



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México

DINÁMICA DE LOS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS EN AGUA Y SEDIMENTO DE LA ZONA COSTERA DE PUERTO PROGRESO, YUCATÁN.

T E S I S

que para obtener el grado académico de

Maestra en Ciencias

(Química Marina)

p r e s e n t a

Ocean. Geraldine García Uribe

Director de Tesis: Dr. David S. Valdés Lozano

Comité Tutorial:

Dr. Martín Merino Ibarra
Dr. Martín F. Soto Jiménez
Dr. Carlos R. Green Ruíz
Dr. Víctor Camacho Ibar

México, D. F. Junio 2011



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.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	vii
DEDICATORIA	viii
RESUMEN	x
ABSTRACT	xi
INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES.....	6
JUSTIFICACIÓN.....	15
OBJETIVO GENERAL	16
OBJETIVOS PARTICULARES	16
AREA DE ESTUDIO	17
HIPOTESIS	19
MÉTODOS.....	20
Muestreos en columna de agua	22
Muestreos en sedimento.....	23
Tasa de Nitrificación	25
Tasa de Desnitrificación.....	26
DOS (Demanda de Oxígeno del sedimento).....	26
Agua Intersticial: (Laima, 1992).....	27
RESULTADOS	29
DISCUSIONES	77
CONCLUSIONES	84
BIBLIOGRAFIA	86
ANEXOS	95

Índice de Tablas

Tabla 1. Concentración de nitritos, nitratos y amonio reportados en diversos estudios.....	7
Tabla 2. Concentración de fosfatos, silicatos, sólidos suspendidos y oxígeno disuelto en diversos estudios.	8
Tabla 3. Concentración en el sedimento de nitrógeno total (N_{total}), fósforo total (P_{total}) y Carbón orgánico reportado en diversas publicaciones.....	10
Tabla 4. Valores de los flujos de amonio, flujos de fosfatos y consumo de oxígeno del sedimento reportados en diversos estudios.	11
Tabla 5. Valores de las tasas de nitrificación y desnitrificación reportados en diversos estudios.....	12
Tabla 6. Tasas promedio de nitrificación y, desnitrificación. Además consumo de oxígeno por parte del sedimento (DOS) y flujos de fosfatos y amonio para cada estación de muestreo	74

Índice de Figuras

Figura 1. Ubicación del municipio de Progreso, Yucatán.....	17
Figura 2. Área de estudio y ubicación de las estaciones de muestreo.....	21
Figura 3. Distribución espacial de temperatura (°C) en toda el área de estudio .Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre	31
Figura 4. Distribución espacial de salinidad en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre.....	34
Figura 5. Distribución espacial de oxígeno disuelto (ml L^{-1}) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre	37
Figura 6. Distribución espacial de sólidos suspendidos orgánicos (mg L^{-1}) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre	40
Figura 7. Distribución espacial de sólidos suspendidos inorgánicos (mg L^{-1}) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre	43
Figura 8. Distribución espacial de fosfatos (μM) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre.....	46
Figura 9. Distribución espacial de P_{total} (μM) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre.....	49
Figura 10. Distribución espacial de amonio (μM) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre	52

Figura 11. Distribución espacial de nitratos ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$)I (μM) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre	55
Figura 12. Distribución espacial de nitrógeno total (μM) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre	58
Figura 13. Distribución espacial de Silicatos (μM) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre	61
Figura 14. Análisis de redundancia canónica (RDA) de todos los parámetros medidos en la zona de estudio [¶] en todo el periodo muestreado. [¶] No incluye los datos de la laguna de Chelem.	62
Figura 15. Distribución espacial de la media de tamaño de grano (Φ) en toda la zona de estudio. Seca (a) abril, Lluvias (b) junio y Nortes (c) diciembre	64
Figura 16. Distribución espacial de carbono orgánico (%) en sedimento en toda la zona de estudio. Seca (a) abril, Lluvias (b) junio y Nortes (c) diciembre	66
Figura 17. Distribución espacial de nitrógeno total ($\mu\text{mol g}^{-1}$) en sedimento en toda la zona de estudio. Seca (a) abril, Lluvias (b) junio y Nortes (c) diciembre	68
Figura 18. Distribución espacial de Fósforo total ($\mu\text{mol g}^{-1}$) en sedimento en toda la zona de estudio. Seca (a) abril, Lluvias (b) junio y Nortes (c) diciembre.	70
Figura 19. Relación entre concentración de N_{total} y carbono orgánico ($\mu\text{mol g}^{-1}$) en el sedimento en toda el área de estudio.....	71
Figura 20. Relación entre concentración de P_{total} y carbón orgánico ($\mu\text{mol g}^{-1}$) en el sedimento en toda el área de estudio.	72
Figura 21. Muestra la media \pm desv. estándar de las tasas de nitrificación, desnitrificación y flujo de amonio ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) por parte del sedimento en toda el área de estudio.(a) datos de la zona costera y (b) datos de la laguna de Chelem.	75

Figura 22. Muestra la media \pm desv. estándar del flujo de fosfatos ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) por parte del sedimento en toda el área de estudio 76

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de México, especialmente al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología por brindarme la oportunidad de ser parte de su posgrado.

Al laboratorio de Química Marina del Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional Unidad Mérida, en especial a la Quím. Elizabeth Real De León por brindarme el tiempo, la paciencia de enseñarme y el espacio para la realización de este proyecto.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por brindarme los recursos económicos para la realización de mi posgrado.

A mi director de tesis Dr. David S. Valdés Lozano por darme la confianza de realizar este proyecto con él, por todo su apoyo y paciencia invertida en la realización de mi tesis.

A todos los miembros de mi comité.

Dr. Martín Merino Ibarra por el tiempo invertido en la revisión de este documento, por todos sus consejos, su preocupación y el apoyo recibido en su laboratorio.

Dr. Martín F. Soto Jiménez por el tiempo invertido y sus comentarios durante la realización de este proyecto.

Dr. Carlos R. Green Ruiz por el tiempo invertido y sus consejos para la realización de este documento.

Dr. Víctor Camacho Ibar por el tiempo invertido y sus aportaciones a este documento.

Al todo el personal del laboratorio de Biogeoquímica Acuática del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología por apoyarme y hacerme sentir como en casa durante mi estancia en su laboratorio, en especial al Hidrob. Sergio Castillo Sandoval por los consejos, y por apoyarme en el análisis de datos y en la calibración de nutrientes.

Al laboratorio de Biotecnología Alimentaria y Productos Nutraceuticos de la Unidad de Química de la Universidad Autónoma de México campus Sisal; a cargo del M en C.

Santiago Capella Vizcaíno y en especial a la M en C. Lluvia Korynthia López Aguiar por colaborar en la calibración de nutrientes.

Al laboratorio de Botánica marina de la Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, en especial a la Dra. Brigitta Van Tussenbroek por darme el apoyo de su laboratorio durante mi estancia en Puerto Morelos.

A la coordinación del Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Dra. Gloria Vilacrara Fatjó, M. en C. Diana Juárez Bustos, Mtra. Chantal G. Ruiz Guerrero, Guadalupe Godoy Medina y Gabriela Almaraz Mejía por todas las dudas resueltas, la enorme paciencia, el tiempo invertido y toda la ayuda que me brindaron a lo largo de mi trayectoria en el posgrado.

Al M en C. Jorge L. Montero Muñóz del Centro de Investigación y Estudios Avanzados Unidad Mérida, por asesorarme en los análisis estadísticos.

Al Dr. Aramis Olivos por sus atinados consejos y por ayudarme con la primera revisión de este documento.

A todos los que desinteresadamente me ayudaron en los muestreos: Carlos Paz, Lucio Loman, Leonardo Arellano, Jorge Lara y Ferentz.

DEDICATORIA

A toda mi familia.

Mis papás Lulú y Gerardo por su inmenso apoyo, sus consejos, su paciencia, su ánimo y su amor...por darme las alas y motivarme a volar, sin ustedes y su gran ejemplo no sería hoy lo que soy, los amo con todo mi corazón.

Mi familia Oviedo García (Lulú, Fer, Marah y Giby) muchas gracias por todas las risas, el cariño, las porras, las desveladas, la paciencia, las lágrimas, los consejos y el apoyo incondicional que me han dado toda la vida... los adoro!

Mi familia Paniagua García (Grace, Javier y Camila) muchas gracias por todo su apoyo incondicional, sus consejos, sus risas, su paciencia... los adoro!

Mi compañero de vida Anuar, muchas gracias por aparecer y permanecer en mi vida, caminar a mi lado, construir conmigo un hogar, gracias por todos tus consejos, por tu apoyo, por las risas, las desveladas, la enorme paciencia, el cariño, por acompañarme a la distancia, por tu ejemplo, simplemente por ser mi chaparrito...Nimitstlasojtla!

Mi hermana de vida Carol, porque has estado a mi lado siempre, en cada paso has estado ahí amiga.... Mil gracias!

Mi gran familia académica, ahora mis hermanos: Fernando (gemelo), Ricardo (Ricaleta), Manuela (Manu), Miriam (Miri), Thaydé (Thay), Manuel (Many) y Enrique (Quique), muchas gracias por hacer de la maestría una de las mejores etapas de mi vida, esto solo se pudo lograr gracias a ustedes, muchas gracias por las desveladas estudiando, por el apoyo, las porras, por sus consejos, por todas las tardes y noches compartidas, por los cafés, los buceos, las charlas, los panes matutinos, las fiestas, los muestreos, los vinos, las lágrimas compartidas, por su amistad incondicional ... saben que los adoro!

Mi familia Hernández Saint Martín (Emma, Gabriel, Sidia, Glenda, Luis y Luisito) por todo su cariño y las porras!

Mi familia adoptiva Silvia, Leonardo, Leo, Chivis, tío Renan, Nea, Franc y José, muchísimas gracias por hacer de mi estancia en Mérida de lo mejor! Muchas gracias por todo su apoyo y el cariño! Los quiero mucho!!

A mis amigos de siempre Astrid, Dolores, Selene y Aramis, muchas gracias por todas las charlas y el apoyo aún a la distancia. Siempre están conmigo.

A Ale, muchas gracias por la paciencia en el tiempo de espera, el apoyo en mi nueva vida y las charlas que hacen de Salinas mi hogar.

Muchas gracias a todos!

RESUMEN

Para determinar la distribución espacio-temporal de los parámetros físico-químicos en agua y sedimento así como estimar bajo condiciones controladas la tasa de degradación del material orgánico presente en el sedimento en la zona costera de Puerto Progreso, ubicado en la Península de Yucatán, se realizaron a bordo de una lancha seis muestreos bimensuales durante el 2007.

Se tomaron muestras de agua para analizar nutrientes inorgánicos disueltos (nitritos, nitratos, amonio, fosfatos y silicatos), fósforo total, y nitrógeno total, mientras que a las muestras de sedimento tomadas mediante buceo autónomo se les determinó el porcentaje de materia orgánica, fósforo total, nitrógeno total y en Agosto del mismo año se tomaron núcleos de sedimento para estimar bajo condiciones controladas las tasas potenciales de nitrificación, desnitrificación y consumo de oxígeno por parte del sedimento, así como para calcular el flujo de amonio y fosfatos.

Los valores promedio de NO_2^- para todo el periodo de muestreo fueron de $0.15 \mu\text{M}$, $0.75 \mu\text{M}$ para $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$, $3.18 \mu\text{M}$ de NH_4^+ y $16.56 \mu\text{M}$ para SiO_2 $57.04 \mu\text{M}$ de N_{total} y $0.49 \mu\text{M}$ de P_{total} . El valor promedio en sedimento fue de $98.04 \mu\text{mol g}^{-1}$ para N_{total} y $5.46 \mu\text{mol g}^{-1}$ de P_{total} con un contenido de 1.36% de C_{org} .

La tasa potencial de nitrificación presentó un valor promedio de $112.7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ mientras que la tasa de desnitrificación fue de $81.9 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Los flujos de amonio y fosfatos fueron siempre negativos lo que indica que el flujo potencial fue del sedimento hacia la columna de agua. Los valores promedio fueron de 21.6 y $238.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ para PO_4^{3-} y NH_4^+ respectivamente.

La Demanda de Oxígeno por parte del Sedimento (DOS) al degradar la materia orgánica tuvo un valor promedio de $5.9 \text{ g día}^{-1} \text{ m}^{-2}$.

La distribución de los parámetros físico-químicos del agua y sedimento está influenciada por las características climáticas siendo las épocas de lluvias y nortes las que generan mayor variabilidad en las concentraciones de nitrógeno (nitratos+nitritos y amonio) y fósforo (fosfatos) disueltos en el agua y la presencia de materia orgánica en el sedimento.

Palabras clave: nutrientes, tasa de nitrificación, tasa de desnitrificación, DOS.

ABSTRACT

During 2007, six bimonthly sampling trips for water and sediment samples were conducted in the coastal area of Progreso, located in the Yucatan Peninsula. The purpose of this study is to determine the spatial and temporal distribution of both the physical and chemical properties of these samples and to estimate the organic material degradation in the sediments.

Water samples were taken to analyze dissolved inorganic nutrients (nitrite, nitrate, ammonium, phosphate and silicate), total phosphorus and total nitrogen, while sediment samples were taken to determine organic matter percentage, total phosphorus and total nitrogen. Sediment cores were taken to estimate under controlled conditions the sediment nitrification, denitrification and oxygen consumption rates as well as to calculate the ammonium and phosphate fluxes.

The average of NO_2^- for the entire sampling period was $0.15 \mu\text{M}$, $0.75 \mu\text{M}$ for $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$, $3.18 \mu\text{M}$ of NH_4^+ and $16.56 \mu\text{M}$ for SiO_2 , $57.04 \mu\text{M}$ of N_{total} and $0.49 \mu\text{M}$ of P_{total} . In the sediment, the mean value for N_{total} was $98.04 \mu\text{mol g}^{-1}$ and $5.46 \mu\text{mol g}^{-1}$ for P_{total} . The mean value for $\%C_{\text{org}}$ was 1.36% .

The potential nitrification rates showed an average of $112.7 \mu\text{M m}^{-2} \text{h}^{-1}$ while the denitrification rate was $81.9 \mu\text{M m}^{-2} \text{h}^{-1}$. The ammonium and phosphate fluxes were always negative, indicating that the potential flux was from the sediment to the water column. The mean values were 21.6 and $238.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ for PO_4^{3-} and NH_4^+ respectively.

The oxygen demand of the sediment to degrade organic matter (DOS) had a mean value of $5.9 \text{ g day}^{-1} \text{ m}^{-2}$.

The results demonstrate that the physico-chemical parameter distribution in both the sediments and the water column is influenced by the seasonal climatic variability of the region, primarily rainy, dry and windy seasons. The greatest variability in the concentrations of nitrogen (nitrate+nitrite and ammonium) and phosphorus (phosphate) dissolved in water and the presence of organic matter in sediment throughout the year occurs between the dry season and both the windy and rainy seasons.

Key words: nutrients, nitrification rate, denitrification rate, sediment oxygen consumption.

INTRODUCCIÓN

La zona costera representa una de las regiones más valiosas del océano pues en ella se han asentado grandes desarrollos urbanos, industriales y comerciales; a la vez que funciona como filtro para el material transportado por arrastre, vía pluvial o eólica (Olivos *et al.*, 2002). El aumento de las actividades humanas en esta zona ha provocado variaciones en la calidad del agua del océano, debido a que un mayor número de personas requieren una mayor cantidad de materia y energía para sus actividades. Esto genera un incremento en la cantidad de aguas residuales que, aunado a un inapropiado sistema de tratamiento, ingresan al mar afectando diversos procesos biogeoquímicos que ocurren de manera natural (Aranda, 2006; Valdés *et al.*, 2006; Valdés y Real, 1998).

Esta introducción de aguas residuales genera un incremento en la concentración de compuestos nitrogenados y fosfatados, así como del contenido de materia orgánica provocando entre otras cosas que se consuma el oxígeno disuelto durante la degradación de esta materia, con lo que disminuye su disponibilidad para los organismos. En casos extremos, puede ocurrir anoxia dando paso a la producción de compuestos tóxicos (Riley y Chester 1989).

Páez-Osuna *et al.* (2007) mencionan que cuando no existen plantas de tratamiento de aguas residuales, la carga de nutrientes es directamente proporcional a la población y a la cantidad de agua utilizada por habitante. Estos autores señalan que existen cuatro factores que controlan los escurrimientos de nutrientes desde las fosas sépticas hacia la zona costera: 1) la edad y tipo de sistema séptico, 2) la distancia que recorren los lixiviados, 3) la eficiencia de retención de la fosa relacionada con la porosidad y conductividad de los suelos y 4) los procesos de desnitrificación, volatilización o adsorción de amonio.

Además de los nutrientes disueltos arrojados por entradas directas o indirectas (p.e. los lixiviados) de aguas residuales, el aporte continental (natural o antropogénico) de sólidos suspendidos también presenta un problema en la calidad de agua. En el caso del Golfo de México, Beltrán *et al.* (2005) mencionan diversos estudios que reportan valores de sólidos suspendidos totales altos, conformados por sedimentos y materia orgánica entre otras cosas, la cual al degradarse aporta nutrientes que al estar presentes en grandes cantidades, contribuyen con la eutrofización de las zonas costeras.

La excesiva producción primaria en la columna de agua reduce el paso de la luz hacia la flora bentónica produciendo cambios significativos en la estructura de las comunidades fitoplanctónicas con la consecuente disminución de oxígeno (Beltrán *et al.*, 2005).

Además, estos autores reportan que el 70% de las costas caribeñas presentan riesgos de contaminación por fuentes terrestres. Actualmente, se estima que la carga total de nutrientes introducida en las aguas del Caribe que provienen de fuentes terrestres, es de 1.3×10^5 ton/año de nitrógeno y 5.8×10^4 ton/año de fósforo (UNEP, 2000); lo que podría producir un enriquecimiento de nutrientes en las aguas de la región.

En el sedimento, el amonio que se forma debajo de la zona de bioturbación por la descomposición de compuestos orgánicos nitrogenados, no sufre oxidación debido a que generalmente a esta profundidad la concentración de oxígeno disuelto disminuye. Además, el pH que generalmente se encuentra en un rango entre 7 y 8 favorece a la permanencia del compuesto NH_4^+ , que es la especie predominante bajo esas condiciones. Una vez generado, este compuesto tiene la oportunidad de liberarse a la columna de agua, debido a que el amonio no forma minerales autigénicos (Berner, 1980).

En presencia de oxígeno, el amonio es oxidado hasta nitrato (proceso conocido como nitrificación) (Anexo I). Estos nitratos son liberados a la columna de agua, consumidos por organismos autótrofos o; cuando disminuye la concentración de oxígeno disuelto; son utilizados por las bacterias desnitrificantes, reduciéndolos a formas gaseosas del nitrógeno, tales como el óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O) y el nitrógeno diatómico o molecular (N₂) (proceso conocido como desnitrificación) (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

El proceso de desnitrificación, es importante ya que puede ayudar a depurar un sistema al transformar los nitratos a nitrógeno molecular y de esta forma transferir nitrógeno hacia la atmósfera. Las emisiones de la desnitrificación incluyen óxido nitroso (N₂O) que por sus características físico-químicas contribuye al efecto invernadero (Law *et al.*, 1991). Por otro lado, la nitrificación ayuda a la depuración del medio con altas concentraciones de amonio, lo que a su vez disminuye el pH y aumenta el consumo de oxígeno, contribuyendo al agotamiento del mismo en las aguas de fondo (Sloth *et al.*, 1992). Ambos procesos (desnitrificación y nitrificación) han recibido una considerable atención por su papel en el control de los niveles de amonio y nitratos en los sistemas acuáticos (Valdés y Real, 1999).

Además del nitrógeno, los organismos autótrofos requieren de otros micronutrientes para su óptimo crecimiento, entre los cuales se encuentra el fósforo (Riley y Chester, 1989). Éste elemento es esencial para los organismos porque juega un papel importante como constituyente del material genético (ADN, ARN); de la membrana celular (fosfolípidos) y como parte del ATP que se utiliza como productor de energía. Las concentraciones de fósforo en el agua marina generalmente son bajas, pudiendo limitar la productividad biológica en algunos ecosistemas marinos (Thingstad *et al.*, 1998; Kart *et al.*, 2001).

Los fosfatos liberados por la descomposición de la materia orgánica sedimentada, migran a través del agua intersticial hacia la columna de agua, en donde son utilizados de nuevo por los productores primarios; o bien, precipitan formando minerales autigénicos, como apatita [$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH},\text{F})$], siderita (FeCO_3) y vivianita [$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$], (Berner, 1980). La apatita es soluble en sedimentos anóxicos, de tal manera que se puede establecer un flujo de fosfato del sedimento al agua adyacente en este tipo de ambiente (Welch, 1980; Berner, 1980; Arenas y De La Lanza, 1990). Bajo condiciones óxicas los fosfatos son adsorbidos en óxidos de hierro, sin embargo cuando las condiciones cambian y se agota el oxígeno, el hierro es reducido liberando fosfatos. Bajo estas condiciones los principales procesos que controlan la concentración de fosfatos son la difusión, depositación, adsorción, descomposición de materia orgánica y precipitación en minerales autigénicos. (Berner, 1980).

La concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua y en el agua intersticial, es clave para la remineralización de la materia orgánica y para la supervivencia de los organismos acuáticos. Los niveles de oxígeno en agua de mar pueden variar entre los 4 y 8 ml/l (Vázquez, 1999).

El movimiento del oxígeno en la columna de agua depende de varios factores, entre los que se encuentran: las corrientes inducidas por el viento, los movimientos de surgencia, la estratificación del agua y la actividad biológica (Chumacero, 2004). En el sedimento o agua intersticial la concentración de oxígeno es muy variable y la penetración de éste en el sustrato, depende de la tasa de turbulencia del sedimento superficial. Normalmente la difusión en aguas bien mezcladas solo podrá abastecer los primeros centímetros (Wetzel, 1983). En algunos casos, los organismos pueden introducir oxígeno a mayor profundidad mediante la remoción física, extendiendo el rango habitable y favoreciendo la nitrificación. Esta actividad de la fauna bentónica se conoce como bioturbación (Chumacero, 2004).

Los sedimentos costeros son sistemas complejos afectados por factores físico-químicos, geológicos y biológicos (Köster y Meyer-Reil, 2001); contienen material heterogéneo que incluye gravas, arenas, arcillas y limos. Los sedimentos con tamaño de grano fino son encontrados generalmente en ambientes de baja energía y las arenas en ambientes de alta energía. Estos pueden ser de origen terrígeno, autigénico y biogénico (Chester, 1996).

Dentro del sedimento, muchos de los procesos biogeoquímicos que tienen lugar durante la diagénesis temprana son regulados por el potencial redox, éste parámetro nos da una idea de las reacciones que se están llevando a cabo. Mientras más positivo sea el valor de potencial redox, más oxigenado es el ambiente y se favorecen procesos como la nitrificación; por el contrario mientras más negativo sea éste valor, se espera que el ambiente sea reductor y encontremos mayor concentración de formas reducidas como amonio, nitrógeno gaseoso y sulfuros (Berner, 1980). Estos ambientes son oxigenados o reducidos por el grado en el que se encuentra preservada o degradada la materia orgánica en el sedimento.

Chester (1996) menciona que el contenido de carbono orgánico en los sedimentos costeros es de ~1-5%, pudiendo variar considerablemente en los depósitos de sedimentos en las zonas anóxicas y en áreas con alta productividad primaria.

Una forma de medir el consumo de oxígeno disuelto utilizado en la degradación de la materia orgánica suspendida o depositada en el sedimento de un cuerpo de agua es calculando la Demanda de Oxígeno del Sedimento (DOS), ésta representa la combinación de procesos que consumen oxígeno en la interfase sedimento-agua (Chumacero, 2004).

En la mayoría de los sedimentos superficiales, el consumo de oxígeno se debe a la descomposición biológica del material orgánico y nitrificación bacteriana del amonio; después de varios centímetros, la DOS está dominada por la oxidación química de especies como el hierro, manganeso y azufre (Wang, 1980; Walker y Snodgrass, 1986). Por otro lado la DOS, relacionada con el contenido de nutrientes y de materia orgánica, es una medida de qué tan rápido se degrada la materia orgánica en el sedimento y esto puede relacionarse con los procesos que ocurren en la columna de agua.

ANTECEDENTES

Los nutrientes inorgánicos disueltos presentes en las aguas costeras constituyen uno de los principales temas de interés a nivel mundial ya que conocer su distribución, concentración y proporción entre ellos ayuda a diagnosticar el estado trófico de las cuencas hidrológicas.

La contaminación por nitrógeno y fósforo en los sistemas acuáticos representa una de las principales preocupaciones reflejadas en diversos estudios (Chi *et al.*, 2002; Herrera, 2006; Páez-Osuna *et al.*, 2007). Conocer el origen y magnitud de la fuente de estos elementos así como entender su biogeoquímica coadyuva al correcto manejo de los ecosistemas acuáticos. Los resultados de algunos trabajos donde reportan valores de nutrientes inorgánicos disueltos además de la concentración de sólidos suspendidos en diversas zonas costeras se encuentran resumidas en las tablas 1 y 2.

Tabla 1. Concentración de nitritos, nitratos y amonio reportados en diversos estudios.

Autor / Zona de estudio	Nitratos (μM)	Nitritos (μM)	Amonio (μM)
Law <i>et al.</i> , 1991 estuario Tamar, Inglaterra	min: 100	min: 0.5	min: 4
	max: 600	max: 5.5	max: 70
Cowan <i>et al.</i> , 1996 bahía de Chesapeake, E.U.	min: 0.6		min: 2
	max: 105		max: 30
Valdés <i>et al.</i> , 1998 laguna de Chelem, México	media 2.8	media: 0.3	media 7.8
	min: <0.05	min: <0.01	min:<0.1
	max: 24	max: 5	max: 54
Chi <i>et al.</i> , 2002 Isla Holbox, México	media: 1.2 ₍₁₉₉₉₎	media: 0.2 ₍₁₉₉₉₎	media: 3.7 ₍₁₉₉₉₎
	media: 1.3 ₍₂₀₀₀₎	media: 0.2 ₍₂₀₀₀₎	media: 4 ₍₂₀₀₀₎
Childs <i>et al.</i> , 2002 norte del Golfo de México	media: 10.8	media: 1.9	media: 8.6
Soonmo <i>et al.</i> , 2002 Laguna Madre y bahía Baffin, E.U.	media: 4.6 _(bahía)		
	media: 0.55 _(laguna)		
Zhang <i>et al.</i> , 2004 bahía de Florida, E.U.	min: 0.1		min: 1
	max: 0.7		max: 7
Valdés <i>et al.</i> , 2004 Ría Lagartos, México	media: 0.69	media: 0.12	media: 3.24
	min: 0.06	min: ND	min: 1.49
	max: 3.78	max: 0.50	max: 8.16
Valdés <i>et al.</i> , 2006 laguna de Nichupté, México	media:0.82 ₍₂₀₀₂₎	media:0.13 ₍₂₀₀₂₎	media: 4 ₍₂₀₀₂₎
	media: 1.42 ₍₂₀₀₃₎	media: 0.30 ₍₂₀₀₃₎	media: 8.46 ₍₂₀₀₃₎
Aranda <i>et al.</i> , 2006 zona costera de Progreso, México	mediana 1.23	mediana 0.31	Mediana: 4.14
Herrera <i>et al.</i> , 2006 zona costera de Progreso, México	min: 0.5	min: 0.03	min: 0.1
	max: 1.68	max: 0.81	max: 5

Tabla 2. Concentración de fosfatos, silicatos, sólidos suspendidos y oxígeno disuelto en diversos estudios.

Autor / Zona de estudio	Fosfatos (μM)	Silicatos (μM)	Sólidos suspendidos (mg l^{-1})	Oxígeno disuelto
Cowan <i>et al.</i> , 1996 bahía de Chesapeake, E.U.	min: 0.04 max: 2.3	min: 3 max: 170		
Valdés <i>et al.</i> , 1998 laguna de Chelem, México	media: 0.6 min: <0.03 max: 9.5	media: 38.8 min: 0.2 max: 386.4	media: 15.5 min: 1.1 max: 384.7	media: 4 ml l^{-1} min: 0.20 ml l^{-1} max: 10.9 ml l^{-1}
Chi <i>et al.</i> , 2002 Isla Holbox, México	media: 0.2 (1999)	media: 49.3 (1999)		media: 3.5 ml l^{-1} (1999)
	media: 0.1 (2000)	media: 21 (2000)		media: 4.1 ml l^{-1} (2000)
Childs <i>et al.</i> , 2002 norte del Golfo de México				1.6 mg l^{-1}
Soonmo <i>et al.</i> , 2002 Laguna Madre y bahía Baffin, E.U.				5.5 mg l^{-1} (bahía)
				5.6 mg l^{-1} (laguna)
Zhang <i>et al.</i> , 2004 bahía de Florida, E.U.	cercano al límite de detección			
Valdés <i>et al.</i> , 2004 Ría Lagartos, México	media: 0.09		media: 44.5	media: 3.39 ml l^{-1}
	min: ND		min: 3.7	min: 0.39 ml l^{-1}
	max: 1.43		max: 375	max: 7.50 ml l^{-1}
Valdés <i>et al.</i> , 2006 laguna de Nichupté, México	media: 0.05 (2002)	media: 13.53 (2002)	media: 1.6 (2002)	media: 1.92 ml l^{-1} (2002)
	media: 0.02 (2003)	media: 10.33 (2003)	media: 3.8 (2003)	media: 2.24 ml l^{-1} (2003)
Aranda <i>et al.</i> , 2006 zona costera de Progreso, México	mediana 0.47	mediana 4.32		mediana 5.29 mg l^{-1}
Herrera <i>et al.</i> , 2006 zona costera de Progreso, México	min: 0.06	min: 1	min: 5	min: 5.6 mg l^{-1}
	max: 0.94	max: 19.1	max: 6	max: 7.7 mg l^{-1}

Es importante conocer la concentración y destino de estos nutrientes para entender su relación con los procesos geoquímicos en el sedimento, ya que la regeneración de nutrientes en él, puede liberar a la columna de agua una porción significativa de la demanda de nutrientes por parte del fitoplancton durante algunos periodos del año (Cowan *et al.*, 1996) o por el contrario, el sedimento puede servir como reservorio de nutrientes manteniendo bajas sus concentraciones en la columna de agua, y limitando a los organismos autótrofos; como en el caso de los fosfatos en sistemas carbonatados (McGlathery *et al.*, 1994; Navas *et al.*, 2003; Zhong *et al.*, 2004).

Existen diversos estudios en los que se ha determinado el contenido de nitrógeno y fósforo total en los sedimentos, algunos resultados de estos se encuentran resumidos en la tabla 3. Por otro lado, el conocimiento de la proporción de las especies químicas presentes en el sedimento, es importante para entender las rutas que siguen elementos como el fósforo dentro de un ecosistema. La mayoría de los estudios donde se reportan las diferentes especies de fósforo sedimentado se han realizado en sistemas cársticos, y resaltan la importancia de la disponibilidad de este nutriente en el agua intersticial (McGlathery *et al.*, 1994; Millero *et al.*, 2001; Zhong *et al.*, 2004).

Zhong *et al.* (2004) encontraron que la concentración promedio de fosfatos en el agua intersticial es de 0.3 μM , con un rango de 0.1 a 4 μM . Mientras que los valores más bajos ($0.1 \pm 0.1 \mu\text{M}$) se presentaron en sitios sin pastos marinos, la concentración promedio de fosfatos en el agua intersticial se incrementó a $0.5 \pm 0.1 \mu\text{M}$ en presencia de *Thalassia testudinum* y los máximos valores se presentaron donde existía *Holodula wrightii* ($3.1 \pm 1.7 \mu\text{M}$).

Tabla 3. Concentración en el sedimento de nitrógeno total (N_{total}), fósforo total (P_{total}) y Carbón orgánico reportado en diversas publicaciones.

Autor / Zona de estudio	N_{total} ($\mu\text{mol g}^{-1}$)	P_{total} ($\mu\text{mol g}^{-1}$)	Carbón orgánico (%)
Law <i>et al.</i> , 1991 estuario Tamar, Inglaterra			min: 2.85 max: 4.16
McGlathery <i>et al.</i> , 1994 Bahía Bailey, E.U.		media: 3.37 (mesotrófico)	0.47 (mmol g^{-1}) mesotrófico
		media: 4.77 (eutrófico)	0.39 (mmol g^{-1}) eutrófico
Valdés <i>et al.</i> , 1999 laguna de Chelem, México	min: 17	min: 2.4	
	max: 338	max: 7.1	
Chi <i>et al.</i> , 2002 Isla Holbox, México	media: 85.81 (1999)	media: 3.18 (1999)	media: 4.6 (1999)
	media: 84.97 (2000)	media: 3.71 (2000)	media: 3.2 (2000)
Zhang <i>et al.</i> , 2004 bahía de Florida, E.U.		min: 1.22	
		max: 14.63	
Valdés <i>et al.</i> , 2004 Ría Lagartos, México	min: 50	min: 1	min: 0.40
	max: 150	max: 8	max: 7.85
Valdés <i>et al.</i> , 2006 laguna de Nichupté, México	media: 168 (2002)	media: 2.1 (2002)	media: 3.14 (2002)
	media: 79.1 (2003)	media: 2.2 (2003)	media: 4.19 (2003)
Laverman <i>et al.</i> , 2007 Estuario Scheldt, Bélgica			min: 1.6
			max: 2.7

El intercambio de nutrientes y oxígeno a través de la interfase agua-sedimento en sistemas costeros someros y estuarinos, es el tema de varios estudios a nivel global. La tabla 4 presenta algunos resultados de esos estudios en donde se reportan los flujos de amonio y fosfatos así como el consumo de oxígeno por parte del sedimento.

Tabla 4. Valores de los flujos de amonio, flujos de fosfatos y consumo de oxígeno del sedimento reportados en diversos estudios.

Autor / Zona de estudio	Flujo de amonio	Flujo de fosfatos	Consumo de oxígeno
Law <i>et al.</i> , 1991 estuario Tamar, Inglaterra	min: 20 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{h}^{-1}$ max: 250 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{h}^{-1}$		
Sloth, 1992 Fiordo Kysing, Dinamarca	min: 0.19 $\text{mmol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ max: 1.71 $\text{mmol m}^{-2}\text{d}^{-1}$		min: 17.7 $\text{mmol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ max: 18.8 $\text{mmol m}^{-2}\text{d}^{-1}$
Cowan <i>et al.</i> , 1996 bahía de Chesapeake, E.U	* min: -35 $\mu\text{mol N m}^{-2}\text{d}^{-1}$ max: 506 $\mu\text{mol N m}^{-2}\text{d}^{-1}$	min: -16.5 $\mu\text{mol P m}^{-2}\text{d}^{-1}$ † max: 148 $\mu\text{mol P m}^{-2}\text{d}^{-1}$	min: 0.05 g de $\text{O}_2\text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ max: 0.86 g de $\text{O}_2\text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$
Navas <i>et al.</i> , 2003 laguna Cienega Grande de Santa Marta, Colombia	1643 $\mu\text{mol N m}^{-2}\text{d}^{-1}$	- 178 $\mu\text{mol P m}^{-2}\text{d}^{-1}$ †	
Valdés <i>et al.</i> , 2004 Ría Lagartos, México	media: 250 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{h}^{-1}$ min: 5.4 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{h}^{-1}$ max: 661.2 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{h}^{-1}$	media: 0.67 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{h}^{-1}$ min: ND max: 8.86 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{h}^{-1}$	
Valdés <i>et al.</i> , 2006 laguna de Nichupté, México			min: 6 $\text{mmol O}_2\text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ max: 309 $\text{mmol O}_2\text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$

† Los signos negativos indican flujo del sedimento hacia la columna de agua.

Es importante tomar en cuenta todas las variables que pueden influir o interferir en los procesos de liberación de nitrógeno o fósforo por parte del sedimento, por ejemplo Cowan *et al.*, (1996) reportaron mayor liberación de amonio por parte del sedimento cuando disminuyó la concentración de oxígeno y aumentó la temperatura. En el trabajo de Navas *et al.* (2003) tanto los flujos de

amonio como los de fosfatos mostraron una alta variabilidad espacial y temporal evidenciando alta heterogeneidad y actividad de los organismos responsables de los procesos biogeoquímicos de estos elementos.

La medición de las tasas potenciales de nitrificación y desnitrificación de los sedimentos marinos, es importante para conocer las interacciones del nitrógeno en la interfase agua-sedimento y así determinar si la cuenca hidrológica funciona como depurador o suministro de este elemento. Algunos de los trabajos que reportan estas variables se mencionan en la tabla 5.

Tabla 5. Valores de las tasas de nitrificación y desnitrificación reportados en diversos estudios.

Autor / Zona de estudio	Tasa de nitrificación	Tasa de desnitrificación
Law <i>et al.</i> , 1991 estuario Tamar, Inglaterra		min: 137 $\mu\text{M N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ max: 541 $\mu\text{M N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$
Sloth, 1992 Fiordo Kysing, Dinamarca	min: 0.41 $\text{mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ max: 0.79 $\text{mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$	
Valdés <i>et al.</i> , 1999 laguna de Chelem, México	min: 0.5 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ max: 96.5 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	
Childs <i>et al.</i> , 2002 norte del Golfo de México		media: 69.9 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$
Soonmo <i>et al.</i> , 2002 Laguna Madre y bahía Baffin, E.U.		0-68 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (bahía) 0-41 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (laguna)
Valdés <i>et al.</i> , 2004 Ría Lagartos, México	media: 150 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ min: 10.2 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ max: 529.7 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	media: 47.4 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ min: 4.8 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ max: 153.8 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$
Laverman <i>et al.</i> , 2007 Estuario Scheldt, Bélgica		60 $\text{nmol N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (2001) 50 $\text{nmol N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (2002)

Existen pocos estudios que describan la distribución de los parámetros físico-químicos del agua en la zona costera de Progreso, Yuc. Aranda *et al.* (2006) realizaron un estudio comparativo de eutrofización y calidad del agua en cinco zonas costeras de la Península de Yucatán (Celestún, Sisal, Progreso y Dzilam de Bravo). Las medianas de los resultados encontrados por los autores están reportadas en las tablas 1 y 2.

Los autores concluyen que el desarrollo de las actividades humanas alrededor de las cinco localidades origina la diferencia en la calidad de agua entre los sitios, siendo Dzilam de Bravo la zona mejor conservada, en Progreso y Celestún las principales fuentes de nutrientes son las descargas de aguas residuales de origen doméstico y turístico. Finalmente, en Sisal la mayoría de los nutrientes proviene de las descargas de aguas residuales no tratadas originadas por cultivo de camarón.

Además de los estudios anteriores, existe un reporte técnico de evaluación de impacto ambiental derivado de un derrame de gasolina en los ductos de PEMEX sobre una duna costera a 50 metros de la línea de costa al oeste del muelle de Progreso (Herrera *et al.*, 2006), los resultados de las variables hidrológicas reportadas en este trabajo se encuentran en las tablas 1 y 2. Además de esos datos, este trabajo proporciona información sobre la dinámica de las corrientes marinas en la zona costera de Progreso.

Los autores reportan que las corrientes son afectadas por la presencia del muelle, especialmente en la zona protegida (al norte de los arcos) provocando que se generen remolinos capaces de atrapar contaminantes y llevarlos a la dársena del puerto. El patrón de corrientes observadas fue hacia el oeste, con una velocidad de 11 cm/s. Ellos indican además la presencia de una masa de agua poco densa (caliente y con salinidad baja) que se mantiene en la zona costera y fluye a través de los arcos del muelle hacia el puerto de Yucalpetén. El flujo de

agua menos densa logra interactuar con el muelle en su parte este y genera un gradiente de temperatura y salinidad paralela a la estructura en dirección costa afuera. Cuando este patrón de corrientes no está presente, el agua densa que se acumula en la dársena del puerto es transportada hacia el este del muelle a través de los arcos.

Debido a la conectividad permanente de la zona costera de Progreso con la laguna de Chelem, también se citaron en las tablas 1-5 los resultados de los trabajos realizados dentro de la laguna (Valdés *et al.*, 1998; Valdés *et al.*, 1999). Sin embargo existe un estudio previo realizado por Valdés *et al.* (1994) con el objetivo de conocer las variaciones espacio-temporales de la salinidad y su relación con los fenómenos meteorológicos y actividades humanas. Sus resultados mostraron grandes variaciones en la salinidad con un mínimo de 10 después del paso del huracán Gilberto y un máximo de 65 que corresponde a la época de estiaje en una zona de la laguna semiaislada por la carretera Mérida-Progreso.

Finalmente Herrera (2006) caracterizó y diagnosticó la condición de ocho lagunas costeras de Yucatán (incluida la laguna de Chelem) para orientar acciones de manejo mediante el análisis de fitoplancton, pastos marinos, nutrientes inorgánicos disueltos y clorofila-*a*. Sus resultados mostraron que en la mayoría de las lagunas estudiadas la eutrofización es el resultado de procesos naturales; sin embargo, en las lagunas de Chelem y Bojorquez la eutrofización es antropogénica, considerándose como un estado de salud negativo. Este trabajo concluye que las descargas de aguas subterráneas, las descargas de aguas residuales domésticas y los cambios en los tiempos de residencia del agua, son los principales factores que controlan la dinámica de nutrientes y por lo tanto los síntomas de eutrofización.

JUSTIFICACIÓN

El gran desarrollo en los últimos años alrededor de Progreso, Yucatán, ha acarreado la generación de una gran cantidad de desechos sólidos y líquidos (aguas negras), que apenas reciben un tratamiento primario para luego ser vertidos al subsuelo. El fósforo y el nitrógeno contenidos en estos desechos pueden fertilizar las aguas de la zona costera favoreciendo el desarrollo de plantas acuáticas, las cuales al morir enriquecen el sedimento y el agua con materia orgánica en descomposición, que baja los niveles de oxígeno disuelto, aumenta la turbidez y el mal olor con consecuencias negativas tanto ecológicas como socio-económicas. Los aportes de nutrientes de los sedimentos y los procesos de consumo de oxígeno, nitrificación y desnitrificación aún no han sido evaluados para la zona de estudio, y su conocimiento será una herramienta útil para entender la dinámica de los nutrientes en el agua y su relación con el sedimento.

OBJETIVO GENERAL

Determinar la variabilidad espacio-temporal de los parámetros físico-químicos del agua y sedimento durante el 2007 en Puerto Progreso, Yucatán así como la tasa de degradación del material orgánico presente en el sedimento bajo condiciones controladas.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Describir las variaciones espacio-temporales de las variables físico-químicas del agua (temperatura, salinidad, sólidos suspendidos, oxígeno disuelto, nitratos, nitritos, amonio, fosfatos, silicatos, nitrógeno total y fósforo total); así como en el sedimento (tamaño de grano, carbón orgánico, nitrógeno total y fósforo total), de la zona costera de Progreso.
2. Estimar las tasas de nitrificación y desnitrificación en sedimento bajo condiciones controladas de laboratorio.
3. Estimar, bajo condiciones de laboratorio, el consumo de oxígeno por los sedimentos al degradar el material orgánico.
4. Estimar el aporte de nutrientes de los sedimentos a la columna de agua (flujos de amonio y fosfatos).

AREA DE ESTUDIO

El municipio de Progreso se ubica en la parte norte de la Península de Yucatán ($21^{\circ} 10'$ a $21^{\circ} 19'$ N y $89^{\circ} 34'$ a $89^{\circ} 57'$ O), a 36 km al norte de la ciudad capital de Mérida, tiene una superficie de 270.10 km^2 . Colinda al Norte con el Golfo de México, al Este el municipio de Chicxulub, al Sur Mérida y Ucú y al Oeste Hunucmá. (Gobierno municipal Progreso, Yucatán, 2008). (Figura 1). Es el puerto principal de la región, la costa se encuentra totalmente urbanizada y es de gran interés para el turismo nacional y extranjero

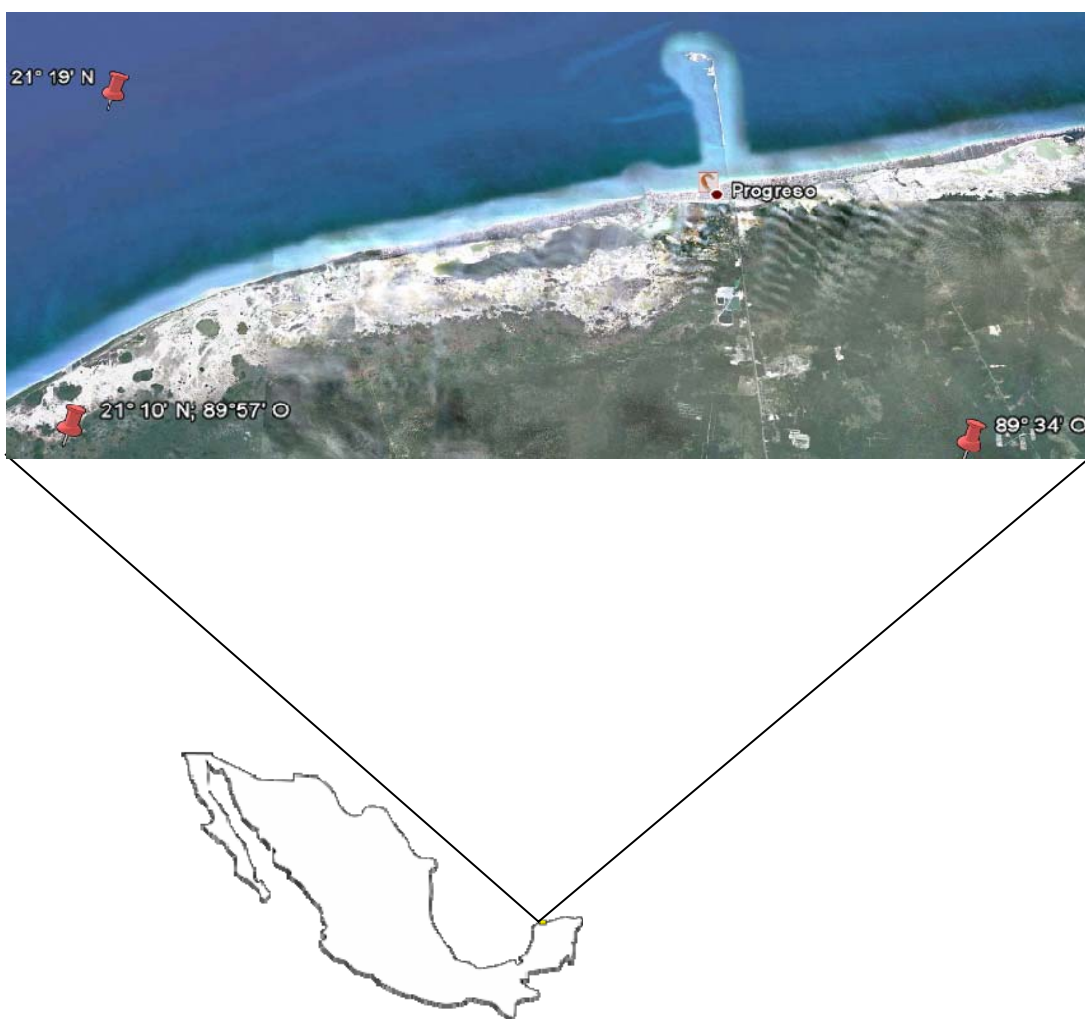


Figura 1. Ubicación del municipio de Progreso, Yucatán.

Progreso presenta una precipitación media anual de 891 mm y temperatura promedio de 26°C (INEGI, 2006) con vientos dominantes de dirección E-NE con una velocidad promedio de 2.5m/s (Valdés *et al.*, 1994). La precipitación en casi toda la región se evapotranspira o se percola por el subsuelo cárstico (Hanshaw y Back, 1980). En la zona de estudio se presenta una marcada estacionalidad, prevaleciendo tres épocas climáticas principales: lluvias, seca y nortes; caracterizándose por el régimen de lluvias y patrón de vientos. Durante la primavera (de marzo a mayo) se presenta la época “Seca” que es cuando se registran los valores más bajos de precipitación pluvial. Durante el verano y el otoño (de junio a octubre) es considerado como la época de “Lluvias”, que es cuando pueden presentarse tormentas tropicales por ser la época de huracanes del Atlántico y del Mar Caribe. De finales de otoño y durante invierno (de noviembre a febrero) se considera como la época de “Nortes”, y aunque no es un periodo regular de lluvias, se pueden presentar algunas tormentas (Herrera *et al.*, 1998; Herrera-Silveira, 2006).

La zona costera se encuentra en contacto permanente con la laguna de Chelem, que es un cuerpo de agua hiperhalino que hasta 1969 contaba con dos bocas naturales; sin embargo, a partir de ese año se abrió una boca artificial permanente en el puerto de Yucalpetén que incrementó la interacción de la laguna con la zona costera. Baja precipitación, alta evaporación y pequeños afloramientos de agua subterránea son las características hidrológicas principales de la laguna (Valdés *et al.*, 1998).

El fondo marino está descrito como arenoso, con escasos pastos marinos - *Thalassia testudinum* y *Halodule wrightii*-, las descargas de aguas subterráneas se presentan en forma difusa por fractura de roca, por lo que no son evidentes como manantiales. Este puerto cuenta con un muelle de altura para el atraque de barcos de gran calado, que transportan mercancía, petróleo y últimamente arriban cruceros

de turistas; por esto es el puerto de mayor actividad industrial de la Península de Yucatán (Aranda, 2004).

Uno de los principales problemas que se presenta en el estado de Yucatán es que las aguas residuales se vierten en fosas sépticas, ya que no existe un sistema de alcantarillado estatal. Por lo general, esas fosas presentan infiltraciones y el efluente no es depurado completamente ya que los pocos sistemas de tratamiento primario y secundario son poco eficientes. Aunado a esto, las actividades económicas están aumentando en la zona, la gestión en la depuración de desechos es poco eficiente, y estos contaminantes que se generan tierra dentro en la península, se arrastran por escorrentía al agua subterránea, descargándose finalmente en la zona costera (Aranda, 2004).

HIPOTESIS

La dinámica entre los procesos de transformación de la materia orgánica en el sedimento y los parámetros físico-químicos del agua se ven alterados por la presencia del muelle de altura en la zona costera de Progreso, Yucatán.

MÉTODOS

Con la finalidad de determinar si existe una influencia de aportes continentales (de origen antropogénico, de agua subterránea o de la laguna de Chelem) o, si la presencia del muelle de aproximadamente 7 km de largo influye en la distribución de los parámetros físico-químicos del agua y la distribución del sedimento, se dividió el área de estudio en cuatro transectos perpendiculares a la costa, cada transecto contó con cuatro estaciones, cubriendo así, una red de 16 estaciones de muestreo más una de referencia, ubicada a una distancia aproximada de 10.5 km de la costa (Figura 2). Se muestra la ubicación y profundidad de las estaciones de muestreo en Anexo I.

Para facilitar la descripción horizontal de los resultados, también se describe la zona en transectos paralelos a la línea de costa, identificados como P1 (estaciones 1, 5, 9 y 13), P2 (estaciones 2, 6, 10 y 14), P3 (estaciones 3, 7, 11 y 15), P4 (estaciones 4, 8, 12 y 16) y P5 estación de Referencia (R).

La laguna de Chelem ha sido bien caracterizada por Valdés *et al.* (1994) y Valdés y Real (1998, 1999); sin embargo, para poder comparar los valores reportados por los autores como referencia y así poder determinar la influencia de la laguna hacia la zona costera, se tomaron en este estudio cuatro estaciones dentro de la laguna (Figura 2).

La zona de estudio presenta una profundidad promedio de 6.5 m. Hay una corriente costera permanente producto de los vientos dominantes del este y también de la influencia de la corriente del Golfo, esta corriente es paralela a la costa y corre de este a oeste (Mariño *et al.*, 2006).

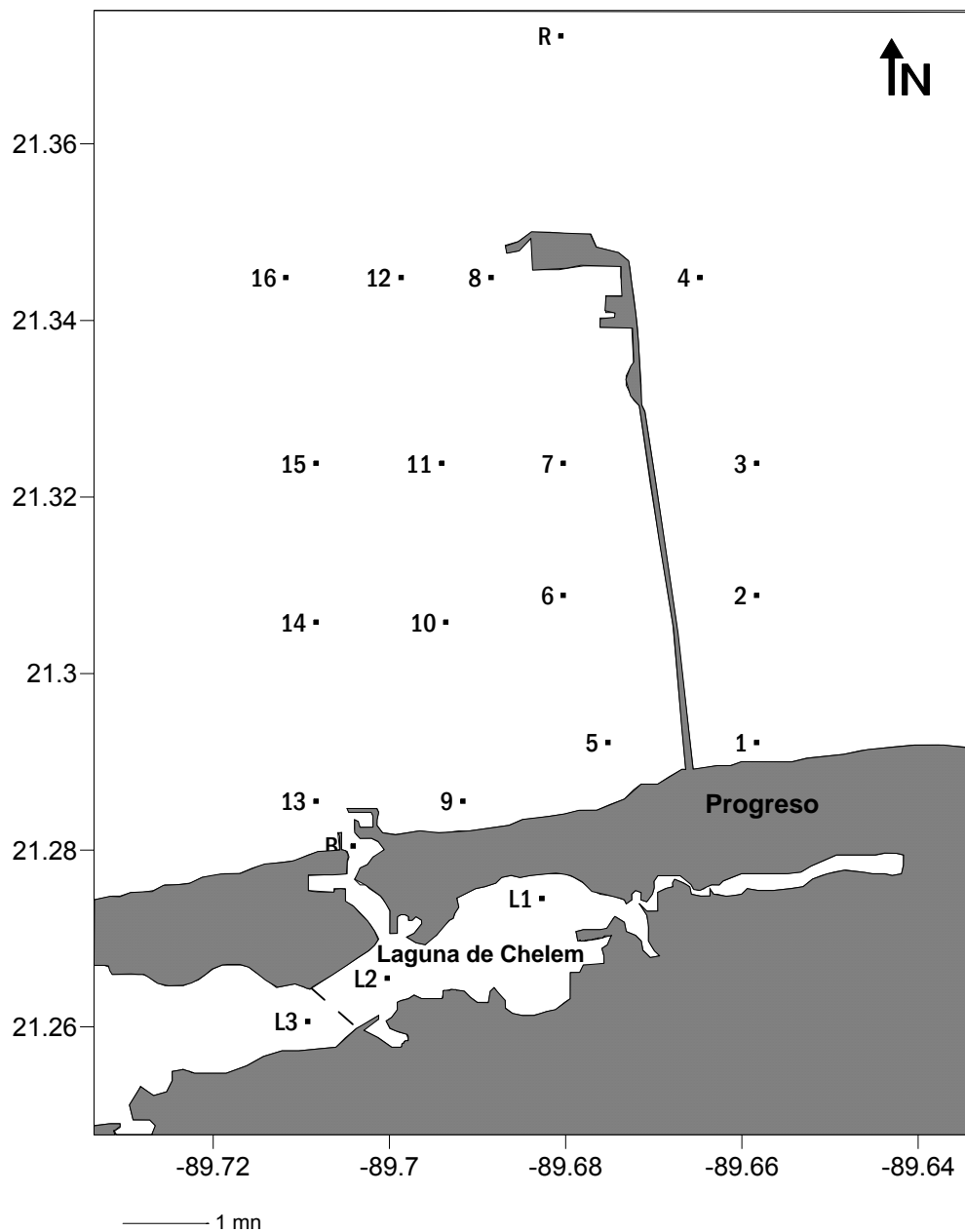


Figura 2. Área de estudio y ubicación de las estaciones de muestreo

Se realizaron muestreos bimensuales en los meses de febrero, abril, junio, agosto, octubre y diciembre del 2007 cubriendo así un ciclo anual, siendo representativos de las tres épocas climáticas principales (nortes, seca y lluvias). En todas las estaciones (Figura 2), se colectaron muestras de agua (en los seis

muestreos), sedimento superficial (cada cuatro meses; abril, agosto y diciembre) y de núcleos de sedimento en el mes de agosto.

Muestreos en columna de agua

A bordo de una lancha, se tomaron mediciones *in situ* de temperatura y concentración de oxígeno disuelto utilizando una sonda Hidrolab modelo YSI 556. Las muestras de agua se recolectaron utilizando una botella Van-Dorn a tres profundidades (en donde la batimetría de la zona lo permitió), las cuales fueron nombradas como superficie (0 m), media (3 m) y fondo (profundidad máxima de la estación), las muestras fueron trasladadas en obscuridad y baja temperatura al laboratorio en donde se refrigeraron hasta su análisis.

Una vez en el laboratorio, se filtraron 500 ml agua a través de un filtro Whatman GF/C (0.45 μ m) previamente tratado, el cual se utilizó para realizar los análisis de sólidos suspendidos orgánicos e inorgánicos de acuerdo a la metodología descrita por Stirling (1985). A la muestra de agua previamente filtrada se determinaron las siguientes variables: amonio (precisión: 0.1; límite de detección: 0.1 μ M), nitritos (precisión: 0.02; límite de detección: 0.01 μ M), nitratos (precisión: 0.05; límite de detección: 0.05 μ M), fosfatos (precisión: 0.03; límite de detección: 0.03 μ M) y silicatos (precisión: 0.25; límite de detección: 0.1 μ M) con las técnicas descritas por Strickland y Parsons (1972).

El fósforo total disuelto se analizó con la metodología descrita por Stirling (1985) (precisión: 8%; rango 2-40) en donde, el fósforo de la muestra se convierte a fósforo reactivo soluble por digestión con una mezcla de ácido sulfúrico y persulfato de potasio. El fósforo inorgánico en la solución se analizó utilizando la técnica colorimétrica de Strickland y Parsons (1972).

Para el análisis de nitrógeno total se utilizó la técnica descrita por Parsons *et al.* (1984) (precisión: 0.4 μM ; rango: 2-40) en donde el nitrógeno de la muestra se convierte a nitratos por digestión con persulfato de potasio. Una vez ajustado el pH de la muestra se analizó como nitrato con la técnica colorimétrica descrita por Strickland y Parsons (1972).

La Salinidad se determinó utilizando un salinómetro de inducción (Kahlsico RS-9) que da como resultado un valor de relación de conductividad, el cual fue transformado a salinidad utilizando las tablas de la UNESCO (1971).

Muestras en sedimento

La toma de muestras se realizó manualmente mediante buceo autónomo, se tomó una cantidad aproximada de 250 g de sedimento superficial (aproximadamente los primeros 5 cm de sedimento), con una pala de plástico y se guardó en bolsas de plástico previamente etiquetadas. Una vez a bordo, se midió el pH y el potencial Redox con electrodos de campo (pHtestr30 y ExStikII respectivamente), posteriormente se guardaron en oscuridad y baja temperatura hasta el laboratorio, en donde se congelaron hasta su análisis.

En el laboratorio estas muestras fueron pesadas y posteriormente se secaron utilizando una liofilizadora Labconco. Una vez secas fueron nuevamente pesadas, la diferencia entre ambos valores se consideró como el peso del agua presente en el sedimento. A continuación se calculó el peso del sedimento seco, los volúmenes de agua y sedimento; cuya relación se toma como porosidad (Buchanan, 1984).

Una vez secas las muestras, se tamizaron y utilizando el programa Interpret[®] se determinó para cada una de las estaciones de muestreo la media del tamaño de grano expresado en unidades Φ (phi); definido como $-\log_2$ (diámetro del

sedimento en mm) (Folk, 1980), y la desviación estándar del sedimento que permite analizar si el sedimento se encuentra bien clasificado (contiene un solo tamaño de partículas) o si está mal clasificado (contiene varios tamaños de partículas). La fracción fina (<500 μm) se separó para los posteriores análisis. Utilizando 0.5 g de muestra, se determinó el porcentaje de carbono orgánico por titulación, oxidando la muestra con 10 ml de dicromato de potasio 1N y agregando posteriormente 20 ml de ácido sulfúrico concentrado con sulfato de plata. El exceso de dicromato se valoró con una solución de sulfato ferroso usando difenilamida como indicador en presencia de ácido fosfórico y fluoruro de sodio (Buchanan, 1984).

Para analizar fósforo total se pesó 0.5 g de sedimento, se hidrató con agua desionizada y se le dio el tratamiento de digestión con persulfato de potasio en un medio ácido (Stirling, 1985) y se analizó la muestra como fósforo reactivo soluble.

Para el análisis de nitrógeno total se utilizaron 0.2 g de sedimento, se hidrató con agua desionizada y se realizó la digestión con persulfato de potasio (Parsons *et al.*, 1984), al extracto se le ajustó el pH y se analizó como nitrato.

En el muestreo de agosto, además del sedimento superficial, también se tomaron manualmente ocho núcleos de sedimento de cada estación, excepto de la estación de referencia ya que ahí, el sustrato está formado de material rocoso impidiendo la incrustación de los núcleos.

En cada estación se ubicó una zona con suficiente sedimento para extraer los núcleos en forma perpendicular al fondo con un tubo de policarbonato de 51 cm de largo x 4.9 cm de diámetro, (procurando obtener mínimo 10 cm de sedimento) e intentando perturbar lo menos posible el sedimento. Estos núcleos se trasladaron en forma vertical hasta el laboratorio en donde se refrigeraron hasta su análisis; con excepción de los núcleos que se utilizaron para el análisis de agua

intersticial, a los cuales inmediatamente al llegar al laboratorio se les extrajo el agua sobrenadante con una pipeta tratando de perturbar lo menos posible el sedimento y se congelaron hasta su análisis.

Una vez en el laboratorio se realizaron los siguientes experimentos:

Tasa de Nitrificación

La determinación se realizó según Taylor (1983) y Sloth *et al.* (1992), para lo cual se tomó por triplicado los núcleos de cada estación y se realizó una preincubación con el fin de restablecer la capa superior oxigenada del sedimento y posteriormente, se inició la incubación utilizando 350 ml de agua de fondo de la misma estación previamente oxigenada.

Durante la incubación, cada núcleo se mantuvo en condiciones controladas de agitación, oscuridad y temperatura, asegurando que cada uno estuviera sellado y en atmósfera de oxígeno. Se tomó una muestra de 20 ml cada 1.5 horas para analizar amonio utilizando la metodología descrita por Strickland y Parsons (1972). Una vez tomada la cuarta muestra, se bloqueó el proceso con acetileno y se continuó tomando muestras hasta las 10 horas de iniciado el experimento. Para obtener el total de amonio producido por el sedimento a los diferentes tiempos de incubación, se hicieron los cálculos tomando en cuenta: la concentración de amonio de cada muestra extraída y el volumen de agua restante en el núcleo durante la incubación.

Posteriormente, se realizó un análisis de correlación lineal utilizando el amonio producido en los diferentes tiempos antes y después de la adición del acetileno. Las pendientes de las correlaciones corresponden a los flujos de amonio del sedimento al agua y la diferencia en el flujo antes y después del bloqueo fue tomada como la tasa de Nitrificación.

Tasa de Desnitrificación

La determinación se realizó según Andersen (1977), para lo cual se tomó por triplicado los núcleos de cada estación, se les extrajo el agua supra-adyacente y cuidando de no alterar el sedimento, se intercambié por 300 ml de agua de fondo de la estación de donde fue tomado el núcleo previamente enriquecida con nitrato (hasta una concentración de 15 μM),

Durante la incubación, cada núcleo se mantuvo en condiciones controladas de agitación, oscuridad y temperatura, asegurando que cada uno estuviera sellado y en atmósfera de nitrógeno. Posteriormente se tomó una muestra cada 3 horas durante 24 horas y se analizó la concentración de nitratos con la metodología descrita por Strickland y Parsons (1972).

Los valores obtenidos se ajustaron contra el tiempo en una ecuación de segundo orden, en la cual, el primer coeficiente correspondió a la tasa de cambio de concentración. Los resultados negativos corresponden a la exportación de nitrógeno a la columna de agua, los resultados positivos indican importación de este elemento al sedimento.

DOS (Demanda de Oxígeno del sedimento)

La determinación se realizó según Nakamura (2003) y Valdés *et al.* (2006), para lo cual se realizaron incubaciones de un núcleo de sedimento por cada estación. A los núcleos se les intercambié el agua supra-adyacente por agua previamente oxigenada de la estación de donde fue tomado, manteniendo cada uno de ellos como un sistema cerrado, bajo condiciones de oscuridad, agitación y temperatura controladas.

Posteriormente, para determinar el consumo de oxígeno por cambios de concentración a través del tiempo, se les midió la concentración de oxígeno disuelto cada 15 minutos durante 2.5 horas con un oxímetro YSI 5000 cuyo sensor se colocó en el interior del núcleo, inmerso en el agua y sin tocar el sedimento. Previo a cada experimento con el núcleo de sedimento, se realizó una incubación control utilizando únicamente el agua de fondo de cada estación, para poder estimar la DOS neta.

La tasa de la DOS se calculó por medio de una regresión lineal de segundo orden, utilizando la concentración de oxígeno contra el tiempo; la derivada de esta ecuación da la pendiente, que se requiere para estimar la DOS con la formula:

$$\text{DOS} = a (V / A)$$

Donde:

a: pendiente en g/L * hr

V: volumen en litros

A: área transversal en m²

La DOS neta es la diferencia entre la DOS del núcleo de sedimento y la DOS de su núcleo control.

Agua Intersticial: (Laima, 1992)

Antes de empezar este análisis, se determinó la concentración de fosfatos y amonio de cada una de las muestras de agua de fondo que se utilizó para extraer la concentración de estos nutrientes en el agua intersticial.

Se utilizaron únicamente los primeros 5 cm de sedimento de cada núcleo en base a los resultados descritos por Law *et al.*, (1991). Una vez cortados se depositaron en vasos de precipitado que contenían agua de fondo de cada

estación; éstos se mantuvieron en atmósfera de nitrógeno y en constante agitación. Una vez que se dejó reposar la muestra, se decantó el agua y se le determinó la concentración de amonio y fosfatos de acuerdo a la metodología descrita por Strickland y Parsons (1972), haciendo posteriormente los cálculos correspondientes para determinar las concentraciones de nutrientes en el agua intersticial.

Para estimar los flujos de nutrientes entre el agua y sedimento se utilizó la primera Ley de Fick (Berner, 1980), la cual establece que cuando existe un gradiente de concentración (dC/dz) habrá un flujo (F), que depende directamente de la magnitud del gradiente y del coeficiente de difusión de la especie química en cuestión (D). A esta ecuación es necesario introducir factores de corrección por la porosidad del sedimento (ϕ) (Berner, 1980):

$$F = -\phi D^o (dC/dz)$$

Los coeficientes de difusión que se utilizaron debido a que incluyen la corrección por tortuosidad fueron los reportados por Li y Gregory (1974).

$$\text{NH}_4^+: 19.8 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 / \text{s}$$

$$\text{PO}_4^{-3}: 7.25 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 / \text{s}$$

Para la prueba estadística ANOVA se utilizó el programa STATISTICS 6[®] y para el Análisis de Redundancia Canónica (RDA) se utilizó el programa CANOCO 4.5[®]

RESULTADOS

Se realizó una Anova de una vía para identificar si existen diferencias significativas de los parámetros medidos a las tres profundidades muestreadas (superficie S, media M y fondo F) y para determinar si la distribución de los parámetros físico-químicos del agua están siendo afectados por procesos de estratificación de la columna de agua. Al aplicar una ANOVA a los resultados de nutrientes y temperatura, se observó que esta última fue la única variable que mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre S, M y F en los meses junio y agosto y únicamente diferencias significativas entre S y F para los meses de abril, octubre y diciembre. Esto sugiere que la columna de agua se encuentra mezclada durante todo el año debido a que la zona es poco profunda (Anexo II) y la acción del viento más la influencia del oleaje mezclan constantemente la columna de agua.

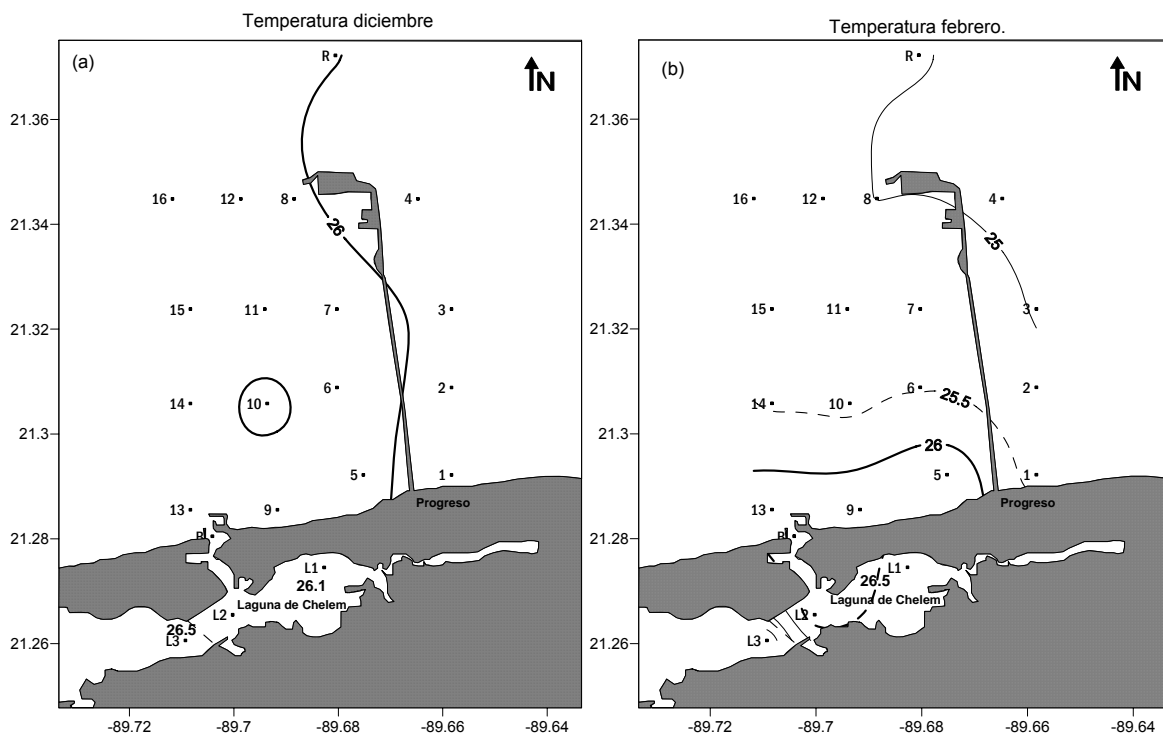
Para facilitar la interpretación de la información y tomando en cuenta que las diferencias entre las distintas profundidades fueron generalmente no significativas, se tomaron como réplicas los datos de las distintas profundidades de cada estación de muestreo y se integró toda la información de manera que los resultados que se presentan son el valor medio de cada parámetro para cada estación de muestreo.

En los mapas de distribución horizontal, las isolíneas de temperatura se muestran en intervalos de 0.5°C . La línea continua remarcada es la isoterma de 26°C que es el valor promedio de toda el área de estudio, la línea punteada remarcada es el valor inmediato superior (26.5°C) y la línea punteada muestra el valor inmediato inferior (25.5°C).

Durante la temporada de nortes, entre diciembre y febrero la temperatura presentó una distribución homogénea con valores $\sim 26^{\circ}\text{C}$ incluyendo las estaciones de la laguna de Chelem (Figura 3a y b). Para la temporada de seca, en

abril (Figura 3c) se mantiene la misma distribución con un incremento en los valores dentro de la laguna. En junio (Figura 3d) aumenta la temperatura en la zona costera, con valores máximos de $\sim 29^{\circ}\text{C}$ en el transecto P1, similares a las de la laguna, el resto de las estaciones presentan menor temperatura (hasta $\sim 25.5^{\circ}\text{C}$ en el transecto P4 y P5).

En lluvias durante agosto (Figura 3e) se mantiene el mismo comportamiento que en junio, aunque con una variación de $\sim 28^{\circ}\text{C}$ en P1 a $\sim 25^{\circ}\text{C}$ en P4 y P5, sin embargo en octubre (Figura 3f) se presenta una temperatura homogénea en toda el área de estudio (incluyendo la laguna) con un valor $\sim 25^{\circ}\text{C}$.



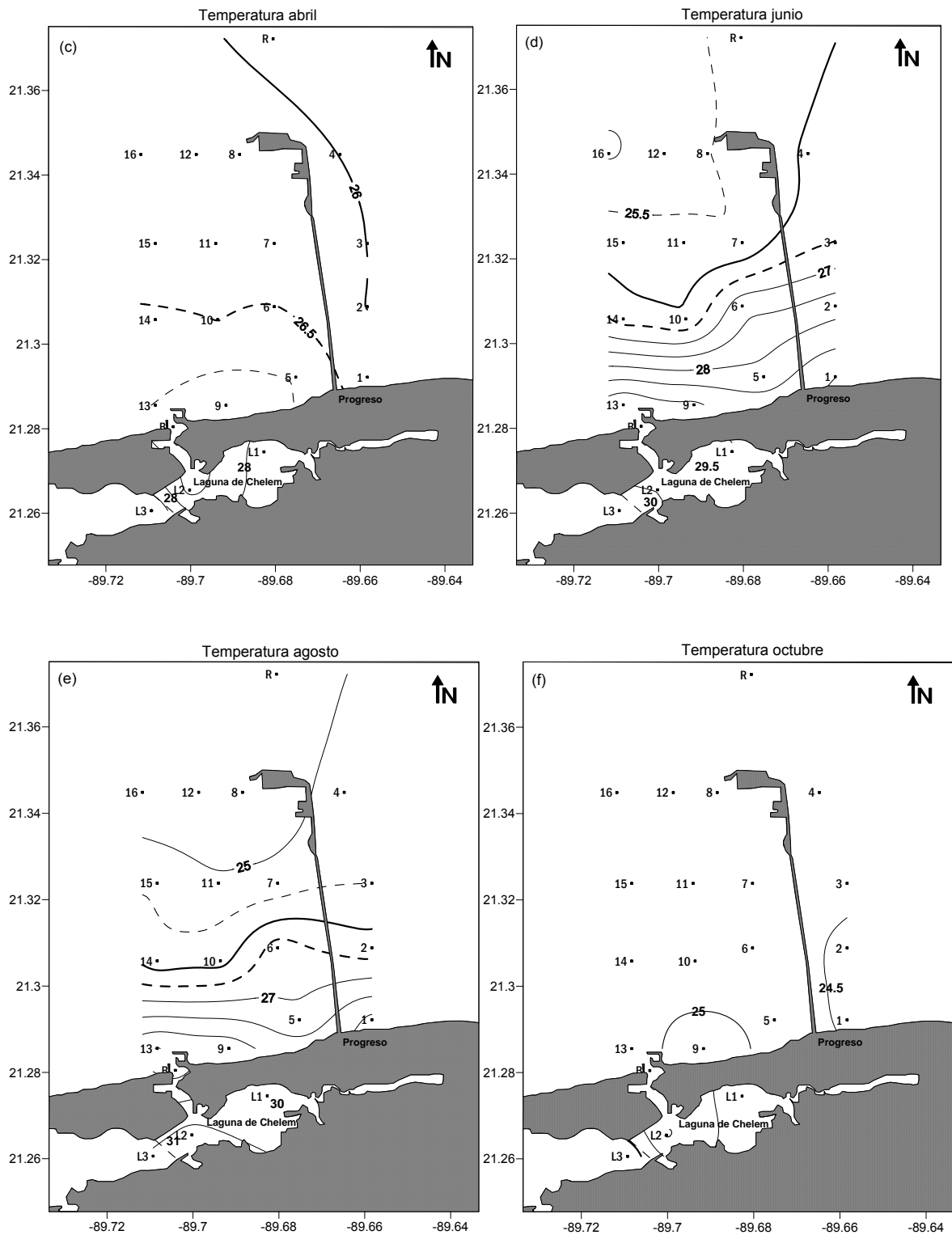


Figura 3. Distribución espacial de temperatura (°C) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre

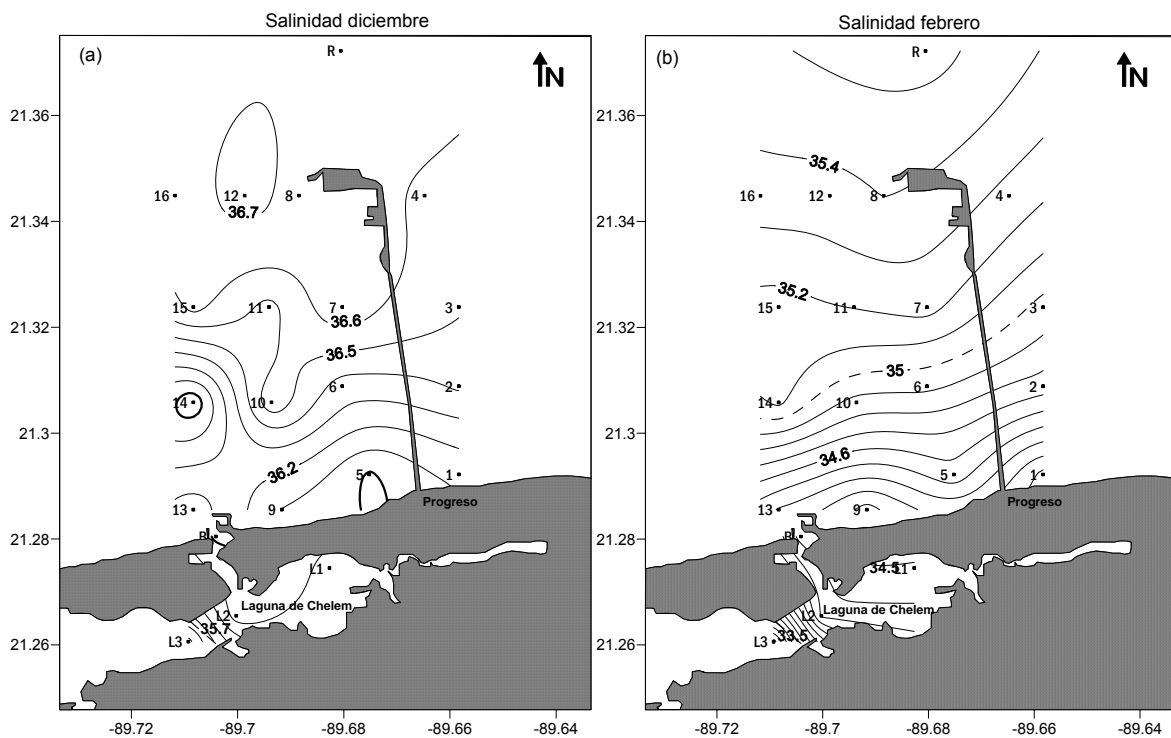
En los mapas de distribución horizontal de salinidad (Figura 4 a-f) las isolíneas se muestran en intervalos de 0.1. La línea continua remarcada es la isohalina de 36 que es el valor promedio de toda el área de estudio, la línea punteada remarcada es de 37 y la línea punteada es de 35.

En la temporada de nortes, diciembre presentó una salinidad promedio de 36.4. La distribución horizontal (Figura 4a) muestra un gradiente de salinidad de las estaciones mas alejadas de la línea de la costa (transectos P3 y P4) disminuyendo hacia el transecto P1. La laguna presentó los valores más bajos (~35.7). La distribución horizontal en febrero (Figura 4b) mostró el mismo comportamiento que en diciembre aunque el valor de la salinidad fue el mas bajo de todo el año (34.9 en la zona costera y ~34 en la laguna).

Para la época de seca (Figura 4c-d) la salinidad se incrementó en la zona costera, presentando los valores máximos en esta temporada ~37.1. En abril la salinidad presenta un comportamiento homogéneo con valores entre 36.2 y 36.3 excepto en el transecto P3 donde alcanzó ~37. La laguna mostró valores menores hacia la boca. En junio (Figura.4d) se observa un gradiente siendo el transecto P1 el que mostró mayor salinidad (~37) disminuyendo hacia las estaciones alejadas de la línea de costa. En este mes aumentó la salinidad en la laguna con valores semejantes al transecto P1.

Durante la temporada de lluvias (Figura 4e-f) se observa en el mes de agosto un ligero gradiente positivo de las estaciones al este del muelle con menor salinidad (~35.9) hacia en el resto de las estaciones (~36.1). En la laguna se observan salinidades semejantes a la zona costera excepto en la estación L1 donde se presenta menor salinidad (34.8).

Para octubre (Figura 4f) los valores en el transecto P1 disminuyen (~35), aumentando en los transectos P3, P4 y P5 en donde la salinidad alcanza valores ~ 36.5. En la laguna las estaciones cercanas a la boca (B y L2) presentaron valores semejantes a la zona costera sin embargo, en las estaciones al interior de la boca se presentaron salinidades bajas 26.7 en L3 y 32.1 en L1.



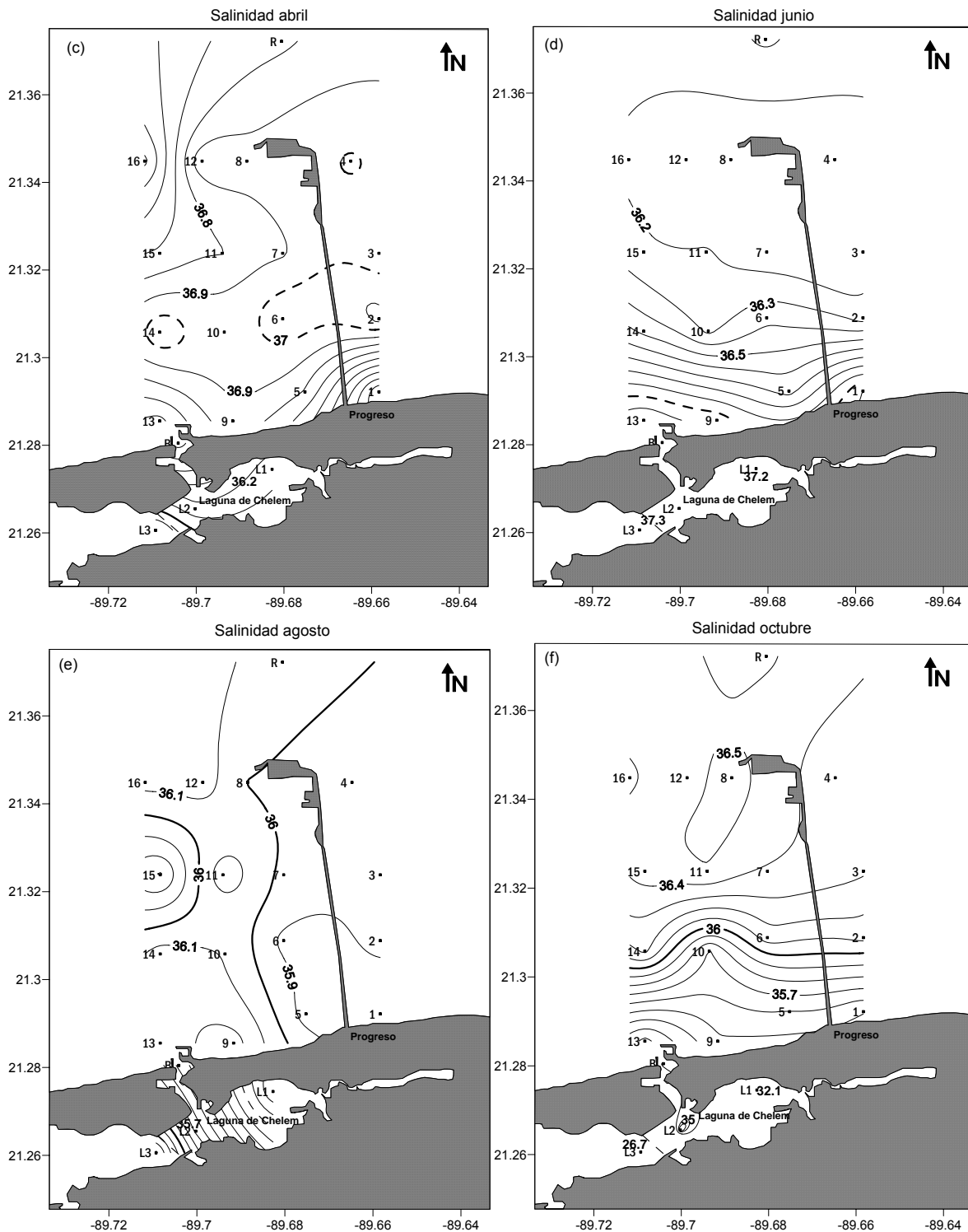


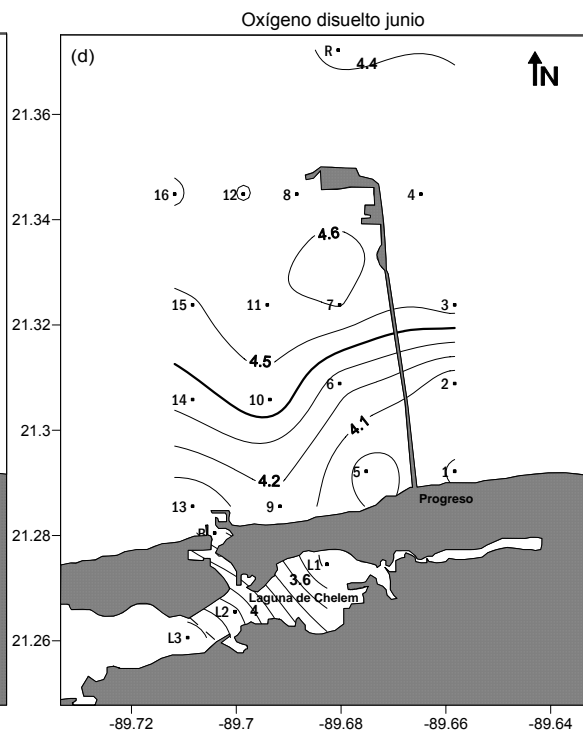
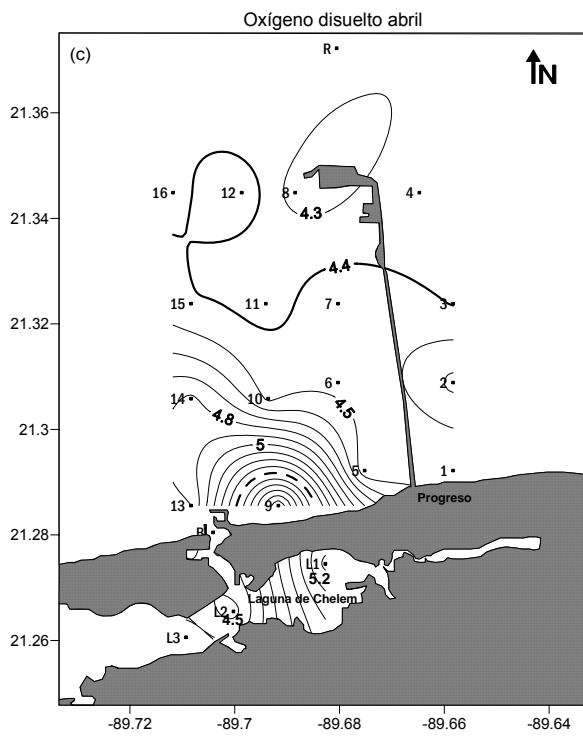
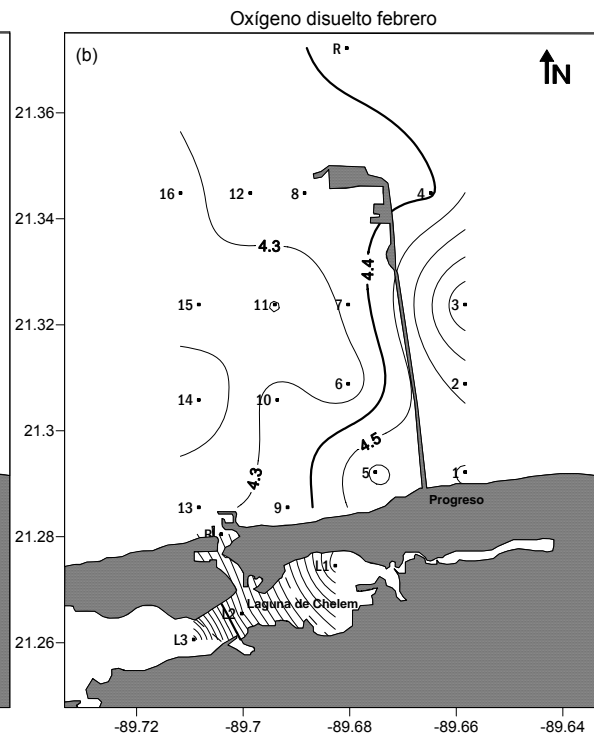
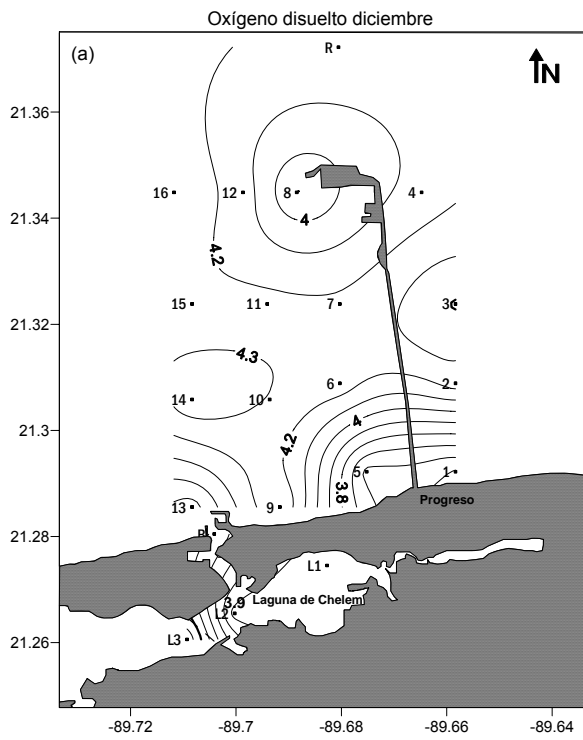
Figura 4. Distribución espacial de salinidad en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre

Los mapas de distribución horizontal de oxígeno disuelto (Figura 5a-f) están realizados a un intervalo de 0.1 ml L^{-1} . La línea continua remarcada es la isolínea de 4.4 ml L^{-1} que es la concentración media para todo el periodo de muestreo. La línea punteada remarcada es la isolínea de 5.4 ml L^{-1} y la línea punteada es la de concentración de 3.4 ml L^{-1} .

En la temporada de nortes diciembre (Figura 5a) mostró las menores concentraciones de oxígeno disuelto ($\sim 3.6 \text{ ml L}^{-1}$) en el transecto P1 incrementándose hacia las estaciones alejadas de la línea de la costa. En el mes de febrero (Figura 5b), se observó una concentración homogénea en toda el área de estudio, con valores $\sim 4.3 \text{ ml L}^{-1}$ en las estaciones del lado este del muelle y de $\sim 4.6 \text{ ml L}^{-1}$ en el resto. En la laguna se registraron valores semejantes a la zona costera con excepción de la estación L3 en donde fue de 5.2 ml L^{-1} .

Durante la época de seca, en abril aumentan los valores en el transecto P1; pero únicamente en las estaciones que se encuentran al oeste de muelle, principalmente en la estación 9 en donde se encontró la máxima concentración (5.9 ml L^{-1}). En la laguna las concentraciones de oxígeno disuelto son semejantes a las del transecto P1 ($\sim 4.5 \text{ ml L}^{-1}$). Para junio se invierte la distribución de oxígeno con respecto a la de abril y las concentraciones del transecto P1 disminuyen hasta $\sim 4 \text{ ml L}^{-1}$ encontrando las mayores concentraciones en las estaciones alejadas a la línea de costa hasta un valor de 4.6 ml L^{-1} para la estación 7.

En la época de lluvias (Figura 5e-f) durante agosto se mantiene tanto la distribución como las concentraciones de oxígeno disuelto; sin embargo, en octubre incrementa la concentración y la distribución se muestra heterogénea en toda el área de estudio con máximos valores (5.2 , 4.7 y 4.9 ml L^{-1}) en las estaciones 9, 5 y 6 respectivamente.



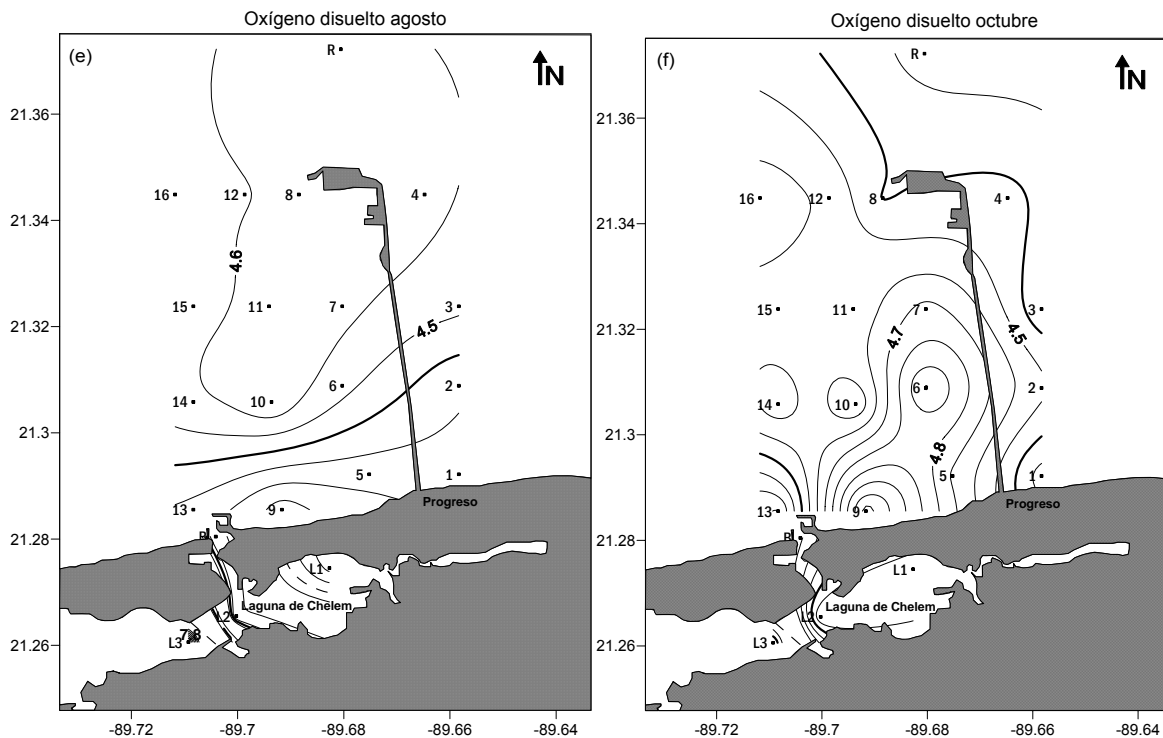


Figura 5. Distribución espacial de oxígeno disuelto (mg L^{-1}) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre

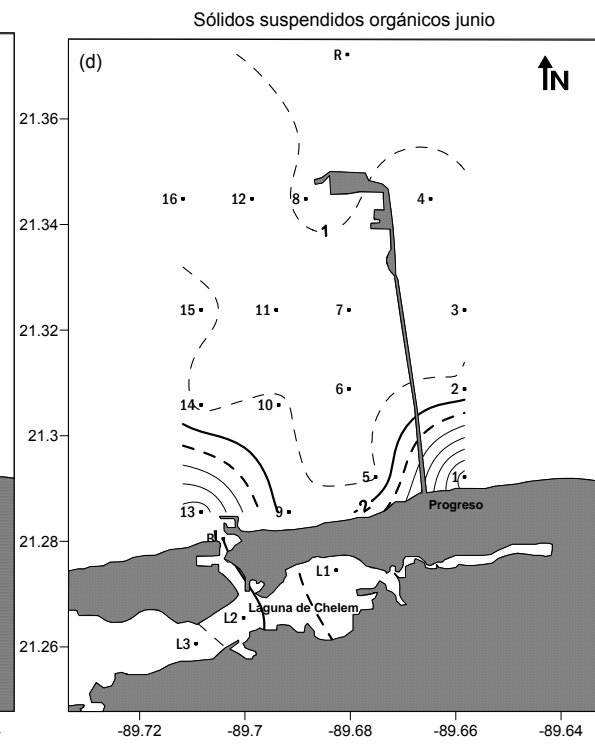
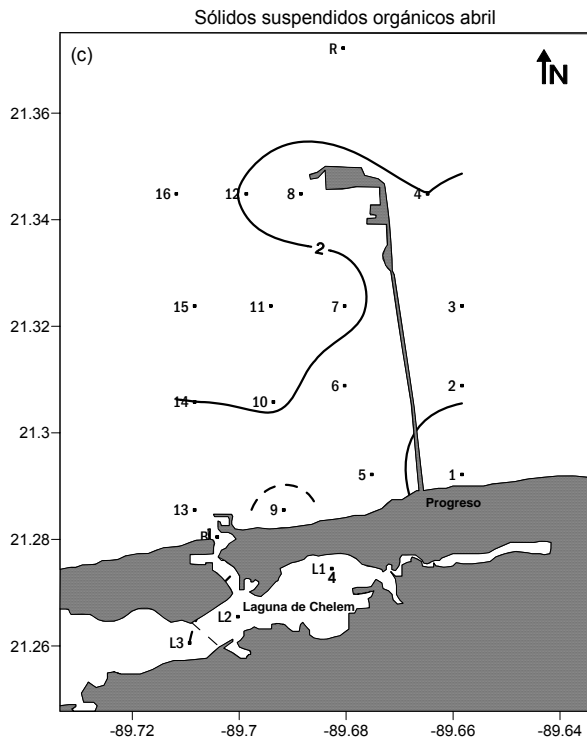
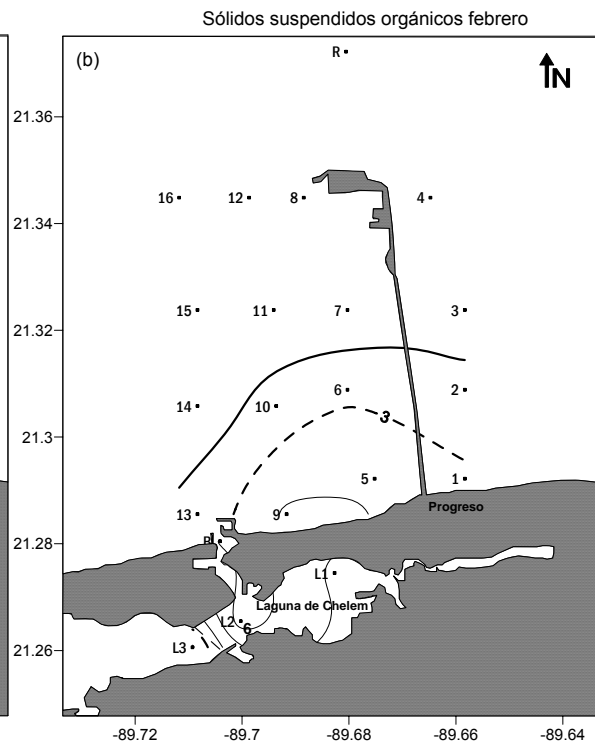
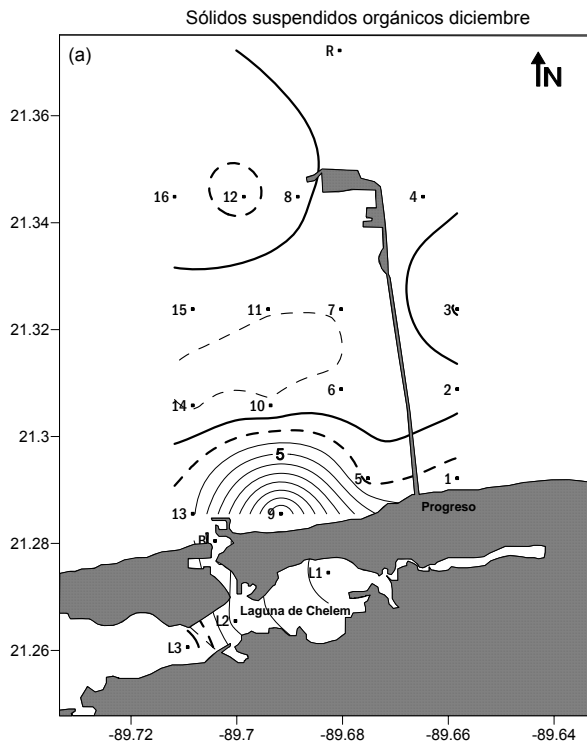
Los mapas de distribución horizontal de sólidos suspendidos orgánicos se muestran en las Figuras 6a-f, realizados a un intervalo de 1 mg L^{-1} . La línea continua remarcada es la isolínea de 2 mg L^{-1} que es la concentración media para todo el periodo de muestreo. La línea punteada remarcada es la isolínea de 3 mg L^{-1} y la línea punteada indica 1 mg L^{-1} .

En la temporada de nortes, en diciembre (Figura 6a), las máximas concentraciones se presentaron en las estaciones costeras con valores que van de 5 hasta 12 mg L^{-1} , disminuyendo hacia los transectos P2, P3 y P4 ($1\text{-}3 \text{ mg L}^{-1}$). En febrero se presentó una distribución homogénea en casi toda el área de estudio, con concentraciones alrededor de la media, incrementándose hasta 4 mg

L^{-1} en las estaciones 1 y 5 (Figura 6b) mientras la laguna de Chelem presentó valores entre 5 y 6 $mg L^{-1}$ en las estaciones L1 y L2 respectivamente.

Durante la temporada de seca (Figura 6d-e) se presentaron bajos valores con una distribución horizontal homogénea tanto en abril como en junio teniendo para ambos las mayores concentraciones en el transecto P1 sobre todo durante junio en donde la estación 1 y 13 presentaron los valores máximos (8 y 6 $mg L^{-1}$ respectivamente). Dentro de la laguna de Chelem se mantuvieron concentraciones alrededor de la media.

En lluvias (Figura 6e) durante agosto disminuyeron las concentraciones de sólidos suspendidos orgánicos en toda el área de estudio (incluyendo la laguna), presentando una distribución homogénea con valores $\sim 1 mg L^{-1}$. Sin embargo en octubre se encontró que el transecto P1 presentó los valores mas altos de sólidos suspendidos orgánicos con valores que llegan hasta los 9 $mg L^{-1}$ (estación 9) disminuyendo en los demás transectos (P2, P3 y P4) con concentraciones de 3 $mg L^{-1}$. La estación de Referencia (R) presentó concentración similar a la de las estaciones costeras (6 $mg L^{-1}$) y la laguna mostró valores de 29 $mg L^{-1}$ en la estación L1, 23 $mg L^{-1}$ en la estación L2 y disminuye hasta 6 $mg L^{-1}$ en la estación L3.



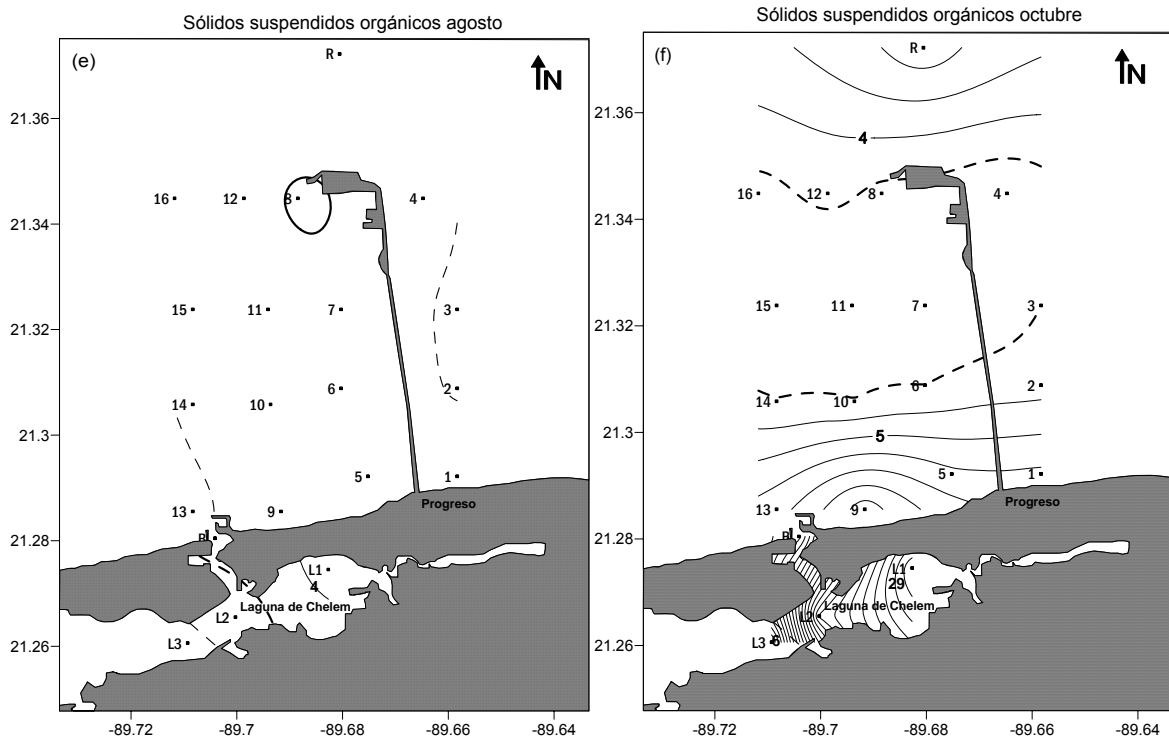


Figura 6. Distribución espacial de sólidos suspendidos orgánicos (mg L^{-1}) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre

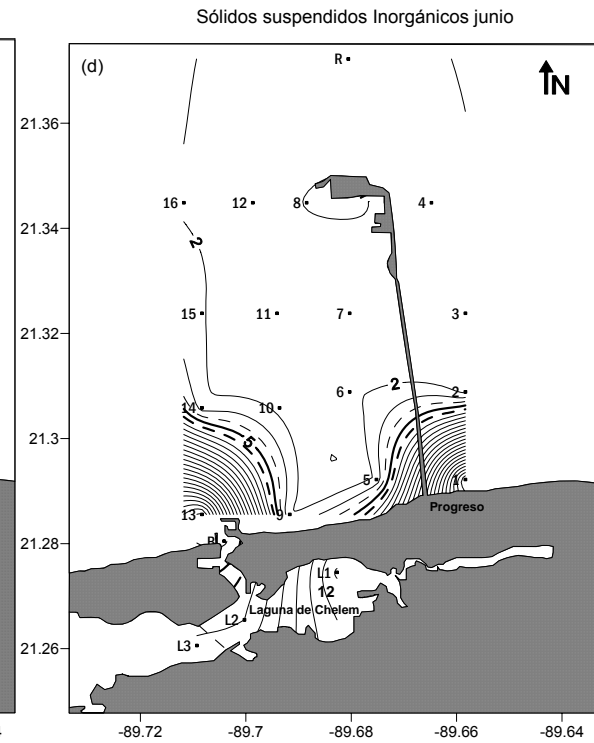
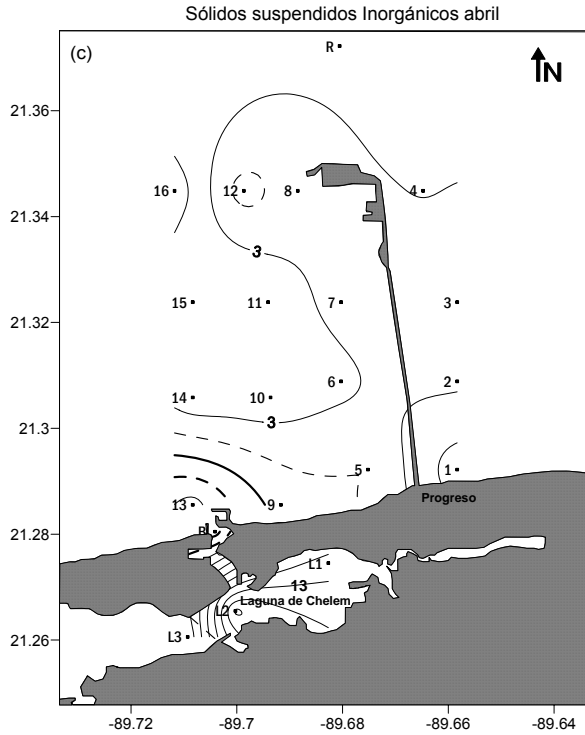
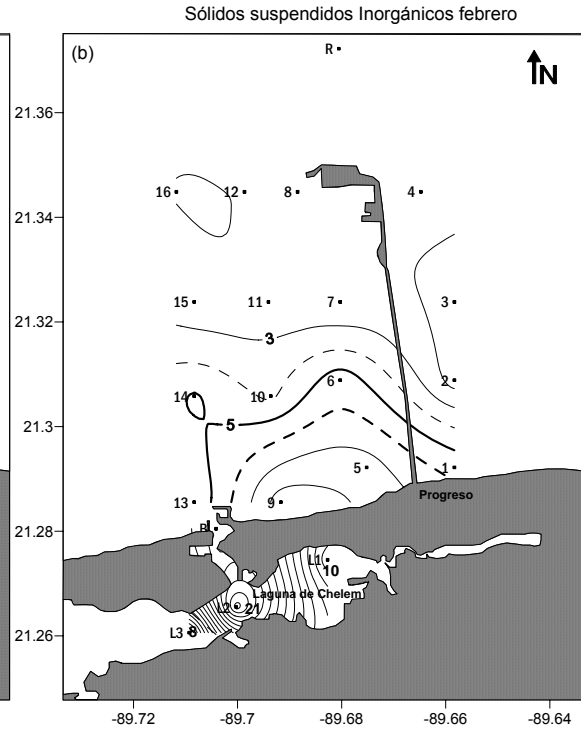
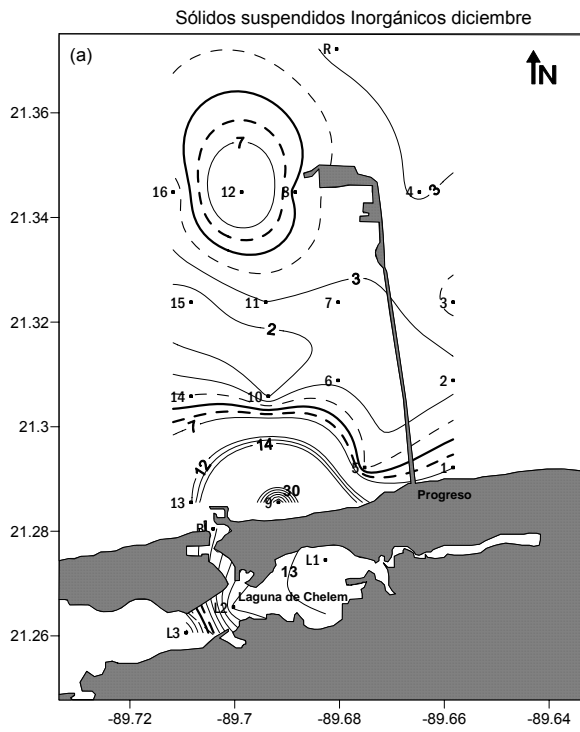
La Figura 7(a-f) muestra los mapas de distribución horizontal de sólidos suspendidos inorgánicos con un intervalo de 1 mg L^{-1} , siendo la línea remarcada la concentración media para todo el periodo de muestreo (5 mg L^{-1}), la línea punteada indica una concentración de 4 mg L^{-1} y la línea punteada remarcada es la isolínea de 6 mg L^{-1} .

Durante los Nortes, en diciembre (figura 7a) la distribución horizontal fue heterogénea con valores máximos en la estación 9 (35 mg L^{-1}) y $\sim 12 \text{ mg L}^{-1}$ en el resto de las estaciones del transecto P1, disminuyendo su concentración en los transectos P2 y P3 e incrementándose nuevamente hacia el transecto P4 con valores $\sim 5 \text{ mg L}^{-1}$. La laguna de Chelem presenta valores similares a las estaciones costeras.

En febrero (Figura 7b) las mayores concentraciones de sólidos suspendidos inorgánicos se encontraron en las estaciones cercanas a la costa con valores alrededor de la media disminuyendo hacia las estaciones mas alejadas hasta una concentración de 2 mg L^{-1} . La laguna de Chelem presentó valores más altos en todas las estaciones siendo la L2 la que mostró la máxima concentración (21 mg L^{-1}).

Para la temporada de secas, abril (Figura 7c) presentó una distribución homogénea de $\sim 3 \text{ mg L}^{-1}$, teniendo valores más altos en las estaciones costeras, principalmente por influencia de la laguna de Chelem. En junio se mantienen las bajas concentraciones en casi toda el área de estudio con valores $\sim 2 \text{ mg L}^{-1}$ excepto en las estaciones del trayecto P1 en donde se observó una concentración máxima de 26 mg L^{-1} .

Las Figuras 7(e-f) representan la distribución horizontal de sólidos suspendidos inorgánicos para la temporada de lluvias, en donde se puede observar que durante agosto la zona de estudio presentó una distribución homogénea con las menores concentraciones de todo el periodo de muestreo (2 mg L^{-1}), mientras que en octubre se puede observar un gradiente con las mayores concentraciones en las estaciones cercanas a la costa (9 a 17 mg L^{-1}) y disminuyendo hacia el resto de las estaciones (5 y 6 mg L^{-1}), excepto la de referencia que presentó una concentración de 16 mg L^{-1} . En la laguna de Chelem se incrementaron los valores que fueron de 64 a 22 mg L^{-1} en la estación L1 y L3, respectivamente.



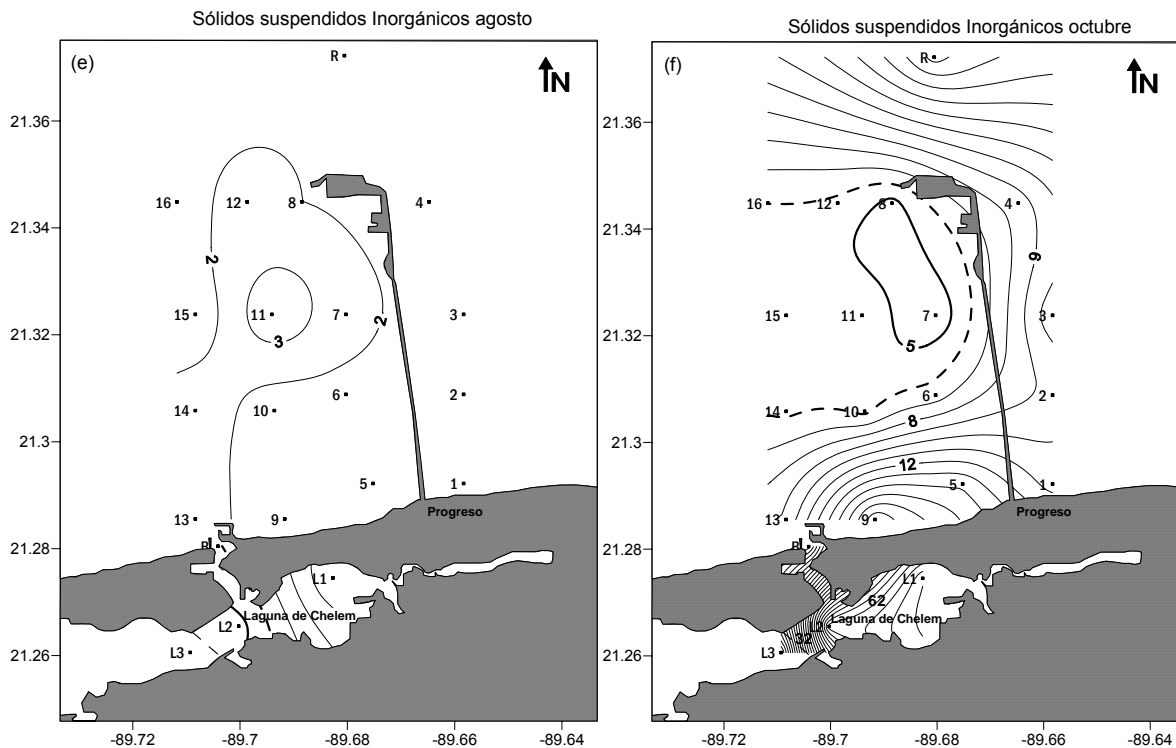


Figura 7. Distribución espacial de sólidos suspendidos inorgánicos (mg L^{-1}) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre

Las Figuras 8(a-f) muestran la distribución horizontal de fosfatos durante todo el periodo estudiado, los mapas se realizaron con un intervalo de $0.02 \mu\text{M}$, siendo la línea continua remarcada la concentración media de todo el periodo de estudio ($0.1 \mu\text{M}$), la línea punteada representa una concentración de $0.02 \mu\text{M}$ y la línea punteada remarcada indica un valor de $0.2 \mu\text{M}$.

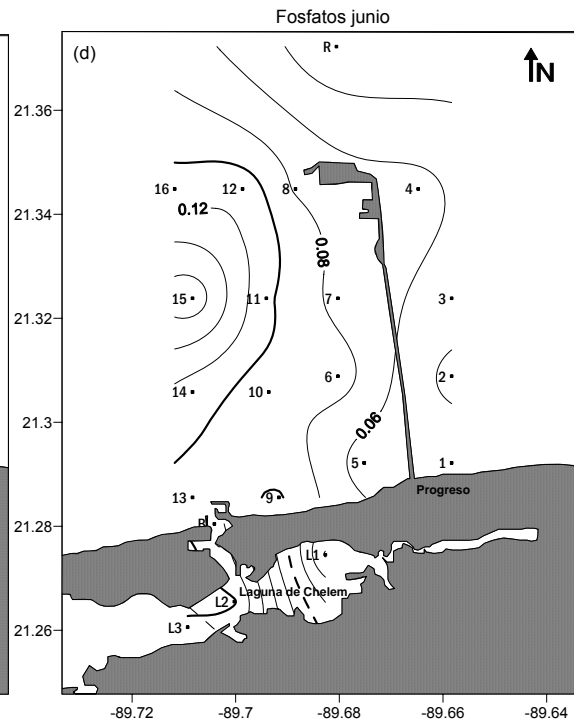
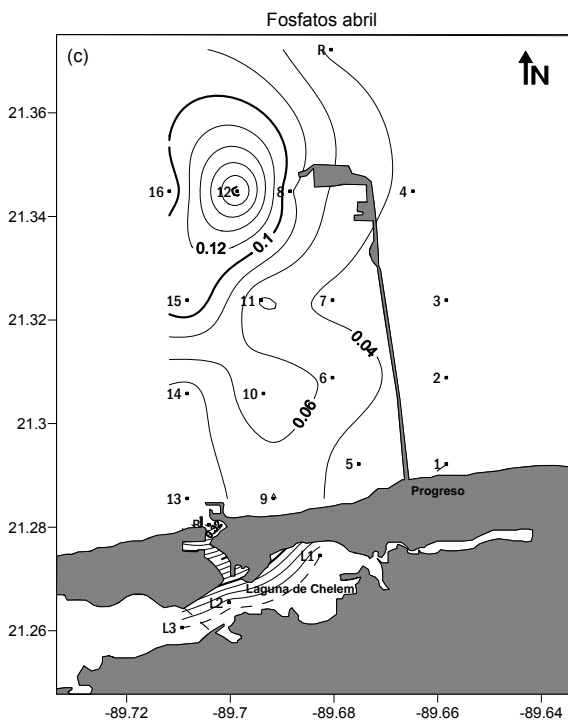
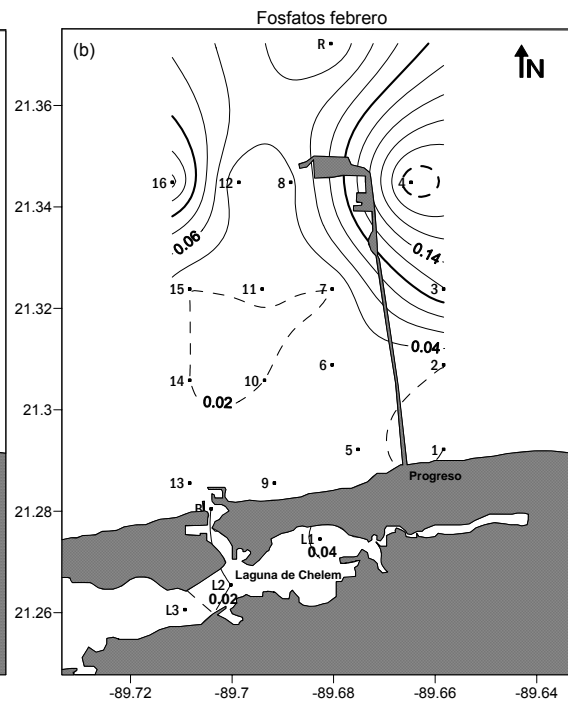
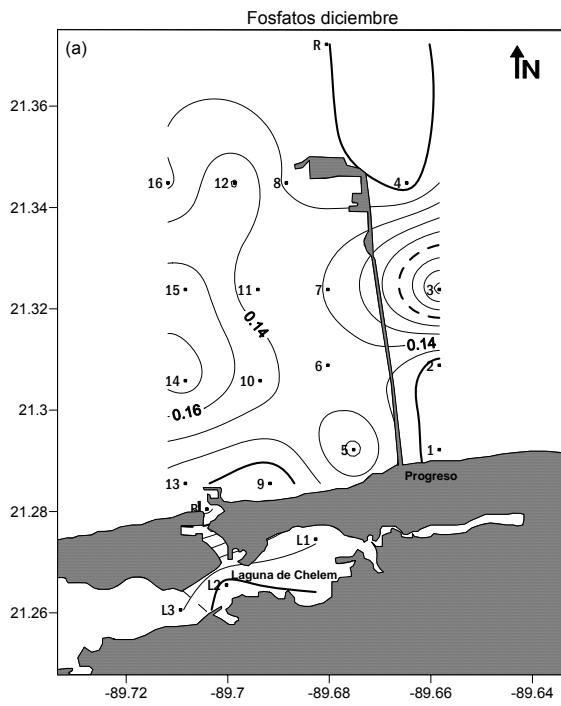
Durante nortes, en diciembre (Figura 8a) la zona presentó una distribución homogénea ($\sim 0.1\text{-}0.18 \mu\text{M}$), con concentraciones más altas que en febrero, siendo las estación 3 la que presentó el valor máximo para ese muestreo ($0.26 \mu\text{M}$). En la laguna también se incrementaron los valores respecto a febrero con una concentración $\sim 0.1 \mu\text{M}$.

En febrero (Figura 8b) se presentó una concentración de $\sim 0.02 \mu\text{M}$ en casi toda el área de estudio, siendo las estaciones más alejadas de la costa en donde se presentaron altas concentraciones para ese muestreo (0.13 , 0.2 , 0.14 y $0.08 \mu\text{M}$) en las estaciones 3, 4, 16 y R respectivamente. En la laguna de Chelem las concentraciones fluctuaron entre 0.02 y $0.04 \mu\text{M}$.

En el periodo climático de seca, la máxima concentración de fosfatos fue de $0.2 \mu\text{M}$, presentando en abril (Figura 8c) concentraciones entre 0.04 y $0.06 \mu\text{M}$ en casi toda el área de estudio, con valores más altos ($0.1 \mu\text{M}$) en las estaciones 8, 15 y 16 e incrementando en la estación 12 ($0.2 \mu\text{M}$).

En junio (Figura 8d), la distribución horizontal mostró menores concentraciones ($0.04 \mu\text{M}$) al este del muelle incrementando hacia el resto de las estaciones hasta llegar a $0.12 - 0.16 \mu\text{M}$. La laguna de Chelem también presentó un gradiente de $0.02 \mu\text{M}$ en las estaciones L1, L2 y L3 hasta $0.32 \mu\text{M}$ en la boca.

Durante lluvias, agosto (Figura 8e) presentó un ligero gradiente de este a oeste, con concentraciones entre 0.08 y $0.12 \mu\text{M}$ siendo la máxima ($0.14 \mu\text{M}$) en la estación 9. Los valores dentro de la laguna de Chelem estuvieron alrededor de $0.1 \mu\text{M}$. Octubre (Figura 8f) presentó las máximas concentraciones de fosfatos en casi toda el área de estudio (entre 0.12 y $0.18 \mu\text{M}$), siendo las estaciones 5, 12, 16, y R las de mayor concentración ($0.22 \mu\text{M}$). La laguna de Chelem también presentó valores altos 0.2 y $0.22 \mu\text{M}$.



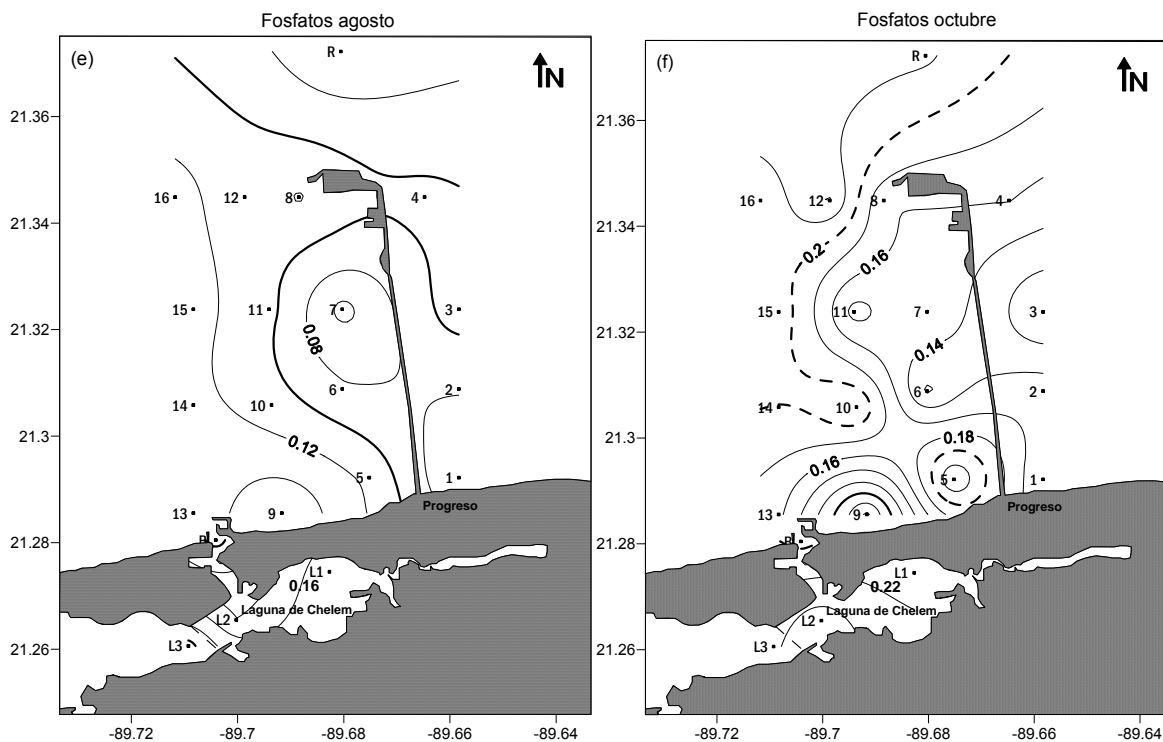


Figura 8. Distribución espacial de fosfatos (μM) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre

Los mapas de distribución horizontal de fósforo total se muestran en las Figuras 9(a-f) los cuales fueron realizados a un intervalo de $0.1 \mu\text{M}$. La línea punteada remarcada indica una concentración de $0.6 \mu\text{M}$, la línea continua remarcada señala $0.5 \mu\text{M}$ que es el valor medio para todo el periodo de muestreo y la línea punteada remarcada indica $0.4 \mu\text{M}$.

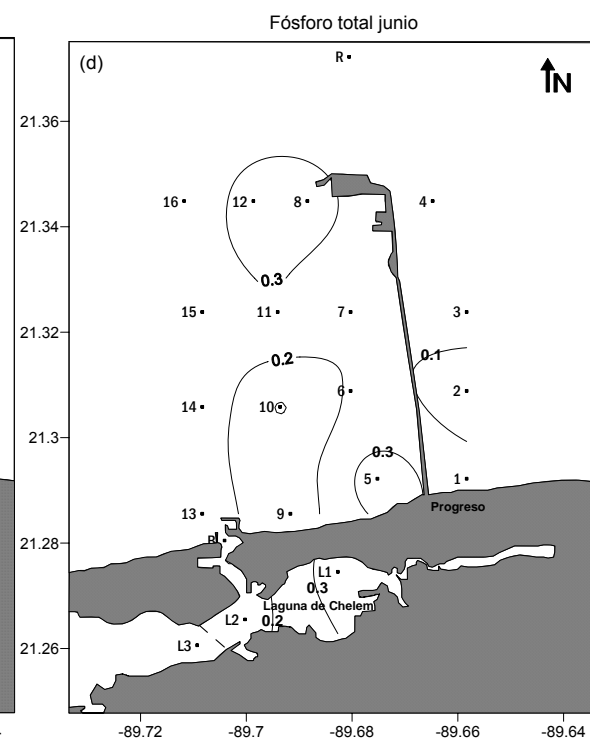
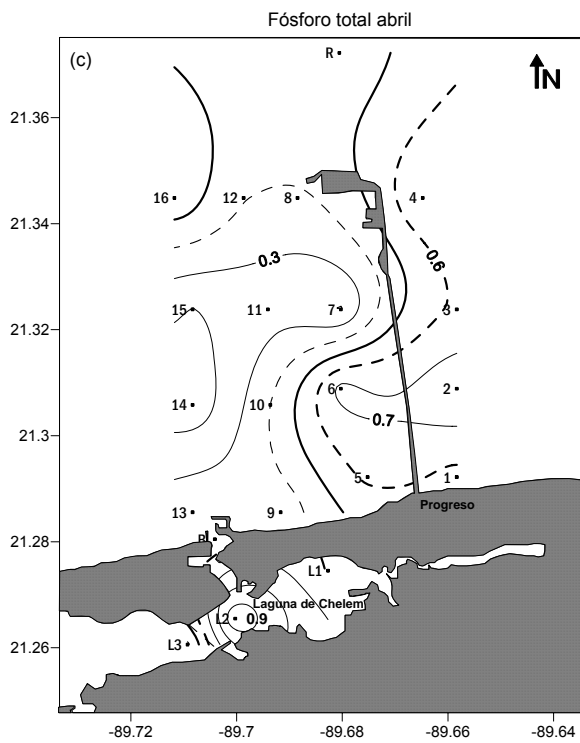
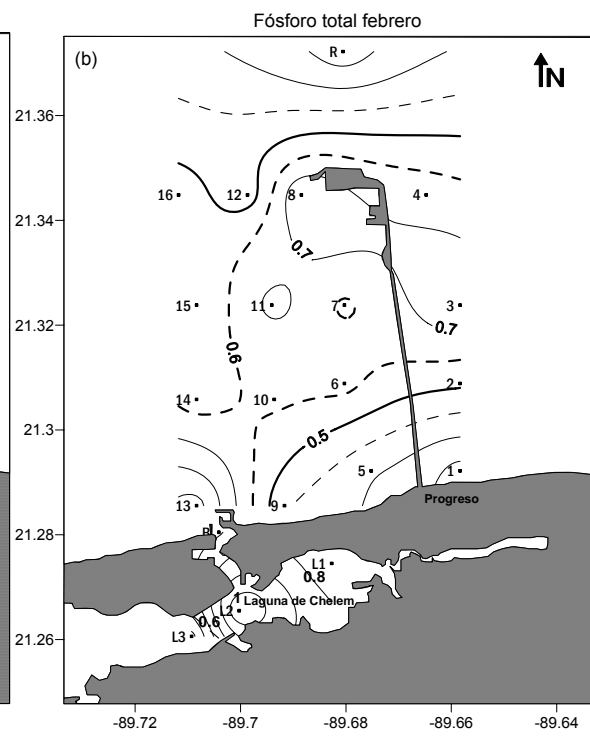
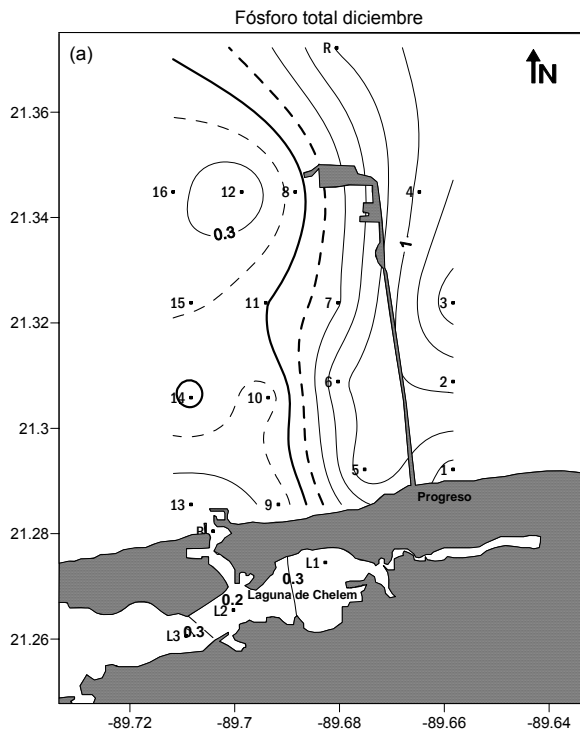
En diciembre (Figura 9a) se encontraron las mayores concentraciones en las estaciones al este del muelle ($\sim 1.2 - 0.9 \mu\text{M}$) disminuyendo hacia las estaciones del oeste ($0.7 - 0.3 \mu\text{M}$). La laguna de Chelem presentó bajas concentraciones igual a la de las estaciones costeras frente a la boca.

Durante febrero, la mayor concentración ($0.9 \mu\text{M}$) se encontró en la estación 13 (frente a la laguna de Chelem), disminuyendo hacia las estaciones centrales en donde se mantuvieron alrededor de $0.6 \mu\text{M}$ y disminuyendo hacia la estación R ($0.2 \mu\text{M}$). Las estaciones 1 y 5 también presentaron bajas concentraciones ($\sim 0.3 \mu\text{M}$).

Durante la temporada climática de seca, en abril (Figura 9c) se presentó una distribución similar a la de diciembre aunque con menores concentraciones ($\sim 0.7 - 0.6 \mu\text{M}$) al este del muelle y $0.4 - 0.2 \mu\text{M}$ en el resto. En la laguna de Chelem aumentaron las concentraciones en toda la laguna con un valor máximo en la estación L2 ($0.9 \mu\text{M}$). En junio (Figura 9d) se presentó una distribución homogénea con valores bajos entre 0.1 y $0.3 \mu\text{M}$ en toda el área de estudio incluyendo la laguna de Chelem.

En agosto (Figura 9e) permanecen bajas las concentraciones en casi toda el área de estudio excepto en las estaciones 6, 12 y 16 en donde se observaron valores alrededor de la media. ($\sim 0.5 \mu\text{M}$). En la laguna de Chelem se observaron valores similares a la zona costera con excepción de la boca en donde se presentó la máxima concentración de todo el mes ($0.7 \mu\text{M}$).

Para octubre aumentaron las concentraciones en todo el área de estudio, presentándose una distribución similar a diciembre, aunque con una diferencia general alrededor de $0.1 \mu\text{M}$.



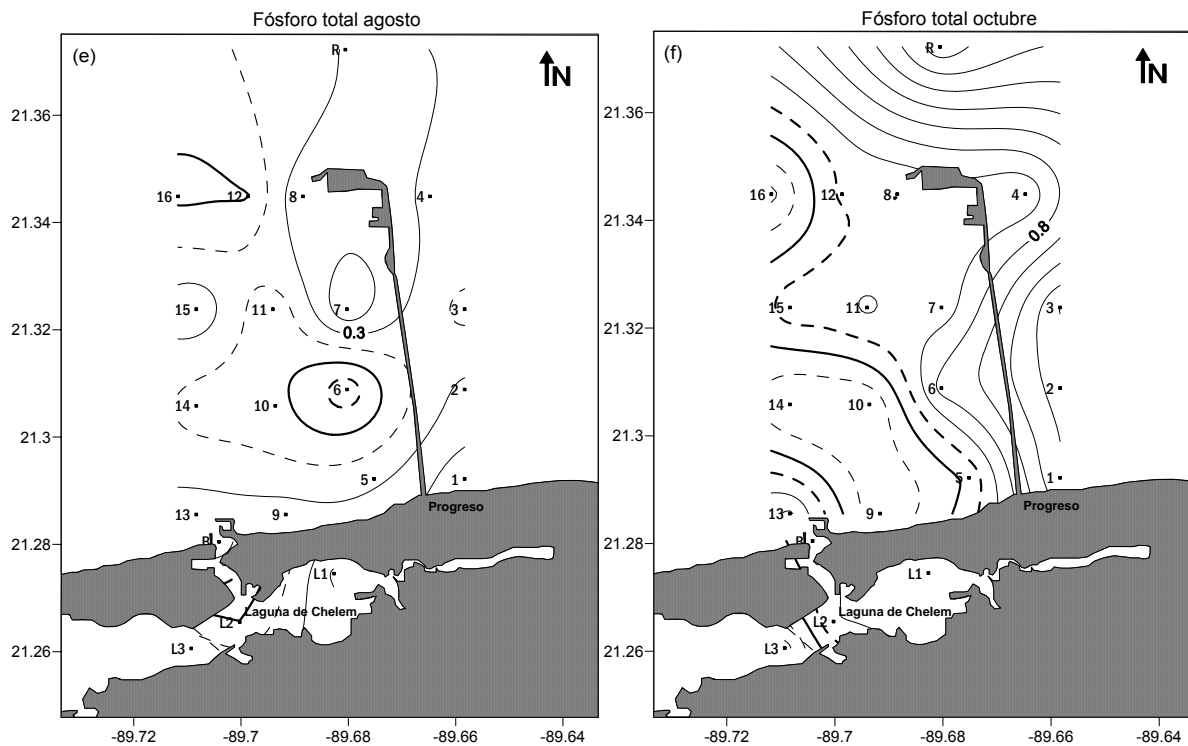


Figura 9. Distribución espacial de P_{total} (μM) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre

La distribución horizontal de amonio se muestra en la Figura 10(a-f). Las isolíneas se graficaron a un intervalo de $0.2 \mu\text{M}$, la línea punteada remarcada indica $2.8 \mu\text{M}$, la línea continua remarcada muestra el valor de $2.6 \mu\text{M}$ que es la concentración promedio para todo el periodo de muestreo. La línea punteada indica $2.4 \mu\text{M}$.

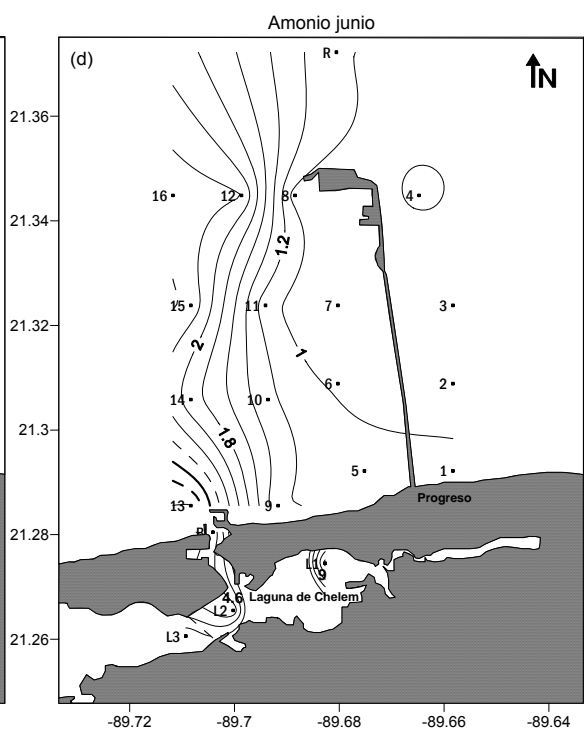
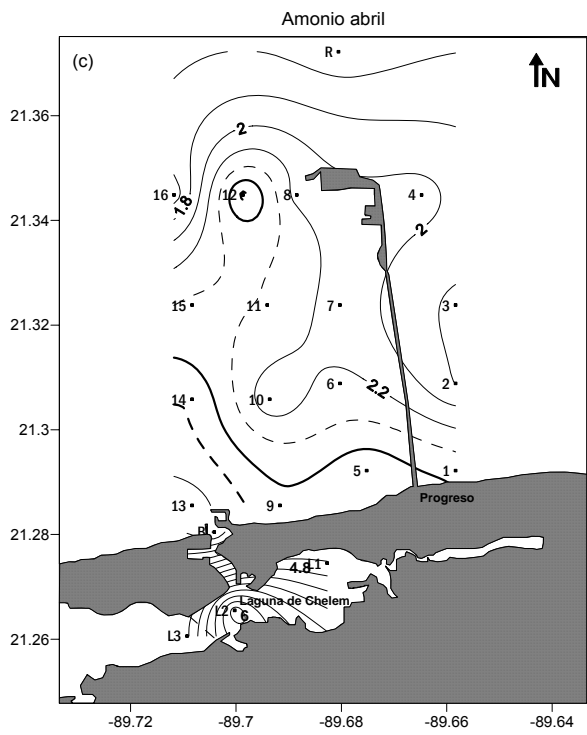
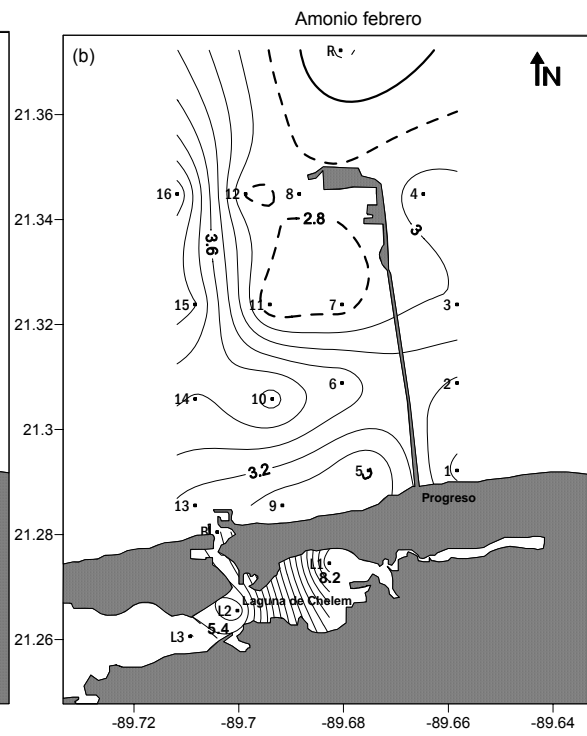
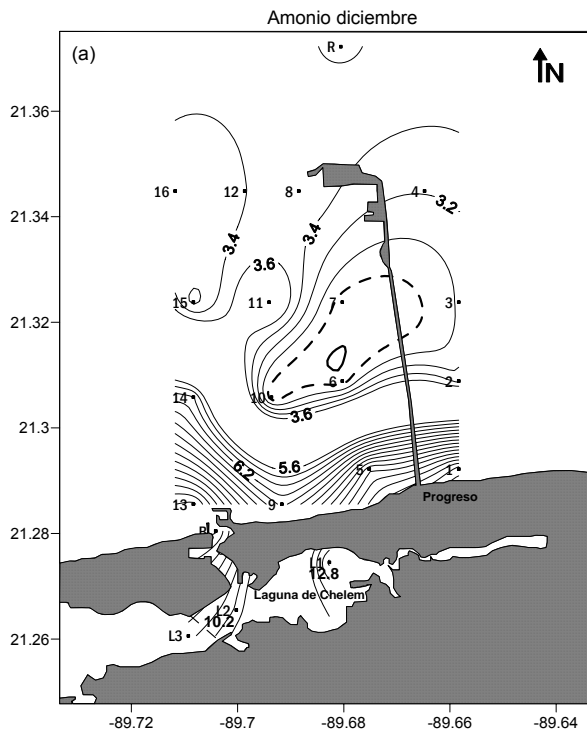
En nortes, la distribución horizontal de amonio durante diciembre (Figura 10a) se observaron mayores concentraciones en las estaciones cercanas a la costa, (alrededor de $8 \mu\text{M}$) disminuyendo en el resto incluyendo la de referencia ($\sim 3 \mu\text{M}$), los menores valores se presentaron en las estaciones 6, 7 y 10 con $2.6 \mu\text{M}$. En la laguna de Chelem se observaron mayores concentraciones que en la zona costera con valores de $10.2 \mu\text{M}$ en las estaciones L3 y L2 y $12.8 \mu\text{M}$ en la L1.

En febrero (Figura 10b) presentó concentraciones mayores a la media en toda la zona de estudio, con los máximos en las estaciones 15 y 16 (4 y 4.2 μM respectivamente). Las menores concentraciones se observaron en las estaciones 7, 8, 11 y 12 (2.8 μM) y en la R (2.4 μM). En la laguna de Chelem, en las estaciones L3 y L2 los valores fueron más altos que en la zona costera (~5.8 a 8.2 μM).

En la temporada climática de seca se presentaron las menores concentraciones de amonio de todo el periodo de muestreo con valores alrededor de 3 μM . La Figura 10c muestra la distribución horizontal durante abril, en donde se pueden observar los valores más altos de amonio en las estaciones cercanas a la costa, principalmente en la estación 13 que se encuentra frente a la boca de la laguna, en donde las concentraciones fluctuaron entre 6 μM (estación L2) y 4.8 μM en la L3.

En junio (Figura 10d) disminuyeron los valores de amonio en casi toda el área de estudio, teniendo las mayores concentraciones al oeste del muelle principalmente las estaciones frente a la laguna de Chelem (~2.8 μM) y las menores al este del muelle, con valores por debajo de 1 μM . La laguna permanece con mayores concentraciones (4.6 a 9 μM) en la estación L2 y L1 respectivamente.

Durante agosto (Figura 10e) se mantiene la misma distribución que en junio con un ligero aumento en las concentraciones (alrededor de 0.6 μM) en toda el área de estudio; mientras que en octubre (Figura 10f), la distribución es homogénea con valores entre 1.8 a 2.2 μM . La mayor concentración se presentó en la estación 8 (3.2 μM). En la laguna de Chelem los valores disminuyeron de 2.4 μM en las estaciones L1 y L3 hasta 1.8 μM en la L2 (concentraciones similares a las de la zona costera).



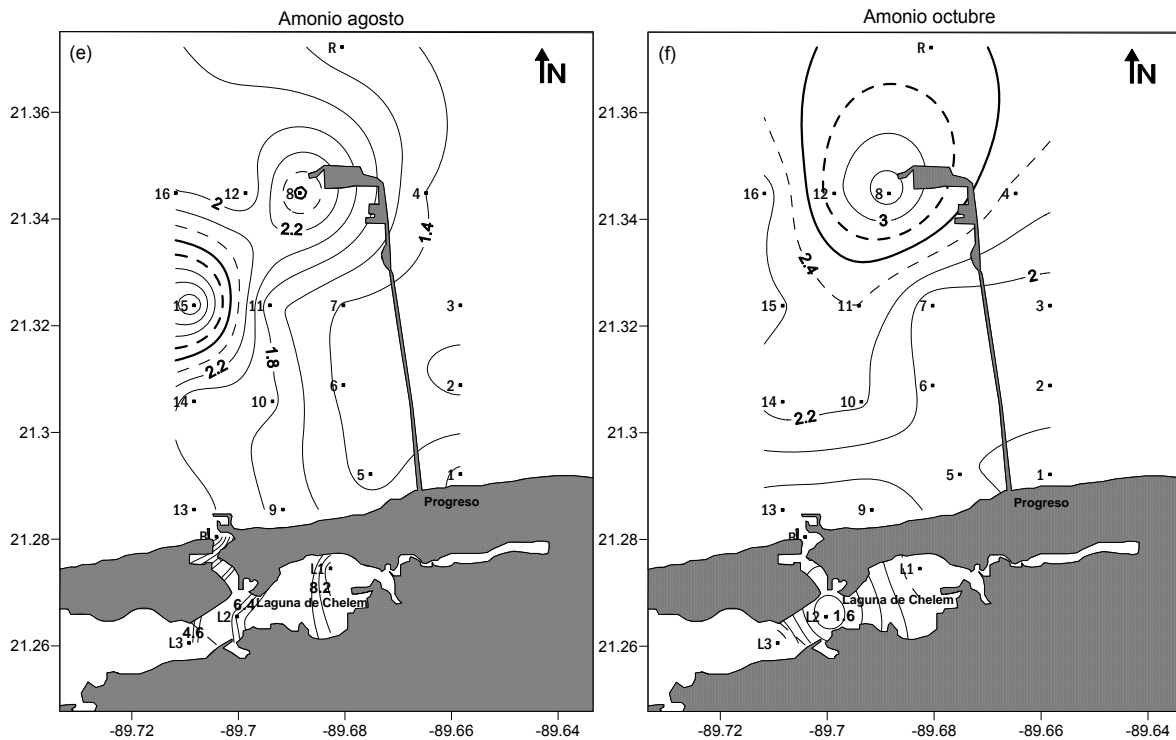


Figura 10. Distribución espacial de amonio (μM) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre

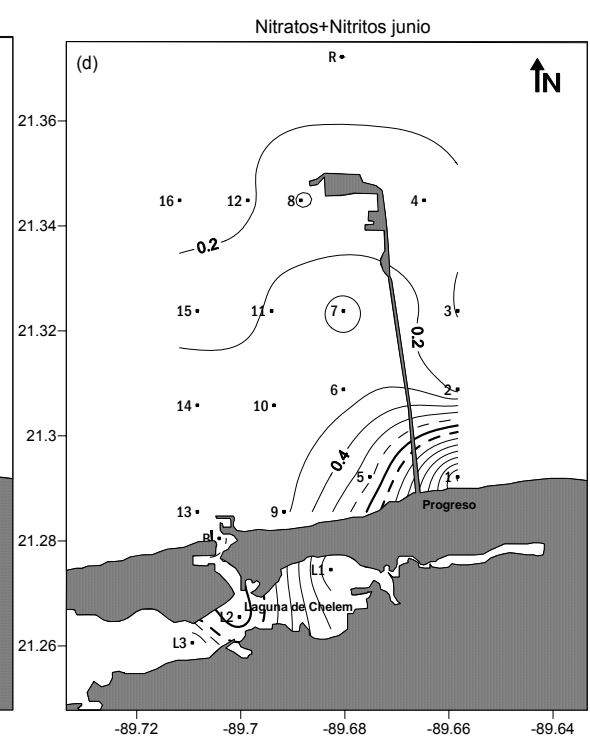
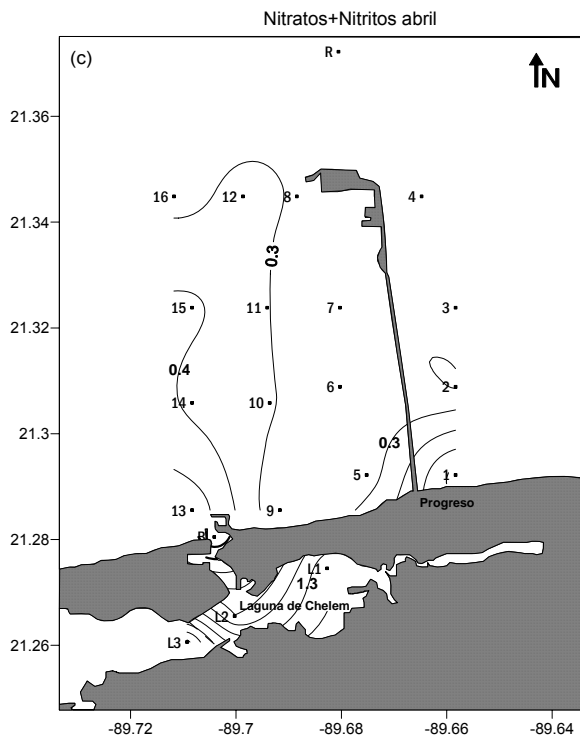
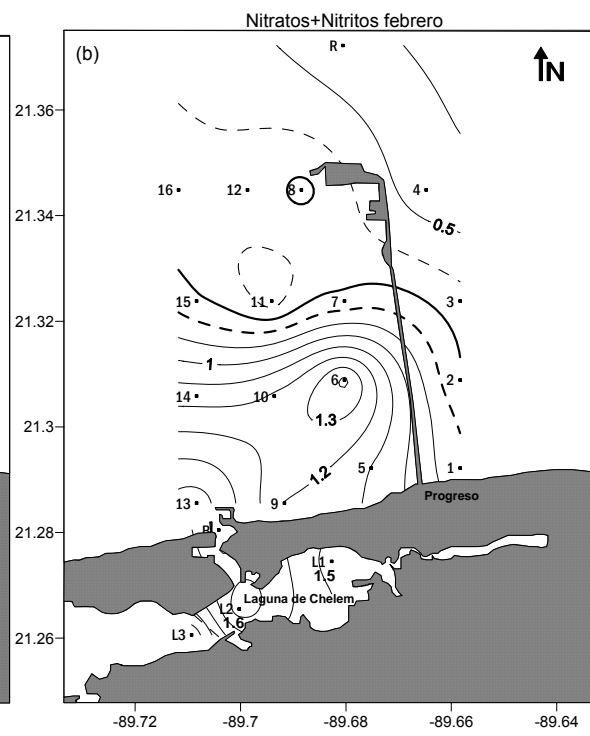
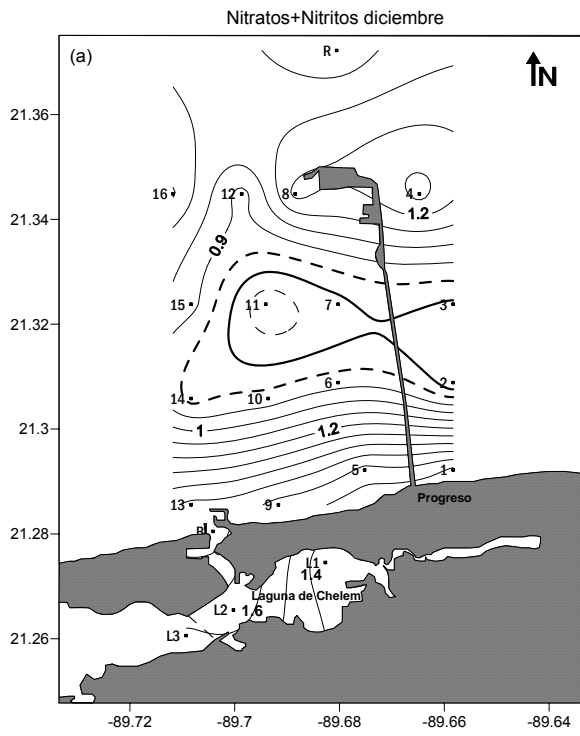
La distribución horizontal de nitratos (nitratos+nitritos) se muestra en las Figuras 11(a-f), en las cuales las isóneas fueron realizadas a un intervalo de $0.1 \mu\text{M}$, la línea punteada remarcada indica la concentración de $0.08 \mu\text{M}$, la línea continua remarcada indica el valor promedio para todo el periodo de estudio ($0.07 \mu\text{M}$) y la línea punteada es la concentración de $0.06 \mu\text{M}$.

Durante nortes, en diciembre (Figura 11a) las menores concentraciones se presentaron en las estaciones centrales de la zona de estudio ($\sim 0.07 \mu\text{M}$) mientras las estaciones mas alejadas y las cercanas a la línea de costa tuvieron valores $\sim 1.2 \mu\text{M}$).

Para la misma época, pero en febrero (Figura 11b) se presentó un gradiente con mayores concentraciones en las estaciones cercanas a la costa ($\sim 1.2 \mu\text{M}$) disminuyendo en el resto con un mínimo ($0.4 \mu\text{M}$) en la estación de referencia. La laguna de Chelem presentó en ambos meses una distribución homogénea con valores entre 1.4 y $1.6 \mu\text{M}$.

Para la temporada de secas (Figura 11c-d) disminuyeron las concentraciones de nitratos en toda el área de estudio, presentando una distribución homogénea tanto en abril como en junio, con concentraciones máximas para abril (Figura 11c) de $0.5 \mu\text{M}$ en la estación 13 que se encuentra ubicada frente a la boca de la laguna de Chelem, mientras que en junio (Figura 11d) la máxima concentración fue de $1.6 \mu\text{M}$, en la estación 1.

En lluvias, durante agosto (Figura 11e) se presentó la misma distribución que en secas, con bajos valores de nitratos (máximo de $0.2 \mu\text{M}$); sin embargo, la laguna de Chelem permaneció con valores más altos en todas las estaciones de muestreo ($\sim 1.5 \mu\text{M}$). Durante octubre las concentraciones de nitratos aumentaron en las estaciones centrales y alejadas de la costa (1.6 a $2.1 \mu\text{M}$), mientras las costeras permanecieron con bajas concentraciones ($\sim 0.2 \mu\text{M}$), incluyendo las de la laguna de Chelem.



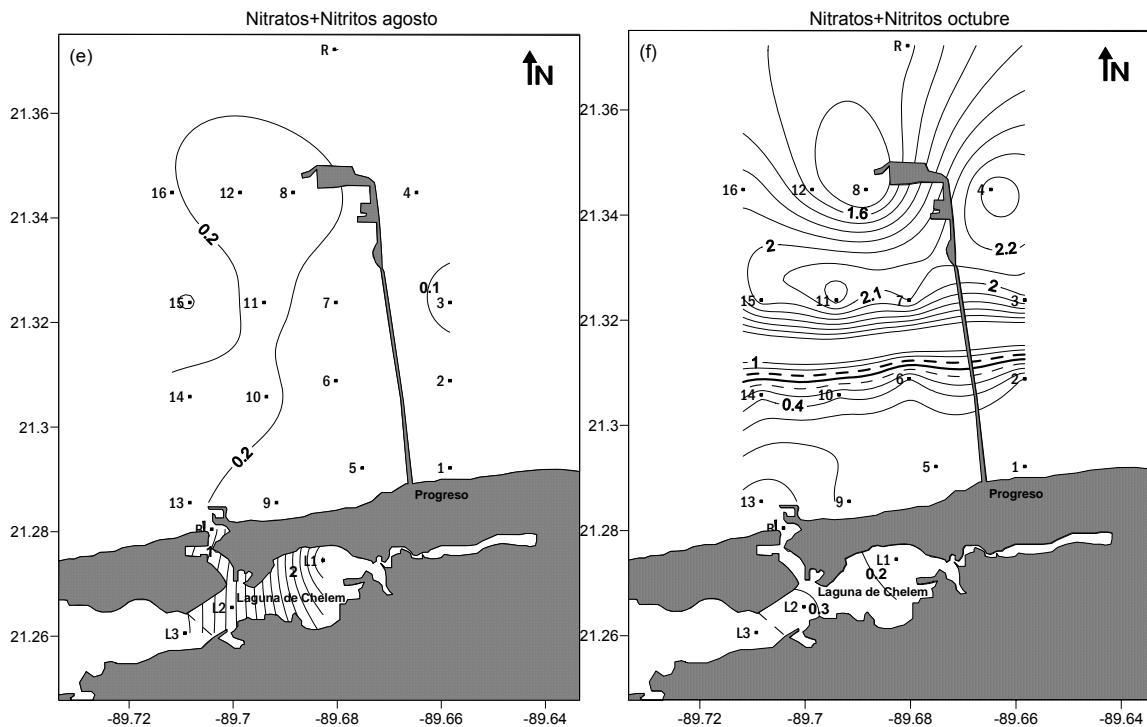


Figura 11. Distribución espacial de nitratos ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) (μM) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre

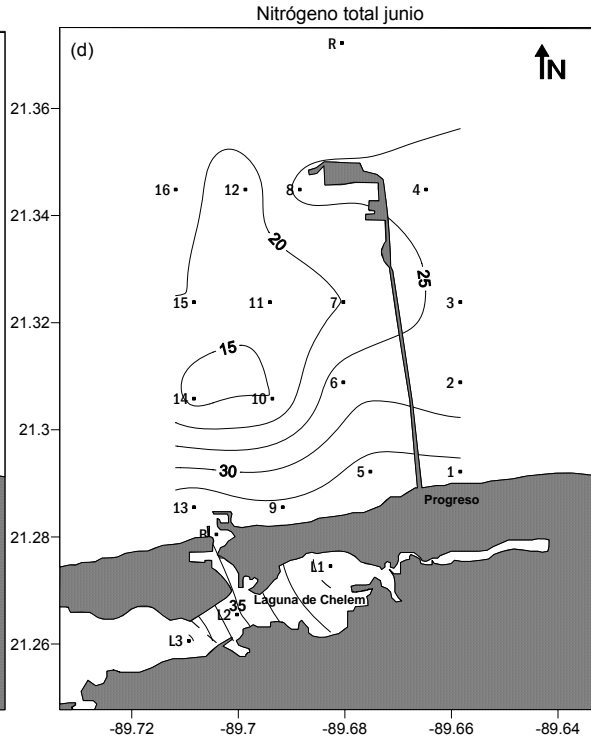
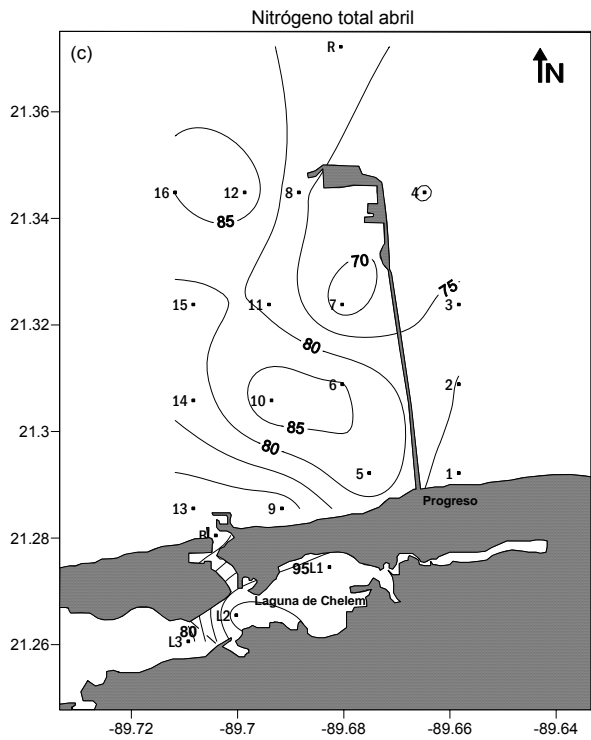
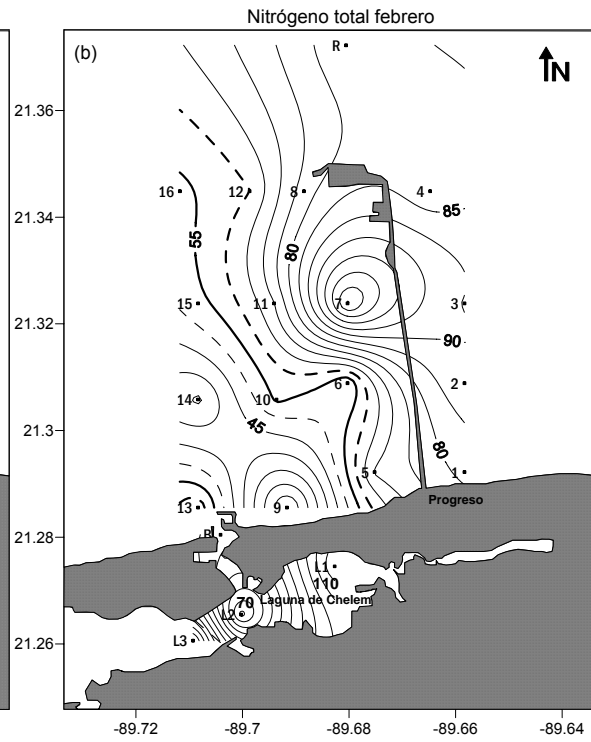
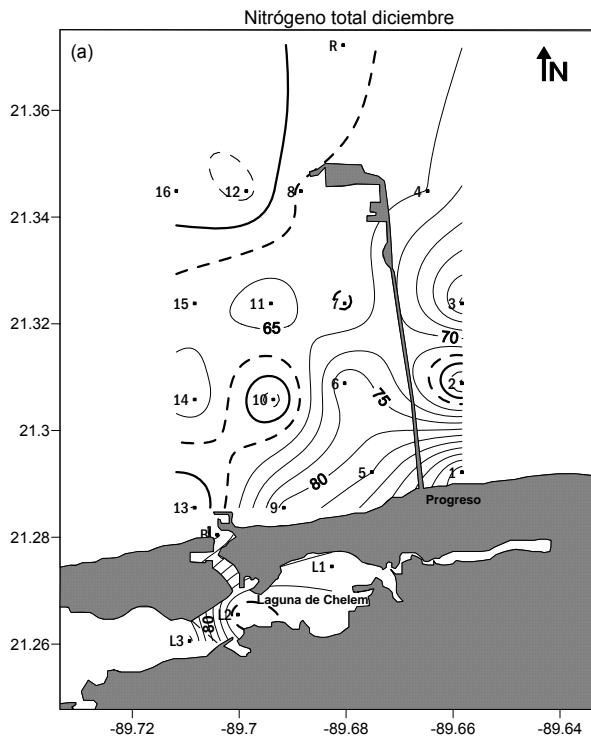
Las Figuras 12(a-f) representan la distribución horizontal de nitrógeno total en todo el periodo de muestreo. Las gráficas fueron realizadas a un intervalo de $5 \mu\text{M}$ en donde la línea punteada remarcada es la concentración de $60 \mu\text{M}$, la línea remarcada indica la concentración media para toda la zona de estudio ($55 \mu\text{M}$) y la línea punteada muestra el valor de $50 \mu\text{M}$.

En la temporada de nortes, se puede observar durante diciembre (Figura 12a) que disminuyeron las concentraciones de nitrógeno total en toda el área de estudio con variaciones entre 50 y $85 \mu\text{M}$ incluyendo las estaciones dentro de la laguna de Chelem. Mientras que en febrero (Figura 12b) un comportamiento transversal a la línea de costa, teniendo los valores máximos en las estaciones cercanas al muelle (80 - $115 \mu\text{M}$) y disminuyendo en el resto de las estaciones (con influencia de la laguna) ~ 60 - $25 \mu\text{M}$.

Durante la época climática de seca, bajó la concentración de nitrógeno total en toda el área de estudio, presentando una distribución homogénea en los dos meses de muestreo, sin embargo en abril (Figura 12c) los valores fueron más altos que en junio (Figura 12d), presentando en el primero concentraciones $\sim 80 \mu\text{M}$ mientras que en el segundo fue de $\sim 30 \mu\text{M}$, incluyendo la laguna de Chelem.

En lluvias, agosto presentó un aumento en la concentración respecto a la época climática anterior teniendo un comportamiento heterogéneo con valores altos en las estaciones centrales ($70 \mu\text{M}$) y disminuyendo en las estaciones cercanas a la línea de costa (1, 5, 9 y 13), así como en las estaciones 14, 15 y 16 con valores alrededor de $30 \mu\text{M}$.

Durante octubre disminuyó la concentración de Nitrógeno total en toda el área de estudio, presentando un comportamiento contrario al mes de agosto, siendo las estaciones centrales las de menor concentración ($\sim 40 \mu\text{M}$) y las estaciones costeras y ubicadas frente a la boca de la laguna de Chelem las que presentaron mayores concentraciones ($\sim 70 \mu\text{M}$). En este muestreo la laguna mostró un incremento desde $55 \mu\text{M}$ en la B hasta $125 \mu\text{M}$ en la estación L1.



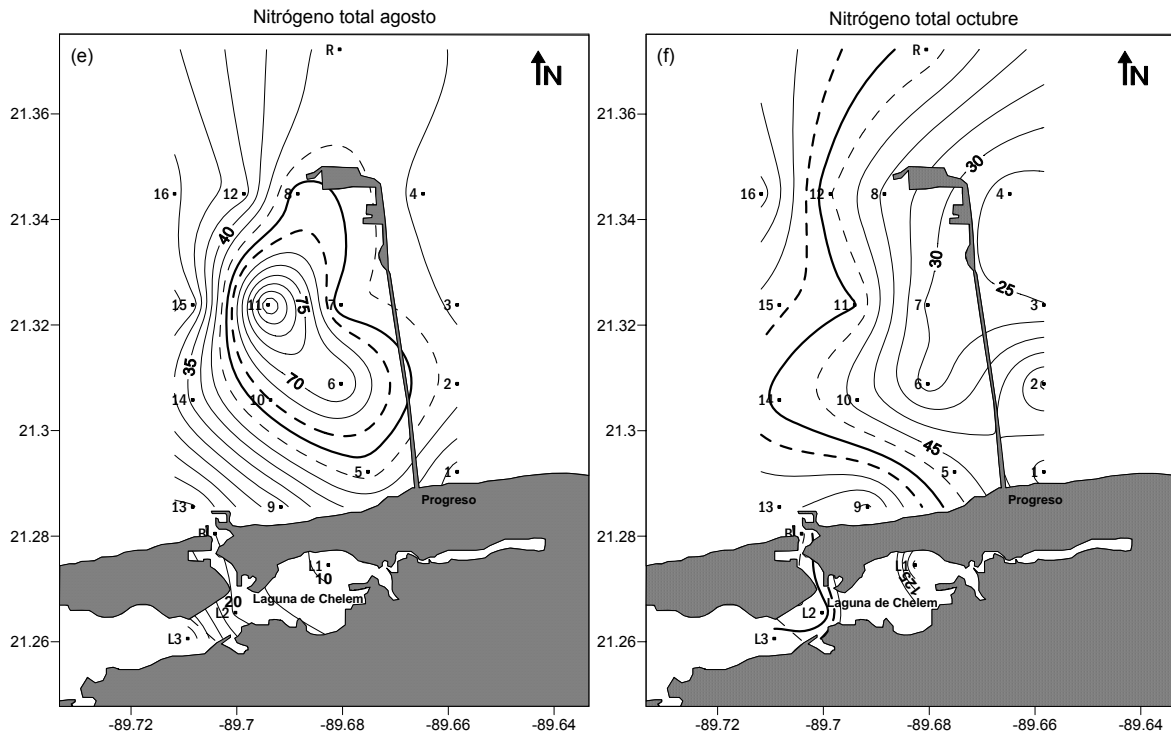


Figura 12. Distribución espacial de nitrógeno total (μM) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre

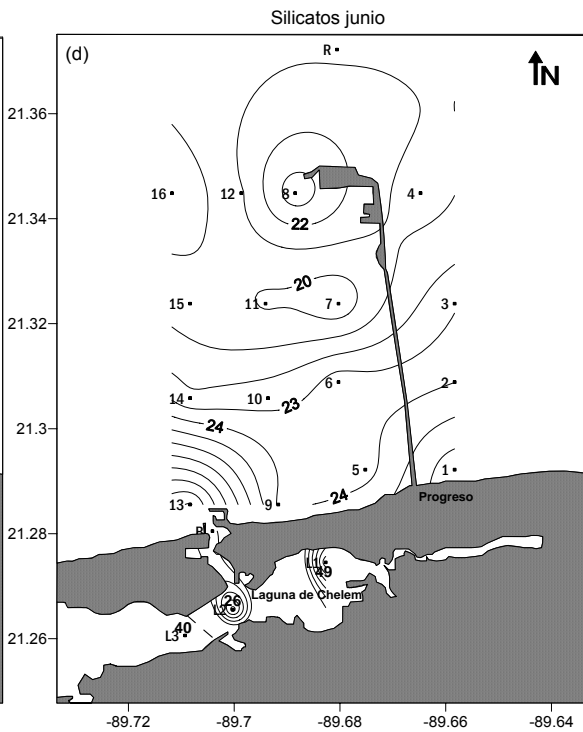
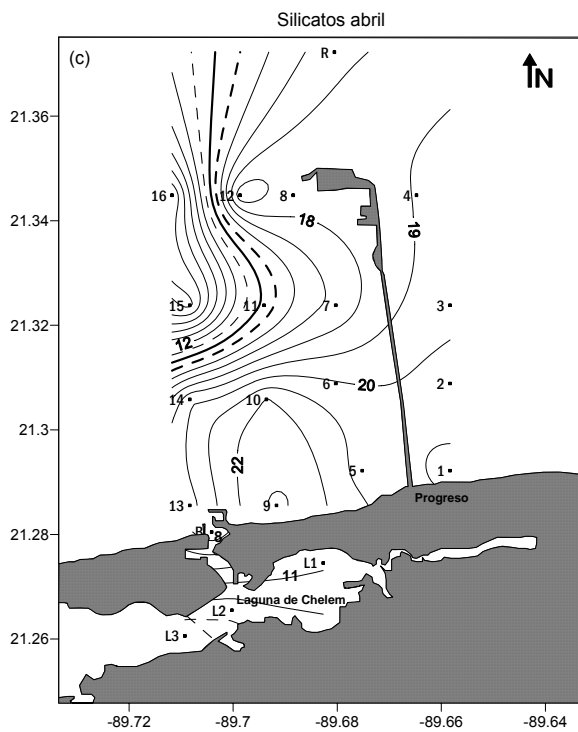
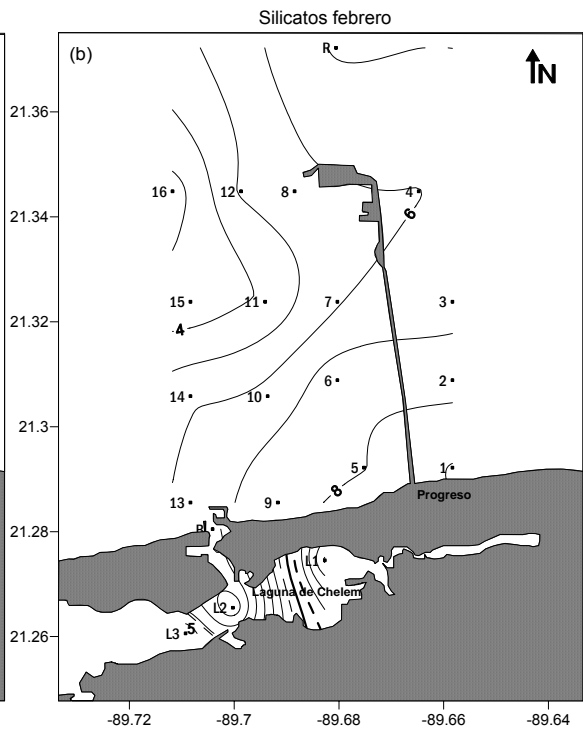
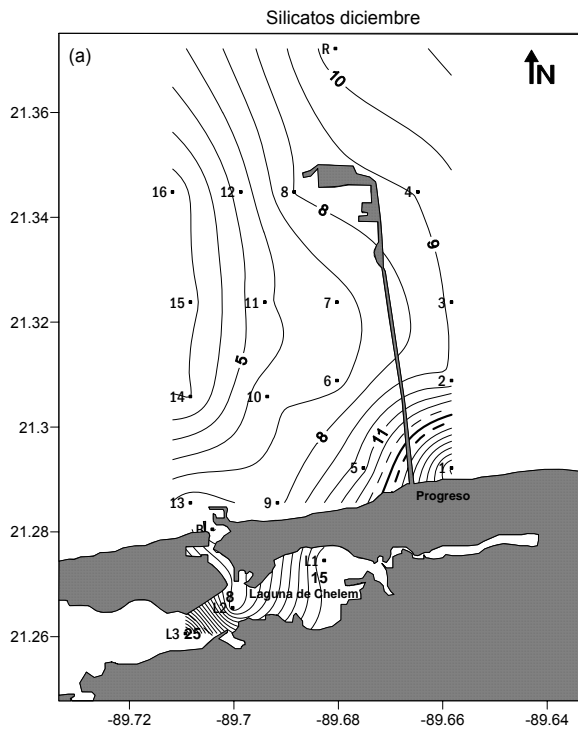
Los mapas de distribución horizontal de silicatos se muestra en la Figura 13(a-f) los cuales fueron realizados con un intervalo de $1 \mu\text{M}$, donde la línea punteada remarcada indica la concentración de $15 \mu\text{M}$, la línea continua remarcada es de $14 \mu\text{M}$ siendo la concentración media de todo el periodo de muestreo y la línea punteada indica $13 \mu\text{M}$.

Diciembre y febrero, que son los muestreos representativos de la época climática de nortes, presentaron valores entre 3 y $9 \mu\text{M}$ en toda la zona de estudio, siendo las estaciones costeras las que presentaron los valores más altos. La mayor diferencia entre esos dos muestreos se observó dentro de la laguna de Chelem teniendo en diciembre valores de $25 \mu\text{M}$ en la estación L3 disminuyendo

hacia la boca y la L2 con 8 μM , mientras que en el mes de febrero (Figura 13b) las concentraciones de silicatos en la laguna de Chelem fueron similares a las de la zona costera.

En los dos muestreos representativos de secas, aumentaron los valores de silicatos; teniendo para abril concentraciones de $\sim 20 \mu\text{M}$ en las estaciones costeras, disminuyendo hacia las estaciones mas alejadas con un mínimo 7 μM en la estación 15 y 8 μM en la estación 16. Durante junio, las concentraciones de silicatos fluctuaron alrededor de 20 μM en toda la zona de estudio, con excepción de la estación 13 que presentó el valor máximo para este muestreo (31 μM), la cual se encuentra frente a la boca de la laguna de Chelem, en donde se presentaron valores más altos que en la zona costera, teniendo 40 μM en la estación L3, 49 μM en la L1 y disminuyendo en las estaciones cercanas a la Boca (26 y 29 μM) en la estación L2 y B, respectivamente.

Durante la época representativa de Lluvias (Figura 13e-f), las concentraciones de silicatos mostraron una distribución homogénea en ambos meses (agosto y octubre), aunque ligeramente mas bajos en este último. Con valores $\sim 20 \mu\text{M}$ durante agosto y $\sim 10 \mu\text{M}$ en octubre. Las estaciones dentro de la laguna de Chelem mostraron mayores concentraciones que en la zona costera, siendo las estaciones L1 y L3 las que tuvieron mayor concentración en ambos meses.



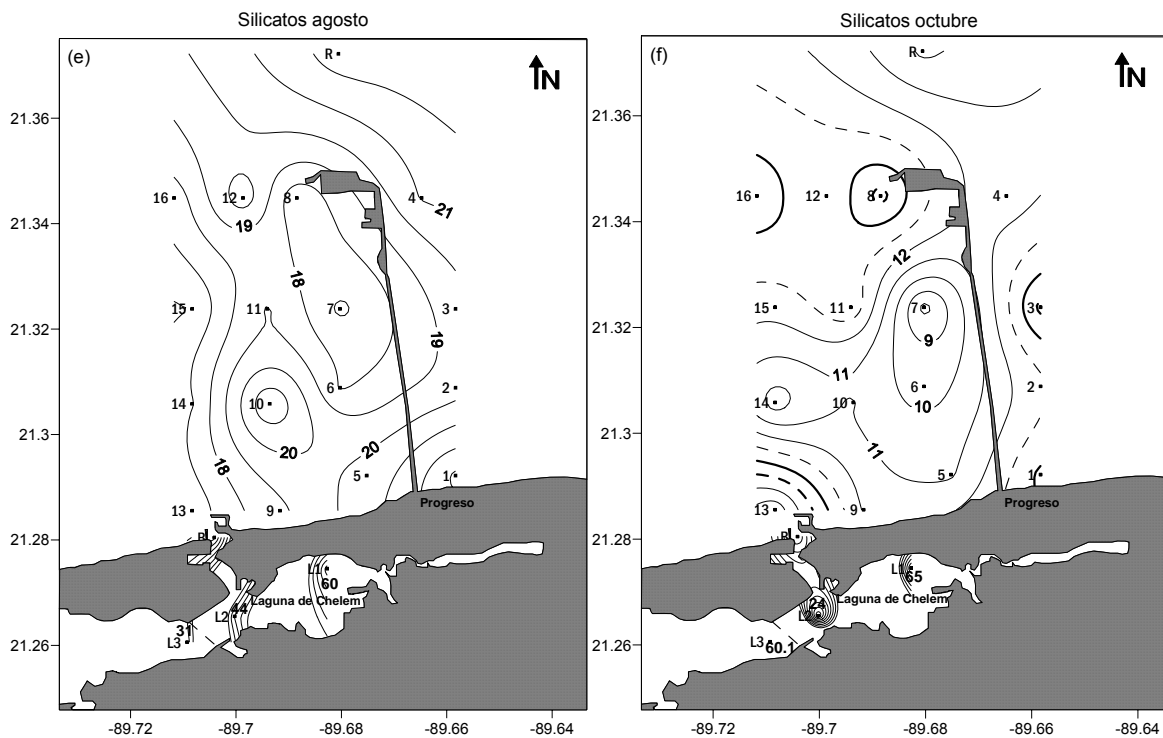


Figura 13. Distribución espacial de Silicatos (μM) en toda el área de estudio. Figuras representativas de la temporada de Nortes. (a) diciembre - (b) febrero; Seca (c) abril - (d) junio y Lluvias (e) agosto - (f) octubre

Para determinar la influencia del muelle en la distribución espacial de los parámetros físico-químicos en el agua, se utilizó un análisis de Redundancia Canónica (RDA por sus siglas en inglés) con la finalidad de establecer si existen diferencias estadísticas entre las estaciones ubicadas al este del muelle con respecto a las del oeste.

El análisis se corrió tomando en cuenta las estaciones de la zona costera sin incluir las de la laguna de Chelem para evitar valores extremos. El análisis RDA reflejó que no existen diferencias significativas entre la ubicación este-oeste de las estaciones respecto al muelle ($p > 0.05$).

También se corrió el mismo análisis para determinar las diferencias estadísticas entre épocas climáticas. El resultado mostró con una $p < 0.05$ que parámetros como temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y silicatos son estadísticamente diferentes en la temporada de seca con respecto a lluvias y nortes.

Las variables relacionadas al nitrógeno y fósforo así como los sólidos suspendidos mostraron menor variabilidad entre las temporadas de lluvias y nortes comparado con la de seca (Figura 14).

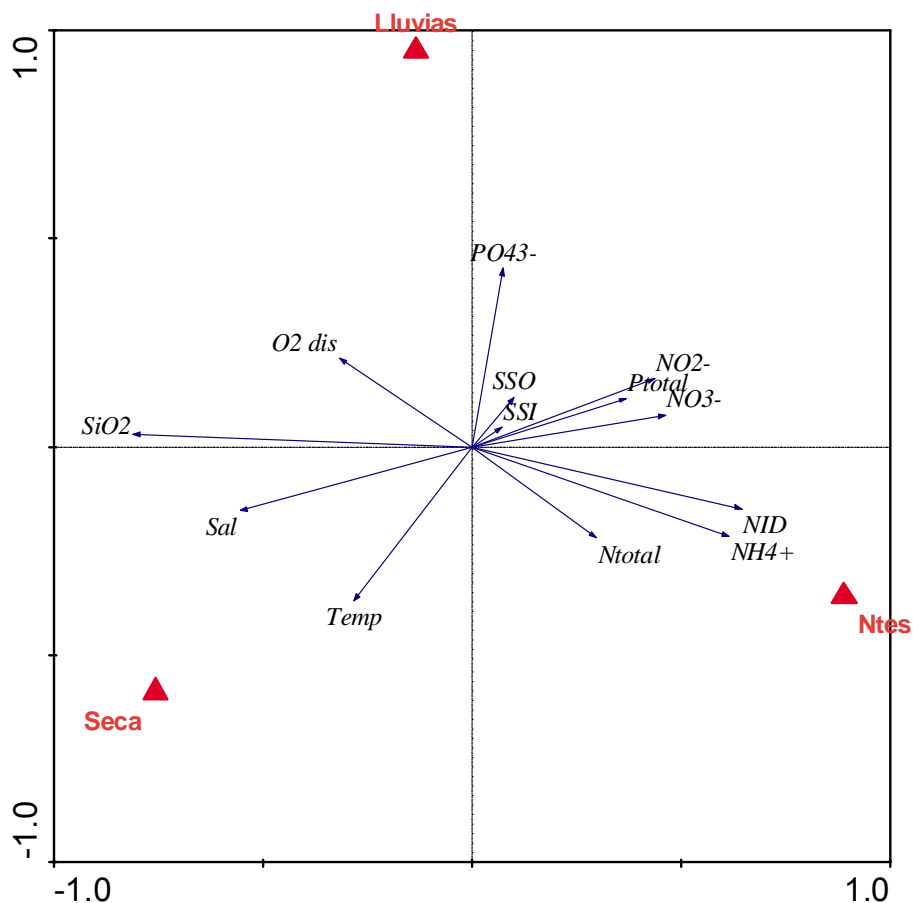


Figura 14. Análisis de redundancia canónica (RDA) de todos los parámetros medidos en la zona de estudio[¶] en todo el periodo muestreado. [¶]No incluye los datos de la laguna de Chelem.

Sedimentos:

Además de los mapas de contorno para las variables hidrológicas, también se realizaron para las variables medidas en el sedimento, con la finalidad de conocer su distribución espacial. El tamaño de grano en toda el área de estudio presenta arenas que van desde muy finas (3Φ) hasta arenas gruesas (0.5Φ).

La Figura 15(a-c) muestra la distribución horizontal del tamaño medio de grano Φ ($-\log_2$ del diámetro del sedimento en mm) en todo el periodo de estudio. Los mapas se realizaron a un intervalo de 0.5Φ . La línea punteada remarcada es el valor de 3Φ (arenas muy finas), la línea continua remarcada indica la media de todos los muestreos (2.5Φ ; arenas finas) y la línea continua representa 2Φ (arenas finas).

Durante abril (Figura 15a), en las estaciones costeras los sedimentos más finos se localizaron en las estaciones cercanas al muelle (3Φ ; arenas muy finas), siendo las estaciones ubicadas frente a la laguna y la estación R las que presentaron el sedimento más grueso (1 y 1.5Φ ; arenas medias). En la laguna de Chelem la estación L3 presentó los sedimentos más gruesos (1Φ ; arenas medias), debido a que en su mayoría son restos de conchas y sedimentos carbonatados.

En agosto (Figura 15b) se distribuyeron de manera heterogénea, con los sedimentos finos (2.5 y 3Φ ; arenas finas y muy finas) en las estaciones cercanas a la línea de costa y alrededor del muelle, el resto presentaron sedimento más grueso con valores de Φ entre 0.5 y 1.5 (arenas gruesas y medias). La laguna de Chelem mostró la misma distribución en los tres muestreos.

Para la época climática de nortes (Figura 15c) se presentaron sedimentos finos en casi toda el área de estudio, con valores de Φ entre 2 y 3 (arenas finas),

con excepción de las estaciones de referencia y 4 que tuvieron 1Φ (arenas gruesas).

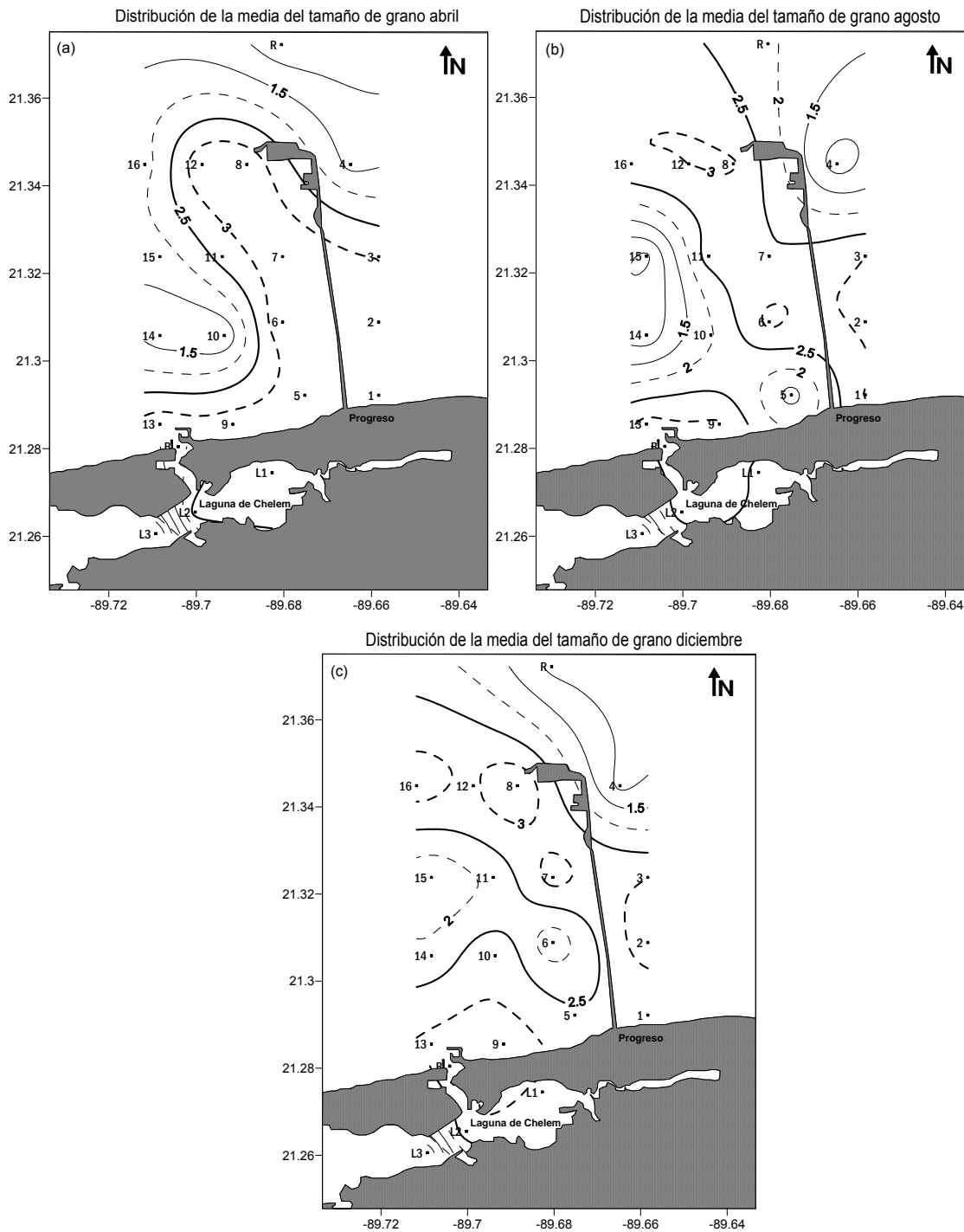


Figura 15. Distribución espacial de la media de tamaño de grano (Φ) en toda la zona de estudio. Seca (a) abril, Lluvias (b) junio y Nortes (c) diciembre

La distribución horizontal de materia orgánica en el sedimento, representada como porcentaje de carbono orgánico, se muestra en la Figura 16a-c. Los mapas se realizaron a una escala de 0.2. La línea punteada indica 0.7% ($583.3 \mu\text{mol g}^{-1}$), la línea remarcada es el valor promedio de 0.9% ($750 \mu\text{mol g}^{-1}$) y la línea punteada remarcada muestra 1.1% ($916.7 \mu\text{mol g}^{-1}$).

Durante la temporada de seca (abril) se presentaron los valores más bajos de carbono orgánico en toda la zona costera; sin embargo, los niveles más altos estuvieron dentro de la laguna de Chelem. Los valores en la zona costera variaron entre 0.1 y 0.9 % (83.3 y $750 \mu\text{mol g}^{-1}$), siendo las estaciones al oeste del muelle frente a la laguna las que presentaron los valores más bajos. En la Laguna de Chelem la estación L1 mostró el valor máximo de carbono orgánico (5.7 %; $4788.4 \mu\text{mol g}^{-1}$) disminuyendo hacia la estación L3 (3.3 %; $2750 \mu\text{mol g}^{-1}$).

En lluvias (Figura 16b) se invirtió la distribución respecto al periodo anterior, siendo las estaciones al este del muelle las que presentaron los valores bajos de carbono orgánico con 0.9 % ($750 \mu\text{mol g}^{-1}$), incrementándose a 1.1 % ($916.7 \mu\text{mol g}^{-1}$) en las estaciones centrales, hasta un máximo de 2.5% ($2083.3 \mu\text{mol g}^{-1}$) en la estación de referencia. La laguna mostró la misma distribución que el periodo anterior con valores más bajos. 4.3 % ($3583.3 \mu\text{mol g}^{-1}$) en L1, hasta 3.5 % ($2916.7 \mu\text{mol g}^{-1}$) en L3.

La Figura 16c muestra la distribución horizontal de carbono orgánico durante nortes, con un valor de 0.9 % ($750 \mu\text{mol g}^{-1}$) en casi toda el área de estudio, a excepción de las estaciones alejadas de la línea de costa, siendo la 8 la que presentó el máximo valor (2.1 %; $1750 \mu\text{mol g}^{-1}$). La laguna de Chelem mostró la misma distribución que los periodos anteriores con valores de 4.7 % ($3916.7 \mu\text{mol g}^{-1}$) para la L1, hasta 2.9 % ($2416.7 \mu\text{mol g}^{-1}$) en la L3.

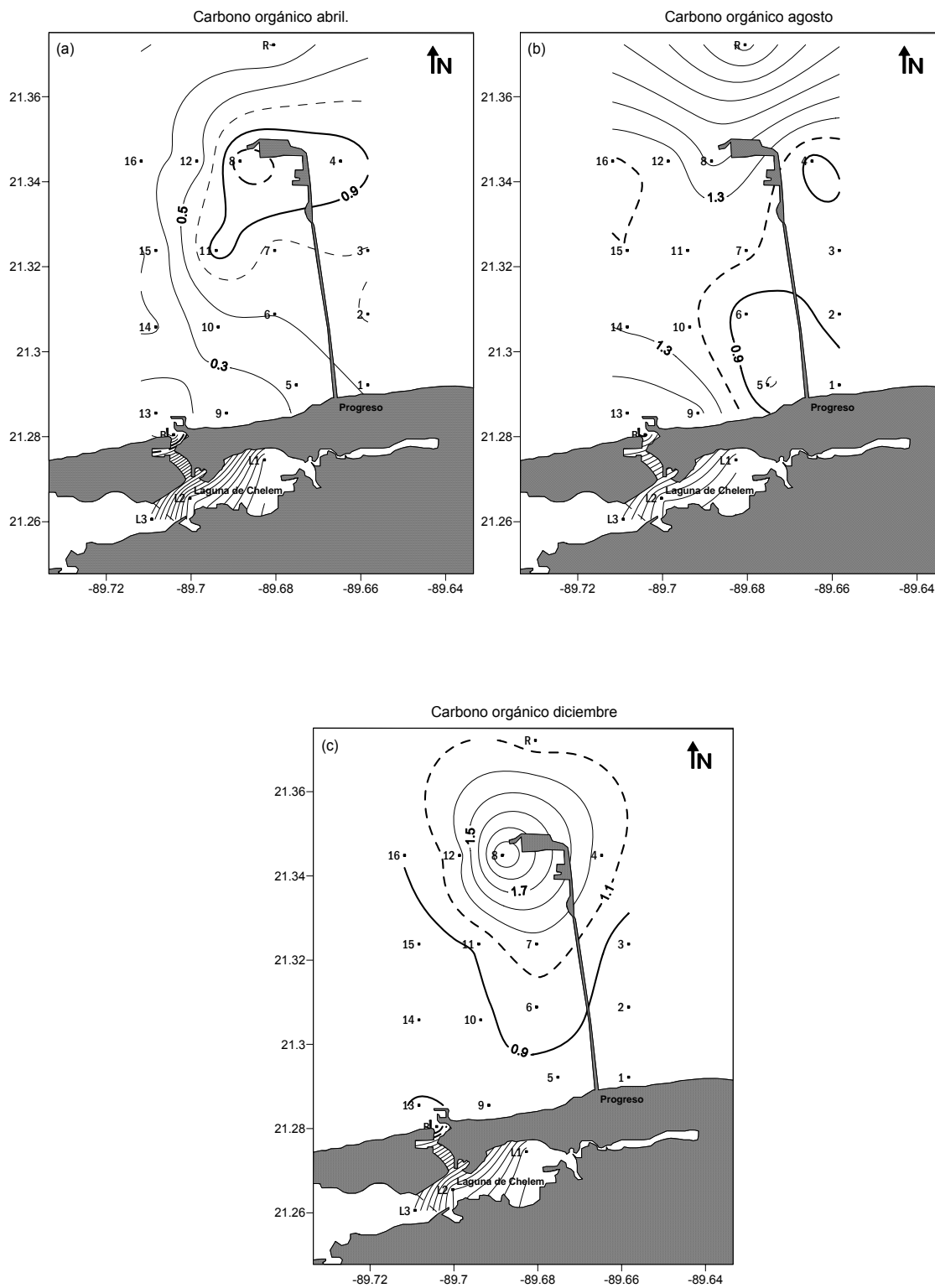


Figura 16. Distribución espacial de carbono orgánico (%) en sedimento en toda la zona de estudio. Seca (a) abril, Lluvias (b) junio y Nortes (c) diciembre

Los mapas de distribución horizontal de nitrógeno total en sedimento se realizaron a un intervalo de $10 \mu\text{mol g}^{-1}$ (Figura 17a-c). La línea punteada remarcada indica la concentración de $90 \mu\text{mol g}^{-1}$, la línea continua remarcada es la concentración media de todo el periodo de muestreo ($80 \mu\text{mol g}^{-1}$) y la línea punteada indica el valor de $70 \mu\text{mol g}^{-1}$.

La Figura 17a muestra la distribución horizontal durante seca (abril), en donde los valores más altos se presentaron en las estaciones cercanas a la línea de costa y al este del muelle de altura ($20\text{-}40 \mu\text{mol g}^{-1}$). El resto de las estaciones presentaron concentraciones entre 60 y $82 \mu\text{mol g}^{-1}$ con un máximo de $120 \mu\text{mol g}^{-1}$ en la estación 8. La laguna de Chelem mostró mayores concentraciones que en la zona costera con valores de $240 \mu\text{mol g}^{-1}$ en la L1, disminuyendo hacia la estación L3 ($180 \mu\text{mol g}^{-1}$).

En lluvias (Figura 17b) aumentó la concentración de nitrógeno total en toda el área de estudio, siendo las estaciones al este del muelle las de menor concentración ($70 \mu\text{mol g}^{-1}$). El resto mostró un comportamiento heterogéneo, con valores superiores a $100 \mu\text{mol g}^{-1}$ en toda la zona costera. Los máximos se presentaron con 150 y $170 \mu\text{mol g}^{-1}$ en las estaciones R y 13, respectivamente. La Laguna de Chelem mostró concentraciones similares a la zona costera.

Durante Nortes (Figura 17c), la distribución horizontal mostró un gradiente con menores concentraciones en las estaciones cercanas a la línea de costa ($\sim 50 \mu\text{mol g}^{-1}$) aumentando hasta $160 \mu\text{mol g}^{-1}$ en la 8. La laguna presentó una distribución homogénea de $170 \mu\text{mol g}^{-1}$ en las estaciones L3 y L2, incrementando hasta $190 \mu\text{mol g}^{-1}$ en la L1.

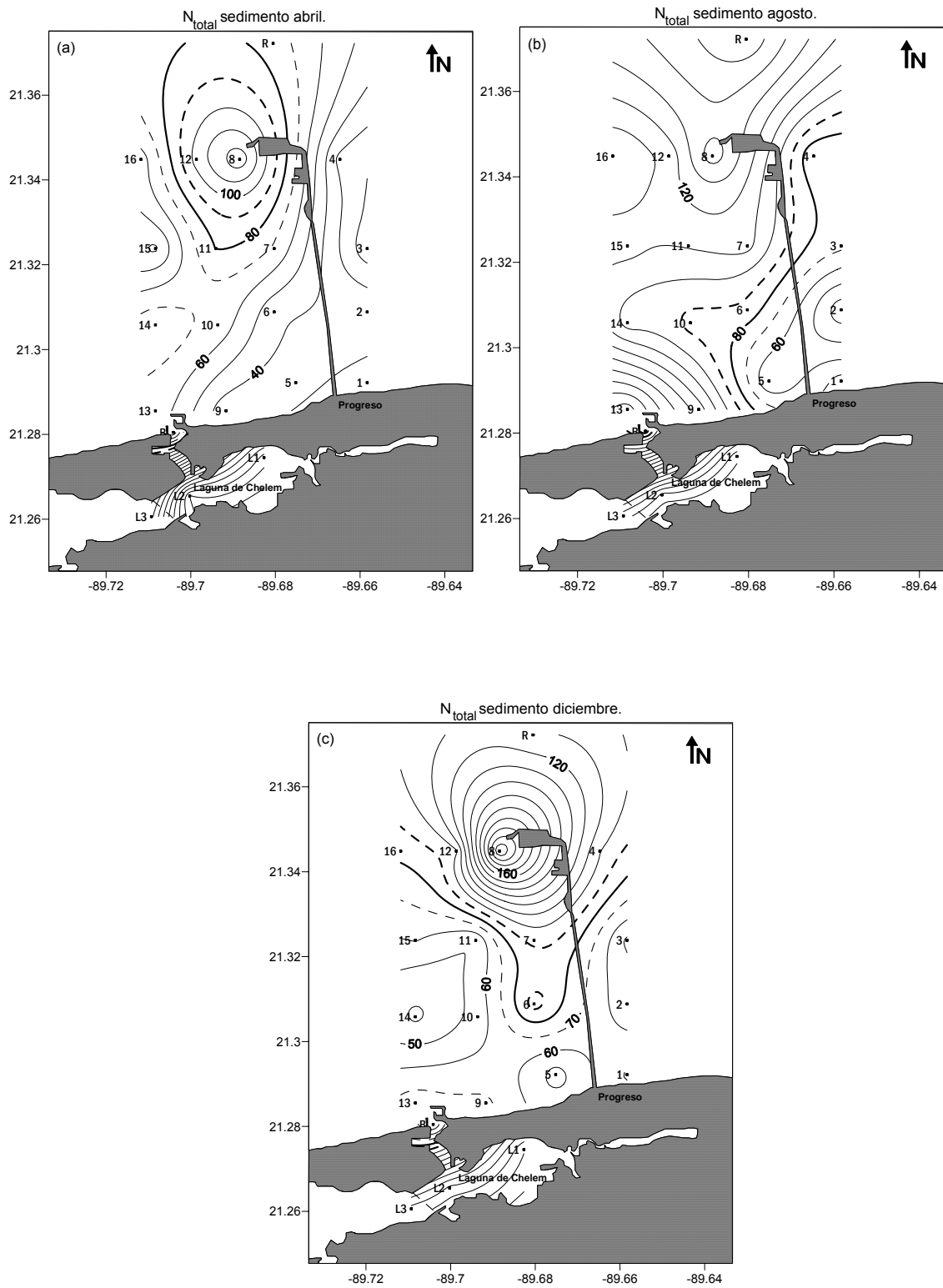


Figura 17. Distribución espacial de nitrógeno total ($\mu\text{mol g}^{-1}$) en sedimento en toda la zona de estudio. Seca (a) abril, Lluvias (b) junio y Nortes (c) diciembre

Los mapas de distribución horizontal de fósforo total presente en el sedimento se realizaron a un intervalo de $0.5 \mu\text{mol g}^{-1}$ (Figura 18a-c). La línea punteada remarcada indica $6 \mu\text{mol g}^{-1}$, la línea continua remarcada muestra la concentración media de todo el periodo de muestreo ($5.5 \mu\text{mol g}^{-1}$) y la línea punteada indica $5 \mu\text{mol g}^{-1}$.

El fósforo total en el sedimento presentó una distribución homogénea durante la época climática de seca (Figura 18a), con valores entre 5.5 y $6.5 \mu\text{mol g}^{-1}$ en toda el área de estudio. Dentro de la Laguna de Chelem el máximo valor de fósforo total se encontró en la estación L1 ($5 \mu\text{mol g}^{-1}$) disminuyendo en el resto de las estaciones hasta $3 \mu\text{mol g}^{-1}$ en la L3.

En Lluvias (Figura 18b) se presentaron concentraciones similares al periodo anterior con excepción de la laguna de Chelem, en donde se incrementaron los valores principalmente en la L2 y L3 con 5.5 y $4.5 \mu\text{mol g}^{-1}$, respectivamente.

Para Nortes (Figura 18c) disminuyeron los valores de fósforo total con valores entre 5 y $5.5 \mu\text{mol g}^{-1}$ en las estaciones centrales; sin embargo, la estación 1 presentó la máxima concentración ($7 \mu\text{mol g}^{-1}$) de todo el periodo de muestreo. La distribución se presentó de menor concentración al oeste del muelle (4.5 y $5 \mu\text{mol g}^{-1}$), aumentando hacia las estaciones al este ($6 \mu\text{mol g}^{-1}$). En la laguna de Chelem los valores se incrementaron respecto a los otros dos muestreos, con concentraciones similares a la zona costera ($5 \mu\text{mol g}^{-1}$).

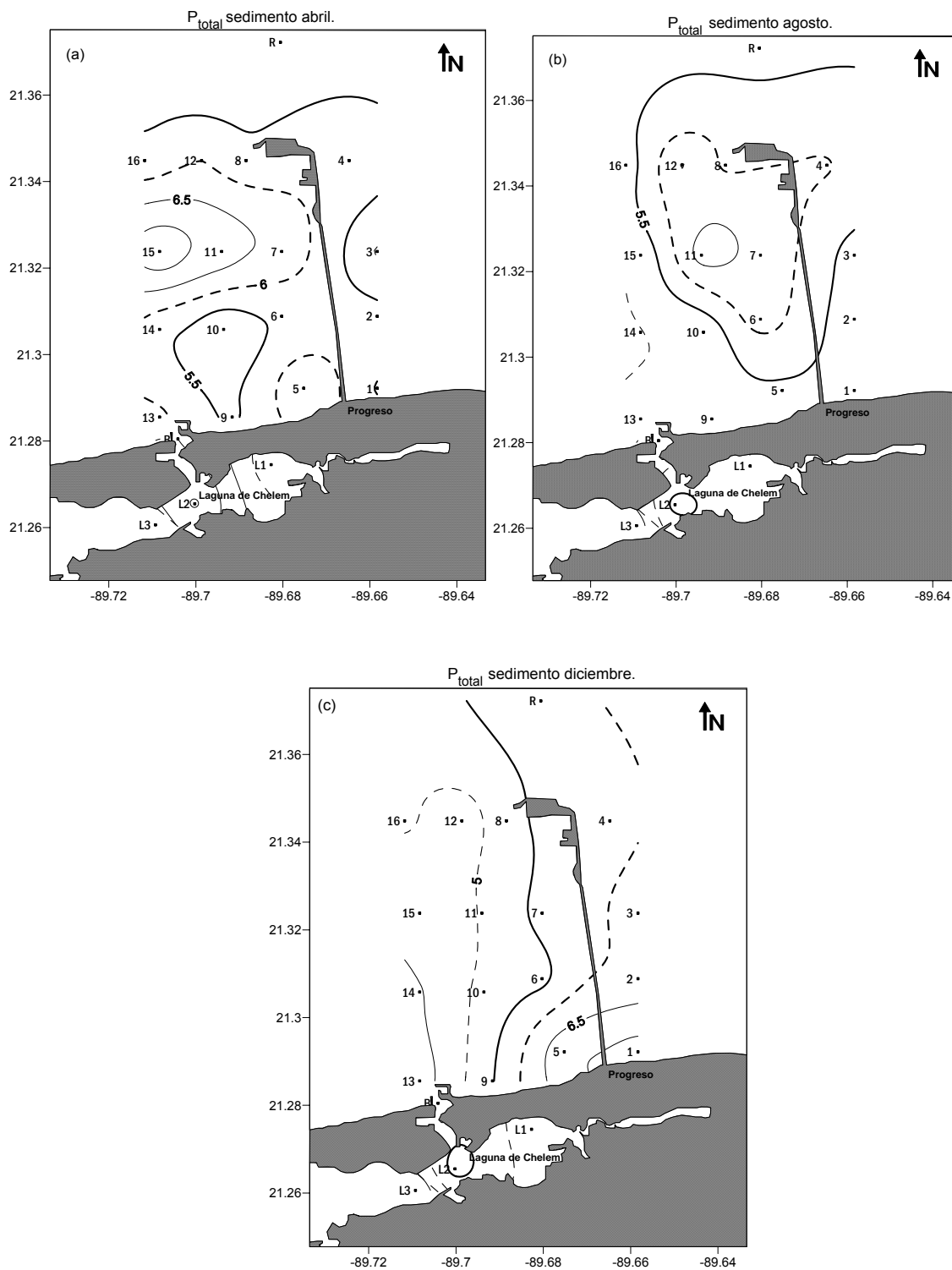


Figura 18. Distribución espacial de Fósforo total ($\mu\text{mol g}^{-1}$) en sedimento en toda la zona de estudio. Seca (a) abril, Lluvias (b) junio y Nortes (c) diciembre.

Las Figuras 19 y 20 muestran la relación entre el porcentaje de carbono orgánico y la concentración de nitrógeno y fósforo total en el sedimento. El nitrógeno total y el carbono orgánico presentaron una relación significativamente positiva (Figura 19), indicando que el nitrógeno está siendo remineralizado de la materia orgánica. El fósforo total no presentó relación significativa con el porcentaje de carbono orgánico presente en el sedimento (Figura 20), lo cual es normal en sistemas cársticos como la Península de Yucatán, en donde el fósforo se encuentra principalmente adsorbido en el sedimento.

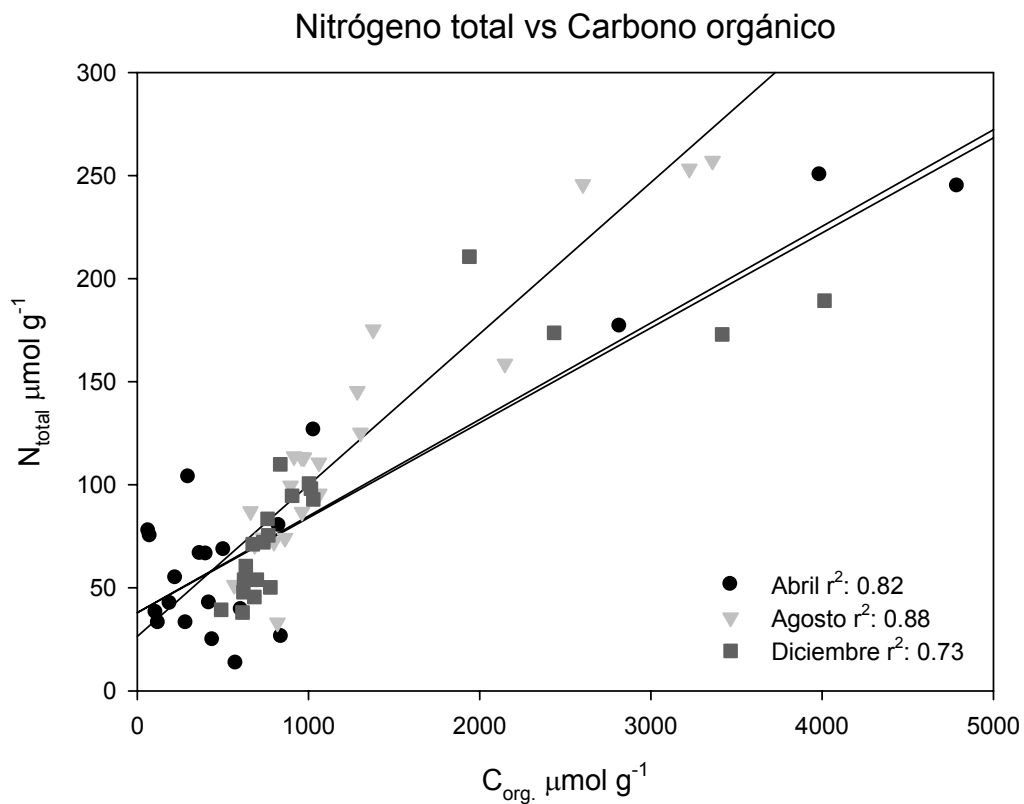


Figura 19. Relación entre concentración de N_{total} y carbono orgánico ($\mu\text{mol g}^{-1}$) en el sedimento en toda el área de estudio

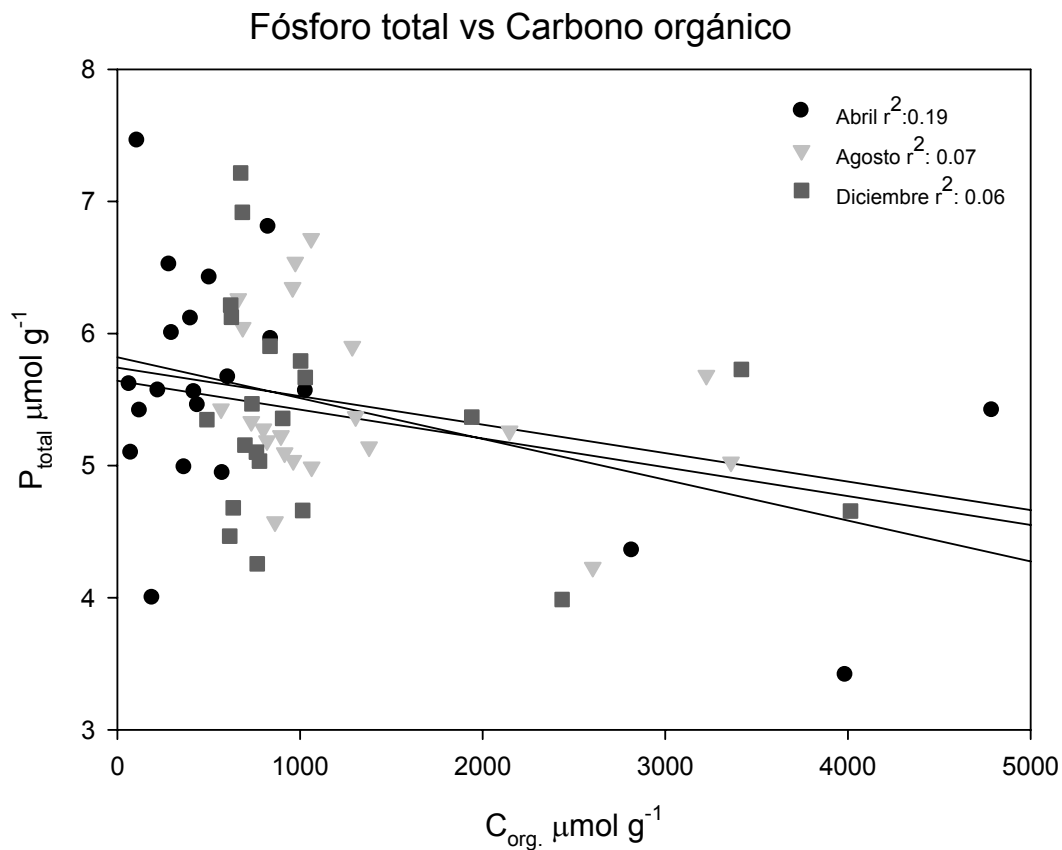


Figura 20. Relación entre concentración de P_{total} y carbón orgánico ($\mu\text{mol g}^{-1}$) en el sedimento en toda el área de estudio.

También se tomaron por triplicado los núcleos de sedimento para cada estación de muestreo, con excepción de la estación de referencia (R), debido a que en esta estación el fondo está formado por lajas con pocos centímetros de sedimento, no siendo suficiente para la extracción de los núcleos.

Como se puede observar en la Tabla 6, la estación 4 y 13 presentaron la mayor tasa de nitrificación ($157 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) seguida por la estación 3 y 1 con 115 y $105 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente. Las últimas tres pertenecen al grupo de estaciones que se encuentran al este del muelle (Figura 2). Las menores tasas de nitrificación fueron encontradas en las estaciones 8, 12 y L1 con 36.7, 29.8 y $23.8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente.

Los valores máximos de las tasas de desnitrificación se presentaron en la estaciones 2, 8 y B con 139, 163 y $190 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. El resto de las estaciones presentó valores bajos hasta un mínimo de $13.1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en la estación L2.

Pocas estaciones presentaron valores positivos en el consumo neto de oxígeno por parte del sedimento, y en algunos casos no fue posible su medición (ND: no detectado). La estación que presentó el mayor consumo de oxígeno por parte del sedimento fue la estación L1 con $12.2 \text{ g día}^{-1} \text{ m}^{-2}$ ($31750 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) y el menor se presentó en la estación L3 y 4 con 1.6 y $1.9 \text{ g día}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (4229.2 y $5004.2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$), respectivamente.

Tabla 6. Tasas promedio de nitrificación y, desnitrificación. Además consumo de oxígeno por parte del sedimento (DOS) y flujos de fosfatos y amonio para cada estación de muestreo

Estación	Tasa Nitrificación ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	Tasa Desnitrificación ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	Tasa DOS neta ($\text{g día}^{-1} \text{m}^{-2}$)	Flujo PO_4^{-3} ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{hr}^{-1}$)	Flujo NH_4^+ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{hr}^{-1}$)
R	-	-	-	-	-
1	105	42.7	ND	3.5	175
2	80.9	139	ND	11.6	171
3	115	27.3	ND	26.3	255
4	157	ND	1.9	37.9	30
5	*654	59.9	ND	11.1	248
6	ND	69.2	9.7	33.1	308
7	65.5	32.1	ND	39.5	232
8	36.7	163	2.4	37.5	264
9	58.8	ND	ND	13.9	215
10	63	ND	ND	24.4	118
11	59.2	ND	ND	31.6	293
12	29.8	ND	ND	27.1	134
13	157	ND	ND	20.9	248
14	ND	ND	ND	26.3	361
15	57.5	ND	ND	14.9	186
16	54	ND	ND	22	238
B	ND	190	7.9	19.5	272
L1	23.8	ND	12.2	5.4	316
L2	ND	13.1	ND	22.5	323
L3	83.7	ND	1.6	2.1	106

*el valor de la nitrificación en la estación 5 no se tomó en cuenta para los análisis posteriores debido a que es un valor atípico. Más adelante se discute la posible fuente de variación.

ND: No Detectado

Se puede observar en las Figuras 21 a y b que la tasa de nitrificación y desnitrificación en la zona costera tienen magnitudes similares (80 ± 41.5 y $76.3 \pm 53.8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente), mientras que en la laguna de Chelem es mayor la tasa de desnitrificación comparado con la zona costera y casi el doble la

con respecto a la tasa de nitrificación (101.6 ± 125.2 y $53.7 \pm 42.3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente).

El flujo de amonio presentó casi el mismo valor en ambas zonas; sin embargo, existió mayor varianza entre los datos ($234.6 \pm 65.8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en la zona costera y $254.9 \pm 101.4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en la laguna). La comparación entre estos valores tiene que tomarse con cautela, pues el número de muestras en cada una es diferente; por lo que el reducido número de estaciones dentro de la laguna genera que la varianza entre ellas sea magnificadas.

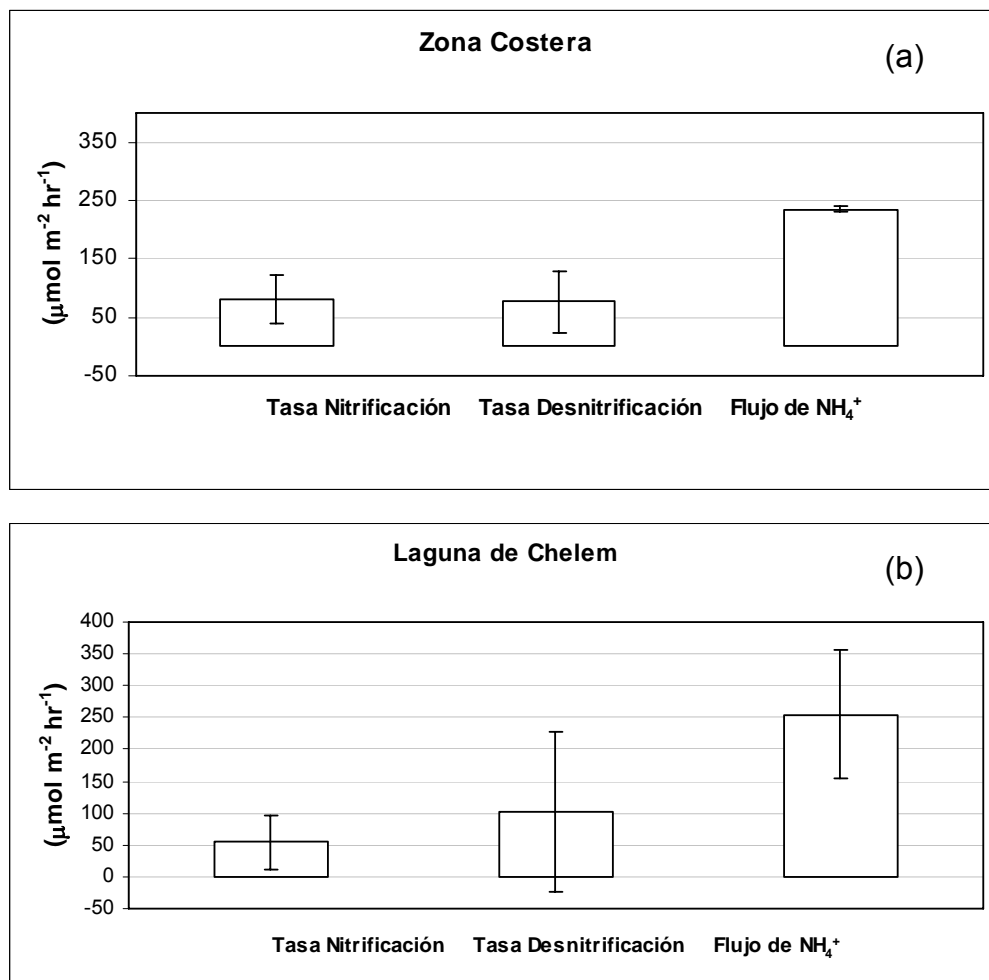


Figura 21. Muestra la media \pm desv. estándar de las tasas de nitrificación, desnitrificación y flujo de amonio ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) por parte del sedimento en toda el área de estudio. (a) datos de la zona costera y (b) datos de la laguna de Chelem.

En la Figura 22 se presenta la magnitud de los flujos de fosfatos del sedimento, tanto para la zona costera como para la laguna de Chelem. En esta figura se puede observar que la zona costera mostró un flujo de fosfatos hacia la columna de agua mayor que la laguna de Chelem (casi 52%), con valores de 23.9 ± 10.7 y $12.4 \pm 10.1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente.

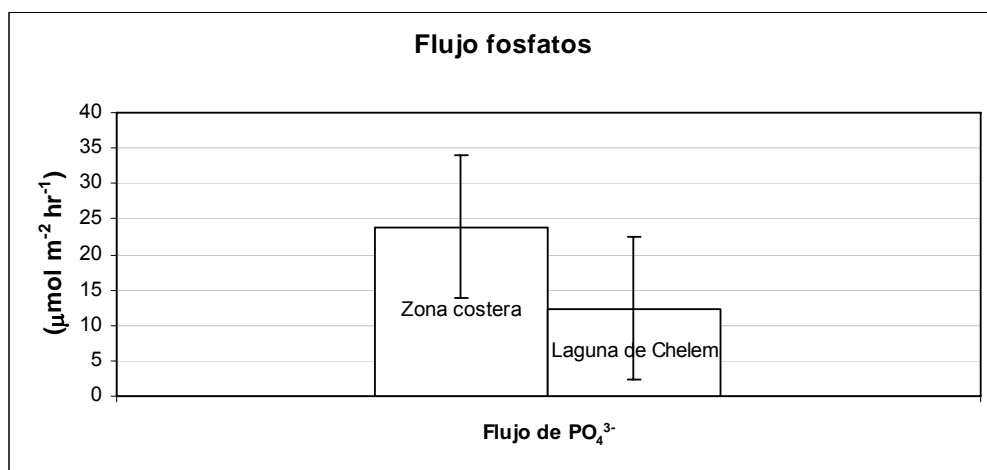


Figura 22. Muestra la media \pm desv. estándar del flujo de fosfatos ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) por parte del sedimento en toda el área de estudio

DISCUSIONES

Se han realizado diversos trabajos en distintas zonas costeras del planeta donde existen asentamientos urbanos y actividades industriales o turísticas para monitorear las concentraciones y distribución de nutrientes disueltos, ya que son indicadores del estado trófico y calidad del ambiente acuático (Navas *et al.*, 2003; Mutchler *et al.*, 2007). En particular se ha reportado que las descargas de N y P de origen antropogénico son la mayor causa de eutrofización en ambientes acuáticos (Paez-Ozuna *et al.*, 2007).

También es conocido que en las zonas costeras es difícil distinguir entre los aportes antropogénicos y los aportes naturales únicamente con tener la concentración del nutriente en el agua de mar, ya que las velocidades de los ciclos internos de los micro-nutrientes son tan rápidos que es difícil medir el grado con el cual las distribuciones reflejan la influencia antropogénica (Yeast y Brewer, 1983).

La zona costera de Puerto Progreso está siendo cada vez más impactada por la urbanización (49,454 habitantes según el Censo de Población y Vivienda INEGI, 2005) y las actividades turísticas-recreativas e industriales (Aranda, 2004). Por tanto, en este estudio se esperaba encontrar un patrón de distribución horizontal principalmente en la concentración de nutrientes como el amonio y fosfatos, que pudieran indicar perturbación de la zona costera por aportes antropogénicos. A pesar de que las estaciones más cercanas a la línea de costa (ej. 1, 5, 9 y 13) presentaron un ligero incremento en la mayoría de los nutrientes medidos, no se encontró un claro foco de intrusión de estos.

Este resultado puede deberse a varios factores: (1) La baja profundidad de la zona de estudio (promedio de 6.5 m) no permite que se mantenga una estratificación de la columna de agua y que los fenómenos físicos como acción del viento y oleaje redistribuyan y coadyuven a la dilución de los focos puntuales de

contaminación en el agua (Mariño *et al.*, 2006); (2) El muelle de altura construido en 1985, con una longitud cercana a los 7 km, posee una base de forma continua a partir del kilómetro 2, e impide la comunicación entre ambos lados. Esta división resulta en la acumulación de masas de agua mas densas hacia el oeste de la dársena del muelle (Mariño *et al.*, 2006), influenciando la distribución de los nutrientes en la zona; y (3) La resuspensión del sedimento y material orgánico en la columna de agua favorecida por la baja profundidad, lo cual puede propiciar que la materia orgánica en suspensión se remineralice continuamente en la columna de agua rica en oxígeno, alterando los intercambios de N y P entre el agua y el sedimento. Esto ya ha sido reportado por Santschi *et al.*, (1990) y Farías *et al.*, (1994) en lagunas costeras someras.

La zona de estudio se caracteriza por ser una planicie costera que no presenta ríos que puedan aportar continuamente nutrientes al sistema. Aunque se han reportado que algunas zonas de la costa yucateca, como Dzilam de Bravo, cuentan con afloramientos directos de agua subterránea la cual provee de algunos nutrientes como silicatos y nitratos a la zona costera (Aranda, 2004). En este trabajo no se encontró evidencia de que existan estos afloramientos directos en la zona costera de Progreso; sin embargo, debido a las características cársticas del fondo pueden existir pequeñas fallas o fracturas que permiten la intrusión de agua subterránea (Hanshaw & Back, 1980), pudiendo introducir nutrientes. Estas entradas no siempre son detectables en los análisis debido a la rápida dilución en los cuerpos receptores, y a que estos pulsos de entrada de nutrientes son de corto plazo (Herrera-Silveira *et al.*, 2002).

A pesar de no contar con aportes fluviales, la zona de estudio tiene comunicación permanente con la laguna de Chelem, la cual según lo reportado por Valdés y Real (1998) aporta nutrientes a la zona costera. Sin embargo, de acuerdo a los resultados en este trabajo, la influencia de la laguna se puede observar solo en las estaciones ubicadas directamente frente a la boca (9 y 13), lo

cual puede deberse a la corriente principal que en la zona va de este a oeste (Mariño *et al.*, 2006) y esto no permitió detectar mayor influencia de la laguna. No obstante esto no significa que dentro de la laguna no se presenten altas concentraciones de nutrientes ya que las actividades industriales y urbanas que se realizan dentro y en la periferia de ella, impactan la calidad de agua y afectan su circulación (Valdés y Real, 1998; Valdés y Real, 1999; Herrera-Silveira, 2006).

Al igual que se buscó un patrón espacial de distribución de nutrientes, también se realizó un análisis de su comportamiento estacional. En este sentido el análisis de los mapas de distribución horizontal en cada periodo de muestreo y el de redundancia canónica si mostraron diferencias significativas entre estaciones climáticas. Las épocas de nortes son estadísticamente diferentes a los de la temporada de seca. Esto concuerda con varios trabajos realizados en la península de Yucatán (Chi Tran *et al.*, 2002; Aranda, 2004; Valdés *et al.*, 2006; Mutchler *et al.*, 2007,).

En este trabajo, la estación climática de seca mostró mayor varianza en los parámetros como salinidad, temperatura, silicatos y concentración de oxígeno disuelto en el agua. Esto se debe a que en esta época, la temperatura del agua y la evaporación son los principales factores que afectan a los procesos que se llevan a cabo en la columna de agua.

Al cambiar las condiciones climáticas también se afecta la dinámica de la zona, afectando los procesos en la columna de agua y debido a la poca profundidad también a los sedimentos que juegan un papel muy importante como reservorio de nutrientes. La resuspensión de sedimentos provoca la liberación de nutrientes remineralizados incrementando así su disponibilidad para los organismos acuáticos (Arenas y De La Lanza, 1990; Justic *et al.*, 1995). Esto afecta directamente a las comunidades biológicas al alterarse no solamente las concentraciones sino la proporción de los nutrientes, lo cual puede propiciar la

aparición de distintas especies fitoplanctónicas que poseen diferentes requerimientos de nutrientes (Smayda, 1990).

En este trabajo se encontraron bajas concentraciones de fosfatos en casi todo el periodo de muestreo, esto es común en sistemas cársticos como la Península de Yucatán. En estos ambientes el carbonato de calcio adsorbe fosfatos formando apatita (Valdés y Real, 1994; McGlathery *et al.*, 1994; Aranda, 2004; Zhang *et al.*, 2004), reduciendo su disponibilidad. Una fracción considerable de fósforo puede ser liberado a la columna de agua a través de los procesos de desorción (Millero *et al.*, 2001), la cantidad depende de la concentración de fosfato en el ambiente. En este estudio la máxima concentración de fosfato medido en la columna de agua se encontró durante el mes de octubre realizado en días con vientos provenientes del ENE, pudiendo resuspender el sedimento y de esta forma liberar el fósforo contenido en los sedimentos superficiales. Esto concuerda con lo reportado para la bahía de Florida, en donde (Zhang *et al.*, 2004) mencionan que el fósforo orgánico presente en las células de las microalgas bentónicas encontradas en la superficie del sedimento pueden liberar fósforo a la columna de agua al romperse debido a movimientos mecánicos, contribuyendo al alto porcentaje de fósforo intercambiable medido.

Además de tener bajas concentraciones de fosfatos en la columna de agua, las concentraciones de amonio fueron altas (promedio general de toda la zona costera de 4.20 y 5.85 μM en la laguna de Chelem). Esto sería de esperarse en ambientes con baja concentración de oxígeno, en donde las formas oxidadas de nitrógeno son reducidas; sin embargo, esto no ocurrió en la zona de estudio ya que las concentraciones de oxígeno estuvieron alrededor de 4 ml/l. No obstante, en la zona existen reportes previos de altas concentraciones de este nutriente similares a lo encontrado en este estudio (Aranda, 2004; mediana 4.14 μM y Herrera *et al.*, 2006; media 4.73 μM), al igual que en otros sistemas carbonatados como la bahía de Florida (Zhang *et al.*, 2004) en donde se reportan valores de

hasta 7 μM , siendo los nitratos hasta una orden de magnitud menor que las concentraciones de amonio.

La rápida remineralización de la materia orgánica en la columna de agua y la liberación de nutrientes de los sedimentos resulta en aporte de fósforo a la columna de agua. Esto se observó en los datos de los flujos de nitrógeno y fósforo, los cuales resultaron negativos para todas las estaciones de muestreo; esto es, que el sedimento exporta estos nutrientes a la columna de agua.

En el caso del nitrógeno, el sedimento puede exportar hacia la columna de agua mayor concentración de amonio del que potencialmente es capaz de nitrificar o desnitrificar y aunque estos procesos no se llevan a cabo simultáneamente, al cambiar la concentración de oxígeno en el sedimento, se puede estar favoreciendo la salida de ese nutriente hacia la columna de agua.

A pesar de que el análisis de redundancia canónica no mostró diferencias estadísticas significativas entre la zona este respecto a la zona oeste del muelle, los resultados reflejan variabilidad para toda la zona de estudio en la magnitud de los flujos de nutrientes así como en las tasas de nitrificación, desnitrificación y consumo de oxígeno. Esto también fue evidente en la presencia de materia orgánica y en las características físicas del sedimento, lo que puede estar generando microambientes que influyen en pequeña escala sobre los procesos bióticos que afectan la variación natural de los flujos de nutrientes hacia la columna de agua (Navas *et al.*, 2003).

Las tasas de desnitrificación estimadas en este trabajo fueron más altas que las reportadas por Valdés *et al.*, (2004) en la laguna de Ría Lagartos, donde los autores reportaron una tasa media de $47.4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$; sin embargo, los valores máximos de $153.8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ son comparables a los valores promedio encontrados en este trabajo. La diferencia puede deberse al aporte de nutrientes

por las actividades humanas alrededor de la laguna de Chelem y de la zona costera de Progreso, las cuales incrementan el contenido de material orgánico presente en los sedimentos favoreciendo a los procesos como la desnitrificación (McGlathery *et al.*, 1994; Valdés *et al.*, 2006) ya que la materia orgánica es oxidada y esto disminuye la concentración de oxígeno presente en el sedimento, favoreciendo procesos como el DNRA y desnitrificación.

Comparando las tasas de nitrificación, Valdés *et al.* (2004) reportaron para la laguna de Ría Lagartos valores promedio más altos que los reportados en este trabajo ($150.5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$); sin embargo, Valdés *et al.*, (1999) reportaron una tasa de nitrificación de $30.2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para la laguna de Chelem, con un intervalo que va desde 7.25 hasta $96.53 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, los cuales concuerdan con el intervalo de valores reportados en este trabajo.

La tasa de demanda de oxígeno por parte del sedimento reportada en este trabajo para la zona costera de Progreso coincide con lo reportado para el sistema lagunar Nichupté-Bojórquez, en el Caribe Mexicano (Chumacero, 2004) de $3.192 \text{ g día}^{-1} \text{ m}^{-2}$.

El valor promedio del flujo de amonio encontrado en este trabajo es más alto que el valor medio reportado por Navas *et al.*, (2003) para una laguna costera del Caribe Colombiano ($1\ 643 \pm 177 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{d}^{-1}$, equivalente a $68.46 \pm 7.4 \mu\text{mol N m}^{-2} \text{hr}^{-1}$). La amplia variabilidad del valor promedio es debido a que estos autores encontraron flujos de amonio tanto positivos como negativos. Tomando en cuenta únicamente los valores del flujo de amonio que van del sedimento hacia la columna de agua reportados por estos autores, estos concuerdan con el intervalo de valores descritos en el presente trabajo. Valdés *et al.* (2004) obtuvieron para la laguna de Ría Lagartos un flujo medio de amonio de $250 \mu\text{mol m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ siendo este valor casi igual a lo reportado en este trabajo.

La magnitud del flujo de fosfatos estimado en este trabajo es menor a lo reportado por Navas *et al.* (2003), para una laguna costera del Caribe Colombiano en un intervalo de -2,084 a +7,805 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (equivalentes a -83.8 y 325.2 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ respectivamente). Sin embargo, Valdés *et al.* (2004) estimaron un flujo de fosfatos de 0.67 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ para la laguna de Ría Lagartos, siendo este valor mucho menor de lo reportado en este trabajo. No obstante, Mesnage *et al.* (2007) reportaron un flujo promedio de fosfatos de 0.96 $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (equivalente a 40 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{hr}^{-1}$) para la laguna Thau, Francia, siendo ésta una laguna con mayor entrada de nutrientes al sistema debido a las actividades de acuicultura que ahí se llevan a cabo.

Uno de los principales procesos que condicionan los flujos en la interfase agua-sedimento es la actividad del macrobentos, el cual afecta los flujos por bioirrigación, bioperturbación y movimiento del agua intersticial (Swan *et al.*, 2007). Cuando hay una alta presencia de micropastoreadores que liberan por excreción los compuestos que pueden ser asimilados por las bacterias pueden ocurrir fuertes liberaciones de NID y PID (Mann, 1982), es por esto que se recomienda realizar un estudio de la comunidad bentónica, pues en los núcleos de sedimento que se obtuvieron se observó infauna, sin embargo no se tiene un registro de la abundancia de los organismos presentes en la zona de estudio.

Debido a las observaciones realizadas durante los buceos para la extracción de los núcleos también se recomienda hacer un análisis de la cantidad de biomasa bacteriana presente en los sedimentos en la zona de estudio, ya que por las características físicas de algunas estaciones (principalmente las que se encuentran frente a la boca de la laguna de Chelem como son la 9 y 13) es muy probable que exista una biomasa importante de bacterias y sean estas las que estén generando los principales cambios biogeoquímicos en algunas estaciones. Esto concuerda con lo reportado en el Caribe por Navas *et al.*, (2003).

CONCLUSIONES

- La distribución de los parámetros físico químicos en el agua y sedimento en la zona costera de Progreso está influenciada por las características climáticas, siendo la época de Lluvias y Nortes las que generan mayor variabilidad en las concentraciones de nitrógeno (nitratos+nitritos y amonio) y fósforo (fosfatos) disueltos en el agua y la presencia de materia orgánica en el sedimento.
- La presencia del muelle de altura contribuye a generar microambientes en las distintas estaciones de muestreo. El área de estudio no presenta una cobertura total de sedimento, muchas zonas tienen fondo rocoso con “parches de sedimento”, las estaciones cercanas a la costa y del lado poniente del muelle presentan sedimento abundante.
- La laguna de Chelem tiene influencia directa sobre la zona costera pero únicamente en las estaciones cercanas a la boca.
- El sedimento en la zona costera de Progreso tiene una tasa potencial de desnitrificación de $76.3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en la zona costera y $101.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en la laguna de Chelem.
- En la zona costera de Progreso, el sedimento tiene una tasa potencial de nitrificación de $80 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ y $53.7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en la laguna de Chelem.
- En la zona costera de Progreso la tasa de demanda de oxígeno por parte del sedimento es de $4.7 \text{ g día}^{-1} \text{ m}^{-2}$ y $7.2 \text{ g día}^{-1} \text{ m}^{-2}$ en la laguna de Chelem.

- El sedimento en la zona costera de Progreso es capaz de liberar hacia la columna de agua un promedio de $23.9 \mu\text{mol m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ de fosfatos y $12.4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ en la laguna de Chelm.
- En la zona costera de Progreso, el sedimento puede liberar a la columna de agua $234.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ de amonio y $254.9 \mu\text{mol m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ en la laguna de Chelem.

BIBLIOGRAFIA

Andersen, J. M. 1977. Rates of denitrification of undisturbed sediment from six lakes as a function of nitrate concentration, oxygen and temperature. Arch. Hydrobiol. 80:147-159.

Aranda N. 2004. Eutrofización y calidad de agua de una zona costera tropical. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias del Mar. Departament d' Ecologia. Universitat de Barcelona. 246 pp.

Aranda, N., Herrera, J.A. y Comín, F. A. 2006. Nutrient water quality in a tropical coastal zone with ground water discharge, northwest Yucatán, México. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 68:445-454.

Arenas, F. V. y De La Lanza, G. 1990. El metabolismo como determinante de intercambio de nutrientes en sedimentos ricos en materia orgánica en una laguna costera. Ciencias Marinas. 16(3):45-62.

Beltrán, J., Villasol, A., Botello, A. V. y Palacios, F. 2005. Condición actual del ambiente marino-costero de la región del Gran Caribe, p. 1-24. *In*: Botello, A.V., Rendón-von, J., Gold, G., y Agraz, C. (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da. Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 pp.

Berner, R. A. 1980. Early Diagenesis: A Theoretical Approach. Princeton University Press, Princeton, N. J. 241 pp.

Buchanan, J.B. 1984. Sediments, p. 30-52 *In*: Holme, N. A. y McIntyre, A. D. (Eds.). Methods for the Study of Marine Benthos. Second Edition. Blackwell scientific publications. Oxford and Edinburg. 334pp.

Chester, R., 1996. *Marine Geochemistry*. Chapman and Hall. Great Britain. 698 pp.

Chi Tran, K., Valdés, D., Euan, J., Real, E. y Gil, E. 2002. Status of water quality at Holbox Island, Quintana Roo State, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. 5(2):173-189.

Childs C.R., Rabalais N.N., Turner R.E., Proctor L. M. 2002. Sediment denitrification in the Gulf of Mexico zone of hypoxia. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 240: 285-290.

Chumacero, N. 2004. Consumo de oxígeno del sedimento e intercambio con el mar del Sistema Lagunar Nichupté-Bojórquez. Tesis para obtener el grado de Maestra en Ciencias (Biología Marina). Departamento de Recursos del Mar. Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. 106 pp.

Cowan J.W., Boynton, W. R. 1996. Sediment-water oxygen and nutrient exchanges along the longitudinal axis of Chesapeake Bay: Seasonal patterns, controlling factors and ecological significance. *Estuaries*. Vol.19 (3): 562-580.

Farías, L., Chuecas L. y Salamanca, M. 1996. Effect of coastal upwelling on nitrogen regeneration from sediments and ammonium supply to the water column in Concepcion Bay, Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 43:137-155.

Froelich, P. N. 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnology and Oceanography*, 33(4):649-668.

Gobierno municipal Progreso, Yucatán. (2008).

[http:// www.gob.mx/wb/gobierno/egob_puerto_progreso_yucatan](http://www.gob.mx/wb/gobierno/egob_puerto_progreso_yucatan)

Hanshaw, B.B. y Back, W. 1980. Chemical mass-wasting of the northern Yucatan Peninsula by groundwater dissolution. *Geology* .8:222-224.

Herrera, J.A., Ramírez, J. y Zaldivar A. 1998. Overview and Characterization of the hydrology and primary producer community of selected Coastal Lagoons of Yucatán, México. *Aquatic Ecosystem Health and Management Society*. 1:353-372.

Herrera, J.A., Medina, I., y Colli R. 2002. Tropic status base on nutrient concentration scale and primary producers community of tropical coastal lagoons influenced by groundwater discharges. *Hydrobiology*. 475/476:91-98.

Herrera-Silveira J. A. 2006. Lagunas Costeras de Yucatán (SE, México): Investigación, Diagnóstico y Manejo. *Ecotropicos*. 19 (2):94-108.

Herrera, J., Gold, G., Mariño, I., Zapata, O., Vidal, V., Aguirre, L. y Ardisson, P., 2006. Evaluación de impactos al ambiente marino y zona de playa debidos al derrame de gasolina del 13 de mayo del 2006 en los ductos de PEMEX a la playa oeste del muelle de Progreso, Yucatán. Contrato No. GPA-CINVESTAV- 01/2006°. Informe final a Secretaría de Ecología del Gobierno de Yucatán. 82pp.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2005. http://www.inegi.org.mx/lib/Olap/consulta/general_ver4/MDXQueryDatos.asp?#Regreso&c=

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2006. <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/soc/sis/sisept/default.aspx?t=mamb177&s=est&c=14111>

Justic, D., Rabalais N.N. y Turner R.E. 1995. Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*. 30:41-46.

Karl, D.M, Björkman, K.M., Dore, J.E., Fujieki, L., Hebel, D.V., Houlihan, T. Letelier, R.M. y Tupas, L.M. 2001. Ecological nitrogen-to-phosphorus stoichiometry at station ALOHA. *Deep-Sea Research II Topical Studies in Oceanography*. 48 (8-9):1529-1566.

Köster, M. y Meyer-Reil, L.A. 2001. Characterization of carbon and microbial biomass pools in shallow water coastal sediments of the southern Baltic Sea (Nordreügensche Bodden). *Marine Ecology Progress Series*. 214: 25-41.

Laima, M. J. C. 1992. Evaluation of the indophenol method to measure NH_4^+ in extracts from coastal marine sediments. *Marine Chemistry*. 39(4):283-296.

Laverman A. M., Meile C., Cappellen P. V. Y Wieringa E. B. 2007. Vertical distribution of denitrification in a estuarine sediment: Integrating sediment flowthrough reactor experiments and microprofiling via reactive transport modeling. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 73 (1): 40-47.

Law, C. S., Rees, A. P. y Owens N. J. P. 1991. Temporal variability of Denitrification in Estuarine Sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 33: 37-56.

Libes S. M. 1993. *An Introduction to marine biogeochemistry*. John Wiley & Sons, Inc., New York. 734 pp.

Ly, Y. H., y Gregory, S. 1974. Diffusion of ions in seawater and in deep-sea sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 38:703-714.

Mann, K., 1982. Ecology of coastal waters. University of California Press, Berkeley. 8. 322pp.

Mariño, I. y Enríquez, C. 2006. Medición de corrientes. p:21-27. *In*: Evaluación de impactos al ambiente marino y zona de playa debidos al derrame de gasolina del 13 de mayo del 2006 en los ductos de PEMEX a la playa oeste del muelle de Progreso, Yucatán. Herrera, J., Gold, G., Mariño, I., Zapata, O., Vidal, V., Aguirre, L. y Ardisson, P., Contrato No. GPA-CINVESTAV- 01/2006°. Informe final a Secretaría de Ecología del Gobierno de Yucatán. 82pp.

McGlathery K.J., Marino R. y Howarth R.W. 1994. Variable rates of phosphate uptake by shallow marine carbonate sediments: Mechanisms and ecological significance. *Biogeochemistry* 25:127-146.

Mesnager, V., Ogier, S., Bally, G., Disnar, J.R., Lottier, N., Dedieu, K., Raboullie, C., y Copard, Y., 2007. Nutrient dynamics at the sediment-water interface in a Mediterranean lagoon (Thau, France): Influence of biodeposition by shellfish farming activities. *Marine Environmental Research*. 63: 257-277.

Millero, F., Huang, F., Zhu, X., Liu, X., y Zhang, J.Z. 2001. Adsorption and Desorption of Phosphate on Calcite and Aragonite in Seawater. *Aquatic Geochemistry*. 7:33-56.

Mutchler, T., Dunton, K.H., Townsend-Small, A., Fredriksen, S. y Rasser M.K. 2007. Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. *Estuarine coastal and Shelf Science*. 74:449-457.

Navas, G.R., Zea, S., y Campos, N.H. 2003. Flujo de Nitrógeno y Fósforo en la interfase agua-sedimento en una laguna costera tropical (Ciénega Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano). *CICIMAROcéanides*. 18(2):45-67.

Nakamura, Y. 2003. Sediment oxygen consumption and vertical flux of organic matter in the Seto Inland Sea, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 56: 213- 20.

Nowicki, B.L. y Nixon, S.W. 1985. Benthic community metabolism in a coastal lagoon ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*. 22:21-30.

Olivos, A., Masó, M. y Camp, J. 2002. Aportes continentales de nutrientes y su posible influencia sobre las relaciones estequiométricas (DIN:P:Si) en las aguas del noreste del Mediterráneo español (Mar Catalán). *Ciencias Marinas*. 28(4): 393-406.

Paez, F., Ramírez, G., Ruiz, A.C. y Soto, M.F. 2007. La contaminación por nitrógeno y fósforo en Sinaloa; Flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo. Sinaloa, México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Serie lagunas Costeras de Sinaloa. 304 pp.

Parsons, T. R., Maita, Y. y Lalli, C. M. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press. England. 173 pp.

Riley, J.P. y Chester, R. 1989. Introducción a la Química Marina. AGT editor, México, D.F. 459 pp.

Santschi, P., Höhener, P., Benoit, G., y Brink, M.B. 1990. Chemical processes at the sediment-water interface. *Marine Chemistry*, 30:269-315.

Sloth, N. P., Nielsen L. P. y Blackburn T. H. 1992. Nitrification in sediment cores measured with acetylene inhibition. *Limnology and Oceanography*. 37(5):1108-1112.

Smayda, T.S. 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for a global epidemic. p. 29-40. *In Toxic Marine Phytoplankton*. Granéli, E., Sundström, B., Edler, L., Anderson, D.M. (Eds.). New York, Elsevier. 554pp.

Soonmo A., Gardner W.S. 2002. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) as a nitrogen link, versus denitrification as a sink in a shallow estuary (Laguna Madre/Baffin Bay, Texas). *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 237: 41-50.

Stirling, H. P. 1985. *Chemical and Biological methods of water analysis for aquaculturalists*. Institute of Aquaculture. University of Stirling. Stirling Scotland. 119 pp.

Strickland, J.D.H., y Parsons T.R. 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 167 (Second Edition). 310 pp.

Swan, B. K., Watts, J.M., Reifel, K.M. y Hulbert, S. H. 2007. Role of the polychaete *Neanthes succinea* in phosphorus regeneration from sediments in the Salton Sea, California. *Hidrobiologia*. 576:111-125.

Taylor, B. F. 1983. Assays of Microbial Nitrogen Transformations p.809-837. *In: Carpenter, E. J. y Capone D. G. (Eds.) 1985. Nitrogen in the Marine Environment*. Academic Press. Inc. 900pp.

Thingstad, T.F., Zweifel, U.L. y Rassoulzadegan, F., 1998. P limitation of heterotrophic bacteria and phytoplankton in the northwest Mediterranean. *Limnology and Oceanography*. 43: 88-94.

UNEP. 2000. América Latina y el Caribe. Perspectivas del Medio Ambiente. GEO 2000. 145 p.

UNESCO (1971). Tablas Oceanográficas Internacionales. National Institute of Oceanography. Wormely, England.

Valdés, D.S., Ceja, V., Zapata, O., y Real, E. 1994. Comportamiento de la salinidad en la laguna de Chelem, Yucatán. *Oceanología*. 2:61-75.

Valdés, D.S. y Real, E. 1994. Flujo de amonio, nitrito, nitrato y fosfato a través de la interfase sedimento-agua en una laguna tropical. *Ciencias Marinas*. 20(1): 65-80.

Valdés, D.S. y Real, E. 1998. Variations and relationship of salinity, nutrients and suspended solids in Chelem coastal Lagoon at Yucatan, Mexico. *Indian Journal of Marine Sciences*. 27: 149-159.

Valdés, D. S. y Real, E. 1999. Variation of nitrification rates in Chelem lagoon, Yucatán, México. *Indian Journal of Marine Sciences*. 28: 424-428.

Valdés D.S. y Real, E. 2004. Nitrogen and phosphorus in water and sediments at Ria Lagartos coastal lagoon, Yucatan, Gulf of Mexico. *Indian Journal of Marine Sciences*. Vol. 33(4): 338-345.

Valdés, D.S., Chumacero, M. y Real, E. 2006. Sediment oxygen consumption in a developed coastal lagoon of the Mexican Caribbean. *Indian Journal of Marine Sciences*. 35(3): 227-234.

Vásquez, T. 1999. *Ecología y formación ambiental*. México. McGraw-Hill. p. 43

Walker, R.R. y Snodgrass, W.J. 1986. Model for sediment oxygen demand in lakes. *Journal of Environmental Engineering*. 112 (1): 25-43.

Wang, W. 1980. Fractionation of sediment oxygen demand. *Water Research*. 14: 603-612.

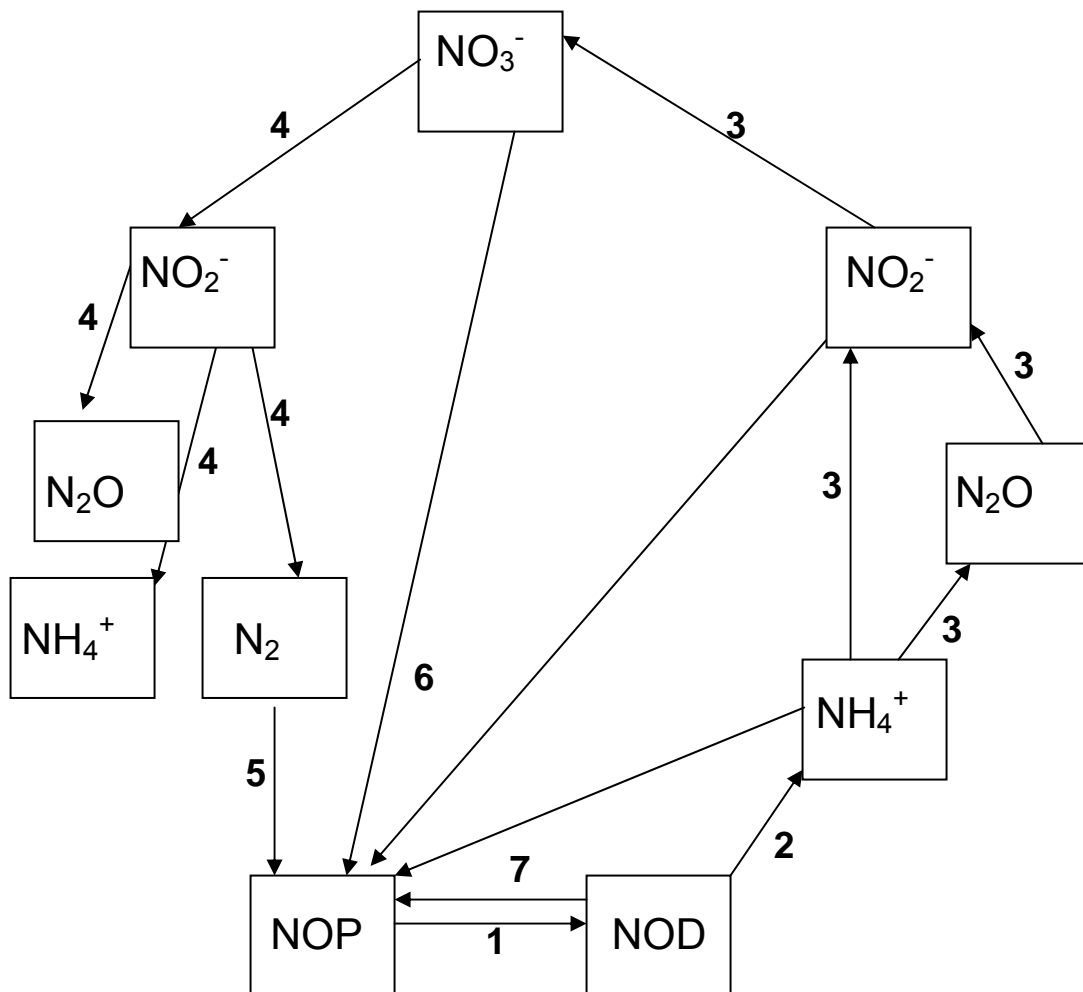
Welch, E.B. 1980. *Ecological effects of waste water*. Cambridge University Press. Cambridge. U.S.A. 87 pp.

Wetzel, R.G. 1983. *Limnology* Second edition. Saunders College Publishing. Philadelphia, Penn. 767 pp

Yeast, P.A. y Brewer, J.M. 1983. Potential anthropogenic influences on trace metal distribution in the North Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40:124-131.

Zhang J.Z., Fischer C. J., y Otner P.B. 2004. Potential availability of sedimentary phosphorus to sediment resuspension in Florida Bay. *Global Biogeochemical cycles*. 18: 1-14

ANEXOS



Anexo I. Ciclo biogeoquímico del nitrógeno. 1. remineralización, 2. amonificación, 3. nitrificación, 4. desnitrificación (reducción desimilatoria de nitrato), 5. fijación de nitrógeno, 6. reducción asimilatoria de nitrógeno, 7. asimilación de nitrógeno orgánico disuelto (NOD). (Libes, 1993).

Anexo II Coordenadas y profundidad de las estaciones de muestreo

Estación	Longitud (W)	Latitud (N)	Profundidad (m)
R	89° 40' 50"	21° 22 '20"	9.8
1	89° 39' 30"	21° 17' 31.93"	2.9
2	89° 39' 30"	21° 18' 31.93"	5.6
3	89° 39' 30"	21° 19' 31.93"	7.4
4	89° 39' 30"	21° 20' 45"	8.5
5	89° 41' 30"	21° 17' 08"	3.2
6	89° 41' 30"	21° 18' 31.93"	5.2
7	89° 41' 30"	21° 19' 31.93"	7.1
8	89° 41' 30"	21° 20' 45"	7.7
9	89° 42' 30"	21° 17' 08"	3.8
10	89° 42' 30"	21° 18' 31.93"	6.9
11	89° 42' 30"	21° 19' 31.93"	7.4
12	89° 42' 30"	21° 20' 45"	8.4
13	89° 43' 30"	21° 17'	2.9
14	89° 43' 30"	21° 18' 31.93"	7.2
15	89° 43' 30"	21° 19' 31.93"	7.8
16	89° 43' 30"	21° 20' 45"	8.8
B	89° 42' 14.82"	21° 16 '49.71"	3.4
L1	89° 40' 57.72"	21° 16' 28.34"	0.7
L2	89° 42' 0.89"	21° 15' 55.83"	2
L3	89° 42' 33.4"	21° 15' 38.18"	0.8