos que aquellos registrados para lagunas costeras y estuarios, indicando con esto, un evidente enriquecimiento de nutrientes procedente de varias fuentes en pulsos localizados. En otros sitios, estas variaciones en los pulsos de nutrientes han sido asociadas a parches localizados de macroalgas, como las camas de *Ulva*, *Gracilaria* y *Cladophora* (biomásas mayores de 40 g m⁻²) en una laguna en la Bahía de Hog Island (EUA), que se encontraron cerca de pulsos localizados de nitrógeno (10 a 35 µM; Havens et al. 2001). En este estudio, aún cuando el análisis de regresión explicó poca de la variación de la

biomasa, el análisis de componentes principales explicó más del 60% de la variación de la biomasa por lo que se pudieron inferir algunas tendencias interesantes. Los nutrientes se correlacionaron con la biomasa positivamente explicando más del 30% de la variación, mientras que la temperatura explicó el resto. Los nutrientes, sin embargo, no muestran un claro patrón estacional o espacial, por lo que el incremento en la biomasa en la época de lluvias y el cambio de la composición de especies debe de estar relacionada con las variaciones en la temperatura y salinidad como lo han observado otros autores para algunas de estas especies en la región (Carballo-Cenizo et al. 2002; Ochoa-Izaguirre et al. 2002).

La especie *Gracilaria vermiculophylla* se encontró ampliamente distribuida a lo largo de los sitios de muestreo y en las diferentes épocas del año. El pico máximo de su abundancia se encontró en la época de lluvias en la mayoría de los sitios de muestreo en donde estuvo presente. Especies del género *Gracilaria* son características de aguas tropicales y ambientes templados (Abbott y Hollenberg 1976) y es un género que se distribuye ampliamente (Casas-Valdez et al. 2000). En el presente estudio *G. vermiculophylla* se encontró en un amplio rango de temperaturas (21.5 a 32.5° C) y salinidades (16.6 a 40.5 psu), consistente con una amplia distribución. Esta especie es originaria del Pacífico Norte y es considerada una especie invasora en el Pacífico Este (Bellorin et al. 2004). Se ha sugerido que su éxito como especie invasora en estuarios someros de Hog Island se debe a su asociación con el poliqueto *Diopatra cuerea* (Bosc 1802), su eficiencia en el reclutamiento en sustratos duros, su alta tolerancia a la desecación, al enterramiento dentro del sedimento, a la tolerancia a la baja irradiación y a altas y bajas temperaturas, y a su larga persistencia como talos pequeños y/o fragmentos grandes de talos en estado vegetativo (como *G. verrucosa* (Huds.) Papenfuss, Thomsen 2004a, 2004b; Thomsen et al. 2005). En este estudio el análisis de

componentes principales mostró que la abundancia de esta especie esta positivamente relacionada con altas concentraciones de fósforo y bajas salinidades (ya que en el gráfico se observa una relación negativa con la salinidad se asume que la relación es positiva con bajas salinidades). La asociación de las altas biomásas 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 (coincidiendo con lo encontrado en el presente estudio), caracterizada por altas concentraciones de fósforo y bajas salinidades (Ochoa-Izaguirre 1999). Chuan-Chuan et al. (2005) encontraron que el crecimiento de *Gracilaria coronopifolia* J. Ag. en una región de Taiwan se encontraba limitada por el fósforo cuando las biomásas alcanzaban más de 40 g m⁻². En la Florida, la eutrofización derivada de aguas residuales en los años 80's ocasionaron la presencia de florecimientos algales flotantes con biomásas de más de 600 g m⁻² (peso seco), que incluían a las algas rojas *Gracilaria*, *Spyridia*, *Hypnea* y *Agardhiella*, y las algas verdes *Ulva* y *Caulerpa* (Avery 1997 en Lapointe y Bedford 2007). En este estudio los valores más altos de la biomasa se encontraron en los sitios de muestreo 5 y 6 que se encuentran asociados con elevados niveles de fósforo total que pueden ser debidos a las aguas residuales derivadas del Estero del Tule y en el sitio de muestreo 11 que se encuentra altamente influenciado por las aguas de una granja camaronícola cercana.

En este estudio, se observó que la especie *Gracilaria vermiculophylla* fue la que presentó más comúnmente estructuras reproductoras (carposporangios). Se sabe que el número y dominancia de cierta fase reproductiva o vegetativa varía de acuerdo con los cambios de salinidad, temperatura y el tipo de sustrato (Chirapart et al. 1992), que a menudo se encuentran correlacionados entre ellos y con otros factores ambientales como los nutrientes (Kain 1989). La reproducción sexual o

asexual en las microalgas frecuentemente se asocia a la disponibilidad de nutrientes (Coleman 1962; Healey 1973), y se ha reportado que una relación similar ocurre en las macroalgas aunque no está tan bien documentado. Sin embargo, estos rasgos no presentaron un patrón definido ni con la temperatura ni con las concentraciones de nutrientes, el tipo de sustrato en el que se encontró esta especie fue predominantemente fangoso-arenoso. La variación estacional en las fases reproductoras de *Gracilaria* ha sido observada en regiones tropicales y templadas (Chirapart et al. 1992). Romo y Alveal (1979) y Ramírez et al. (1981) mencionan que el patrón reproductivo de *Gracilaria* está en relación directa con el tipo de sustrato. El sustrato fangoso-arenoso favorece las poblaciones monofásicas de plantas tetraspóricas por lo que se infiere que en este tipo de sustrato las poblaciones se mantienen a través de fragmentación y reproducción vegetativa (Aguilar-Rosas et al. 1993). En general, las algas rojas fueron las que presentaron más estructuras reproductoras que las algas verdes en un ciclo estacional. La aparición de las fases reproductoras en las algas puede resultar de las variaciones en los parámetros ambientales, estas variaciones pueden ser debido a que las condiciones ambientales son favorables para el establecimiento de nuevos individuos o disparar la reproducción cuando las condiciones favorables para el crecimiento están declinando (Brawley y Johnson 1992), por lo tanto es difícil determinar a que se debe la presencia de las diferentes fases observados.

El alga verde *Caulerpa sertularioides* fue la especie más abundante durante la época de frías. Su abundancia en la región del Golfo de California se ha relacionado con diferencias interanuales de la temperatura (Scrosati 2001). En La Bahía de La Paz, esta especie es la más abundante durante el otoño, lo cual se ha explicado en términos de una cierta plasticidad térmica y tolerancia a los descensos en la irradiación solar (Cruz-Ayala et al. 1998). Sin embargo, Ochoa-Izaguirre (1999) reporta a esta especie como presente en la época de secas con una biomasa

de 1.8 g m^{-2} a 6.4 g m^{-2} en el Estero de Urías, lo cual se explicaría en términos de su plasticidad térmica. Alrededor del mundo esta especie es considerada invasora y se ha encontrado con mas de 800 g m^{-2} de peso seco, en el Mediterráneo, y hasta 100 g m^{-2} de peso seco en California en los Estados Unidos (Hill et al. 1998). El ACP mostró que su abundancia esta relacionada positivamente con un incremento en el nitrógeno y negativamente con bajos valores del fósforo, lo que sugiere que esta especie se desarrolla mejor en aguas ricas en nitrógeno, tal como el sitio de muestreo 1 en Ohuira en donde fue encontrada con mayor abundancia. Esto es consistente con lo observado para especies del género *Caulerpa* en la laguna Río Indio en la Florida en el que estas especies son altamente productivas debido al enriquecimiento de nutrientes en el sitio (Gacia et al. 1996).

La biomasa de la especie *Hypnea valentiae* se encontró relacionada positivamente con una mayor concentración de nitrógeno con respecto al fósforo. Para las especies del género *Hypnea* se ha reportado que éstas incrementan su biomasa cuando los nutrientes están presentes, pero sólo cuando la temperatura es óptima para el crecimiento (22°C), se alcanzan mayores biomásas (Friedlander y Zelikovitch 1984). En las Costas de Baja California las biomásas máximas reportadas para este género fueron de 8 g m^{-2} , cuando la temperatura favoreció su mayor abundancia y ocurrencia (Casas-Valdez et al. 2000). En el presente estudio los valores de biomasa alcanzados fueron mayores a este dato reportado en los sitios de muestreo 1 en Ohuira durante las secas y el sitio de muestreo 12 en Ceuta durante las lluvias (18.9 ± 4.9 y $44.4 \pm 22.9 \text{ g m}^{-2}$, respectivamente).

La abundancia de la especie *Spyridia filamentosa* se ha relacionado particularmente con la temperatura del agua en la que se encuentra, ya que los picos de abundancia máxima se han encontrado cuando la temperatura es alta a lo largo del Golfo de California (Mateo-Cid et al. 1993; Núñez-López 1996; Casas-

Valdez et al. 2000). En el presente estudio, los valores de biomasa fueron altos solamente en la época de secas en el sitio de muestreo 1 ($>50 \text{ g m}^{-2}$), lo que podría estar sugiriendo que factores locales están influenciando su abundancia, aunque no se encontraron correlaciones con ninguno de los parámetros ambientales aquí examinados.

Así mismo se observa que la disponibilidad de nutrientes y de sustrato determinará los patrones de distribución de las especies, al menos en estas seis lagunas ya que el gradiente latitudinal no parece estar influenciando la aparición de los florecimientos dominados por cierta especie. Los florecimientos de lagunas distintas tienen una composición de especies similares como se observa en la figura 24.

En general, la relación nitrógeno-fósforo encontrada en este estudio fue variable y en comparación más elevada que aquellas encontradas para otras lagunas costeras mexicanas (De la Lanza 1994). Esto sugiere que los nutrientes pudieran no ser limitantes para el desarrollo de las macroalgas debido a que se encontraron en exceso (Ochoa-Izaguirre et al. 2002); sin embargo en este estudio se encontró que por ejemplo *Caulerpa sertularioides* esta limitada por el nitrógeno, mientras que *Gracilaria vermiculophylla* por el fósforo. Estos nutrientes pueden estar limitando el crecimiento macroalgal dependiendo de la especie, el habitat, la época del año y del nutriente disponible en cada caso (Pedersen y Borum 1996; Valiela et al. 1997).

Tabla 14. Biomasa para algunos de los géneros y especies importantes conformadoras de florecimientos para la región y otros sitios reportados por diferentes autores y este estudio.

Especie	Biomasa (g m ⁻²)	Localidad	Autor
<i>Caulerpa sertularioides</i>	1.9 **	Bahía de La Paz	Cruz-Ayala et al. (1998)
	15.2 +	Bahía de Mazatlán	Carballo-Cenizo et al. (2002)
	180.1 ***	Sistema lagunar Ohuira	Este estudio (2004-2005)
<i>Ulva spp.</i>	200.0 +	Laguna de Venecia, Italia	Coffaro y Sfriso (1997)
	852.0 ***	Laguna de Thau, Francia	De Casabianca y Posada (1998)
	127.0 **	Estero de Urías	Ochoa-Izaguirre (1999)
	1400.0 **	Costa oeste del Golfo de California	Pacheco-Ruíz et al. (2002)
	3.8 ***	Sistema lagunar Ceuta	Este estudio (2004-2005)
<i>Gracilaria spp.</i>	0.6	Bahía de La Paz	Cruz-Ayala et al. (1998)
	71.5 **	Estero de Urías	Ochoa-Izaguirre (1999)
	0.6 +	Bahía de Mazatlán	Carballo-Cenizo et al. (2002)
	290.7 ***	Sistema lagunar Santa María-La Reforma	Este estudio (2004-2005)
<i>Hypnea spp.</i>	8.0 +	Bahía de Mazatlán	Carballo-Cenizo et al. (2002)
	0.6**	Bahía de La Paz	Cruz-Ayala et al. (1998)
	18.9***	Sistema lagunar Ohuira	Este estudio (2004-2005)
<i>Spyridia filamentosa</i>	394.8 **	Bahía de La Paz	Cruz-Ayala et al. (1998)
	57.5***	Sistema lagunar Ohuira	Este estudio (2004-2005)

biomasa total; + promedio anual; ++ solo una época; * máximo valor reportado

6.3. Isótopos

En el sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón (AEP) el incremento en la disponibilidad de nitrógeno es resultado de los aportes de efluentes relacionados con la agricultura, ganadería, rastro de aves, granjas camaronícolas y de aguas residuales (García-Pages 2007). Las concentraciones del NID obtenidas en este estudio para los sitios de muestreo de AEP en el período de secas del 2004 hasta las secas del 2006 fueron variables en un intervalo de 9.6 a 16.6 μM . Valores similares del NID han sido considerados como altos por Pedersen y Borum (1996). El contenido de nitrógeno de los tejidos de las tres especies importantes en los florecimientos de AEP, *Gracilaria vermiculophylla*, *Hypnea* sp. y *Spyridia filamentosa*, mostraron una concentración variable de nitrógeno dependiendo de la especie y sitio de muestreo en un mismo periodo. El contenido de nitrógeno más elevado correspondió al género *Hypnea* (3.3 ± 0.4 % peso seco) en el sitio de muestreo AEP4, reflejando las altas concentraciones del NID encontradas en este sitio (14.6 ± 12.5 μM). Pedersen y Borum (1996) encontraron que los tejidos de cuatro especies de algas reflejaban las variaciones estacionales de la disponibilidad de nitrógeno; niveles bajos de este nutriente se encontraron cuando la cantidad de luz y crecimiento eran altos y la disponibilidad de nitrógeno externo baja, en el fiordo Roskilde, Dinamarca.

Las concentraciones de nitrógeno en los tejidos macroalgales registradas por otros autores son variables. DeBoer (1978) DeBoer (1978) menciona que para una concentración de nitrógeno total en agua de mar de 35.9 μM , las concentraciones de nitrógeno en el tejido macroalgal van desde 0.05 hasta 6.5 % para diferentes especies de algas rojas, café y verdes. En AEP las concentraciones de nitrógeno en el tejido de las tres especies estudiadas fueron desde 1.1 a 3.3 % de peso seco para concentraciones de nitrógeno total en la columna de agua desde 16 a 183 μM .

Deutsch y Voss (2006) encontraron una correlación significativa de la concentración de nitratos en la columna de agua con las concentraciones de nitrógeno en el tejido de *Fucus vesiculosus* y *Ceramium rubrum* (entre 0.1 a 25 μM de nitratos y entre 2 a 5 % de peso seco y de 0.5 a 1.5 % de peso seco, en el tejido cada una de las especies respectivamente). En el presente estudio también se encontraron correlaciones positivas de las concentraciones del NID de la columna de agua con el nitrógeno encontrado en el tejido macroalgal para la especie *Spyridia filamentosa* ($r^2=0.9$; $p<0.05$), mientras que esto no ocurrió con *Gracilaria vermiculophylla* e *Hypnea* sp., las cuales presentaron una baja correlación a pesar de haber más datos de estas especies ($p>0.1$ para ambas especies). Sin embargo, *Hypnea* sp. presentó una correlación positiva con las concentraciones de nitratos en el medio, contrariamente a lo que sucedió con *G. vermiculophylla* que tuvo una mejor correlación con el amonio presente. Esto había sido observado por Naldi y Wheeler (1999) quienes encontraron que el género *Gracilaria* absorbe más rápidamente el amonio que el nitrato. Deutsch y Voss (2006) encontraron que a temperaturas de 20 a 25°C, se observa una mayor incorporación del NH_4^+ (tasa 7 veces más grande) en comparación del NO_3^- presente en el medio para las especies *Fucus vesiculosus* y *Ceramium rubrum*. Aunque la preferencia por el amonio se había observado para las algas rojas (DeBoer et al. 1978), otros estudios han demostrado que diferentes especies de macroalgas tales como *Codium fragile* o *Gracilaria foliifera* incorporan el NID dependiendo de la fuente de este ya sea en forma de nitratos o amonio (NO_3^- o NH_4^+ respectivamente) (Hanisak y Harlin 1978), tal como se encontró en este estudio para *Spyridia filamentosa*. Por otro lado, las concentraciones de nitrógeno en el fitoplancton estuvieron correlacionadas negativamente (sin ser significativa, $p<0.1$) con las concentraciones del NID, amonio y nitrato; las correlaciones negativas del contenido de nitrógeno en el fitoplancton con los nitratos ya ha sido previamente reportada por York et al. (2007), lo cual puede estar indicando limitación por nitrógeno.

Aún cuando en el presente estudio se observaron altas concentraciones de amonio disponible para el crecimiento macroalgal (y fitoplanctónico), hubo diferencias en la toma del NID dependiendo de la especie, aunque se desconoce el por qué de la toma diferencial de nitrato o amonio entre especies. En el sureste de la Florida en donde las surgencias proveen los nutrientes, las concentraciones bajas de NH_4^+ (1.2 μM), proveen más del 100% del N requerido para el máximo crecimiento de *Ulva rigida*, aún con la presencia de mayores concentraciones del NO_3^- (10.8 μM) (Fujita et al. 1989). Las tendencias observadas en el presente estudio no fueron significativas para todas las especies por lo que se recomienda obtener más datos para cada especie importante o bien hacer experimentos de toma de nutrientes in situ.

Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ obtenidos en las macroalgas estudiadas estuvieron en el rango de 7.7 a 11.4 ‰, con variación entre los sitios de muestreo y las especies. El valor más bajo correspondió a *Spyridia filamentosa* (7.7‰), en el sitio de muestreo AEP2, mientras que en el mismo sitio los valores de *Gracilaria vermiculophylla* e *Hypnea* sp. fueron más elevados (8.7 y 8.5‰, respectivamente). Las diferencias entre especies pueden deberse a que *S. filamentosa* asimila el NID en cualquiera de sus formas, como nitratos o amonio, lo cual podría estar indicando una toma diferencial de los nutrientes debido a diferencias en las tasas de asimilación y en las tasas de crecimiento entre las especies y a las concentraciones de N necesarias para sostener el crecimiento (Pederson y Borum 1996), aunque las diferencias no parecen ser significativas. Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ del tejido macroalgal observados en este sitio han sido reportados como altos y a menudo estos valores se asocian con la eutrofización y altas cargas de nitrógeno en los sistemas (Heaton 1986). Este sitio (AEP2) se encuentra influenciado por la descarga de las granjas camaronícolas cercanas. Al sistema lagunar AEP las granjas camaronícolas le aportan 1,350 ton N

año⁻¹ con valores del $\delta^{15}\text{N}$ de 6.1 a 8.5 ‰ (García-Pagés 2007). Sin embargo, en el mismo sitio el $\delta^{15}\text{N}$ de la MOP fue el más bajo (3.8 ± 3.4 ‰). Esta señal es muy similar a aquella obtenida para el mismo sistema para los efluentes de la agricultura, que aportan de 20,860 a 55,360 ton N año⁻¹, y que tuvieron una señal que osciló entre 2.1 y 4.0‰ (García-Pages 2007), por lo que no se puede descartar que la agricultura sea una de las fuentes principales de nitrógeno para las macroalgas, ya que se sabe que en aguas enriquecidas el fraccionamiento puede ser de 2 a 4‰ (Peterson y Fry 1987). Así mismo los valores del $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ de la columna de agua (4.4 ± 2.1 ‰) fueron más similares a la señal de la agricultura. Burford et al. (2003) y Lin y Fong (2008) reportaron valores de entre 5 y 7‰ para macroalgas que se encontraban directamente bajo la influencia de las cargas de las granjas camaronícolas, pero basados en los resultados obtenidos del la MOP se puede pensar que la mayor influencia es de la agricultura ya que el fitopláncton refleja los valores del agua (Tabla 17).

El valor del $\delta^{15}\text{N}$ de *Gracilaria vermiculophylla* en AEP1 fue bajo (7.8 ± 0.0 ‰), lo mismo que el valor de la MOP en el mismo sitio (6.5 ± 0.2 ‰). En este sitio de muestreo estos valores se aproximaron a los de las granjas camaronícolas (6.1 a 8.5‰). Sin embargo pareciera que las macroalgas y la MOP (que incluye el fitoplancton) están fraccionando la señal ya que los valores del agua fueron parecidos a los de la agricultura (3.7 ± 1.6 ‰). En el sitio de muestreo AEP4 se encontraron los valores más altos del $\delta^{15}\text{N}$ en *Hypnea* sp. (11.4 ± 6.0 ‰), mientras que la MOP presentó los valores más altos (7.3 ± 1.1 ‰), cercanos a los valores observados para aguas residuales (para Altata Ensenada El Pabellón fueron de 16.1 ‰), aunque el valor del $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ fue menor (6.8 ± 1.8 ‰), la toma del nitrógeno en este sitio podría estar fraccionándose reflejando un valor más elevado en la macroalga y la MOP tal como se discutió previamente para los demás sitios de muestreo. Este sitio (AEP4) de muestreo se encuentra influenciado por las

descargas del Río Culiacán, por lo que la contribución de las aguas residuales provenientes de los poblados cercanos es muy importante. Nitratos y amonio originados de desechos animales y humanos a menudo tienen valores del $\delta^{15}\text{N}$ $>10\text{‰}$ (Kendall 1998). Por ejemplo, en la Florida, las aguas contaminadas con aguas residuales tienen valores del $\delta^{15}\text{N}$ en un rango de $+4\text{‰}$ a $+18\text{‰}$ (Lapointe y Krupa 1995a y 1995b), mientras que las macroalgas influenciadas por estas aguas residuales tienen valores del $\delta^{15}\text{N}$ en un rango de $+5.7\text{‰}$ a $+8.5\text{‰}$ (Lapointe et al. 2005). Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ de los efluentes en North Broward fueron de $+8\text{‰}$ (Hoch et al. 1995), similar a aquellos reportados para efluentes de tratamientos secundarios ($+8\text{‰}$ a $+12\text{‰}$) (Costanzo et al. 2001). Los valores obtenidos por García-Pagés (2007) para estas cargas fueron cercanos a los 16‰ , probablemente las macroalgas y la MOP muestran un fraccionamiento debido a la distancia del sitio de muestreo con la descarga directa en donde se midió el $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ de la columna de agua (de 3 a 4 km).

Las correlaciones del $\delta^{15}\text{N}$ de las macroalgas y del fitoplancton *vs* el $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ y el $\delta^{15}\text{N-NO}_4^+$ muestran que estos dos grupos tienen una mayor preferencia por los nitratos. Los valores del $\delta^{15}\text{N}$ de las macroalgas no reflejaron los valores del $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ en una relación 1:1 como pudiera esperarse, pero tal como se discutió previamente es probable que no lo reflejen porque se está dando un fraccionamiento en la señal. Los valores reflejados por la MOP muestran una relación 1:1 más cercana lo que sugiere que los valores que reflejan son más cercanos a aquellos del agua. Fueron reducidos los datos obtenidos del $\delta^{15}\text{N-NO}_4^+$ por lo que se recomendaría obtener más datos de ambas fuentes de nitrógeno para poder hacer comparaciones apropiadas del $\delta^{15}\text{N}$.

Las diferencias en la señal isotópica obtenida en los diferentes sitios de muestreo demuestran que cada uno de estos sitios tiene influencia de diferentes

cargas que se están vertiendo al sistema lagunar AEP. Aún cuando los efluentes de la agricultura son mayores que aquellos de las granjas camaronícolas hay sitios que se encuentran más influenciados por los nutrientes descargados por las granjas. No hay que perder de vista que las macroalgas tienen un rango de vida más largo que el fitoplancton y que probablemente estén reflejando las condiciones del sistema de un periodo de tiempo más largo y por lo tanto pudieran estar reflejando señales de agricultura, granjas camaronícolas y aguas residuales provenientes de poblados cercanos, y/o una combinación de todas.

Tabla 15. Valores del $\delta^{15}\text{N}$ ‰ reportados en la literatura (y en este estudio) para aguas subterráneas, materia orgánica particulada, aguas residuales y fertilizantes alrededor del mundo para diferentes localidades con diferentes influencias de tipo antropogénico.

Muestra analizada	Influencia	$\delta^{15}\text{N}$ ‰	Localidad	Referencia
Agua subterránea	Fertilizantes	-1.3 a 4.5	Sherwood Sandstone, Inglaterra	Wilson et al. (1994)
Agua subterránea	Desechos domésticos	9.7 ± 4.7	Cuenca de Sichuan, China	Li et al. (2007)
Agua subterránea	Fertilizantes	3.7 ± 2.1	Cuenca de Sichuan, China	Li et al. (2007)
Aguas residuales	Efluentes doméstico	6.0	Zona rural de California, EUA	Williams et al. (1998)
Aguas residuales	Efluente doméstico	16.1	Cuenca de Altata-Ensenada El Pabellón	García-Pagés (2007)
Aguas residuales	Camaronicultura	7.0	Cuenca de Altata-Ensenada El Pabellón	García-Pagés (2007)
Aguas residuales	Agricultura	2.1	Cuenca de Altata-Ensenada El Pabellón	García-Pagés (2007)
Fertilizantes	-	-3.0 a 3.0	Bahía de Massachussets, EUA	Tucker et al. (1999)
Fertilizantes	-	0.0 a 3.0	Península de Yucatán, Quintana Roo	Carruthers et al. (2005)
Materia orgánica particulada	Estanque de camarón	0.9	Estero del Guaya, Golfo de Guayaquil, Ecuador	Cifuentes et al. (1996)
Materia orgánica particulada	Materia orgánica terrestre	3.5	Estuario Schelde, Inglaterra	Middelburg y Nieuwenhuize (1998)
Materia orgánica particulada	Materia orgánica marina	9.0	Estuario Schelde, Inglaterra	Middelburg y Nieuwenhuize (1998)
Materia orgánica particulada	Materia orgánica estuarina	15.0	Estuario Schelde, Inglaterra	Middelburg y Nieuwenhuize (1998)
Materia orgánica particulada	Agricultura	2.5 ± 1.3	Cuenca de Altata-Ensenada El Pabellón	García-Pagés (2007)
Materia orgánica particulada	Doméstico	10.6 ± 0.1	Cuenca de Altata-Ensenada El Pabellón	García-Pagés (2007)
Materia orgánica particulada	Camaronicultura	7.5	Cuenca de Altata-Ensenada El Pabellón	García-Pagés (2007)

Tabla 16. Valores del $\delta^{15}\text{N}$ ‰ reportados en la literatura (y en este estudio) para macroalgas alrededor del mundo para diferentes localidades con diferentes influencias de tipo antropogénico.

Especie de macroalga	Sitio	Concentración del N (μM) del agua	Fuente de N	$\delta^{15}\text{N}$ ‰	Referencia
<i>Ulva</i> sp. <i>Enteromorpha</i> sp.	Puerto de Boston, Massachussets, EUA	2.7 - 130.0	Cargas de aguas residuales de plantas de tratamiento	6.1 - 9.5 7.3 - 14.4	Tucker et al. (1999)
<i>Catenella nipae</i>	Bahía Moreton, Australia	-	Cargas de aguas residuales	9.0	Constanzo et al. (2001)
<i>Catenella nipae</i>	Costa Noreste de Australia	18.5	Cargas de camaronicultura	>5.0	Constanzo et al. (2004)
<i>Catenella nipae</i>	Bahía Moreton, Australia	-	Disminución de aguas residuales	5.0 - 7.0	Constanzo et al. (2005)
<i>Ulva australus</i> <i>Vidalia</i> sp. <i>Ecklonia radiata</i>	Ocean Reef, planta de tratamiento Beenyp, oeste de Australia	-	Cargas de aguas residuales	8.8 - 12.8 6.3 - 10.2 8 - 14	Gartner et al. (2002)
<i>Ulva lactuca</i> <i>Chaetomorpha linum</i> <i>Gracilaria tikvahiae</i> <i>Caulerpa prolifera</i>	Este de Florida central, EUA	0.7 - 8.1	Cargas de aguas residuales tratadas y aguas de desechos subterráneas	5.0 - 13.0	Barile 2004
<i>Laurencia intricate</i> <i>Cladophora catenata</i> Otras algas	Sur de la Bahía de Florida y los Cayos Bajos, EUA	1.0 - 8.5	Cargas de aguas residuales	1.0 - 6.5 1.0 - 5.5 1.0 - 10	Lapointe et al. (2004)
<i>Fucus vesiculosus</i>	Bahía de Himmerjarden, Suiza	21.0 - 32.0	Carga de aguas residuales	3.0 - 9.5	Savage y Elmergen (2004)
<i>Ulva</i> sp. <i>Ceramium</i> sp. <i>Polysiphonia</i> sp.	Sistema Warnor, Mar Báltico, NE de Alemania	265.0	Carga de aguas residuales	7.6 - 13.5 4.7 - 9.5 6.9 - 8.6	Deutsch y Voss (2006)

Tabla 17. Continúa...

Especie de macroalga	Sitio	Concentración del N (μM) del agua	Fuente de N	$\delta^{15}\text{N}$ ‰	Referencia
<i>Acantophora spicifera</i>	Bahía de Opunohu, Moorea, Polinesia francesa	-	Cargas de camaronicultura	5.3 – 5.9	Lin y Fong (2008)
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	Altata-Ensenada El Pabellón	9.6 – 14.6	Aguas residuales Camaronicultura	7.8 – 8.0	Este estudio (2004-2006)
<i>Hypnea</i> sp.	Altata-Ensenada El Pabellón	9.6 – 14.6	Aguas residuales Camaronicultura	8.5 – 11.4	Este estudio (2004-2006)
<i>Spyridia filamentosa</i>	Altata-Ensenada El Pabellón	9.6	Aguas residuales Camaronicultura	7.7	Este estudio (2004-2006)

6.4. Límites de crecimiento macroalgal y la salud de los ecosistemas

En la actualidad y alrededor del mundo se pretende que este tipo de estudios sirvan como la base para estudios de monitoreo ambiental. La vegetación del fondo ha sido utilizada en varios estudios como descriptora de la calidad del agua, además de las medidas de variables fisicoquímicas tales como la transparencia del agua, los nutrientes y la clorofila *a* que se utilizan para hacer una aproximación al sistema estudiado. En ocasiones se ha observado que el estudio de alguno de estos factores por si solo no expresa el nivel de eutrofización de los sistemas. El principal problema son los nutrientes pero también hay otros muchos factores que determinan el último nivel de eutrofización, tales como los recambios de mareas, los flujos de aguas continentales, etc. (Bricker et al. 2003). Una aproximación a este tipo de enfoque la dan los mismos autores, que explican que la mayor abundancia de macroalgas modifica las condiciones del medio por el impacto que causa en los recursos biológicos principalmente en los pastos marinos, entonces la biomasa que se considera puede causar la muerte de la vegetación acuática es de 100 g m⁻², y de ahí consecuentemente provocan los demás problemas ambientales (Bricker et al. 2003). En las lagunas costeras de Sinaloa más del 50% de los sitios de muestreo estudiados tuvieron biomásas mayores que la sugerida (sitios de muestreo 1 en Ohuira, 5 en Santa María-La Reforma, 7 y 8 en Altata-Ensenada El Pabellón, 11 y 12 en Ceuta y 13 en Teacapán) en la época de lluvias (y frías para el sitio de muestreo 1) (Fig. 32). Las limitaciones del uso de este método se relacionan con la estacionalidad propia de cada especie, ya que en algunas épocas del año no se encontrarán algas aún cuando, por ejemplo, se encuentre un exceso de nutrientes en el medio (Bricker et al. 2003; Scanlan et al. 2007).

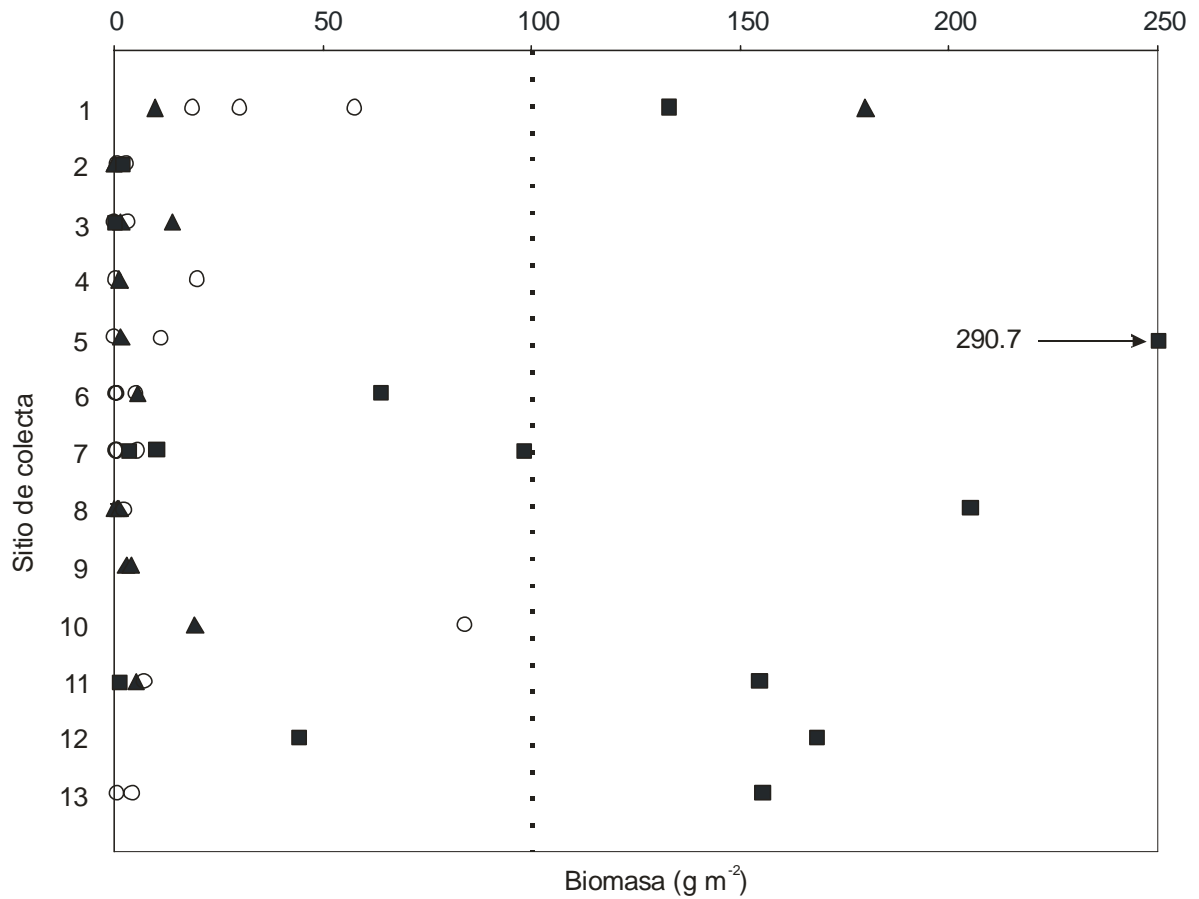


Figura 23. Promedio de biomasa estacional obtenido para 13 sitios de muestreo de seis lagunas costeras estudiadas en Sinaloa. La línea punteada vertical indica la biomasa macroalgal sugerida como límite máximo para aguas de "buena calidad" (Bricker et al. 2003). Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲).

7. Conclusiones

- Los valores promedio de las variables fisicoquímicas de las aguas de las seis lagunas estudiadas presentaron variabilidad espacial y estacional dependiendo de la laguna.
- La temperatura superficial del agua de las seis lagunas presentó un comportamiento climático típico, con las máximas temperaturas en la época de secas, con una ligera disminución en las lluvias, y los mínimos valores en la época de frías.
- La salinidad promedio del agua más baja se encontró en Ceuta y Teacapán, relacionado con las altas precipitaciones que se presentan en estas localidades más al sur del estado.
- Las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua se encontraron en general o en todos los casos por arriba de los valores mínimos recomendados para aguas de buena calidad ambiental (USEPA 2000).
- Las concentraciones de sólidos suspendidos tuvieron poca variabilidad y se encontraron dentro del intervalo sugerido para aguas de buena calidad ambiental (Nom-Ecol. 1989).
- Se encontraron un total de 12 especies de macroalgas conformando florecimientos macroalgales, los cuales son similares a aquellos reportados previamente en la literatura alrededor del mundo.
- De las doce especies importantes encontradas, ocho contribuyeron al menos en una época del año, con más del 70% de la biomasa de algún florecimiento macroalgal: *Ulva clathrata*, *U. intestinalis*, *U. prolifera*, *Caulerpa sertularioides*, *Hypnea spinella*, *Gracilaria vermiculophylla*, *Spyridia filamentosa* o *Microcoleus lyngbyaceus*.
- La composición de los florecimientos macroalgales fue variable entre sitios de muestreo y a lo largo de las épocas de año, así como la biomasa macroalgal de las doce especies importantes.

- *Gracilaria vermiculophylla* fue la especie mas frecuente y abundante en las lagunas, sugiriendo que esta especie se encuentra bien adaptada a los ambientes costeros.
- *Caulerpa sertularioides* fue la especie mas abundante en los sistemas lagunares de Ohuira y Altata-Ensenada El Pabellón, aún en la época de frías, lo cual se atribuyó a una cierta plasticidad térmica y tolerancia a los descensos en la irradiación lo que le permite adaptarse bien a cambios en la temperatura y a la turbidez característica de estos sitios.
- Los valores de biomasa obtenidos fueron elevados comparados con los valores reportados previamente para la región y consistentes con los registrados para aguas eutrofizadas (ricas en nutrientes) alrededor del mundo.
- Los análisis de correlación mostraron que existe cierta correlación positiva significativa entre la concentración de nutrientes disponibles en el medio con la biomasa macroalgal. La biomasa de *Gracilaria vermiculophylla* estuvo relacionada mayormente con bajas salinidades y elevadas concentraciones de fósforo en el medio. Mientras que *Caulerpa sertularioides* e *Hypnea* spp. se encontraron relacionadas con una mayor cantidad de nitrógeno en el medio. El género *Ulva* estuvo relacionado con bajas temperaturas.
- La desaparición de algunos florecimientos y las bajas biomásas encontradas en la época de frías estuvieron relacionadas con la estacionalidad propia de cada especie, por lo que deben de existir las condiciones adecuadas para que el exceso de nutrientes en el medio dispare la producción de biomasa macroalgal.
- El contenido de nitrógeno en el tejido de tres especies de macroalgas (*Gracilaria vermiculophylla*, *Hypnea* sp. y *Spyridia filamentosa*) del sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón estuvo relacionado con las concentraciones del NID de la columna de agua, sin embargo el contenido nitrógeno de *Spyridia filamentosa* mostró la correlación más significativa.
- La señal isotópica encontrada en las muestras de tres especies de macroalgas del sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón es distinta

dependiendo del sitio de muestreo, se observó un enriquecimiento de entre 2 a 4‰ para las macroalgas.

- La señal isotópica del fitoplancton del sistema lagunar Altata-Ensenada El Pabellón también fue distinta dependiendo del sitio de muestreo y reflejó más directamente la señal de la columna de agua.
- El exceso de nutrientes provenientes de las distintas actividades que se desarrollan en la Bahía están influenciando directamente el crecimiento macroalgal, siendo la agricultura la principal actividad, seguida de las granjas camaronícolas y en sitios específicos las cargas de aguas residuales.
- La presencia de florecimientos macroalgales dominados por una o dos especies en lagunas costeras de Sinaloa estuvieron relacionadas con el enriquecimiento de nutrientes de las actividades antropogénicas desarrolladas alrededor de las lagunas por lo que se recomienda utilizar la biomasa macroalgal como indicadora de la calidad del agua de las lagunas costeras o áreas adyacentes, siendo la máxima biomasa recomendada de 100 g m⁻² (peso seco) (Bricker et al. 2003), consistente con lo encontrado para otras áreas alrededor del mundo.

9. Anexo I

Figuras de precipitación y temperatura en la región. Tablas de promedios de parámetros fisicoquímicos por sitio de muestreo y época del año. Tabla de promedios de la biomasa por especies por sitio de muestreo y época del año. Figuras de valores de límites máximos recomendados por la NOAA (1998) para el nitrógeno y la USEPA (2001) para el fósforo.

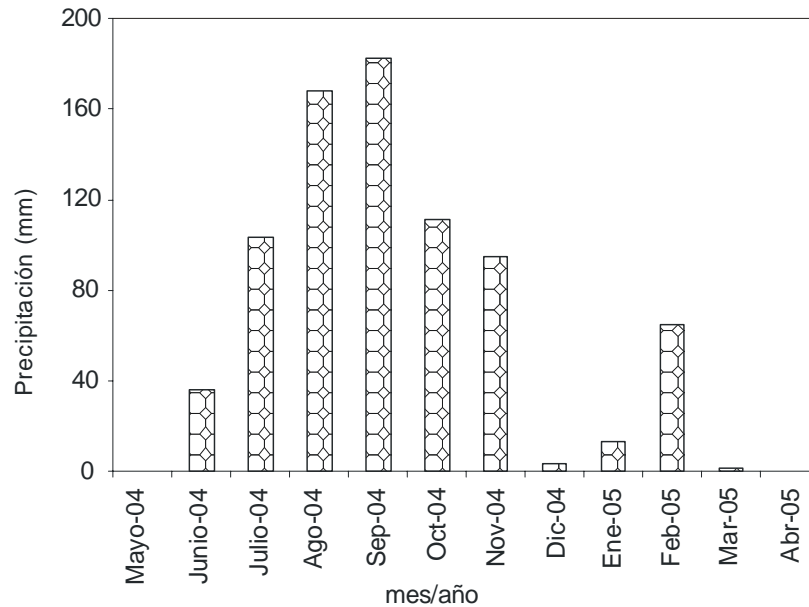


Figura 1. Precipitación pluvial en la región durante los meses de muestreo, de Mayo del 2004 al mes de abril del 2005, en la región del norte y centro del estado de Sinaloa (CNA, 2005).

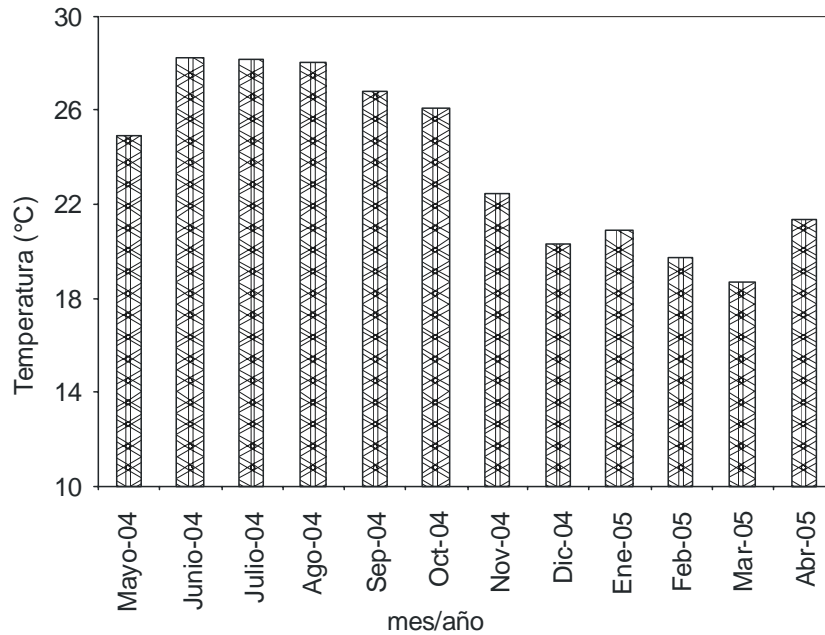


Figura 2. Temperatura promedio en la región durante los meses de muestreo, de Mayo del 2004 al mes de abril del 2005, en la región del norte y centro del estado de Sinaloa (CNA, 2005).

Tabla 1. Promedio estacional (\pm DE) de los parámetros físicos para cada uno de los sitios de muestreo por época del año. SST= sólidos suspendidos totales, OD= oxígeno disuelto. Ver figura ocho para código del sitio de muestreo.

Sitio de muestreo	Época del año	Temperatura (°C)	Salinidad (psu)	SST (mg L ⁻¹)	OD (mg L ⁻¹)
1	secas	32.1 \pm 0.1	38.1 \pm 0.3	11.5 \pm 1.0	5.5 \pm 0.0
	lluvias	32.4 \pm 0.2	38.9 \pm 0.6	8.2 \pm 5.9	6.0 \pm 1.2
	frías	23.8 \pm 0.8	36.1 \pm 0.3	19.5 \pm 1.5	10.1 \pm 2.9
2	secas	32.3 \pm 0.0	35.4 \pm 2.2	49.6 \pm 34.6	5.5 \pm 0.1
	lluvias	32.5 \pm 0.5	38.1 \pm 0.1	259.6 \pm 140.4	5.6 \pm 0.7
	frías	23.2 \pm 1.3	39.8 \pm 0.0	28.6 \pm 14.6	8.4 \pm 0.7
3	secas	32.0 \pm 0.4	39.4 \pm 2.3	20.3 \pm 5.3	6.0 \pm 1.1
	lluvias	32.1 \pm 1.3	38.8 \pm 0.2	27.6 \pm 8.8	6.1 \pm 1.6
	frías	23.9 \pm 2.5	36.4 \pm 3.2	40.4 \pm 10.7	8.1 \pm 1.2
4	secas	31.9 \pm 0.4	35.4 \pm 0.8	13.8 \pm 2.6	7.8 \pm 1.6
	lluvias	28.8 \pm 0.3	34.9 \pm 0.1	22.0 \pm 8.1	9.5 \pm 2.8
	frías	22.6 \pm 1.8	34.3 \pm 0.0	16.5 \pm 3.6	9.6 \pm 2.1
5	secas	31.5 \pm 0.0	34.4 \pm 0.1	27.9 \pm 11.5	6.6 \pm 1.2
	lluvias	30.5 \pm 0.2	33.6 \pm 0.0	74.6 \pm 39.5	5.4 \pm 0.1
	frías	21.5 \pm 0.5	29.7 \pm 3.8	20.7 \pm 3.7	7.1 \pm 0.9
6	secas	30.6 \pm 0.5	36.0 \pm 0.9	18.6 \pm 2.3	7.0 \pm 1.6
	lluvias	29.9 \pm 0.3	33.8 \pm 0.0	64.9 \pm 25.2	5.6 \pm 0.2
	frías	21.7 \pm 0.7	33.4 \pm 0.1	59.7 \pm 39.1	8.4 \pm 0.2
7	secas	28.9 \pm 0.6	32.6 \pm 0.3	31.7 \pm 11.0	6.0 \pm 0.5
	lluvias	29.2 \pm 0.2	34.7 \pm 0.2	48.4 \pm 24.4	6.8 \pm 0.5
	frías	21.5 \pm 3.0	34.7 \pm 0.0	19.0 \pm 22.2	9.3 \pm 0.6
8	secas	29.1 \pm 0.9	33.0 \pm 0.3	46.1 \pm 31.3	5.9 \pm 0.4
	lluvias	29.4 \pm 0.1	32.3 \pm 0.3	35.0 \pm 25.0	6.1 \pm 0.1
	frías	22.8 \pm 0.6	31.9 \pm 0.6	32.9 \pm 13.2	8.3 \pm 0.1
9	secas	29.9 \pm 1.0	32.8 \pm 0.3	25.6 \pm 13.0	5.6 \pm 0.2
	lluvias	29.2 \pm 0.5	31.7 \pm 0.1	40.6 \pm 35.3	6.7 \pm 0.3
	frías	24.6 \pm 0.6	29.1 \pm 0.2	74.0 \pm 50.6	8.1 \pm 0.5
10	secas	30.2 \pm 0.5	29.3 \pm 4.9	78.1 \pm 28.4	7.8 \pm 4.3
	lluvias	28.2 \pm 1.0	16.8 \pm 4.2	97.8 \pm 45.5	6.0 \pm 1.3
	frías	23.8 \pm 0.1	26.8 \pm 3.4	66.9 \pm 23.2	6.5 \pm 0.1
11	secas	27.6 \pm 0.7	34.6 \pm 2.5	10.5 \pm 6.2	8.4 \pm 0.2
	lluvias	29.1 \pm 0.0	16.6 \pm 2.0	20.7 \pm 6.3	6.1 \pm 0.5
	frías	23.8 \pm 0.7	33.9 \pm 0.3	37.2 \pm 0.1	7.2 \pm 0.0
12	secas	27.2 \pm 3.0	35.1 \pm 0.1	29.4 \pm 4.8	10.2 \pm 2.8
	lluvias	27.4 \pm 0.2	28.3 \pm 1.9	59.2 \pm 29.5	6.3 \pm 0.2
	frías	25.6 \pm 1.9	31.5 \pm 0.5	102.3 \pm 66.0	6.8 \pm 0.5
13	secas	32.3 \pm 1.1	40.3 \pm 2.9	16.4 \pm 5.2	3.1 \pm 0.4
	lluvias	31.6 \pm 0.1	22.8 \pm 2.3	26.8 \pm 9.6	4.8 \pm 0.4
	frías	25.4 \pm 0.3	31.9 \pm 0.6	24.6 \pm 12.2	6.0 \pm 0.4

Tabla 2. Promedio estacional (\pm DE) de los parámetros químicos estudiados para cada uno de los sitios de muestreo por época del año. NID= nitrógeno inorgánico disuelto, NT= nitrógeno total, PD= fósforo disuelto, PT= fósforo total y N:P= proporción nitrógeno-fósforo. Ver figura ocho para código de sitio de muestreo.

Sitio de muestreo	Época del año	NID (μ M)	NT (μ M)	PD (μ M)	PT (μ M)	N:P
1	secas	3.5 \pm 0.5	49.0 \pm 9.0	1.4 \pm 1.0	2.2 \pm 1.8	3.6 \pm 2.9
	lluvias	5.0 \pm 5.4	47.1 \pm 1.8	2.6 \pm 1.5	1.1 \pm 0.5	3.0 \pm 3.8
	frías	21.2 \pm 6.7	33.3 \pm 12.8	0.0 \pm 0.0	0.8 \pm 0.0	1112.1 \pm 382.1
2	secas	8.9 \pm 5.2	31.5 \pm 1.7	0.8 \pm 0.7	1.3 \pm 0.2	45.1 \pm 57.9
	lluvias	14.1 \pm 8.0	33.7 \pm 19.7	0.0 \pm 0.0	0.8 \pm 0.0	545.8 \pm 319.1
	frías	36.2 \pm 10.8	85.5 \pm 10.2	1.0 \pm 0.1	1.3 \pm 0.2	35.5 \pm 11.5
3	secas	6.2 \pm 2.3	40.9 \pm 1.9	0.2 \pm 0.4	0.9 \pm 0.1	127.4 \pm 105.7
	lluvias	9.7 \pm 5.7	65.0 \pm 17.3	0.0 \pm 0.0	1.0 \pm 0.2	560.3 \pm 301.9
	frías	33.7 \pm 1.9	129.8 \pm 37.4	0.0 \pm 0.0	1.3 \pm 0.1	933.0 \pm 49.1
4	secas	2.9 \pm 0.5	73.1 \pm 41.6	1.4 \pm 0.5	2.2 \pm 1.1	2.3 \pm 0.6
	lluvias	10.9 \pm 2.1	54.6 \pm 2.1	0.2 \pm 0.3	2.0 \pm 0.3	116.6 \pm 125.0
	frías	3.3 \pm 0.5	8.6 \pm 1.5	0.7 \pm 0.0	0.8 \pm 0.0	4.6 \pm 0.5
5	secas	14.7 \pm 10.2	104.3 \pm 78.2	3.9 \pm 0.5	3.8 \pm 0.5	4.1 \pm 3.2
	lluvias	12.4 \pm 0.1	59.7 \pm 1.0	4.0 \pm 1.5	5.0 \pm 1.5	3.3 \pm 1.2
	frías	51.0 \pm 36.2	55.3 \pm 35.3	2.2 \pm 0.6	2.2 \pm 0.7	21.6 \pm 11.3
6	secas	3.9 \pm 0.9	193.9 \pm 140.9	2.6 \pm 0.4	2.2 \pm 0.6	1.5 \pm 0.1
	lluvias	9.8 \pm 2.0	55.5 \pm 3.2	2.4 \pm 0.3	2.7 \pm 0.9	4.1 \pm 0.3
	frías	6.4 \pm 0.6	78.1 \pm 68.4	1.4 \pm 0.2	1.5 \pm 0.2	4.6 \pm 0.9
7	secas	2.8 \pm 0.6	10.5 \pm 0.3	0.9 \pm 0.0	2.2 \pm 0.3	3.1 \pm 0.6
	lluvias	2.2 \pm 0.3	42.1 \pm 4.8	1.8 \pm 0.3	2.4 \pm 0.0	1.2 \pm 0.0
	frías	21.2 \pm 0.4	26.0 \pm 17.2	2.0 \pm 0.1	2.2 \pm 0.3	10.5 \pm 0.2
8	secas	7.1 \pm 3.1	12.6 \pm 2.0	0.5 \pm 0.6	3.0 \pm 1.0	15.7 \pm 6.8
	lluvias	2.7 \pm 0.2	37.4 \pm 3.0	2.8 \pm 0.4	2.9 \pm 0.2	1.0 \pm 0.1
	frías	12.5 \pm 1.2	15.3 \pm 0.6	2.1 \pm 0.2	2.3 \pm 0.3	6.1 \pm 1.2
9	secas	8.3 \pm 5.9	15.0 \pm 2.5	0.8 \pm 0.5	3.2 \pm 0.9	73.3 \pm 135.4
	lluvias	2.1 \pm 0.3	38.5 \pm 3.5	3.2 \pm 0.4	2.9 \pm 0.2	0.7 \pm 0.1
	frías	13.6 \pm 3.1	16.3 \pm 1.0	2.5 \pm 0.3	2.6 \pm 0.3	5.5 \pm 1.8
10	secas	9.0 \pm 7.9	14.9 \pm 1.7	1.3 \pm 0.7	1.4 \pm 0.1	9.6 \pm 10.8
	lluvias	45.1 \pm 3.4	73.4 \pm 27.8	3.8 \pm 0.4	8.3 \pm 4.7	12.0 \pm 1.8
	frías	16.2 \pm 2.6	27.2 \pm 4.8	2.8 \pm 2.4	3.0 \pm 2.4	9.8 \pm 9.5
11	secas	5.8 \pm 7.1	13.1 \pm 0.0	2.0 \pm 1.1	1.2 \pm 0.2	2.2 \pm 2.2
	lluvias	17.8 \pm 12.0	64.1 \pm 36.9	2.7 \pm 1.0	2.5 \pm 0.0	6.1 \pm 2.1
	frías	8.9 \pm 0.1	21.6 \pm 1.7	3.4 \pm 0.3	3.6 \pm 0.2	2.7 \pm 0.2
12	secas	6.2 \pm 0.9	8.1 \pm 9.4	1.2 \pm 0.5	1.5 \pm 0.9	5.7 \pm 3.0
	lluvias	25.3 \pm 5.7	60.6 \pm 14.2	2.6 \pm 0.5	2.5 \pm 0.0	10.3 \pm 4.1
	frías	16.2 \pm 0.9	26.3 \pm 5.2	2.6 \pm 0.1	2.7 \pm 0.1	6.3 \pm 0.6
13	secas	5.6 \pm 1.3	34.0 \pm 6.2	0.5 \pm 0.2	2.6 \pm 0.2	13.0 \pm 4.7
	lluvias	24.9 \pm 6.7	101.8 \pm 17.4	0.3 \pm 0.2	4.6 \pm 1.1	110.8 \pm 59.6
	frías	17.3 \pm 8.0	83.3 \pm 13.2	0.6 \pm 0.0	0.6 \pm 0.1	27.7 \pm 12.5

Tabla 3. Promedio estacional (\pm DE) de la biomasa para cada uno de los sitios de muestreo por época del año. Cs= *Caulerpa sertularioides*, Rsp= *Rhizoclonium* sp., Uc= *Ulva clathrata*, Ui= *U. intestinalis*, Ul= *U. lactuca*, Up= *U. prolifera*, Gv= *Gracilaria vermiculophylla*, Gt= *Gracilaria turgida*, Hs= *Hypnea spinella*, Hv= *H. valentiae*, Sf= *Spyridia filamentosa* y Ml= *Mycrocoleus lyngbicaceus*. Ver figura ocho para código de sitio de muestreo.

Sitio de	Época del	Especies importantes												
		Cs	R sp	Uc	Ui	Ul	Up	Gv	Gt	Hs	Hv	Sf	Ml	
1	secas	5.4 (2.5)	-	-	-	-	-	-	-	-	18.9 (4.9)	-	57.5 (1.5)	-
	lluvias	154.4 (108.7)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	frías	180.1 (62.3)	-	-	-	-	-	-	-	-	9.7 (2..3)	-	-	-
2	secas	-	-	-	-	-	-	2.8 (1.3)	-	-	-	-	0.7 (0.2)	-
	lluvias	-	-	-	-	-	-	0.05 (0.3)	-	-	-	-	0.3 (1.3)	-
	frías	-	-	0.09 (0.08)	-	-	-	0.04 (0.0)	-	-	-	-	12.7 (4.8)	-
3	secas	-	-	-	-	-	-	3.0 (1.4)	-	-	-	-	0.01 (0.5)	-
	lluvias	-	-	-	-	-	-	0.8 (0.3)	-	-	-	-	1.9 (0.2)	-
	frías	-	-	0.01 (0.07)	-	-	-	0.04 (0.0)	-	-	-	-	1.4 (0.8)	-
4	secas	-	-	-	0.8 (0.7)	0.2 (0.3)	-	20.1 (12.1)	-	4.1 (0.8)	0.4 (0.7)	-	-	-
	lluvias	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	frías	-	-	-	1.3 (2.8)	-	-	0.01 (0.01)	-	-	-	-	-	-
5	secas	-	0.1 (0.1)	-	-	0.7 (0.4)	-	9.0 (6.8)	-	-	-	-	-	-
	lluvias	-	-	-	-	-	-	290.7 (75.6)	-	-	-	-	-	-
	frías	-	-	-	-	-	-	3.5 (0.2)	-	-	-	-	-	-

Tabla 19. Continua....

		Especies importantes											
Sitio de	Época del	Cs	R sp	Uc	Ui	Ul	Up	Gv	Gt	Hs	Hv	Sf	MI
6	secas	-	-	-	-	-	-	0.1 (0.1)	-	4.9 (0.8)	0.4 (0.7)	-	-
	lluvias	-	-	-	-	-	-	64.1 (30.4)	-	-	-	0.01 (0.0)	-
	frías	-	-	0.02 (0.01)	-	-	-	5.3 (4.1)	-	-	-	-	-
7	secas	0.6 (0.6)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2 (0.2)	5.4 (3.5)
	lluvias	96.0 (19.0)	-	-	-	-	-	1.9 (0.0)	-	4.8 (3.6)	-	-	8.9 (5.9)
	frías	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	secas	-	-	-	0.2 (0.2)	-	-	0.5 (0.4)	-	-	-	-	-
	lluvias	-	-	-	-	-	-	205.3 (104.2)	-	-	-	-	-
	frías	-	-	-	-	-	0.8	0.03 (0.0)	-	-	-	-	-
9	secas	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	lluvias	1.0 (1.8)	-	-	-	-	-	-	2.9 (1.9)	2.4 (2.1)	-	-	0.01 (0.0)
	frías	-	-	-	-	-	-	-	1.3 (0.5)	2.6 (1.6)	-	3.8 (1.8)	-

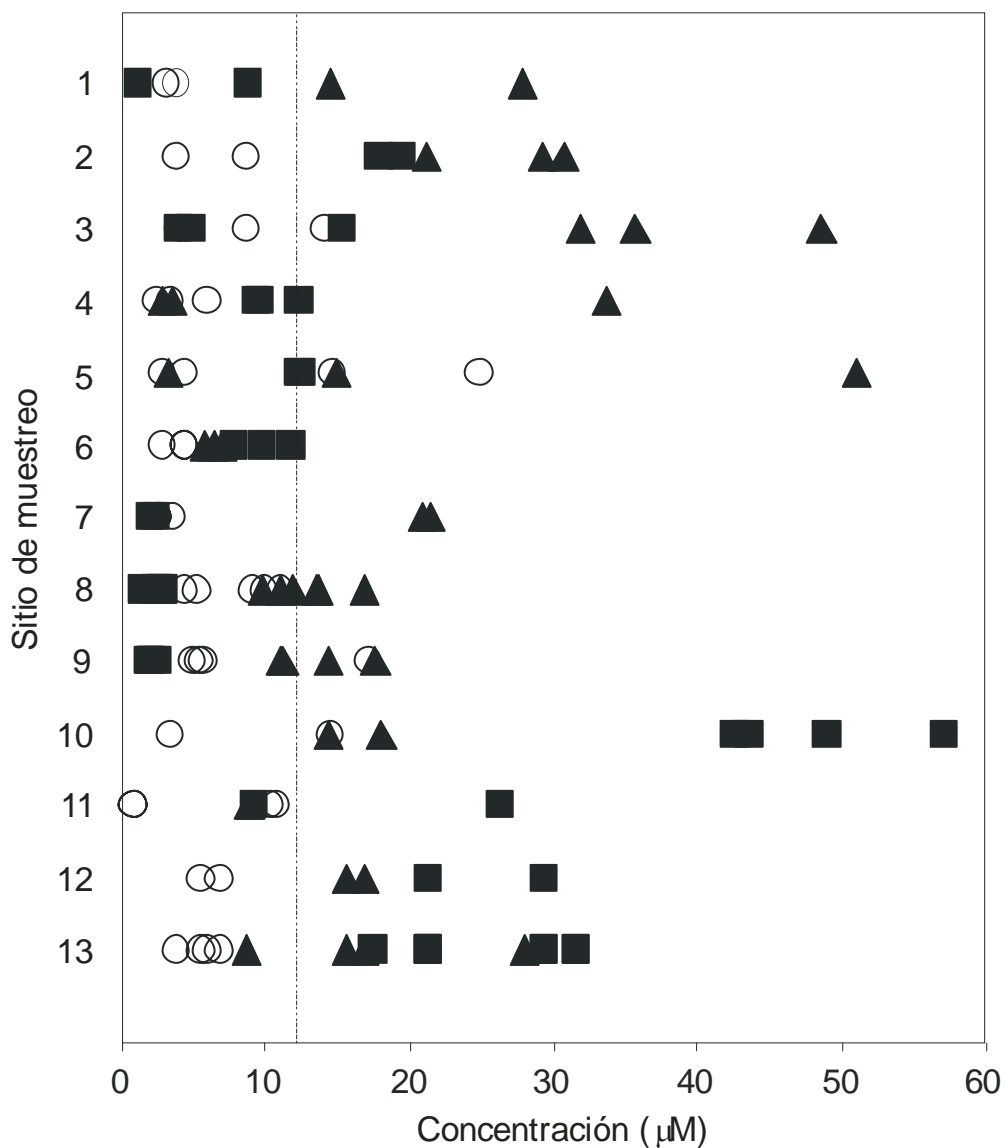


Figura 3. Valores del NID obtenidos en 13 sitios de muestreo en seis lagunas de Sinaloa por época del año. La línea punteada señala la concentración límite recomendada para aguas de buena calidad (NOAA 1998). Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura ocho para código del sitio de muestreo.

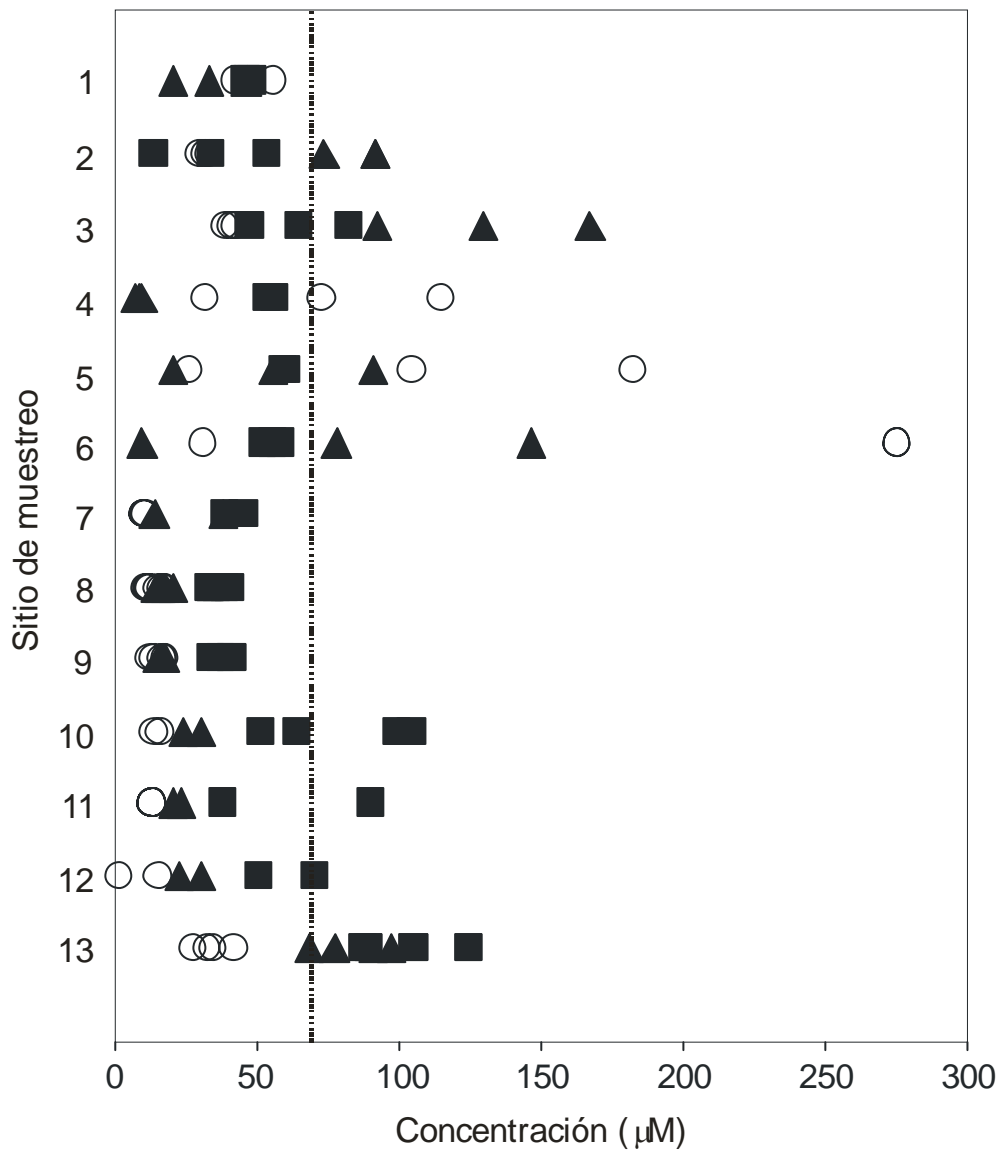


Figura 4. Valores del NT obtenidos en 13 sitios de muestreo en seis lagunas de Sinaloa por época del año. La línea punteada señala la concentración límite recomendada para aguas de buena calidad (NOAA 1998). Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura ocho para código del sitio de muestreo.

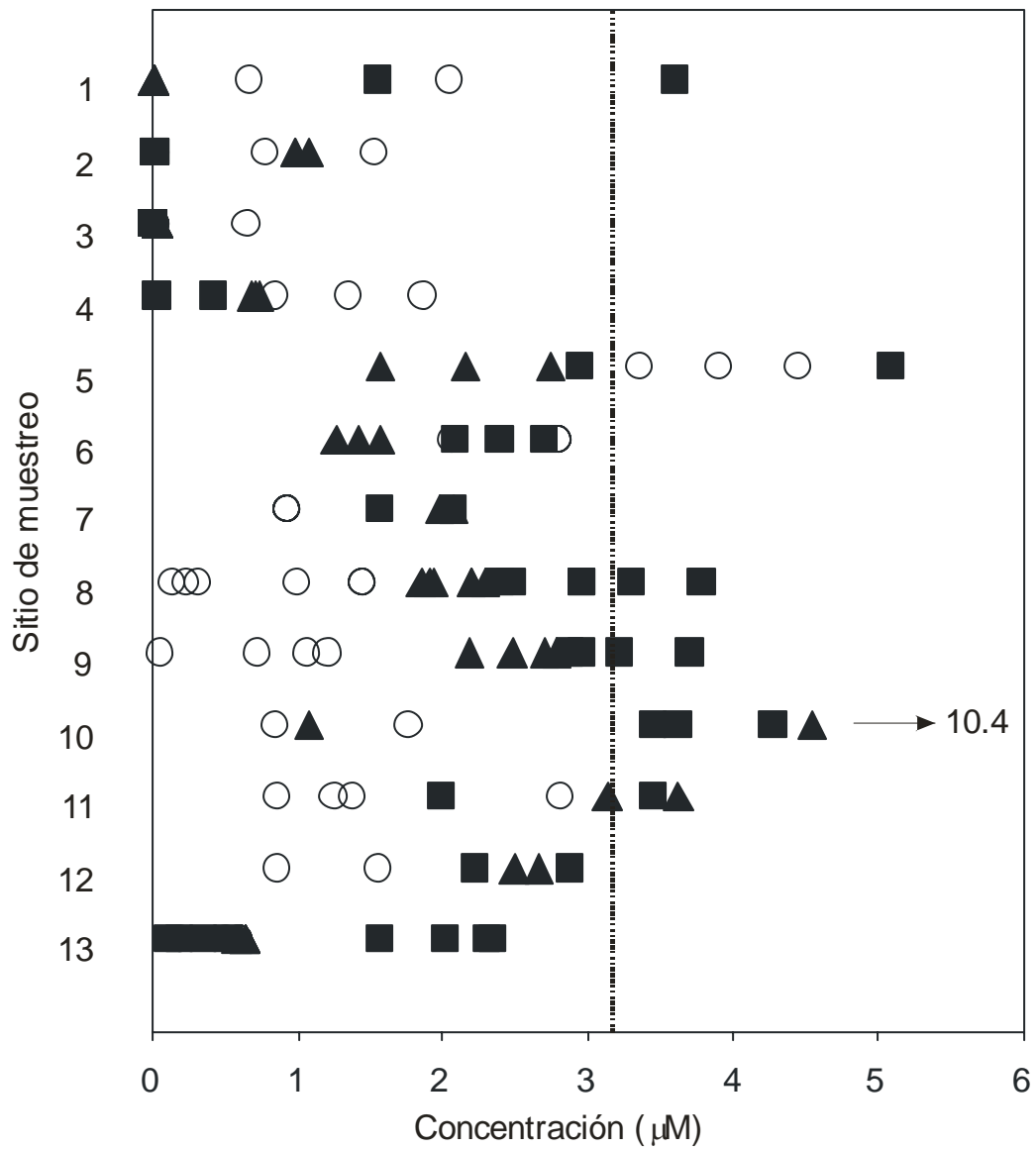


Figura 5. Valores del PD obtenidos en 13 sitios de muestreo en seis lagunas de Sinaloa por época del año. La línea punteada señala la concentración límite recomendada para aguas de buena calidad (USEPA 2001). Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura ocho para código del sitio de muestreo.

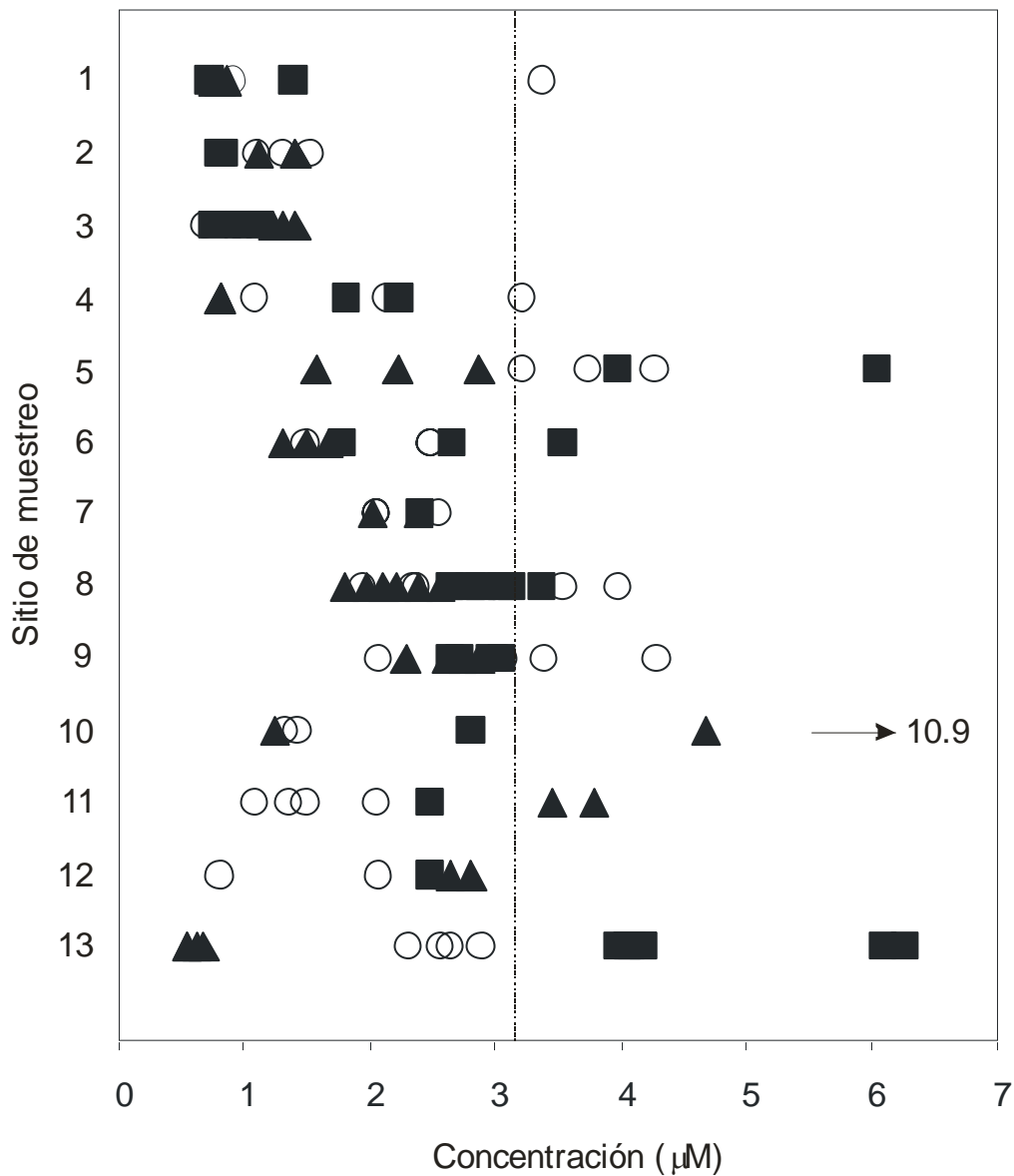


Figura 6. Valores del PT obtenidos en 13 sitios de muestreo en seis lagunas de Sinaloa por época del año. La línea punteada señala la concentración límite recomendada para aguas de buena calidad (USEPA 2001). Época de secas (○), lluvias (■) y frías (▲). Ver figura ocho para código del sitio de muestreo.

10. Anexo II

Artículo enviado a la revista BOTANICA MARINA.

Botanica Marina 51 (2008): 112–123 © 2008 by Walter de Gruyter · Berlin · New York. DOI 10.1515/BOT.2008.013

Species composition and seasonal changes in macroalgal blooms in lagoons along the southeastern Gulf of California

Alejandra Piñón-Gimate¹, Elisa Serviere-Zaragoza², María Julia Ochoa-Izaguirre³ and Federico Páez-Osuna^{4,*}

¹ Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Unidad Académica Mazatlán, Apdo. Postal 811, Mazatlán, Sinaloa 82040, Mexico

² Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), Mar Bermejo 195, Colonia Playa Palo de Santa Rita, La Paz, B.C.S. 23090, Mexico

³ Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Nacional Autónoma de Sinaloa, Paseo Claussen s/n, Mazatlán, Sinaloa 82000, Mexico

⁴ Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Unidad Académica Mazatlán, Apdo. Postal 811, Mazatlán, Sinaloa 82040, Mexico, e-mail: paezos@ola.icmyl.unam.mx

* Corresponding author

Abstract

Species composition and seasonal changes in macroalgal blooms in six coastal lagoons highly impacted by human activities were tracked for the three seasons between May 2004 and April 2005. Though temperatures were lower during the cold season than during the dry and rainy seasons and some locations showed variations in salinity during the rainy season, nutrient concentrations showed no defined pattern and varied according to season and location. A total of 10 seaweed species and the cyanobacterium *Microcoleis lyngbyaceus* had biomasses >1 g m⁻² dry weight, but only four species represented $>1\%$ of the annual biomass. During the dry season, *Spyridia filamentosa* had the highest biomass (57.5 g m⁻²). During the rainy season, *Gracilaria vermiculophylla* was the most conspicuous and abundant species (64.0–291.0 g m⁻²) and during the cold season, *Caulerpa sertularioides* had the highest biomass (180.1 g m⁻²). Abundances of these species were higher than previously reported for this region. Correlation analyses showed a positive correlation between total phosphorus and the biomass of *G. vermiculophylla*, suggesting that this nutrient might be limiting its growth. *C. sertularioides* abundance had a positive correlation with N:P ratios, suggesting that high concentrations of nitrogen relative to low phosphorus levels favor its growth. These analyses revealed that nutrient concentrations are most likely to affect macroalgal growth, but temperature and salinity also play a role. This information may be useful for monitoring future blooms and determining changes over time.

Keywords: abundance; biomass; coastal lagoons; Gulf of California; macroalgal blooms; nutrients.

Introduction

Macroalgae are natural components of shallow-water marine and transitional soft-sediment communities (Abbott and Hollenberg 1976). Their growth is related to seasonal changes in light, temperature, salinity and nutrients (Fong and Zedler 1993, Pedersen and Borum 1996, Kentula and DeWitt 2003). Dense mats of macroalgae are increasing in abundance and frequency in coastal waters around the world as a result of anthropogenic nutrient enrichment (Valiela et al. 1997, Bricker et al. 2003, Lapointe et al. 2005). Macroalgal blooms in temperate, relatively nutrient-rich waters (those with concentrations of dissolved inorganic nitrogen greater than a few μM) are characterized by extraordinary growth and biomass dominance by a relatively small group of taxa (Valiela et al. 1997), often ephemeral green species (Lotze and Schramm 2000) and sometimes red algae of the genus *Gracilaria* (McGlashery 2001).

To examine macroalgal blooms, we studied several coastal lagoons along the east coast of the Gulf of California. The Gulf of California is a semi-enclosed sea on the Pacific coast of Mexico and one of the most biologically diverse marine areas in the world. The coastline of the gulf contains 40 lagoons. These coastal lagoons have a great variety of habitats, including mangroves, salt marshes, intertidal pools, freshwater inner lagoons, and brackish and seawater systems (Páez-Osuna et al. 2003). They are natural systems of great ecological concern, because they are highly productive and are resilient to large environmental fluctuations (Costanzo et al. 2001).

In previous studies of coastal areas in naturally nutrient-enriched pristine zones of the northwestern Gulf of California, *Ulva* spp. biomass peaks of 266 g m⁻² (dry weight, DW) were described by Pacheco-Ruiz et al. (2002). Biomass of this taxon ranges from 35.1 to 53.7 g m⁻² (DW) in La Paz Bay on the Gulf, where there is anthropogenic impact from tourist activities (Águila-Ramírez et al. 2005). In the same region, the green species *Ulva lactuca* was characteristic of the area with the highest human impact (shrimp farms) in a coastal lagoon in Sinaloa, with a biomass peak of 66.8 g m⁻² (DW) during the dry season. This species was later replaced by *Gracilaria sjoestedtii* Kylin (240.0 g m⁻² DW) during the rainy season (Ochoa-Izaguirre 1999). Nutrient concentrations reported at this site were higher than those expected for coastal lagoons [14.2 μM total nitrogen (TN) and 1.1 μM dissolved phosphorus (DP) during the dry season and 10.6 μM TN and 2.7 μM DP during the rainy season]. These concentrations and the N:P ratios (12.6 and 3.8 during dry and rainy seasons, respectively) suggested

that nutrients were not limiting factors for the development of macroalgae in the area (Ochoa-Izaguirre et al. 2002). Here, we describe seasonal species composition of macroalgal blooms and their biomasses from six lagoons along the Sinaloa coast of the Gulf of California, and document important environmental conditions associated with each season and location.

Materials and methods

Sampling locations

This study covered six lagoons on the Sinaloa coast of the southeastern Gulf of California (Figure 1). A summary of the main characteristics of each lagoon and their watersheds, including human activity, is shown in Table 1. Each lagoon along the coast was surveyed where access permitted, in order to select sampling locations. Deep water was checked for macroalgae by means of free diving when needed. No macroalgal blooms were found far from shore or in deep water. Macroalgal blooms

were defined as an area longer than 50 m parallel to the shore conspicuously covered with beds of benthic macroalgae. A total of 10 sampling locations was selected (Table 1). To check for seasonal distributional patterns, each location was sampled once during each of three seasons: the nominal dry season from May to June 2004, the nominal rainy season from August to October 2004, and the nominal cold season from February to April 2005. Rainy seasons are based on well-defined periods of rainfall (Flores-Verdugo et al. 1993). Dry and rainy seasons are defined by monthly average air temperatures between 27°C and 30°C, and cold seasons by temperatures between 22°C and 26°C (CNA 2005).

Biotic parameters

To obtain macroalgal biomass for each bloom, replicate transects were laid out perpendicular to the coast according to the length of each bloom mat, with one transect at each end and the other in the middle of the bloom. In total, there were three transects through each bloom in each season of the year. Six equidistant points

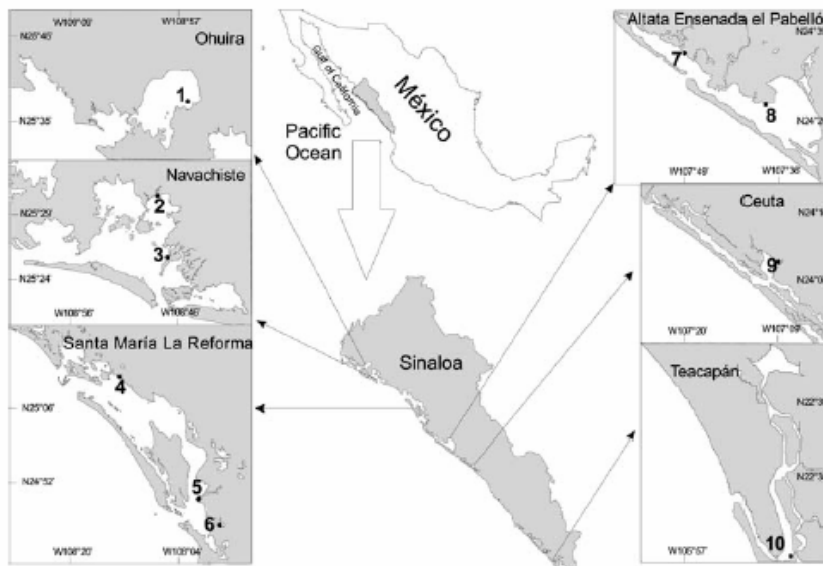


Figure 1 Sampling locations in Sinaloa where macroalgal blooms were found in 2004.

Table 1 Location, area, depth (range) and activities in coastal lagoons in the southeastern region of the Gulf of California.

Lagoon	Location	Area (ha)	Depth (m)	Activities
Ohuira	25°32'–25°36' N, 108°50'–109°15' W	29.772	2–4	Fisheries, agriculture, shrimp farming, industry, urban sewage from Los Mochis
Navachiste	25°22'–25°35' N, 109°05'–108°45' W	28.075	1–4	Fisheries, shrimp farming, agriculture
Sta. María La Reforma	25°20'–24°40' N, 107°27'–108°00' W	51.172	1–7	Fisheries, shrimp farming, agriculture
Altata Ensenada El Pabellón	24°18'–24°40' N, 107°27'–108°00' W	30.949	1–5	Fisheries, shrimp farming, urban sewage, agriculture Culiacán River discharge runoff
Ceuta	24°00'–24°15' N, 107°05'–107°27' W	6.737	0.5–2	Fisheries, shrimp farming, agriculture, rural communities
Teacapán	22°40'–22°25' N, 105°35'–105°47' W	5.506	1–7	Fisheries, shrimp farming, agriculture, rural communities

were defined for each transect, with end points at the shoreline and at the far edge of the bloom. At each point, macroalgae were collected from four, non-overlapping, randomly placed quadrants (0.25 m²) for a total sample area of 18 m² for each bloom (a stratified random sampling design). Samples were washed in the field with water from the lagoon and the species were separated by hand. Only species with biomasses >1 g m⁻² (designated "important" species hereafter) were weighed with a digital balance (± 0.5 g) and considered for analyses of species composition and seasonal changes. A sample of each species was fixed with 4% formaldehyde-seawater solution for further determination at species level in the laboratory. Three reference works were used to identify species (Abbott and Hollenberg 1976, Wynne 1986, Ochoa-Izaguirre et al. 2007). For each "important" species, a duplicate subsample (30 g wet weight) was taken to estimate dry biomass (g m⁻² DW). This DW was used for all subsequent analyses of species biomass. Sub-samples were oven-dried at 60°C to constant weight (Downing and Anderson 1985).

To describe the occurrence of important species during the surveys, biomass was obtained on seasonal and annual bases for all locations using formulas modified from Cruz-Ayala et al. (1998):

$i=1$ to 10 sampling locations;

$j=1$ to s number of species;

$k=1$ to 3 sampling seasons;

$sb_j = mb_{jk}$ [mb =mean biomass, sb =seasonal biomass];

$sb\% = \frac{sb_j}{sb_s} \times 100$ [$sb\%$ =relative seasonal abundance];

$Ab_{k-3} = \sum_{i=1}^n mb_i$ [mb =mean biomass, Ab =annual biomass].

The mean biomass of each species (j) at each site (i) was expressed as g m⁻² of DW and plotted on a seasonal basis for each macroalgal bloom. For each season, biomass data were used to describe changes within and between macroalgal blooms.

Environmental parameters

Water samples were taken in the middle of the bloom and close to the edges during low and high tides. Temperature and salinity were determined in the field using a handheld multi-probe meter (YSI 556-Rickly Hydrological, YSI, Yellow Springs, USA) ($n=4$). A volume of water (200–600 ml) was filtered through a previously weighed nitrocellulose membrane (0.45 μm) and the total suspended solids (TSS) were obtained by weight difference (APHA-AWWA-WPCF 1989). Additional water samples (2–6 replicates depending on the site location) were frozen and taken back to the laboratory for further determination of nutrients: dissolved inorganic nitrogen (DIN), TN, DP and total phosphorus (TP). Techniques used were those recommended by Strickland and Parsons (1972) and Grasshoff et al. (1983). Finally, the N:P ratio was obtained. A two-way analysis of variance model was used to determine significant differences in seawater temperature, salinity and nutrients using season (dry, rainy, cold) and sampling station (1–10) as independent variables. Normality (Kolmogorov-Smirnov test) and var-

iance homogeneity (Cochran's test) were tested. Means comparisons were carried out using Tukey's test only when there was a significant effect of the interaction ($p<0.05$) (Zar 1984).

Biotic vs. environmental parameters

Multiple linear regression analysis was used to identify whether any of the studied environmental parameters (temperature, salinity, TSS, DIN, TN, DP, and TP) explained variations in the biomass of each important species. Only results that were significant ($p<0.01$) are reported (Zar 1984). The relationships between environmental parameters and species biomass were analyzed by principal component analysis (PCA) (Sfriso and Marcomini 1997). The significance criterion for each component was the eigenvalue (>1). The greatest absolute values were selected from the correlation matrix. If there are two or more values in the same column, there is a correlation, if the signs are the same there is a direct relation, and if the signs are different, there is an inverse association (Ballesteros-Grijalva et al. 1996). All analyses were carried out using the program STATISTICA (StatSoft 1996).

Results

Environmental parameters

Mean seawater temperature, salinity and nutrients in the lagoons were affected by location (main effect: $p<0.05$), season (main effect: $p<0.05$) and by location in relation to the season (interaction: $p<0.05$). Overall, mean seawater temperatures during the cold season were lower than those during the dry and rainy seasons ($23.4\pm 0.3^\circ\text{C}$ vs. $30.3\pm 0.3^\circ\text{C}$ and $30.6\pm 0.3^\circ\text{C}$ for the cold, dry and rainy seasons, respectively; $\text{mean}\pm\text{SE}$; Figure 2A). Temperature was higher at locations 2, 3 and 10 (see Figure 1 for location codes) during the dry and rainy seasons than at the rest of the locations (range between 31.6 and 32.3; Tukey's test, $p<0.05$). The pattern of seawater salinity among sampling locations was similar during the sampling period, with the lowest values at locations 9 and 10 during the rainy season (16.6 ± 1.4 and 22.8 ± 1.1 psu; Tukey's test, $p<0.05$) (Figure 2B). The mean TSS at location 2 (259.6 ± 81.1 mg l⁻¹) during the rainy season was significantly higher than during other seasons or at the other locations (Tukey's test, $p<0.05$), which had similar patterns and little variation (Figure 2C). Among nutrients, mean seawater N:P ratios were significantly higher at locations 1 and 3 during the cold season (>1000) and at 2 and 3 (>500) during the rainy season than at the rest of the locations during the entire sampling period (Tukey's test, $p<0.05$; Figure 2D). No evident pattern was observed in DIN concentrations. During the cold season, locations 2, 3 and 5 had concentrations double (36.2 ± 6.2 , 33.7 ± 1.1 and 51.0 ± 20.8 μM , respectively) those at the other locations during the dry and rainy seasons (Tukey's test, $p<0.05$; Figure 2E). The mean TN concentrations were variable and did not show a clear pattern. The mean TN concentration at location 3 during the cold season (129.8 ± 21.6 μM) was double that of

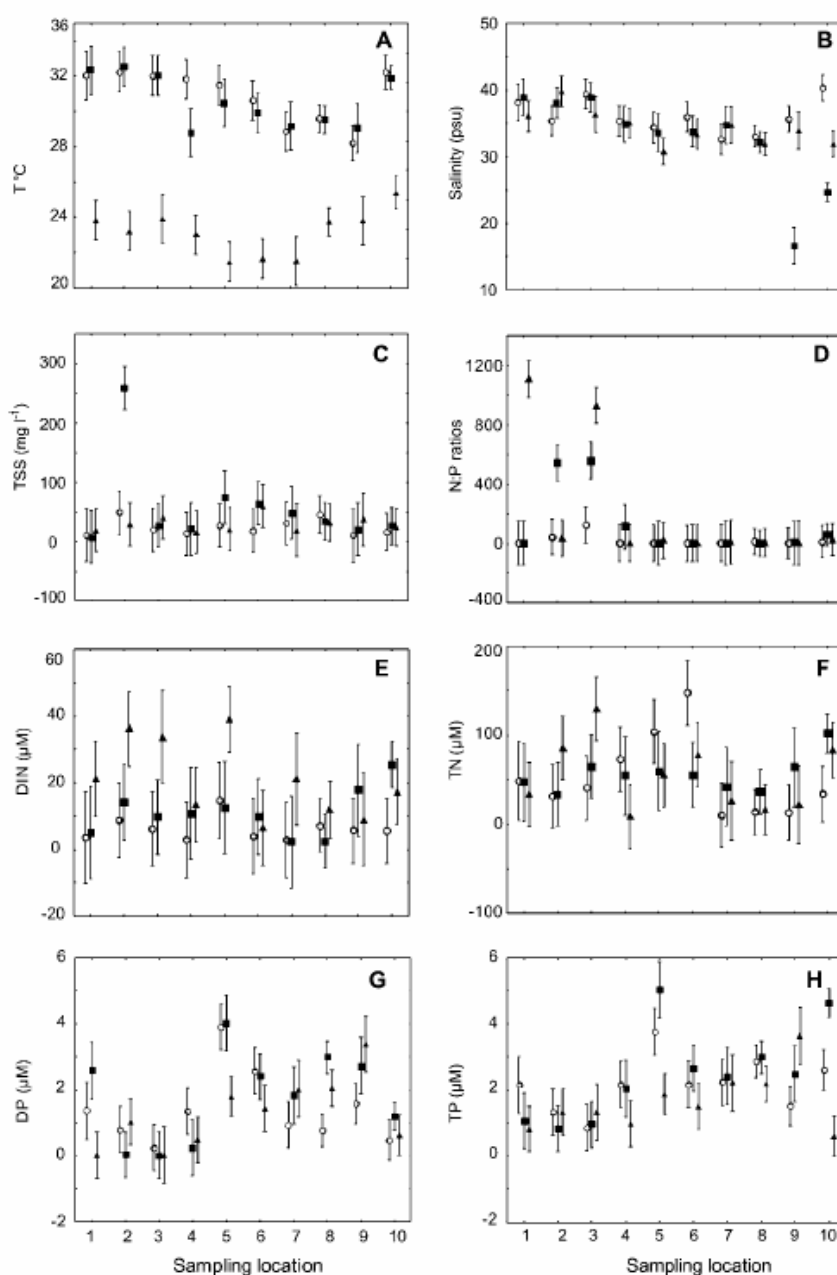


Figure 2 (A–H) Temperature, salinity, total suspended solids (TSS), dissolved inorganic nitrogen (DIN), total nitrogen (TN), dissolved phosphorus (DP), total phosphorus (TP) and N:P ratios at each sampling location during the dry season (\circ), rainy season (\blacksquare) and cold season (\blacktriangle). Vertical bars denote 95% confidence intervals. See Figure 1 for location codes.

location 4 during the cold season, location 8 during all seasons, and locations 9 and 10 during the dry season (Tukey's test, $p < 0.01$; Figure 2F). Mean seawater DP concentrations were significantly higher at location 5 during the dry and rainy seasons (3.9 ± 0.3 and $4.0 \pm 1.0 \mu\text{M}$, respectively) than at locations 1, 2, 3, 4, 7 and 10 during the dry, rainy and cold seasons (Tukey's test, $p < 0.01$; Figure 2G). Finally, mean seawater TP was significantly higher at location 5 during the dry and rainy seasons

(3.7 ± 0.3 and $5.0 \pm 1.0 \mu\text{M}$, respectively) than at most of the locations (Tukey's test, $p < 0.05$; Figure 2H).

Macroalgal seasonal changes

A total of 10 "important" species (biomass $> 0.1 \text{ g m}^{-2}$ DW) was recorded in the macroalgal blooms, six Chlorophyta and four Rhodophyta; no species of Phaeophyta were found. Cyanobacteria were also measured because

Table 2 Mean biomass (g m⁻²) (SE) of species at each sampling location in six lagoons on the coast of Sinaloa.

Species	Sampling location									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Chlorophyta										
<i>Caulerpa sertularioides</i> (S.G. Gmelin) M. Howe	121.5 (37.3)	-	-	-	0.03 (0.02)	-	27.0 (17.4)	-	-	-
<i>Rhizodionium riparium</i> (Roth) Harvey	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh	-	-	-	0.8 (0.5)	-	-	-	0.1 (0.0)	1.1 (0.7)	-
<i>U. intestinalis</i> Linnaeus	-	-	-	0.1 (0.1)	0.2 (0.1)	-	-	-	-	-
<i>U. lactuca</i> Linnaeus	-	-	-	-	-	-	-	0.2 (0.2)	-	-
<i>U. prolifera</i> O.F. Müller	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhodophyta										
<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (Ohm) Papenfuss	-	1.3 (0.5)	1.0 (0.5)	7.0 (4.1)	72.4 (44.6)	23.2 (11.5)	0.3 (0.2)	60.3 (25.9)	54.4 (35.2)	56.7 (28.0)
<i>Hypnea spinella</i> (C. Agardh) Kützting	5.4 (3.6)	-	-	-	-	1.6 (0.8)	1.4 (1.1)	-	0.1 (0.2)	1.1 (0.6)
<i>H. valentiae</i> (Turner) Montagne	4.1 (2.0)	-	-	-	-	0.1 (0.1)	-	-	-	-
<i>Spyridia filamentosa</i> (Wulfen) Harvey	17.9 (11.6)	4.9 (2.1)	0.8 (0.2)	-	-	-	0.1 (0.0)	-	-	-
Cyanobacteria										
<i>Microcoleus lyngbyaceus</i> (Kützting) P.L. Crouan et H.M. Crouan	-	-	-	-	-	-	4.7 (1.8)	-	-	-

See Figure 1 for location codes.

Microcoleus lyngbyaceus contributed a large amount of biomass (Table 2). During the annual cycle, macroalgal blooms in the lagoons of Ohuira (1) and one in Altata-Ensenada (8) had a species composition different from the other lagoons. In both, *Gracilaria vermiculophylla* was absent during the times of sampling and *Caulerpa sertularioides* was important during the rainy season. In terms of biomass, the sampling locations with the lowest biomass during the entire annual cycle, compared with the rest of the locations, were locations 2 and 3 in Nava-chiste (Figure 1, Table 2; range from 0.3 to 13.7 g m⁻²). Total biomass of macroalgal blooms increased from the dry season (140.4 g m⁻²) to the rainy season (1,138.6 g m⁻²) and decreased during the cold season (220.5 g m⁻²). The most abundant species were *Spyridia filamentosa*, *G. vermiculophylla*, and *C. sertularioides* during the dry, rainy and cold seasons, respectively.

Changes in biomass and species composition

Mean biomass values of important species in the macroalgal blooms ranged from 0.1 to 291.0 g m⁻² during the sampling period. The number of important species in each macroalgal bloom varied from 1 to 3 (Figure 3). Biomass of important species changed according to season.

During the dry season, the species with highest biomass was *Spyridia filamentosa* with 57.5±17.8 g m⁻² (mean±SE) at location 1. After *S. filamentosa*, *Gracilaria vermiculophylla* contributed more biomass (20.0±2.1 g m⁻²) at location 4 than the rest of the species (Figure 3A). These two species contributed more than 70.0% of the biomass: *G. vermiculophylla* at locations 2, 3, 4, 5, 8 and 9 (relative abundance ranged from 72.0% to 100.0%), and *S. filamentosa* at location 1 with a relative abundance of 70.0% (Figure 4A).

During the rainy season, *Gracilaria vermiculophylla* had the maximum biomass (291.0±20.5 g m⁻²) at location 5. It was the only species at locations 5, 6, 8, 9 and 10; the lowest amount of biomass (64.0±5.4 g m⁻²) was at location 6. This species replaced *Ulva lactuca* at location 5, *Ulva intestinalis* at location 8, and *Hypnea spinella* at location 10. *Caulerpa sertularioides* followed in rank with highest biomasses at locations 1 (154.4±40.9 g m⁻²) and 7 (96.0±15.6 g m⁻²) (Figure 3B). No algae were found at location 4. Two red and one green macroalgal species contributed more than 70.0% relative abundance in the blooms, namely, *G. vermiculophylla* at locations 5, 6, 8, 9 and 10 (100.0%), *Caulerpa sertularioides* at locations 1 (100.0%) and 7 (86.0%), while *Spyridia filamentosa* was the "important" species at locations 2 (85.0%) and 3 (72.0%) (Figure 4B).

During the cold season, the species with the highest biomass was *Caulerpa sertularioides* (180.1±41.2 g m⁻²) at location 1. Except for this location, biomass values were low (<14.0 g m⁻²). The green algal species *Ulva prolifera* and *U. clathrata* were present only during the cold season (Figure 3C). No algae were found at locations 7 and 10. In this season, six species made up more than 80.0% of the relative abundance, namely, *Spyridia filamentosa* at locations 2 (95.0%) and 3 (100.0%), *Gracilaria vermiculophylla* at locations 5 (100.0%) and 6 (100.0%), *C. sertularioides* at location 1 (95.0%), *U. intestinalis* at location 4 (100.0%), *U. prolifera* at location 8

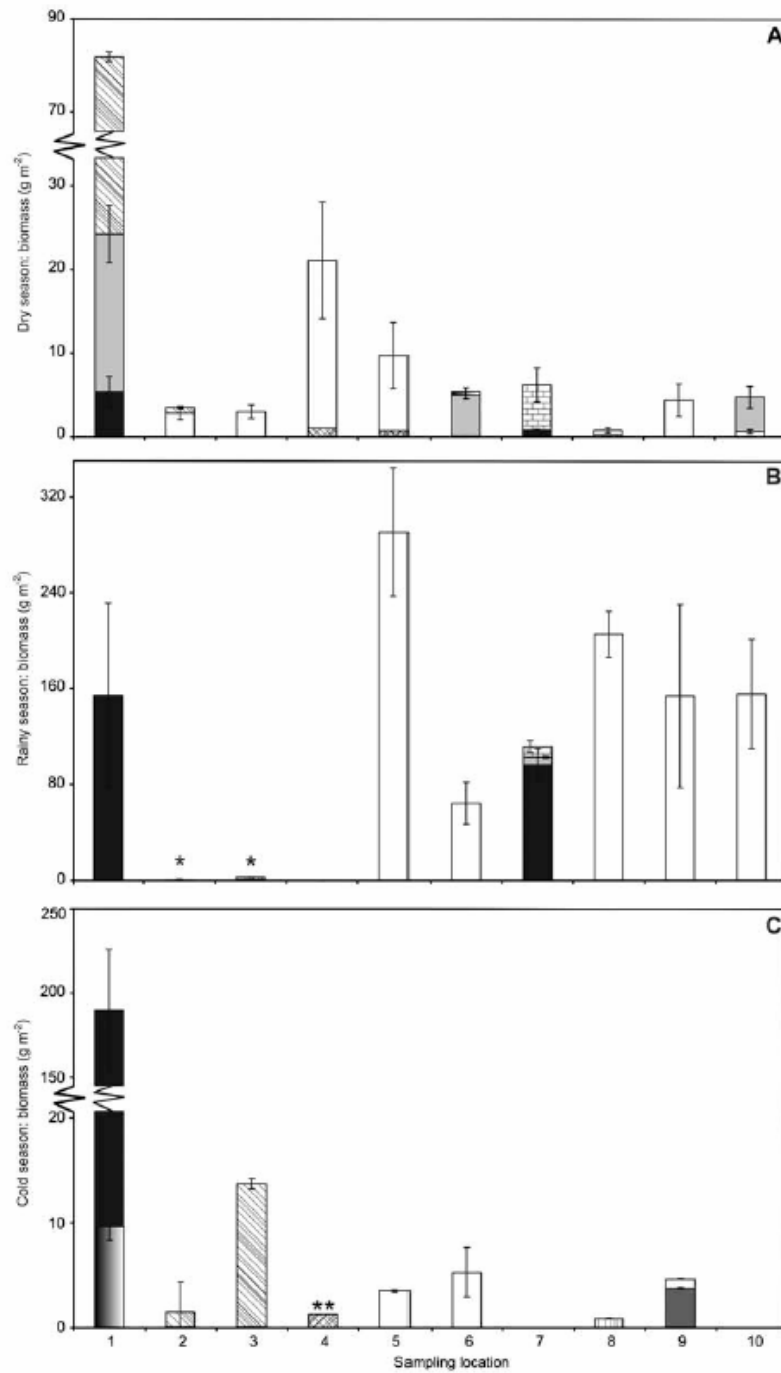


Figure 3 Species biomass (\pm SE) found at each location in each season (see Figure 1 for location codes and Table 2 for means across locations).

(A) Dry season, (B) rainy season, (C) cold season. **■** *Caulerpa sertularioides*, **⊠** *Rhizoclonium* sp., **■** *Ulva clathrata*, **⊠** *U. intestinalis*, **⊠** *U. lactuca*, **⊠** *U. prolifera*, **□** *Gracilaria vermiculophylla*, **■** *Hypnea spinella*, **■** *H. valentiae*, **⊠** *Spyridia filamentosa*, **⊠** *Mycrocoleus lyngbyaceus*. **S. filamentosa* and *G. vermiculophylla* species present at these locations with relatively low values of biomass ($<2.0 \text{ g m}^{-2}$). **Absence of or small SE bars means that error values are lower than $<0.1 \text{ g m}^{-2}$. Blank spaces indicate absence or biomass $<0.1 \text{ g m}^{-2}$ of important species.

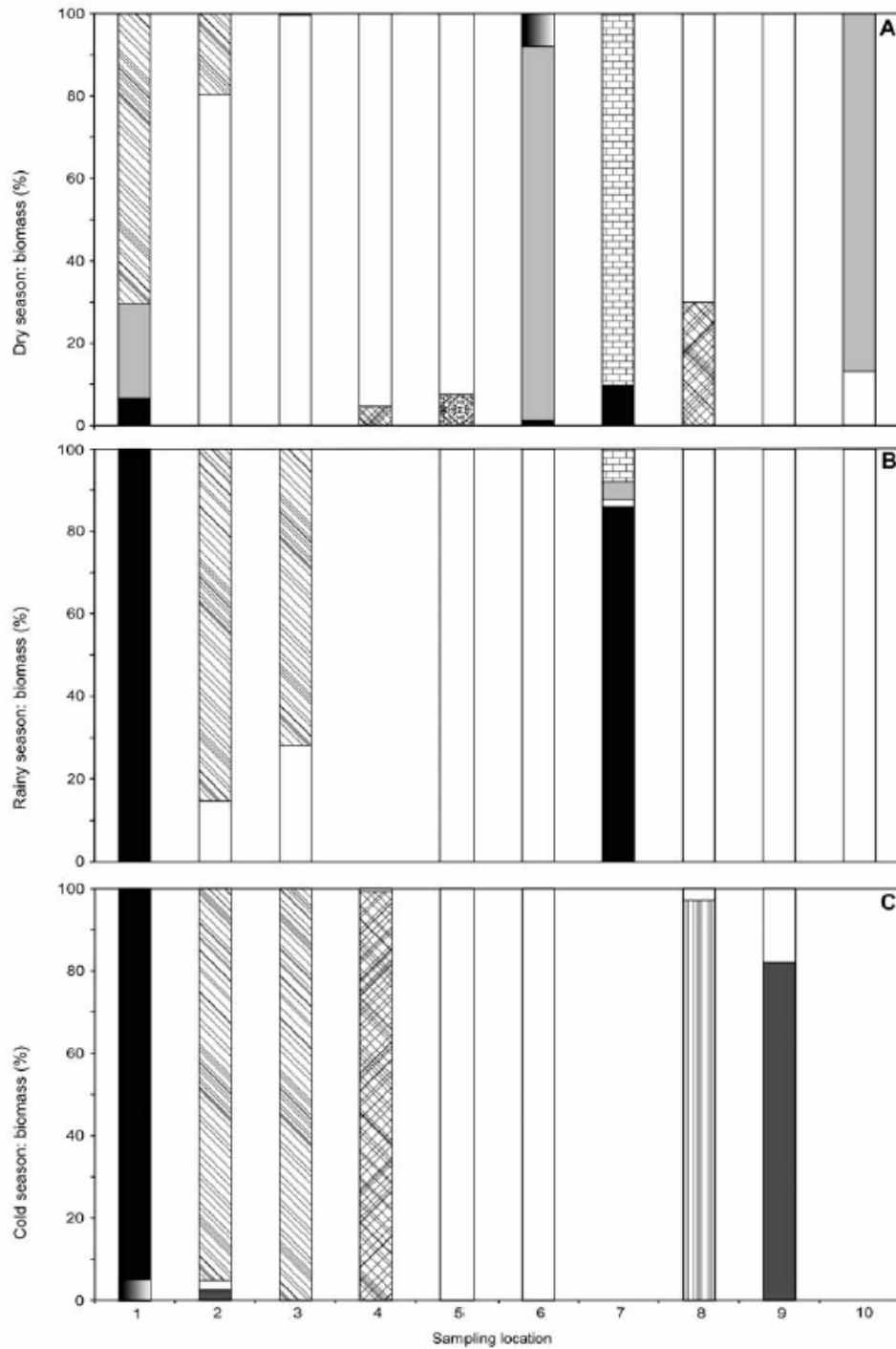


Figure 4 Relative abundance of macroalgae found at each location in each season (see Figure 1 for location codes). (A) Dry season, (B) rainy season, (C) cold season. **■** *Caulerpa sertularioides*, **▨** *Rhizoclonium sp.*, **■** *Ulva clathrata*, **▩** *U. intestinalis*, **▧** *U. lactuca*, **▤** *U. prolifera*, **□** *Gracilaria vermiculophylla*, **■** *Hypnea spinella*, **■** *H. valentiae*, **▨** *Spyridia filamentosa*, **▤** *Mycrocoleus lyngbyaceus*. Blank spaces indicate absence of macroalgal blooms.

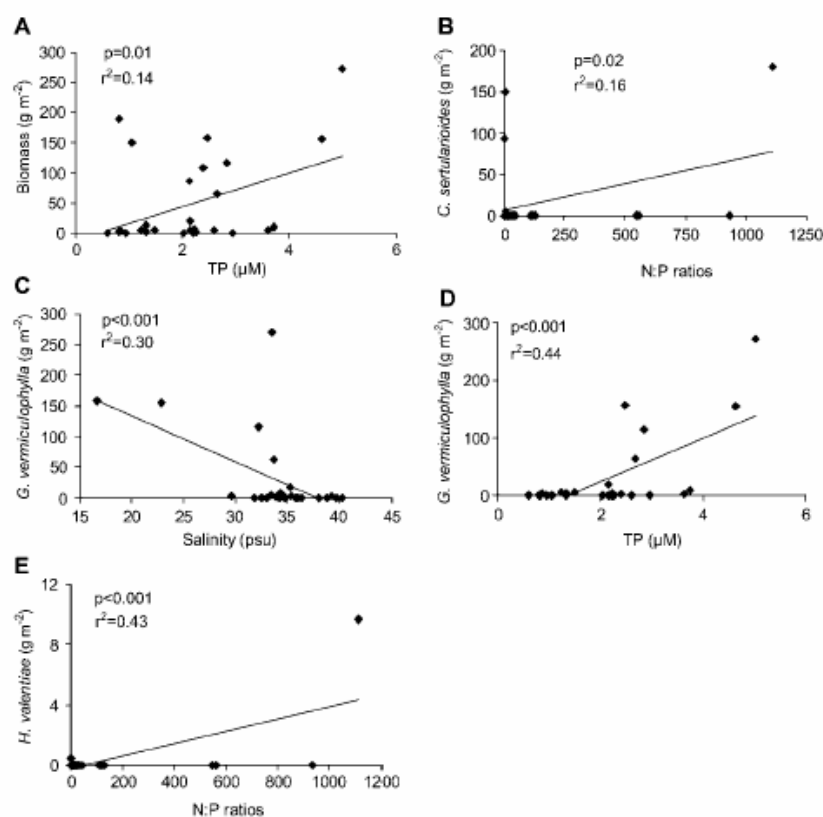


Figure 5 Significant ($p < 0.01$) correlations between physicochemical parameters and species biomass. (A) Total algal biomass, (B) *Caulerpa sertularioides* biomass, (C and D) *Gracilaria vermiculophylla* biomass, (E) *Hypnea valentiae* biomass.

(97.0%), and *U. clathrata* at location 9 (82.0%) (Figure 4C).

Regression and multivariate analysis

Linear regression analyses showed that biomasses of some of the important species were correlated with some of the environmental parameters studied. Overall, total biomass showed a positive correlation with TP concentrations (Figure 5A). *Caulerpa sertularioides* biomass showed a positive linear correlation with N:P ratios (Figure 5B). The correlation analysis indicated an inverse relationship between salinity and the biomass of *Gracilaria vermiculophylla* (Figure 5C) and a positive correlation with TP concentrations (Figure 5D). The biomass values for *Hypnea valentiae* showed a positive correlation with the N:P ratios (Figure 5E). No correlations were found between biomasses of other species and any of the parameters.

The PCA extracted three factors (eigenvalue > 1) from the variables included in the data sets (the environmental parameters and the species biomass) that accounted for 68.7% of the total variation. Factor 1 (eigenvalue 2.4) explained 31.0% of the total variation and included a positive correlation with DIN and N:P ratios, but a neg-

ative correlation between DP, TP and *Gracilaria vermiculophylla* biomass and the cumulative biomass of all sampled species. Factor 2 (eigenvalue 1.7) explained 22.3% of the total variation and included a positive correlation with temperature and salinity, but a negative correlation between TN, DIN and the biomass of *G. vermiculophylla*. Factor 3 (eigenvalue 1.1) explained 17.7% of the total variation. Only factors 1 and 2 included correlations with the biomass of important species and are the only ones shown in Figure 6A (53.3% of the total variation).

The plot of scores shows the correlations obtained from the PCA for the sampling locations (Figure 6B). Associations between sampling locations in the dry and rainy seasons are shown. Locations 4 and 9 during the dry season and locations 1, 7, 8 and 9 during the dry and rainy seasons were characterized by high concentrations of DP and TP, and high temperature and salinity values. Some of the highest values for *Caulerpa sertularioides* and *Gracilaria vermiculophylla* biomass were found at these sampling locations. Locations 5, 6 and 9 sampled during the dry and rainy seasons and location 10 during the rainy season had the same characteristics, but had low salinity and the highest biomass of *Gracilaria vermiculophylla*. Locations 2 and 3 during the dry and

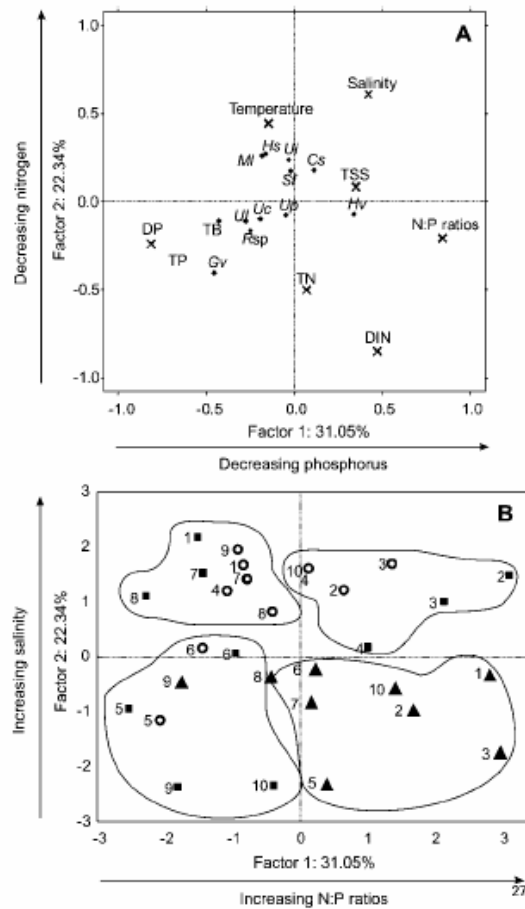


Figure 6 Multivariate analyses. (A) PCA showing correlations between physicochemical parameters (x) and species biomass (♦). Total suspended solids (TSS), dissolved inorganic nitrogen (DIN), total nitrogen (TN), dissolved phosphorus (DP), total phosphorus (TP), *Ulva clathrata* (Uc), *U. intestinalis* (Ui), *U. lactuca* (Ul), *U. prolifera* (Up), *Gracilaria vermiculophylla* (Gv), *Hypnea spinella* (Hs), *H. valentiae* (Hv), *Spyridia filamentosa* (Sf), *Mycrococcus lyngbyaceus* (Ml). (B) Plot of scores showing aggregations of sampling locations (see Figure 1 for location codes) in dry season (○), rainy season (■) and cold season (▲).

rainy seasons and location 10 during the dry season had high temperature and salinity values, while TN concentrations were low. Locations 1, 2, 3, 5, 6, 7, 8 and 10 during the cold season had low temperatures with high concentrations of DIN and TN.

Discussion

Our findings provide a comprehensive description of macroalgal blooms in shallow coastal waters along the coast of Sinaloa. A single macroalgal species or *Mycrococcus lyngbyaceus* contributed >70% of biomass during at least one of the three seasons (*Ulva clathrata*, *U. intestinalis*, *U. prolifera*, *Caulerpa sertularioides*, *Hypnea spinella*, *Gracilaria vermiculophylla*, *Spyridia filamentosa*).

Only *C. sertularioides*, *H. spinella*, *G. vermiculophylla* and *S. filamentosa* were always present. These species are consistent with genera previously reported as bloom-formers in nutrient-rich coastal waters. For example, Lotze and Schram (2000) and McGlathery (2001) stated that ephemeral green species (i.e., *Ulva* spp.) and red algae of the genus *Gracilaria* were important in macroalgal blooms. Fletcher (1996) reported *Caulerpa*, *Ulva*, *Gracilaria*, and *Hypnea* as characteristic of eutrophic waters and Cyanobacteria under anaerobic conditions and low pH. In general, the mean values of seasonal biomass for the most important species were higher than those previously reported for important species in macroalgal communities in the Gulf of California (Cruz-Ayala et al. 1998, Casas-Valdez et al. 2000, Carballo-Cenizo et al. 2002), but were consistent with those reported for macroalgal blooms in locations favoring growth, such as areas with nutrient enrichment from natural (Pacheco-Ruiz et al. 2002) or anthropogenic (Ochoa-Izaguirre et al. 2002, Scanlan et al. 2007) sources.

Some of the most important species found in macroalgal blooms are in the genus *Ulva*. In our surveys, however, very little biomass was contributed by *Ulva*. It is possible that it was present but had become detached from the substratum (Pacheco-Ruiz et al. 2002) and drifted to areas outside the sampling locations so that no correlations or trends were found with any of the parameters. In the region of the present study, *Ulva* species were the most abundant green algae in Laguna San Ignacio (Nuñez and Casas 1998). This abundance was related to the lower temperatures prevailing during the winter and to nutrient enrichment, although the authors did not measure nutrient concentrations. Sfriso and Marcomini (1997) reported biomass production of *Ulva* of ~2.4 kg m⁻² DW in Venice lagoon, Italy in association with the nutrient loads of anthropogenic origin.

Macroalgal blooms are known to be excessive, and extensive growths of macroalgae dominated by few taxa and often associated with nutrient-rich waters (Valiela et al. 1997, Lotze and Schramm 2000). We found that nutrient concentrations in the locations sampled were comparable and sometimes higher than those reported for other coastal lagoons and estuaries, indicating nutrient enrichment from various sources in localized pulses. For example, our high concentrations of DIN at some locations (>50 μM) are comparable to those found by Hernández-Ayón et al. (1993) in the Gulf of California region resulting from groundwater inputs (above 60 μM). A patchy distribution of macroalgae can be associated with these localized pulses of nutrients, such as the mats of *Ulva*, *Gracilaria*, and *Cladophora* (biomass >40 g m⁻²) found in a shallow back barrier lagoon on Hog Island Bay, USA, which were distributed in patches associated with localized pulses of N (10–35 μM; Havens et al. 2001).

Even when regression analyses explained little of the variation of the biomass, multivariate analysis (PCA) explained more than 50% of this variation and some trends can be inferred. Multivariate analysis showed that nutrients explain more of the correlations than temperature, but they showed no clear seasonal and/or spatial pattern. This is similar to results obtained by Nixon and Pilson (1983) and Hernández-Ayón et al. (1993) for nutri-

ents at sites in the Gulf of California. Nevertheless, some seasonality was observed in the abundance of the most "important" species, which might be related to variations in temperature and salinity as observed previously for some of these species in the region (Carballo-Cenizo et al. 2002, Ochoa-Izaguirre et al. 2002).

The genus *Gracilaria* is characteristic of tropical and temperate environments (Abbott and Hollenberg 1976) and is widely distributed (Casas-Valdez et al. 2000). In the present study we found *G. vermiculophylla* at most locations in most seasons, through a wide range of temperatures (21.5–32.5°C) and salinities (16.6–40.5 psu) consistent with a wide distribution. Multivariate analysis showed that the abundance of *G. vermiculophylla* is related to phosphorus concentrations and low salinity values. This species originates from the northwestern Pacific Ocean and is an invader in the eastern Pacific Ocean (Bellorin et al. 2004). Its success as an invader in shallow estuaries of Hog Island was suggested to be related to its association with the ubiquitous polychaete *Diopatra cuprea* (Bosc), its efficient recruitment on hard substratum, its high tolerance of desiccation, grazing, burial by sediment, low light, low and high temperatures, and its long-term persistence as both small and large vegetative fragments [as *G. verrucosa* (Huds.) Papenfuss, Thomsen 2004a,b, Thomsen et al. 2005]. We also found it in high abundance where high concentrations of phosphorus were present. This positive correlation suggests that this might be the limiting nutrient for this species. This was observed also for *Gracilariaopsis sjostedtii* in the southeastern part of the Gulf of California that reached biomass peaks during the rainy season, which is characterized by high concentrations of phosphorus and low salinities (Ochoa-Izaguirre 1999). Chuan-Chuan et al. (2005) found that the growth of *G. coronopifolia* J. Ag. in a region of Taiwan was P-limited for biomass values higher than 40 g m⁻². In Florida, sewage-driven eutrophication in the early 1980s led to drift macroalgal blooms (with biomass levels >600 g m⁻²) that included the red algae *Gracilaria*, *Spyridia*, *Hypnea*, and *Agardhiella*, and the green algae *Ulva* and *Caulerpa* (Avery 1997 in Lapointe and Bedford 2007). We found the highest values of *Gracilaria* biomass associated with locations 5 and 6, locations which had the highest TP content due to upwelling sewage from El Estero del Tule, and location 9 which is affected by a shrimp farm.

The green alga *Caulerpa sertularioides* was the most abundant species during the cold season. Its abundance in this region has been related to inter-annual differences in temperature (Scrosati 2001). In other areas, it was the most abundant species during the autumn, which has been explained by thermal plasticity and tolerance to decreases in sunlight (Cruz-Ayala et al. 1998). However, species of the same genus in other areas of the world are considered invasive and can reach more than 800 g m⁻² in the Mediterranean Sea and 100 g m⁻² in California, USA (Hill et al. 1998). The PCA showed that its abundance was correlated with an increase in nitrogen and lower values of phosphorus, suggesting that it develops well in nitrogen-rich waters, such as at the stations where we found it. This is consistent with species of the genus *Caulerpa* in the Indian River Lagoon in Florida where they

are highly productive due to nutrient enrichment (Gacia et al. 1996).

In the case of *Hypnea valentiae*, we found a positive correlation between N:P ratio and its biomass, but a negative correlation with TP. The genus *Hypnea* has been found to increase its biomass when nutrients are present, but only if temperature is optimal for its growth (22°C) (Friedlander and Zelikovitch 1984). Finally, the abundance of *Spyridia filamentosa* has been particularly related to seawater temperature, with abundance peaks when temperature is high across the Gulf of California (Mateo-Cid et al. 1993, Núñez-López 1996, Casas-Valdez et al. 2000). In this study, biomass values were high only during the dry season at location 1 (>50 g m⁻²), which suggests that local factors are also influencing its abundance, but no correlations were found with environmental parameters.

In general, N:P ratios found in this study were variable but comparable to those previously established in other Mexican lagoons (De la Lanza 1994). This suggests that nutrients are not limiting factors for the development of macroalgae (Ochoa-Izaguirre et al. 2002); however, our correlation analyses indicated that some limitation was present. Overall, our results demonstrate that the biomass of algae is limited by the availability of nitrogen and phosphorus, as in the case of *Caulerpa sertularioides* (nitrogen limited) and *Gracilaria vermiculophylla* (phosphorus limited), and that the type and severity of nutrient limitation varies depending on habitat, species and season (Pedersen and Borum 1996).

Acknowledgements

We thank Alejandro Del Río Chuljak and Korintha López Aguilar for nutrient determinations, Clara Ramírez-Jauregui and Pedro Allende for help with the references, German Ramírez and Carlos Suarez for preparing the maps of the region, Omar Alberto Hernández-Tovalín for assistance collecting samples and Raúl and Luis Aguilar-Rosas for helping with taxonomy. We also thank Margarita Casas-Valdez for comments. This work was supported by the CONACYT-SEMARNAT Project 2002-C01-0161 and logistical help from the Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.

References

- Abbott, I.A. and G. Hollenberg. 1976. *Marine algae of California*. Stanford University Press, Stanford, CA. pp. 827.
- Águila-Ramírez, R., M. Casas-Valdez, C. Hernández-Guerrero and A. Marín-Alvarez. 2005. Biomasa of *Ulva* spp. (Chlorophyta) in three locations along the bayfront of La Paz, Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Mar. Ocean.* 40: 55–61.
- APHA-AWWA-WPCF. 1989. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 17th edn. American Public Health Association, Washington, DC. pp. 270–271.
- Ballesteros-Grijalva, G., J.A. Zertuche-González and M.G. García-Lepe. 1996. Seasonal biomass variation of *Chondracanthus canaliculatus* (Rhodophyta, Gigartinales) associated with environmental factors, using a principal component analysis. *Cienc. Mar.* 22: 459–467.
- Bellorin, A.M., M.C. Oliveira and E.C. Oliveira. 2004. *Gracilaria vermiculophylla*: a western Pacific species of Gracilariaceae (Rhodophyta) first recorded from the eastern Pacific. *Phycol. Res.* 52: 69–79.

- Bricker, S.B., J.G. Ferreira and T. Simas. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecol. Mod.* 160: 39–60.
- Carballo-Cerizo, J.L., C. Olibarria and T. Garza-Osuna. 2002. Analysis of four macroalgal assemblages along the Pacific Mexican Coast during and after the 1997–98 El Niño. *Ecosystems* 5: 749–760.
- Casas-Valdez, M., R.A. Núñez-López, M.B. Cruz-Ayala, I. Sánchez-Rodríguez, R. Vázquez-Borja and G.E. López. 2000. Biodiversity and biogeographic affinities of the algal flora of Baja California Sur: a synthesis of the literature. In: (M. Munawar, S.G. Lawrence, I.F. Munawar and D.F. Malley, eds) *Aquatic ecosystems of Mexico: status and scope*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 273–282.
- Chuan-Chuan, T., J.-S. Chang, F. Sheu, Y.-T. Shyu, A.Y.-C. Yu, S.-L. Wong, C.-F. Dai, T.-M. Lee. 2005. Seasonal growth dynamics of *Laurencia papillosa* and *Gracilaria coronopifolia* from a highly eutrophic reef in southern Taiwan: temperature and nutrient availability. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 315: 49–69.
- CNA (Comisión Nacional del Agua) Servicio Meteorológico Nacional. 2005. *Datos estadísticos climáticos del observatorio meteorológico de Mazatlán, Sinaloa, México*. Mazatlán, pp. 15.
- Costanzo, S.D., M.J. O'Donohue, W.C. Dennison, N.R. Lonergan and M. Thomas. 2001. A new approach for detecting and mapping sewage impacts. *Mar. Poll. Bull.* 42: 149–156.
- Cruz-Ayala, M.B., Ma.M. Casas-Valdez and S. Ortega-García. 1998. Temporal and spatial variation of frondose benthic seaweeds in La Paz Bay, B.C.S., México. *Bot. Mar.* 41: 191–198.
- De la Lanza, G. 1994. Química de las lagunas costeras y el litoral mexicano. In: (G. De La Lanza and C. Cáseres, eds) *Lagunas costeras y el litoral Mexicano*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, México, pp. 75–126.
- Downing, J.A. and M.R. Anderson. 1985. Estimating the standing biomass of aquatic macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1860–1869.
- Fletcher, R.L. 1996. The occurrence of "green tides" – a review. In: (W. Schramm and P.H. Nienhuis, eds) *Marine benthic vegetation: recent changes and the effects of eutrophication*. Springer, Berlin, pp. 7–43.
- Flores-Verdugo, F., F. Gonzalez-Farías and U. Zaragoza-Araujo. 1993. Ecological parameters on the mangroves of semi-arid regions of México: important for ecosystem management. In: (H. Lieth and A. Al Masoom, eds) *Towards the rational use of high salinity tolerant plants*. Springer, Berlin, pp. 123–132.
- Fong, P. and J.B. Zedler. 1993. Temperature and light effects on the seasonal succession of algal communities in shallow coastal lagoons. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 171: 259–272.
- Friedlander, M. and N. Zelikovitch. 1984. Growth rates, phyco-colloid yield and quality of the red seaweeds, *Gracilaria* sp., *Pterocladia capillacea*, *Hypnea musciformis*, and *Hypnea comuta*, in field studies in Israel. *Aquaculture* 40: 57–66.
- Gacia, E., M.M. Littler and D.S. Littler. 1996. The relationships between morphology and photosynthetic parameters within the polymorphic genus *Caulerpa*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 204: 209–224.
- Grasshoff, K., M. Ehrhardt and K. Kremling. 1983. *Methods of seawater analysis*. 2nd edn. Verlag Chemie GmbH, Weinheim, pp. 419.
- Havens, K.E., J. Hauxwell, A.C. Tyler, S. Thomas, K.J. McGlathery, J. Cebrian, I. Valiela, A.D. Steinman and S.-J. Hwang. 2001. Complex interactions between autotrophs in shallow marine and freshwater ecosystems: implications for community responses to nutrient stress. *Environ. Pollut.* 113: 95–107.
- Hernández-Ayón, J.M., M. Galindo-Bect, B.P. Flores-Báez and S. Alvarez-Borrego. 1993. Nutrient concentrations are high in the turbid waters of the Colorado River delta. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 37: 593–602.
- Hill, D., P. Coquillard, J. de Vaugelas and A. Meinesz. 1998. An algorithmic model for invasive species: application to *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh development in the North-Western Mediterranean Sea. *Ecol. Model.* 109: 251–265.
- Kentula, M.E. and T.H. DeWitt. 2003. Abundance of seagrass (*Zostera marina* L.) and macroalgae in relation to the salinity-temperature gradient in Yaquina Bay, Oregon, USA. *Estuaries* 26: 1130–1141.
- Lapointe, B. and B.J. Bedford. 2007. Drift rhodophyte blooms emerge in Lee County Florida USA: evidence of escalating coastal eutrophication. *Harmful Algae* 6: 421–437.
- Lapointe, B., P.J. Barile, M.M. Littler and D. Littler. 2005. Macroalgal blooms in southeast Florida coral reefs II. Cross-shelf discrimination of nitrogen sources indicates widespread assimilation of sewage nitrogen. *Harmful Algae* 4: 1106–1122.
- Lotze, H.K. and W. Schramm. 2000. Ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms. *J. Phycol.* 36: 287–295.
- Mateo-Cid, L., I. Sánchez-Rodríguez, E. Rodríguez-Montesinos and M. Casas-Valdez. 1993. Estudio florístico de las algas marinas bentónicas de Bahía Concepción, B.C.S., México. *Cienc. Mar.* 19: 41–60.
- McGlathery, K.J. 2001. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. *J. Phycol.* 37: 453–456.
- Nixon, S.W. and M.E.Q. Pilson. 1983. Nitrogen in estuarine and coastal marine ecosystems. In: (E.J. Carpenter and D.G. Capone, eds) *Nitrogen in the marine environment*. Academic Press, New York, pp. 565–590.
- Núñez, L. and M. Casas. 1998. Seasonal variation of seaweed biomass in San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, México. *Bot. Mar.* 41: 421–426.
- Núñez-López, R.A. 1996. *Estructura de la comunidad de macroalgas de Laguna San Ignacio, B.C.S.* Master's thesis. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, Baja California Sur, México, pp. 99.
- Ochoa-Izaguirre, M. 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*. Master's thesis. ICMYL, UNAM, Mazatlán, Sinaloa, México, pp. 99.
- Ochoa-Izaguirre, M.J., J.J. Carballo and F. Páez-Osuna. 2002. Qualitative changes in macroalgal assemblages under two contrasting climatic conditions in a subtropical estuary. *Bot. Mar.* 45: 130–138.
- Ochoa-Izaguirre, M.J., R. Aguilar-Rosas and L.E. Aguilar-Rosas. 2007. *Catálogo de macroalgas de las lagunas costeras de Sinaloa*. Páez-Osuna, F. Ed. UNAM, México, pp. 117.
- Pacheco-Ruiz, I., J.A. Zertuche-González, A. Chee-Barragán and E. Arroyo-Ortega. 2002. Biomass and potential commercial utilization of *Ulva lactuca* (Chlorophyta, Ulvaceae) beds along the north-west coast of the Gulf of California. *Phycologia* 41: 199–201.
- Páez-Osuna, F., A. Gracia, F. Flores-Verdugo, L.P. Lyle-Fritch, R. Alonso-Rodríguez, A. Roque and A.C. Ruiz-Fernández. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Mar. Poll. Bull.* 46: 806–815.
- Pedersen, F.M. and J. Borum. 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 142: 261–272.
- Scanlan, C.M., J. Foden, E. Wells and M.A. Best. 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. *Mar. Poll. Bull.* 55: 162–171.
- Scrosati, R. 2001. Population dynamics of *Caulerpa sertularioides* (Chlorophyta: Bryopsidales) from Baja California, Mexico, during El Niño and La Niña years. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 81: 721–726.
- Sfriso, A. and A. Marcomini. 1997. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part I: coupling with chemico-phys-

- ical parameters and nutrient concentrations in waters. *Mar. Environ. Res.* 44: 351–375.
- StatSoft. 1996. *STATISTICA for Windows computer program*, version 5.1. StatSoft, Tulsa, Oklahoma.
- Strickland, J.D.H. and T.R. Parsons. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa. pp. 311.
- Thomsen, M.S. 2004a. *Macroalgal distribution patterns and ecological performances in a tidal coastal lagoon, with emphasis on the non-indigenous *Codium fragile* ssp. *tomentosoides**. Dissertation, University of Virginia, Charlottesville, VA. pp. 315.
- Thomsen, M.S. 2004b. Species, thallus size and substrate determine macroalgal break forces and break places in a low energy soft bottom lagoon. *Aquat. Bot.* 80: 153–161.
- Thomsen, M.S., C.F. Deluqui-Gurgil, S. Fredericq and K.J. McGlathery. 2005. *Gracilaria vermiculophylla* (Rhodophyta, Gracilariiales) in Hog Island Bay, Virginia: a cryptic alien and invasive macroalga and taxonomic correction. *J. Phycol.* 42: 139–141.
- Valiela, I., J. McClelland, J. Hauxwell, P. Behr, D. Hersh and K. Foreman. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnol. Oceanogr.* 42: 1105–1118.
- Wynne, M.J. 1986. A check list of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: first revision. *Beih. Nova Hedwigia* 116: 1–155.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. 2nd edn. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ. pp. 718.

Received 27 June, 2007; accepted 10 December, 2007

11. Glosario

Referencia abreviada	Referencia completa
ACC	Análisis de correspondencias canónicas
ACP	Análisis de componentes principales
AEP	Altata-Ensenada El Pabellón
B. C. S.	Baja California Sur
Bio	Biomasa
BIO-ENV (siglas en inglés)	Biological and environmental factors
C	Carbono
Cr	Carposporangios
CE	Ceuta
CFE	Comisión Federal de Electricidad
CNA	Comisión Nacional del agua
CONABIO	Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad
Cr	Carposporangios
Cs	<i>Caulerpa sertularioides</i>
DE	Desviación estándar
EUA	Estados Unidos de Norteamérica
FACIMAR	Facultad de Ciencias del Mar
FMA	FloreCIMIENTO macroalgal
Gv	<i>Gracilaria vermiculophylla</i>
Gt	<i>Gracilaria turgida</i>
Hsp	<i>Hypnea</i> sp.
Hs	<i>Hypnea spinella</i>
Hv	<i>Hypnea valentiae</i>
ICMyL	Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
MDS (siglas en inglés)	Multi-Dimensional Scaling, método multivariante
MI	<i>Mycrocoleus lynghyaceus</i>
MO	Materia orgánica
MOP	Material orgánico particulado
N	Nitrógeno
NA	Navachiste
NID	Nitrógeno inorgánico disuelto
NOAA (siglas en inglés)	National Oceanic and Atmospheric Administration
NT	Nitrógeno total
OD	Oxígeno disuelto
OH	Ohuira
P	Fósforo
PD	Fósforo disuelto
PT	Fósforo total
Rsp	<i>Rhizoclonium</i> sp.
Sal	Salinidad
SA:V	Proporción superficie-área volumen
Sf	<i>Spyridia filamentosa</i>
SMR	Santa María-La Reforma
SST	Sólidos suspendidos totales
T	Temperatura
TE	Teacapán

Continúa....

Referencia abreviada	Referencia completa
Tt	Tetrasporangios
UAS	Universidad Autónoma de Sinaloa
<i>Uc</i>	<i>Ulva clathrata</i>
<i>Ui</i>	<i>Ulva intestinalis</i>
<i>Ul</i>	<i>Ulva lactuca</i>
<i>Up</i>	<i>Ulva prolifera</i>
USEPA (siglas en inglés)	United States Environmental Protection Agency
V	Vegetativo
Z	Zoosporas

8. Literatura citada

- Abbott, I. A. 1983. Some species of *Gracilaria* (Rhodophyta) from California. *Taxon*. 32 (4): 561-564.
- Abbott, I. A. y G. Hollenberg. 1976. *Marine Algae of California*. Stanford. Stanford University Press. 827 pp.
- Águila-Ramírez, R., M. Casas-Valdez, M. Cruz y R. Núñez. 2000. Variación estacional de la ficoflora en la Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, México. *Cienc. Mar.* 10(2): 147-160.
- Águila-Ramírez, R., M. Casas-Valdez, C. J. Hernández-Guerrero y A. Marín-Álvarez. 2005. Biomasa de *Ulva* spp. (Chlorophyta) en tres localidades del malecón de La Paz, Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Mar. Ocean.* 40: 55-61.
- Aguilar-Rosas, R., R. Marcos-Ramírez, J. M. Lobo-Niembro, J. A. Zertuche-González. 1993. Variación estacional de fases reproductoras y vegetativas de *Gracilaria pacifica* Abbott, en el Estero de Punta Banda, Baja California, México. *Cienc. Mar.* 19: 219-228.
- Alonso-Rodríguez, R., F. Páez-Osuna y R. Cortés-Altamirano. 2000. Trophic conditions stoichiometric nutrient balance in subtropical waters influenced by municipal sewage effluents in Mazatlán Bay (SE Gulf of California). *Mar. Poll. Bull.* 34: 331-339.
- Alonso-Rodríguez, R. y F. Páez-Osuna. 2001. La presencia del fitopláncton en los estanques de cultivo del camarón: composición, abundancia y variación. En: (Páez-Osuna, F. ed.) *Camaronicultura y Medio Ambiente*. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, PUAL, Colegio de Sinaloa. México 448p.
- Álvarez-León, R. 1977. Estudio hidrológico de los esteros del Astillero, Urías y La Sirena adyacentes a Mazatlán, Sin., México, durante 1984-1985. Memoria de Servicio Social. FACIMAR. 75 p.

- Alveal, K. y H. Romo, 1995. Estudios zonacionales. En: (Alveal, K., M.E. Ferrario, E.C. Oliveira y E. Sar, eds.) Manual de métodos ficológicos. Concepción, Chile, Universidad de Concepción, Chile. pp. 612-640.
- Anónimo. 1999. Anuario estadístico de Sinaloa., INEGI, Aguascalientes.
- Anónimo. 2008. Producción de camarón 2007 de acuacultura en México. Industria Acuícola 4(2): 36-38.
- Arenas, V. y E.G. De la Lanza. 1981. The effect of dried and cracked sediments on the availability of phosphorus in a coastal lagoon. Estuaries. 4(3): 206-212.
- Arenas, V. y E.G. De la Lanza. 1994. El metabolismo como determinante de intercambio de nutrientes en sedimentos ricos en materia orgánica en una laguna costera. Cienc. Mar. 16(3): 45-62.
- Arriaga-Cabrera, L., V. Aguilar, J. Alcocer, R. Jiménez, E. Muñoz y E. Vázquez. 1998. Regiones Hidrológicas Prioritarias. CONABIO. México, D.F.
- Ayala-Castañares, A. y F. B. Phleger. 1969. Lagunas costeras. Un simposio: Memorias del Simposio Internacional de Lagunas Costeras. UNAM-UNESCO. México, D.F. UNAM, México. 636 p.
- Balderas, S.A., G. Gutierrez y P.M. Valdez. 1990. Florística y Ecología de macroalgas en las zonas litoral y sublitoral superior de Mazatlán, Sinaloa, México. Memoria. FACIMAR.
- Ballesteros-Grijalva, G., G. Chauvet-Allard y E. Durazo-Beltrán. 1991. Estimación de la abundancia de *Gigartina canaliculata* Harvey, en Bahía San Quintín, Baja California, México. Cienc. Mar. 17: 99-108.
- Barile, P. J. 2004. Evidence of Anthropogenic Nitrogen Enrichment of the Littoral Waters of East Central Florida. J. Coastal Res. 20: 1237-1245.
- Bellorin, A.M., M.C. Oliveira y E.C. Oliveira. 2004. *Gracilaria vermiculophylla*: A western Pacific species of Gracilariaceae (Rhodophyta) first recorded from the eastern Pacific. Phycol. Res. 52: 69-79.
- Bricker, S.B., J.G. Ferreira y T. Simas. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. Ecol. Mod. 169: 39-60

- Casas-Valdez, Ma. M., M. B. Cruz-Ayala y G. E. López. 1997. Algas Marinas Bentónicas más abundantes en la Bahía de La Paz, B.C.S. La Bahía de La Paz, investigación y conservación. Urban R., J. y M. Ramírez R. (Eds). UABCS-CICIMAR-SCRIPPS.
- Carballo-Cenizo, J.L. 2006. Effect of natural sedimentation on the structure of tropical rocky sponge assemblages. *Ecoscience* 13: 119-130.
- Carballo-Cenizo, J.L., C. Olibarria y T. Garza-Osuna. 2002. Analysis of four macroalgal assemblages along the Pacific Mexican Coast during and after the 1997-98 El Niño. *Ecosystems*. 5: 749-760.
- Carman, R. y F. Wulff. 1989. Adsorption capacity of phosphorus in Baltic Sea sediments. *Est. Coast. Shelf S.* 28: 447-456.
- Carruthers, T.J.B., B. I. Van Tussenbroek y W. C. Dennison. 2005. Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Est. Coast. Shelf Sci.* 64: 191-199.
- Chirapart, A., K. Lewmanomont y M. Ohno. 1992. Seasonal variation of reproductive states of the agar producing seaweed, *Gracilaria changaii* (Xia & Abbott) Abbott, Zhang & Xia in Thailand. *Bull. Mar. Sci. Fish. Kochi Univ.* 12:9-16.
- Chuan-Chuan, Tsai, Jui-Sheng Chang, F. Sheu, Yuang-Tay Shyu, A. Yi-Chuan Yu, Saou-Lien Wong, Chang-Feng Dai, Tse-Min Lee. 2005. Seasonal growth dynamics of *Laurencia papillosa* and *Gracilaria coronopifolia* from a highly eutrophic reef in southern Taiwan: temperature and nutrient availability. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 315: 49-69.
- Cifuentes, L.A., R.B. Con, L. Solórzano, W. Cárdenas, J. Espinoza y R.R. Twilley. 1996. Isotopic and elemental variations of Carbon and Nitrogen in a Mangrove Estuary. *Est. Coast. Shelf S.* 43: 781-800.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 1994. Similarity-based testing for community pattern: the 2-way layout with no replication. *Mar. Biol.* 118: 167-176.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 2001. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth.

- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210: 223-253.
- CNA (Comisión Nacional de Agua) Servicio Meteorológico Nacional. 2005. Datos estadísticos climáticos del observatorio meteorológico de Mazatlán, Sinaloa, México. pp. 15.
- Coffaro, G. y A. Sfriso. 1997. Simulation model of *Ulva rigida* growth in shallow water of Lagoon of Venice. *Ecol. Model.* 102: 55-66.
- Cole, J.J., B. L. Peierls, N.F. Caraco y M.L. Pace. 1993. Nitrogen loading of rivers as a human-driven process. En: (McDonnell, M. J. y S. T.A. Pickett, eds.) *Humans as components of ecosystems*. Springer Verlag, New York. 141-157 pp.
- Coleman, A. W. 1962. Sexuality. En: (Lewin, R. A. ed) *Physiology and Biochemistry of Algae*. Academic Press, New York. Pp. 711-729.
- Conde-Gómez, J. 1991. Análisis hidrológico y de contaminación en Bahía Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa. Tesis Profesional. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. 40 p.
- Contreras-Espinoza, F. 1993. Ecosistemas costeros mexicanos. Primera edición. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. México D.F.
- Costanzo, S.D., M. J. O'Donohue, W. C. Dennison, N. R. Loneragan y M. Thomas. 2001. A new approach for detecting and mapping sewage impacts. *Mar. Poll. Bull.* 42: 149-156.
- Costanzo, S.D., M. J. O'Donohue y W. C. Dennison. 2004. Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidal mangrove creek in north-east Australia. *Mar. Poll. Bull.* 48: 514-525.
- Costanzo, S.D., J. Udy, B. Longstaff y A. Jones. 2005. Using nitrogen stable isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) of macroalgae to determine the effectiveness of sewage upgrades: changes in the extent of sewage plumes over four years in Moreton Bay, Australia. *Mar. Poll. Bull.* 51: 212-217.
- Cruz-Ayala, M. B., M. Casas-Valdez y S. Ortega-García. 1998. Temporal and Spatial Variation of Frondose Benthic Seaweeds in La Paz Bay, B.C.S., México. *Bot. Mar.* 41: 191-198.

- Darley, W.M. 1982. Algal Biology. A physiological Approach. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 168 p.
- Dávalos, L., O. Lind y R.D. Doyle. 1989. An evaluation of phytoplankton limiting factors in Lake Chapala, México: turbidity and the spatial and temporal variation in algal essay response. Lake and Reservoir Management 5: 99-104.
- Dawson, E.Y. 1949. Resultados preliminares de un reconocimiento de las algas marinas de la costa Pacífica de México. Rev. Soc. Mex. Hist. Nat. 9: 215-255.
- Dawson, E.Y. 1954. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 2. Cryptonemiales (cont.). Allan Hancock Pac. Exped. 17 (2): 241-397.
- Dawson, E.Y. 1956. How to know seaweeds. Dubuque, Iowa, USA. W.M.C. Brown Co. Publishers. 197 pp.
- Dawson, E.Y. 1961. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 4. Gigartinales. Pac. Nat. 2:191-343.
- Dawson, E.Y. 1962 a. Marine red algae of Pacific Mexico. En: Allan Hancock Pac. Exped. Part. 1. Ceramiales, 26 (1):1-105. Los Angeles, Ca. The University of Southern California Press.
- Dawson, E.Y. 1962 b. Marine red algae of Pacific Mexico. En: Allan Hancock Pac. Exped. 26: Part. 7. Ceramiales: Ceramiaceae, Delissericeae: 1-207. Los Angeles, Ca. The University of Southern California Press.
- Dawson, E.Y. 1963. Marine red algae of Pacific Mexico. Part. 8. Ceramiales: dasyaceae, Rhodomelaceae. Nova Edwigia 6: 401-481.
- DeBoer, J.A., H.J. Guigli, T.L. Isreal y C.F. D'Elia. 1978. Nutritional studies of two red algae. 1. Growth rate as a function of nitrogen source and concentration. J. Phycol. 14: 266-272.
- De Casablanca, M. L. y F. Posada. 1998. Effect of Environmental Parameters on the Growth of *Ulva rígida* (Thau Lagoon, France). Bot. Mar. 41:157-165.
- De la Lanza, E.G., S. Hernández, J. Conde y J.L. García. 1991. Hidrología y difusión de nutrientes del sedimento en drenes agroindustriales periféricos en una laguna costera del Noroeste de México. IV Congreso Latinoamericano

de Ciencias del Mar. Universidad Católica del Norte, Facultad de Ciencias del Mar. Coquimbo Chile Memorias de Resúmenes.

De la Lanza, G. 1994. Química de las lagunas costeras y el Litoral Mexicano. En: (De la Lanza, G. y C. Cáseres. Eds.) Lagunas costeras y el Litoral Mexicano. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 1° Edición, México, pp. 127-198.

Del Río-Chuljak, A. 2003. Concentración y aporte de nutrientes en el Estero de Urías (Puerto de Mazatlán): tiempo de residencia y variabilidad estacional. Tesis de Licenciatura. FACIMAR. Mazatlán, Sinaloa, México. 68 p.

Del Río-Chuljak, A. 2006. Distribución espacial y temporal de fósforo y silicio en aguas de las lagunas costeras de Sinaloa. Tesis de Maestría. UNAM, ICMYL. Mazatlán, Sinaloa, México. 135 p.

Deutsch, B. y M. M. Voss. 2006. Anthropogenic nitrogen input traced by means of $\delta^{15}\text{N}$ values in macroalgae: Results from in-situ incubation experiments. *Sci. Tot. Environ.* 366: 799-808

Diario Oficial. 2000. Tercera sección. Pp. 83-91.

Downing, J.A. y M.R. Anderson. 1985. Estimating the standing biomass of aquatic macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:1860-1869.

Duarte, C. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41: 87-112.

Edwards, P. 1973. Benthic algae in polluted estuaries. *Mar. Poll. Bull.* 3:55-60.

Escobedo-Urías, D., A. Martínez-López, A. Reyes-Salinas, M.T. Hernández-Real, A. E. Ulloa-Pérez y M.N. Herrera-Moreno. 2000. Ecología del fitoplancton en la Laguna de Navachiste, Sinaloa. Programa y resúmenes. XII Congreso Nacional de Oceanografía, Huatulco, Oaxaca. Instituto Nacional de Pesca.

Eyre, B. D. 2000. A regional evaluation of nutrient transformation and phytoplankton growth in nine river dominated sub-tropical East Australian estuaries. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 205:61-83.

- Fisher, T.R., E.R. Peele, J.W. Ammerman y L.W. Harding Jr. 1992. Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 82: 51-63.
- Fletcher, R.L. 1996. The occurrence of "green tides" -a review. In: (W. Schramm and P.H. Nienhuis, eds) *Marine benthic vegetation: recent changes and the effects of eutrophication*. Springer, Berlín, Heidelberg, New York. pp. 7-43.
- Flores-Verdugo, F., F. Gonzalez-Farias y U. Zaragoza-Araujo. 1993. Ecological parameters on the mangroves of semi-arid regions of México: Important for ecosystem management. In: (H. Lieth and A. Al Masoom, eds) *Towards the rational use of high salinity tolerant plants*. Springer, Berlín, Heidelberg, New York. 1: 123-132.
- France, R., J. Holmquist, M. Chandler, A. Cattaneo. 1998. $\delta^{15}\text{N}$ evidence for nitrogen fixation associated with macroalgae from a seagrass-mangrove-coral reef ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 167: 297-299.
- Fujita, R.M., P.A. Wheeler y R.L. Edwards. 1989. Assessment of macroalgal nitrogen limitation in a seasonal upwelling region. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 53: 293-303.
- Gacia, E., M. M. Littler y D.S. Littler. 1996. The relationships between morphology and photosynthetic parametres within the polymorphic genus *Caulerpa*. *J. Exp. Mar. Biol.* 204: 209-224.
- Gamito, S., J. Gilabert, C. Marcos-Diego y A. Pérez-Ruzafa. 2005. Effects of Changing Environmental Conditions on Lagoon Ecology. En: (Gönenç, E.I. y J.P. Wolflin, eds) *Coastal Lagoons. Ecosystem Processes and Modeling for sustainable Use and Development*. CRC Press. 193-230pp.
- Garay-Morán, R. 2002. Presupuesto global de la carga de nutrientes que reciben los sistemas lagunares de Sinaloa, como herramienta para la gestión ambiental costera. Tesis de Maestría, ICMYL, UNAM, Mazatlán, Sinaloa, Mex. 228p.
- García-Pagés, M.A.E. 2007. Impacto relativo de las fuentes de nitrógeno en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, mediante el estudio de las

- relaciones isotópicas de C y N. Tesis de Maestría. ICMYL, UNAM, Mazatlán, Sinaloa. 90 p.
- Gartner, A., P. Lavery y A. J. Smit. 2002. Use of $\delta^{15}\text{N}$ signatures of different functional forms of macroalgae and filter feeders to reveal temporal and spatial patterns in sewage dispersal. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 235:63-73.
- Garza-Osuna, T. 1999. Características estructurales de las comunidades de macroalgas de la Bahía de Mazatlán durante "El Niño- 1997-98". Tesis de Licenciatura. FACIMAR. Mazatlán, Sinaloa, México. 51 p.
- Gönenç, E.I. y J.P. Wolflin. 2005. Coastal Lagoons. Ecosystem Processes and Modeling for sustainable Use and Development. CRC Press. 193-230pp.
- Green-Ruiz, C.R. 2000. Geoquímica de metales pesados y mineralogía de la fracción arcillosa de los sedimentos de cuatro puertos del Golfo de California. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México. UACPyP-CCH-ICMYL. 329p.
- Guiry, M.D. y E. Nic Dhonncha. 2005. AlgaeBase version 3.0. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 26 May 2005.algae base.
- Hanisak M. D. y M. M. Harlin. 1978. Uptake of inorganic nitrogen by *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta). *J. Phycol.* 14: 450-454.
- Havens, K.E. 1994. Spatial and temporal variation in nutrient limitation in a shallow subtropical lake (Lake Okeechobee, Florida) as evidence by trophic state index deviations. *Archiv für Hydrobiologie.* 131: 39-53.
- Healey, F.P. 1973. Inorganic nutrient uptake and deficiency in algae. *CRC Crit. Rev. Microbiol.* 3: 69-113.
- Heaton, T.H.E. 1986. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chemical Geology.* 6 (59):87-102.
- Henry, R., K. Hino, J.G. Tundisi y J.S.B. Ribeiro. 1985. Responses of phytoplankton in Lake Jacaretinga to enrichment with nitrogen and phosphorous in concentrations similar to those in the River Solimoes (Amazon, Brazil). *Archiv für Hydrobiology.* 103: 453-477.

- Hernández-Ayón, J. M., Galindo-Bect, M., Flores-Báez, B.P. and S. Alvarez-Borrego. 1993. Nutrient concentrations are High in the Turbid Waters of the Colorado River Delta. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 37: 593-602.
- Hernández, R. y M. Fierro. 1994. Estado actual de la contaminación costera del norte de Sinaloa. Res. V Congreso de las Asociación de Investigadores del Mar de Cortés, A. C.
- Hernández-Real, M. y D. Escobedo-Urías. 1996. Calidad del agua del sistema lagunar de Topolobampo, Sinaloa. Periodo 1987-1995. Informe técnico. Estac. Ocean. Del Pacífico Centro. Sria. De Marina. DIGONAV. 22p.
- Hernández-Tovalín O. A. 2007. Composición y variación estacional de las macroalgas en las lagunas costeras de Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura. UAS. FACIMAR. 105 p.
- Hill, D., P. Coquillard, J. de Vaugelas y A. Menezs. 1998. An algorithmic model for invasive species: Application to *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh development in the North-Western Mediterranean Sea. *Ecol. Model.* 109: 251-265.
- Hoch, M.P., L.A. Cifuentes y R. Coffin. 1995. Assessing geochemical and biological fate for point source loads of sewage-derived nitrogen and organic carbon in coastal waters of southern Florida. Final Report to the USEPA.
- Högberg, P. 1997. $\delta^{15}\text{N}$ natural abundance in soil-plant systems. *New Phytologist.* 137: 179-203.
- Hollenberg, G.H. y E. Y. Dawson. 1961. Marine red algae of Pacific Mexico. Part. 5. The genus *Polysiphonia*. *Pac. Nat.* 2: 345-375.
- Howarth, R.W. 1988. Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Annual Review of Ecology* 19: 89-110.
- Jones, A.B., J.O. Donohue, J. Udy y W.C. Dennison. 2001. Assessing Ecological Impacts of Shrimp and Sewage Effluent: Biological Indicators with Stantard Water Quality Analyses. *Est. Coast. Shelf Sci.* 52:91-109.
- Josselyn, M. N. y J.A. West. 1985. The distribution and temporal dynamics of the estuarine macroalgal community of San Francisco Bay. *Hydrobiol.* 129: 139-152.

- Joyce, C. B., C. Vina-Herbon, D.J. Metcalfe. 2005. Biotic variation in coastal water bodies in Sussex, England: Implications for saline lagoons. *Est. Coast. Shelf Sci.* 65: 633-644.
- Kain, J. M. 1989. The seasons in the subtidal. *Br. Phycol. J.* 24:203-215.
- Kamer, K., K. A. Boyle y P.Fong. 2001. Macroalgal Bloom Dynamics in a Highly Eutrophic Southern California Estuary. *Estuaries* 24(4): 623-635.
- Karez, R., S. Engelbert, P. Kraufvelin, M. F. Pedersen y U. Sommer. 2004. Biomass response and changes in composition of ephemeral macroalgal assemblages along an experimental gradient of nutrient enrichment. *Aquat. Bot.* 78:103-117.
- Kendall C. 1998. Tracing nitrogen sources and cycles in catchments. En: (McDonnell, J.J., ed.) *Isotope tracers in catchment hydrology*. Amsterdam, Elsevier. pp. 519-576.
- Kentula, ME y T.H. DeWitt. 2003. Abundance of Seagrass (*Zostera marina* L.) and Macroalgae in Relation to the Salinity-Temperature Gradient in Yaquina Bay, Oregon, USA. *Estuaries*. 26 (4B): 1130-1141.
- Kennish, M. J. 1992. *Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects*. CRC. Press: Boca Ratón, Florida. 494 p.
- Lankford, R. R. 1977. Coastal Lagoons of Mexico. Their origin and classification. 182- 215. En: (Wilwy, eds) *Estuarine Processes*. Academia Press. New York. 428 p.
- Lapointe, E. 1989. Macroalgal production and nutrient relations in oligotrophic areas of Florida Bay. *Bull. Mar. Sci.* 44: 312-323.
- Lapointe, B.E. y S. Krupa. 1995a. Jupiter Creek septic tank water quality investigation. Final Report to the Loxahatchee River Environmental Control District, Jupiter, FL, p. 96.
- Lapointe, B.E. y S. Krupa. 1995b. Tequesta Peninsula septic tank water quality investigation. Final Report to the Loxahatchee River Environmental Control District, Jupiter, FL, p. 93.
- Lapointe, E., P. J. Barile, C. S. Yentsch, M. M. Littler, D. S. Littler y Brian Kakuk. 2004. The relative importance of nutrient enrichment and herbivory on

- macroalgal communities near Norman's Pond Cay, Exumas Cays, Bahamas: a "natural" enrichment experiment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 298: 275- 301.
- Lapointe, E., P. J. Barile, M. M. Littler y D. S. Littler. 2005. Macroalgal blooms on southeast Florida coral reefs II. Cross-shelf discrimination of nitrogen sources indicates widespread assimilation of sewage nitrogen. *Harmful Algae.* 4: 1106-1122.
- Lapointe, E. y J. Bedford. 2007. Drift rhodophyte blooms emerge in Lee County, USA: Evidence of escalating coastal eutrophication. *Harmful Algae.* 6: 421-437.
- Lathja K. y R.H. Michener. 1994. *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science.* Lathja K. y R.H. Michener Eds. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 316 p.
- Lavery, P.S. 1989. Factors controlling the abundance and dominance of macroalgal species in eutrophic estuaries. PhD. Thesis, Univ. Western Australia.
- Lavery, P.S., R. J. Lukatelich y A. J. McComb. 1991. Changes in the biomass and species composition of macroalgae in a eutrophic estuary. *Est. Coast. Shelf Sci.* 33(1): 1-22.
- Lepoint, G., P. Dauby, S. Gobert. 2004. Application of C and N isotopes to ecological and environmental studies in sea grass ecosystems. *Mar. Poll. Bull.* 49: 887-891.
- Li, X. H. Masuda, K. Koba y H. Zeng. 2007. Nitrogen isotope study of nitrate-contaminated groundwater in the Sicuani Basin, China. *Water Air Soil Poll.* 178: 145-156.
- Libes, S. M. 1992. *An introduction to marine biogeochemistry.* John Willey and Sons: Singapore. 734 p.
- Lieberknecht, L. 2000. Coastal land use and land use changes in Sinaloa, Mexico. An analysis using landsat mss and tm imagery. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad de Wales, Bangor.

- Lin, D.T. y P. Fong. 2008. Macroalgal bioindicators (growth, tissue N, $\delta^{15}\text{N}$) detect nutrient enrichment from shrimp farm effluent entering Opunohu Bay, Moorea, French Polynesia. *Mar. Poll. Bull.* 56: 245-249.
- López, R. J. 1985. Hidrología del sistema lagunar de Topolobampo, Sinaloa. Tesis profesional. UABC. 66 p.
- López-Aguilar, LL. K. 2006. Distribución especial y estacional de las principales especies químicas del nitrógeno en aguas de las lagunas costeras de Sinaloa. Tesis de Maestría. UNAM, ICMYL. Mazatlán, Sinaloa, México. 204 p.
- Lotze, H. K. y W. Schramm. 2000. Ecophysiological traits explain species dominance patterns in macroalgal blooms. *J. Phycol.* 36, 287-295.
- Lozano-Velasquez, D. 1986 Estudio florístico de macroalgas en la zona litoral de Mazatlán, Sinaloa, México. Memoria, Universidad Autónoma de Sinaloa., Mazatlán, Sinaloa.
- Lyle-Fritch, L.P., E. Beltrán-Romero y J.A. Bect-Valdés. 2001. Desarrollo y características de las granjas camaronícolas en Sinaloa. En: (F. Páez-Osuna, ed.) *Camaronicultura y medio ambiente*. UNAM y El Colegio de Sinaloa.
- Magallanes-Beltrán, J. 2002. Las macroalgas de Sinaloa: un recurso olvidado. En: (Cifuentes-Lemus, J. y J. Gaxiola-López, eds.) *Atlas de la Biodiversidad de Sinaloa*. Culiacán, Sinaloa, México. pp 43- 48.
- Martinetto, P., M. Teichberg, I. Valiela. 2006. Coupling of estuarine benthic and pelagic food webs to land-derived nitrogen sources in Waquoit Bay, Massachusetts, USA. *Sci. Total. Environ.* 366: 799-808.
- Mateo-Cid, L., I. Sánchez-Rodríguez, E. Rodríguez-Montesinos y M. Casas-Valdez. 1993. Estudio florístico de las algas marinas bentónicas de Bahía Concepción, B.C.S., México. *Cienc. Mar.* 19(1): 41-60.
- Mayer, B., E. Boyer, C. Goodale, N. Jawarowski, N. Van Breemen, R. Howarth, S. Seitzinger, G. Billen, K. Lajtha, K. Nadelhoffer, D. Van Dam, L. Hetling, M. Nosal y K. Paustian. 2002. Sources of nitrate in rivers draining sixteen watersheds in the northeastern US: Isotopic constraints. *Biogeochemistry*. 57: (58) 171-197.

- McClelland, J.W., I. Valiela y R.H. Michener. 1997. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnol. Oceanogr.* 42:930-937.
- McClelland, J.W. y I. Valiela. 1998. Linking nitrogen in estuarine producers to land-derived sources. *Limnol. Oceanogr.* 43: 577-85.
- McGlathery, K.J. 2001. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. *J. Phycol.* 37: 453-456.
- Mee, L. D. 1977. Coastal lagoons. En: (Riley y Chester, eds.) *Chemical Oceanography*. 441-490 pp.
- Mee, L. D. 1988. A definition of "critical eutrophication" in the marine environment. *Rev. Biol. Trop.* 36: 159-161.
- Middelburg, J. J. y J. Nieuwenhize. 2001. Nitrogen isotope tracing of dissolved inorganic nitrogen behaviour in tidal estuaries. *Est. Coast. Shelf Sci.* 53: 385-391.
- Mohsen, A. F., A. F. Khaleafa, M. A. Hazme y A. Metwalli. 1974. Effect of different nitrogen sources on growth, reproduction, amino acid, fat and sugar contents in *Ulva fasciata* Delile. *Bot. Mar.* 17: 218-222.
- MVSP 3.1. 2002. Multi-Variate Statistical Package. Kovach Computing Services. Anglesey, Wales.
- Naldi, M. y P.A. Wheeler. 1999. Changes in nitrogen pools in *Ulva fenestrata* (Chlorophyta) and *Gracilaria pacifica* (Rhodophyta) under nitrate and ammonium enrichment. *J. Phycology.* 35: 70-77.
- Naldi, M. y P. Vaioli. 2001. Nitrate uptake and storage in the seaweed *Ulva rigida* C. Agardh in relation to nitrate availability and thallus nitrate content in a eutrophic coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River Delta, Italy). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 269: 65-83.
- Nasr, A. H., I. A. Bekheet y R. K. Ibrahim. 1968. The effects of different nitrogen and carbon sources on amino acid synthesis in *Ulva*, *Dictyota* and *Pterocladia*. *Hydrobiologia.* 31: 7-16.

- Nedwell, D., A. Sage and J.C. Underwood. 2002. Rapid assessment of macroalgal cover on intertidal sediments in a nutrified estuary. *The science of the total environment* 285: 97-105.
- Neushul, M.D. y Coon, D. 1971. Bibliography on the ecology and taxonomy of marine algae. En: (J. Parker, ed.) *Selected Papers in Phycology*. University of Nebraska, Nebraska. pp. 12-17.
- Niimura, Y., M. Uchimura, H. Usuki, K. Yoshikawa, G. Yoshida y T. Terawaki. 2003. The water property and light penetration in the vicinity of the seaweed beds in Hiroshima Bay, Seto Inland Sea. *Fisheries engineering (Japan)*. 40(1): 7-14.
- Nixon, S.W. 1980. Between coastal marshes and coastal waters A review of twenty years of speculation and research on the role of salt marshes in estuarine productivity and water chemistry. Pages 437-525 in P. Hamilton and K. B. MacDonald, editors. *Estuarine and wetland processes*. Plenum Press, New York, New York, USA.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 1998. NOAA'S Estuarine Eutrophication Survey. Vol 5: Pacific Coast Region. Silver Spring, MD: Office of Ocean Resources Conservation and Assessment. 75 p.
- Norma Ecológica Oficial Mexicana (Nom-Ecol.). 1989. Criterios ecológicos de calidad de agua. CE-CCA-001/89. Publicado en el Diario Oficial de la Federación.
- Núñez-López, R. A. 1996. Estructura de la comunidad de macroalgas de la Laguna San Ignacio. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. 99pp.
- Núñez-López, R. A. y M. Casas-Valdez. 1998. Seasonal Variation of seaweed biomasa in San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, México. *Bot. Mar.* 41:421-426.
- Ochoa-Izaguirre, M. J. 1984. Contribución a la formación de una colección de referencia de las algas marinas del Golfo de California. *Memorias. FACIMAR*. Mazatlán, Sinaloa, México.
- Ochoa-Izaguirre, M. J. 1999. Composición y distribución de macroalgas en el sistema lagunar de Urías (Mazatlán, Sinaloa, México): variación estacional de

- la biomasa en relación con la disponibilidad de nutrientes y algunos factores ambientales. Tesis de Maestría. ICMYL, UNAM. Mazatlán, Sinaloa, México. 99 pp.
- Ochoa-Izaguirre, M. J., J. Carballo y F. Páez-Osuna. 2002. Qualitative changes in macroalgal assamblages under two contrasting climatic conditions in a subtropical estuary. *Bot. Mar.* 45:130-138.
- Ochoa-Izaguirre, M.J., R. Aguilar-Rosas y L.E. Aguilar-Rosas. 2007. Catálogo de Macroalgas de las lagunas costeras de Sinaloa. Páez-Osuna, F. Ed. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México. 117 p.
- Ochoa-Machetto, L. M. 1987. Estudio de la evaluación de la calidad del agua de la Bahía de Guaymas, Sonora. National Research Council, Comité on the causes and Management of Eutrophication, Ocean Studies Borrard, Water Science and Technology Borrard. Washington, D.C. 428p.
- Odum, H.T. 1972. *Ecología*. Ed. Interamericana. 639 p.
- Ortega-Salas, A.A. y Stephenson, R.R. 1976. Some aspects of the hydrography and hydrochemistry of the Yavaros and Huizache-Caimanero Lagoon Complex in North-West México. Universidad Nacional Autónoma de México. Informe Centro de Ciencias del Mar y Limnología.
- Ortiz-Gallarza, S.M., De la Lanza, G. y M. R. García-Hernández. 1991. Hidrología vs contaminación en la Bahía de Guaymas al Noroeste de México. IV Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, Universidad Católica del Norte, Facultad de Ciencias del Mar. Coquimbo, Chile. Memoria de resúmenes.
- Pacheco-Ruíz, I. J.A. Zertuche-González, A. Chee-Barragán y E. Arroyo-Ortega. 2002. Biomasa and potencial comercial utilization of *Ulva lactuca* (Chlorophyta, Ulvaceae) beds along the north-west coast of the Gula of California. *Phycologia*. 41(2): 199-201.
- Páez-Osuna, F., Montaña-Ley, Y., y Bojorquez-Leyva, H. 1990. Intercambio de Agua, Fósforo y Material Suspendido entre el Sistema Lagunar Puerto de Mazatlán y las Aguas Costeras Adyacentes. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 6: 19-32.

- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S. R., Ruíz-Fernández, A. C. y Espinoza-Angulo, R. 1997. Fluxes and balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farming North-Western Mexico. *Mar. Poll. Bull.* 34: 290-297.
- Páez-Osuna, F., S. R. Guerrero-Galván y A. C. Ruíz-Fernández. 1999. Discharge of nutrient from shrimp farming coastal waters of the Gulf of California. *Mar. Poll. Bull.* 38: 585-592.
- Páez-Osuna, F. (Ed.). 2001. Camaronicultura y Medio Ambiente. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, PUAL, El Colegio de Sinaloa. México. 448 p.
- Páez-Osuna, F., G. Ramírez-Reséndiz, A.C. Ruíz-Fernández y M.F. Soto-Jiménez. 2007. La contaminación por nitrógeno y fósforo en Sinaloa: flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo. Páez-Osuna, F. Ed. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México. 304 p.
- Panayotidis, P. Feretopoulou, J. y Montesano, B. 1999. Benthic vegetation as an ecological quality descriptor in an eastern Mediterranean coastal area (Kalloni Bay, Aegean Sea, Greece). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 48: 205-214.
- Peckol, P., B. DeMeo-Anderson, J. Rivers, I. Valiela, M. Maldonado, J. Weiner y J. Yates. 1994. Growth, nutrient uptake capacities and constituents of the macroalgae, *Cladophora vagabunda* and *Gracilaria tikvahiae*, related to site-specific nitrogen loading rates. *Mar. Biol.* 121:175-185.
- Pedersen, F.M. y J. Borum. 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Mar. Ecol.-Progr. Ser.* 142: 261-272.
- Pedersen, M. F. y J. Borum. 1997. Nutrient control of estuarine macroalgae: growth strategy and the balance between nitrogen requirements and uptake. *Mar. Ecol.-Progr. Ser.* 161: 155-163.
- Perkins, E.J. 1974. *The Biology of estuaries and coastal waters*. Academic Press. New York. En: (Contreras, E.F. ed.) *Las lagunas costeras mexicanas*. Centro de Ecodesarrollo. México, D.F. 95-98 pp.

- Peterson, B.J. y B. Fry. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 18: 293-320.
- Porello, S., M. Lenzi, P. Tomassetti, E. Persia, M. Grazia e I. Mercatali. 2003. Reduction of aquaculture wastewater eutrophication by phytotreatment ponds system II. Nitrogen and phosphorus content in macroalgae and sediment. *Aquaculture* 219: 531-544.
- PRIMER-E Ltd.V 6.1.7. 2007. Hedingham Gardens Roborough Plymouth. PL6 7DX, United Kingdom.
- Ramírez, C., P. Rivera, E. Steigmaier y D. Contreras. 1981. Prospección de *Gracilaria verrucosa* en la Bahía de Corral y Ensenada de San Juan (Valdivia, Chile). *Rev. Biol. Mar.* 17: 389-404.
- Robles-Valencia, M. del R. 1986. Determinación de los niveles de contaminación fecal y materia orgánica en el Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura. UAG, Escuela de Biología. 76 p.
- Romo, H.O. y K. Alveal. 1979. Estudios poblacionales en la pradera de *Gracilaria verrucosa* (Hudson) Papenfuss de Isla Reyes, Bahía de Concepción. *Cienc. Y Tec. Del Mar.* 4:15- 26.
- Ruíz-Fernández, A.C., Páez-Osuna, F., Soto-Jiménez, M., Hillaire-Marcel, C. y B. Ghaleb. 2002. The loading history of trace metals and nutrients in Altata-Ensenada del Pabellón, lagoon complex, northwestern Mexico. *J. Environ. Radioactiv.* 69:129-143.
- Santa María- Del Ángel et al. 1992. Efecto de la energía cinética turbulenta sobre la distribución espacial de la clorofila *a* en una pequeña laguna costera. *Cienc. Mar.* 18: 1-16.
- Savage, C. y R. Elmgren. 2004. Macroalgal (*Fucus vesiculosus*) $\delta^{15}\text{N}$ values trace decrease in sewage influence. *Ecol. Appl.* 14: 517-526.
- Scagel, R. F. 1959. The rol of plants in relation to animals in the marine environment. *Marine biology proceedings. 20th Biology Colloquim.* Oregon State Collage. pp. 9-29.

- Scanlan, C.M., J. Foden, E. Wells y M.A. Best. 2007. The monitoring of the opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. *Mar. Poll. Bull.* 55: 162-171.
- Scrosati, R. 2001. Population dynamics of *Caulerpa sertularioides* (Chlorophyta: Bryopsidales) from Baja California, Mexico, during El Niño and La Niña years. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 81: 721-726.
- Seitzinger, S.P., y C. Kroeze. 1998. Global distribution of nitrous oxide production and N inputs in freshwater and coastal marine ecosystems. *Global Biogeochem. Cy.* 12: 93-113.
- Serviere-Zaragoza, E., D. Gómez-López y G. Ponce-Díaz. 1998. The natural diet of the green abalone (*Haliotis fulgens* Philippi) in the southern part of its range, Baja California Sur, México, assessed by an analysis of gut contents. *J. Shellfish Res.* 17(3): 777-778.
- Setchell, W. y N. Gardner. 1920. The Marine Algae of the Pacific Coast of North America. Part II Chlorophyceae. *Univ. Calif. Publ. Bot.* 8:139-374.
- Setchell, W. y N. Gardner. 1924. Expedition of the California Academy of Sciences to the Gulf of California in 1921. The marine algae. *Proc. Calif. Acad. Sci.* 12: 695-949.
- Sfriso, A., B. Pavón, A. Marcomini y A. Orió. 1992. Macroalgae, nutrient cycles, and pollutants in the Lagoon of Venice. *Estuaries* 15:515-528.
- Sfriso, A. y A. Marcomini. 1997. Macrophyte Production in a Shallow Coastal Lagoon. Part I: Coupling with Chemico-Physical Parameters and Nutrient Concentrations in Waters. *Mar. Environ. Res.* 44: 351-375.
- Siagala-Morales, R. 1994. Distribución superficial de algunas variables fisicoquímicas y clorofila *a* en el sistema lagunar de Topolobampo, Sinaloa. *Res. V Congr. De la Asoc. De Investigadores del Mar de Cortés, A.C.* 104p.
- Soto-Jiménez, M. F., Páez-Osuna, F. y Ruíz-Fernández, A. C. 2003a. Organic matter and nutrients in an altered subtropical marsh system, Chiricahueto, N. W., México. *Environ. Geol.* 43:913-921.
- Soto-Jiménez, M. F., Páez-Osuna, F. y Ruíz-Fernández, A. C. 2003b. Geochemical evidences of the anthropogenic alteration of trace metal

- composition of the sediments of Chiricahueto marsh (SE Gula of California). Environ. Pollut. 125: 23-432.
- StatSoft. 1996. STATISTICA for Windows computer program, version 5.1. By StatSoft, Tulsa, OK.
- Strickland J. D. H. y Parsons, 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis. 311 pp.
- Sweeney, R.E. y I. R. Caplan. 1980. Natural abundances of ^{15}N as a source indicator for near-shore marine sedimentary and dissolved nitrogen. Mar. Chemistry. 9:81-94.
- Ter Braak C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology. 67: 1167-1179.
- Thomsen, M. S. 2004a. Macroalgal Distribution Patterns and Ecological Performances in a Tidal Coastal Lagoon, with Emphasis on the Non Indigenous *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*. Dissertation, University of Virginia, Charlottesville, Virginia. pp. 315
- Thomsen, M. S. 2004b. Species, thallus size and substrate determine macroalgal break forces and break places in a low energy soft bottom lagoon. Aquat. Bot. 80: 153-161
- Thomsen, M. S., C. F. Deluqui-Gurgil, S. Fredericq and K. J. McGlathery. 2005. *Gracilaria vermiculophylla* (Rhodophyta, Gracilariales) in Hog Island Bay, Virginia: a cryptic alien and invasive macroalga and taxonomic correction. J. Phycol. 42: 139-141.
- Thornber, C. S., P. DiMilla, S. W. Nixon y R. A. McKinney. 2008. Natural and anthropogenic nitrogen uptake by bloom-forming macroalgae. Mar. Poll. Bull. 56: 261-269.
- Tucker, J., N. Sheats, A.E. Giblin, C.S. Hopkins y J.P. Montoya. 1999. Using stable isotopes to trace sewage-derived material through Boston Harbor and Massachusetts Bay. Mar. Environ. Res. 48: 353-375.
- Twilley, R.R., W. M. Kemp, K. W. Staver, J. C. Stevenson, W. R. Boynton. 1985. Nutrient enrichment of estuarine submersed vascular plant communities. 1.

- Algal growth and effects on production of plants and associated communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 23:179-191.
- Umezawa, Y., T. Miyajima, M. Yamamuro, H. Kayanne y I. Koike. 2002. Fine-scale mapping of land-derived nitrogen in coral reefs by $\delta^{15}\text{N}$ in macroalgae. *Limnol. Oceanogr.* 47 (5): 1405-1416.
- USEPA. 2000. *Nutrient Criteria and Technology*. Washington, D.C. EPA-822-B00-001.
- Valiela, I., J. McClelland, J. Hauxwell, P. Behr, D. Hersh and K. Foreman. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnol. Oceanogr.* 42: 1105-1118.
- Wigand, C., R. Comeleo, R.A. McKinney, G. Thursby, M. Chintala y M.A. Charpentier. 2001. Outline of a new approach to evaluate ecological integrity of salt marshes. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 7:1541-1554.
- Williams, A.E., L.J. Lund, A. Johnson y Z.J. Kabala. 1998. Natural and anthropogenic nitrates contamination of groundwater in a rural community, California. *Env. Sci. Technol.* 32: 32-39.
- Wilson, G.B., J. N. Andrews y A.H. Bath. 1994. The nitrogen isotope composition of groundwater nitrates from the East Midlands Tertiary Sandstone Aquifer, England. *J. Hydrol.* 157:35-46.
- Wynne, M. J. 1986. A check list of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic. *Can. J. Bot.* 64:2239-2281.
- Yáñez-Arancibia, A. 1986. *Ecología de la zona costera*. A.G.T. Editor, México, D.F. 189 pp.
- York, J.K., G. Tomasky, I. Valiela y D. J. Repeta. 2007. Stable isotopic detection of ammonium and nitrate assimilation by phytoplankton in the Waquoit Bay estuarine system. *Limnol. Oceanogr.* 52: 144-155.
- Zar, J. H. 1984. *Bioestatistical analysis*. 2nd ed. Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey. 718 p.