



Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C

Posgrado en Ciencias del Agua

**INDICADORES DEL ENRIQUECIMIENTO DE NUTRIENTES EN
ECOSISTEMAS COSTEROS DEL NORTE DEL CARIBE MEXICANO**

Tesis que presenta

JAVIER ALEJANDRO PÉREZ GÓMEZ

En opción al título de

MAESTRO EN CIENCIAS DEL AGUA

Director: Dr. Antonio Almazán Becerril

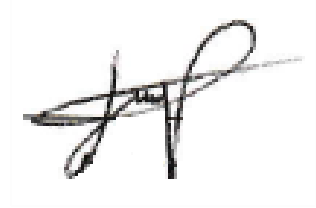
Co-Director: Dr. Ernesto García Mendoza

Cancún, Quintana Roo

Junio de 2019

DECLARACIÓN DE PROPIEDAD:

Declaro que la información contenida en la sección de materiales y métodos experimentales, los resultados y discusión de este documento proviene de las actividades de experimentación realizadas durante el período que se me asignó, para desarrollar mi trabajo de tesis, en las Unidades y Laboratorios del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C., y que dicha información le pertenece en términos de la Ley de la Propiedad Industrial, por lo que no me reservo ningún derecho sobre ello.



Cancún, Quintana Roo junio de 2019

Javier Alejandro Pérez Gómez

CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A. C.

POSGRADO EN CIENCIAS DEL AGUA



RECONOCIMIENTO

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de **Javier Alejandro Pérez Gómez** titulado “**Indicadores del enriquecimiento de nutrientes en ecosistemas costeros del norte del Caribe Mexicano.**” fue realizado en la Unidad de Ciencias del Agua, en la línea de Ecología y Dinámica de Ecosistemas Acuáticos, en el Laboratorio de Ecología Costera, del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., bajo la dirección del Dr. Antonio Almazán Becerril, perteneciente al Programa de Posgrado en Ciencias del Agua de este Centro.

Atentamente.

Dra. Clelia De la Peña Seaman
Directora de Docencia

Mérida, Yucatán, México, a 11 de junio de 2019

Agradecimientos :

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por otorgarme la beca 331939, sin la cual no hubiera sido posible realizar mis estudios de maestría.

Al Centro de Investigación Científica de Yucatán, por la oportunidad de cursar la maestría en la Unidad de Ciencias del Agua (UCIA), en donde desarrollé mis actividades dentro del laboratorio de Ecología Costera.

Al la Universidad de Colima por la oportunidad de realizar una estancia académica en el laboratorio de calidad de agua del Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas. Agradezco las atenciones brindadas por el equipo de trabajo.

Al Departamento de Oceanografía Biológica del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), por permitirme realizar una estancia académica en el laboratorio de FICOTOX. Agradezco el apoyo y los conocimientos brindados por todo el personal.

Al Instituto de Ciencias Marinas de la Universidad de California, Campus Santa Cruz, por permitirme realizar una estancia académica en el laboratorio de Biogeoquímica, en donde se me brindó un trato amigable y paciente. Agradezco el profesionalismo del equipo de trabajo y las atenciones del personal del Campus.

Al proyecto Presencia de ciguatoxinas en la especie invasora pez león (*Pterois volitans*) y en otros peces arrecifales en dos áreas naturales protegidas de Quintana Roo: Arrecife de Puerto Morelos e Isla Contoy (MQ001) de la CONABIO por el apoyo financiero, vital para la realización de este estudio.

Dr. Antonio Almazán, por su guía, paciencia y apoyo durante este proceso. Gracias por estar dispuesto en todo momento a compartir sus conocimientos y experiencia, por motivarme siempre a mejorar y a buscar oportunidades para mi desarrollo académico y personal.

Dr. Ernesto García, por su apoyo al recibirme en el laboratorio de FICOTOX del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), y por aportar su experiencia y conocimientos para el mejor desarrollo de esta investigación.

Al técnico M. en C. Benjamín Delgado, por su gran ayuda durante el trabajo de campo y por su disposición para compartir sus conocimientos y habilidades durante las actividades dentro del Laboratorio de Ecología Costera y durante el desarrollo de esta investigación.

Dr. Aramis Olivos, por su apoyo al recibirme en el laboratorio de calidad de agua en el Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad de Colima, y por el amable aporte de sus conocimientos y experiencia para la mejora de este estudio.

A los integrantes de mi comité tutorial, el Dr. Jesús Alvarado y el Dr. Eduardo Cejudo, agradezco su apoyo y los aportes y sugerencias realizados con el fin de mejorar la calidad de este documento.

Dra. Adina Paytan, por darme la oportunidad de hacer una estancia internacional en la Universidad de California, campus Santa Cruz. Le agradezco su enorme hospitalidad y apoyo durante mi estancia en su laboratorio.

Al técnico Colin Carney por la paciencia y apoyo durante la realización de los análisis en el laboratorio de Isótopos Estables de la Universidad de California, Campus Santa Cruz.

Al técnico M.C. Ramón Murillo Martínez por su gran ayuda y paciencia durante mi estancia en el laboratorio de FICOTOX del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE).

Al estudiante Eric Joal García por su gran ayuda y apoyo durante mi estancia en el laboratorio de calidad de agua del Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad de Colima.

A Xóchitl, por tu confianza y amabilidad al recibirme durante mi estancia en Manzanillo, te agradezco de corazón todas tus atenciones.

A Adonis por tu enorme gentileza al ofrecerme un espacio mientras estuve en Ensenada, estaré siempre en deuda contigo.

A Stephan por la gran hospitalidad y confianza de recibirme en Santa Cruz, gracias por invitarme a conocer todos esos lugares tan increíbles, la pasamos muy bien bromeando y mirando videos de Rémi Gaillard. Nunca olvidaré esos días divertidos.

Al Dr. Donald Potts por la enorme confianza de recibirme en su casa en Santa Cruz, espero haber hecho un buen trabajo con sus plantas.

A mis compañeros de generación “los chidos del CICY” (ustedes saben quiénes son). Siempre recordaré lo bien que la pasamos y las aventuras que compartimos, esto no hubiera sido lo mismo de no haberlos conocido.

A todas las personas que a lo largo de este camino me apoyaron de manera intencionada o no. Nunca se sabe qué eventos o personas pueden hacer la diferencia en nuestra vida. Les deseo lo mejor.

Dedicatoria:

A mi familia: Padre, Madre, y hermanos. Todo el amor, el apoyo y la fe que me brindan es y será mi fortaleza. Seré siempre afortunado de contar con ustedes.

A la memoria de mi abuelo, por todos esos momentos divertidos e inolvidables que compartimos, siempre te recordaré con alegría.

“Es imposible que un hombre aprenda lo que cree que ya sabe”

Epicteto

Índice

Resumen	1
Abstract	3
1. Introducción	5
1.1 <i>Degradación de los ecosistemas costeros</i>	5
1.2 <i>Eutrofización y sus efectos en ecosistemas costeros</i>	7
1.3 <i>Estructura de las comunidades autótrofas bentónicas</i>	8
1.4 <i>Concentración de Clorofila a en columna de agua</i>	9
1.5 <i>Concentración de Nutrientes en columna de agua y tejido de organismos autótrofos bentónicos</i>	12
1.6 <i>Isótopos estables de Nitrógeno</i>	14
2. Antecedentes	16
2.1 <i>Nutrientes en columna de agua</i>	16
2.2 <i>Chl a en columna de agua</i>	18
2.3 <i>Evaluación de Isótopos estables y nutrientes en tejido de organismos bentónicos</i>	19
2.4 <i>Efectos del enriquecimiento de nutrientes en ecosistemas de pastos marinos y arrecifes de coral del Caribe Mexicano</i>	23
3. Hipótesis	27
4. Objetivo General	27
4.1 <i>Objetivos Específicos</i>	27
5. Justificación	28
6. Zona de estudio	28
7. Métodos	31
7.1 <i>Estrategia de muestreo</i>	31
7.1.2. <i>Estimación de porcentaje de cobertura de T. testudinum y macroalgas en praderas de pastos marinos</i>	31
7.1.3. <i>Colecta de tejido de T. testudinum y macroalgas</i>	32
7.1.4. <i>Colecta de nutrientes en columna de agua e intersticio</i>	32
7.1.5. <i>Colecta de muestras de Chl a en columna de agua</i>	33
7.2. <i>Trabajo de Laboratorio</i>	34
7.2.1. <i>Determinación de concentración de nutrientes</i>	34
7.2.2. <i>Determinación de chl a</i>	34
7.3. <i>Análisis de datos</i>	35

7.3.1. Porcentaje de cobertura	35
7.4 Análisis estadísticos	35
8. Resultados	35
8.1 Variable por Sitio.....	36
8.2 Diferencias entre temporadas.....	56
8.3 Diferencias entre sitios.....	59
9. Discusión	67
9.1 Concentración de Nutrientes.....	67
9.2 Concentración de Clorofila a.....	72
9.3 Cobertura de <i>T. testudinum</i> y macroalgas.....	77
9.4 Evaluación de %N y %C en tejido de <i>T. testudinum</i>	80
9.5 Valores de $\delta^{15}N$ en tejido de <i>T. testudinum</i>	83
9.6 Discusión General.....	88
10. Conclusiones	91
11. Referencias	92
12. Anexos	103
12.1 Anexo 1. Resultados de Análisis Estadísticos	103
12.2 Anexo 2. Fotografías de IC y PM.....	108

Listado de Tablas

Tabla 1. Valores de nutrientes reportados en columna de agua e intersticio en distintos estudios en las costas de Quintana Roo.	18
Tabla 2. Contenido de nutrientes y valores de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de distintos organismos bentónicos en ecosistemas costeros del Caribe Mexicano.	21
Tabla 3. Concentraciones promedio y valores mínimos y máximos de nutrientes en columna de agua de los sitios de estudio durante las temporadas de nortes y secas. ...	56
Tabla 4. Concentraciones promedio y valores mínimos y máximos de nutrientes en agua intersticial de los sitios de estudio durante las temporadas de nortes y secas.	57
Tabla 5. Cobertura promedio y valores mínimos y máximos de <i>T. testudinum</i> , macroalgas carnosas y calcáreas y concentraciones promedio y mínimos y máximos de clorofila a en los sitios de estudio durante la temporada de nortes y secas.	58
Tabla 6. Valores promedio y valores mínimos y máximos del contenido de N, C y el $\delta^{15}\text{N}$ hallados en tejido de <i>T. testudinum</i> en los sitios de estudio durante las temporadas de nortes y secas.	60
Tabla 7. Comparación de valores de nutrientes observados en IC, PJ y PM durante este estudio con otros estudios en la costa norte del Caribe mexicano.	70
Tabla 8. Comparación de valores de clorofila a en IC, PJ y PM durante este estudio con otros estudios en la costa del Caribe mexicano.	77
Tabla 9. Comparación de %N y %C en <i>T. testudinum</i> en IC, PJ y PM durante este estudio con otros estudios en la costa del Caribe mexicano.	83
Tabla 10. $\delta^{15}\text{N}$ promedio en tejido de <i>Sargassum</i> sp y <i>T. testudinum</i> en Puerto Morelos.	86
Tabla 11. Comparación de $\delta^{15}\text{N}$ promedio en tejido de <i>T. testudinum</i> en este estudio. .	87
Tabla 12 . Valores p de comparaciones entre sitios de los valores de nutrientes en agua superficial durante la temporada de nortes y secas.	103
Tabla 13. Valores p de comparaciones entre sitios de las concentración de nutrientes en agua intersticial durante la temporada de nortes y secas.	103

Tabla 14. Valores p de comparaciones entre sitios de los valores de cobertura de *T. testudinum*, macroalgas calcáreas, macroalgas carnosas y clorofila *a* durante la temporada de nortes y secas (Prueba Kruskal-Wallis con nivel de significancia del 95%).
.....1044

Tabla 15. Valores p de comparaciones entre sitios de los valores de composición elemental e isotópica en tejido de *T. testudinum* durante la temporada de nortes y secas..
.....1044

Tabla 16. Valores de R y p de correlaciones de Spearman entre cobertura de *T. testudinum* y cobertura de macroalgas calcáreas y carnosas.1055

Listado de Figuras

Figura 1. Representación del conjunto de ecosistemas costeros de Quintana Roo.....	25
Figura 2. Sitios de muestreo del estudio	30
Figura 3. Esquema de la estrategia de muestreo.	33
Figura 4. Concentraciones promedio de NOx en los transectos de los sitios de estudio.....	38
Figura 5. Concentraciones promedio de NH ₄ ⁺ en los transectos de los sitios de estudio.....	39
Figura 6. Concentraciones promedio de PO ₄ ³⁻ en los transectos de los sitios de estudio.....	41
Figura 7. Concentraciones promedio de DIN en los transectos de los sitios de estudio.....	43
Figura 8. Concentraciones promedio promedio de chl a en los transectos de los sitios de estudio.....	45
Figura 9. Cobertura promedio de <i>T. testudinum</i> en los transectos de los sitios de estudio.....	47
Figura 10. Contenido promedio de %N en tejido de <i>T. testudinum</i> en los transectos de los sitios de estudio.....	50
Figura 11. Valor promedio de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de <i>T. testudinum</i> en los transectos de los sitios de estudio.....	51
Figura 12. Valor promedio de % C en tejido de <i>T. testudinum</i> en los transectos de los sitios de estudio.....	54
Figura 13. Valor promedio de relación C:N en tejido de <i>T. testudinum</i> en los sitios de estudio.....	55
Figura 14. Distribución de los valores de NOx (a) y amonio (b) en los sitios de estudio durante la temporada de nortes y secas.....	62
Figura 15. Distribución de los valores de Fosfatos (a) y DIN (b) en los sitios de estudio durante la temporada de nortes y secas.....	63
Figura 16. Distribución de los valores de clorofila a (a) y cobertura de <i>T. testudinum</i> (b) en los sitios de estudio durante la temporada de nortes y secas.....	64
Figura 17. Distribución de los valores de %N (a) y $\delta^{15}\text{N}$ (b) en los sitios de estudio durante la temporada de nortes y secas.....	65
Figura 18. Distribución de los valores de %C (a) y C:N (b) en los sitios de estudio durante la temporada de nortes y secas.....	66

Figura 19. Correelación entre las DIN:SRP promedio y las concentraciones promedio de chl a en los sitios de estudio durante ambas temporadas..	1055
Figura 20. Relación lineal entre la cobertura de <i>T. testudinum</i> y macroalgas calcáreas y carnosas durante la temporada de nortes y secas	1066
Figura 21. Relación líneal entre la concentración de amonio y el %N (a), $\delta^{15}\text{N}$ y %N (b), la concentración de amonio y $\delta^{15}\text{N}$ (c) y la concentración de DIN y $\delta^{15}\text{N}$ (d) registradas en PJ durante la temporada de nortes.	1077
Figura 22. Cobertura de manglar en sitio de muestreo de IC	1088
Figura 23. Arribazón de sargazo en Puerto Morelos	1088

Resumen

El objetivo de este trabajo fue determinar la magnitud del enriquecimiento de nutrientes y sus efectos en ecosistemas costeros del norte del Caribe mexicano con base en indicadores ecológicos y de calidad de agua. Las concentraciones de N y C, y los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido del pasto marino *Thalassia testudinum* al igual que la biomasa de la comunidad fitoplanctónica en columna de agua (clorofila *a*) y los porcentajes de cobertura de macroalgas y *T. testudinum* en praderas de pastos marinos fueron considerados como indicadores ecológicos. Los %N, %C y el $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de *T. testudinum* se determinaron utilizando espectrometría de masas, la concentración de clorofila *a* se calculó mediante cromatografía líquida de alto rendimiento y los porcentajes de cobertura se estimaron utilizando cuadrantes de 0.25 m². Las concentraciones de nutrientes ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, NH_4^+ y PO_4^{3-}) en columna de agua y agua intersticial se consideraron como indicadores de calidad de agua y se determinaron utilizando técnicas colorimétricas. Las muestras se tomaron aleatoriamente a lo largo de transectos establecidos a distancias variables desde la línea de costa hasta la cresta arrecifal en tres sitios: Isla Contoy (IC), Puerto Juárez (PJ) y Puerto Morelos (PM), durante dos temporadas (nortes y secas) con el fin de observar posibles diferencias entre sitios y entre temporadas. Se registró una mayor concentración de nutrientes en columna de agua durante la temporada de nortes en los tres sitios de muestreo, lo que posiblemente estuvo asociado a un efecto sinérgico de la precipitación y la resuspensión de sedimentos, debida a la turbulencia en la columna de agua. Se detectó una posible limitación por nitrógeno en la zona de estudio, ya que la concentración de clorofila *a* estuvo positivamente relacionada con la razón DIN:SRP ($R=0.82$). Asimismo, el %N en *T. testudinum* fue cercano a 1.8% en PJ y PM, valor que sugiere una limitación por N. En PJ se registró el mayor $\delta^{15}\text{N}$ promedio del estudio (4.85‰), al igual que el $\delta^{15}\text{N}$ máximo detectado en los sitios (8.2‰), que a su vez se clasifica entre los valores más altos reportados en tejido de *T. testudinum* en la costa norte del Caribe mexicano, de igual modo, en PJ se registraron altas correlaciones positivas entre el $\delta^{15}\text{N}$ con la concentración de DIN ($R=0.88$) y la concentración de amonio ($R=0.94$). En IC se registró el $\delta^{15}\text{N}$ más bajo en este estudio (-4.3‰), y en PM se detectó

una posible influencia de sargazo pelágico como fuente de N para *T. testudinum*, debido a $\delta^{15}\text{N}$ similares registrados en el pasto marino (-0.83‰) y el alga (-0.64‰). Los indicadores analizados en este estudio permitieron el registro de diferencias estacionales y espaciales, estas últimas posiblemente relacionadas con la interacción de los sitios con cuerpos de agua adyacentes o con distintas fuentes de nutrientes. IC fue el sitio con menores signos de enriquecimiento de nutrientes (mayor cobertura de *T. testudinum*, menor cobertura de macroalgas); PJ registró los mayores signos de enriquecimiento (mayor cobertura de macroalgas, mayor concentración de DIN y amonio), y en PM se observaron indicadores con valores similares a IC (concentración de nutrientes) y PJ (cobertura de *T. testudinum* y concentración de clorofila *a*), por lo que podría considerarse como un sitio con características intermedias entre IC y PJ. Este estudio presenta información actualizada sobre los efectos del posible enriquecimiento de nutrientes en los ecosistemas costeros del norte del Caribe Mexicano, con diferencias temporales y espaciales en la región de estudio, por lo tanto se deben tomar medidas en función de esta información y de las futuras evaluaciones de los sitios para prevenir y mitigar su degradación.

Abstract

The objective of this work was to determine the magnitude of nutrient enrichment and its effects on coastal ecosystems of northern Mexican Caribbean based on ecologic and water quality indicators. The N and C concentrations, and $\delta^{15}\text{N}$ values in seagrass *Thalassia testudinum* tissue, as well as the biomass of the phytoplanktonic community in water column (chlorophyll *a*) and the *T. testudinum* and macroalgae percentage covers in seagrass meadows were considered as ecological indicators. The %N, %C and $\delta^{15}\text{N}$ in *T. testudinum* tissue were measured by mass spectrometry, chlorophyll *a* concentration was determined by high performance liquid chromatography, and the percentage cover of macroalgae and *T. testudinum* was estimated using 0.25 m² quadrats. Nutrient concentrations ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, NH_4^+ and PO_4^{3-}) in porewater and water column were considered as water quality indicators and were measured using colorimetric methods. Samples were randomly collected through transects placed at variable distances from coastline to reef on three sites: Isla Contoy (IC), Puerto Juárez (PJ) and Puerto Morelos (PM), during two seasons (cold fronts and dry season), to observe possible differences between sites and seasons. Higher nutrient concentrations in water column were recorded in cold fronts season in the three study sites, this possibly related with synergistic effect between precipitation and sediment resuspension, as consequence of turbulence in water column. A possible nitrogen limitation was registered in study zone, as chlorophyll *a* concentration and DIN:SRP ratio were positively related ($R=0.82$). Also, *T. testudinum* N concentration in PJ and PM were near 1.8%, a threshold value that suggest N limitation in seagrasses. The higher $\delta^{15}\text{N}$ mean value (4.85‰), and maximum $\delta^{15}\text{N}$ (8.2‰) were detected in PJ, latter one among highest $\delta^{15}\text{N}$ registered in *T. testudinum* tissue in Mexican Caribbean northern coast, additionally, elevated correlations of $\delta^{15}\text{N}$ with DIN ($R=0.88$) and ammonium ($R=0.94$) were registered in this site. The lowest $\delta^{15}\text{N}$ value (-4.3‰) was detected in IC, and PM showed signs of pelagic sargassum being used as a possible N source for *T. testudinum*, due to similar $\delta^{15}\text{N}$ values found in seagrass (-0.83‰) and macroalgae (-0.64‰) tissue. Assesed indicators in present study allowed detection of seasonal and spatial differences, latter, possibly associated with interactions

between sites and adjacent water bodies, or with different nutrient sources. IC was the site with lower nutrient enrichment signs (highest *T. testudinum* cover, lowest macroalgae cover); PJ showed higher nutrient enrichment signs (highest macroalgae cover, highest DIN and ammonium concentrations), and in PM similar indicator values with IC (nutrient concentration) and PJ (*T. testudinum* cover and chlorophyll *a* concentration) were observed, then PM could be considered as a site with intermediate characteristics between IC and PJ. This study presents updated information regarding effects of possible nutrient enrichment in northern Mexican Caribbean coastal systems, with temporal and spatial differences in study region, thus actions must be taken in function of this information and of future assessments on sites to prevent and mitigate its degradation.

1. Introducción

1.1 Degradación de los ecosistemas costeros

Los ecosistemas costeros se consideran entre los más productivos del planeta, de gran importancia para la permanencia de los sistemas marinos y para el bienestar de las poblaciones humanas asentadas en las regiones costeras. Históricamente han estado estrechamente relacionados con los asentamientos humanos, debido a los servicios ecosistémicos que proveen, como la producción de aproximadamente la mitad de la actividad pesquera del mundo (Howarth *et al.*, 2000 ; Martínez *et al.*, 2007; Barbier *et al.*, 2011).

Sin embargo, la presión antropogénica ejercida en estos ecosistemas durante los últimos 150 años ha ocasionado su degradación, principalmente por los efectos derivados de la modificación de hábitats, la sobre pesca y la contaminación, efectos que se intensifican por el incremento poblacional. Actualmente ocho de las diez metrópolis más grandes del mundo, al igual que gran parte del turismo mundial se concentran en la costa (Lotze *et al.*, 2006; Martínez *et al.*, 2007; Halpern *et al.*, 2008; Ramesh *et al.*, 2016).

La descarga excesiva de nutrientes es una de las principales causas de contaminación de los ecosistemas costeros. Específicamente, el flujo de especies inorgánicas de nitrógeno reactivo (como nitrato y amonio disueltos) y Fósforo (en forma de ortofosfatos) puede ocasionar eutrofización, que se define como el incremento en la tasa de suministro de nutrientes para la generación de biomasa (carbono orgánico), que ocasiona acumulación de este material y con ello un desbalance en los flujos de energía en un ecosistema acuático (Nixon, 1995; 2009; Rabalais *et al.*, 2009). Los impactos que puede ocasionar la eutrofización de un sistema acuático incluyen una disminución en la diversidad biológica, el aumento de la turbidez en la columna de agua, modificaciones taxonómicas en las comunidades autótrofas y afectaciones en el ciclo de nutrientes, entre otros efectos, que se magnifican en ecosistemas altamente vulnerables como los arrecifes coralinos y las praderas de pastos marinos (Lapointe, 1997; Howarth *et al.*, 2000; Andersen *et al.*, 2006; Haynes *et al.*, 2007; Teichberg *et al.*, 2010).

El estado de Quintana Roo, cuyas costas son parte del Caribe mexicano, ha tenido un aumento poblacional pronunciado y continuo a partir de 1970. En 2010, Quintana Roo ocupó el tercer lugar en la media de crecimiento poblacional (INEGI, 2015), esto debido principalmente al desarrollo turístico de la entidad. De acuerdo con Campos (2011), el Caribe Mexicano es el destino turístico más importante de México y América Latina, por ejemplo, en el año 2017, 16,911,163 turistas visitaron Quintana Roo, generando ingresos por aproximadamente 8 mil 810.38 millones de dólares (SEDETUR, 2017). La actividad turística y el crecimiento poblacional implican una mayor presión e impacto para los ecosistemas costeros del Caribe mexicano, entre los que se encuentra parte de la barrera arrecifal Mesoamericana, de cuya presencia frente a las costas de Quintana Roo depende el atractivo turístico de la zona (Baker *et al.*, 2013).

La geología de la Península de Yucatán consiste en un suelo cárstico poroso con rápida percolación del agua y erosión de la roca carbonatada, lo que permite formación de sistemas subterráneos de cavernas y cavidades por los que fluye el agua (Schmitter-Soto *et al.*, 2002; Bauer-Gottwein *et al.*, 2011). Esto, aunado al crecimiento de la población y de la actividad turística aumenta la vulnerabilidad de los ecosistemas costeros acuáticos del Caribe mexicano debido a la descarga de nutrientes derivada de actividades antropogénicas. Estudios relacionados con la descarga de nutrientes a través de flujos subterráneos y su impacto en la zona costera han evaluado la concentración de nutrientes (N y P) y clorofila *a* en la columna de agua, los valores del isótopo estable de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) y las proporciones elementales (C:N:P) en tejido de *Thalassia testudinum*, *Gorgonia ventalina* y distintas especies de macroalgas presentes en diversos sitios de la región (van Tussenbroek *et al.*, 1996; Carruthers *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007;2010; Baker *et al.*, 2010;2013; Hernández-Terrones *et al.*, 2011;2015; Sánchez *et al.*, 2013; Null *et al.*, 2014; López-Peña, 2016). Así como la cobertura de macroalgas, pastos marinos y especies de coral (Martínez-Rendis *et al.*, 2015).

Los resultados de estos estudios aportan evidencia de modificaciones en la calidad del agua, valores atípicos de la relación C:N:P y del $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de organismos bentónicos, así como de un posible cambio de fase en la dominancia de flora bentónica en praderas de pastos marinos y arrecifes de coral en la costa del Caribe mexicano. Esto

significa impactos negativos en los ecosistemas de la zona. Sin embargo, la información disponible corresponde a distintos sitios y periodos, por lo que es insuficiente para describir el efecto del enriquecimiento de nutrientes en praderas de pastos marinos y arrecifes de coral en la costa norte del Caribe Mexicano.

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es determinar la magnitud del enriquecimiento de nutrientes y sus posibles efectos en praderas de pastos marinos y arrecifes de coral de la costa norte del Caribe Mexicano, con base en indicadores ecológicos y de calidad de agua. El contenido de N, C, y los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de *Thalassia testudinum*, así como la biomasa fitoplanctónica en la columna de agua (clorofila *a*) y el porcentaje de cobertura relativa de comunidades autótrofas bentónicas en praderas de pastos marinos y arrecifes de coral fueron considerados como indicadores ecológicos. Por su parte, la concentración de nutrientes (N y P) en columna de agua y agua intersticial, se consideraron como indicadores de calidad de agua.

1.2 Eutrofización y sus efectos en ecosistemas costeros

La eutrofización y sus efectos en ecosistemas costeros son temas ampliamente estudiados alrededor del mundo. A partir de la definición de eutrofización planteada por Nixon (1995), en la que se considera a esta misma como un proceso en el que se incrementa la tasa de producción anual de carbono orgánico en el sistema, y no como un estado trófico *per se*, diversos autores han adoptado este enfoque con ciertas modificaciones en la definición, pero manteniendo el mismo principio. Por ejemplo, Andersen *et al.* (2006) sugirieron que la eutrofización podría definirse como: “*El enriquecimiento del agua por nutrientes, especialmente nitrógeno y/o fósforo y materia orgánica, que provoca un aumento en el crecimiento de algas y otro tipo de flora, lo que causa modificaciones perjudiciales en la estructura, función y estabilidad de los organismos presentes en el sistema*”. Los autores sugieren esta definición con el objetivo de que funcione bajo un esquema de monitoreo en ecosistemas acuáticos.

Es importante considerar que la materia orgánica presente en el sistema puede provenir tanto de procesos alóctonos como autóctonos (Nixon, 2009), sin embargo, la eutrofización debida al enriquecimiento de nutrientes se vincula directamente con

procesos autóctonos relacionados con efectores externos, ya que el incremento en la tasa de suministro de carbono orgánico se refiere a la materia orgánica generada en el propio sistema. La eutrofización puede ocurrir por causas naturales como la fertilización del agua por guano de aves (Lapointe *et al.*, 1993), o como consecuencia del impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas acuáticos. Este proceso, conocido como *eutrofización cultural*, genera impactos negativos acelerados que llevan al colapso de la funcionalidad de los ecosistemas (Smith *et al.*, 1999). Los efectos del incremento en la producción de materia orgánica dentro del sistema son particulares en ecosistemas costeros poco profundos, ya que en ellos la zona fótica y la profundidad promedio son semejantes, lo que permite el desarrollo de pastos marinos, macroalgas y organismos epífitos, al igual que el crecimiento de fitoplancton (Nixon, 2001).

La flora bentónica y el fitoplancton presentes en ecosistemas costeros poco profundos, generan una producción primaria total por unidad de área mayor que la misma en el resto de los ecosistemas marinos (Duarte, 1995). Por lo tanto, las modificaciones en la estructura de las comunidades autótrofas bentónicas debidas al enriquecimiento de nutrientes, afectan el balance de materia y energía en ecosistemas costeros someros y son consideradas como indicadores de eutrofización.

1.3 Estructura de las comunidades autótrofas bentónicas

En su estudio, Orfanidis *et al.* (2001) asignaron un estado de degradación ecológica con base en los cambios en la comunidad autótrofa bentónica en ecosistemas costeros del Mediterráneo, que estuvieron bajo procesos de eutrofización y otros efectos derivados de presiones antropogénicas. Para ello propusieron un modelo que consistió en la determinación del porcentaje de cobertura de dos grupos funcionales definidos por los autores. El primer grupo funcional incluyó especies de pastos marinos y macroalgas perennes con talo grueso o calcáreo y de lento crecimiento, y el segundo, especies de macroalgas oportunistas de rápido crecimiento y ciclos de vida cortos. Los autores concluyeron que este modelo expresó satisfactoriamente el estatus ecológico de un sistema costero, ya que sus resultados coincidieron con los obtenidos en estudios previos y con las condiciones particulares de cada sitio.

Haynes *et al.* (2007) realizaron un estudio en la gran barrera arrecifal (Australia) para determinar la calidad del agua y el estado de salud del ecosistema, los autores sugirieron un modelo que integra los impactos generados por la descarga de nutrientes, en el que utilizaron indicadores de eutrofización que incluyen modificaciones en la estructura de la comunidad autótrofa bentónica, la disminución en la capacidad fotosintética de los pastos marinos y el aumento en la concentración de clorofila *a* en la columna de agua. Similarmente, Soltan *et al.* (2001) reportaron diferencias en la estructura de la comunidad de macroalgas bentónicas en función de la descarga de aguas residuales en las costas del Mediterráneo. Los autores registraron una disminución en la riqueza de especies y una reducción en la estratificación de la comunidad de macroalgas, con la desaparición de algas perennes. Esto, al comparar la estructura de la comunidad de macroalgas previo a la operación de una planta de tratamiento de aguas residuales en la zona y 8 años después de su funcionamiento.

El estudio de Arévalo *et al.* (2007), realizado también en las costas del Mediterráneo, reportó diferencias en la composición de la comunidad de macroalgas a lo largo de un gradiente de enriquecimiento de nutrientes vertidos por una fuente puntual, con la dominancia de *taxas* específicos en los distintos sitios del estudio, variando en función de la distancia de la zona de descarga. Por su parte, Deegan *et al.*, (2002) hallaron que al incrementar la concentración de nitrógeno en la columna de agua incrementaba también la biomasa de macroalgas en las costas de Massachussets, EUA, y disminuía la densidad de las raíces y biomasa foliar de pastos marinos, caso contrario a las condiciones de menor concentración de nutrientes, en la que la comunidad autótrofa estaba dominada por pastos marinos.

1.4 Concentración de Clorofila a en columna de agua

La clorofila *a* (*chl a*) es un pigmento presente en la mayoría de las microalgas fotosintéticas, a excepción del grupo de las *Prochlorophytas* (van Duyl *et al.*, 2002), es por ello que la concentración de *chl a* en la columna de agua funciona como un estimador de la biomasa fitoplanctónica, y a su vez, como un indicador integral de la calidad de agua en ecosistemas acuáticos, ya que responde a factores ambientales como la

concentración y bio disponibilidad de nutrientes en el sistema, la turbidez asociada con la resuspensión de sedimentos y las interacciones ecológicas como la herbivoría. (Phlips *et al.*, 1995; Smith, 2006; Boyer *et al.*, 2009).

La determinación de la concentración de chl *a*, en conjunto con variables fisicoquímicas, biológicas y ecológicas, permite obtener información acerca del estado trófico en el que se encuentra un ecosistema acuático, así como la influencia que pueden llegar a ejercer los cambios estacionales y la entrada de masas de agua provenientes de la descarga de otros ecosistemas acuáticos y terrestres, por lo tanto el uso de la concentración de chl *a* en la columna de agua como indicador es amplia en ecosistemas costeros tropicales (Kress *et al.*, 2002; De Carlo *et al.*, 2007; Haynes *et al.*, 2007).

En su estudio, Doering *et al.* (2006) evaluaron el uso de la chl *a* como un indicador de eutrofización en distintos puntos de la costa de Florida. Los autores estudiaron la relación de la chl *a* con otras variables como la concentración de nutrientes, el oxígeno disuelto en aguas no superficiales, la extinción de luz y la de descarga de agua dulce en el sistema y reportaron una correlación positiva entre la concentración de chl *a* y la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) que es la suma de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$, el fósforo inorgánico disuelto (DIP), y el fósforo total (TP). De igual modo, la chl *a* estuvo relacionada positivamente con la atenuación de la luz y negativamente con el oxígeno disuelto en aguas no superficiales. La mediana de las concentraciones de chl *a* varió desde 3.4 $\mu\text{g/L}$ en la zona de bahía hasta 10.5 $\mu\text{g/L}$ en punto de muestreo dentro de una zona estuarina. Los autores concluyeron que la chl *a* puede ser utilizada como un indicador de eutrofización en la zona de estudio.

De manera similar, Trott & Alongi (2000) estudiaron el impacto en la calidad de agua y la biomasa de fitoplancton provocado por la descarga de agua de granjas camaroneras hacia un sistema de manglar en Queensland, Australia. Para ello determinaron las concentración de chl *a*, N y P en columna de agua, la demanda bioquímica de oxígeno, el oxígeno disuelto y los sólidos suspendidos totales en agua superficial, antes y después de la descarga de los efluentes de las granjas hacia el manglar. Los autores hallaron una correlación positiva entre la concentración de chl *a*, el oxígeno disuelto, la demanda bioquímica de oxígeno y el pH. Asimismo, reportaron que

la concentración de chl a fue significativamente mayor en los sitios afectados por las descargas provenientes de las granjas, con valores previos a la descarga de 18.3 ± 35.3 $\mu\text{g/L}$ y de 50.4 ± 38.7 $\mu\text{g/L}$ después de la descarga, mientras que en los sitios de control los valores pre descarga y post descarga de chl a fueron de 2.3 ± 2.0 $\mu\text{g/L}$ y 4.0 ± 4.1 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Cabe señalar que la concentración de nutrientes no presentó diferencias significativas entre los sitios bajo estos mismos criterios.

Por otro lado, Boyer y colaboradores (2009) realizaron un estudio en la Bahía de Florida, una zona frecuentemente afectada por florecimientos de fitoplancton, en el que utilizaron la concentración de chl a como indicador de la calidad del agua.. Los autores compararon los resultados de su estudio con valores de referencia definidos con base en con base en datos históricos, si la mediana anual de la concentración de chl a del estudio se ubicaba entre la mediana y el tercer cuartil de los valores de referencia, la subregión se marcaba con color amarillo indicando una concentración moderadamente alta, y si la mediana en el estudio era mayor que el tercer cuartil, la subregión se marcaba con rojo, indicando una concentración alta. Los autores clasificaron en color rojo únicamente una región con un valor en el tercer cuartil de 0.91 $\mu\text{g/L}$, lo que significó un aumento sustancial en la concentración de chl a durante el año de estudio con respecto a los valores de referencia. Este modelo les permitió relacionar las condiciones de cada subregión con eventos ambientales y antropogénicos, como la temporada de huracanes y la construcción de una carretera en las inmediaciones. van Duyl *et al.*, (2002) estudiaron la biomasa y composición fitoplanctónica en la columna de agua de un arrecife de coral en Curazao, Brasil. Para esto determinaron la composición de pigmentos y la concentración de nutrientes en aguas oceánicas y costeras. Dentro de sus estaciones de muestreo incluyeron sitios con arrecifes no eutrofizados, con alta diversidad y coberturas coralinas abundantes (50-70%), un arrecife eutrofizado con baja diversidad y baja cobertura coralina (35%), al igual que estaciones de muestreo en el océano y en la bahía. Sus resultados mostraron una alta variabilidad en tiempo (semanas) y espacio (km) de la biomasa y la composición pigmentaria del fitoplancton, asimismo la concentración de nitrógeno y ocasionalmente la de fósforo estuvieron relacionadas, ya sea con la biomasa o la composición del fitoplacton. La concentración de chl a en el agua oceánica cercana

a Curazao, varió entre 0.125 y 0.715 $\mu\text{g/L}$. Por su parte, la concentración de nutrientes y chl a en el arrecife eutrofizado fue comúnmente mayor que en las otras estaciones de muestreo en arrecifes no eutrofizados. La concentración de chl a en este sitio varió entre 0.18 y 1.2 $\mu\text{g} / \text{L}$, los autores señalaron que esto pudo deberse a la entrada de agua residual consecuencia de la filtración de las fosas sépticas ubicadas en la cercanía del sitio.

1.5 Concentración de Nutrientes en columna de agua y tejido de organismos autótrofos bentónicos

La concentración de nutrientes tanto en columna de agua como en tejido de organismos autótrofos, también pueden funcionar como indicadores de las condiciones tróficas en las que se halla un ecosistema. En específico, la concentración de nutrientes en la columna de agua influye directamente en el crecimiento e interacciones ecológicas de las comunidades de organismos autótrofos. Por ejemplo, Pedersen & Borum, (1996) señalaron que las algas oportunistas y algunas especies de fitoplancton poseen una estrategia de crecimiento que les permite aprovechar un evento repentino de enriquecimiento de nutrientes, aumentando su biomasa en poco tiempo de manera que puedan sobrellevar la presión del pastoreo, sin embargo, al disminuir esta concentración las poblaciones perecerán, por lo que requieren de un suministro continuo de nutrientes para sobrevivir y dominar de manera extendida en ecosistemas costeros poco profundos, al contrario de las especies perennes de lento crecimiento, cuya estrategia ecológica es ventajosa para subsistir bajo condiciones de un suministro fluctuante de nutrientes, por lo que los organismos autótrofos perennes como los pastos marinos y algunas especies de macroalgas, que obtienen sus nutrientes tanto del sedimento como de la columna de agua, dominan en ecosistemas costeros someros con condiciones de baja concentración de nutrientes (oligotrofia) y alta penetración de la luz, al contrario del fitoplancton y diversas especies de macroalgas que adquieren los nutrientes de la columna de agua (Duarte, 1995; Fourqurean & Zieman, 2002).

En concordancia con Duarte (1992), la importancia de la concentración de nutrientes (N y P) en tejidos de organismos autótrofos acuáticos radica en que son imprescindibles para sus procesos bioquímicos, por lo tanto, las variaciones en su

concentración, como el aumento de N y la disminución de P o viceversa, podrían perjudicar la síntesis de proteínas, ATP, ADP, NADP y ácidos nucleicos, necesarios para el crecimiento de dichos organismos (Frieden, 1972; Duarte, 1992), lo que significa que estos elementos regulan su tasa de crecimiento. Usualmente las concentraciones de N y P de la flora acuática se expresan en función de la concentración de Carbono (C:N, C:P) y de la relación atómica N:P para inferir su importancia como factores limitantes del crecimiento. Estas relaciones varían entre grupos de organismos autótrofos acuáticos en el sistema, sin embargo se han planteado valores de contenidos elementales promedio; el ejemplo más notable es la proporción estequiométrica de C:N:P (106:16:1) propuesta por Redfield (1958) para el plancton marino, que establece la proporción en la cual se presenta el crecimiento óptimo del fitoplancton en ecosistemas marinos, ya que esta proporción también se ha encontrado en materia orgánica y en material particulado en el océano. Posteriormente, con base en valores promedio de mediciones realizadas a numerosos organismos Atkinson & Smith (1984) formularon los valores para macroalgas y pastos marinos (550:30:1) y Duarte (1990) estableció la relación (474:24:1) para pastos marinos exclusivamente.

Por lo anterior, se han realizado estudios en los que se considera a la concentración de nutrientes tanto en tejido de autótrofos como en la columna de agua como indicadores de las condiciones del sistema. Por ejemplo, Teichberg *et al.*, (2010), analizaron los efectos del enriquecimiento de nutrientes al añadir N en forma de NO_3^- y P en forma de PO_4^{3-} en ecosistemas costeros tropicales y templados donde estuviera presente *Ulva* spp, un género comúnmente involucrado en florecimientos de macroalgas, encontrando que su crecimiento y abundancia estaba correlacionado positivamente con el incremento de la concentración de nutrientes en el sistema, principalmente el de DIN. Además de esto, determinaron las concentraciones de nitrógeno en tejido de las macroalgas, encontrando que esta concentración era mayor que la necesaria para su mínimo crecimiento, y en algunos sitios excedían las concentraciones para el crecimiento máximo, por lo que sugieren a la concentración de N en el ambiente y tejido como un parámetro que permita predecir la dominancia de macroalgas de rápido crecimiento.

De manera similar, Lapointe *et al.*, (2005) estudiaron la relación C:N:P en tejido de *Codium* spp, al igual que la concentración de DIN y fósforo reactivo disuelto (SRP, por sus siglas en inglés, Soluble Reactive Phosphorus) en columna de agua en las costas de Florida, encontrando que el sistema podría tender hacia un enriquecimiento en P y una limitación de N debido a los valores menores a 16: 1 en la relación N:P, condiciones que podrían favorecer la formación de florecimiento de *Codium isthmocladum* en la zona. Asimismo, Fourqurean & Zieman (2002) estudiaron los contenidos elementales de C:N:P en tejido de praderas de *T. testudinum* ubicadas en los Cayos de Florida, hallando dos comportamientos en la distribución espacial de las relaciones elementales en los sitios de muestreo; el primero fue una disminución en la disponibilidad de P y el segundo, un aumento en la disponibilidad de P, con diferencias notables entre los sitios. Los autores atribuyeron estas variaciones a los distintos flujos de descargas de agua subterránea desde el continente a lo largo del área de estudio.

1.6 Isótopos estables de Nitrógeno

La abundancia relativa de isótopos estables de cualquier organismo depende de sus hábitos alimenticios, es decir la manera en que beben, comen y excretan, por lo que se puede obtener información importante de cualquier molécula o elemento al determinar la composición isotópica de alguno de sus tejidos (Wada, 2009).

El nitrógeno reactivo es fundamental para la existencia de los ecosistemas marinos, ya que permite la productividad biológica en la columna de agua, y este es introducido al ecosistema por medio de la fijación biológica de N₂ atmosférico. En ecosistemas costeros, el N puede provenir de otras fuentes, como el aporte de agua continental o de sedimento transportado por el viento, una vez dentro del ecosistema, el nitrógeno se somete a una serie de transformaciones que pueden ser tanto biológicas como químicas, pasando una y otra vez de fijación a desnitrificación a través de especies oxidadas a reducidas, en lo que se conoce como ciclo del nitrógeno (Webb, 1981). En cada una de estas reacciones, la relación entre los isótopos ligeros de nitrógeno (¹⁴N) y los pesados (¹⁵N) varía, por ejemplo, en las reacciones regidas biológicamente, tiende a acumularse más ¹⁵N que ¹⁴N (Dähnke & Thamdrup, 2013). De esta forma, utilizando una ecuación y un valor de

referencia (nitrógeno atmosférico), tal y como se muestra en la ecuación (1) se puede establecer una aproximación a la fuente de procedencia del elemento analizado (Wada, 2009).

$$\delta^{15}N(\text{‰}) = \left[\frac{(^{15}N/^{14}N)_{\text{muestra}}}{(^{15}N/^{14}N)_{\text{aire}}} - 1 \right] \times 1000 \quad (1)$$

Por lo anterior, la cuantificación de isótopos estables del nitrógeno ($\delta^{15}N$) en tejido de organismos autótrofos acuáticos ha sido utilizada ampliamente como una aproximación (proxy) para la identificación de la procedencia de las fuentes de N que dichos organismos utilizan para sus requerimientos metabólicos (Cole *et al.*, 2004; Costanzo *et al.*, 2005; Risk *et al.*, 2009; Sánchez *et al.*, 2013; Backer *et al.*, 2013; Orlandi *et al.*, 2014). Por ejemplo, Yamamuro *et al.* (2003) colectaron muestras de distintas especies de pastos marinos en diversos sitios de ecosistemas costeros tropicales y subtropicales del Océano Pacífico, hallando una correlación significativa entre el %N en el tejido de los pastos y los valores de $\delta^{15}N$. Los autores señalaron que posiblemente, estos efectos fueron consecuencia del incremento en la disponibilidad de (DIN) que estaría ingresando a los ecosistemas desde fuentes terrestres, ya que de acuerdo con los autores, la asimilación del nitrógeno proveniente de la fijación atmosférica puede ser desplazada por el aumento en la concentración de DIN proveniente de otras fuentes, derivando en valores más altos de $\delta^{15}N$ durante este estudio (de hasta 5.17‰ en hojas de *Thalassia hemprichi*), con relación a los de la fijación del nitrógeno autóctono, que puede variar de -4 a 0 ‰ (Sigman & Casciotti, 2001; Yamamuro *et al.*, 2003). Asimismo, durante este estudio el incremento de $\delta^{15}N$ correspondió en la mayoría de los casos con el incremento en la concentración de DIN en el agua del fondo.

Por su parte Herbeck *et al.*, (2014) evaluaron la influencia de granjas piscícolas y camaroneras en la concentración de nutrientes y el estado de salud de praderas de pastos marinos en regiones tropicales de China, para ello determinaron los valores de $\delta^{15}N$ en tejido de *Thalassia hemprichii*, entre otros parámetros. Los autores hallaron que los $\delta^{15}N$ variaron entre 5.2‰ y 10.4‰, que al ser comparados con valores de 1.8‰ a 5.0‰ observados en sitios no impactados en otros estudios, sugieren la existencia y

asimilación de fuentes antropogénicas de nitrógeno por *T. hemprichii*. Asimismo, en la mayoría de los casos, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ estuvieron positivamente correlacionados con las concentraciones de DIN, y con el nitrógeno en tejido de *T. hemprichii*, por tanto los autores indicaron que la descarga de nutrientes por las actividades acuícolas ejerce una influencia negativa en las condiciones ecológicas de las praderas de pastos marinos.

En un estudio similar, Dailer *et al.* (2010), determinaron los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de macroalgas para detectar la presencia de fuentes antropogénicas de nitrógeno en las costas de Hawái. Los autores hallaron que en la mayoría de los casos los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en muestras tomadas de zonas con baja influencia antropogénica variaron de 0.009‰ a 1.62‰, y de manera contraria, los valores más elevados se detectaron en muestras colectadas en las zonas adyacentes a la planta de tratamiento de Maui y pozos de inyección de agua residual, alcanzando valores de (17.8–50.1‰), que indican la influencia de los flujos de agua residual en el ambiente marino cercano a la costa.

2. Antecedentes

Los resultados de los estudios relacionados con el enriquecimiento de nutrientes en los ecosistemas costeros del Caribe Mexicano, aportan evidencias de cambios en la química del agua y afectaciones a las comunidades bentónicas de los ecosistemas costeros de la región.

2.1 Nutrientes en columna de agua

En el Caribe Mexicano se han realizado algunos estudios sobre el impacto de la descarga de nutrientes en la calidad del agua de los ecosistemas costeros clave de la región. Por ejemplo, Hernández-Terrones *et al.* (2011), a partir del análisis de muestras de agua en distintos puntos de Puerto Morelos, sugieren la existencia de descargas de agua subterránea en la costa, provenientes de dos tipos de acuíferos, uno confinado y otro no confinado, lo cual resalta la alta conectividad entre los sistemas acuáticos continentales y costeros. Dicha conectividad puede aumentar el riesgo de contaminación por agua residual, debido a la presencia de fosas sépticas que son susceptibles de causar derrames al acuífero, como lo mostraron las altas concentraciones de nutrientes, de hasta

268.6 (μM) de NO_3^- encontradas en los pozos de Puerto Morelos, y en un menor grado, en playas (8.3 μM de NO_3^-) y manglares (0.33 μM de NO_3^-) (Hernández-Terrones *et al.*, 2011).

De manera similar, Null *et al.* (2014) analizaron la concentración de nutrientes en muestras de agua a lo largo de las costas de Quintana Roo. Los autores encontraron que, en general, el agua proveniente de los ojos de agua y del agua subterránea de la playa tuvieron la mayor concentración de nutrientes (valor promedio máximo N- NO_3^- 316 μM en agua subterránea en playa) que las aguas superficiales de la zona costera y los puntos alejados de la costa en todos los sitios (el valor promedio máximo de N- NO_3^- fue de 1.9 μM en puntos alejados de la costa), y señalaron también que el agua subterránea de la playa podría provenir de un acuífero costero no confinado, mientras que el agua subterránea de los ojos podría provenir de un acuífero confinado que descarga a través de un conducto submarino.

Por su parte, Almazán-Becerril *et al.* (2015) reportaron valores promedio de 5.7 μM , 0.3 μM y 0.9 μM , para NO_x ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), NH_4^+ y PO_4^{3-} respectivamente en muestras de columna de agua de la laguna arrecifal de Puerto Morelos. Las concentraciones de NO_x fueron mayores a las reportadas en estudios previamente realizados en la misma zona. Los autores sugieren que las concentraciones halladas en la laguna arrecifal no corresponden con sistemas costeros oligotróficos, cómo se esperaría en arrecifes de coral y praderas de pastos marinos del Caribe mexicano.

Similarmente, Hernández-Terrones *et al.* (2015) resaltaron el aporte considerable de nutrientes en los ambientes costeros de Akumal debido a las descargas de los ojos de agua. Los autores reportaron concentraciones mayores en los sitios influenciados por la entrada de agua subterránea proveniente de los ojos, con valores promedio de hasta 51.4 μM de NO_3^- y 19.3 μM de NH_4^+ , concluyendo que los ecosistemas costeros de Akumal están impactados por fuentes antropogénicas de nutrientes que pueden provenir de tanques sépticos, derrames de agua no tratada y de la inyección de agua residual en el área.

Tabla 1. Valores de nutrientes reportados en columna de agua e intersticio en distintos estudios en las costas de Quintana Roo.

Sitio	NO ₃ ⁻ (μM)	NH ₄ ⁺ (μM)	PO ₄ ³⁻ (μM)	n	Referencia
Puerto Morelos (intersticial)	**0.92±0.19	3.42±0.61	1.52±0.06	--	Carruthers <i>et al.</i> (2005)
Puerto Morelos (laguna arrecifal)	0.22±0.03	0.02±0	0.08±0	7	Hernández-Terrones <i>et al.</i> (2011)
Puerto Morelos (intersticial playa)	8.3±3.6	21.3±3.84	0.42±0.06	6	Hernández-Terrones <i>et al.</i> (2011)
Puerto Morelos (intersticial playa)	316.7±181.3	3.8±4.9	0.7±0.3	5	Null <i>et al.</i> (2014)
Puerto Morelos (laguna arrecifal)	1.6±6.2	2.7±1.5	0.2±0	23	Null <i>et al.</i> (2014)
Puerto Morelos (laguna arrecifal)	5.7*	0.3	0.9	68	Almazán-Becerril <i>et al.</i> (2015)
Akumal (Columna)	1.7±2.2	0±0	--	4	Mutchler <i>et al.</i> (2010)
Akumal (Columna)	3.3	16.6	0.4	--	Hernández-Terrones <i>et al.</i> (2015)
Akumal (ojos de agua)	51.4	19.3	0.9	--	Hernández-Terrones <i>et al.</i> (2015)

Valores Promedio ± DE, n = número de muestras; *NO_x = (NO₃⁻ + NO₂⁻); **=Promedio ± EE.
 Agua intersticial: Agua contenida entre los poros del sedimento.

2.2 Chl a en columna de agua

Herrera-Silveira & Morales-Ojeda (2009) realizaron un estudio con el fin de evaluar la condición ecológica de ecosistemas acuáticos costeros y marinos del norte de Yucatán, para ello llevaron a cabo un monitoreo de febrero de 2002 a noviembre de 2006, realizando 3 muestreos anuales, uno durante cada temporada (nortes, secas y lluvias) y dividieron la región de estudio en 4 zonas hidrológicas.

Los autores determinaron la concentración de nutrientes y de chl a en columna de agua, entre otras variables. Sus resultados señalaron que las estaciones de muestreo dentro de la zona considerada como la demayor impacto por influencia antropogénica, correspondieron con los sitios más degradados en calidad del agua, la concentración de

chl *a* estuvo entre 0.05 µg/L y 24.7 µg/L, que fue el mayor valor hallado en el estudio. Por otro lado, en estaciones de muestreo dentro de la zona considerada como bien conservada, las concentraciones de chl *a* estuvieron entre 0.37 µg/L y 9.35 µg/L. Los autores señalaron que el 53% de la zona de estudio se encuentra en una buena condición, el 40% en condición aceptable y el 7% en una condición degradada, estas señales de degradación fueron más evidentes en la región central donde las actividades humanas son más intensas.

Mutchler *et al.*, (2010) evaluaron la concentración de chl *a* en columna de agua en lagunas costeras, bahías y cenotes en Akumal y Sian Ka'an. Los autores reportaron la mayor concentración de chl *a* en laguna lagartos (4.4 ± 6.9 µg/L), sitio en el que observaron gran cantidad del alga verde *Cladophora* sp., cuya presencia sugiere la entrada de nutrientes provenientes desde fuentes antropogénicas (Mutchler *et al.*, 2007). Las concentraciones menores de chl *a* se registraron en la laguna de Yalkú y la bahía de Xaak con 0.2 ± 0 µg/L en cada sitio. Las concentraciones halladas en Sian Ka'an (0.6 ± 0.2) fueron las mayores de los sitios correspondientes al agua marina. De acuerdo con los autores las concentraciones de chl *a* en agua marina se encuentran dentro del límite establecido para sitios eutrofizados en la Gran Barrera Arrecifal (0.3-0.5 µg/L) y por debajo de lo reportado en las costas de Florida para un sitio influenciado por la descarga de nutrientes (0.55- 1.85 µg/L).

2.3 Evaluación de Isótopos estables y nutrientes en tejido de organismos bentónicos

Además de los estudios relacionados con la calidad del agua subterránea y su flujo hacia los ecosistemas costeros, también se han efectuado estudios que evaluaron distintas variables en la columna de agua y en tejido de organismos bentónicos, con el fin de detectar el impacto de la descarga de nutrientes en estos ecosistemas. Por ejemplo, van Tussenbroek *et al.* (1996), evaluaron el impacto de la descarga de nutrientes en la tasa de crecimiento, densidad, biomasa y concentración de C, N y P en tejido de *Thalassia testudinum* en laguna Nichupté, sitio que ha estado bajo la presión del elevado y continuo desarrollo turístico de las últimas décadas en Cancún. Los autores encontraron mayor biomasa subterránea en relación con la biomasa total en los sitios menos

impactados, y a su vez, mayor biomasa foliar con relación a la biomasa total en los sitios con mayor impacto antropogénico. De igual manera, el contenido de P en el tejido de *T. testudinum* presentó una correlación con el crecimiento de las hojas, encontrándose los valores más altos de ambas variables en los sitios donde existía descarga de nutrientes proveniente de los sitios urbanizados. De acuerdo con los autores, el desarrollo urbano en la laguna ha afectado tanto a la vegetación bentónica como al régimen de nutrientes en el sistema.

En este contexto, Carruthers *et al.* (2005) reportaron que las descargas de nutrientes provenientes de los ojos de agua en Puerto Morelos y Nichupté pueden influenciar el porcentaje de P en los tejidos de *T. testudinum*, sobre todo después de eventos de lluvias. Los valores del contenido de P en tejido fueron de 0.18% para el periodo de secas y de 0.38% para la época de lluvias, brindando evidencia de que los flujos de agua subterránea proveniente de los ojos de agua pueden influenciar la dinámica de nutrientes en el sitio. Por otro lado, los autores señalaron un mayor %N en tejido de *T. testudinum* en la parte norte de Nichupté (2.93%) dónde la entrada de agua desde fuentes antropogénicas es más intensa, en comparación con el valor obtenido en la laguna arrecifal de Puerto Morelos (1.8%). También detectaron un aumento en la concentración de N en el tejido de *T. testudinum* de 2.04% a 2.77%, con relación al estudio realizado por van Tussenbroek *et al.* (1996). De acuerdo con los autores, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ (9.06 ‰), evidencian que *T. testudinum* podría utilizar agua residual como una fuente de nitrógeno en la parte norte de la laguna Nichupté, que provendría del complejo hotelero y residencial de Cancún.

Posteriormente, Mutchler *et al.* (2007) compararon la concentración de nitratos, amonio y $\delta^{15}\text{N}$ en la columna de agua y los porcentajes de C, P y N así como el $\delta^{15}\text{N}$ en el tejido de productores primarios en distintos sitios de Akumal.

Tabla 2. Contenido de nutrientes y valores de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de distintos organismos bentónicos en ecosistemas costeros del Caribe Mexicano.

Sitio	Especie	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	%C	%N	n	Referencias
Nichupté	<i>T. testudinum</i>	---	**36.87±1.16	2.04±0.14	-	van Tussenbroek <i>et al.</i> , 1996
Nichupté	<i>T. testudinum</i>	---	**34.78±0.12	2.77±0.19	-	Carruthers <i>et al.</i> , 2005
P. Morelos (ojo de agua)	<i>T. testudinum</i> (Secas)	---	**35.6±0.24	2.11±0.16	4	Carruthers <i>et al.</i> , 2005
P. Morelos (ojo de agua)	<i>T. testudinum</i> (Lluvias)	---	**39.46±0.4	1.85±0.14	3	Carruthers <i>et al.</i> , 2005
Nichupté (Norte)	<i>T. testudinum</i>	9.06±0.73	**33.49±1.28	2.93±0.12	4	Carruthers <i>et al.</i> , 2005
Akumal	<i>Cladophora</i> sp.	10±1	36±3	4±1	2	Mutchler <i>et al.</i> , 2007
Akumal	<i>Cladophora</i> sp.	12	24	2	1	Mutchler <i>et al.</i> , 2010
Akumal *	<i>G. ventalia</i>	2.1-7.7	22.4-26.4	2.5-3.9	5	Baker <i>et al.</i> , 2010
Nichupté *	<i>T. testudinum</i>	6.9-10.8	---	3.09--3.95	-	Sánchez <i>et al.</i> , 2013

Valor promedio ± SD, (n) número de muestras. *Rango. ** Valor promedio ± EE

Los autores reportaron que tanto la concentración de nitratos y amonio, así como los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en nitratos, variaron significativamente entre los sitios en función de la salinidad en el medio y no en función del nivel desarrollo urbano. Los valores promedio de nitratos, amonio y $\delta^{15}\text{N}$ en nitratos fueron más altos en los sitios con mayor entrada de agua dulce o menor salinidad (51.4 ± 22.4 μM , 5.3 ± 1.2 μM y 7.0 ± 0.42 ‰, respectivamente), que en aquellos con mayor presencia de agua salada. Asimismo los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido del alga verde *Cladophora* sp. y del pasto marino *Thalassia testudinum* fueron de 10 ± 1 ‰ y 7 ± 1 ‰, respectivamente, similares al $\delta^{15}\text{N}$ del nitrato del agua circundante (7.0 ± 0.42 ‰). Estos valores indicarían la influencia de N antropogénico en los ecosistemas costeros de la región. En la tabla 2 se presentan los valores de los porcentajes de N, C, y P, además de los $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de distintos productores primarios bentónicos estudiados en la zona.

Mutchler *et al.* (2010) analizaron muestras tomadas en cenotes y bahías ubicados en Akumal y en la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an con el fin de obtener la concentración de nitratos, amonio y los porcentajes de N, C, P y $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de distintos productores primarios bentónicos. De manera similar al estudio anterior, los autores observaron una disminución en la concentración de nitratos a medida que aumentaba la salinidad en el medio. Asimismo, hallaron $\delta^{15}\text{N}$ elevados en *Cladophora sp.*, (12 ‰) en el mismo sitio analizado por Mutchler *et al.* (2007). Aunado a ello, los $\delta^{15}\text{N}$ reportados en muestras de la macroalga *Batophora sp.* tomadas dentro de la Reserva de la Biósfera de Sian Ka 'an resultaron inesperadamente altos (12.5 ‰). Los autores concluyeron que las altas concentraciones de nutrientes en el agua subterránea y los valores isotópicos detectados sugieren la presencia de fuentes antropogénicas de N.

Similarmente, Baker *et al.* (2010) determinaron los valores de %N, %C, C:N y $\delta^{15}\text{N}$ en tejido del coral *Gorgonia ventalina* en arrecifes de Akumal y Mahahual. Los autores definieron a Akumal como un sitio desarrollado y a Mahahual como un sitio con menor desarrollo; en general hallaron que los valores de $\delta^{15}\text{N}$, %C y %N disminuyeron al aumentar la profundidad. Asimismo, reportaron un mayor $\delta^{15}\text{N}$ en corales cercanos a fuentes de agua subterránea en ambos sitios, aunque en Akumal, los valores fueron de 2.1‰ hasta 7.7‰, mientras que en Mahahual las variaciones fueron de 1.5‰ hasta 3.6‰, es decir, los valores fueron aproximadamente 3.5 ‰ mayores en Akumal. Los autores señalaron que la diferencia en el $\delta^{15}\text{N}$ entre las dos zonas de estudio se debe a que el N que ingresa en cada sistema proviene de fuentes distintas, y no a la degradación de N derivada de las fuentes alóctonas de este nutriente.

Posteriormente Baker *et al.* (2013) evaluaron los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de *Gorgonia ventalina*, en función de los efectos producidos por las variaciones de la actividad turística en Akumal y Mahahual a través del tiempo. Los autores señalaron que hasta el 84%, de las variaciones de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de *G. ventalina* pueden ser explicadas por el incremento en el flujo de turistas, debido a que, durante el periodo de 2006 a 2009, al disminuir la densidad de turistas en aproximadamente 37%, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en Akumal disminuyeron 1.6 ‰, y alcanzaron valores cercanos a los observados en Mahahual, cuya variación no fue relevante durante la duración del estudio. Asimismo,

proponen que las lluvias podrían explicar en menor grado las variaciones de $\delta^{15}\text{N}$, y que la actividad turística y las lluvias, en conjunto, explicarían el 93% de la variación de $\delta^{15}\text{N}$ durante el estudio que se realizó entre 2005 y 2011. De manera similar, Sánchez *et al.* (2013) analizaron muestras de *T. testudinum* para determinar la concentración de N y los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido durante la temporada de secas de los años 2010, 2011 y 2012 en distintos sitios en las costas de Quintana Roo, que clasificaron de acuerdo al grado de impacto de las actividades turísticas. Consideraron a Nichupté (Cancún) como de alta actividad turística, a Akumal y Tulum con un grado intermedio y Mahahual y Puerto Morelos como sitios con baja actividad turística.

La concentración de N en tejido fue significativamente diferente entre los sitios con mayor actividad turística y aquellos con actividad menor e intermedia. Los autores señalaron un aumento del 58% en el %N en hojas de *T. testudinum* en la laguna de Nichupté durante las últimas dos décadas, y que dicho aumento puede deberse al ingreso de N contenido en agua proveniente de diferentes actividades antropogénicas, en concordancia con los valores de $\delta^{15}\text{N}$ (9.8 a 10.8 ‰) hallados en la laguna. En los sitios clasificados con un desarrollo turístico intermedio, no existieron cambios significativos en la composición isotópica entre los estudios previos realizados en las zonas y este estudio. La composición isotópica del tejido en los sitios de menor desarrollo fueron significativamente menores que en los sitios de desarrollo intermedio, por esto, los autores concluyeron que el enriquecimiento de nutrientes en aguas oligotróficas por la flujo de agua residual hacia el océano puede ocasionar estrés ambiental en las lagunas arrecifales.

2.4 Efectos del enriquecimiento de nutrientes en ecosistemas de pastos marinos y arrecifes de coral del Caribe Mexicano

Los estudios mencionados exponen claramente la problemática de degradación de los ecosistemas costeros de Quintana Roo, cuyo valor ecológico y económico es incalculable. El esquema de la figura 1 es una representación de las modificaciones derivadas de los efectos del enriquecimiento de nutrientes en ecosistemas costeros someros del Caribe Mexicano, que integra las descripciones realizadas por los autores

para la región, al igual que los efectos generales de la eutrofización descritos en otras regiones para ecosistemas acuáticos costeros (van Tussenbroeck *et al*, 1996; Orfanidis, 2001; Carruthers *et al.*, 2005; Valdes-Lozano *et al.*,2006; Rabalais *et al*, 2009; Mutchler *et al.*,2007;2010; Baker *et al.*, 2010;2013; Hernández-Terrones *et al*, 2011;2015; Null *et al*, 2014; Martínez-Rendis *et al.*, 2015). El esquema muestra un conjunto de comunidades típicas de los ecosistemas costeros de Quintana Roo, haciendo énfasis en las praderas de pastos marinos y los arrecifes de coral. El panel A de la figura 1, representa el estado ideal del paisaje costero del Caribe mexicano, en el cual las praderas de pastos marinos y los arrecifes de coral subsisten bajo un régimen oligotrófico. Existe también conectividad entre los distintos ecosistemas costeros, como el manglar, las dunas costeras y la playa, a los que les siguen las praderas de pastos marinos, que se desarrollan en el fondo de la laguna arrecifal con dominancia de la especie *T. testudinum*, en relación con otras especies de pastos marinos y macroalgas carnosas y filamentosas. Las praderas de pastos marinos se desarrollan hasta la zona en que se localiza la cresta arrecifal, que puede estar compuesta por pequeños parches o por un arrecife de barrera, que en la región forma parte de la barrera arrecifal Mesoamericana.

Bajo estas condiciones idóneas, la cobertura del arrecife está dominada por distintas especies de corales y algas coralinas presentes en bajas coberturas. En cuanto a los factores abióticos que influyen en la permanencia en el tiempo de las praderas de pastos marinos y arrecifes de coral, la figura 1A muestra la entrada de N y P al sistema. El P (PO_4^{3-}) ingresa principalmente por descargas submarinas de agua subterránea, que pueden ser tanto difusas como puntuales (representadas por las flechas negras y grises, respectivamente), una fracción del PO_4^{3-} total que ingresa al sistema es adsorbida por la superficie carbonatada de la arena. El nitrógeno reactivo (es decir todas las especies de nitrógeno que son biológicamente aprovechables por los productores primarios marinos como NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), ingresa a los ecosistemas tanto por las descargas submarinas de agua subterránea (difusas y puntuales) como por los procesos de fijación de nitrógeno atmosférico llevados a cabo por organismos fijadores de nitrógeno (Herbert ,1999). En condiciones oligotróficas, los flujos de Nr y PO_4^{3-} son bajos y el crecimiento de las especies que constituyen la comunidad de autótrofos está permanentemente limitada.

Esto le da una ventaja competitiva a las especies autótrofas bentónicas de lento crecimiento, en relación con especies oportunistas de rápido crecimiento como las macroalgas y el fitoplancton.

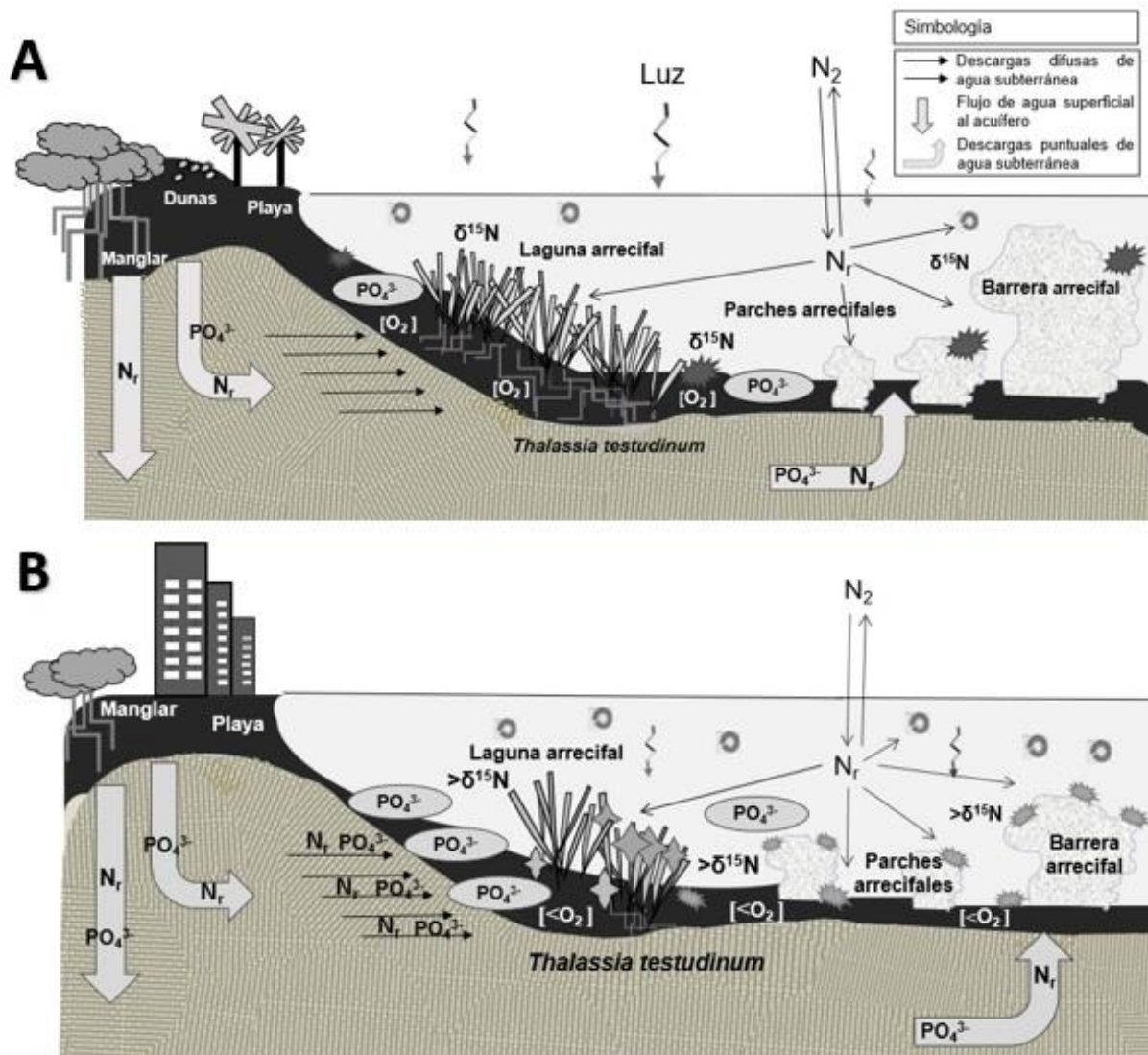


Figura 1. Representación del conjunto de ecosistemas costeros de Quintana Roo bajo condiciones ideales (A) y bajo el impacto asociado al enriquecimiento por nutrientes (B).

Sin embargo, al aumentar el flujo de N_r y PO_4^{3-} (en este caso con origen antropogénico) hacia los ecosistemas costeros (Figura 1B), la limitación por nutrientes se revierte y suceden una serie de cambios que resultan en la alteración del paisaje costero.

Inicialmente pueden ocurrir modificaciones de los %N y %P, y de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de organismos autótrofos bentónicos, presentes en arrecifes de coral y en praderas de pastos marinos, así como la disminución de la biomasa subterránea de *T. testudinum* con respecto a su biomasa foliar, con la consecuente pérdida de su cobertura y el aumento de la cobertura relativa de organismos oportunistas que comienzan a dominar en las praderas de pastos marinos. La proliferación de estas especies aumenta la producción de materia orgánica, que se acumula en el sedimento, y tras su descomposición disminuye la concentración de oxígeno disuelto en el fondo, además se incrementa la turbidez en columna de agua y disminuye la penetración de luz. En los arrecifes de coral ocurre una tendencia similar, ya que la cobertura de coral disminuye, y se incrementa la cobertura de macroalgas carnosas y filamentosas que se desarrollan sobre la cresta arrecifal. Estas especies compiten por espacio y luz con los corales y pueden incluso ocasionar su extinción a un nivel local.

Esta serie de eventos ocasiona la degradación y pérdida de los ecosistemas costeros de la zona, como las praderas de pastos marinos y arrecifes de coral, pues ya no se encuentran bajo condiciones oligotróficas, sino en un estado de cambio de fase que amenaza su permanencia en el tiempo.

3. Hipótesis

H1: Si la costa norte de Quintana Roo recibe continuamente alta concentración de nutrientes (N y P) proveniente del continente y los organismos autótrofos de praderas de pastos marinos y arrecifes de coral están expuestos a estas descargas, se espera que los indicadores ecológicos y de calidad de agua reflejen este exceso de nutrientes.

H2: Si la región está influenciada por un patrón climático, los valores de los indicadores también serán diferentes entre temporadas.

H3: Si la concentración de nutrientes en las descargas de agua subterránea es heterogénea a lo largo de la costa norte de Quintana Roo, los valores de los indicadores serán diferentes entre sitios.

4. Objetivo General

Determinar la magnitud del enriquecimiento de nutrientes y sus efectos en ecosistemas costeros del norte del Caribe Mexicano con base en indicadores ecológicos y de calidad de agua.

4.1 Objetivos Específicos

- Cuantificar la concentración de N inorgánico disuelto y P soluble en el agua marina.
- Determinar la concentración de clorofila *a* en la columna de agua.
- Determinar los contenidos elementales de C, N y la composición isotópica del nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) en tejido de *Thalassia testudinum*.
- Estimar el porcentaje de cobertura de macroalgas en relación con *Thalassia testudinum* en praderas de pastos marinos.
- Comparar la variación espaciotemporal de los distintos indicadores en la costa norte de Quintana Roo.

5. Justificación

Por la importancia socioeconómica y ecológica de los ecosistemas de pastos marinos y arrecifes de coral del Caribe mexicano, urge la evaluación de sus condiciones actuales, bajo el contexto de un posible enriquecimiento de nutrientes. Este estudio busca integrar indicadores ecológicos y de calidad de agua que permitan describir la situación actual de los ecosistemas de pastos marinos y arrecifes de coral ubicados en la costa norte de Quintana Roo. Se espera que esta información pueda ser utilizada por los tomadores de decisiones como una herramienta para implementar medidas correctivas y de conservación.

6. Zona de estudio

El estado de Quintana Roo está ubicado en la Península de Yucatán (Fig. 2), una plataforma calcárea de aproximadamente 165,000 km², que está expuesta a una rápida disolución derivada de la erosión química de la roca carbonatada, esto permite la formación de sistemas subterráneos de cavernas y cavidades por las que fluye el agua, que constituyen la fuente única de agua dulce debido a la inexistencia de flujos de agua superficial (Capurro, 2003; Bauer-Gottwein *et al.*, 2011).

Isla Contoy, se localiza 30 km al norte de Isla Mujeres dentro del Parque Nacional Isla Contoy. En la isla hay zonas destinadas para diversas actividades como el uso turístico, el buceo libre, la observación de aves, la pesca comercial y una zona de campamentos. Sin embargo, el 99 % de las 230 ha terrestres de la Isla se halla en estado silvestre, el resto está destinado para las instalaciones del gobierno mexicano y cabañas para el uso temporal de pescadores que cuentan con letrinas ecológicas. Por tanto la infraestructura urbana no ejerce una presión equiparable a Puerto Morelos o Cancún. La isla carece de corrientes superficiales, el agua pluvial se infiltra fácilmente en el subsuelo llegando así a mezclarse con el agua marina adyacente (SEMARNAP, 1997).

La ciudad de Cancún, perteneciente al municipio de Benito Juárez, se ubica a aproximadamente 35 km al norte de Puerto Morelos y cuenta con 743,626 habitantes (INEGI, 2017). La actividad turística es su principal fuente de ingresos; debido a ello ha

sufrido un crecimiento acelerado desde su fundación en 1975, y se espera que este se siga incrementando; lo cual ha ocasionado, entre otros efectos, la pérdida de cobertura de playas y la saturación del relleno sanitario, situación que puede ocasionar la infiltración de contaminantes en el acuífero (Mc Coy, 2016). En el municipio de Benito Juárez el 79% de la población cuenta con cobertura de red pública de drenaje, y existen 11 plantas de tratamiento de agua residual con sistema de tratamiento secundario, es decir que, son capaces de remover materiales orgánicos coloidales y disueltos. Las plantas de tratamiento cuentan con una capacidad instalada de 1, 567 litros / seg y de 2014 a 2016 trataron un volumen total anual de 36.361 millones de metros cúbicos (INEGI, 2017). El agua tratada se dispone en pozos a profundidades mayores a los 100 m.

Puerto Morelos es un municipio localizado al Noreste de las costas de la Península de Yucatán, frente al Parque Nacional Arrecifes de Puerto Morelos que forma parte del sistema arrecifal Mesoamericano. El arrecife de barrera Mesoamericano se ubica a una distancia que va de los 600 a los 1800 m de la zona de playa en Puerto Morelos, formando una laguna arrecifal cuya profundidad promedio oscila entre los 3 y los 4 m, dentro de la laguna arrecifal se localizan numerosas descargas submarinas de agua subterránea que aportan agua dulce al sistema (Carruthers *et al.*, 2005; Hernández-Terrones *et al.*, 2011). En Puerto Morelos se realizan actividades acuáticas reguladas, como paseos en barco, pesca y buceo y se encuentra bajo la presión de una expansión urbana considerable debido al desarrollo turístico (Hernández- Terrones *et al.*, 2011). De acuerdo con INEGI (2017), el municipio de Puerto Morelos no cuenta con plantas de tratamiento de agua residual que capten y traten los desechos producidos por sus 37,502 habitantes, por el contrario, la mayor parte de las aguas de desecho son captadas por fosas sépticas, ya que no existen instalaciones de red pública de drenaje.

De acuerdo con Bauer-Gottwein *et al.*, (2011), los tres sitios se ubican en la zona de fracturas de Holbox, por lo que comparten características hidrogeológicas similares, como una alta permeabilidad y un drenaje elevado de agua subterránea. Climatológicamente la Península de Yucatán se encuentra regida por patrones climáticos estacionales clasificados como temporada de Nortes (Noviembre a Febrero con precipitación promedio de 321 mm y vientos intermitentes con velocidades de hasta 90

km/h), Secas (de marzo a mayo con una precipitación promedio de 124 mm) y Lluvias (Junio a Octubre con kprecipitación promedio de 656 mm) (Schmitter-Soto *et al.*, 2002; Hernández-Terrones *et al.*, 2011), por tanto, dichos patrones ejercen su influencia sobre los tres sitios de estudio.

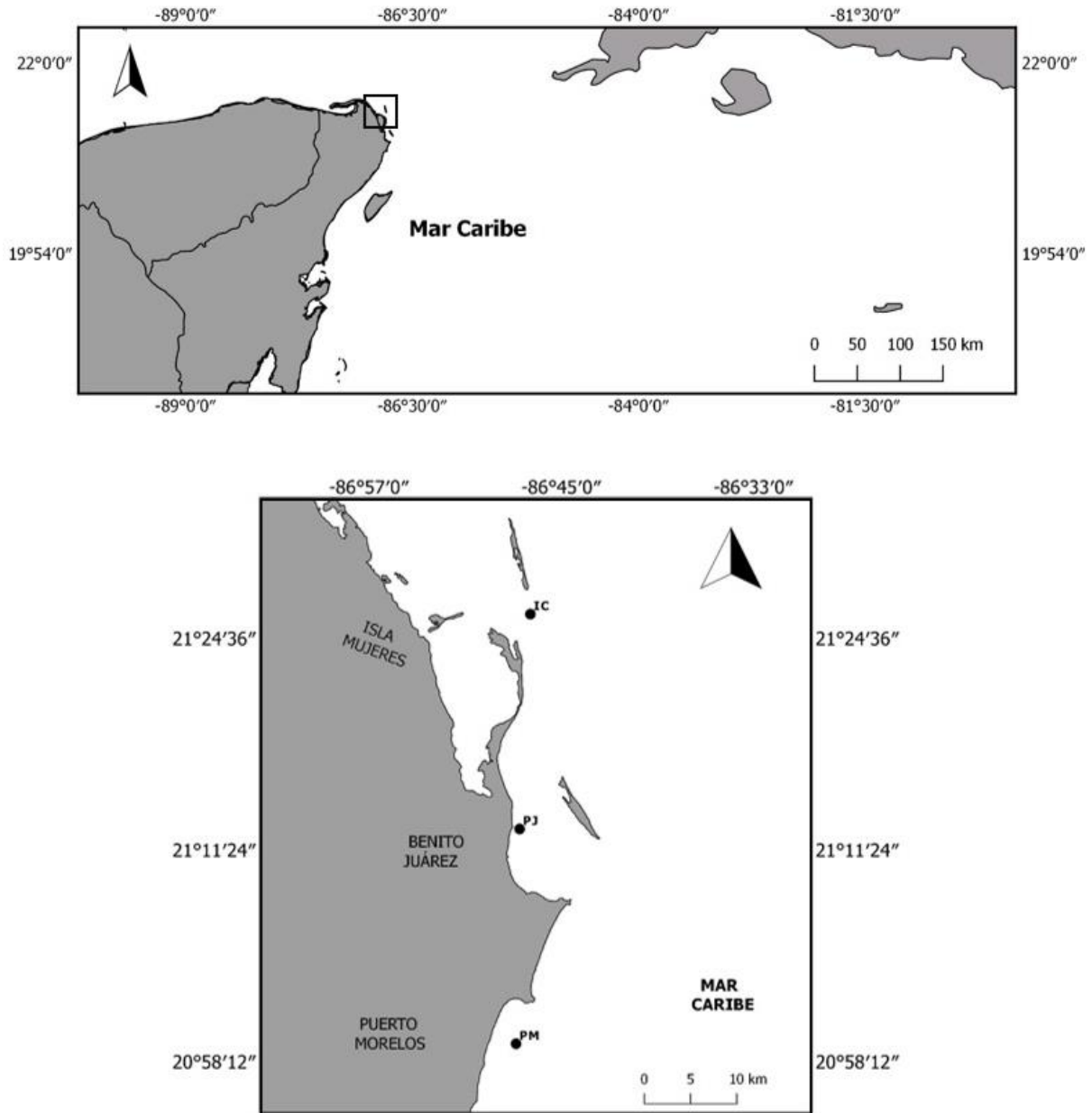


Figura 2. Sitios de muestreo del estudio Isla Contoy (IC), Puerto Juárez (PJ) y Puerto Morelos (PM).

7. Métodos

7.1 Estrategia de muestreo

Se definieron tres sitios de muestreo ubicados en la región Noreste de la Península de Yucatán (Fig. 2). Ixlaché (IC), localizado frente a isla Contoy; el sitio Jardines (PM), localizado en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, que se encuentra a una distancia aproximada de 50 km en dirección sur de Isla Contoy, y por último Puerto Juárez (PJ), que se ubica entre estos dos puntos. Se definieron transectos a diferentes distancias desde la zona de rompiente hasta la cresta arrecifal (Fig.3), dicha estratificación se eligió con el objetivo de detectar un gradiente en los distintos indicadores, en concordancia con lo señalado por Lapointe & Clark (1992), Short *et al.* (2006), Herbeck *et al.* (2014) y de manera similar al estudio previo realizado en la zona por López-Peña (2016).

7.1.2. Estimación de porcentaje de cobertura de *T. testudinum* y macroalgas en praderas de pastos marinos

El diseño propuesto para la determinación de esta variable se realizó con base en una modificación al método establecido por Short *et al.*, (2006) y en el trabajo previo de López-Peña (2016) en la región. Se colocaron un total de seis transectos en Isla Contoy y Puerto Morelos, los primeros cinco sobre las praderas de pastos y el transecto restante sobre la cresta arrecifal con el orden siguiente: tres transectos transversales de 50 metros en paralelo con la línea de costa dentro de los primeros 200 m de distancia de la línea de rompiente, un transecto entre la línea de costa y la cresta arrecifal y un transecto previo al arrecife. En el caso de Puerto Juárez al no existir barrera arrecifal, se realizaron un total de 4 transectos siguiendo el mismo orden que en los otros dos sitios.

La ubicación de los transectos se eligió para comprobar la existencia de un gradiente de efectos medibles, en función de la dilución de nutrientes desde una zona de mayor concentración de nutrientes hacia una de menor concentración, de manera similar a lo realizado en los estudios de Soltán (2001), Arévalo (2007) y Herbeck *et al.* (2014).

Las distancias de los transectos variaron de acuerdo a las características de cada sitio. En los primeros 5 transectos (Puerto Morelos e Isla Contoy) se tomaron 12 mediciones aleatorias de la cobertura de *T. testudinum* y macroalgas utilizando un cuadrante de 0.25 m², efectuando una estimación visual *a priori* del porcentaje de cobertura, que se anotó en un formato de campo. Asimismo se hizo un registro fotográfico de cada cuadrante para su análisis posterior, y la estimación de la cobertura en una escala porcentual relativa al área del cuadrante (0-100 %). En el transecto ubicado sobre la cresta arrecifal se realizó el mismo procedimiento, pero únicamente para la cobertura de macroalgas. Durante cada muestreo se registraron en una bitácora datos ambientales como condiciones climáticas y visibilidad horizontal y vertical.

7.1.3. Colecta de tejido de *T. testudinum* y macroalgas

La colecta de organismos de *T. testudinum* se efectuó aleatoriamente a lo largo del transecto de 50 m, siguiendo la metodología de Carruthers *et al.* (2005) y Herbeck *et al.* (2014) que consiste en tomar por triplicado y aleatoriamente 5 ases de *T. testudinum* con al menos 1m de separación entre cada muestra. Se tomó tejido que no se encontrara en estado de senescencia y con nula o baja cobertura de epífitos, en las zonas A, B y C (Fig.3). Las muestras se colocaron en bolsas de cierre hermético dentro de una hielera para su transporte al laboratorio en donde se congelaron hasta su procesamiento. Asimismo, se tomaron tres muestras de sargazo flotante a una distancia de entre 20 y 200 metros de la zona de playa durante ambas temporadas en PM. Las muestras se colocaron en bolsas de cierre hermético dentro de una hielera para su transporte al laboratorio en donde se congelaron hasta su procesamiento.

7.1.4. Colecta de nutrientes en columna de agua e intersticio

Se tomaron tres muestras de columna de agua a aproximadamente 10 cm sobre el dosel de la pradera de pastos marinos a lo largo de cada transecto de 50 m en las zonas A, B y C. Las muestras de agua intersticial se tomaron por triplicado como se indica en la Fig. 3. Se introdujo una jeringa de 60 ml a la que se adaptó una punta para realizar la extracción del agua presente aproximadamente 15 cm dentro del sedimento.

En la zona D se tomaron muestras por triplicado 5 cm por encima de la cresta arrecifal, a lo largo de un transecto de 50 m, paralelo a la línea de costa. Las muestras se filtraron inmediatamente después de la colecta en botellas limpias de HDPE, mediante filtros Millipore® de nitrocelulosa con una apertura de poro de 0.45 μm . Las botellas permanecieron en una hielera hasta llegar al laboratorio, en donde se conservaron congeladas hasta su análisis.

7.1.5. Colecta de muestras de *Chl a* en columna de agua

Se tomó 1 L de agua por triplicado a 0.5 m de profundidad en todos los transectos, a excepción del transecto A1, ubicado a 10 m de la zona de rompiente (Fig. 3).

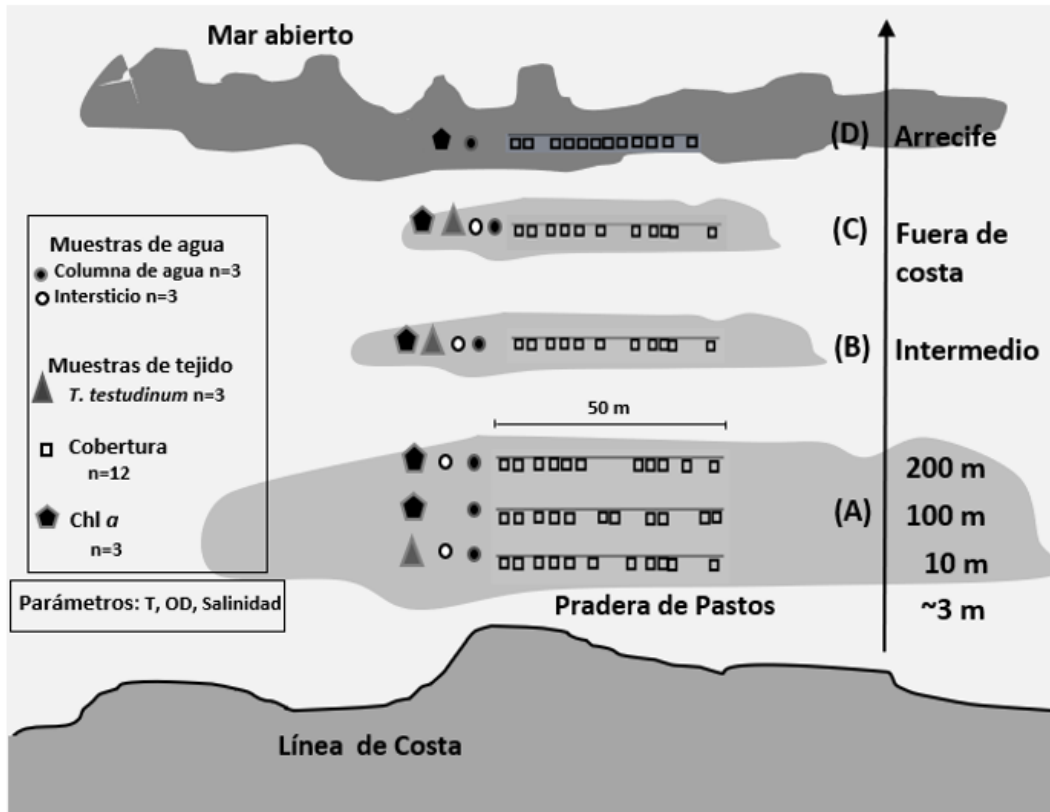


Figura 3. Esquema de la estrategia de muestreo. Con las zonas delimitadas por las letras A,B,C y D. Los círculos negros con contorno gris indican las muestras de agua superficial. Los círculos blancos de contorno negro indican las muestras de agua intersticial. Los triángulos grises indican las muestras de tejido de *T. testudinum*. Los cuadrados indican los cuadrantes utilizados para la estimación de coberturas. Los pentágonos indican la toma de muestras de agua para chl a.

7.2. Trabajo de Laboratorio

7.2.1. Determinación de concentración de nutrientes

Las muestras se analizaron en el laboratorio de calidad de agua del Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas de la UCOL, utilizando un autoanalizador Skalar San ++ con principio en las técnicas colorimétricas propuestas por Strickland & Parsons (1972) y Grasshoff & Ehrhardt (1983). El límite de detección del equipo utilizado es de 0.01 μM para NO_x y amonio y de 0.1 μM para fosfatos.

7.2.2. Determinación de chl a

Para la determinación de la concentración de chl a se filtró 1 L de agua a través de filtros Whatman® GF/F de 25 mm de diámetro y 0.7 μm de tamaño de poro, que se congelaron inmediatamente en nitrógeno líquido hasta su análisis por cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC) según el método propuesto por Van Heukelem & Thomas (2001), en el laboratorio de FICOTOX del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). El límite de detección del equipo utilizado es de 0.103 $\mu\text{g/L}$.

7.2.3. Determinación de $\delta^{15}\text{N}$, %C, %N C:N en tejido de *T. testudinum* y macroalgas

Después de ser descongeladas, las muestras de *T. testudinum* se procesaron para la remoción de la capa de epífitos y sedimento. Se eligieron las hojas con menor cantidad de epífitos, que conservaran la coloración verde y sin señales de herbívora. Se realizó un primer enjuague con agua mili Q, y las muestras se sumergieron durante aproximadamente un minuto en una solución de HCl al 10%. Se removerieron los restos de epífitos y sedimentos utilizando un cepillo suave y se enjuagó la muestra con agua mili Q. Las muestras limpias se secaron en un horno a 60 °C durante 48 h. Los sedimentos y epífitos en macroalgas se limpiaron utilizando agua mili Q y HCl al 10% de manera similar a los pastos marinos. Las muestras de pastos marinos y macroalgas se trituraron utilizando un mortero y pistilo de porcelana. La muestra triturada se almacenó en tubos *ependorf*, que se colocaron dentro de un frasco con sílica gel hasta su análisis. Para su análisis se tomó una submuestra de 3 mg que fue colocada en cápsulas de estaño. Se

determinaron los $\delta^{15}\text{N}$, %C, %N C:N en el tejido de las muestras. Lo anterior utilizando un autoanalizador elemental CE NC2500 acoplado con un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas (iRMS) Thermo Finnigan Delta Plus XP vía Thermo-Finnigan Conflo III, utilizando el método en el Laboratorio de Isotopos estables de la Universidad de California, Campus Santa Cruz.

7.3. Análisis de datos

7.3.1. Porcentaje de cobertura

La determinación del porcentaje de cobertura de *Thalassia testudinum* y macroalgas carnosas y calcáreas se realizó utilizando un formato de campo, y con base en la “Guía fotográfica del porcentaje de cobertura de pastos marinos” elaborada por Short *et al.*, (2006). Se utilizó el software de acceso libre *ImageJ* para la edición y observación detallada de las fotografías.

7.4 Análisis estadísticos

Debido al comportamiento no paramétrico de los datos, para la determinación de diferencias significativas entre temporadas en el mismo sitio se utilizó la prueba Mann Whitney y para la determinación de diferencias entre sitios durante la misma temporada se utilizó la prueba Kruskal Wallis, ambas con un nivel de confianza del 95 %. Esto para el análisis del porcentaje de cobertura, la composición elemental e isotópica de *T. testudinum* y macroalgas, la concentración de clorofila a y nutrientes en columna de agua y la concentración de nutrientes en intersticio.

8. Resultados

No existieron diferencias significativas de temperatura entre los sitios. En contraste, si se presentaron diferencias significativas entre temporadas (Mann Whitney; $p < 0.001$). Durante la temporada de nortes la temperatura promedio en los sitios fue de 26.09 (0.34) °C y durante la temporada de secas fue de 28.55(0.30) °C.

8.1 Variable por Sitio

En este apartado se reportan los resultados obtenidos a lo largo de los transectos para cada variable en cada uno de los sitios de estudio.

NO_x

En Isla Contoy la concentración mínima fue de 1.33 μM (secas) y la máxima de 10.28 μM (nortes). Puerto Juárez tuvo un valor mínimo de 1.07 μM (secas) y máximo de 13.91 μM (nortes) y Puerto Morelos tuvo un valor mínimo de 1.21 μM (secas) y máximo de 15.38 μM (nortes). Se observó heterogeneidad en la distribución de la concentración de NO_x entre transectos en los tres sitios estudiados.

En Isla Contoy, durante la temporada de nortes, las concentraciones de NO_x presentaron una concentración media máxima de $6.50 \pm 2.11 \mu\text{M}$ en el transecto TA1 y mínimo de $3.36 \pm 0.69 \mu\text{M}$ en TB, con una aparente disminución respecto a la distancia de la costa, sin embargo, dicha relación no fue significativa ($p > 0.05$, Fig.4a). Durante la temporada de secas, el promedio máximo se observó en TD ($3.56 \pm 0.15 \mu\text{M}$) y el mínimo en TA3 ($1.71 \pm 0.19 \mu\text{M}$), con un aumento de la concentración respecto a la distancia, aunque sin significancia estadística (Fig. 4b).

En Puerto Juárez, existió una aparente relación positiva con la distancia, sin significancia estadística durante la temporada de nortes y ninguna relación observable durante la temporada de secas. Los valores promedio máximos en nortes y secas fueron de $11.36 \pm 1.85 \mu\text{M}$ y $4.82 \pm 2.27 \mu\text{M}$ en los transectos TA3 y TA2 respectivamente, mientras que los mínimos fueron de $4.85 \pm 0.47 \mu\text{M}$ en nortes (TB) y de $1.6 \pm 0.26 \mu\text{M}$ en secas (TA1) (Fig.4 c,d).

Finalmente, en Puerto Morelos, la variable presentó una relación negativa con la distancia sin significancia estadística durante la temporada de nortes. El valor promedio máximo se presentó en TA2 ($9.97 \pm 3.54 \mu\text{M}$) y el mínimo en TC ($2.98 \pm 0.15 \mu\text{M}$) (Fig.4e). Durante la temporada de secas, el valor promedio máximo se halló en TA3 ($3.55 \pm 0.9 \mu\text{M}$) y el mínimo en TA1 ($2.20 \pm 0.49 \mu\text{M}$), se observó una relación positiva sin significancia estadística entre la concentración de NO_x y la distancia durante esta temporada (Fig.4f).

Amonio

Isla Contoy tuvo una concentración mínima de 0.05 μM (secas) y máxima de 2.54 μM (secas), Puerto Juárez tuvo un valor de concentración mínimo de 0.37 μM (secas) y máximo de 5.85 μM (nortes) y Puerto Morelos tuvo un valor mínimo de 0.61 μM (secas) y máximo de 5.64 μM (nortes).

Se detectó heterogeneidad en la distribución de la concentración de amonio entre transectos en los sitios estudiados. En Isla Contoy no se observó ninguna relación entre la concentración de amonio y la distancia durante ambas temporadas (Fig.5 a,b). Las concentraciones de amonio durante la temporada de nortes tuvieron un valor promedio máximo en el transecto TB ($1.91 \pm 0.44 \mu\text{M}$) y mínimo en TD ($1.3 \pm 0.15 \mu\text{M}$). Durante la temporada de secas, la concentración media máxima se observó en TA2 ($1.39 \pm 0.59 \mu\text{M}$) y el mínimo en TB ($0.36 \pm 0.16 \mu\text{M}$).

En Puerto Juárez se observó una aparente relación negativa entre la concentración de amonio con la distancia durante ambas temporadas. Durante la temporada de nortes la concentración media máxima en nortes se halló en TA1 ($5.53 \pm 0.27 \mu\text{M}$) y el mínimo en TA3 ($1.90 \pm 0.09 \mu\text{M}$). Durante la temporada de secas el valor promedio máximo se halló en TA1 ($2.45 \pm 1.03 \mu\text{M}$) y el mínimo en TB ($0.91 \pm 0.05 \mu\text{M}$) (Fig.9 c,d).

En Puerto Morelos, durante la temporada de nortes, la concentración presentó una relación negativa con la distancia, sin embargo, esta no fue significativa (Fig.5d). La media máxima se presentó en TA1 ($3.56 \pm 1.18 \mu\text{M}$) y la mínima en TC ($1.12 \pm 0.23 \mu\text{M}$). Durante la temporada de secas, el valor promedio máximo se halló en TC ($1.25 \pm 0.14 \mu\text{M}$) y el mínimo en TB ($0.84 \pm 0.04 \mu\text{M}$), sin una relación visible entre la distancia y la concentración de amonio (Fig.5e).

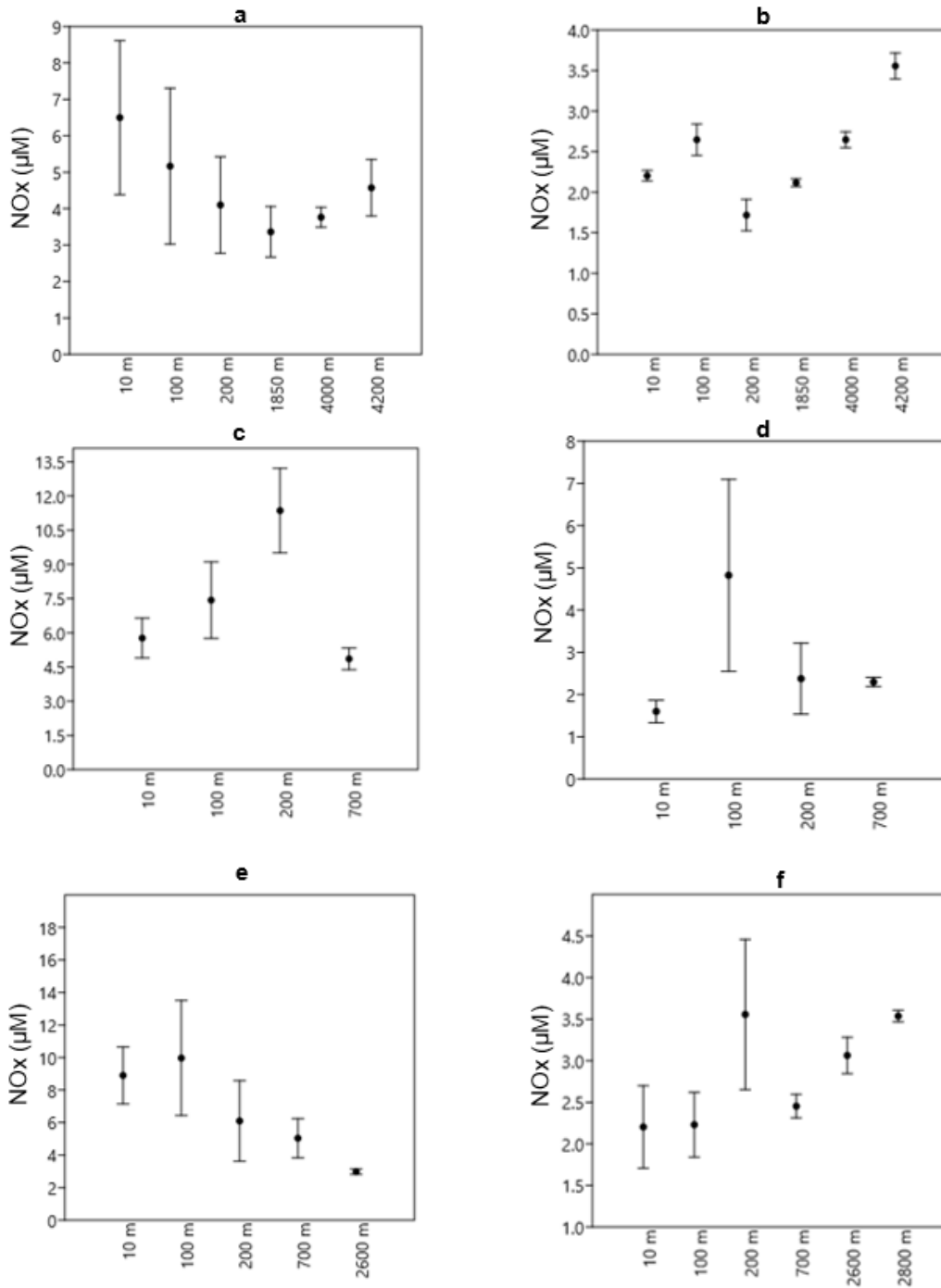


Figura 4. Concentraciones promedio de NO_x en los transectos de los sitios de estudio. Las barras indican el error estándar. (a) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en IC. (b) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en IC. (c) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PJ. (d) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PJ (e) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PM. (f) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PM.

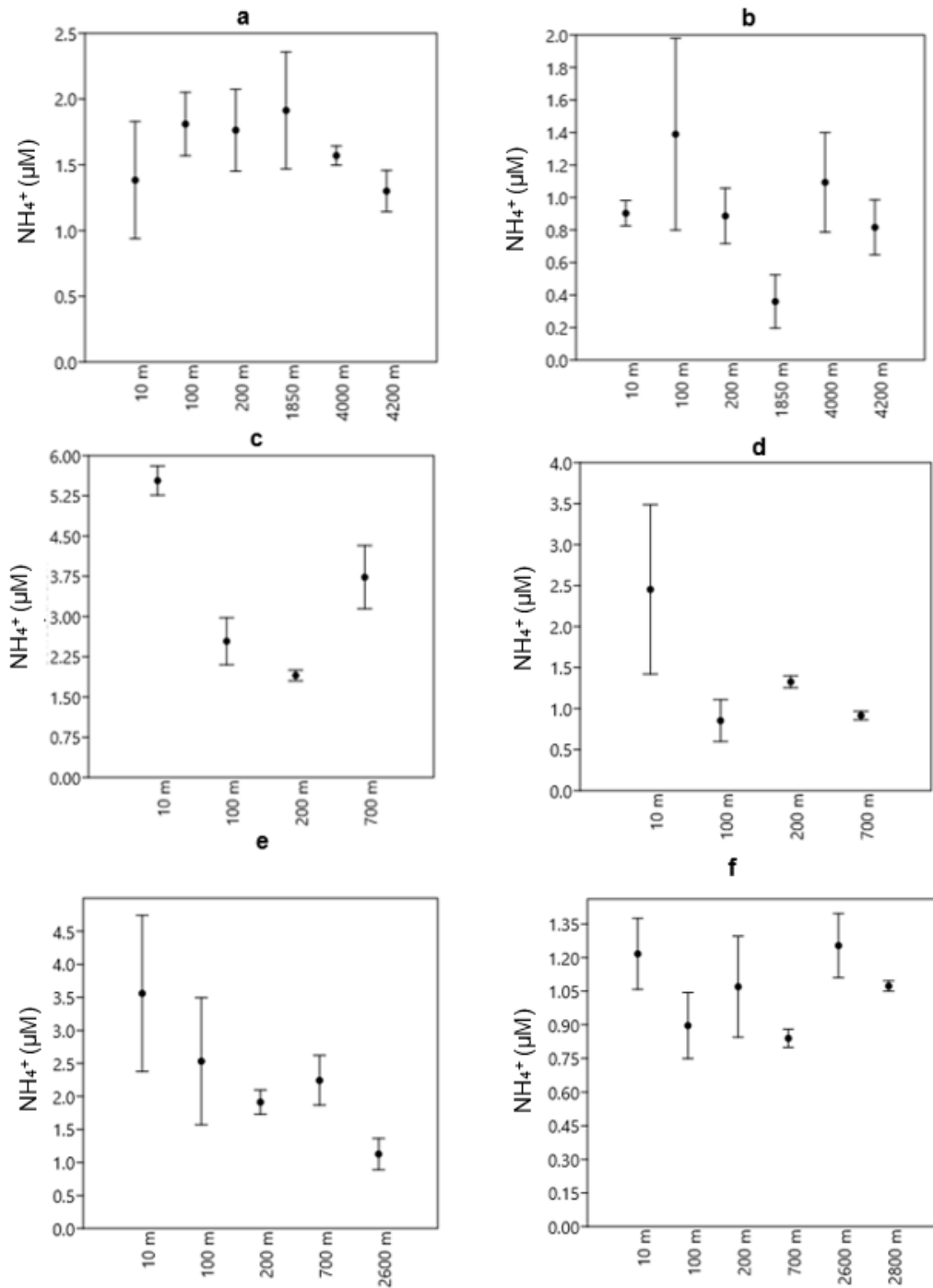


Figura 5. Concentraciones promedio de NH_4^+ en los transectos de los sitios de estudio. Las barras indican el error estándar. (a) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en IC. (b) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en IC. (c) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PJ. (d) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PJ. (e) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PM. (f) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PM.

Fosfatos

Isla Contoy tuvo una concentración mínima de 0.09 μM (secas) y máxima de 7.25 μM (nortes), las concentraciones mínima y máxima en Puerto Juárez fueron de 0.37 μM (secas) y 4.47 μM (nortes), respectivamente, y en Puerto Morelos la mínima fue de 0.28 μM (secas) y la máxima de 5.08 μM (nortes).

Las concentraciones de fosfatos en los sitios presentaron una distribución heterogénea entre los transectos durante ambas temporadas. En Isla Contoy, durante la temporada de nortes, las concentraciones de fosfatos presentaron un valor promedio máximo en el transecto TA2 ($4.01 \pm 0.20 \mu\text{M}$) y mínimo en TC ($0.94 \pm 0.37 \mu\text{M}$), con una relación negativa y significativa entre la concentración y la distancia hacia la costa ($R^2 = 0.82$ $p < 0.01$, Fig. 6a). Durante la temporada de secas, el valor promedio máximo se observó en TB ($1.02 \pm 0.14 \mu\text{M}$) y el mínimo en TA1 ($0.53 \pm 0.09 \mu\text{M}$), con un aumento aparente de la concentración respecto a la distancia, esto sin una relación significativa entre la distancia y la concentración (Fig. 6b). En Puerto Juárez, existió una elevada relación negativa con la distancia, aunque sin significancia estadística durante la temporada de nortes ($R^2 = 0.81$, $p = 0.06$, Fig. 6c). El valor promedio máximo se halló en TA1 ($3.3 \pm 0.46 \mu\text{M}$) y el mínimo en TB ($2.49 \pm 0.17 \mu\text{M}$). Durante la temporada de secas no existió una relación significativa entre la distancia y la concentración, el valor máximo fue hallado en TA1 ($8.5 \pm 7.76 \mu\text{M}$) y la concentración mínima en TA3 ($0.61 \pm 0.18 \mu\text{M}$) (Fig. 6d).

Finalmente, en Puerto Morelos, durante la temporada de nortes la media máxima se encontró en TB ($3.63 \pm 0.76 \mu\text{M}$) y la mínima en TC ($1.98 \pm 0.29 \mu\text{M}$), sin una relación significativa entre la distancia y la concentración (Fig. 6e). Durante la temporada de secas, el valor promedio máximo se halló en TD ($1.04 \pm 0.003 \mu\text{M}$) y el mínimo en TA1 ($0.43 \pm 0.02 \mu\text{M}$), con una relación positiva y significativa entre la concentración de fosfatos y la distancia ($R^2 = 0.75$, $p < 0.05$, Fig. 6f).

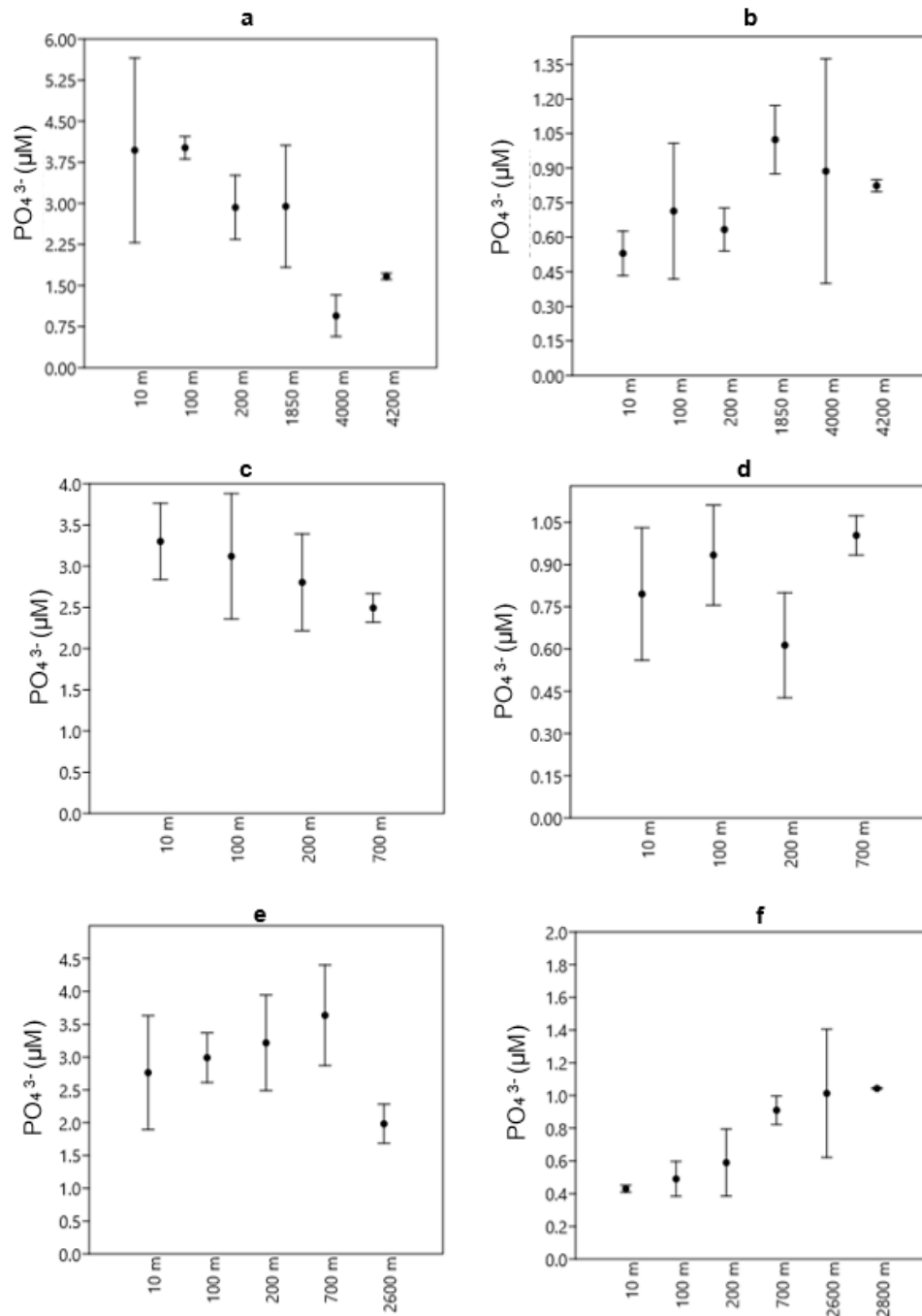


Figura 6. Concentraciones promedio de PO_4^{3-} en los transectos de los sitios de estudio. Las barras indican el error estándar. (a) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en IC. (b) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en IC. (c) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PJ. (d) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PJ. (e) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PM. (f) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PM.

DIN

Isla Contoy tuvo una concentración mínima de 1.96 μM (secas) y máxima de 12.44 μM (nortes), Puerto Juárez tuvo un mínimo de 2.49 μM (secas) y máximo de 15.82 μM (nortes) y Puerto Morelos tuvo un mínimo de 2.42 μM y máximo de 19.22 μM (nortes). Se observó una distribución heterogénea en la concentración de DIN entre los transectos en los sitios de estudio.

En Isla Contoy se registró una relación negativa entre la concentración de DIN y la distancia durante la temporada de nortes, sin significancia estadística (Fig.7a), con un valor promedio máximo en el transecto TA1 ($7.88 \pm 2.55 \mu\text{M}$) y mínimo en TB ($5.27 \pm 0.31 \mu\text{M}$). (Fig.7a,b). Durante la temporada de secas, el valor promedio máximo se observó en TD ($4.37 \pm 0.22 \mu\text{M}$) y el mínimo en TB ($2.47 \pm 0.17 \mu\text{M}$) con ninguna relación observable (Fig 7b).

En Puerto Juárez, no se detectó relación con la distancia durante ambas temporadas (Fig.7c,d). Durante la temporada de nortes la concentración media máxima se halló en TA2 ($13.26 \pm 1.78 \mu\text{M}$) y la mínima en TB ($8.59 \pm 1.03 \mu\text{M}$). Durante la temporada de secas el valor máximo se encontró en TA3 ($5.67 \pm 2.46 \mu\text{M}$) y el mínimo en TB ($3.2 \pm 0.13 \mu\text{M}$).

Finalmente, en Puerto Morelos durante la temporada de nortes, el DIN presentó una alta relación negativa con la distancia, aunque sin significancia estadística ($R^2 = 0.62$, $p = 0.06$, Fig.7e). El valor promedio máximo se presentó en TA2 ($12.50 \pm 4.49 \mu\text{M}$) y el mínimo en TC ($4.11 \pm 0.39 \mu\text{M}$). Durante la temporada de secas se observó una aparente relación positiva entre la concentración de DIN y la distancia, el valor promedio máximo se halló en TA3 ($4.62 \pm 0.93 \mu\text{M}$) y el mínimo en TA2 ($3.12 \pm 0.50 \mu\text{M}$) (Fig. 7f).

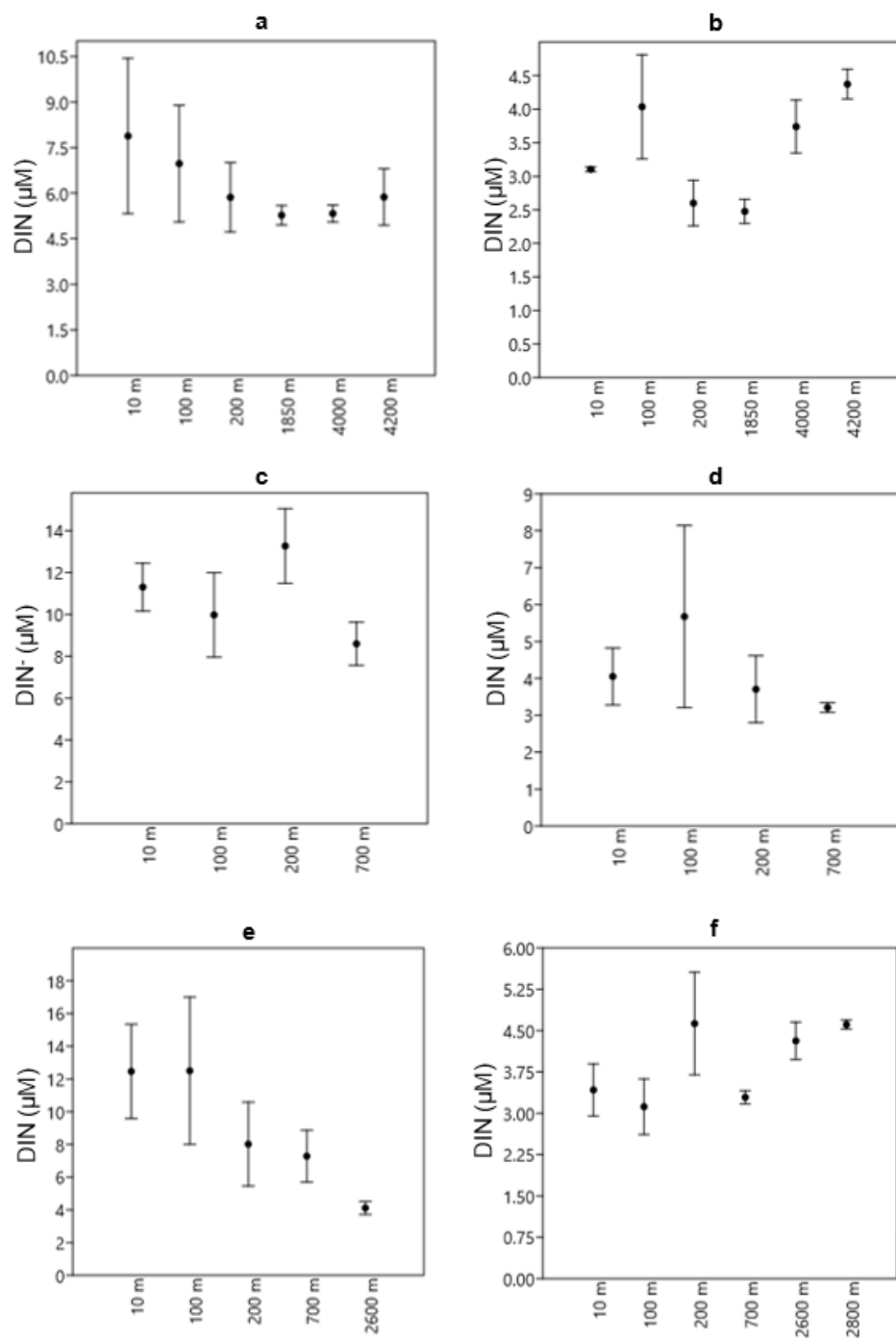


Figura 7. Concentraciones promedio de DIN en los transectos de los sitios de estudio. Las barras indican el error estándar. (a) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en IC. (b) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en IC. (c) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PJ. (d) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PJ (e) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PM. (f) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PM.

Chl a

La distribución de la concentración de chl a fue heterogénea en los sitios de estudio. Isla Contoy tuvo una concentración mínima de 0.08 µg/L (nortes) y máxima de 0.56 µg/L (secas), las concentraciones mínima y máxima en Puerto Juárez fueron de 0.05 µg/L (nortes) y 0.24 µg/L (secas), respectivamente, y en Puerto Morelos la mínima fue de 0.04 µg/L (nortes) y la máxima de 0.51 µg/L (secas).

En Isla Contoy no existió una relación significativa con la distancia durante la temporada de nortes (Fig.8a), el promedio máximo de chl a se halló en el transecto TB (0.39 ± 0.006 µg/L) y el mínimo en TC (0.09 ± 0.004 µg/L). Durante la temporada de secas, el valor promedio máximo se observó en TA2 (0.54 ± 0.02 µg/L) y el mínimo en TD (0.13 ± 0.003 µg/L), con una relación negativa y significativa entre la distancia y la concentración ($R^2 = 0.82$, $p < 0.05$) (Fig. 8b).

En Puerto Juárez, durante la temporada de nortes, la concentración promedio máxima fue en TA2 (0.19 ± 0.02 µg/L) y la mínima en TB (0.09 ± 0.01 µg/L), sin una relación significativa entre la distancia y la concentración. (Fig.8c). Durante la temporada de secas el valor promedio máximo fue en TB (0.17 ± 0.04 µg/L) y el mínimo en TA2 (0.1 ± 0.008 µg/L) y se observó una relación opuesta a la observada durante la temporada de nortes (Fig.8d).

En Puerto Morelos no existió una relación significativa con la distancia en ninguna de las dos temporadas, aunque sí una aparente relación positiva entre la concentración de chl a y la distancia en la temporada de secas (Fig. 8e,f). El valor promedio máximo durante la temporada de nortes se presentó en TA3 (0.12 ± 0.004 µg/L) y el mínimo en TC (0.064 ± 0.01 µg/L). Durante la temporada de secas, el valor promedio máximo se halló en TC (0.43 ± 0.05 µg/L) y el mínimo en TA3 (0.13 ± 0.002 µg/L).

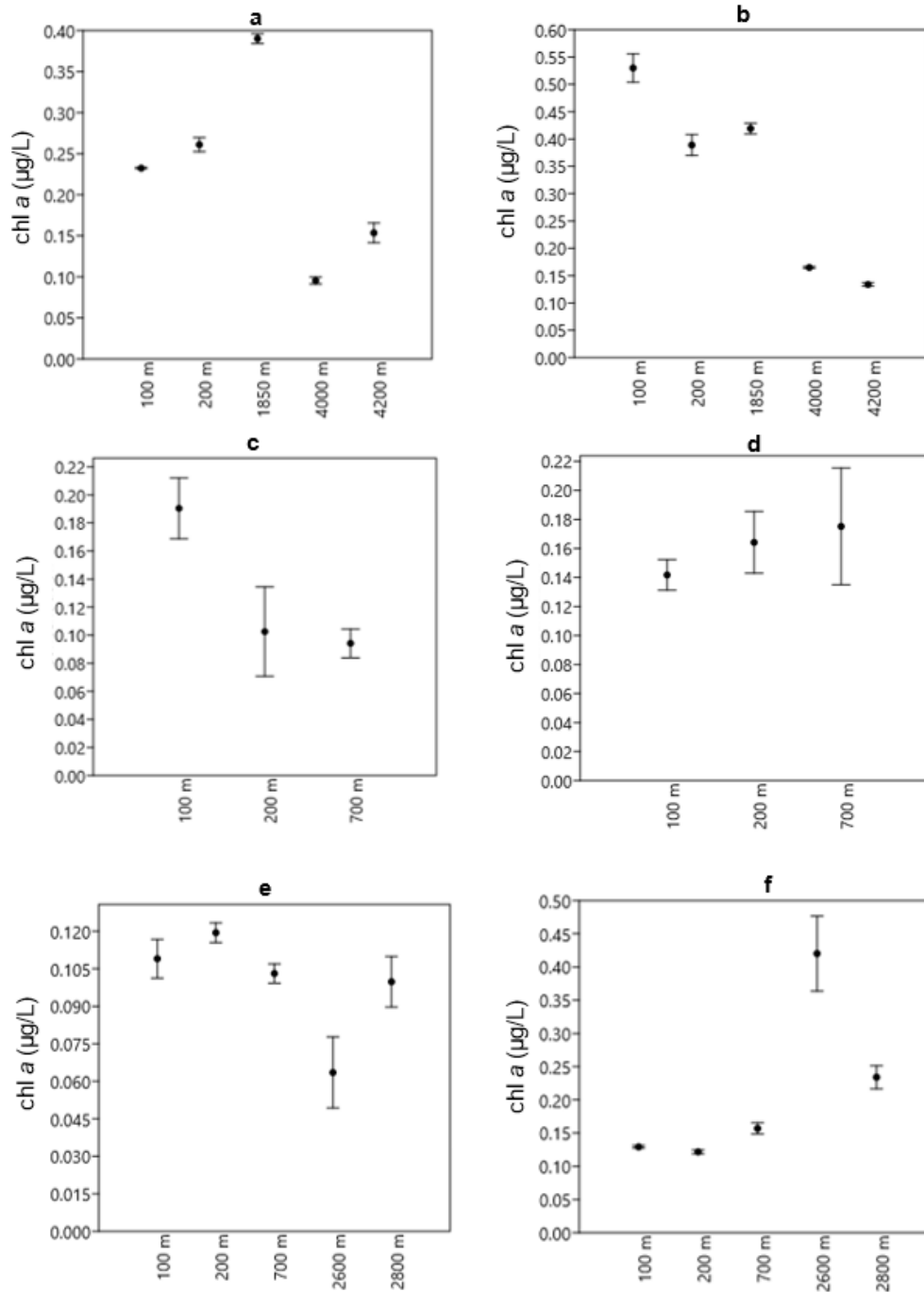


Figura 8. Concentraciones promedio promedio de chl a en los transectos de los sitios de estudio. Las barras indican el error estándar. (a) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en IC. (b) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en IC. (c) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PJ. (d) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PJ (e) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PM. (f) Concentración promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PM.

Cobertura *T. testudinum*

La distribución del porcentaje de cobertura de *T. testudinum* no tuvo un comportamiento homogéneo en los sitios de estudio durante ambas temporadas, Isla Contoy tuvo una cobertura mínima de % 5 (nortes) y máxima de 100% (nortes y secas). Puerto Juárez un valor mínimo de 3% (nortes y secas) y un máximo de 97 % (secas) y Puerto Morelos tuvo una cobertura mínima de 0% (nortes) y máxima de 95% (secas). No existió una relación significativa entre el porcentaje de cobertura y la distancia en ninguno de los sitios.

En Isla Contoy, durante la temporada de nortes, la cobertura promedio máxima se registró en el transecto TA2 (99.16 ± 0.83 %) y la mínima en TB (14.16 ± 2.52 %). Durante la temporada de secas, el valor promedio máximo se observó en TA1 (97.91 ± 0.96 %) y el mínimo en TB (19.75 ± 2.09 %). (Fig.9a,b).

En Puerto Juárez durante la temporada de nortes el valor promedio máximo se encontró en TA1 (46.25 ± 3.43 %) y el mínimo en TA2 (13.5 ± 4.97 %). Durante la temporada de secas el valor máximo fue en TA1 (86.16 ± 3.69 %) y el mínimo en TA2 (8.33 ± 1.44 %) (Fig.9c,d).

En Puerto Morelos, el valor promedio máximo durante la temporada de nortes se halló en el transecto TA3 (65.08 ± 5.15 %) y el mínimo en TA1 (15.83 ± 4.12 %). Durante la temporada de secas, el valor promedio máximo se observó en TA3 (69.58 ± 3.76 %) y el mínimo en TA1 (12.91 ± 1.89 %) (Fig.9e,f).

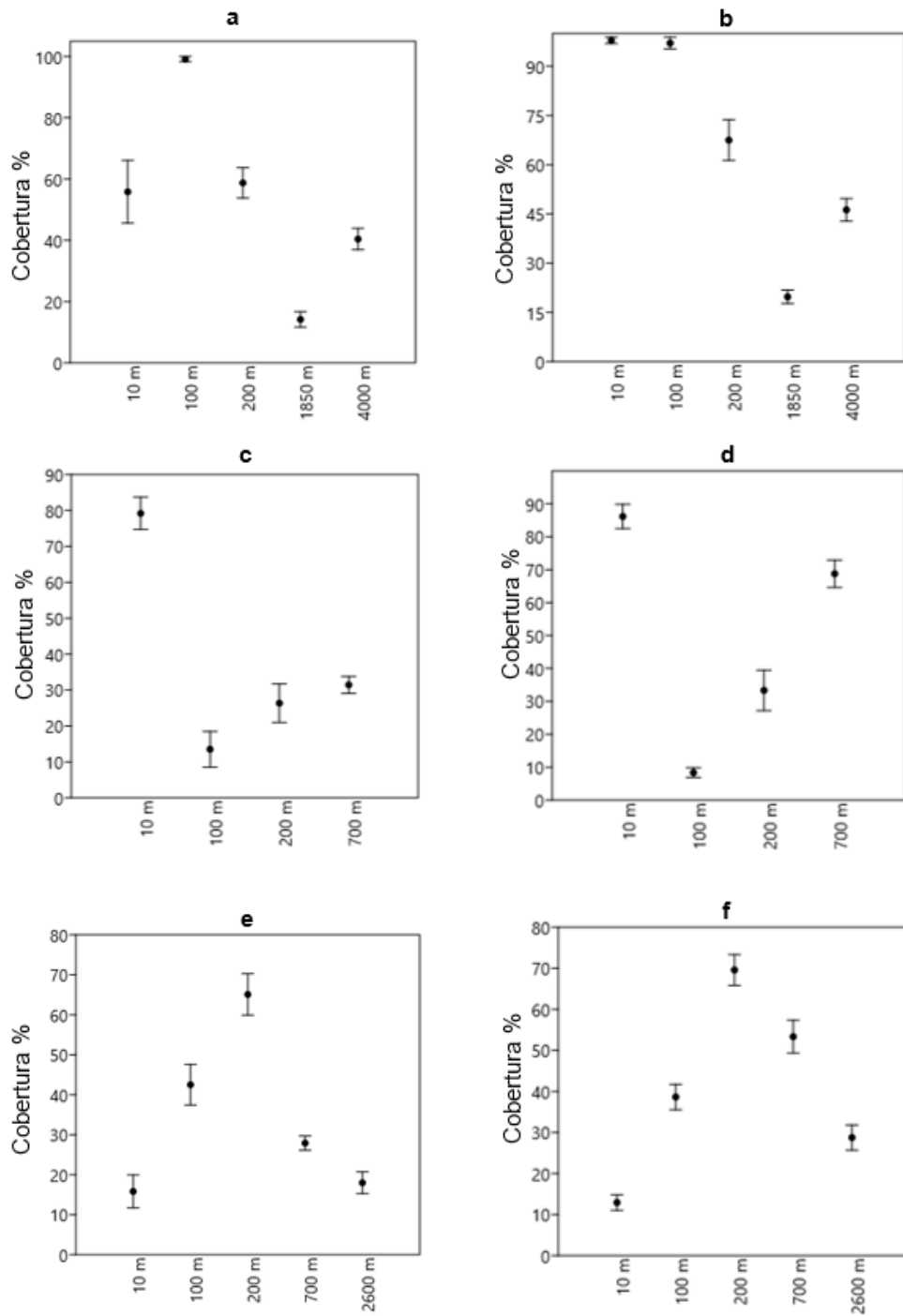


Figura 9. Cobertura promedio de *T. testudinum* en los transectos de los sitios de estudio. Las barras indican el error estándar. (a) Cobertura promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en IC. (b) Cobertura promedio en cada transecto durante la temporada de secas en IC. (c) Cobertura promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PJ. (d) Cobertura promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PJ. (e) Cobertura promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PM. (f) Cobertura promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PM.

%N en tejido de *T. testudinum*

En Isla Contoy tuvo un %N mínimo de 1.6% (nortes) y máximo de 2.3% (nortes). Puerto Juárez un %N mínimo de 1.4% (secas) y máximo de 2.3% (secas) y Puerto Morelos tuvo un mínimo de 1.6% (nortes) y máximo de 2.3% (nortes). La distribución del %N en tejido de *T. testudinum* no tuvo un comportamiento homogéneo entre los transectos en los sitios de estudio durante las dos temporadas.

En Isla Contoy existió una notable relación negativa y significativa entre el %N y la distancia durante la temporada de nortes ($R^2= 0.99$, $p<0.05$), con un valor promedio máximo en el transecto TA1 (2.1 ± 0.25 %) y el mínimo en TC (1.9 ± 0.06 %) (Fig.10a). Durante la temporada de secas, el %N promedio máximo se observó en los transectos TA1 (2.2 ± 0.05 %) y TB (2.2 ± 0 %) y el mínimo en TC (2.1 ± 0 %), con una elevada relación negativa entre la distancia y el %N, sin embargo, esta no fue significativa ($R^2= 0.64$, $p>0.05$) (Fig. 10b).

En Puerto Juárez, se observó una relación negativa entre el %N y la distancia, sin significancia estadística durante ambas temporadas. Durante la temporada de nortes el %N promedio máximo fue observado en TA1 ($1.93\pm 0.03\mu\text{M}$) y el mínimo en TB ($1.7\pm 0.05\mu\text{M}$). Durante la temporada de secas el %N máximo fue en TA1 ($2.03\pm 0.14\mu\text{M}$) y el mínimo en TB ($1.56\pm 0.08\mu\text{M}$) (Figs10c,d).

En Puerto Morelos no existió una relación observable entre %N y la distancia durante las dos temporadas. El %N promedio máximo durante la temporada de nortes se halló en los transectos TA1 ($1.8\pm 0.07 \mu\text{M}$) y TC ($1.8\pm 0.05 \mu\text{M}$) y el mínimo en TB ($2.06\pm 0.12 \mu\text{M}$). Durante la temporada de secas, el %N promedio máximo se halló en TC ($1.9 \pm 0.05 \mu\text{M}$) y el mínimo en TB ($1.7\pm 0.03 \mu\text{M}$) (Fig. 10ef).

$\delta^{15}\text{N}$ en tejido de *T. testudinum*

Isla Contoy tuvo un $\delta^{15}\text{N}$ mínimo de -4.33‰ (secas) y un valor máximo 2.63‰ (nortes), Puerto Juárez tuvo un mínimo de 0.45‰ (secas) y máximo de 8.25‰ (nortes) y Puerto Morelos tuvo un mínimo de -1.19‰ (secas) y máximo de 3.63‰ (secas). La distribución de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de *T. testudinum* no tuvo un comportamiento homogéneo entre los transectos en los sitios de estudio durante las dos temporadas.

En Isla Contoy el $\delta^{15}\text{N}$ promedio máximo se halló en el transecto TA1 ($2.31\pm 0.24\text{‰}$) y mínimo en TB ($0.33\pm 1.24\text{‰}$), con una relación negativa observable durante la temporada de nortes (Fig. 11a). Durante la temporada de secas el valor promedio máximo en el transecto TA1 ($1.56\pm 0.14\text{‰}$) y el valor promedio mínimo en TB ($-2.83\pm 1.15\text{‰}$) (Fig. 11b).

En Puerto Juárez se observó una relación negativa sin significancia estadística durante ambas temporadas. En la temporada de nortes, el $\delta^{15}\text{N}$ promedio máximo fue en TA1 ($7.5\pm 0.48\text{‰}$) y el mínimo en TB ($2.12\pm 0.14\text{‰}$). Durante la temporada de secas el valor máximo se observó en TA1 ($7.35\pm 0.37\text{‰}$) y el mínimo en TB ($1.2\pm 0.46\text{‰}$) (Fig. 11c,d).

En Puerto Morelos se observó una aparente relación positiva entre $\delta^{15}\text{N}$ y la distancia durante ambas temporadas. El $\delta^{15}\text{N}$ promedio máximo durante la temporada de nortes se halló en el transecto TB ($2.49\pm 0.41\text{‰}$) y el mínimo en TA1 ($1.11\pm 0.06\text{‰}$). Durante la temporada de secas, el $\delta^{15}\text{N}$ promedio máximo se halló en TC ($3.45\pm 0.11\text{‰}$) y el mínimo en TB ($-0.83\pm 0.22\text{‰}$) (Fig. 11e,f).

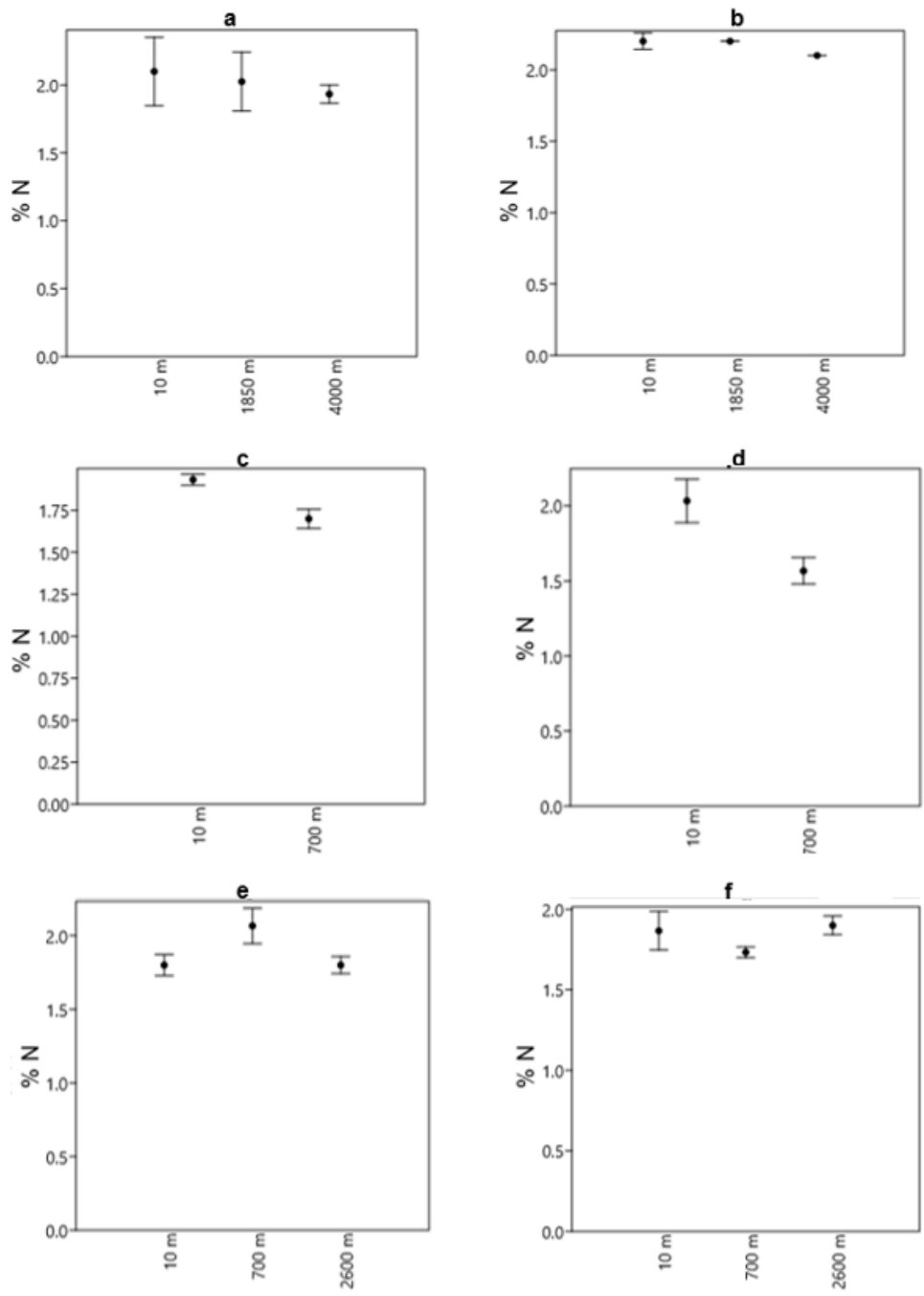


Figura 10. Contenido promedio de %N en tejido de *T. testudinum* en los transectos de los sitios de estudio. Las barras indican el error estándar. (a) valor promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en IC. (b) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de secas en IC. (c) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PJ. (d) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PJ (e) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PM. (f) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PM.

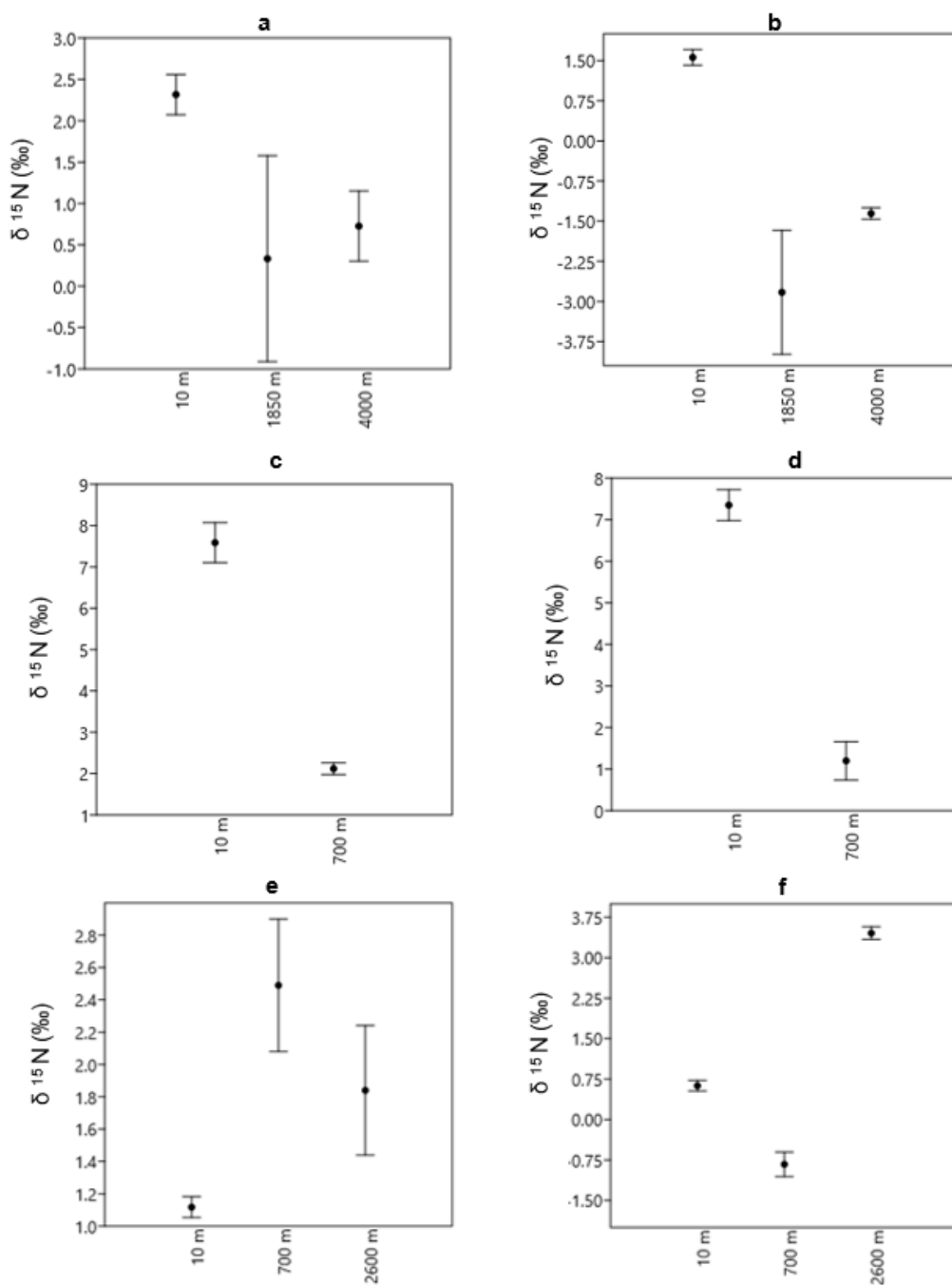


Figura 11. Valor promedio de $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de *T. testudinum* en los transectos de los sitios de estudio. Las barras indican el error estándar. (a) valor promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en IC. (b) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de secas en IC. (c) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PJ. (d) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PJ (e) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PM. (f) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PM.

%C en tejido de *T. testudinum*

Isla Contoy tuvo un %C mínimo de 34.4% (secas) y máximo de 42.2 % (nortes). Puerto Juárez tuvo un mínimo de 33.3% (nortes) y máximo de 42.1% (secas). Puerto Morelos tuvo un mínimo de 36.7% (secas) y máximo de 42.5% (nortes).

La distribución de %C en tejido de *T. testudinum* no tuvo un comportamiento homogéneo entre los transectos en los sitios de estudio durante las dos temporadas. En Isla Contoy, durante la temporada de nortes el %C promedio máximo se halló en el transecto TB (41.6 ± 0.33 %) y el mínimo en TA1 (38.7 ± 1.30 %). Durante la temporada de secas se observó una elevada relación lineal positiva entre la variable y la distancia, sin embargo esta no fue significativa ($R^2=0.96$; $p=0.09$), el %C promedio máximo se halló en el transecto TC (38.5 ± 0.40 %) y el valor mínimo en TA1 (35.1 ± 0.46 %) (Fig. 12a,b).

En Puerto Juárez durante la temporada de nortes, el %C promedio máximo se encontró en TA1 (38.53 ± 0.43 %) y el mínimo en TB (36.7 ± 1.76 μM). Durante la temporada de secas el %C máximo se observó en TA1 (39.43 ± 1.33 %) y el mínimo en TB (37.63 ± 2.07 %), durante ambas temporadas se observó una relación negativa con la distancia, sin significancia estadística (Fig. 12c,d).

En Puerto Morelos el %C promedio máximo durante la temporada de nortes se halló en el transecto TA1 (41.85 ± 0.23 %) y el mínimo en TB (41.1 ± 0.2 %). Durante la temporada de secas, el valor promedio máximo se halló en TB (39.3 ± 0.43 %) y el mínimo en TC (38.73 ± 1.43 %) (Fig. 12e,f).

C:N en tejido de *T. testudinum*

Isla Contoy tuvo una C:N mínima de 15.4 (secas) y máxima de 25.7(nortes), Puerto Juárez tuvo una C:N mínima de 18.6 (secas) y máxima de 23.9 (secas) y Puerto Morelos un valor mínimo de 17.9 (nortes) y máximo de 25.4(nortes).

La relación de C:N en tejido de *T. testudinum* no tuvo un comportamiento homogéneo en los transectos de los sitios de estudio durante las dos temporadas. En Isla Contoy, la C:N promedio máxima se registró en el transecto TB (21.27 ± 2.38) y la mínima en TA1 (18.66 ± 1.48). Durante la temporada de secas el valor promedio máximo se encontró en el transecto TC (18.43 ± 0.18) y el valor promedio mínimo en TA1 (16.13 ± 0.68). Se observó una relación positiva entre la variable y la distancia durante ambas temporadas, notablemente alta durante la temporada de secas ($R^2=0.93$; $p=0.11$) aunque sin significancia estadística en ninguno de los casos (Fig. 14a,b).

En Puerto Juárez durante la temporada de nortes, la C:N promedio máxima se registró en TB ($21.63 \pm 0.16 \mu\text{M}$) y la mínima en TA1 (20.26 ± 0.54). Durante la temporada de secas la C:N máxima fue en TB (23.76 ± 0.08) y la mínima en TA1 (19.63 ± 0.67), durante ambas temporadas se observó una relación positiva entre la variable y la distancia, sin significancia estadística (Fig.14c,d).

En Puerto Morelos la C:N promedio máxima durante la temporada de nortes se registró en TA1 (23.17 ± 0.83) y la mínima en TB ($19.43 \pm 0.78 \mu\text{M}$). Durante la temporada de secas, el valor promedio máximo se halló en TB (22.7 ± 0.65) y el mínimo en TC (20.46 ± 1.03) (Fig. 14 e,f).

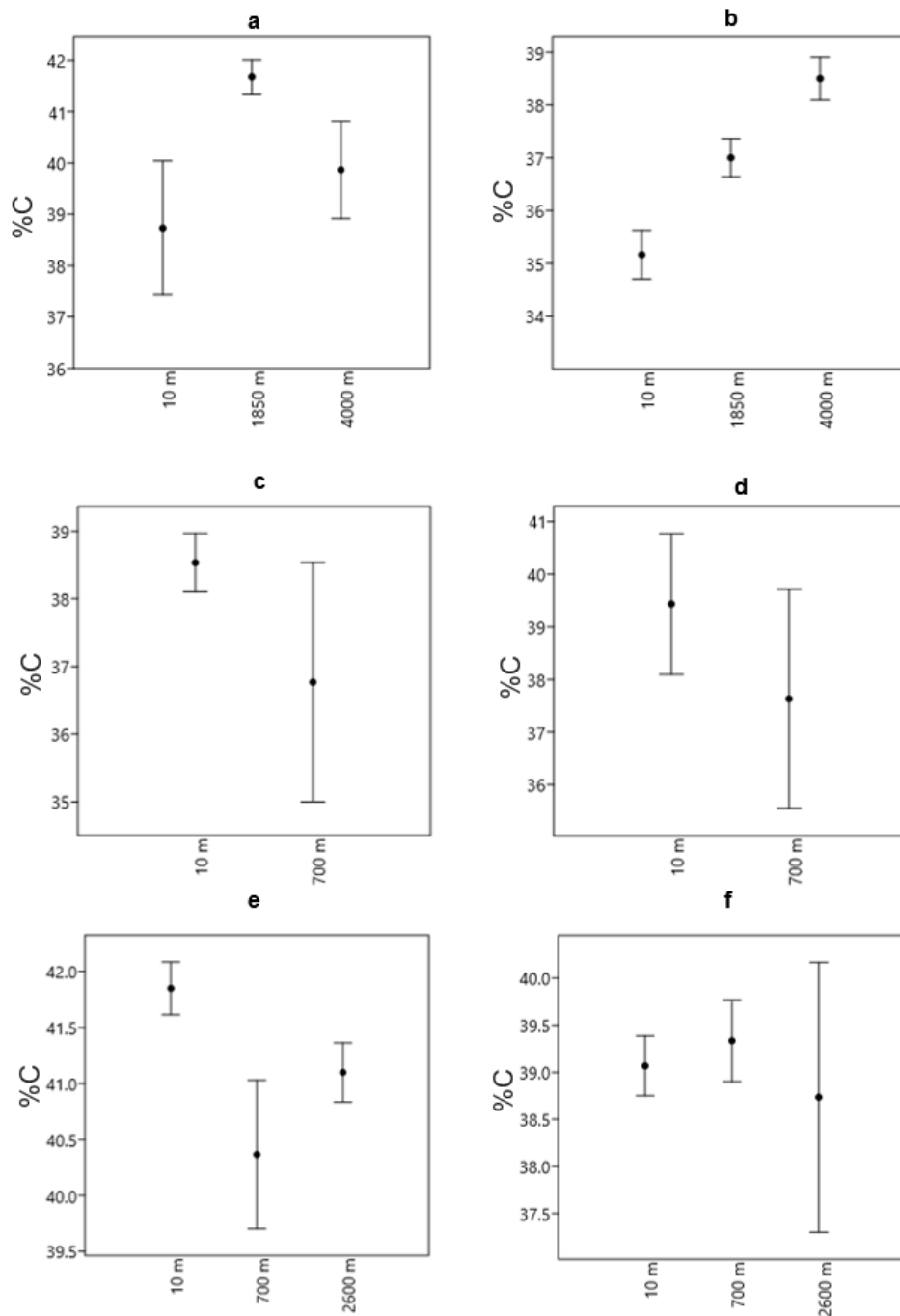


Figura 12. Valor promedio de % C en tejido de *T. testudinum* en los transectos de los sitios de estudio. Las barras indican el error estándar. (a) valor promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en IC. (b) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de secas en IC. (c) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PJ. (d) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PJ (e) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PM. (f) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PM.

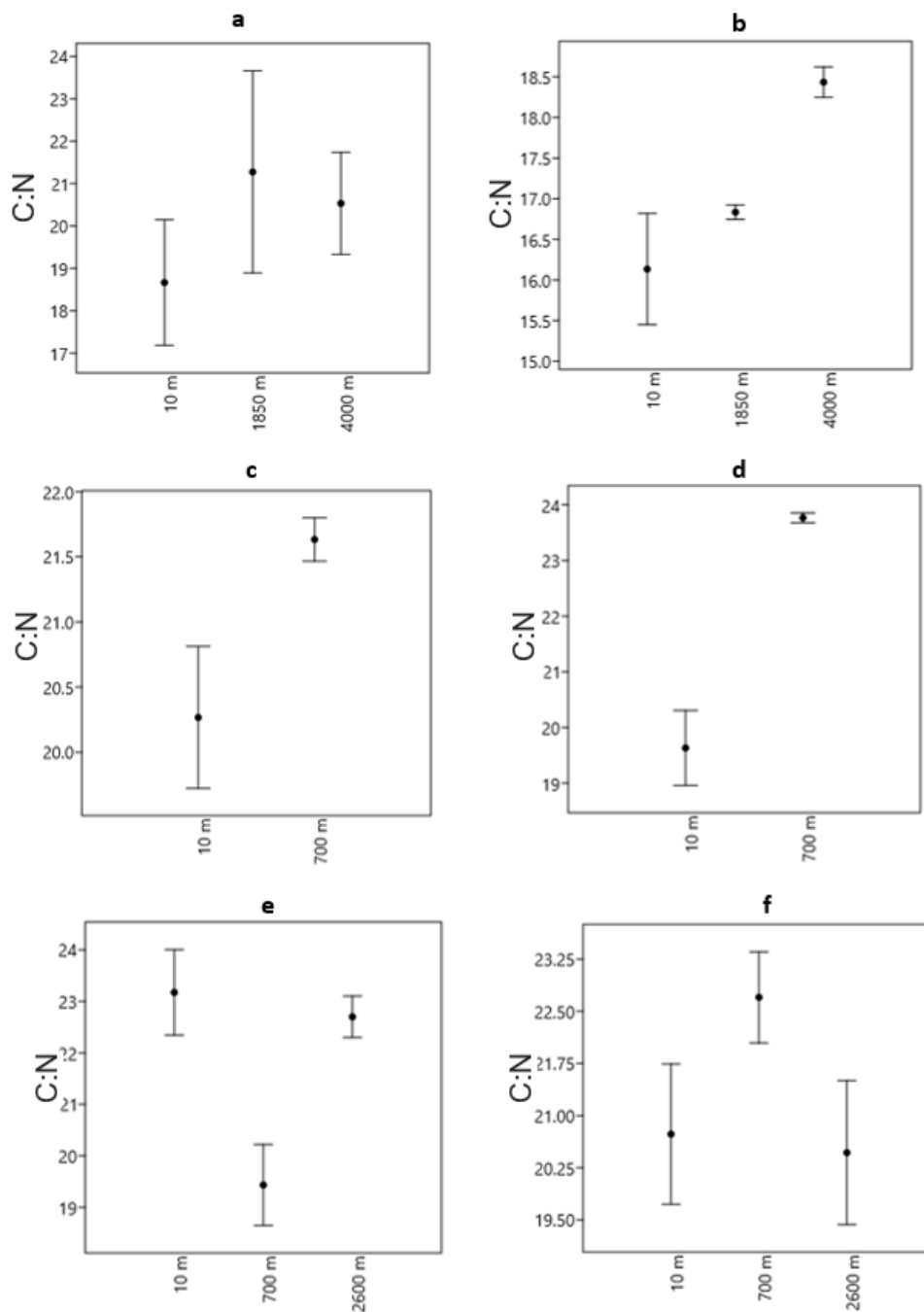


Figura 13. Valor promedio de relación C:N en tejido de *T. testudinum* en los sitios de estudio. Las barras indican el error estándar. (a) valor promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en IC. (b) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de secas en IC. (c) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PJ. (d) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PJ (e) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de nortes en PM. (f) Valor promedio en cada transecto durante la temporada de secas en PM.

8.2 Diferencias entre temporadas

Nutrientes en columna de agua

Las concentraciones de NO_x, Amonio, Fosfatos y DIN en los tres sitios de muestreo presentaron diferencias significativas entre temporadas, con mayores concentraciones durante la temporada de nortes. En la Tabla 3 se muestran la media \pm error estándar, los valores mínimos y máximos (mín:max) registrados durante las dos temporadas, y los *p* valores obtenidos en la prueba de Mann Whitney para cada uno de los parámetros.

Tabla 3. Concentraciones promedio y valores mínimos y máximos de nutrientes en columna de agua de los sitios de estudio durante las temporadas de nortes y secas.

Variable	IC			PJ			PM		
	Nortes n=18	Secas n=18	p valor	Nortes n=15	Secas n=12	p valor	Nortes n=15	Secas n=18	p valor
NO _x (μ M)	\bar{x} *4.57 \pm 0.54 1.93:10.28	\bar{x} 2.48 \pm 0.14 1.33:3.82	p<0.01	\bar{x} 7.35 \pm 0.94 4.03:13.91	\bar{x} 2.77 \pm 0.63 1.07:9.37	p<0.001	\bar{x} 6.6 \pm 1.06 2.71:15.38	\bar{x} 2.8 \pm 0.21 1.21:5.34	p<0.01
NH ₄ ⁺ (μ M)	\bar{x} 1.62 \pm 0.11 0.63:2.45	\bar{x} 0.9 \pm 0.12 0.05:2.54	p<0.001	\bar{x} 3.42 \pm 0.44 1.73:5.85	\bar{x} 1.38 \pm 0.29 0.37:4.52	p<0.001	\bar{x} 2.27 \pm 0.34 0.66:5.64	\bar{x} 1.05 \pm 0.06 0.61:1.52	p<0.01
PO ₄ ³⁻ (μ M)	\bar{x} 2.74 \pm 0.40 0.19:7.25	\bar{x} 0.76 \pm 0.09 0.09:1.77	p<0.001	\bar{x} 2.92 \pm 0.28 1.84:4.47	\bar{x} 0.84 \pm 0.08 0.37:2.4	p<0.001	\bar{x} 2.9 \pm 0.28 1.56:5.08	\bar{x} 0.74 \pm 0.08 0.28:1.76	p<0.001
DIN (μ M)	\bar{x} 6.19 \pm 0.54 3.61:12.44	\bar{x} 3.38 \pm 0.66 1.96:12	p<0.001	\bar{x} 10.78 \pm 0.84 5.96:15.82	\bar{x} 4.88 \pm 0.93 2.49:13.6	p<0.001	\bar{x} 8.87 \pm 1.34 3.37:19.22	\bar{x} 3.89 \pm 0.22 2.42:6.34	p<0.05
DIN:SRP	\bar{x} 4.02 \pm 1.32 1.09:25.31	\bar{x} 6.42 \pm 1.61 1.63:32.77	p<0.01	\bar{x} 3.76 \pm 0.24 2.74:5.68	\bar{x} 4.96 \pm 0.55 2.65:8.41	**S. Dif	\bar{x} 3.05 \pm 0.37 1.31:6.0	\bar{x} 6.31 \pm 0.74 2.83:15.71	p<0.001

* media \pm error estándar (min:max). ** Sin diferencias significativas.

Nutrientes Agua intersticial

Las concentraciones de NOx y DIN fueron significativamente mayores durante la temporada de secas que durante la temporada de nortes en IC y PM. La concentración de fosfatos fue significativamente mayor en PJ durante la temporada de secas, y la concentración de amonio fue mayor durante la temporada de secas con significancia estadística en PM (Tabla 4).

Tabla 4. Concentraciones promedio y valores mínimos y máximos de nutrientes en agua intersticial de los sitios de estudio durante las temporadas de nortes y secas.

Variable	IC			PJ			PM		
	Nortes n=12	Secas n=12	p valor	Nortes n=12	Secas n=9	p valor	Nortes n=12	Secas n=12	p valor
NOx (μM)	\bar{x} *6.19±0.64 2.04:9.68	\bar{x} 11±1.05 6.03:18.36	p<0.001	\bar{x} 11±1.31 3.56:18.08	\bar{x} 9.56±0.90 5.52:13.96	S.Dif	\bar{x} 5.93±0.80 2.92:11.96	\bar{x} 11.08±1.16 5.88:20.56	p<0.01
NH ₄ ⁺ (μM)	\bar{x} 5.21±0.60 2.32:8.76	\bar{x} 6.45±0.45 4.48:9.16	**S. Dif	\bar{x} 7.12±0.74 2.28:11	\bar{x} 6.17±0.74 1.84:8.52	S.Dif	\bar{x} 3.69±0.37 1.04:6.36	\bar{x} 5.86±0.41 4.24:9.8	p<0.001
PO ₄ ³⁻ (μM)	\bar{x} 7.51±1.46 2.24:18.24	\bar{x} 5.49±0.93 0.96:10.96	S. Dif	\bar{x} 5.54±0.63 1.96:10.96	\bar{x} 3.62±0.47 1.08:5.44	p<0.05	\bar{x} 3.26±0.61 0.52:6.24	\bar{x} 4.8±0.53 1.84:7.72	S.Dif
DIN (μM)	\bar{x} 11.40±0.93 4.52:15.88	\bar{x} 17.45±1.33 11.12:25.65	p<0.01	\bar{x} 18.54±1.65 5.85:24.48	\bar{x} 15.74±1.51 7.36:20.08	S.Dif	\bar{x} 9.62±1.03 6.68:18.3	\bar{x} 16.94±1.48 10.44:30.36	p<0.01
DIN:SRP	\bar{x} 7.6±3.07 0.79:38.33	\bar{x} 6.09±1.2 1.76:16.40	S. Dif	\bar{x} 4.32±0.62 1.06:9.80	\bar{x} 9.46±2.65 2.70:31.30	S. Dif	\bar{x} 13.61±5.03 1.20:73.61	\bar{x} 9.62±3.12 2.40:36.36	S. Dif

* media ± error estándar (min:max). ** Sin diferencias significativas.

Chl a

La concentración de chl a fue mayor durante la temporada de secas en los sitios de muestreo, aunque sólo con significancia estadística en PM (Tabla 5).

Cobertura de *T. testudinum* y macroalgas en praderas de pastos marinos

No existieron diferencias significativas en las coberturas de *T. testudinum* en ninguno de los sitios de muestreo, sin embargo se observó una mayor cobertura durante la temporada de secas en los tres sitios de muestreo (Tabla 5). El porcentaje de cobertura de macroalgas carnosas no fue significativamente distinto entre temporadas en IC y PJ, pero sí en PM, con mayor cobertura durante la temporada de secas. Mientras el porcentaje de macroalgas calcáreas fue significativamente mayor durante la temporada de nortes en IC y PM (Tabla 5).

Tabla 5. Cobertura promedio y valores mínimos y máximos de *T. testudinum*, macroalgas carnosas y calcáreas y concentraciones promedio y mínimos y máximos de clorofila a en los sitios de estudio durante la temporada de nortes y secas.

Variable	IC			PJ			PM		
	Nortes	Secas	p valor	Nortes	Secas	p valor	Nortes	Secas	p valor
%Cobertura <i>T. testudinum</i>	\bar{x} *53.66±4.3 5:100	\bar{x} 65.7±4.81 10:100	**S.Dif	\bar{x} 39.33±5.01 3:92	\bar{x} 50±4.87 3:97	S.Dif	\bar{x} 34.41±2.99 0:83	\bar{x} 40.67±2.94 5:95	S.Dif
%M. Calcáreas	\bar{x} 4.43±1.18 0:45	\bar{x} 0.23±0.14 0:5	p<0.001	\bar{x} 12.57±1.74 0:50	\bar{x} 13.27±2.14 0:60	S.Dif	\bar{x} 8.22±0.8 0:30	\bar{x} 3.53±0.64 0:25	p<0.01
%M. Carnosas	\bar{x} 2.02±0.48 0:15	\bar{x} 5.19±1.58 0:50	S.Dif	\bar{x} 24.87±3.8 0:87	\bar{x} 19.10±3.39 0:75	S.Dif	\bar{x} 4.27±0.73 0:20	\bar{x} 7.91±1.11 0:35	p<0.01
chl a (µg/L)	\bar{x} 0.23±0.02 0.09:0.41	\bar{x} 0.33±0.04 0.13:0.56	S.Dif	\bar{x} 0.12±0.019 0.05:0.21	\bar{x} 0.16±0.01 0.10:0.24	S.Dif	\bar{x} 0.10±0.006 0.04:0.12	\bar{x} 0.21±0.03 0.12:0.52	p<0.001

* media ± error estándar (min:max). **Sin diferencias significativas. El número de muestras para la determinación de chl a fue de 15 para IC y PM y 12 para PJ durante ambas temporadas.

Cobertura de macroalgas en arrecifes

No existieron diferencias significativas entre temporadas en IC y PM. La cobertura promedio durante la temporada de nortes fue de 59% y 49% en PM e IC, respectivamente. Durante la temporada de secas la cobertura promedio fue de 50 % y 57% en PM e IC, respectivamente.

Composición elemental e isotópica de tejido *T. testudinum*

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y %N en tejido de *T. testudinum* no presentaron diferencias significativas entre temporadas en ninguno de los sitios, ni una tendencia aparente entre temporadas (Tabla 6). Por otro lado, el contenido de C fue significativamente mayor en IC y PM durante la temporada de nortes, y la relación C:N fue significativamente mayor en IC durante la temporada de nortes (Tabla 6).

Composición isotópica de *Sargassum* sp

El $\delta^{15}\text{N}$ promedio del sargazo durante la temporada de nortes fue de -0.64 ± 0.39 y durante la temporada de secas de -0.95 ± 0.13 . Sin diferencias significativas entre ambas temporadas.

8.3 Diferencias entre sitios

Para la determinación de diferencias entre sitios durante la misma temporada se utilizó la prueba de Kruskal Wallis con un nivel de confianza del 95% y la prueba post hoc de Dunn.

Nutrientes Agua Superficial

Durante la temporada de nortes la concentración de amonio en PJ fue significativamente mayor que en IC y PM (Tabla 3. Fig 15b. Tabla 12-Anexo 1). Las concentraciones de NOx y DIN fueron mayores en PJ que en IC con significancia estadística (Tabla 3., Figs 15a. y 16b., Tabla 12-Anexo 1). No existieron diferencias significativas entre los sitios durante la temporada de secas.

Tabla 6. Valores promedio y valores mínimos y máximos del contenido de N, C y el $\delta^{15}\text{N}$ hallados en tejido de *T. testudinum* en los sitios de estudio durante las temporadas de nortes y secas.

Variable	IC			PJ			PM		
	Nortes n=9	Secas n=9	p valor	Nortes n=6	Secas n=6	p valor	Nortes n=9	Secas n=9	p valor
%N	\bar{x} *2.02±0.10 1.6:2.6	\bar{x} 2.16±0.02 2.1:2.3	*S.Dif	\bar{x} 1.81±0.06 1.6:2	\bar{x} 1.8±0.1 1.4:2.3	S.Dif	\bar{x} 1.88±0.059 1.6:2.3	\bar{x} 1.83±0.04 1.7:2.1	S.Dif
%C	\bar{x} 40.25±0.6 36.6:42.2	\bar{x} 36.88±0.52 34.4:39	p<0.01	\bar{x} 37.65±0.90 33.3:39.3	\bar{x} 38.53±1.17 33.5:42.1	S.Dif	\bar{x} 41.8±0.28 39.2:42.5	\bar{x} 39.04±0.45 36.7:41.5	p<0.01
C:N	\bar{x} 20.27±1.06 15.7:25.7	\bar{x} 17.1±0.39 15.4:18.8	p<0.05	\bar{x} 20.95±0.39 19.2:21.8	\bar{x} 21.7±0.97 18.6:23.9	S.Dif	\bar{x} 21.9±0.66 17.9:25.4	\bar{x} 21.3±0.57 18.8:24	S.Dif
$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	\bar{x} 1.04±0.55 -1.96:2.63	\bar{x} -0.87±0.72 -4.33:1.71	S.Dif	\bar{x} 4.85±1.24 1.95:8.25	\bar{x} 4.27±1.40 0.45:7.88	S.Dif	\bar{x} 1.74±0.24 0.95:3.27	\bar{x} 1.08±0.63 -1.19:3.63	S.Dif

* media ± error estándar. ** Sin diferencias significativas.

Nutrientes Agua intersticial

Durante la temporada de nortes las concentraciones de DIN y NOx en PJ fueron significativamente mayores que en IC y PM (Tabla 4, Tabla 13-Anexo 1), asimismo la concentración de amonio fue significativamente mayor en PJ que en PM (Tabla 4, Tabla 13-Anexo 1) y la concentración de fosfatos fue significativamente menor en PM que en PJ y PM (Tabla 4, Tabla 13-Anexo 1). No existieron diferencias significativas entre los sitios durante la temporada de secas.

Chl a

La concentración de chl a fue significativamente mayor en IC con respecto a PJ y PM durante ambas temporadas (Tabla.5, Tabla14-Anexo 1, Fig. 17a).

Cobertura *T. testudinum* y cobertura de macroalgas en praderas de pastos marinos

El porcentaje de cobertura de *T. testudinum* fue significativamente mayor en IC que en PM y PJ durante ambas temporadas. (Tabla 5, Fig.17b, Tabla 14-Anexo 1). La cobertura de macroalgas calcáreas y carnosas fue significativamente mayor en PJ en relación con IC y PM (Tabla 5, Tabla 14-Anexo 1). A excepción de la cobertura de macroalgas calcáreas con relación a PM durante temporada de nortes, y la cobertura de macroalgas carnosas con relación a PM durante la temporada de secas (Tabla 5, Tabla 14-Anexo 1).

Cobertura de macroalgas en arrecifes de coral

No existieron diferencias significativas en la cobertura de macroalgas entre IC y PM en arrecifes de coral durante ninguna de las dos temporadas (Mann Whitney ; $p>0.05$).

Composición elemental e isotópica de tejido *T. testudinum*

El contenido de N fue significativamente mayor en IC que en PJ y PM durante la temporada de secas, sin diferencias significativas entre los sitios durante la temporada de nortes (Tabla. 6, Tabla 15-Anexo 1, Fig.18a). El contenido de C fue significativamente mayor en PM e IC que en PJ durante la temporada nortes y significativamente mayor en PM que en IC durante la temporada de secas (Tabla 6, Tabla 15-Anexo 1, Fig 19a). La relación C:N fue significativamente menor en IC con respecto a PM y PJ durante la temporada de secas, sin diferencias significativas durante la temporada de nortes (Tabla 6. Tabla 15-Anexo 1, Fig 19b). El $\delta^{15}\text{N}$ fue significativamente mayor en PJ con relación a IC y PM durante la temporada de nortes. Similarmente, durante la temporada de secas el $\delta^{15}\text{N}$ fue mayor en PJ, pero sólo significativamente con respecto a IC (Tabla 6, Tabla 15-Anexo 1, Fig 18b).

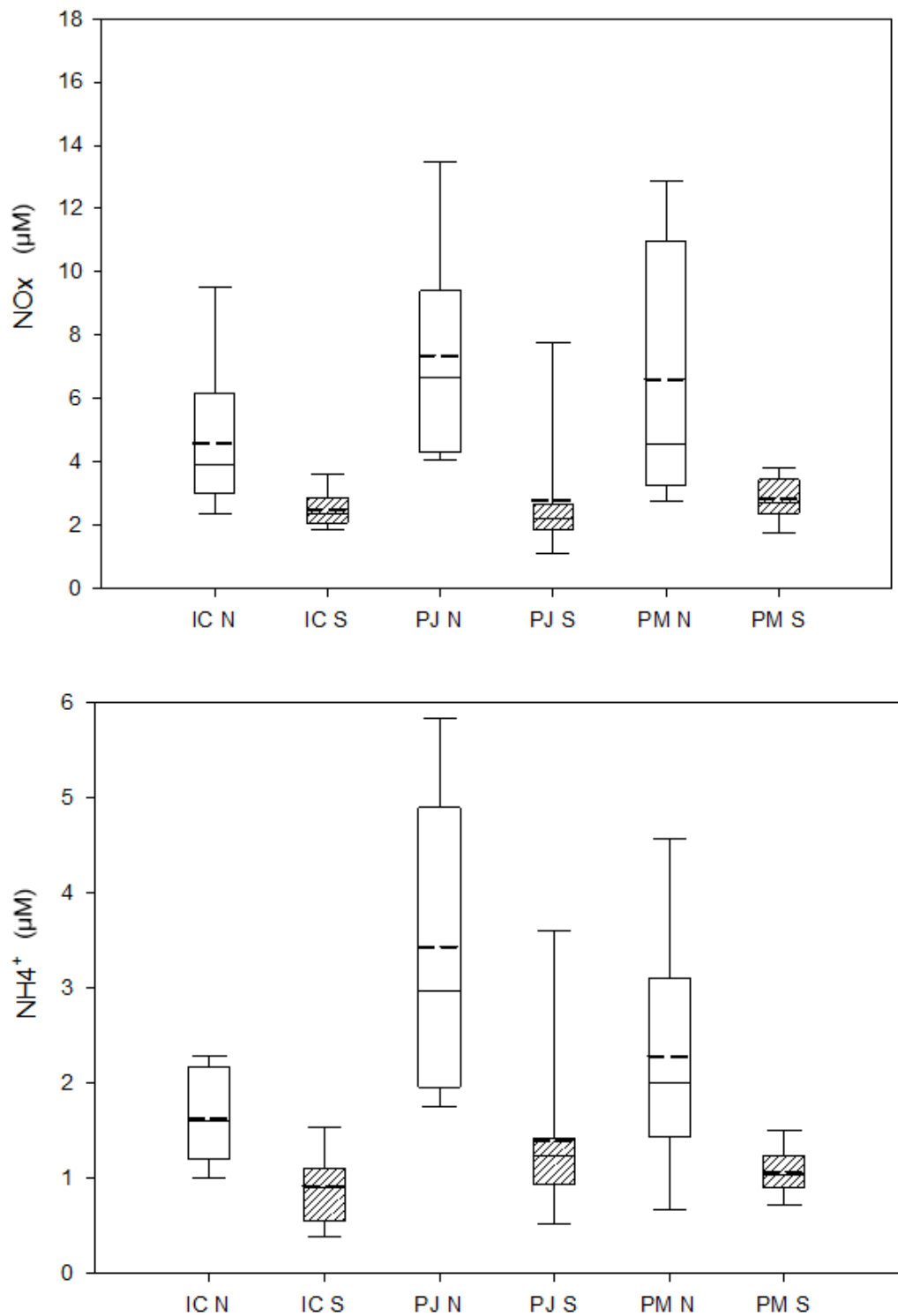


Figura 14. Distribución de los valores de NOx (a) y amonio (b) en los sitios de estudio durante la temporada de nortes y secas. N: Nortes. S: Secas. La línea horizontal indica la mediana. Los bigotes indican los valores extremos. La línea punteada indica la media de la distribución.

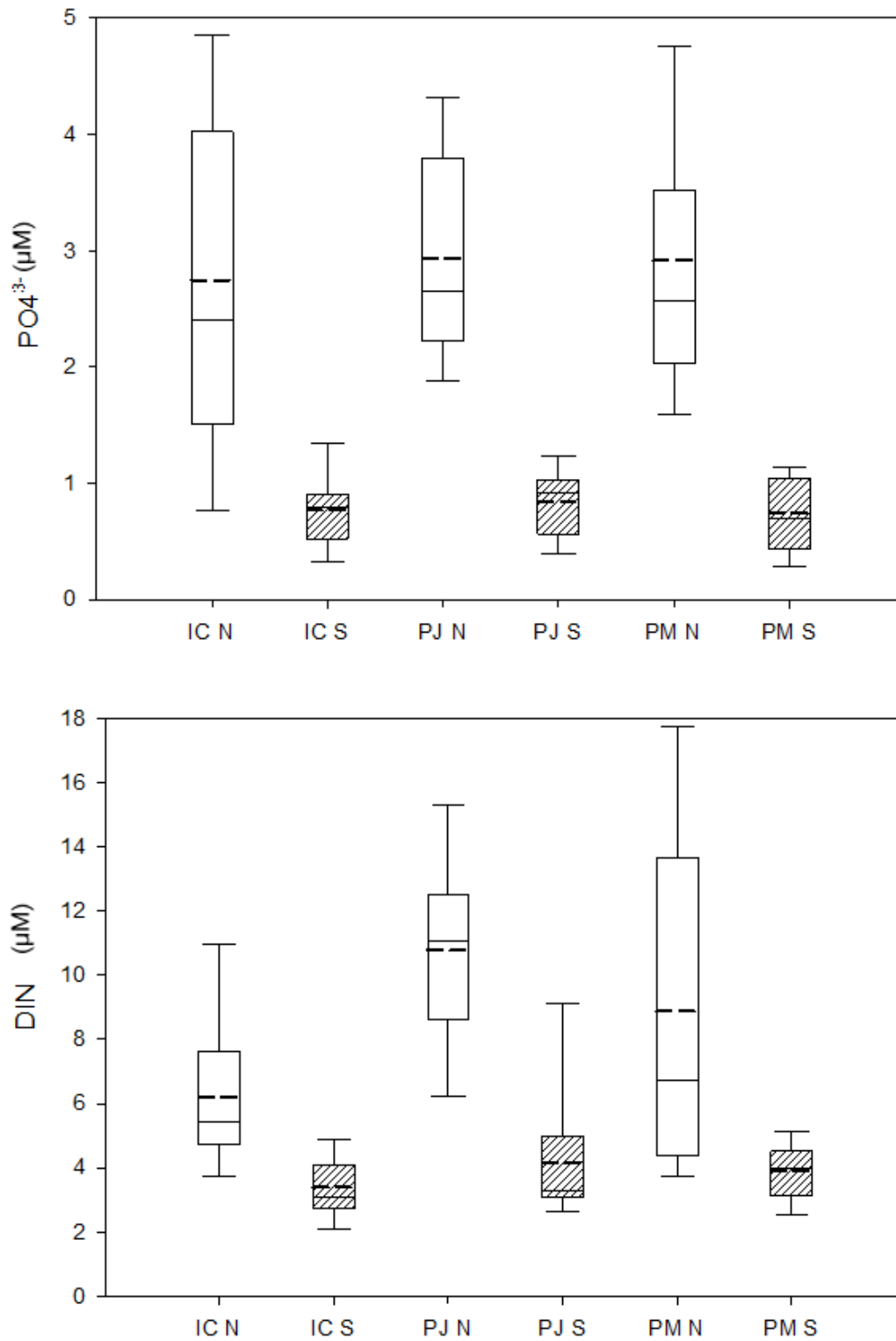


Figura 15. Distribución de los valores de Fosfatos (a) y DIN (b) en los sitios de estudio durante la temporada de nortes y secas. N: Nortes. S: Secas. La línea horizontal indica la mediana. Los bigotes indican los valores extremos. La línea punteada indica la media de la distribución.

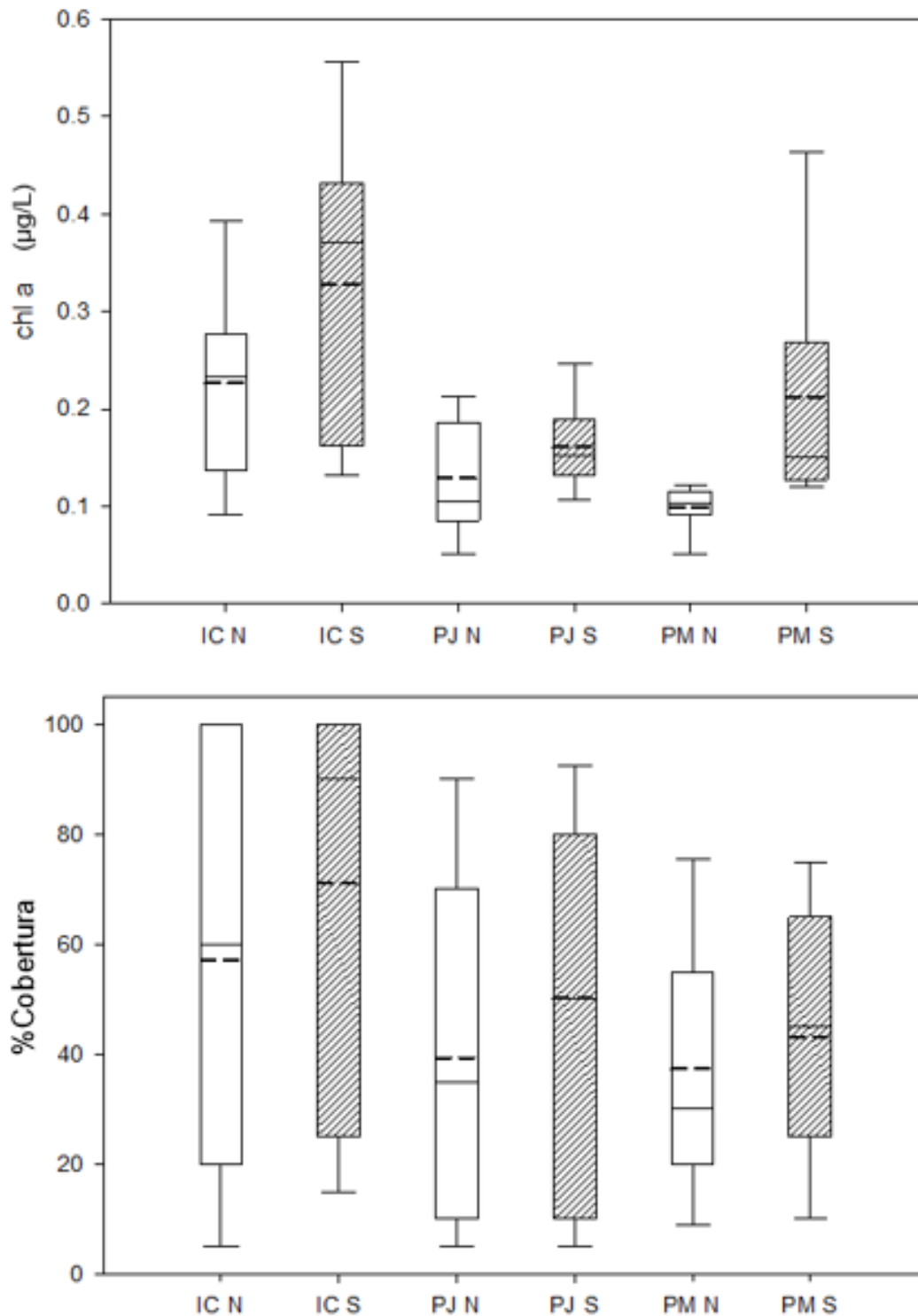


Figura 16. Distribución de los valores de clorofila a (a) y cobertura de *T. testudinum* (b) en los sitios de estudio durante la temporada de nortes y secas. N: Nortes. S: Secas. La línea horizontal indica la mediana. Los bigotes indican los valores extremos. La línea punteada indica la media de la distribución.

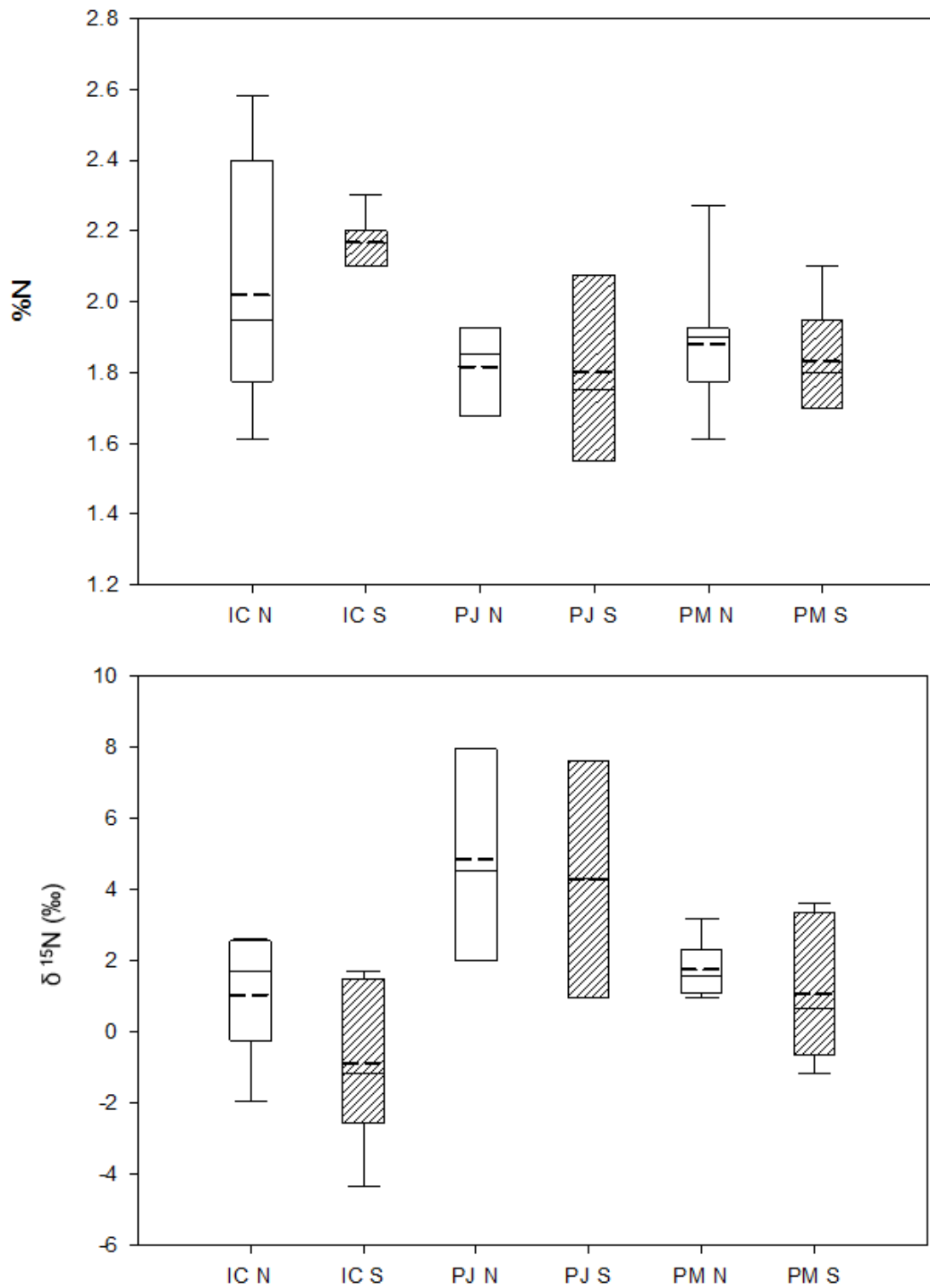


Figura 17. Distribución de los valores de %N (a) y $\delta^{15}\text{N}$ (b) en los sitios de estudio durante la temporada de nortes y secas. N: Nortes. S: Secas. La línea horizontal indica la mediana. Los bigotes indican los valores extremos. La línea punteada indica la media de la distribución.

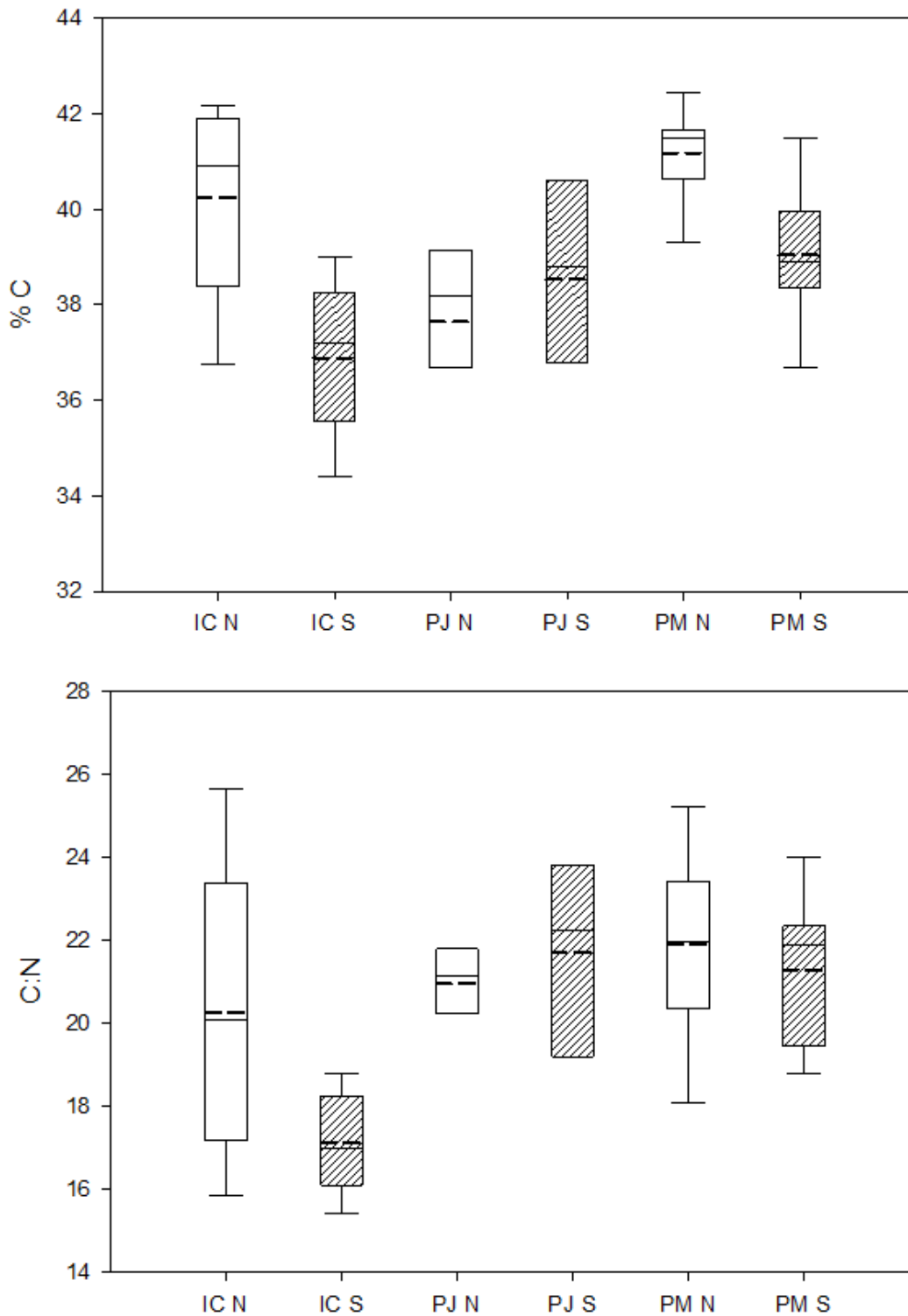


Figura 18. Distribución de los valores de %C (a) y C:N (b) en los sitios de estudio durante la temporada de nortes y secas. N: Nortes. S: Secas. La línea horizontal indica la mediana. Los bigotes indican los valores extremos. La línea punteada indica la media de la distribución.

9. Discusión

9.1 Concentración de Nutrientes

Las concentraciones de nutrientes en columna de agua mayores durante la temporada de nortes con relación a la temporada de secas (Tabla 3), están probablemente asociadas a un efecto sinérgico del aumento de la velocidad del viento y la precipitación, características de la temporada de nortes. Vientos de mayor intensidad provocan el incremento de la turbulencia en la columna de agua y la resuspensión de los sedimentos, lo que es común en ecosistemas acuáticos poco profundos dominados por pastos marinos (Phlips *et al.*, 1995; Boyer *et al.*, 2009). Al respecto, Boyer *et al.*, (2009) señalaron que la disponibilidad de nutrientes en las costas de Florida está influenciada por el intercambio de nutrientes entre el agua de la columna y los sedimentos, propiciado por una alta velocidad del viento y mayor precipitación. Los autores señalaron que el incremento en la concentración de nutrientes pudo ser la causa de la ocurrencia de florecimientos algales después de la temporada de huracanes.

De manera similar, Lapointe *et al.* (2004) reportaron un aumento en la concentración de DIN y fósforo reactivo soluble (SRP, por sus siglas en inglés) en los Cayos de Florida después de eventos de fuertes vientos (de 1 μM a 4 μM , y de ~ 0.05 μM a ~ 1 μM , respectivamente), sugiriendo que esto pudo deberse a la resuspensión de sedimentos y a la advección y difusión de nutrientes en el agua intersticial. En cuanto al efecto de la lluvia, los autores atribuyeron el incremento de la concentración promedio de DIN al arrastre de agua de lluvia, ya que dicha concentración fue significativamente mayor durante la temporada lluvias en dos de los tres sitios de estudio (1.43 ± 0.96 μM y 1.04 ± 0.77) en comparación con la temporada de secas (0.93 ± 0.46 μM y 0.83 ± 0.49 , respectivamente). Similarmente, Schaffelke *et al.* (2012) señalaron la entrada estacional de N en la laguna arrecifal de la gran barrera arrecifal en Australia, derivada de eventos de precipitación durante el verano. Asimismo, Lapointe *et al.* (1990) reportaron un incremento generalizado en la concentración de DIN y SRP en el agua superficial durante el verano en comparación con el invierno, y con ello una variación estacional en la

relación DIN:SRP, con un mayor valor durante el invierno (16.6) que en verano (11.4), ya que esta relación está en función de la concentración de DIN y SRP en columna de agua.

En la Península de Yucatán, Herrera-Silveria (1998) señaló modificaciones en la relación de DIN:SRP en la laguna costera de Celestún, Yucatán, con un valor de 70:1 durante la temporada de secas y lluvias, hasta 5:1, durante la temporada de nortes, lo que significa un aumento en la disponibilidad de fosfatos en la columna de agua en relación con el DIN. De acuerdo con el autor esto pudo deberse a la resuspensión de sedimentos en columna de agua, derivada del arrastre del viento, que puede ocasionar la desorción del fosfato en el sedimento.

Hernández-Terrones *et al.*, (2015) registraron mayores concentraciones de fosfatos durante la temporada de nortes en todos sus sitios de muestreo en Akumal, incluyendo muestras colectadas en florecimientos de agua subterránea y de agua marina. Los valores de fosfatos durante la temporada de nortes fueron de hasta 4 μM , mientras que el resto del año la concentración fue $<2 \mu\text{M}$. Dentro de las bahías, los autores reportaron mayores concentraciones de DIN en los ojos de agua ($\sim 160 \mu\text{M}$) en comparación con los sitios de agua marina ($\sim 30 \mu\text{M}$), y estas fueron mayores durante el mes de julio, que corresponde a la temporada de lluvias. Los autores sugieren que las precipitaciones pueden aumentar la carga de nutrientes en el agua subterránea y a su vez aumentar los flujos de descarga de agua subterránea hacia los sitios de muestreo.

La combinación de los efectos ocasionados por la fuerza del viento y las precipitaciones, podría explicar los resultados de estos estudios, y en algunos casos, dicha combinación podría aumentar la concentración de nutrientes en mayor magnitud que durante la temporada de lluvias, en la que se presenta mayor precipitación.

Durante este estudio se observaron cuatro comportamientos posiblemente relacionados con la resuspensión de sedimentos (1) la significativamente mayor concentración de NO_x en agua intersticial de IC y PM durante la temporada de secas (Tabla 4), (2) la mayor concentración de amonio en agua intersticial durante la temporada de secas en IC y PM, con significancia estadística en PM (Tabla 4) (3) la mayor concentración de fosfatos en agua intersticial que en agua de columna, por un factor de 7, 4 y 6 (Mann Whitney; $p < 0.001$) en IC, PJ y PM, respectivamente y (4) la

significativamente menor relación DIN: SRP en agua de columna durante la temporada de nortes en IC y PM (Tabla 4). Con respecto al NO_x, Null *et al.* (2014) reportaron altas concentraciones de nitratos en agua subterránea de playas en Cancún (43.3 μM) y Puerto Morelos (316.1 μM) y Hernández-Terrones *et al.* (2011) en playas de Puerto Morelos (8.3 μM). Asimismo, el amonio y los fosfatos suelen ser abundantes en el sedimento, ya que las condiciones anóxicas derivadas de la degradación de materia orgánica propician la presencia del amonio (Patriquin 1972; Rosenfeld 1979). A su vez, los fosfatos pueden ser adsorbidos o precipitar formando complejos como la apatita en sustratos carbonatados (Patriquin 1972; Mcglathery *et al.* 1994). Sin embargo, el aumento en su concentración puede disminuir la superficie de adsorción del sustrato (Mcglathery *et al.* 1994) con el consecuente incremento en su disponibilidad, asimismo los fosfatos pueden ser liberados bajo condiciones anóxicas (Hernández-Terrones, 2011). Una mayor disponibilidad de fosfatos durante la temporada de nortes explicaría la mayor relación DIN:SRP durante la temporada de secas. En suma, un aumento generalizado en la descarga y/o disponibilidad de fosfatos en la región norte del Caribe mexicano podría explicar la falta de diferencias significativas en la concentración de fosfatos en columna de agua entre los sitios de muestreo (Tabla 12-Anexo 1).

López-Peña (2016) realizó un muestreo al norte de la laguna Chacmochuch, cerca del sitio IC. Reportando concentraciones de NO_x y fosfatos 3 veces mayores que en este estudio durante la temporada de secas (Tabla 7). La relación DIN:SRP en este estudio fue similar a la reportada por Lopez-Peña (2016) (Tabla 7).

Similarmente, los valores observados en PJ en este estudio fueron menores que los reportados por López-Peña (2016) en Punta Nizuc durante la temporada de secas, por un factor de 3.7 en el caso de los fosfatos y un factor 2.8 en el caso de NO_x. La relación DIN:SRP en PJ fue menor en este estudio que la reportada por López-Peña (2016) (Tabla 7).

Durante la temporada de nortes, Null *et al.* (2014) reportaron una concentración de amonio ligeramente mayor que la observada en este estudio en Puerto Morelos. Por

otro lado, los valores de fosfatos y NOx fueron mayores en este estudio, en un orden de magnitud y por un factor cuatro, respectivamente (Tabla 7). Asimismo, en este estudio la concentración de fosfatos, NOx y amonio aumentaron, 3.2, 1.15 y 7.5 veces, respectivamente, con relación a las reportadas por Almazán-Becerril *et al.* (2015) durante la temporada de nortes.

Tabla 7. Comparación de valores de nutrientes observados en IC, PJ y PM durante este estudio con otros estudios en la costa norte del Caribe mexicano.

Sitio	NO _x (μM)	NH ₄ ⁺ (μM)	PO ₄ ³⁻ (μM)	DIN: SRP	Referencia
Puerto Morelos (Nortes)	*1.6±6.2	2.7±1.5	0.2±0	4.08	Null et al., 2014
Puerto Morelos (Nortes)	5.7	0.3	0.9	---	Almazán-Becerril et al., 2015
Puerto Morelos (Secas)	8.3	---	1.70	5.76	López-Peña, 2016
Norte Sur (Secas)	9.8	---	1.73	6.53	López-Peña 2016
Punta Nizuc (Secas)	8.02	---	2.86	5.32	López-Peña, 2016
Puerto Morelos (Nortes)	6.6±4.11	2.27±1.33	2.9±1.10	3.05	Este estudio
Puerto Morelos (Secas)	2.8±0.89	1.05±0.28	0.74±0.37	6.31	Este estudio
Isla Contoy (Secas)	2.48±0.14	0.9±0.12	0.76±0.09	6.42	Este estudio
Puerto Juárez (Secas)	2.77±0.63	1.38±0.29	0.84±0.08	4.96	Este estudio

*NO₃⁻ promedio±D.E; la concentración de NO₂⁻ hallada por Null *et al.* (2014) fue de 0.9 μM. Los datos de este estudio se reportan como media ± error estándar.

Respecto a la temporada de secas, los valores de NO_x y fosfatos fueron menores que las concentraciones promedio reportadas por López-Peña (2016) en Puerto Morelos durante la misma temporada (Tabla 7). Sin embargo, la relación DIN:SRP fue ligeramente mayor en este estudio durante la temporada de secas que el valor dado por López-Peña (2016) (Tabla 7).

De acuerdo con lo anterior, es posible que exista un aumento generalizado en la concentración de nutrientes en Puerto Morelos, ya que las concentraciones de nutrientes

reportadas por López-Peña (2016), y en este estudio fueron mayores a las reportadas por Almazán *et al.* (2015) y Null *et al.* (2014).

Diferencias entre sitios

La ubicación geográfica de IC podría explicar la menor concentración de nutrientes con relación a PM y PJ durante la temporada de nortes (Tabla 3, Tabla 12-Anexo 1), ya que IC se encuentra aislado de sitios urbanizados, cuya influencia podría significar una mayor descarga adyacente de nutrientes y por lo tanto una mayor entrada de nutrientes en el sistema (Lapointe & Clark, 1992; Lapointe *et al.*, 2004; Álvarez- Góngora & Herrera-Silveira, 2006; Hernández-Terrones *et al.*, 2011) aunque esto no sea siempre un factor determinante en la región (Mutchler *et al.*, 2007;2010; Null *et al.*, 2014). Asimismo, la cercanía del sitio a la zona de surgencia (Merino, 1997), la influencia de la corriente de Yucatán con la formación de remolinos cercanos al sitio (Cetina *et al.*, 2006) y la presencia de la laguna Chacmochuch, podrían influir de manera particular en IC, debido intercambios de masas de agua diferentes que no se presentan en PM y PJ.

Por otro lado, la mayor concentración de amonio en Puerto Juárez con relación a IC y PM durante la temporada de nortes (Tabla 12- Anexo 1) podría ser un indicio de la entrada de N de origen antropogénico, de la misma forma que se ha observado en Florida, una región cárstica similar a los sitios de estudio (Lapointe *et al.*, 1990; Lapointe & Matzie, 1996; Lapointe *et al.*, 2004).

La concentración de nutrientes en agua intersticial fue significativamente mayor en PJ con respecto a PM durante la temporada de nortes (Tabla 4, Tabla 13-Anexo 1) lo que pudo estar asociado a una mayor urbanización cercana a PJ que la adyacente a PM (Rubio *et al.*, 2010; Hernández-Terrones *et al.*, 2011). Sin embargo, no existieron diferencias significativas en la concentración de nutrientes en columna de agua entre los sitios (con excepción del amonio). Esto podría indicar que PM y PJ se encuentran bajo condiciones similares de circulación de agua marina y dilución de nutrientes debido a la influencia de los vientos durante la temporada de nortes, ya que incluso en la laguna

arrecifal de Puerto Morelos es común un mayor oleaje durante la temporada de nortes que durante la temporada de secas (Coronado *et al.*, 2007).

9.2 Concentración de Clorofila *a*

La concentración de chl *a* es un indicador de la biomasa de fitoplancton y depende de la disponibilidad de luz y nutrientes, entre otras variables (Phlips *et al.*, 1995; van Duyl *et al.*, 2002; Smith 2006). En este estudio la mayor concentración de clorofila *a* no coincidió con la temporada de nortes, que fue cuando se registró la mayor disponibilidad de nutrientes en la columna de agua (Tablas 3 y 5). Otros estudios han reportado una relación entre el aumento de la concentración de nutrientes y clorofila *a* (Smith *et al.*, 1999; Brodie *et al.*, 2007; Schaffelke *et al.*, 2012), sin embargo, durante este trabajo las condiciones pudieron ser distintas y esto pudo deberse a dos factores: (1) La disminución de la luz disponible para el fitoplancton debido a la resuspensión de sedimentos, como consecuencia de la mayor fuerza del viento durante la temporada de nortes y (2) el aumento de la relación DIN: SRP en columna de agua durante la temporada de secas.

Respecto al efecto de la resuspensión de sedimentos, Phlips *et al.* (1995) en su estudio en aguas poco profundas en las costas de Florida, señalaron que esta puede ocasionar la extinción de la luz en ecosistemas costeros someros, pues encontraron una correlación entre el coeficiente de extinción de la luz (K_t) y la concentración de tripton (materia orgánica suspendida) en la columna de agua, y por tanto, una contribución del tripton a la atenuación total de la luz, los autores señalaron que dicha atenuación puede afectar la producción primaria, tanto de la comunidad planctónica como bentónica. En concordancia con ello, Lapointe & Clark (1992) reportaron una mayor concentración de chl *a* (de hasta 23.4 $\mu\text{g/L}$) y una menor turbidez en la columna de agua (5.7 NTU) durante el verano que durante el invierno, temporada en la que se registró una mayor fuerza del viento, y en la que los valores fueron de 4.5 $\mu\text{g/L}$ y 71.2 NTU, respectivamente. Sin embargo, Walker (1981) reportó una correlación positiva entre la concentración de chl *a* y el coeficiente de atenuación de la luz, debido a la presencia de sedimentos en la columna de agua por efecto de la resuspensión en aguas poco profundas en la laguna de la gran barrera arrecifal, señalando que dicha correlación pudo deberse tanto al

aumento en la disponibilidad de nutrientes por su liberación del intersticio cómo a la resuspensión de microalgas bentónicas.

En la Península de Yucatán, Herrera-Silveira (1998), reportó mayores concentraciones de chl *a* durante la temporada de lluvias (28.8 mg/m³) y nortes (10 mg/m³), y la menor concentración durante la temporada de secas (1.02 mg/m³ en la laguna costera de Celestún, Yucatán, lo que pudo deberse a la entrada de nutrientes presentes en las descargas de agua subterránea, sin embargo, el autor apuntó que la mezcla de aguas poco profundas y la resuspensión de material particulado, como consecuencia de los fuertes vientos durante la temporada de nortes pudo ser el motivo por el cual la concentración de chl *a* durante dicha temporada fuese menor que durante la temporada de lluvias. De manera similar, Álvarez-Góngora & Herrera-Silveria (2006) encontraron mayores concentraciones de clorofila *a* durante la temporada de lluvias (~ 13.5 mg/m³) y nortes (~ 11.5 mg/m³) que durante la temporada de secas (~ 6 mg/m³) en lagunas costeras al norte de Yucatán, comportamiento que asociaron al incremento gradual de nutrientes presentes en la descarga de agua subterránea durante la temporada de lluvias y a la resuspensión de sedimentos durante la temporada de nortes. Los autores no señalaron algún motivo en específico para el mayor valor de chl *a* en columna de agua durante la temporada de lluvias, sin embargo, en similitud con lo observado por Herrera-Silveira (1998), esto pudo estar relacionado con la resuspensión de sedimentos. Con relación a lo anterior, Banaszak *et al.* (2003) señalaron que una alta estabilidad atmosférica y la consecuente reducción en el movimiento del agua podría estar asociada con una mayor penetración de la luz y una mayor influencia de radiación ultravioleta y de radiación fotosintética activa en la columna de agua en Puerto Morelos.

Con respecto a la relación DIN: SRP, teóricamente dicha relación en la columna de agua debe aproximarse a la proporción (16:1) dada por Redfield (1958) . En su estudio en la laguna arrecifal de la gran barrera arrecifal, Ayukai (1993), señaló que durante la mayor parte del año la relación DIN:SRP se mantuvo por debajo del índice de Redfield (5.3:1), sin embargo, bajo condiciones de aguas calmas, es decir con una menor influencia del viento, se registraron valores de DIN:SRP de hasta 23:1 durante el mes de enero y abril, dichas concentraciones coincidieron con picos en la concentración de chl *a*

(~1 $\mu\text{g/L}$ en enero y ~0.8 $\mu\text{g/L}$ en abril). Asimismo, Schaffelke *et al.* (2012) señalaron que el crecimiento de la biomasa fitoplanctónica en la gran barrera arrecifal podría estar influenciada en gran medida por la entrada estacional de nitrógeno, durante su estudio la relación DIN:SRP se mantuvo por debajo del índice de Redfield, pero fue mayor durante la temporada de lluvias (4:1) que durante la temporada de secas (1:1) y similarmente la concentración de biomasa fitoplanctónica fue mayor durante dicha temporada con una concentración de clorofila en lluvias (0.76 $\mu\text{g/L}$) y secas (0.39 $\mu\text{g/L}$). Con relación a lo anterior, Furnas *et al.* (2005) señalaron que pequeños incrementos estacionales en la concentración de DIN en la gran barrera arrecifal (hasta niveles de 0.1 μM) fueron suficientes para provocar el máximo crecimiento de los grupos y especies más importantes de fitoplancton, al menos durante cortos periodos de tiempo, a pesar de que la concentración de DIN fue generalmente reducida con un rango de 0.02-0.05 μM .

Los estudios anteriores evidencian la influencia de factores estacionales en la disponibilidad de luz y nutrientes, necesarios para el crecimiento de la comunidad fitoplanctónica. Durante este estudio se registró una correlación positiva entre las concentraciones promedio de chl *a* y DIN: SRP (Spearman; $R=0.829, p<0.05$) en los tres sitios (Fig.19-Anexo 1), lo que corresponde con lo señalado previamente y sugiere que este factor pudo incidir en la concentración de chl *a*. Tanto la reducción de la relación DIN: SRP como la disminución en la disponibilidad de la luz pudieron estar relacionados con la resuspensión de sedimento, consecuencia de la acción del viento durante la temporada de nortes. Aunque la extensión del periodo de muestreo no permite establecer un patrón estacional bien definido en la concentración de chl *a* en la columna de agua y las causas de dicho patrón dentro de la zona de estudio, la posible tendencia a una mayor concentración de chl *a* durante la temporada de secas fue generalizada en los 3 sitios, con significancia estadística en PM (Tabla 5). Esta diferencia significativa pudo estar relacionada con la circulación dentro de la laguna arrecifal y la posible acumulación de células de fitoplancton durante la temporada de secas. El tiempo de residencia es un factor que puede incidir en la biomasa del fitoplancton, por ejemplo, en la gran barrera arrecifal, Furnas *et al.* (1990) reportaron mayores valores de biomasa fitoplanctónica y de

producción primaria dentro de lagunas arrecifales, que en aguas circundantes al exterior de ellas, significativamente distintos en condiciones de aguas calmas con un mayor tiempo de residencia en la laguna. De manera similar, Delesalle & Sournia (1992) hallaron una relación lineal positiva entre la biomasa de fitoplancton y el tiempo de residencia en 9 lagunas arrecifales ubicadas en distintos sitios del Océano Pacífico y señalaron que esto puede deberse a que el tránsito del agua hacia el exterior de las lagunas no permitiría el desarrollo del fitoplancton. A este respecto, Coronado *et al.* (2007) señalaron que el tiempo de residencia en la laguna arrecifal de Puerto Morelos puede ser de hasta 2 semanas, durante periodos prolongados de bajo oleaje, y de una disminución en el nivel del mar y velocidad del viento (comunes entre abril y noviembre), mientras que en condiciones de oleaje extremo el tiempo de residencia puede disminuir hasta un tiempo de 0.35 hrs, las condiciones de mayor oleaje y velocidad del viento suelen presentarse en la temporada de nortes, o durante el paso de huracanes en verano, por tanto es posible que el tiempo de residencia influyera en la mayor concentración de chl *a* registrada en PM durante la temporada de secas.

Diferencias entre sitios

La concentración de chl *a*, significativamente mayor en IC durante ambas temporadas (Tabla 5, Tabla 14-Anexo 1) pudo deberse a dos factores: (1) la mayor relación DIN: SRP en columna de agua con respecto PJ y PM durante ambas temporadas (Tabla 3), (2) el transporte de fitoplancton desde otros sitios. El transporte de células de fitoplancton por corrientes marinas ha sido previamente reportado en Florida (Tester *et al.* 1997; Milroy *et al.* 2008). La cercanía del sitio a la zona de surgencia en Cabo Catoche (Merino, 1997), podría estar relacionada con el transporte de células de fitoplancton presentes en masas de agua, debido al flujo de corrientes hacia la costa (Merino, 1997; Cetina *et al.*, 2006), a este respecto, Pérez-Santos *et al.* (2014) reportaron concentraciones de chl *a* de hasta $\sim 1.5 \text{ mg/m}^3$ en la zona de surgencia y puntos cercanos al norte de la Península de Yucatán después de eventos de frentes fríos. De manera similar, Caballero-Vázquez *et al.* (2004) reportaron una concentración de chl *a* de $1.3 \text{ }\mu\text{g/L}$ y de $1.2\text{-}1.4 \text{ }\mu\text{g/L}$ en los sitios de muestreo más cercanos a la boca de la laguna

Chacmochuch, ubicada aproximadamente 1 km al oeste del sitio de muestreo. Reséndiz-Colorado (2019) señaló que existe un intercambio de agua entre la laguna de Chacmochuch y el agua marina debido a la acción de la corriente de Yucatán (más intensa entre abril y noviembre, Colorado *et al.*, 2007), por lo que es posible que células de fitoplancton fueran transportadas hasta el sitio de muestreo con mayor intensidad durante la temporada de secas, lo cual coincide con la mayor concentración de chl *a* registrada en el transecto ubicado a 100 m durante dicha temporada en este estudio (Fig. 8b).

En general, las concentraciones de chl *a* halladas en los sitios se encuentran dentro del rango de los valores reportados previamente por Mutchler *et al.* (2010) al sur de la costa de Quintana Roo durante la temporada de secas (Tabla 8), que de acuerdo con dichos autores estuvieron dentro del límite del rango establecido como indicador de eutrofización en arrecifes coralinos de la gran barrera arrecifal (0.2-0.3 µg/L) (Bell & Elmetri, 1995). Sin embargo, de acuerdo con Bell *et al.* (2014) este valor límite debería disminuir hasta una concentración 0.20 µg/L como promedio anual, para la permanencia en el tiempo de arrecifes coralinos en la gran barrera arrecifal.

Por su parte Brodie *et al.* (2007) durante un programa de monitoreo de 12 años en la gran barrera arrecifal reportaron valores promedio con un rango de 0.37-0.62 µg /L en sitios bajo la influencia directa de la descarga de nutrientes y un valor promedio de 0.23 µg /L en un sitio alejado de las descargas. En Florida, Lapointe *et al* (2004) reportaron un valor promedio de dos temporadas de muestreo (secas y lluvias) de 1.86 µg /L en un sitio impactado por la descarga de agua residual y valores promedio de ~0.5 g/l en sitios lejanos a la descarga de agua residual.

En este estudio, la suma de los valores promedio de ambas temporadas para cada sitio fue: IC= 0.27±0.02 µg /L, PM= 0.15±0.01 µg /L y PJ= 0.14±0.01µg /L, de acuerdo con lo anterior, estos valores indican una concentración de chl *a* dentro del rango de sitios no impactados, y en el caso de PM y PJ por debajo del límite de 0.20 µg /L establecido por Bell *et al.* (2014), sin embargo, los datos corresponden sólo a dos temporadas y por lo tanto no se descarta la posibilidad de que al incluir la temporada de lluvias el promedio pudiera aumentar. Isla Contoy podría considerarse como un sitio con un comportamiento

distinto a PM y PJ, debido a su ubicación y a la influencia del posible intercambio entre distintas fuentes de agua.

Tabla 8. Comparación de valores de clorofila a en IC, PJ y PM durante este estudio con otros estudios en la costa del Caribe mexicano.

Sitio	chl <i>a</i> (µg/L)	Referencia
Isla Contoy Nortes	0.22±0.02	Este estudio
Isla Contoy Secas	0.32±0.04	Este estudio
Puerto Morelos Nortes	0.09±0.006	Este estudio
Puerto Morelos Secas	0.21±0.03	Este estudio
Puerto Juárez Nortes	0.12±0.019	Este estudio
Puerto Juárez Secas	0.16±0.01	Este estudio
Akumal (Bahía) Secas	*0.3±0.3	Mutchler <i>et al.</i> (2010)
Xaak (Bahía) Secas	*0.2±0	Mutchler <i>et al.</i> (2010)
Sian Ka'an Secas	*0.6±0.2	Mutchler <i>et al.</i> (2010)

Los datos de este estudio se reportan como media ± error estándar . * media ± D.E.

9.3 Cobertura de *T. testudinum* y macroalgas

De acuerdo con van Tussenbroek (1995) las hojas de *T. testudinum* en praderas de pastos marinos de la laguna arrecifal de Puerto Morelos, pueden permanecer adheridas al haz por un promedio mayor a 90 días. Asimismo, van Tussenbroek (2011) señala que las poblaciones de *T. testudinum* suelen ser estables a través del tiempo bajo condiciones normales, es decir en ausencia de perturbaciones. Lo anterior podría explicar la ausencia de diferencias significativas en la cobertura de *T. testudinum* entre temporadas. Sin embargo, la cobertura de *T. testudinum* en los sitios de estudio fue mayor durante la temporada de secas (Tabla 5). Esta posible tendencia podría explicarse

si se considera que el crecimiento de las hojas de *T. testudinum* está relacionado con el porcentaje de cobertura del pasto. van Tussenbroek (1995) reportó un mayor crecimiento de las hojas de *T. testudinum*, y valores más altos de densidad, biomasa y producción primaria durante el verano que durante el invierno, así como una correlación entre el crecimiento de las hojas y el número de horas con luz durante el día. Con respecto a la incidencia de luz, esta puede verse disminuida por la resuspensión de sedimentos (Marbà *et al.* 1994; Philips *et al.*, 1995; Banaszack *et al.*, 2003) y por la cobertura de epífitos sobre las hojas de *T. testudinum* (Sand-Jensen, 1977; Tomasko & Lapointe, 1991). Ambos efectos pudieron verse potenciados durante la temporada de nortes, por la acción del viento y la mayor disponibilidad de nutrientes, respectivamente.

Diferencias entre sitios

La cobertura de *T. testudinum* significativamente mayor en IC que en PJ y PM durante ambas temporadas (Tabla 5, Tabla 14-Anexo 1), pudo estar relacionada con la baja influencia antropogénica en los alrededores de IC. La presencia y construcción de instalaciones portuarias y el desarrollo actividades que involucren el paso de botes y embarcaciones podrían causar impactos negativos a largo plazo, ya que las praderas de pastos marinos pueden ser afectadas por las propelas de los botes (Zieman, 1976; Serrano *et al.*, 2016), las actividades de dragado (Reyes & Merino, 1991; Erftemeijer & Lewis III, 2006) y actividades turísticas como el snorkeling (Herrera- Silveira *et al.*, 2010).

La presencia de *T. testudinum* en sistemas oligotróficos del Caribe puede ser por sí mismo un indicador, por ejemplo, en las costas de Florida, Fourqurean *et al.* (2001) reportaron coberturas de pastos marinos de entre el 50 y el 75%, que estuvieron dominadas por *T. testudinum*, los autores señalaron que esto corresponde con las condiciones de aguas claras y oligotróficas registradas previamente en los sitios. En el Golfo Sarónico (Grecia), Orfanidis *et al.*, (2001) establecieron clasificaciones para la cobertura de pastos marinos, con un porcentaje de cobertura de 0-30% como moderada, de >30-60% como buena y de >60% como alta, esto para ecosistemas costeros y estuarinos del Mediterráneo. En la Península de Yucatán Herrera-Silveira *et al.* (2004) evaluaron las comunidades de vegetación acuática sumergida en lagunas costeras y

bahías de Yucatán, y reportaron una cobertura de pastos marinos de ~10%, con la dominancia de algas filamentosas en Progreso, una zona a la que clasificaron en un estado inicial de eutrofización; mientras que en Dzilam los pastos marinos dominaron la comunidad de vegetación acuática sumergida con una cobertura de ~ 45 % , los autores clasificaron esta zona con una alta productividad biológica sin señales de eutrofización .

En Puerto Morelos Haas *et al.*, (2010) reportaron la dominancia de pastos marinos en con un porcentaje de cobertura del 20.8 ± 1.6 % con *T. testudinum* entre las especies de pastos dominantes. Por su parte, Almazán-Becerril *et al.* (2015) reportaron una cobertura promedio de *T. testudinum* de 29% durante la temporada de nortes en Puerto Morelos, con concentraciones de nutrientes ya mostradas en la Tabla 1.

De acuerdo con la bibliografía, Isla Contoy estuvo dentro de un rango alto de cobertura de *T. testudinum* durante ambas temporadas, mientras que PJ y PM presentaron coberturas dentro de un rango medio o aceptable (Tabla 5), la cobertura de *T. testudinum* en PM en este estudio fue mayor que la reportada por Almazán-Becerril *et al.* (2015). El porcentaje de cobertura de *T. testudinum* en PJ fue mayor que en PM, aunque sin significancia estadística (Tabla 5, Tabla 14-Anexo 1); no obstante, PJ tuvo la mayor cobertura de macroalgas de los tres sitios durante ambas temporadas (Tabla 5). Lapointe *et al.*, (1994) reportaron que una disminución en la cobertura de *T. testudinum* y el incremento en la cobertura de *Halodule wrightii* y macroalgas oportunistas corresponde con un enriquecimiento de nutrientes en el sistema. De igual manera Reyes & Merino (1991) señalaron un cambio en la cobertura de *T. testudinum* al ser desplazada por *H. wrightii*, *Rupia maritima* y macroalgas en la región norte de la laguna de Bojórquez, considerando lo anterior como un signo de eutrofización, posiblemente debido al dragado y descarga de nutrientes en la zona. La alta correlación negativa entre la cobertura de *T. testudinum* y las macroalgas calcáreas y carnosas en PJ (Tabla 16 y Fig. 20-Anexo 1) durante ambas temporadas podría ser indicio de una tendencia hacia la disminución en la cobertura de *T. testudinum* y un aumento en la cobertura de macroalgas, así como de que este sitio se encuentra bajo un mayor régimen de enriquecimiento de nutrientes que IC y PM. van Tussenbroek (2011) señaló que a un nivel de comunidad, las macroalgas pueden funcionar como un indicador de las condiciones de un ecosistema, ya que

reaccionan rápidamente a los cambios en el ambiente. Aunado a lo anterior, además de verse favorecidas por el enriquecimiento de nutrientes en el medio, las macroalgas poseen otra ventaja con respecto a *T. testudinum*, ya que requieren una fracción de la radiación fotosintéticamente activa que puede ir desde 1% hasta 5%, mientras que para *T. testudinum* puede variar desde 11 % hasta 24.4 % (Dennison *et al.*, 1993; Greening, 2011), esto podría explicar por qué no existieron diferencias significativas entre temporadas en la cobertura de macroalgas en Puerto Juárez, a pesar de la posible disminución en la disponibilidad de luz durante la temporada de nortes.

9.4 Evaluación de %N y %C en tejido de *T. testudinum*

La capacidad de *T. testudinum* para asimilar nutrientes por medio del tejido foliar o subterráneo (Forqurean *et al.*, 1992; van Tussenbroek *et al.*, 1996; Lee & Dunton, 1999; Darnell & Dunton, 2017), podría explicar la falta de diferencias significativas en la concentración de %N entre temporadas. Es posible que bajo una disponibilidad suficiente de N tanto en columna de agua como en agua intersticial, *T. testudinum* adquiriera nitrógeno inorgánico disuelto en cantidades similares durante ambas temporadas (Lee & Dunton 1999).

Respecto al contenido de C, de acuerdo con Duarte (1990) la variación de C en tejido de pastos marinos suele ser menor a la variación de N y P, y el contenido de C podría disminuir de observarse valores de N y P menores a 1.2% y 0.13% , respectivamente. Sin embargo, en ninguno de los sitios se tuvieron valores de %N dentro de ese rango, por lo tanto la variación entre temporadas en el %C en tejido de *T. testudinum* (Tabla 6) no puede explicarse en función del contenido de N, y esta pudo deberse a otros factores fuera del alcance de este estudio.

Diferencias entre sitios

El contenido de N, significativamente mayor en IC que en PJ y PM, durante la temporada de secas (Tabla 6, Tabla 15 -Anexo 1) pudo deberse a la combinación de 3 factores relacionados con la ubicación de IC (1) la posible influencia de la laguna de Chacmochuch y de la cobertura de manglar (Fig. 22-Anexo 2) que estarían aportando

continuamente N, (2) la herbivoría, Zieman *et al.* (1984), Moran & Bjørndal (2007) y Molina Hernández & van Tussenbroek (2014) reportaron mayor contenido de N en tejido de *T. testudinum* después de ser consumidos de manera sistemática por tortugas marinas. Es posible que debido a su ubicación la cantidad de tortugas marinas en IC sea mayor que en los otros sitios, y consecuentemente, las tortugas consuman más pasto (se observaron signos de herbivoría durante los muestreos). (3) La competencia por nutrientes, debido a la cobertura de macroalgas carnosas y calcáreas, significativamente mayor en PM y PJ en relación con IC (Tabla 5, Tabla 14-Anexo 1). Davis & Fourqurean (2001) reportaron la posible competencia por nitrógeno entre *T. testudinum* y el alga rizofítica *Halimeda incrassata* en los cayos de Florida, ya que registraron una disminución en la relación C:N en hojas de *T. testudinum* como consecuencia de la remoción de *H. incrassata*, lo que pudo implicar una mayor asimilación de nitrógeno por parte de *T. testudinum*. En este sentido, Williams (1984) señaló la capacidad de las macroalgas con rizoides para adquirir amonio presente en el sedimento. Por tanto, la mayor cobertura de macroalgas tanto calcáreas (con rizoide) como carnosas en estos sitios permitiría la competencia por el nitrógeno disponible en sedimento (Williams, 1984) y en columna de agua (Pedersen & Borum, 1996), lo que podría explicar la menor concentración de nitrógeno en tejido de *T. testudinum* hallada en PJ, a pesar de la tendencia del sitio a una mayor concentración de nutrientes, sobre todo en el caso del amonio (Tabla 3). La posible competencia por N, se vería exacerbada por la posible limitación de N en columna de agua e intersticio, de acuerdo con los valores de DIN: SRP previamente señalados (Tablas 3 y 4), asimismo el %N en tejido de *T. testudinum* hallado en PM y PJ (Tabla 6) fue muy cercano al límite que indica una limitación por nitrógeno en pastos marinos (<1.8% N), sugerido por Duarte (1990).

Similarmente el mayor contenido de N en IC podría explicar también la significativamente menor relación C:N en IC durante la temporada de secas (Tabla 15-Anexo 1), lo cual estaría acorde a lo señalado por Duarte (1990) con respecto a la variación en los contenidos de N, y C en tejido de pastos marinos, mencionado anteriormente.

En general, los %N promedio en este estudio se hallaron dentro de los rangos reportados por otros estudios en la región 1.8-3.95 %N (Tabla 9). En IC, el contenido de N durante la temporada de secas fue mayor (1.08 veces) que el hallado por López-Peña (2016) en Cabo Catoche en la misma temporada, mientras que el contenido de C en *T. testudinum* reportado por López-Peña (2016) fue 1.03 veces mayor que el de este estudio (Tabla 9).

El contenido de N durante la temporada de nortes en PM fue ligeramente mayor (1.01 veces) al hallado por Carruthers *et al.* (2005) en ojos de agua dentro de la laguna arrecifal de Puerto Morelos durante la temporada de lluvias (Tabla 9). Mientras que durante la temporada de secas los %N reportados por Carruthers *et al.* (2005) y Sánchez *et al.*, (2013) en Puerto Morelos (2.35-2.38 %N) fueron mayores que en este estudio, 1.15 veces y 1.3 veces, respectivamente. Sánchez *et al.* (2013) señalaron que los valores hallados en Puerto Morelos coinciden con los de un sitio con baja actividad turística. Por su parte, el contenido de C durante la temporada de nortes fue 1.05 veces mayor en este estudio en comparación con lo obtenido por Carruthers *et al.* (2005) durante la temporada de lluvias y 1.09 veces mayor que el hallado por dichos autores durante la temporada de secas.

Los valores de %C y %N en PJ durante la temporada de secas en este estudio fueron similares a los reportados por López-Peña (2016) para otro sitio de muestreo en Cancún (Tabla 9).

Los valores de %N hallados en este estudio corresponden con los de sitios no impactados por la descarga de nutrientes (Sánchez *et al.*, 2013), sin embargo, esto pudo estar relacionado con factores como la competencia, como se mencionó previamente. En el caso del %C, el valor máximo hallado es ligeramente mayor al valor máximo de %C en el norte del Caribe mexicano, reportado durante la temporada de lluvias en Puerto Morelos (Tabla 9) por Carruthers *et al.*, (2005).

Tabla 9. Comparación de %N y %C en *T. testudinum* en IC, PJ y PM durante este estudio con otros estudios en la costa del Caribe mexicano.

Sitio	%C	%N	Referencia
*Nichupté Secas	33.49±1.28	2.93±0.12	Carruthers <i>et al.</i> (2005)
*Puerto Morelos Secas	35.6±0.24	2.11±0.16	Carruthers <i>et al.</i> 2005
*Puerto Morelos Lluvias	39.46±0.4	1.85±0.14	Carruthers <i>et al.</i> 2005
*Sian Ka'an Lluvias-Secas	32.34±3.3	1.8±0.1	Mutchler <i>et al.</i> , (2010)
*Nichupté Secas	---	3.09--3.95	Sánchez <i>et al.</i> 2013
Cancún Secas	38.30	1.90	López-"Peña (2015)
Cabo Catoche Secas	38.08	1.99	López-"Peña (2015)
IC Nortes	40.25±0.6	2.02±0.10	Este estudio
IC Secas	36.88±0.52	2.16±0.02	Este estudio
PJ Nortes	37.65±0.90	1.81±0.06	Este estudio
PJ Secas	38.53±1.17	1.8±0.1	Este estudio
PM Nortes	41.8±0.28	1.88±0.059	Este estudio
PM Secas	39.04±0.45	1.83±0.04	Este estudio

*Media ± D.E. Los datos de este estudio se reportan como media ± error estándar

9.5 Valores de $\delta^{15}N$ en tejido de *T. testudinum*

Diferencias entre temporadas

No obstante la falta de diferencias significativas de $\delta^{15}N$ en *T. testudinum* entre temporadas (Tabla 6), pudieron observarse tendencias que podrían indicar distintas fuentes de N entre sitios y temporadas. En IC los $\delta^{15}N$ promedio en el transecto más alejado de la costa (~4000 m) durante la temporada de nortes (0.72‰) y secas (-1.35‰),

y los promedios totales en el sitio (Tabla 6), podrían indicar la asimilación de distintas fuentes de N por *T. testudinum* durante temporadas.

Es posible que los procesos de asimilación de nitrógeno atmosférico fijado en aguas alejadas de la costa, con $\delta^{15}\text{N} \sim 0 \text{‰}$ (Sigman & Casciotti, 2001), y de sargazo flotante, con $\delta^{15}\text{N}$ mostrados en la Tabla 10, pudieran verse favorecidos por la mayor influencia de la corriente de Yucatán durante la temporada de secas con relación a la temporada de nortes (Coronado *et al.*, 2007). Los $\delta^{15}\text{N}$ promedio en IC se encuentran entre los más bajos reportados en tejido de *T. testudinum* en el Caribe mexicano (Tabla 11), y de acuerdo con lo sugerido por Sánchez *et al.* (2013) corresponden con $\delta^{15}\text{N}$ encontrados en sitios con bajo desarrollo urbano y baja actividad turística, ya que se hallan dentro del límite inferior del rango reportado para Mahahual, sitio al que los autores asignaron dicha clasificación.

En PJ en el transecto más cercano a la playa (10 m) se hallaron valores de $\delta^{15}\text{N}$ promedio de 7.58‰ y 7.35‰, con valores extremos de 8.25 y 7.88‰ durante la temporada de nortes y secas, respectivamente. Dichos $\delta^{15}\text{N}$ son los mayores reportados en tejido de *T. testudinum* en agua marina de la costa norte del Caribe mexicano y entre los mayores hallados en el Caribe mexicano. Carruthers *et al.* (2005), Mutchler *et al.* (2007,2010) y Sánchez *et al.* (2013) reportaron $\delta^{15}\text{N}$ similares en tejido de *T. testudinum* (Tabla 10) en sitios a los que relacionaron con la posible entrada de nitrógeno desde fuentes antropogénicas, debido a que el agua residual tratada suele tener $\delta^{15}\text{N}$ de 7-20 ‰ (Griggs *et al.*, 2003) y el agua residual no tratada de 4.7 a 17.4 ‰ (Widory *et al.*, 2005).

El aumento en el $\delta^{15}\text{N}$, puede verse influenciado por el fraccionamiento isotópico debido a la desnitrificación en los sedimentos marinos (Corbett *et al.*, 1999; Griggs *et al.*, 2003; Fourqurean *et al.*, 2005; Mutchler *et al.*, 2007; Sánchez *et al.* 2013). Por ejemplo, Sánchez *et al.* (2013) apuntaron que el elevado $\delta^{15}\text{N}$ reportado en Tulum durante su estudio (Tabla 11) pudo deberse a la desnitrificación y no a la descarga de agua residual en el sitio, ya que atribuyeron un nivel medio de desarrollo turístico en esta zona y por tanto la entrada de nitrógeno por descargas de agua residual debería de ser menor.

Similarmente, Mutchler *et al.* (2007) señalaron que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ hallados en *T. testudinum* en Akumal (Tabla 11) pudieron deberse a la desnitrificación en la matriz

carbonatada o en el sedimento marino, no obstante, dichos autores reportaron también mayores $\delta^{15}\text{N}$ en nitratos (de hasta $7.6 \pm 0.57 \text{‰}$) y en tejido de productores primarios en puntos con mayor influencia de agua dulce, de manera similar a lo reportado por Baker *et al.* (2010) en tejido de *G. ventalina*. Durante el presente estudio los valores promedio registrados en el transecto ubicado a 700 m de distancia de la playa en PJ fueron de 2.12‰ y 1.2‰, con valores máximos de 2.40‰ y 2.04‰, durante la temporada de nortes y secas, respectivamente. Aun cuando la diferencia con respecto al transecto ubicado a 10 m no fue significativa durante ninguna temporada (Mann Whitney, $p=0.08$), este valor podría indicar la entrada de fuentes de nitrógeno con $\delta^{15}\text{N}$ más altos, ya sea debido a procesos de desnitrificación en el medio o por la influencia de agua residual (Corbett *et al.*, 1999) proveniente de descargas de agua subterránea o del escurrimiento de agua superficial en el transecto más cercano a la playa. Por otro lado, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ hallados en PJ durante este estudio fueron notablemente mayores a los reportados por López- Peña (2015) en otro sitio ubicado en Cancún (Tabla 11). La mayor concentración de amonio en PJ señalada anteriormente (Tabla 3), podría indicar una mayor influencia de descargas de agua residual (Lapointe *et al.*, 1990), asimismo, de acuerdo con Lee & Dunton (1999) *T. testudinum* tiene una mayor afinidad a la asimilación de amonio, que a la de nitratos, tanto en tejido subterráneo como foliar, lo cual podría explicar las altas y significativas ($p<0.05$) correlaciones de Spearman halladas durante este estudio entre el amonio ($R=0.94$), el DIN ($R=0.88$) y el %N ($R=0.92$) con el $\delta^{15}\text{N}$ durante la temporada de nortes (Fig. 21-Anexo 1). Lo que coincide con lo reportado por Herbeck *et al.* (2014), quienes registraron una correlación entre el $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de *Thalassia hemprichii* y la concentración de amonio, sugiriendo la posible entrada amonio por descargas de estanques de acuicultura.

En el caso de PM, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ hallados en los transectos ubicados a los 10 y los 700 m durante la temporada de secas tuvieron un valor similar al del *Sargassum* sp. que arribó al sitio durante ambas temporadas, por lo que posiblemente *T. testudinum* asimiló N proveniente de la descomposición del sargazo con una mayor proporción en las praderas ubicadas a una distancia de 700 m de la playa (Tabla 10), mientras que a 10 m se vería el efecto combinado del N del sargazo con aquél proveniente del continente

u otras fuentes. A este respecto, van Tussenbroek *et al.* (2017) reportaron $\delta^{15}\text{N}$ similares a los del sargazo flotante en tejido *T. testudinum* y *H. incrassata* en Puerto Morelos. Asimismo, Rodríguez-Martínez *et al.* (2016) señalaron que el sargazo que arriba a las costas de Quintana Roo representa una amenaza para los ecosistemas costeros debido al posible aumento en el aporte de nitrógeno.

Tabla 10. $\delta^{15}\text{N}$ promedio en tejido de *Sargassum* sp y *T. testudinum* en Puerto Morelos.

Tejido	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
<i>Sargassum</i> sp	-0.64 ±0.39 (Nortes)
	-0.95±0.13 (Secas)
<i>T. testudinum</i> (Secas)	0.62±0.09 (~10 m)
	-0.83± 0.22 (~700 m)
	3.45±0.11 (~2600 m)

Valor promedio ± error estándar.

El $\delta^{15}\text{N}$ promedio hallado en el transecto ubicado a ~2600 m de la playa durante la temporada de secas (Tabla 10) es más alto que el reportado previamente por Sánchez *et al.* (2013) (2.4-2.5 ‰) quienes ya habían señalado un aumento en el $\delta^{15}\text{N}$ en tejido de *T. testudinum* en Puerto Morelos con respecto al estudio realizado por Carruthers *et al.* (2005) (Tabla 11), por lo que es posible que el $\delta^{15}\text{N}$ reportado en este estudio a 2.6 Km indique una tendencia al aumento del $\delta^{15}\text{N}$ en PM. Sin embargo, la arribazón masiva de sargazo reportada previamente por van Tussenbroek *et al.*, (2017) y Rodríguez-Martínez *et al.* (2016) y observada durante este estudio (Figura 23-Anexo 2) durante ambas temporadas pero con mayor intensidad en secas (mayo), además de significar una potencial fuente de N para los productores primarios, estaría interfiriendo en la detección

de un posible incremento en $\delta^{15}\text{N}$ en Puerto Morelos, ya que el N proveniente de la descomposición y exudados de *Sargassum sp* podría estar siendo aprovechado por *T. testudinum* (van Tussenbroek, 2017). No obstante, los valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ en PM fueron similares a los previamente reportados en el sitio por Carruthers *et al.*, (2005) (Tabla 11).

Tabla 11. Comparación de $\delta^{15}\text{N}$ promedio en tejido de *T. testudinum* en este estudio.

Sitio	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	n	Referencia
*Puerto Morelos Secas	1.9±0.81	4	Carruthers <i>et al.</i> (2005)
*Puerto Morelos Lluvias	1.69±0.88	6	Carruthers <i>et al.</i> (2005)
*Nichupté (Norte)	9.06±0.73	4	Carruthers <i>et al.</i> (2005)
*Akumal (Bahía)	7±1	3	Mutchler <i>et al.</i> (2007)
*Nichupté	6.9-10.8	---	Sánchez, et al 2013
*Tulum	7.6-8.8		Sánchez, et al 2013
Cancún Secas	0.57	--	López-Peña (2016)
Cabo Catoche Secas	2.12	--	López-Peña (2016)
IC (Nortes)	1.04±0.55	9	Este estudio
IC (Secas)	-0.87±0.72	9	Este estudio
PM (Nortes)	1.74±0.24	9	Este estudio
PM (Secas)	1.08±0.63	9	Este estudio
PJ (Nortes)	4.85±1.24	6	Este estudio
PJ (Secas)	4.27±1.40	6	Este estudio

Valor promedio ± D.E. En este estudio los valores se reportan como media ± error estándar.

Diferencias entre sitios

Las diferencias estadísticamente significativas entre PJ con IC y PM (Tabla 15, Anexo 1) podrían evidenciar la asimilación de distintas fuentes de N en cada sitio, debido a la influencia particular del sargazo flotante, diferentes niveles de desnitrificación y a la asimilación de N atmosférico fijado en aguas más alejadas de la costa.

9.6 Discusión General

Durante este estudio se registró una diferencia entre temporadas en la concentración de nutrientes en la costa norte del Caribe mexicano, posiblemente propiciada por la resuspensión de sedimentos. Este factor, a su vez, pudo incidir directa e indirectamente en la concentración de chl a.

Además de la resuspensión del sedimento, es posible que durante la temporada de nortes la entrada de nutrientes al sistema sucediera desde el continente (Figs. 4ae,5ce,6ac y 7ae) ya que junto con los frentes polares también existe una considerable cantidad de lluvia, y con ella, una mayor escorrentía y flujo de agua hacia la costa. Durante la temporada de secas, el principal aporte de nutrientes pudo provenir desde aguas alejadas de la costa (Figs. 4bf, 6bf y 7f), debido a la influencia de la corriente de Yucatán (Coronado *et al.*, 2007). Las diferencias entre los transectos en cada sitio no fueron significativas para la mayoría de las variables analizadas, lo cual se puede interpretar como indicio de que en cada sitio prevalecen condiciones particulares (incluyendo remineralización de nutrientes) , a pesar de una posible tendencia a escala regional.

En general, las concentraciones de nutrientes reportadas en este estudio no corresponden con las de otros sistemas arrecifales alrededor del mundo que mantienen un estatus oligotrófico (Lapointe *et al.*, 2004; Furnas *et al.* 2005; Schaffelke *et al.*, 2012). Al comparar los resultados de este estudio con los reportados en la costa norte del Caribe mexicano destacan por un lado, los notables incrementos en la concentración de fosfatos en Puerto Morelos (Tabla 7), y la posible limitación por DIN en los tres sitios de estudio. Lo anterior es relevante, pues aunque no se observó una disminución considerable en la concentración absoluta del DIN en relación con otros estudios en la costa norte (Tabla 7),

la razón DIN:SRP sugiere una limitación por nitrógeno para el crecimiento fitoplanctónico. Esto se ve reflejado en la menor concentración de chl *a* durante la temporada de nortes en comparación con la temporada de secas, ya que la relación DIN:SRP también fue mayor durante la temporada de secas (Tablas 3 y 5), además de la correlación registrada entre los valores promedio de chl *a* y DIN:SRP durante este estudio. (Fig. 19- Anexo 1). Respecto a la posible mayor disponibilidad de fosfatos en el área de estudio, McGlathery *et al.* (1994), señalaron que una mayor disponibilidad de fósforo en el sedimento puede disminuir la razón a la se asimila por el sustrato, ya que disminuiría la superficie disponible para su adsorción. Además los autores sugirieron que un aumento en la descarga de nutrientes en ecosistemas marinos con sustratos carbonatados, podría ocasionar un cambio en la limitación por P hacia una limitación por N para los productores primarios. Asimismo, el contenido de N en *T. testudinum* en PM y PJ fue muy cercano al valor límite (<1.8 %) que de acuerdo con Duarte (1990), indicaría limitación por N (Tabla 6). En cuanto a las posibles fuentes de N utilizadas por *T. testudinum*, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron congruentes con las particularidades de cada sitio, suponiendo que el N puede provenir de fuentes antropogénicas, la fijación atmosférica y del sargazo pelágico que arriba a las costas del Caribe mexicano.

De acuerdo con el modelo propuesto en este estudio (Fig. 1), es posible contrastar los valores hallados en IC y PJ, ya que estadísticamente IC tuvo menor concentración de nutrientes que PJ durante la temporada de nortes (Tabla 3), mayor cobertura de *T. testudinum* y menor cobertura de macroalgas (Tabla 5), así como el $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* más bajo en este estudio (Tabla 6), sin embargo, también tuvo la mayor concentración de chl *a* y el mayor contenido de N en tejido de *T. testudinum* en el estudio, aunque estos valores no estuvieron por encima de lo reportado previamente en la región. De manera opuesta, las condiciones en PJ podrían considerarse como las de mayor impacto por el posible enriquecimiento de nutrientes en la región de estudio. No obstante la detección de un incremento en la concentración de nutrientes con relación a estudios previos en PM (Tabla 7), variables como el contenido de N y el $\delta^{15}\text{N}$ en *T. testudinum* (Tablas 9 y 10) no corresponden con los de un sitio impactado (Sánchez *et al.*, 2013), sin embargo,

es posible que *T. testudinum* asimilara N proveniente del sargazo y esto pudiera estar enmascarando la señal del $\delta^{15}\text{N}$ hallado en este sitio.

En este estudio se abarcaron únicamente dos temporadas, sin embargo fue posible exponer un panorama general de las condiciones actuales en los sitios, y en el caso de IC y PJ, establecer valores de referencia para futuros trabajos. Por lo tanto, el uso de indicadores con variaciones en la escala temporal, como la concentración de nutrientes y chl *a*, que pueden variar a razón de horas a días (Furnas *et al.*, 1990; Furnas *et al.*, 2005; Hass *et al.*, 2010), el contenido de C y N en tejido que varían en términos de semanas (Han *et al.*, 2015), y la composición de las comunidades bentónicas, que dependen de otras variables como la morfología de estos organismos y varían en escalas de tiempo mayores (Marbà *et al.* 1994; van Tussenbroek 1995; van Tussenbroek 1996; van Tussenbroek, 2011; Han *et al.*, 2015), podría funcionar como una herramienta para la detección a corto plazo de posibles patrones o procesos que incidan en un sitio y con base en ello plantear un monitoreo extenso con un menor número de variables.

10. Conclusiones

La variación en la concentración de nutrientes, chl *a* y el porcentaje de cobertura de *T. testudinum* sugiere la influencia de la estacionalidad (condiciones climatológicas) en los sitios de muestreo durante este estudio, aun cuando cada sitio presentó valores particulares en estos indicadores.

Las diferencias entre sitios sugieren que el uso de los indicadores ecológicos y de calidad de agua permitió definir un panorama general de las condiciones de los sitios de estudio, en un contexto de posible enriquecimiento de nutrientes en la costa norte del Caribe mexicano.

La variación en la concentración de nutrientes podría estar influenciada por la resuspensión de sedimentos derivada de condiciones ambientales en la región norte del Caribe mexicano, al igual que en otros sistemas costeros someros del mundo.

De acuerdo con la relación DIN:SRP en columna de agua registrada previamente y durante este estudio, es posible que exista una limitación por N en la costa norte del Caribe mexicano, que podría mantenerse debido al posible incremento en la concentración de fosfatos en el sistema, ya que la concentración de DIN fue semejante con respecto a estudios anteriores.

Los datos obtenidos en IC podrían utilizarse como referencia de un sitio poco impactado por el enriquecimiento de nutrientes en la costa norte del Caribe mexicano.

El sitio con mayores signos de enriquecimiento de nutrientes fue PJ y podría utilizarse como referencia de un sitio impactado en la costa norte del Caribe mexicano.

PM compartió características con IC y PJ, por tanto, podría considerarse como un sitio con un nivel de degradación intermedio o bajo, como lo han hecho previamente otros autores. Sin embargo, las arribazones de sargazo registradas en los últimos años podrían ocultar un posible incremento de N proveniente de fuentes antropogénicas en el sitio.

11. Referencias

Almazán-Becerril, A. et al., 2015. Programa de Monitoreo Biológico (PROMOBI) –2014. Informe Final. CONANP, 88p

Álvarez-Góngora, C. & Herrera-Silveira, J.A., 2006. Variations of phytoplankton community structure related to water quality trends in a tropical karstic coastal zone. *Marine Pollution Bulletin*, 52, pp.48–60.

Andersen, J., Schlüter, L. & Ærtebjerg, G., 2006. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research*, 28(7), pp.621–628.

Arévalo, R., Pinedo, S. & Ballesteros, E., 2007. Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: Descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. *Marine Pollution Bulletin*, 55, pp.104–113.

Atkinson, M. & Smith, S., 1984. C: N: P ratios of benthic marine plants. *Limnology and Oceanography*, 28, pp.568–574.

Ayukai, T., 1993. Temporal Variability of the Nutrient Environment on Davies Reef in the Great Barrier Reef, Australia. *Pacific Science*, 47(2), pp.171–179.

Baker, D.M. et al., 2010. Sea fan corals provide a stable isotope baseline for assessing sewage pollution in the Mexican Caribbean. , 55(5), pp.2139–2149.

Baker, D.M., Rodríguez-Martínez, R. & Fogel, M., 2013. Tourism' s nitrogen footprint on a Mesoamerican coral reef. *Coral Reefs*, 32(September), pp.691–699.

Banaszak, A.T. et al., 2003. Response of *Millepora alcicornis* (*Milleporina: Milleporidae*) to two bleaching events at Puerto Morelos reef, Mexican Caribbean. *Revista de Biología Tropical*, 51(4), pp.57–66.

Barbier, E. et al., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), pp.169–193.

Bauer-Gottwein, P. et al., 2011. Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hidrogeology*, 19, pp.507–524.

Bell, P.R.F., & Elmetri, I, 1995. Ecological indicators of large-scale eutrophication in the Great Barrier Reef (GBR) Lagoon. *Ambio* 24: 208–215.

Bell, P.R.F., Elmetri, I. & Lapointe, B.E., 2014. Evidence of Large-Scale Chronic Eutrophication in the Great Barrier Reef: Quantification of Chlorophyll a Thresholds for Sustaining Coral Reef Communities. *Ambio*, 43, pp.361–376.

Boyer, J.N. et al., 2009. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries. , pp.56–67.

Brodie, J.A. et al., 2007. Spatial and temporal patterns of near-surface chlorophyll a in the Great Barrier Reef lagoon. *Marine and Freshwater Research*, 58, pp.342–353.

Caballero-Vázquez, J, A., Gamboa-Pérez, H.C. & Schmitter-Soto, Juan, J., 2005. Composition and spatio-temporal variation of the fish community in the Chacmochuch Lagoon system, Quintana Roo, Mexico Quintana Roo, México. *Hidrobiológica*, 15(2), pp.215–225.

Campos Cámara, L.B., 2011. Presión Turística y Urbanística: Vulnerables al Cambio Climático en el Caribe Mexicano. *Quivera*, 13(2), pp.1–13.

Capurro, L., 2003. Un gran ecosistema costero: la Península de Yucatán. *Avance y Perspectiva*, 22, pp.69–75.

Carruthers, T.J.B., Tussenbroek, B.I. Van & Dennison, W.C., 2005. Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64, p.191e199.

Cetina, P. et al., 2006. Circulation along the Mexican Caribbean coast. *Journal of Geophysical Research*, 111, pp.1–19.

Cole, M.L. et al., 2004. Assessment of a $\delta^{15}\text{N}$ Isotopic Method to Indicate Anthropogenic Eutrophication in Aquatic Ecosystem. *Journal of Environmental Quality*, 33, pp.124–132.

Corbett, D.R. et al., 1999. Patterns of groundwater discharge into Florida Bay., 44(4), pp.1045–1055.

Coronado, C. et al., 2007. On the circulation in the Puerto Morelos fringing reef lagoon. *Coral Reefs*, 26, pp.149–163.

Costanzo, S.D. et al., 2005. Using nitrogen stable isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) of macroalgae to determine the effectiveness of sewage upgrades: changes in the extent of sewage plumes over four years., 51, pp.212–217.

Dähnke, K. & Thamdrup, B., 2013. Nitrogen isotope dynamics and fractionation during sedimentary denitrification in Boknis Eck, Baltic Sea. *Biogeosciences*, 10, pp.3079–3088.

Dailer, M.L. et al., 2010. Using $\delta^{15}\text{N}$ values in algal tissue to map locations and potential sources of anthropogenic nutrient inputs on the island of Maui, Hawai 'i, USA. *Marine Pollution Bulletin*.

Darnell, K.M. & Dunton, K.H., 2017. Plasticity in turtle grass (*Thalassia testudinum*) flower production as a response to porewater nitrogen availability. *Aquatic Botany*, 138, pp.100–106.

Davis, B.C. & Fourqurean, J.W., 2001. Competition between the tropical alga, *Halimeda incrustata*, and the seagrass, *Thalassia testudinum*. *Aquatic Botany*, 71, pp.217–232.

De Carlo, E.H. et al., 2007. Impact of storm runoff from tropical watersheds on coastal water quality and productivity. *Applied Geochemistry*, 22, pp.1777–1797.

Deegan, L.A. et al., 2002. Nitrogen loading alters seagrass ecosystem structure and support of higher trophic levels. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 212(June 2001), pp.193–212.

Delesalle, B. & Sournia, A., 1992 Residence time of water and phytoplankton biomass in coral reef lagoons. *Continental Shelf Research*, 12(7/8), pp.939–949.

Dennison, W.C. et al., 1993. Assessing Water Quality with Submersed Aquatic Vegetation. *BioScience*, 43(2), pp.86–94.

Doering, P.H., Chamberlain, R. & Haunert, K.M., 2006. Chlorophyll a and its use as an indicator of eutrophication in the Caloosahatchee Estuary , Florida. *Biological Sciences*, 69, pp.51–72.

Duarte, C.M., 1992. Nutrient concentration of aquatic plants: Patterns across species. *Limnology and Oceanography*, 37(4), pp.882–889.

Duarte, C.M., 1990. Seagrass nutrient content. *Marine Ecology Progress Series*, 67, pp.201–207.

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

Erfteimeijer, P.L.A. & Robin Lewis III, R.R., 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 52, pp.1553–1572.

Fourqurean, J.W. & Zieman, J.C., 2002. Nutrient content of the seagrass *Thalassia testudinum* reveals regional patterns of relative availability of nitrogen and phosphorus in the Florida Keys USA., pp.229–245.

Fourqurean, J.W. et al., 2005. Spatial and Seasonal Variability in Elemental Content, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$ of *Thalassia testudinum* from South Florida and Its Implications for Ecosystem Studies. *Estuaries*, 28(3), pp.447–461.

Fourqurean, J.W. et al., 2001. Spatial and Temporal Pattern in seagrass community composition and productivity in south Florida. *Marine Biology*, 138, pp.341–354.

Frieden, E., 1972. The Chemical Elements of Life. *Scientific American*, 227(1), pp.52–64.

Furnas, M. et al., 2005. In the other 90 %: phytoplankton responses to enhanced nutrient availability in the Great Barrier Reef Lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 51, pp.253–265.

Furnas, M.J. et al., 1990. Phytoplankton biomass and primary production in semi-enclosed reef lagoons of the central Great Barrier Reef Australia. *Coral Reefs*, 9, pp.1–10.

Greening, H.S., Cross, L.M. & Sherwood, E.T., 2011. A Multiscale Approach to Seagrass Recovery in Tampa Bay, Florida. *Ecological Restoration*, 29(1–2), pp.82–93.

Griggs, E.M., Kump, L.R. & Böhlke, J.K., 2003. The fate of wastewater-derived nitrate in the subsurface of the Florida Keys: Key Colony Beach, Florida. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, pp.517–539.

Haas, A.F. et al., 2010. Organic matter release by the dominant primary producers in a Caribbean reef lagoon: implication for in situ O₂ availability. *Marine Ecology Progress Series*, 409, pp.27–39.

Halpern, B.S. et al., 2008. A Global Map of Human Impact on. *Science*, 948, p.6.

Han, Q. et al., 2016. Combined nutrient and macroalgae loads lead to response in seagrass indicator properties. *Marine Pollution Bulletin*, 106, pp.174–182.

Haynes, D. et al., 2007. Assessment of the Water Quality and Ecosystem Health of the Great Barrier Reef (Australia): Conceptual Models. *Environmental Management*, 40, pp.993–1003.

Herbeck, L.S. et al., 2014. Impact of pond aquaculture effluents on seagrass performance in NE Hainan, tropical China. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), pp.190–203.

Herbert, R. A., 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews*, 23(5), 563-590.

Hernández-Terrones, L.M et al., 2011. Groundwater Pollution in a Karstic Region (NE Yucatan): Baseline Nutrient Content and Flux to Coastal Ecosystems., pp.517–528.

Hernández-Terrones, L.M. et al., 2015. Water quality assessment in the Mexican Caribbean: Impacts on the coastal ecosystem. *Continental Shelf Research*, 102, pp.62–72.

Herrera-Silveira, J.A. et al., 2004. Coastal eutrophication in the Yucatán Peninsula. In: Caso, M., Pisanty, I., Ezcurra, E. (Eds.), *Environmental Analysis of the Gulf of México*. Harte Research Institute, USA, pp. 512–516.

Herrera-Silveira, J.A. et al., 2010. Evidence of negative impacts of ecological tourism on turtlegrass (*Thalassia testudinum*) beds in a marine protected area of the Mexican Caribbean. *Aquatic Ecology*, 44, pp.23–31.

Herrera-Silveira, J.A. & Morales-Ojeda, S.M., 2009. Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: Assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. *Marine Pollution Bulletin*, 59, pp.72–86.

Herrera-Silveira, J.A., 1998. Nutrient-phytoplankton production relationships in a groundwater-influenced tropical coastal lagoon. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 1(3–4), pp.373–385.

Howarth, R. et al., 2000. Nutrient Pollution of Coastal Rivers, Bays, and Seas. *Issues in Ecology*, (7), p.17.

INEGI (2017). Anuario estadístico y geográfico de Quintana Roo 2017.

INEGI (2015) Recuperado de:

<http://www.cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/qroo/poblacion/default.aspx?tema=me&e=23>

Kress, N. et al., 2002. Horizontal transport and seasonal distribution of nutrients, dissolved oxygen and chlorophyll -a in the Gulf of Nicoya, Costa Rica: a tropical estuary., 22, pp.51–66.

Lapointe, B.E. & Clark, M.W., 1992. Nutrient Inputs from the Watershed and Coastal Eutrophication in the Florida Keys., 15(4), pp.465–476.

Lapointe, B.E. & Matzie, W.R., 1996. Effects of Stormwater Nutrient Discharges on Eutrophication Processes in Nearshore Waters of the Florida Keys. *Estuaries*, 19(2B), pp.422–435.

Lapointe, B.E., Barile, P.J. & Matzie, W.R., 2004. Anthropogenic nutrient enrichment of seagrass and coral reef communities in the Lower Florida Keys: discrimination of local

versus regional nitrogen sources. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308, pp.23–58.

Lapointe, B.E. et al., 2005. Macroalgal blooms on southeast Florida coral reefs I. Nutrient stoichiometry of the invasive green alga *Codium isthmocladum* in the wider Caribbean indicates nutrient enrichment., 4, pp.1092–1105.

Lapointe, B.E., Littler, M.M. & Littler, D.S., 1993. Modification of Benthic Community Structure by Natural Eutrophication: the Belize Barrier Reef. In *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium, Guam, 1992, vol. 1*. pp. 323–334.

Lapointe, B.E., 1997. Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs in Jamaica and southeast Florida., 42(Banner 1974).

Lapointe, B.E., O'Connell, J. & Garrett, G., 1990. Nutrient couplings between on-site sewage disposal systems, groundwaters, and nearshore surface waters of the Florida. *Biogeochemistry*, 10, pp.289–307.

Lapointe, B.E., Tomasko, D.A. & Matzie, W.R., 1994. Eutrophication and Trophic State Classification of Seagrass Communities in the Florida Keys. *Bulletin of Marine Science*, 54(3), pp.696–717.

Lee, K.-S. & Dunton, K.H., 1999. Inorganic nitrogen acquisition in the seagrass *Thalassia testudinum*: Development of a whole-plant nitrogen budget. *Limnology and Oceanography*, 44(5), pp.1204–1215.

López Peña, P.Z., 2016. *Análisis de los efectos del enriquecimiento de nutrientes continentales en la vegetación acuática sumergida de la costa norte de Quintana Roo, México*. Tesis de Maestría. Cancún, Quintana Roo. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Lotze, H.K. et al., 2006. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *SCIENCE*, 312(June), pp.1806–1809.

Marbà, N. et al., 1994. Vertical growth of *Thalassia testudinum*: seasonal and interannual variability. *Aquatic Botany*, 47, pp.1–11.

Martínez, M.L. et al., 2007. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance., 3(351).

Martínez-Rendis, A. et al., 2015. Quantifying the reefscape transformation of a coastal Caribbean coral reef during a phase shift and the associated coastal landscape change. *Marine Ecology*, 37(2016), pp.697–710.

Mc Coy, C., 2016. Evaluación de la capacidad de carga turística como elemento de análisis del desempeño de un destino turístico: caso Cancún. *Revista Internacional Administración & Finanzas*, 9(6), pp.59–80.

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

Milroy, S.P. et al., 2008. A three-dimensional biophysical model of *Karenia brevis* dynamics on the west Florida shelf: A look at physical transport and potential zooplankton grazing controls. *Continental Shelf Research*, 28, pp.112–136.

Merino, M., 1997. Upwelling on the Yucatan Shelf: hydrographic evidence. *Journal of Marine Systems*, 13, pp.101–121.

Molina Hernández, A.L. & van Tussenbroek, B.I., 2014. Patch dynamics and species shifts in seagrass communities under moderate and high grazing pressure by green sea turtles. *Marine Ecology Progress Series*, 517, pp.143–157.

Moran, K.L. & Bjorndal, K.A., 2007. Simulated green turtle grazing affects nutrient composition of the seagrass *Thalassia testudinum*. *Mar*, 150, pp.1083–1092.

Mutchler, T. et al., 2010. Coastal Lagoons. In M. J. I. Kennish & H. W. Paerl (Eds.), *Coastal Lagoons Critical Habitats of Environmental Change* (pp. 283–302). NW.

Mutchler, T. et al., 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, 74(September 2007), pp. 449–457.

Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *OPHELIA* 41:1, pp.199–219.

Nixon, S. et al., 2001. Responses of Very Shallow Marine Ecosystems to Nutrient Enrichment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 7(5), pp.1457–1481.

Nixon, S.W., 2009. Eutrophication and the microscope. *Hydrobiologia*, 629, pp.5–19.

Null, K.A. et al., 2014. Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. *Continental Shelf Research*, 77, pp.38–50.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., & Stamatis, N. 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science*. 2:2, pp.45-65.

Orlandi, L. et al., 2014. $\delta^{15} N$ variation in *Ulva lactuca* as a proxy for anthropogenic nitrogen inputs in coastal areas of Gulf of Gaeta (Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 84(1–2), pp.76–82.

Patriquin, D.G., 1972. The origin of nitrogen and phosphorus for growth of the marine angiosperm. *Marine Biology*, 15, pp.35–46.

Pedersen, M.F. & Borum, J., 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*, 142, pp.261–272.

Pérez-Santos, I. et al., 2014. Chlorophyll-a patterns and mixing processes in the Yucatan Basin, Caribbean Sea. *Ciencias Marinas*, 40(1), pp.11–31.

Phlips, E.J., Lynch, T.C. & Badylak, S., 1995. Chlorophyll a, tripton, color, and light availability in a shallow tropical inner-shelf lagoon, Florida Bay, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 127, pp.223–234.

Rabalais, N. et al., 2009. Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science*, (October), 1528–1537.

Ramesh, R. et al., 2016. Land – Ocean Interactions in the Coastal Zone: Past, present & future. *Anthropocene*, 12(2015), pp.85–98.

Redfield, A., 1958. The Biological Control of Chemical Factors in the Environment. *American Scientist*, (September).

Reséndiz-Colorado, G., 2019. *Análisis de los transportes de agua en la laguna Chacmochuch, Quintana Roo durante tres eventos contrastantes del periodo 2013-2014*. Tesis de Maestría. Cancún, Quintana Roo. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Reyes, E. & Merino, M., 1991. Diel Dissolved Oxygen Dynamics and Eutrophication in a Shallow, Well-Mixed Tropical Lagoon (Cancun, Mexico). *Estuaries*, 14(4), pp.372–381.

Risk, M.J. et al., 2009. The use of $\delta^{15} N$ in assessing sewage stress on coral reefs. *Marine Pollution Bulletin*, 58(6), pp.793–802.

Rodríguez-Martínez, R. et al., 2016. Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe Mexicano (2014-2015). In García-Mendoza, E., Quijano-Scheggia, S. I., Olivos-Ortiz, A., Núñez-Vázquez, E., J. eds. *Florecimientos Algales Nocivos En México* (1er ed.). pp. 353–365. México: CICESE.

Rosenfeld, J.K., 1979. Ammonium adsorption in nearshore anoxic sediments. *Limnology and Oceanography*, 24(2), pp.356–364.

Rubio Maldonado, E., Murad Robles, M. & Rovira Sanroque, J.V., 2010. Crisis Ambiental en la Costa de Quintana Roo como consecuencia de una visión limitada de lo que representa el desarrollo sustentable. *Argumentos*, 63, pp.161–185.

Sánchez, A. et al., 2013. Estuarine, Coastal and Shelf Science Stable nitrogen isotopes in the turtle grass *Thalassia testudinum* from the Mexican Caribbean: Implications of anthropogenic development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, pp.1–8.

Sand-Jensen, K.A.J., 1977. Effect of epiphytes on eelgrass photosynthesis. *Aquatic Botany*, 3, pp.55–63.

Schaffelke, B. et al., 2012. Water quality in the inshore Great Barrier Reef lagoon: Implications for long-term monitoring and management., 65(2012), pp.249–260.

Schmitter-Soto, J. et al., 2002. Hydrogeochemical and biological characteristics of cenotes in the Yucatan Peninsula (SE Mexico)., pp.215–228.

SEDETUR (2017) Recuperado de: <http://qroo.gob.mx/sedetur/reporte-anual-de-turismo-2017>

SEMARNAP, 1997. *Programa de Manejo del Parque Nacional Isla Contoy*

Serrano, O. et al., 2016. *Impact of mooring activities on carbon stocks in seagrass meadows. Sci. Rep.* 6, 23193

Short, F.T. et al., 2006. *SeagrassNet Manual for Scientific Monitoring of Seagrass Habitat*, Worldwide edition. University of New Hampshire Publication. 75 pp.

Sigman, D.M. & Casciotti, K.L., 2001. Nitrogen isotopes in the ocean. *Academic Press*, (1997), pp.1884–1894.

Smith, V.H., 2006. Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment., 51, pp.377–384.

Smith, V.H., Tilman, G.D. & Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100, pp.179–196.

Soltan, D. et al., 2001. Changes in Macroalgal Communities in the Vicinity of a Mediterranean Sewage Outfall After the Setting Up of a Treatment Plant. *Marine Pollution Bulletin*, 42(1), pp.50–70.

Teichberg, M. et al., 2010. Eutrophication and macroalgal blooms in temperate and tropical coastal waters: nutrient enrichment experiments with *Ulva* spp. *Global Change Biology*, 16, pp.2624–2637.

Tester, P.A. & Steidinger, K.A., 1997. *Gymnodinium breve* red tide blooms: Initiation, transport, and consequences of surface circulation. *Limnology and Oceanography*, 42(5), pp.1039–1051.

Tomasko, D. & Lapointe, B.E., 1991. Productivity and biomass of *Thalassia testudinum* as related to water column nutrient availability and epiphyte levels: field observations and experimental studies. *Marine Ecology Progress Series*, 75, pp.9–17.

Trott, L.A. & Alongi, D.M., 2000. The Impact of Shrimp Pond Effluent on Water Quality and Phytoplankton Biomass in a Tropical Mangrove Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 40(11), pp.947–951.

Valdes-Lozano, D.S., Chumacero, M. & Real, E., 2006. Sediment oxygen consumption in a developed coastal lagoon of the Mexican Caribbean. *Indian Journal Of Marine Sciences*, 33(September), pp.227–234.

van Duyl, F.C., Kloff, S. & Veldhuis, M., 2002. Factors influencing the short-term variation in phytoplankton composition and biomass in coral reef waters. *Coral Reefs*, 21(3), pp.293–306.

van Tussenbroek, B., Hermus, K., & Tahey, T. (1996). Biomass and growth of the turtle grass *Thalassia testudinum* (Banks ex König) in a shallow tropical lagoon system , in relation *Caribbean Journal of Science*, 32 (December 1996), 357–364.

van Tussenbroek, B.I., 2011. Dynamics of seagrasses and associated algae in coral reef lagoons. *Hidrobiológica*, 21(3), pp.293–310.

van Tussenbroek, B.I. et al., 2017. Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Marine Pollution Bulletin*.

van Tussenbroek, B.I., 1995. *Thalassia testudinum* leaf dynamics in a Mexican Caribbean coral reef lagoon. *Marine Biology*, 122, pp.33–40.

Wada, E., 2009. Stable $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ isotope ratios in aquatic ecosystems. *The Japan Academy*, 85, pp.98–107.

Walker, T.A., 1981. Dependence of Phytoplankton Chlorophyll on Bottom Resuspension in Cleveland Bay, Northern Queensland. *Marine and Freshwater Research*, 32, pp.981–986.

Webb, K. L. (1981). Conceptual Models and Processes of Nutrient Cycling in Estuaries. In B. J. Neilson & L. E. Cronin (Eds.), *Estuaries and nutrients* (1st ed., pp. 25–46). The Humana Press.

Widory, D. et al., 2005. Tracking the Sources of Nitrate in Groundwater Using Coupled Nitrogen and Boron Isotopes: A Synthesis. *Environmental Science & Technology*, 39(2), pp.539–548.

Williams, S.L., 1984. Uptake of sediment ammonium and translocation in a marine green macroalga *Caulerpa cupressoides*. *Limnology and Oceanography*, 29(2), pp.374–379.

Yamamuro, M., & Kayanne, H. (2003). $\delta^{15}\text{N}$ of seagrass leaves for monitoring anthropogenic nutrient increases in coral reef ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 46(APRIL), 452–458.

Zieman, J.C., 1976. The Ecological Effects of Physical Damage From Motor Boats on Turtle Grass Beds in Southern Florida. *Aquatic Botany*, 2, pp.127–139.

Zieman, J., Iverson, R., & Ogden, J., 1984. Herbivory effects on *Thalassia testudinum* leaf growth and nitrogen content. *Marine Ecology Progress Series*, 15, pp.151–158.

12. Anexos

12.1 Anexo 1. Resultados de Análisis Estadísticos

Tabla 12 . Valores p de comparaciones entre sitios de los valores de nutrientes en agua superficial durante la temporada de nortes y secas (Prueba Kruskal-Wallis con nivel de significancia del 95%). Nota: Se omitieron los datos de la temporada de secas pues no se observaron diferencias significativas entre ningún sitio.

Variable	Sitios	p valor (Nortes)
NOx	IC/PJ	p<0.01
	IC/PM	*S.Dif
	PM/PJ	S.Dif
Amonio	IC/PJ	p<0.001
	IC/PM	S.Dif
	PM/PJ	p=0.03
Fosfatos	IC/PJ	S.Dif
	IC/PM	S.Dif
	PM/PJ	S.Dif
DIN	IC/PJ	p<0.001
	IC/PM	S.Dif
	PM/PJ	S.Dif

***Sin diferencias significativas**

Tabla 13. Valores p de comparaciones entre sitios de las concentración de nutrientes en agua intersticial durante la temporada de nortes y secas (Prueba Kruskal-Wallis con nivel de significancia del 95%). Nota: Se omitieron los datos de la temporada de secas pues no se observaron diferencias significativas entre ningún sitio.

Variable	Sitios	p valor (Nortes)
NOx	IC/PJ	p<0.05
	IC/PM	*S.Dif
	PM/PJ	p<0.01
Amonio	IC/PJ	S. Dif
	IC/PM	S.Dif
	PM/PJ	p<0.01
Fosfatos	IC/PJ	S.Dif
	IC/PM	P=0.01
	PM/PJ	P=0.04
DIN	IC/PJ	p<0.05
	IC/PM	S.Dif
	PM/PJ	p<0.001

***Sin diferencias significativas**

Tabla 14. Valores p de comparaciones entre sitios de los valores de cobertura de *T. testudinum*, macroalgas calcáreas, macroalgas carnosas y clorofila a durante la temporada de nortes y secas (Prueba Kruskal-Wallis con nivel de significancia del 95%).

Variable	Sitios	p valor (Nortes)	p valor (Secas)
Chl a	IC/PJ	p<0.05	p<0.05
	IC/PM	P<0.001	p<0.05
	PM/PJ	*S.Dif	S.Dif
Cobertura <i>T. testudinum</i>	IC/PJ	p<0.05	P<0.001
	IC/PM	P<0.05	P<0.001
	PM/PJ	S.Dif	S.Dif
Macroalgas Calcáreas	IC/PJ	P<0.001	P<0.001
	IC/PM	P<0.001	P<0.001
	PM/PJ	S.Dif	P<0.001
Macroalgas Carnosas	IC/PJ	P<0.001	P<0.001
	IC/PM	P<0.05	P<0.001
	PM/PJ	P<0.001	S. Dif

*Sin diferencias significativas

Tabla 15. Valores p de comparaciones entre sitios de los valores de composición elemental e isotópica en tejido de *T. testudinum* durante la temporada de nortes y secas. (Prueba Kruskal-Wallis con nivel de significancia del 95%).

Variable	Sitios	p valor (Nortes)	p valor (Secas)
$\delta^{15}\text{N}$	IC/PJ	p<0.05	p<0.05
	IC/PM	*S.Dif	S.Dif
	PM/PJ	p<0.05	S.Dif
%N	IC/PJ	S.Dif	p<0.05
	IC/PM	S.Dif	p<0.001
	PM/PJ	S.Dif	S.Dif
%C	IC/PJ	p<0.001	S. Dif
	IC/PM	S.Dif	p=0.01
	PM/PJ	P<0.001	S.Dif
C:N	IC/PJ	S.Dif	p<0.01
	IC/PM	S.Dif	p<0.001
	PM/PJ	S.Dif	S.Dif

*Sin diferencias significativas

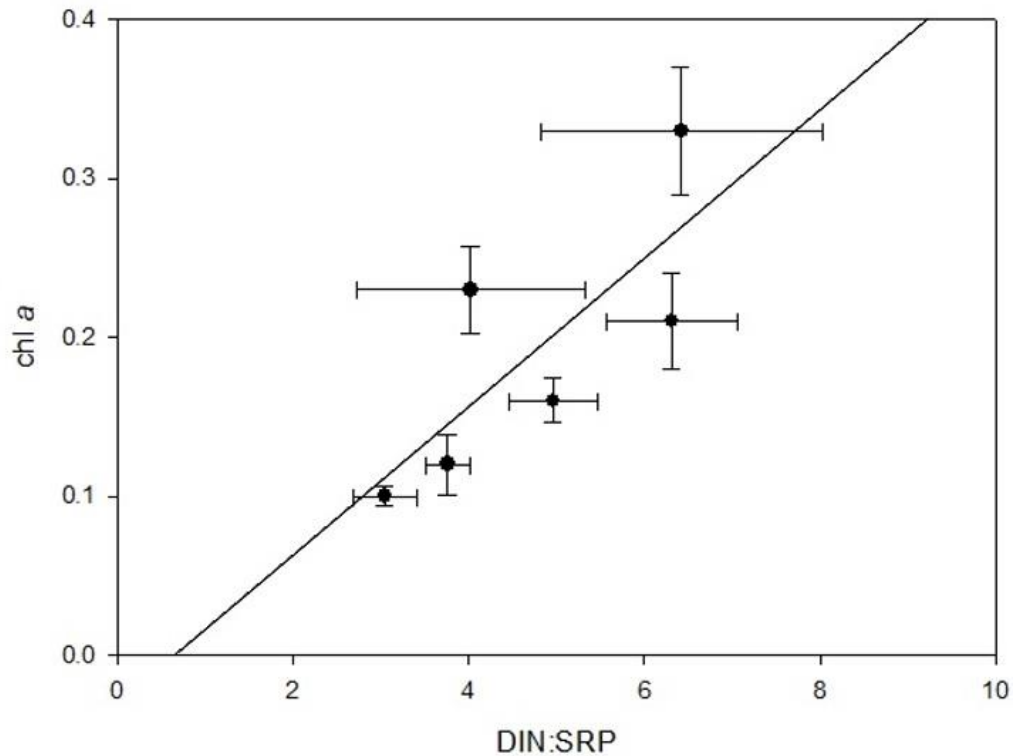


Figura 19. Correación lineal positiva (Spearman; $R=0.829, p<0.05$) entre las DIN:SRP promedio y las concentraciones promedio de chl a en los sitios de estudio durante ambas temporadas. Las líneas indican el error estándar para cada eje.

Tabla 16. Valores de R y p de correlaciones de Spearman entre cobertura de *T. testudinum* y cobertura de macroalgas calcáreas y carnosas para los sitios de estudio durante temporada de nortes y secas.

Par de variables	IC		PJ		PM	
	Nortes	Secas	Nortes	Secas	Nortes	Secas
<i>T. testudinum</i> / M. Calcáreas	R:-0.376 p<0.01	R:0.193 *N.S	R:-0.420 p<0.01	R:-0.713 p<0.001	R:0.282 R:0.059	N.S N.S
<i>T. testudinum</i> / M. Carnosas	R:-0.567 p<0.001	R:-0.441 p<0.01	R:-0.806 p<0.001	R:-0.766 p<0.001	R:0.124 R:-0.550	N.S p<0.001

* No significativo

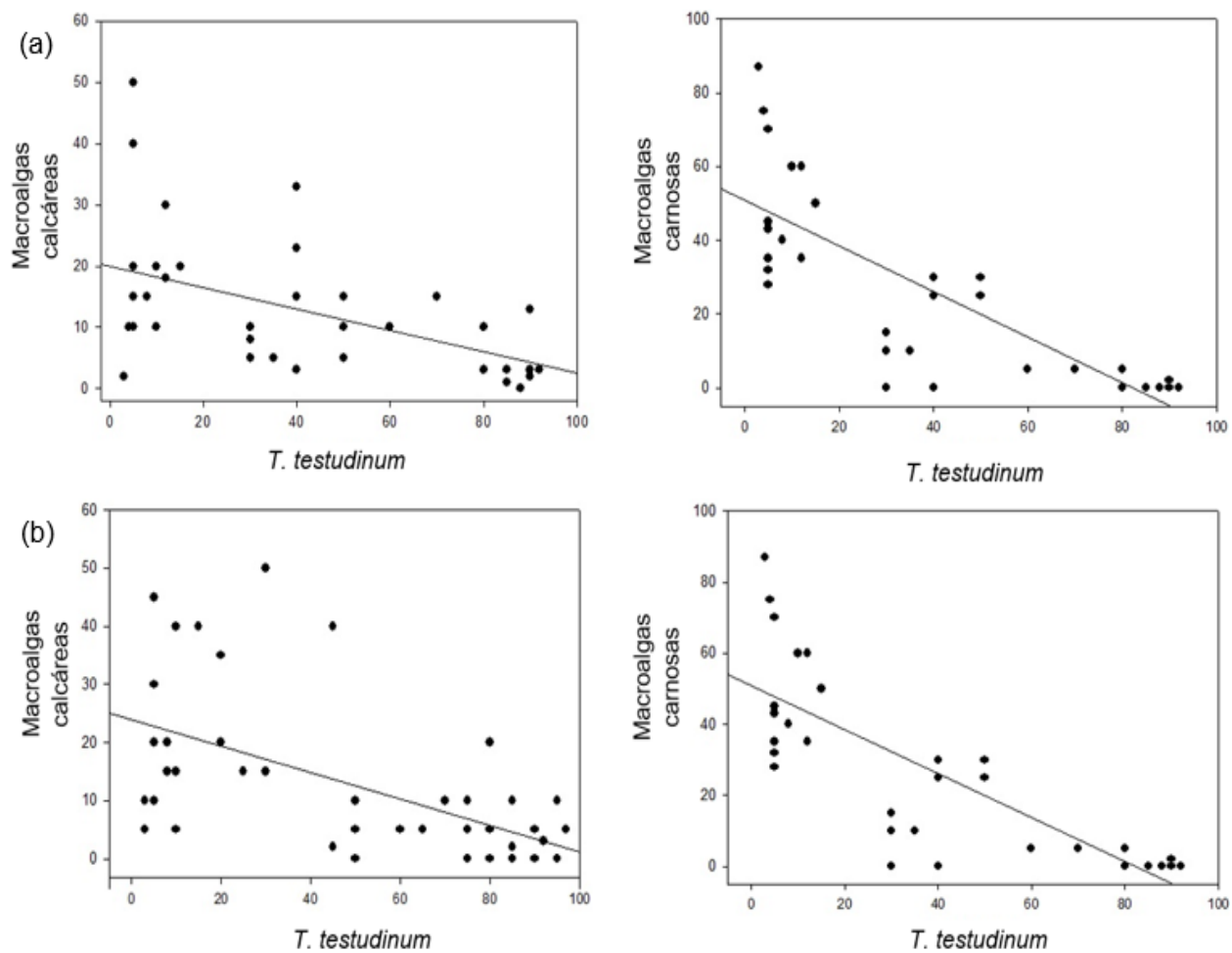


Figura 20. Relación lineal entre la cobertura de *T. testudinum* y macroalgas calcáreas y carnosas durante la temporada de nortes (a) y secas (b).

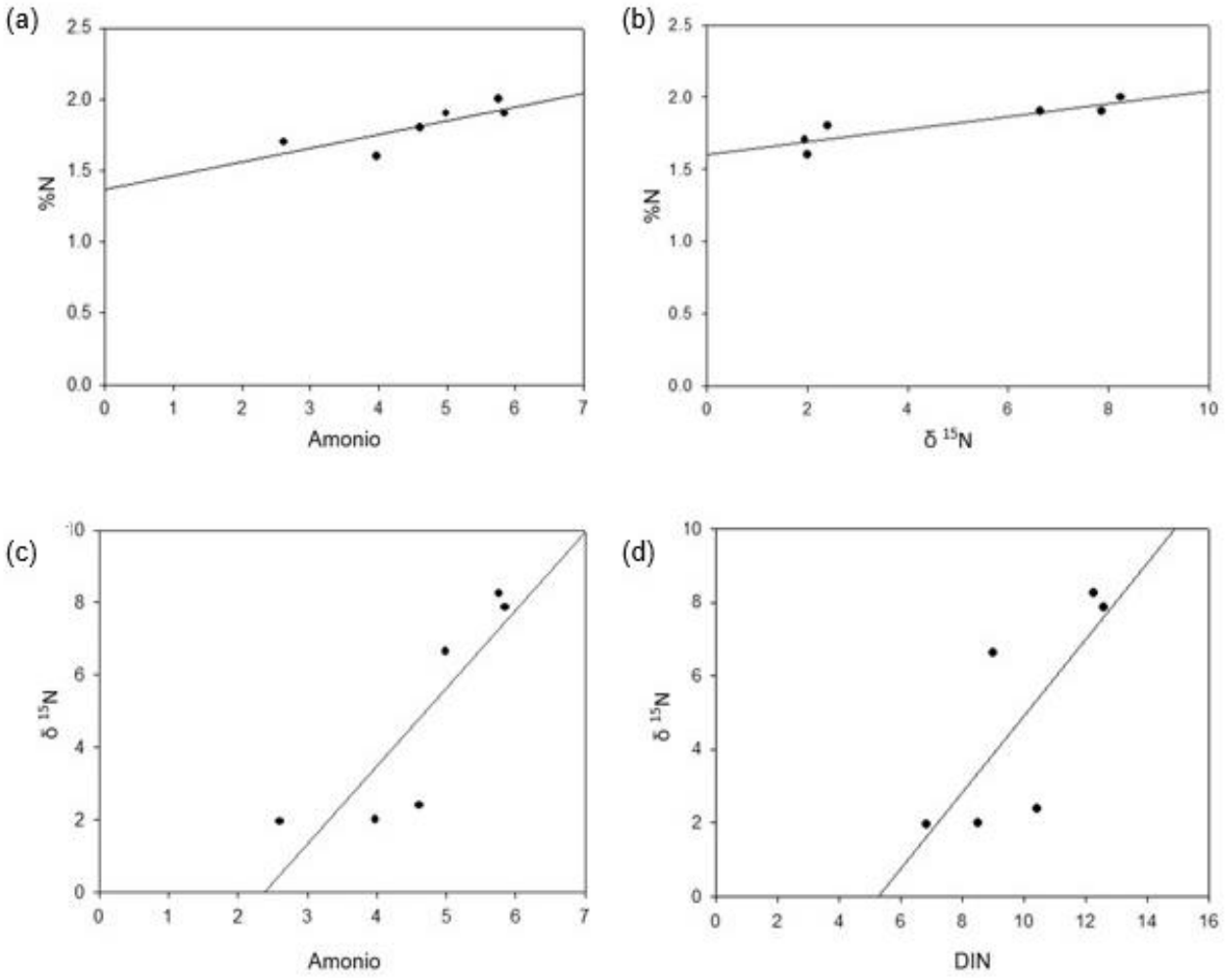


Figura 21. Relación lineal entre la concentración de amonio y el %N (a), $\delta^{15}\text{N}$ y %N (b), la concentración de amonio y $\delta^{15}\text{N}$ (c) y la concentración de DIN y $\delta^{15}\text{N}$ (d) registradas en PJ durante la temporada de nortes.

12.2 Anexo 2. Fotografías de IC y PM



Figura 22. Cobertura de manglar en sitio de muestreo de IC (Fotografía tomada febrero 2018).



Figura 23. Arribazón de sargazo en Puerto Morelos (Fotografía tomada en marzo de 2018).