



UNIVERSITAT DE BARCELONA

Departament d'Ecologia

**EUTROFIZACIÓN Y CALIDAD DEL
AGUA DE UNA ZONA COSTERA
TROPICAL**

NANCY ARANDA CIREROL

2004



UNIVERSITAT DE BARCELONA
Departament d' Ecologia

Programa de Ciencias del Mar
Bienio 2000-2002

**EUTROFIZACIÓN Y CALIDAD DEL AGUA
DE UNA ZONA COSTERA TROPICAL**

Tesis Doctoral presentada por **NANCY ARANDA CIREROL**,
para obtener el grado de **Doctor en Ciencias del Mar**.

Barcelona, mayo del 2004.

Director de la Tesis
Dr. Francisco A. Comín Sebastián
Profesor de Investigación
Instituto Pirenaico de Ecología, Aula Dei
Consejo Superior de Investigación
Científica, CSIC
Zaragoza, España

Director de la Tesis
Dr. Jorge A. Herrera Silveira
Profesor Titular
Centro de Investigación y de
Estudios Avanzados, del Instituto
Politécnico Nacional, Mérida
Yucatán, México

Dra. Margarita Menéndez López
Tutora de estudios
Professora del Departament d'Ecologia
Facultad d'Biologia,
Universitat de Barcelona

A mis padres Yoly y Francisco,

a mis hermanos

Noemí, Paco, Carolina, José Enrique y su esposa Mariela,

a mi esposo Fernando,

y a mi querido amigo Luigi,

a todos ellos con todo mi amor.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), México, por haberme otorgado una beca para realizar estudios de Doctorado en Ciencias del Mar, en la Universidad de Barcelona, España, y por el reconocimiento y apoyo económico al Proyecto de Investigación "Estado trófico del ecosistema marino costero del norte de Yucatán", referencia 32356-T, 1999/2002, dirigido por el Dr. Jorge A. Herrera-Silveira, que se desarrolló en el Laboratorio de Producción Primaria, del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados, del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN), Unidad Mérida, Yucatán, México.

A mis directores de Tesis, Dr. Francisco A. Comín Sebastián y Dr. Jorge A. Herrera Silveira, y al Dr. Luis Capurro Filograsso, decano del CINVESTAV-Mérida, por su confianza y apoyo a mi sugerencia en la realización del presente tema de investigación doctoral.

A mi tutora de estudios, Dra. Margarita Menéndez López, por su valiosa ayuda durante mi estancia en el Departamento de Ecología, de la Facultad de Biología, de la Universidad de Barcelona, así como a este Departamento.

A mis padres, Yoly y Francisco, y mis hermanos Noemí, Paco, Carolina, José Enrique y Mariela, a mi esposo Fernando y a mis queridos amigos Rebeca, Yoly y Luigi, por sus sabios consejos y por comprender mi ausencia en México.

Al personal del Laboratorio de Producción Primaria, CINVESTAV-Unidad Mérida, por su apoyo en el trabajo de campo y análisis de laboratorio, en especial a Mireya Aguayo González y Verónica Díaz Arce. A Lilián Espinal Meneses y a Sonia Palacios Sánchez, por su notable ayuda en la revisión bibliográfica.

A mis compañeros y amigos Adrián, Andy, Natalia, Juani y Pablo, Ana y Sérgio, Sabrina y Alejandro, Ana y Santiago, y a Montse por su compañía y ayuda en esas horas de soledad y reflexión durante mi estancia en la entrañable ciudad de Barcelona.

Estoy segura que este trabajo no hubiera concluido satisfactoriamente sin la presencia de cada uno ellos.

Muchas Gracias a todos,
Nancy

*“Hay tres clases de mentiras: las mentiras,
las mentiras flagrantes y las estadísticas”
Benjamín Disraeli (1804-1881)*

*“Es fácil mentir con estadísticas,
pero es más fácil mentir sin ellas”.
Frederik Mosteller (1916-)*

¿Y se debe seguir mintiendo con ellas?

Índice

1. Introducción	1
1.1. Calidad del agua costera	4
1.2. El Proceso de Eutrofización	6
1.3. Estado trófico de la zona costera	14
1.4. Hipótesis y Objetivos	18
1.4.1. Hipótesis	18
1.4.2. Objetivos	18
1.4.3. Estructura del trabajo	18
2. Área de Estudio	21
2.1. Estados Unidos Mexicanos – México-	21
2.2. Golfo de México	24
2.3. Península de Yucatán	26
2.4. Estado de Yucatán	30
2.4.1. Antecedentes de la zona	36
2.5. Zona costera de estudio: Noroeste de Yucatán, México	38
3. Metodología	47
3.1. Campañas de muestreo	47
3.2. Métodos Analíticos	48
3.3. Análisis Estadístico	49
Sección 1	55
Causas de Eutrofización costera en el Estado de Yucatán, México	
4. Fuentes y aportes de nitrógeno y fósforo del Estado de Yucatán, México	57

4.1. Introducción	57
4.1.1. Hipótesis	60
4.1.2. Objetivo	60
4.2. Área de estudio	60
4.3. Metodología	61
4.4. Resultados	63
4.4.1. Aporte de nutrientes en el interior de Yucatán	64
4.4.1.1. Aporte humano: Doméstico e Industrial	64
4.4.1.2. Agricultura	67
4.4.1.3. Ganadería y Avicultura	68
4.4.1.4. Precipitación o depósito atmosférico	70
4.4.2. Aportes de nutrientes en el litoral de Yucatán	71
4.4.2.1. Agua subterránea	71
4.4.2.2. Aporte humano y turismo	72
4.4.2.3. Acuicultura	73
4.4.2.4. Precipitación atmosférica	74
4.5. Discusión	75
4.6. Conclusiones	87
Sección 2. Consecuencias del aporte de nutrientes en la zona costera del Estado de Yucatán, México	91
5. Calidad del agua de una zona costera tropical con descargas de aguas subterráneas; noroeste de Yucatán, México	93
5.1. Introducción	93
5.1.1. Hipótesis	96
5.1.2. Objetivos	96
5.2. Área de estudio	96
5.3. Metodología	99
5.3.1. Campañas de muestreo	99

5.3.2. Métodos Analíticos	100
5.3.3. Análisis estadístico	101
5.4. Resultados	103
5.4.1. Variación temporal de las variables de calidad del agua costera	103
5.4.2. Diferencias de la calidad del agua entre las localidades costeras	109
5.4.3. Factores que regulan la calidad del agua costera ...	114
5.5. Discusión	121
5.6. Conclusiones	127
6. Estado trófico del agua costera del noroeste de Yucatán, México	131
6.1. Introducción	131
6.1.1. Hipótesis	133
6.1.2. Objetivos	133
6.2. Área de estudio	134
6.3. Metodología	138
6.3.1. Campañas de muestreo	138
6.3.2. Métodos analíticos	138
6.3.3. Índices del estado trófico	139
6.3.3.1. Índice de eutrofización por nutriente, IE	139
6.3.3.2. Índice del estado trófico, TRIX	140
6.3.4. Análisis estadístico	142
6.4. Resultados	144
6.4.1. Proporciones estequiométricas de nutrientes de las estaciones costeras	146
6.4.2. IE anual de las estaciones costeras y de las dársenas	147
6.4.3. TRIX anual de las estaciones costeras y de las dársenas	149

6.4.4. IE por época climática de las estaciones costeras .	152
6.4.5. TRIX por época climática de las estaciones costeras	157
6.4.6. Comparación anual de las estaciones costeras con el uso del IE y TRIX	158
6.5. Discusión	161
6.6. Conclusiones	169
Sección 3. Rectificaciones para prevenir el Proceso de Eutrofización costera en el Estado de Yucatán, México	
7. Síntesis y Conclusiones	175
8. Bibliografía	187
9. Anexo 1	223
10. Anexo 2	229

Capítulo 1.

Introducción.

Al iniciar el siglo XXI no ha quedado duda de que los cambios que se han presentado en nuestro planeta han sido provocados por el hombre. Se sabe con certeza que las actividades humanas están cambiando el uso del suelo, el hábitat, la química de la atmósfera terrestre y del agua, el balance de los ciclos biogeoquímicos y la diversidad de la vida en la Tierra (Valiela *et al.*, 1992; Vitousek *et al.*, 1997a).

La zona costera se ha alterado desde la década de 1950, al incrementarse la densidad demográfica, donde se considera que por lo menos se ha establecido el 60 % de la población mundial (AMBIO, 1990; de Jonge *et al.*, 2002). Los países que comparten la costa del mar Mediterráneo suman más de 100 millones de habitantes, de los cuales el 50% vive en la zona costera (Olivos Ortiz, 2000). En los Estados Unidos de América, EUA, se estima que en el año 2010, aproximadamente la mitad de los estadounidenses vivirán cerca del litoral, en regiones que representan sólo el 10% del área terrestre de ese país (US-EPA, 1997). Las costas de México se han estado poblando a una tasa más alta, en comparación al promedio nacional (ArandaCirerol, 2001; Rivera-Arriaga & Villalobos, 2001). La concentración de la población humana en la zona costera provoca el deterioro del medio ambiente, al requerir de mayores recursos de energía y materia, que sumado a la inapropiada gestión y manejo de los desechos, éstos ingresan al mar en cantidades mayores cambiando negativamente la salud del ecosistema; esta alteración se ha manifestado con la disminución

de la calidad de agua (Arrhenius, 1992; Goldberg, 1995; Epstein & Rapport, 1996; Vitousek *et al.*, 1997b; Cloern, 2001).

En los últimos 20 años, científicos, gestores y autoridades públicas, han reconocido que los ecosistemas costeros sufren diferentes problemas ambientales, que son consecuencia de una compleja cadena de eventos que varían de un sitio a otro, y que pueden en parte, ser atribuidos al enriquecimiento de los nutrientes, nitrógeno y fósforo, que provienen de las descargas de agua dulce (NRC, 2000). La escorrentía de las tierras agrícolas, las actividades de engorda de animales, áreas urbanas, el vertido de aguas residuales, la precipitación atmosférica de compuestos liberados durante la ignición de combustibles fósiles, son actividades que añaden nutrientes al agua dulce antes de alcanzar el medio marino (Valiela *et al.*, 1992; NRC, 2000). Las costas de los EUA muestran signos del enriquecimiento de nutrientes y los científicos predicen el empeoramiento de este problema en años venideros. Este tipo de contaminación que altera la calidad del agua costera, se conoce como el *Proceso de Eutrofización* (NRC, 2000; US-EPA, 2001).

Es tan preocupante la problemática costera que durante la Conferencia de la Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (UNCED) en Río de Janeiro, Brasil, en 1992, líderes de 170 naciones reconocieron el detrimento de las aguas costeras alrededor del mundo, por la alteración del hábitat, por la contaminación tóxica, por la contaminación con aerosoles, por las enfermedades emergentes, por las prácticas excesivas de pesca no sostenible y por el Proceso de Eutrofización. Tópicos que fueron evaluados en la conferencia "Río+10", es decir, la Conferencia de la Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo Sostenible, que se celebró en Johannesburgo, Sudáfrica, en el año 2002.

Los investigadores del medio ambiente costero confirman que el Proceso de Eutrofización amenaza la conservación de los litorales, y por las evidencias observadas de los efectos dañinos que causa a la vida acuática se ha convertido en un desafío a la comunidad científica. Los EUA, el Reino Unido, Noruega, Suecia y Australia, lo han considerado un tema de investigación de alta prioridad. Por esta razón, en los países desarrollados se han establecido programas de gestión de la zona costera, que consideran la reducción de las fuentes de contaminación, para poder controlar el Proceso de Eutrofización (Rosenberg, 1990; Vollenweider, 1992; Bell & Elmetrl, 1995; Sloof, 1996; Cloern, 2001).

Diversos trabajos científicos han documentado la existencia de los problemas ambientales y la pérdida de la calidad del agua por el enriquecimiento de nutrientes en la zona costera, pero en su mayoría refieren a casos particulares de países localizados en latitudes templadas (e.g. Vollenweider *et al.*, 1992; Tett *et al.*, 2003). Se ha propuesto elaborar un modelo global verdadero del Proceso de Eutrofización y para lograrlo se requieren más estudios que evalúen las respuestas al estímulo del aporte de nutrientes (Cloern, 2001). Las respuestas a este estímulo podrían manifestarse con cambios en la concentración de Clorofila, en la transparencia del agua, en la producción primaria, en la biomasa de macroalgas, en la sedimentación de carbono orgánico, en las proporciones del nitrógeno, fósforo y silicio, Si:N y N:P , en florecimientos de algas tóxicas, en la comunidad de fitoplancton, en la biomasa y comunidad del bentos, en la calidad y diversidad del hábitat, en la biogeoquímica de los sedimentos, en el reciclado de los nutrientes, en la concentración del oxígeno molecular, en la mortalidad de peces e invertebrados, y finalmente en la estructura de la cadena alimenticia (Cloern, 2001). En particular, hay una extensa creencia en que los episodios de mareas rojas son ahora más frecuentes, como una consecuencia del incremento de la eutrofización en aguas costeras

(Margalef, 1998). Los ecosistemas tropicales de países en vías de desarrollo, posiblemente reaccionen con respuestas más evidentes a los estímulos del Proceso de Eutrofización, en comparación a las costas de zonas templadas (Corredor *et al.*, 1999; Downing *et al.*, 1999), al contar con mayor intensidad y duración de la radiación solar y tener altas concentraciones de los nutrientes, si no existen sistemas de depuración eficientes.

1.1. Calidad del agua costera.

El concepto de **calidad del agua** es complejo y difícil de precisar. Sin embargo, se puede valorar al identificar y medir sus cualidades, que se identifican con cuantificaciones químicas, físicas y biológicas, para poder calificarla. Del estudio de la calidad del agua se pueden inferir los *contaminantes* y *procesos* que la afectan, con el fin de implantar los valores máximos permisibles de contaminantes, cuyas concentraciones no pongan en estrés a la vida acuática y permita al ser humano aprovechar el agua para diferentes usos; los procesos son un conjunto de intercambios entre componentes, del mismo sistema acuático y entre sistemas, de transformaciones biogeoquímicas que cambian el hábitat.

La *calidad del agua costera* ha sufrido un impacto negativo por la falta de control de los contaminantes que llegan al litoral por diferentes vías; no sólo está siendo alterada por las actividades que se desarrollan en la zona costera, sino también por aquellas realizadas en tierra, en áreas relativamente alejadas, porque a pesar de todo las costas son el receptor final de los desechos generados por el ser humano (US-EPA, 1994; NRC, 2000).

Las *fuentes de contaminación* de la zona costera se han definido de acuerdo a la procedencia de los contaminantes, como *Fuentes puntuales* y *Fuentes difusas*. Las *Fuentes puntuales*, son aquellas que se pueden identificar físicamente con precisión; por ejemplo, toda tubería, acequia, canal, túnel, conducto o pozo. Las *Fuentes difusas* son las que no pueden identificarse con precisión, como la escorrentía de la zona agrícola (Ongley, 1997; US-EPA, 1997; de Jonge *et al.*, 2002). La contaminación del agua procedente de fuentes difusas, es el resultado de un amplio grupo de actividades humanas, donde los contaminantes no tienen un punto preciso de ingreso en los cursos de agua que los reciben; la contaminación se presenta cuando el agua discurre sobre la superficie del terreno –escorrentía– y al percolar por el subsuelo, arrastra los contaminantes y los agrega finalmente a aguas superficiales, costeras y subterráneas, por lo que son más difíciles de identificar, medir y controlar (Ongley, 1997; US-EPA, 1997; de Jonge *et al.*, 2002).

Los contaminantes que ingresan a los litorales son diversos, por ejemplo, el petróleo e hidrocarburos, los plásticos, los pesticidas y otros compuestos orgánicos activos biológicamente (hidrocarburos clorados), los metales pesados (como el plomo y el mercurio), las aguas residuales domésticas e industriales, los desechos radioactivos, los efluentes térmicos, las bacterias y los nutrientes (nitrógeno y fósforo, principalmente), (US-EPA, 1997; NRC, 2000); al estudiar y determinar la calidad del agua costera, es necesario definir primero cuál o cuáles son los contaminantes que la están alterando.

1.2. El Proceso de Eutrofización.

El vocablo *eutrofización* está formado por las raíces griegas εϋ (eu): bien, bueno; τροφή, ἐσ (trofé, és): alimentación, nutrición; del infijo ἰσις: formación, operación; y por el sufijo -ción: resultado de la acción; su significado literal es “resultado o efecto de una buena alimentación”.

La Eutrofización, en un principio se estudió como un proceso natural - *eutrofización natural*-, para conocer el transcurso del “envejecimiento” de los lagos inducido por procesos autóctonos (NAS, 1969). Sin embargo, este término se utilizó posteriormente para definir el fenómeno provocado por los vertidos de los desechos de actividades humanas, llamándolo *Proceso de Eutrofización cultural* o simplemente *eutrofización*; inicialmente se definió como “el abastecimiento excesivo de los nutrientes nitrógeno y fósforo a los cuerpos de agua, con el consecuente crecimiento acelerado de microalgas, que puede producir la muerte de peces al despojarlos del oxígeno que necesitan para vivir” (US-EPA, 1997).

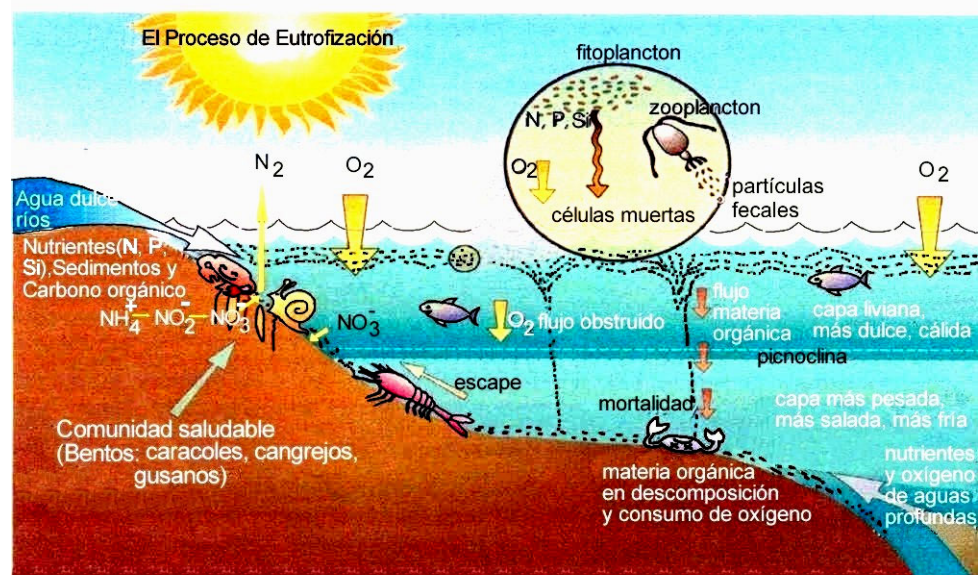
En 1967, el reconocido limnólogo G.E. Hutchinson inauguró el Primer Simposio Internacional sobre Eutrofización en ambientes de agua dulce, donde procedió a dar una clara noción y la historia de este concepto, pero tuvo dudas al tratar de proponer una definición operacional convincente (NAS, 1969). El interés de estudiar el flujo de los nutrientes, nitrógeno y fósforo, a los cuerpos de agua, fue motivado por la evidente degradación de los ecosistemas de agua dulce, por la excesiva acumulación de estos nutrientes; así, el estudio del Proceso de Eutrofización se inició en los lagos y ríos en investigaciones ecológicas y geoquímicas en la década de 1960 (NAS, 1969).

El Proceso de Eutrofización no era un foco de atención en la investigación marina y estuarina, tanto así era su retraso que hay una diferencia de una a dos décadas para que el problema del *Proceso de Eutrofización costera* se estableciera como una preocupación social y científica (Nixon 1995; Cloern, 2001). Desde la década de 1980 se había alertado que si el Proceso de Eutrofización costera no se controlaba, se estaba amenazando la biodiversidad al verse alterada la producción primaria de los ecosistemas costeros (Arrhenius, 1992; Epstein & Rapport, 1996). Los primeros trabajos sobre el Proceso de Eutrofización costera fueron presentados en 1990, motivados por una propuesta hecha por Vollenweider *et al.* (1992). Entonces, 25 años después del Primer Simposio Internacional sobre Eutrofización, las instancias de gestión e investigación marina continuaban luchando con terminología imprecisa que por lo general confundían las causas y los efectos de la eutrofización con el fenómeno en sí mismo, cuando entonces se escribió que “el concepto eutrofización marina era inaudito hace 20 años” (Nixon, 1995). El primer modelo intuitivo del Proceso de Eutrofización costera fue influenciado por modelos conceptuales desarrollados por limnólogos; existen diferencias fundamentales a nivel de los lagos comparándolos con los ecosistemas costero-estuarinos, en las respuestas al enriquecimiento de nutrientes (Cloern, 1999; Vidal *et al.*, 1999).

Por lo complejo que es el Proceso de Eutrofización costera (Fig. 1.1), se han propuesto diferentes definiciones para describirlo (Tabla 1.1). En el texto del presente trabajo, a partir de ahora, se hará referencia a este fenómeno nombrándolo únicamente como *eutrofización*.

Tabla. 1.1. Definiciones del Proceso de Eutrofización costera, propuestas por diferentes autores.

Término	Definición (Autor)
Eutrofización	<p>Es el incremento en la tasa de suministro de materia orgánica a un ecosistema.</p> <p style="text-align: right;">Nixon, 1995</p>
	<p>Es el resultado de un complejo grupo de fenómenos desencadenados por el incremento de nutrientes limitantes, especialmente el nitrógeno y el fósforo procedentes de fuentes terrestres.</p> <p style="text-align: right;">Heip, 1995</p>
	<p>Es la acumulación de los nutrientes de las plantas, como los fosfatos, nitratos y silicatos, que provocan la producción excesiva de biomasa en el agua y en los sedimentos, lo que genera una transferencia de materia orgánica a aguas profundas que pueden ser oxidadas por el oxígeno molecular, desarrollando hipoxia y anoxia, originando el declive de las pesquerías, el repentino florecimiento de algas tóxicas y exóticas, y la alteración en la estructura de las comunidades en los ecosistemas costeros.</p> <p style="text-align: right;">Goldberg, 1995</p>
	<p>Es el enriquecimiento de nutrientes de los cuerpos de agua, que conduce al incremento de la producción de materia orgánica, lo que deriva en bajas concentraciones de oxígeno disuelto que produce la muerte de la vida marina.</p> <p style="text-align: right;">Pelley, 1998</p>
	<p>Es la condición de un ecosistema acuático donde altas concentraciones de nutrientes estimulan el florecimiento de fitoplancton.</p> <p style="text-align: right;">US-EPA, 2001</p>
	<p>Es la suma de innumerables respuestas ecológicas y biogeoquímicas, directas o indirectas, a la fertilización de origen humano a los ecosistemas de la interfase tierra-mar.</p> <p style="text-align: right;">Cloern, 2001</p>



Comité del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Modificado por la Agencia de Protección al Medio Ambiente, EUA (US-EPA, 2001). Adaptado al español por Nancy ArandaCirerol.

Fig. 1.1. El Proceso de Eutrofización Costera. “La eutrofización ocurre en un ecosistema, cuando la materia orgánica de células del fitoplancton se incrementa; esto provoca un mayor flujo de materia orgánica al fondo del mar, formado por células vivas y muertas y por partículas fecales del zooplancton. El flujo de materia orgánica aumenta, al estimularse el crecimiento del fitoplancton con los nutrientes, éstos pueden provenir de los derrames de agua dulce, o posiblemente, por la emanación o resurgimiento de aguas profundas. Al morir el fitoplancton sedimenta en el fondo del mar, sumándose a materia orgánica de otros organismos, y al descomponerse reduce la concentración de oxígeno molecular, provocando condiciones de hipoxia. El oxígeno disuelto que se encuentra en capas superficiales queda obstruido por estratificación en capas menos salobres y más cálidas. En el sedimento ocurre la nitrificación y desnitrificación, que se muestra como el transporte de nitratos, NO_3^- , dentro de los sedimentos. Estos cambios en el agua y en los sedimentos pueden afectar a las comunidades biológicas, como el bentos y el necton”. Adaptado del *Comité del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Agencia de Protección al Medio Ambiente de los EUA –Committee on Environment and Natural Resources (CENR), Environmental Protection Agency, United States of America (US-EPA, 2001).*

James E. Cloern (2001) hace una descripción de la evolución del modelo conceptual de eutrofización por Fases. La Fase I incluye las conclusiones de los primeros trabajos sobre eutrofización, donde se consideraba que el modelo de este proceso atendía a la relación 1 a 1, un estímulo una respuesta, en el cual la tasa de aporte de nutrientes regía la

tasa de crecimiento del fitoplancton y la acumulación de biomasa; estos trabajos se basaron con énfasis en las mediciones de los estímulos - concentraciones o flujos de nutrientes- y las respuestas -mediciones de la biomasa de fitoplancton, producción primaria, concentraciones de oxígeno, tasas de consumo- (Fig. 1.2). La estimulación de la tasa de crecimiento del fitoplancton conducía a un desbalance entre los procesos de producción y consumo, seguido de un aumento en la sedimentación de materia orgánica del fitoplancton, lo que favorecía la descomposición bacteriana y el consumo de oxígeno, provocando su reducción en las aguas del fondo, después del inicio de la estratificación térmica en primavera o verano (Cloern, 2001).

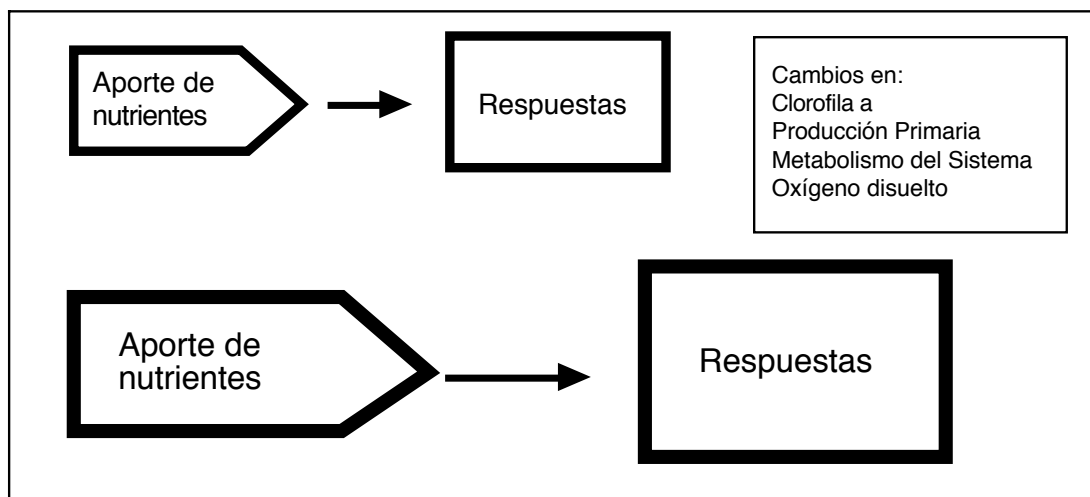


Fig. 1.2. Diagrama esquemático del primer modelo conceptual de eutrofización costera Fase I, enfatizando los estímulos por el aporte de nutrientes y las respuestas asociadas con el cambio de la producción primaria de fitoplancton y la acumulación de biomasa. La magnitud de las respuestas es proporcional al aporte de nutrientes.

Con el progreso obtenido en el estudio de la eutrofización durante las décadas de 1980 y 1990, el modelo en Fase I se ha modificado, al cambiar el criterio de respuestas al estímulo del aporte de nutrientes. El modelo

conceptual contemporáneo de eutrofización Fase II, muestra tres avances fundamentales (Fig. 1.3), (Cloern, 2001).

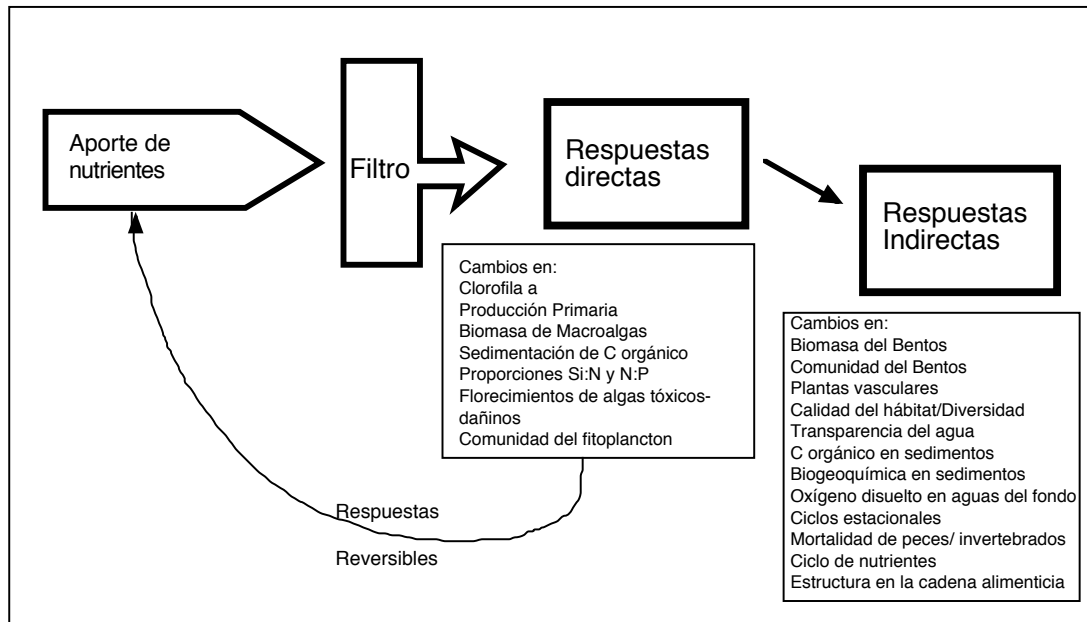


Fig. 1.3. Representación esquemática del modelo conceptual contemporáneo de eutrofización costera Fase II. Los avances en décadas recientes incluyen el reconocimiento explícito de: (1) un complejo grupo de ambas respuestas, directas e indirectas, al estímulo por el aporte de nutrientes; (2) atributos del sistema que actúan como un *filtro* para modular estas respuestas; y (3) la posibilidad a la rehabilitación a través de acciones de gestión convenientes para reducir las fuentes de nutrientes a los sensibles ecosistemas costeros.

El primer avance del modelo contemporáneo de eutrofización Fase II, es que se ha desarrollado una representación más clara del complejo grupo de respuestas potenciales al aporte de nutrientes, producido por las actividades humanas, con el reconocimiento explícito de las respuestas directas e indirectas. El punto central de este modelo continúa siendo el hecho de que por el enriquecimiento de nutrientes, en algunos ecosistemas costeros, se puede estimular la acumulación de biomasa de fitoplancton, seguida de un aumento vertical en las aguas del fondo y en los sedimentos de materia orgánica del fitoplancton, que produce el desarrollo de hipoxia y

anoxia. Así mismo, otra respuesta de igual importancia es que se pueden presentar cambios en la biomasa de otras comunidades de algas, incluyendo macroalgas y microfitobentos, y cambios en las proporciones de nutrientes, con la consecuente variación en la composición de la comunidad de fitoplancton, y el incremento -aparente- en la frecuencia de florecimientos de algas tóxicas y dañinas. Las respuestas indirectas también pueden presentarse, como cambios en las comunidades del bentos y la biogeoquímica en los sedimentos (Fig. 1.3), (Cloern, 2001).

Un segundo avance del modelo Fase II, es el reconocimiento de que existen grandes diferencias entre los ecosistemas costeros, en la magnitud y carácter de las respuestas al enriquecimiento de nutrientes. Este modelo incluye los atributos del sistema, como puede ser el tiempo de residencia del agua, la vegetación sumergida, los procesos biogeoquímicos en la interfase sedimento-agua, que juntos actúan como un *filtro* para modular las respuestas al estímulo del cambio en el aporte de nutrientes (Fig. 1.3), (Cloern, 2001). Dependiendo de la intensidad del filtro será el atributo de cada sistema en específico, por lo que sería irreal esperar que un modelo empírico describa la respuesta como una función lineal al estímulo por el aporte de nutrientes. Algunos estuarios parecen ser sensibles a este estímulo, como la Bahía de Chesapeake, el Mar Adriático, el Mar Negro y el norte del Golfo de México. Otros ecosistemas parecen ser más resistentes al cambio del aporte de nutrientes, como la Bahía de San Francisco, la Bahía de Brest, los estuarios de Ythan y Moresby, Australia y el estuario de Westerschelde (Cloern, 2001).

El tercer avance del modelo de eutrofización Fase II, es que tendremos que aprender por la experiencia, que acciones apropiadas reducirán las fuentes de contaminantes provenientes de las actividades

humanas, que puedan tener efectos reversibles de las respuestas directas e indirectas al aporte de nutrientes (Cloern, 2001), (Fig. 1.3).

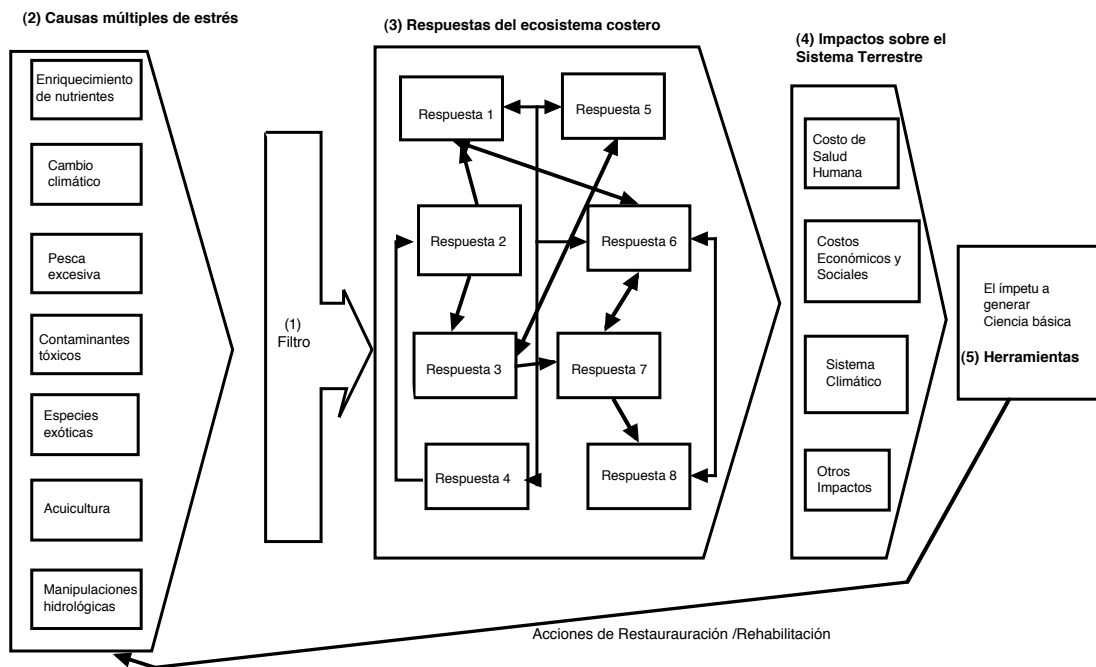


Fig. 1.4. Aproximación del modelo conceptual de eutrofización costera Fase III, organizado alrededor de 5 preguntas básicas: (1) los atributos del sistema: el Filtro; (2) enriquecimiento de nutrientes como causa de estrés; (3) acoplamientos complejos entre respuestas de las múltiples causas de estrés; (4) impactos del cambio en ecosistemas costeros de la Tierra; y (5) la aplicación de un entendimiento científico más amplio.

Una visión del futuro con una apreciación del estudio de la eutrofización sugiere una Fase III del modelo conceptual de este proceso (Fig. 1.4), basado en cinco preguntas críticas: (1) los atributos del sistema que actúan como un filtro para modular las respuestas al enriquecimiento de nutrientes; (2) enriquecimiento de nutrientes como una de varias causas de estrés interconectadas; (3) acoplamientos complejos entre respuestas de las múltiples causas de estrés; (4) impactos del cambio en ecosistemas costeros

de la Tierra, incluyendo aspectos que sostienen a la población humana; y (5) la aplicación de un entendimiento científico más amplio y profundo de la eutrofización costera para producir un sistema de herramientas que sirvan de base para elaborar estrategias de gestión y planes de acción racionales para la Restauración/Rehabilitación del ecosistema. Estas preguntas deberán ser respondidas conforme se avance en la investigación científica y se incremente la comprensión de este complejo problema ambiental (Cloern, 2001).

1.3. Estado trófico de la zona costera.

Es importante desde el punto de vista de gestión integral de la zona costera, establecer los intervalos de concentración de los nutrientes, que clasifiquen la calidad del agua en base a su estado trófico* en *oligotrófico*, *mesotrófico* o *eutrófico* (Justic, 1991; Justic *et al.*, 1995; US-EPA, 1997). Las investigaciones en diversas regiones sobre el estado trófico de la zona costera, muestran discrepancias en los intervalos de concentración de nitrógeno y fósforo, y por lo tanto, en su nivel trófico; por ello, definir los límites de estos intervalos, es precisamente una dificultad, porque los atributos de cada ecosistema son diferentes de un lugar a otro, es decir, que el filtro del modelo conceptual de eutrofización costera Fase II (Cloern, 2001), responde de manera diferente al estímulo del aporte de nutrientes. Son numerosos los trabajos que reportan los síntomas de eutrofización, pero pocos los que han dado una clasificación del estado trófico de la zona costera de estudio.

*El estado trófico de aguas costeras se divide en: *Oligotrófico*, que corresponde a aguas claras con bajas concentraciones de nutrientes, con poca materia orgánica o sedimentos en suspensión y con una mínima actividad biológica. *Mesotrófico*, aguas con concentraciones mayores de nutrientes y, por lo tanto, mayor actividad biológica. *Eutrófico*, aguas extremadamente ricas en nutrientes con alta productividad biológica (US-EPA, 1997).

En la Tabla 1.2 se listan algunos trabajos, en los que se reporta el intervalo de concentraciones del nitrógeno inorgánico disuelto y del fósforo reactivo soluble. Como puede verse no todos han dado ya una clasificación del estado trófico de la zona costera de estudio, y otros únicamente mencionan los posibles síntomas de que este proceso se esté manifestando.

La información sobre eutrofización costera en América Latina es poca, en comparación a otros países, o no ha sido publicada en revistas internacionales (Cadée, 2001; Seeliger & Kjerfve, 2001). El estudio de la eutrofización en estos países, que se encuentran en vías de desarrollo, son patrones de las investigaciones que se requieren para elaborar el modelo global de eutrofización costera, ya que se localizan en latitudes tropicales y los aportes de nutrientes deben ser importantes, porque los programas de gestión en el tratamiento de desechos sólidos, líquidos y gaseosos son nuevos, todavía no existen y/o son poco eficientes, (Epstein, 1998; Seeliger & Kjerfve, 2001). México y Brasil, son las principales naciones latinoamericanas que poseen ecosistemas costeros muy variados; éstos están sufriendo cambios por el amplio desarrollo en el sector turismo, acuicultura, puertos y petróleo, han sido objeto de modificaciones en la circulación del agua y, en consecuencia, en las concentraciones de nutrientes (Páez-Osuna *et al.*, 1998; Braga *et al.*, 2000; Herrera-Silveira *et al.*, 2002; Ribeiro & Araújo, 2002). Las investigaciones sobre el estado trófico de las aguas costeras de América, también han reportado diferencias en los intervalos de concentración de los nutrientes -se presenta la comparación de los ecosistemas costeros de Latinoamérica con la Bahía de Florida y el norte del Golfo de México, por su posición sub-tropical- (Tabla 1.3). Como puede observarse, las publicaciones son pocas y los intervalos de concentración de los nutrientes también son diferentes, como en el caso de las zonas costeras de los países listados en la Tabla 1.2.

Tabla 1.2. Estado trófico o síntomas de eutrofización en aguas costeras superficiales; nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) y fósforo reactivo soluble (PRS), concentraciones en $\mu\text{mol l}^{-1}$.

Zona Costera	DIN	PRS	Estado trófico	Síntomas	
Gran Barrera de Coral, Australia	1	0,22 - 0,26		Concentraciones mayores en la Gran Barrera de Coral, comparadas a aguas del Mar del Coral	Bell, 1990
Oeste del Mar Negro	100,9 - 266,3 ^a	2,07 - 5,53	Eutrófico		Moncheva <i>et al.</i> , 2001
Mar Báltico	10 - 60	0,8 - 3	Eutrófico		Wasmund <i>et al.</i> , 2001
Bahía de Brest, Francia	8	0,12		El fitoplancton no se ha modificado por el incremento del N	Le Pape <i>et al.</i> , 1996
Firth de Clyde, Escocia	>12	>0,2		No ha habido indicio del cambio del estado trófico	Bock <i>et al.</i> , 1999
Isla de Rodas, Mar Egeo, Grecia	0,6 - 0,7	0,02 - 0,03	Oligotrófico		Ignatiades <i>et al.</i> , 1992
Golfo de Saronicos, Grecia	1,17 - 1,68	0,09 - 0,34	Mesotrófico a eutrófico		Ignatiades <i>et al.</i> , 1992
Golfo de Termaicos (Norte del mar Egeo)	0,59 - 4,63 ^a	0,44 - 0,69	Mesotrófico		Moncheva <i>et al.</i> , 2001
Costa de Apulian, Mar Adriático, Italia	<0,7 ^b	< 0,02	Oligotrófico		Dell'Anno <i>et al.</i> , 2002
Pesaro, Italia Mar Adriático	< 7 ^b	>0,16 ^a	Mesotrófico	Eventos de florecimientos de algas entre octubre y diciembre	Penna <i>et al.</i> , 2004
Bahía de Iskenderun, Turquía, Noreste del Mediterráneo	0,5 - 12	0,1 - 1,5		No hay eutrofización a pesar del aporte terrestre de nutrientes, aparentemente por la circulación del agua	Yilmaz <i>et al.</i> , 1992
Bahía de Palma, Mallorca, España	0,25 ^b	Sin datos	Oligotrófico	Aunque las aguas interiores no son claras ni transparentes	Fernández & Jansá, 1992
Costa de Cataluña, España	36,9	1,5		Valores más altos de nutrientes en zonas de alta demografía y en la desembocadura de los ríos	Olivos Ortiz, 2000

^a concentración total del nutriente; ^b N como NO_3^-

Tabla 1.3. Estado trófico o síntomas de eutrofización en aguas costeras superficiales en América; nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) y fósforo reactivo soluble (PRS), concentraciones en $\mu\text{mol l}^{-1}$.

Zona Costera	DIN	PRS	Estado trófico	Síntomas	
Bahía de Guanabara, Brasil	2,0 – 19,4	0,2 – 2,8	Eutrófico		Paranhos <i>et al.</i> , 1998
Bahía de Santos, Brasil	60 - 100	1,1 - 3	Eutrófico		Braga <i>et al.</i> , 2000
Norte del Golfo de México	8,13 ^a	0,34		Es la zona más grande con hipoxia	Justic <i>et al.</i> , 1995
Bahía de Florida, EUA	0,06 – 14,37	ND – 0,33		Fitoplancton limitado por P	Fourqurean <i>et al.</i> , 1993
	0,06 – 120,5	0,01 -1,1		Fósforo nutriente limitante	Boyer <i>et al.</i> , 1997
Bahía de Mazatlán, México	8,35	0,89	Eutrófico		Alonso-Rodríguez <i>et al.</i> , 2000
Costa de Campeche, México	1,1 – 69,7	0,03 - 2	Eutrófico		Herrera-Silveira <i>et al.</i> , 2002

^a N como NO_3^- ; ND: fuera del nivel de detección

Nedwell *et al.* (2002) argumentan que en el presente ninguna legislación existe que especifique las concentraciones aceptables de nutrientes en los estuarios, y en particular en el Reino Unido, no hay una clasificación actual de los ecosistemas costeros en relación a los intervalos de nutrientes.

Para determinar cuál es el estado trófico de la zona costera tropical de los países en vías de desarrollo, es necesario conocer cuál es la calidad del agua por nutrientes, cuáles son las causas que provocan cambios en las concentraciones y proporciones estequiométricas de los nutrientes, cuáles serían las estrategias para controlar la ocurrencia de la eutrofización, cómo es la respuesta de estos ecosistemas al estímulo del aporte de nutrientes, es decir, cómo funciona el filtro del modelo contemporáneo de eutrofización costera Fase II.

1.4. Hipótesis y Objetivos.

1.4.1. Hipótesis.

Debido a que en los países en vías de desarrollo los sistemas para la gestión y tratamiento de desechos sólidos y líquidos no existen o no son del todo eficientes, existe el riesgo de que se estén dando las condiciones para que el Proceso de Eutrofización se desarrolle en la zona costera, favorecido por las peculiares características del medio ambiente tropical.

1.4.2. Objetivos.

Evaluar cuantitativamente las fuentes potenciales de nutrientes de una zona costera tropical.

Determinar el estado trófico de subzonas costeras, al analizar la calidad del agua por nutrientes.

Proponer posibles rectificaciones para conservar o recuperar la calidad del agua costera al prevenir y controlar la eutrofización.

1.4.3. Estructura del trabajo.

El presente trabajo se presenta en tres secciones principales:

1. Causas de eutrofización costera en el Estado de Yucatán, México: Capítulo. Fuentes y aportes de nitrógeno y fósforo de la zona costera del Estado de Yucatán, México.

2. Consecuencias del aporte de nutrientes a la zona costera.
 - a) Capítulo. Calidad del agua de una zona costera tropical con descargas de aguas subterráneas; noroeste de Yucatán, México.
 - b) Capítulo. Estado trófico de la zona costera del noroeste de Yucatán, México.
3. Planteamiento de las rectificaciones para prevenir el Proceso de Eutrofización costera en el Estado de Yucatán, México.
 - a) Capítulo Síntesis y Conclusiones. Calidad del agua por nutrientes y eutrofización costera en el Estado de Yucatán, México.

Cada capítulo se presenta como un apartado independiente, y para facilitar la lectura del trabajo, se repiten algunos párrafos de la descripción de la zona de estudio y de la metodología.

Capítulo 2.

Área de Estudio.

2.1. Estados Unidos Mexicanos – México –.

Las costas de los Estados Unidos Mexicanos (Fig. 2.1), localizado en Norteamérica, al sur de los Estados Unidos de América y al norte de Guatemala y Belice, están bañadas por aguas marinas distintas, por el Golfo de México, el Mar Caribe y el Océano Pacífico.



Fig. 2.1. Estados Unidos Mexicanos (adaptado de INEGI, 2000).

La extensión territorial de México es de 1.964.375 Km², de los cuales 1.959.248 Km² son superficie continental y 5.127 Km² corresponden a superficie insular. Al añadir a esta superficie la Zona Económica Exclusiva obtenemos como superficie total de México 5.114.295 Km² (INEGI, 2000). México destaca entre los países del mundo por la extensión de sus litorales, que es de 11.122 Km, exclusivamente en su parte continental sin incluir litorales insulares (INEGI, 2000). Este país es reconocido por las diferentes culturas de sus pueblos indígenas, por sus ciudades arqueológicas y coloniales, pero sobretodo, por la diversidad de sus playas, esto es una condición medio ambiental que ha dotado al país de un diverso litoral.

La zona costera mexicana está sometida a la presión de las diferentes actividades económicas que se desarrollan, como en las salinas más grandes del mundo, ubicadas en la Laguna de Ojo de Liebre en el desierto del Vizcaíno en Baja California Sur, la explotación petrolera en el Golfo de México y los grandes complejos turísticos del Pacífico en Cabo San Lucas, Baja California Sur, en Mazatlán, Sinaloa, en Puerto Vallarta, Jalisco, en Manzanillo, Colima, en Acapulco, Guerrero y en Huatulco, Oaxaca, y del Caribe, Cancún, Quintana Roo, enclavada en la bautizada Rivera Maya.

En materia ambiental hay mucho por hacer, la protección al medio ambiente, entre el que se incluye al ambiente costero, es un tema de prioridad de México (INE, 2000), a pesar de ello, los problemas que se presentan se deben a que en el país los programas de educación y protección ambiental y los sistemas de depuración de desechos son recientes o poco eficientes (Páez-Osuna *et al.*, 1998; ArandaCirerol, 2001). Por otro lado, la información sobre la calidad del agua costera por nutrientes, ha empezado a generarse pocos años atrás (Merino *et al.*, 1992; Contreras *et al.*, 1997; Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; Herrera-Silveira *et al.*, 2002).

México es un país grande y puede ser estudiado a diferentes escalas espaciales; una de las regiones que llama particularmente la atención es la Península de Yucatán, integrada por los Estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo, por el crecimiento demográfico que ha tenido en la segunda mitad del siglo XX (Fig. 2.2; Tabla 2.1). Esta península está localizada en el extremo este del país, en el meridiano 90° W y en latitudes cercanas al Trópico de Cáncer, entre los paralelos 18° y 22° N, rodeada por el Mar Caribe y principalmente por el Golfo de México (Fig. 2.1 y 2.2).

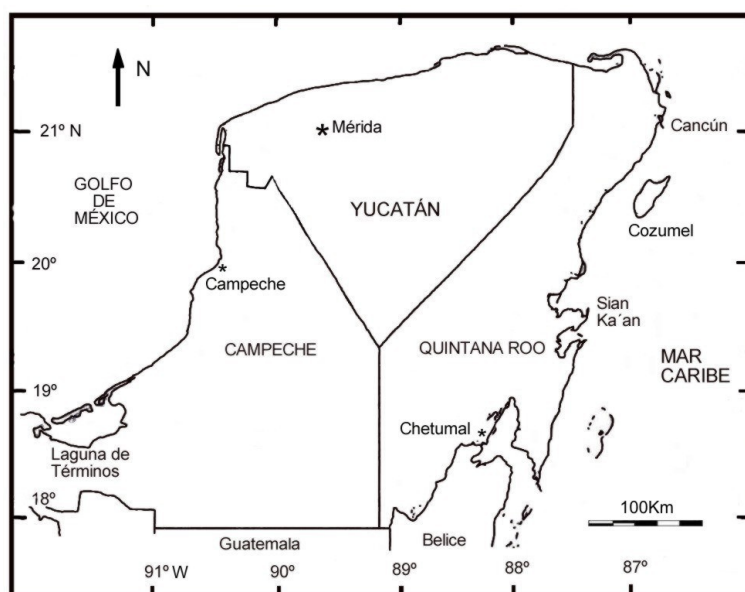


Fig. 2.2. Península de Yucatán, México, integrada por los Estados de Campeche, Yucatán y Quintana Roo, (*) ciudades capitales.

Tabla 2.1. Demografía de los Estados Unidos Mexicanos y la Península de Yucatán, del año 1950 y 2000 (INEGI, 2001).

Región/ Año	1950	2000
	No. de habitantes	
Estados Unidos Mexicanos	25.791.017	97.361.711
Campeche	122.098	689.656
Yucatán	516.899	1.655.707
Quintana Roo	29.967	873.804

2.2. Golfo de México.

El Golfo de México es un mar semicerrado con una profundidad máxima aproximada en su región central de 3.500 metros, donde se localiza la Fosa de Sigsbee (23°N, 93°W), (Capurro & Reid, 1972; Martínez-López & Parés-Sierra, 1998), (Fig. 2.3).

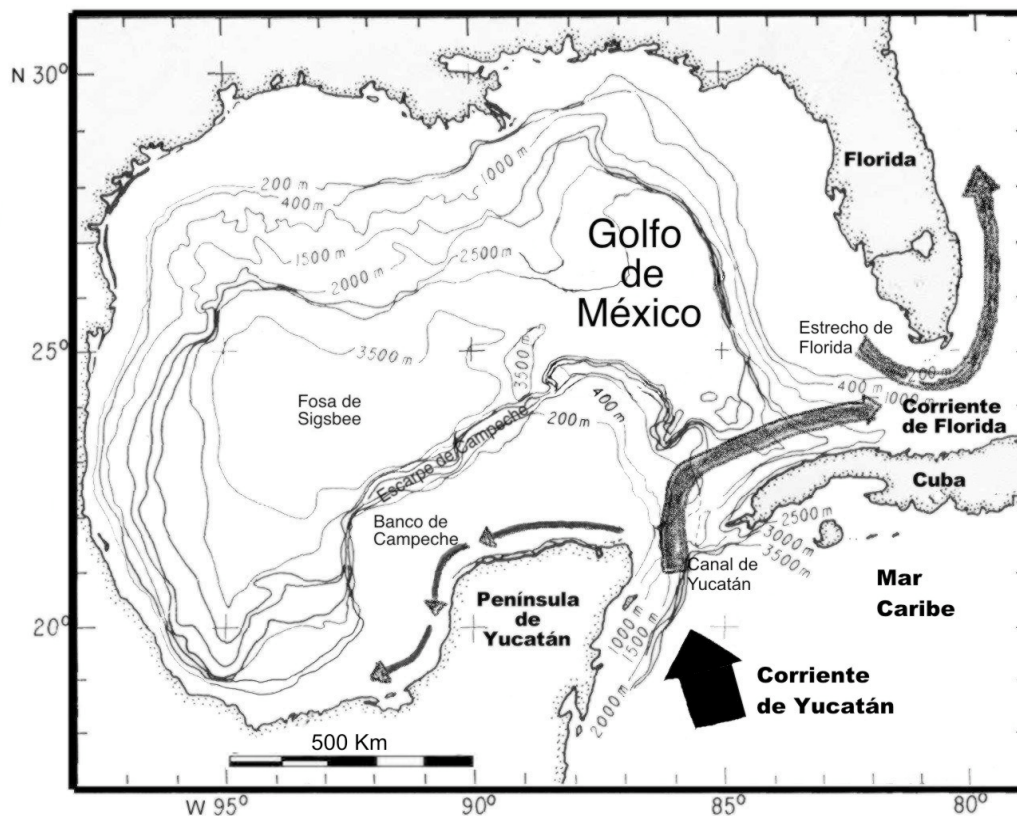


Fig. 2.3. Batimetría y corrientes del Golfo de México (adaptada de Martínez-López & Parés-Sierra, 1998).

El área total del Golfo de México es de $1.64 \times 10^6 \text{ Km}^2$ y contiene un volumen de agua de $2.3 \times 10^6 \text{ Km}^3$. Comparativamente en área, el Golfo de México representa el 60,9% del Mar Mediterráneo. La dimensión este-oeste del Golfo de México es de 1.600 Km; la región occidental tiene una

extensión norte-sur de 1.300 Km, mientras que la oriental es de 900 Km (Capurro & Reid, 1972; Martínez-López & Parés-Sierra, 1998).

La Zona Económica Exclusiva del Golfo de México es del orden de $0.9 \times 10^6 \text{ Km}^2$, el 30% de los $3.1 \times 10^6 \text{ Km}^2$ que integran la Zona Económica Exclusiva Mexicana, y que representa aproximadamente el 55% del área total del Golfo de México. Es una unidad oceanográfica altamente productiva que cubre casi el 30% de los 11.122 Km del litoral mexicano (Capurro & Reid, 1972; INEGI, 2000), (Fig. 2.3).

Las mareas en el Golfo de México son el resultado del forzamiento indirecto de las oscilaciones de marea en el Océano Atlántico y del forzamiento astronómico directo sobre él. Se ha determinado que la respuesta del Golfo de México a la marea semidiurna con amplitudes típicas para esta cuenca son del orden de 1 cm en las regiones profundas, de 7 a 9 cm en el margen occidental y de 17 a 33 cm para las costas localizadas sobre las amplias plataformas continentales, donde las crestas de la onda de marea semidiurna son aproximadamente paralelas a las isóbatas en la plataforma de Florida. El carácter de las fluctuaciones del nivel del mar es predominantemente diurno en la región central de la cuenca y semidiurno cerca de las costas (Capurro & Reid, 1972; Martínez-López & Parés-Sierra, 1998).

El Golfo de México se comunica al Océano Atlántico por el estrecho de Florida y al Mar Caribe por el Canal de Yucatán. Dentro de sus características morfológicas sobresalientes destaca lo amplio de la plataforma continental en las penínsulas de Florida y Yucatán (Fig. 2.3), (Capurro & Reid, 1972). La circulación oceánica en el Golfo de México está condicionada por la distribución de las masas terrestres y acuáticas, por el relieve submarino y por la cabeza hidráulica que se genera en el Canal de

Yucatán, como consecuencia de la acumulación del agua en ese “cuello de botella”, que proviene de una fuerte corriente llamada *Corriente de Yucatán* (Fig. 2.3). Esta elevación del nivel del agua genera una corriente oceánica que penetra a través de dicho estrecho al Golfo de México. El volumen de agua que circula por el mismo oscila entre 25 a 35 sverdrups* (Capurro & Reid, 1972).

2.3. Península de Yucatán.

La Península de Yucatán es la parte que ha emergido de una extensa plataforma de piedra caliza del mismo nombre -Plataforma de Yucatán- al sur del Golfo de México (Fig. 2.3). La mayor parte de la plataforma de Yucatán ha sido lugar del depósito de carbonato de calcio, desde el comienzo del Terciario y durante el Cuaternario las condiciones sedimentarias han sido generalmente análogas, es decir, que los sedimentos de carbonato se depositaron sobre caliza más antigua (Logan, 1969; Bryant *et al.*, 1991). Sobre la plataforma de Yucatán fluye de este a oeste un ramal de la Corriente de Yucatán, que es un desprendimiento de la corriente principal, que va del Mar Caribe al Golfo de México a través del Canal de Yucatán y aflora por el Estrecho de Florida para formar la Corriente del Golfo (Fig. 2.3). La velocidad de la Corriente de Yucatán sobre la plataforma es de 18,5 a 20 Km por día (Logan, 1969; Capurro & Reid, 1972).

La plataforma continental o área sumergida de Yucatán, al norte y oeste, se llama *Banco de Campeche*, que desciende suavemente de sur a norte hasta un margen con profundidades promedio de 200 metros, y está limitada al oeste, norte y este por taludes inclinados (escarpas) que lo llevan

* 1 Sverdrup (Sv) equivale a $1 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{seg} = 3.15 \times 10^{13} \text{ m}^3/\text{año}$.

desde el borde exterior de la plataforma sumergida hasta profundidades abisales del Golfo de México y del Mar Caribe. El extremo occidental se conoce como *Escarpe de Campeche* (Fig. 2.3), (Capurro & Reid, 1972; Bryant *et al.*, 1991). El Banco de Campeche es una terraza somera que se extiende en el Golfo de México entre 185 y 330 Km más allá de la presente línea de costa. El área de la plataforma es de aproximadamente 75×10^3 Km² y el fondo desciende suavemente desde el margen costero hasta el corte de la plataforma, con una pendiente de 0,3 a 1,5 metros por milla (Logan, 1969; Bryant *et al.*, 1991).

La plataforma emergida o Península de Yucatán se describe como una planicie de caliza ondulada con bajas colinas y depresiones con escaso suelo debido a la dominancia rocosa del sustrato, que soporta una densa cubierta forestal húmeda tropical. Las elevaciones aumentan de norte a sur, pero muy pocas colinas exceden los 150 metros sobre el nivel medio del mar (Logan, 1969; Bryant *et al.*, 1991). La Península de Yucatán es una región de topografía cárstica desprovista de sistemas de drenaje superficial -sin ríos-; en consecuencia, los sedimentos de la cuenca no están afectados por detritos terrígenos, y por lo tanto, éstos no han influido en la forma y pendiente de la plataforma, que en su mayor parte carece de barreras físicas, por lo que el oleaje generado por el sistema de vientos del Golfo de México y las corrientes de marea se desplaza sin dificultad (Logan, 1969; Capurro & Reid, 1972; Bryant *et al.*, 1991).

Las corrientes de playa, generadas por la acción de la disipación de las olas oceánicas y/o por la descarga de acuíferos en la costa, han sido poco estudiadas en Yucatán. Su importancia reside en el hecho de que con motivo del fenómeno global de concentración demográfica en el litoral, del que no es excepción la Península de Yucatán por el intenso desarrollo costero para propósitos de recreación, son ya visibles procesos de erosión

en la costa y en la disminución en la calidad de agua costera en algunas regiones en esta zona del Golfo de México. El conocimiento de las corrientes de playa es una información básica para evaluar el impacto de tales procesos (Capurro, 2000).

En la Península de Yucatán, durante el período de enero a junio los vientos son predominantes del este y sudeste, y en el período de junio a diciembre soplan generalmente del norte y del este. Las tormentas del norte en la costa de Texas también llegan a Yucatán, lo origina un fuerte viento del norte de corta vida durante los meses de noviembre a enero (Logan, 1969). Los huracanes atraviesan ocasionalmente la plataforma de Yucatán; por ejemplo, el Huracán “Gilberto” en 1988, “Roxanna” en 1995 e “Isidoro” en 2002, y poco se conoce sobre los efectos de esta perturbación en los procesos costeros.

La salinidad del agua sobre la plataforma de Yucatán se ha reportado entre 35 a 36,25 y la temperatura en la superficie del mar, en el oeste de la plataforma, es entre 29 y 30°C, durante el verano; la temperatura más baja es en febrero, 24°C. La presencia de agua fría que surge o mana en el margen oriental de la península y que proviene del fondo de la Corriente de Yucatán, tiene una temperatura entre los 17 y 18°C, y se ha sugerido que puede ser responsable de la ausencia de arrecifes de coral en esa área (Logan, 1969).

El perfil del subsuelo de la Península de Yucatán está formado principalmente por calcita que presenta depósitos de coquina, caliche, capas finas de dolomita, aberturas cavernosas del carst, poros y fracturas formadas por disolución (González-Herrera *et al.*, 2002). La precipitación pluvial en la mayoría de la península se evapotranspira o percola por el subsuelo cárstico de piedra caliza (Hanshaw & Back, 1980; Bryant *et al.*, 1991). Los acuíferos

son frecuentes y voluminosos, que forman un sistema de vasos comunicantes, favorecidos por la alta permeabilidad de la piedra caliza, porque el carbonato de calcio del subsuelo, al no dejar residuos al disolverse forma un sistema cárstico bien desarrollado, que permite la infiltración irrestricta, y por su alta transmisividad, se produce un movimiento lateral del agua subterránea hacia la zona costera, que brota en los manantiales o en forma difusa por fractura de la roca (Fig. 2.4), (Hanshaw & Back, 1980; Steinich *et al.*, 1996; González-Herrera *et al.*, 2002). Esta peculiar hidrografía, ausencia de ríos y presencia de manantiales de agua subterránea en el litoral, es el rasgo característico de esta península (Logan, 1969; Capurro & Reid, 1972; Hanshaw & Back, 1980; Bryant *et al.*, 1991).



Fig. 2.4. Manantial de agua subterránea en el mar de Dzilam de Bravo, Yucatán, México.

Los niveles freáticos se encuentran a profundidades en el subsuelo que varían entre 2 a 3 metros en el cordón litoral hasta 130 metros en el vértice sur de la península; existen acuíferos expuestos, localmente llamados *Cenotes* y *aguadas*. Los *Cenotes* (*ts'onot* (dzonot) vocablo maya que significa *hoyo*), son cuerpos de agua dulce que se formaron al haberse fracturado por disolución, derrumbe o impacto la bóveda calcárea, lo que

permitió que el agua subterránea sea visible (Fig. 2.5), (Hanshaw & Back, 1980; INEGI, 1994).

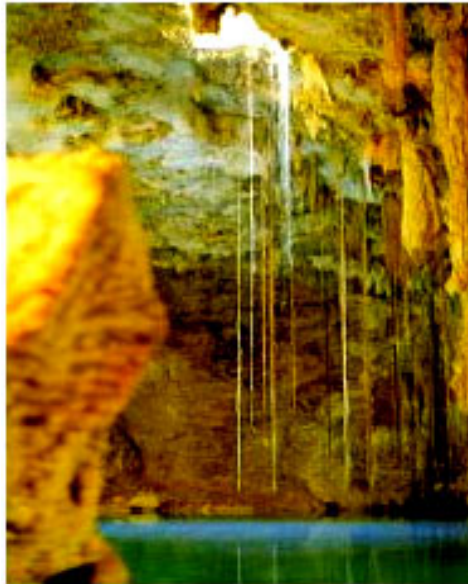


Fig. 2.5. Cenote y bóveda. En la parte superior se aprecia la bóveda de piedra caliza perforada; abajo el agua subterránea.

2.4. Estado de Yucatán.

Yucatán, México, es el Estado líder de la península; en el año 2000 tenía una población de 1.655.707 habitantes, y en su ciudad capital Mérida, habitaba el 42,48 % de la población total, es decir, 703.324 personas (INEGI, 2001). La extensión territorial del Estado es de 43.379 Km², que es el 2,2% de la superficie de México, sus coordenadas geográficas extremas son al norte 21°38', al sur 19°32' de latitud norte; al este 87°22', al oeste 90°24' de longitud oeste (Fig. 2.2), (INEGI, 1994).

El suelo del Estado de Yucatán exhibe una acumulación de cenotes que forman una línea circular, que se conoce como el *Anillo de Cenotes* (Anónimo, 1984), y se ha relacionado con el impacto de un meteorito, el *cráter de Chicxulub* (Fig. 2.6), (Hildebrand *et al.*, 1991; Pope *et al.*, 1991). Se ha propuesto que existe un flujo de agua subterránea de sureste a noroeste hacia el Anillo de Cenotes, que concentra el agua como un río subterráneo y la conduce hacia el litoral, cerca de Dzilam de Bravo y Celestún (Fig. 2.6 y 2.7), (Hanshaw & Back, 1980; Perry *et al.*, 1995; Steinich *et al.*, 1996), donde es más evidente la presencia de los manantiales (Fig. 2.4).

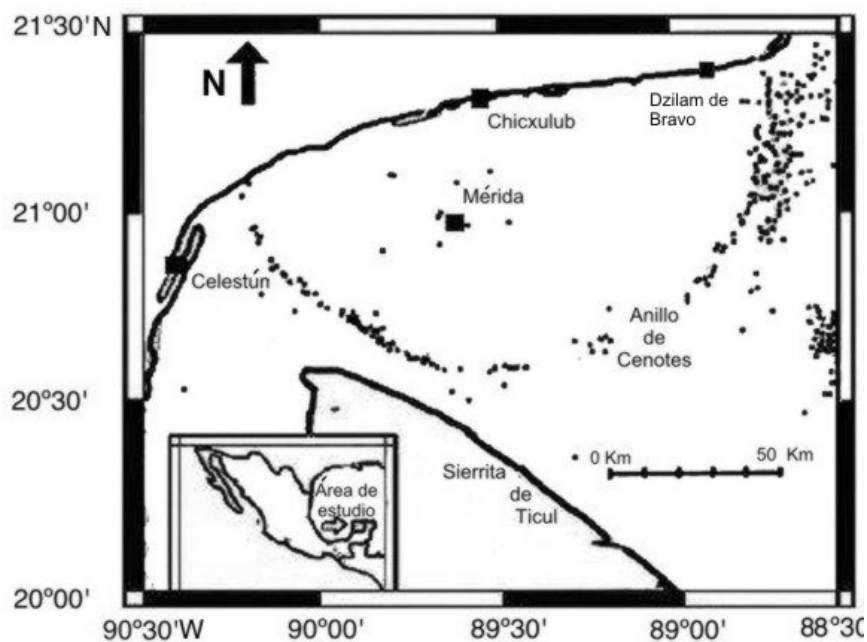


Fig. 2.6. Fisiografía del Estado de Yucatán. Anillo de Cenotes y Sierrita de Ticul (Anónimo, 1984). Los puntos negros son cenotes (modificado de Steinich *et al.*, 1996).

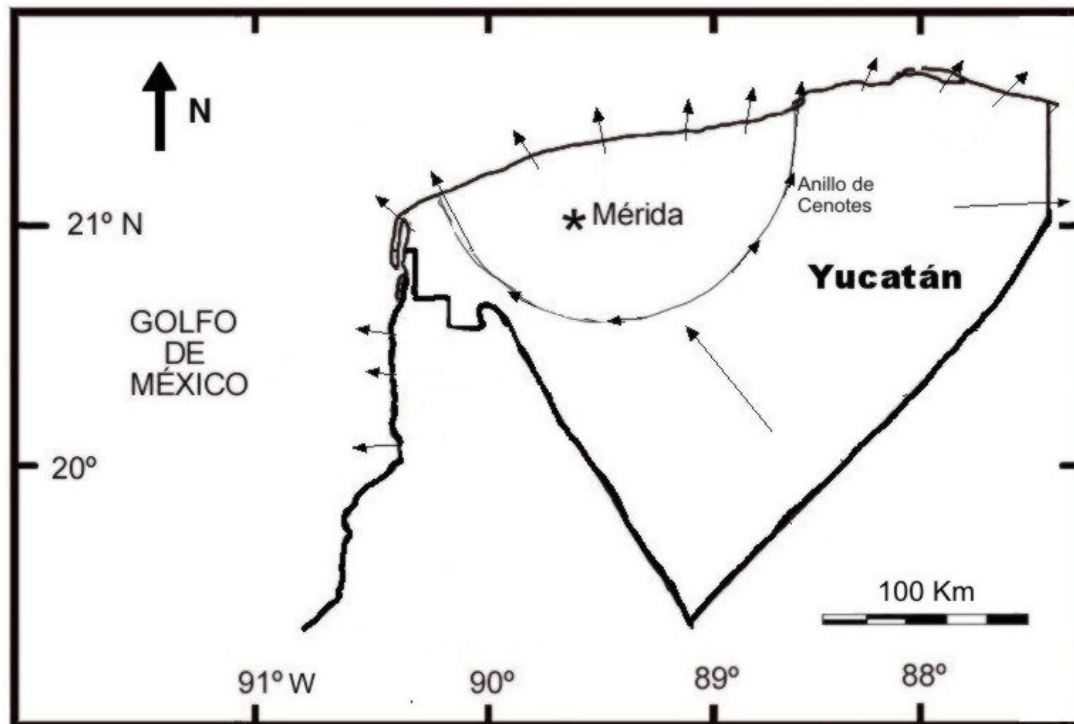


Fig. 2.7. Diagrama del flujo del agua subterránea en Yucatán, según Hanshaw & Back (1980), Perry *et al.* (1995) y Steinich *et al.* (1996).

La fisiografía de Yucatán se divide en tres subregiones, la Planicie marina al norte, que ocupa en extensión el 5% del Estado, compuesta de playas de arena blanca -Regosol-, de 1 Km de ancho aproximadamente; paralela a ellas se llegan a formar ciénegas que a trechos se enlazan con el mar y forman áreas pantanosas con abundante manglar. Al centro, este y oeste del Estado, se encuentra la Planicie cárstica con una extensión del 75% del territorio, que se extiende varios kilómetros y consta de lomas que suben gradualmente hasta altitudes de 10 a 35 metros sobre el nivel medio del mar, asociados a hondonadas de 5 a 10 metros de profundidad, excepto en la subregión del Karso y Sierra o *Sierrita de Ticul*, al sur y suroeste, que ocupa el 20% de la superficie estatal. Esta pequeña y baja Sierra, presenta lomas, áreas entre montículos bien drenadas y colinas elevadas con altitudes de 30 a 210 metros sobre el nivel medio del mar, con una extensión

aproximada de 110 Km; la “Sierrita” es el principal rasgo fisiográfico del Estado (Fig. 2.6), (INEGI, 1994).

Yucatán tiene altas temperaturas en todo su territorio, la temperatura media anual es de 26°C (Fig. 2.8a). Esta temperatura se debe a la escasa altitud del territorio, que va del nivel del mar en el norte hasta los 210 metros al sursuroeste en la Sierrita de Ticul, o también llamada *Cordón Puc*, al relieve plano o escasamente ondulado y a su ubicación al sur del Trópico de Cáncer (INEGI, 1994). La temperatura junto con las diferentes cantidades de precipitación pluvial anual que se producen en el Estado, han propiciado el predominio de tres tipos de climas. El clima es principalmente Cálido subhúmedo con lluvias en verano, A(w), en el 84,95% de la superficie del Estado. Paralelas a la costa se presentan dos franjas con clima Semiseco muy cálido y cálido, BS₁(h'), y Seco muy cálido y cálido, BS (h'), que son el 13,18 y 1,87% de la superficie restante, (Fig. 2.8b) (INEGI, 2001). La precipitación promedio anual en el 85% del Estado de Yucatán (tierra adentro) es de 1.100 mm (Fig. 2.8c), (CNA, 2000; INEGI, 1994, 2001).

Los terrenos poseen abundancia de rocas con suelos delgados, que se clasifican en dos grupos: litosoles negros y rendzinas rojas, que contienen óxidos de metal amorfos y minerales secundarios estables, como las Illitas (mica), talco y cloritas heredadas de la calcita y dolomita (INEGI, 1994; Shang & Tiessen, 2002). A pesar de que las características edáficas o del suelo son adversas para las actividades agrícolas y ganaderas, el Estado de Yucatán presenta las extensiones más importantes de agricultura y pastizal de la península. El cultivo más importante fue el henequén (*Agave sisilana*), pero también se produce maíz, frijol (judías), chile (guindilla), calabaza y naranja. El pastizal cultivado se concentra sobre todo al noreste, en las inmediaciones de Tizimín, donde se desarrolla la cría y engorda de ganado vacuno; se cultiva principalmente pasto guinea, estrella africana y

buffel (Fig. 2.8d), (INEGI, 1994, 2001). La mayor parte del Estado de Yucatán presenta vegetación de Selva, afectada casi toda por agricultura nómada. A lo largo de la costa se desarrolla el Manglar (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans* y *Conocarpus erectus*), además de otros tipos de vegetación como el tular (espadaña) y vegetación de dunas costeras (Fig. 2.8d), (INEGI, 1994, 2001).

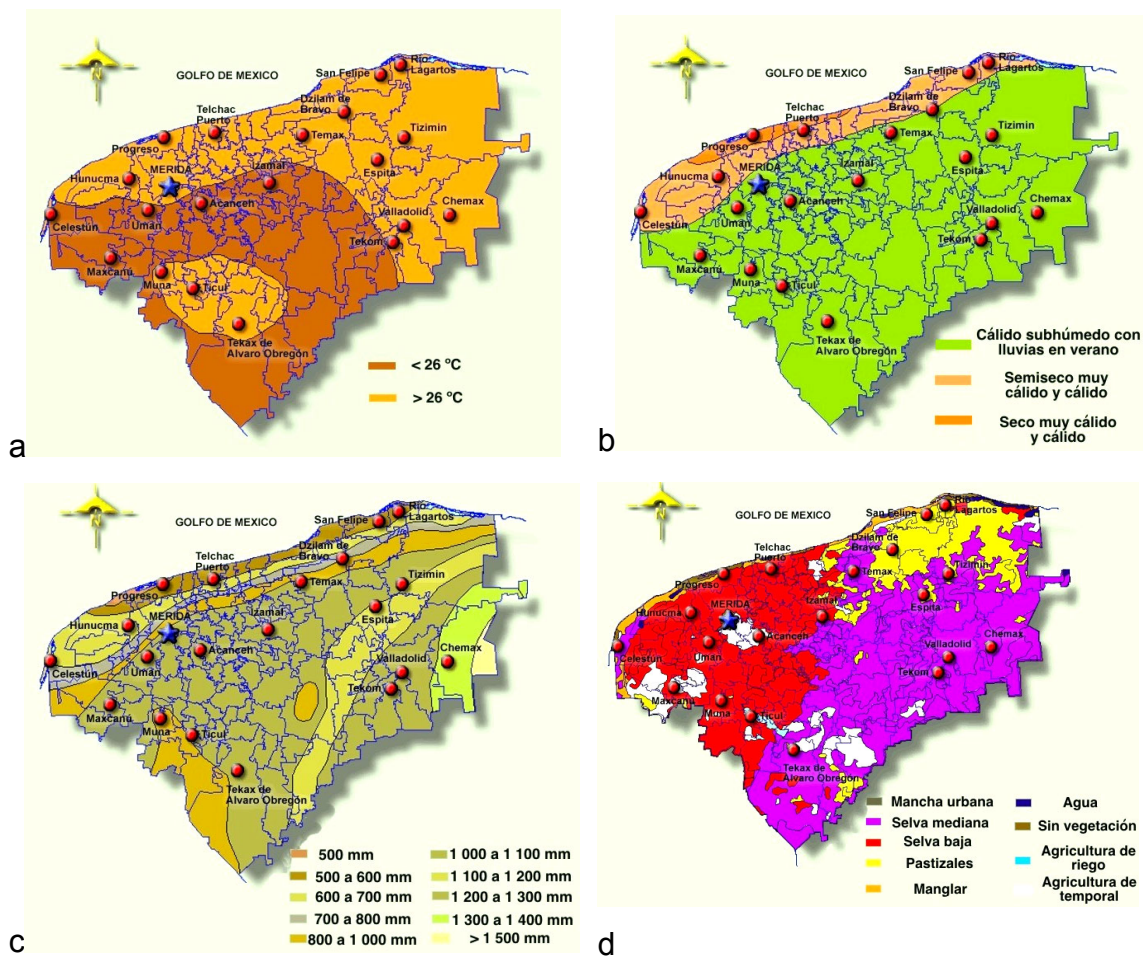


Fig. 2.8. Información geográfica del Estado de Yucatán, México. a) Temperatura; b) Clima; c) Precipitación pluvial; d) Vegetación (INEGI, 2001).

En este Estado existen las zonas menos húmedas de la Península de Yucatán; la humedad se desplaza de la parte norte y menos húmeda, hasta la porción oriental con mayor humedad. En la parte norte se desarrolla la

selva baja caducifolia, formada por árboles con alturas que oscilan entre 4 y 15 metros, donde la mayor parte de ellos pierden el follaje durante la época seca. Gran parte del área que originalmente ocupaba esta selva presenta hoy agricultura y pastizales cultivados (Fig. 2.8d), (INEGI, 1994, 2001). Hacia los lugares más húmedos del centro y oriente del Estado, crece la selva mediana subcaducifolia (Fig. 2.8d), profundamente afectada por la agricultura nómada, en donde se acostumbra derribar y quemar la vegetación para sembrar durante algunos ciclos y cuando el suelo agota sus nutrientes, el terreno se abandona muchos años para después sembrar de nuevo; de esta manera la selva se mantiene en un permanente estado de desequilibrio (INEGI, 1994; Shang & Tiessen, 2002).

En el Estado de Yucatán el año puede dividirse en tres épocas climáticas, que los lugareños llaman *Secas*, *Lluvias* y “*Nortes*”, que se caracterizan por el régimen de lluvias (Fig. 2.9) y por el patrón de vientos del norte y del este y sudeste (Logan, 1969; Herrera-Silveira; 1993). Durante la primavera, de marzo a principio de junio, es la época de *Secas*, que es cuando se registran los valores más bajos de precipitación pluvial. Durante el verano y el otoño, de junio a octubre, es la época de *Lluvias*, y cuando también puede presentarse algún huracán, por ser la época de huracanes del Atlántico y del Mar Caribe. La época del otoño y el invierno, de noviembre a febrero, se conoce como “*Nortes*”, porque aunque no es un período regular de lluvias, se pueden presentar tormentas que se originan en el norte de EUA y que atraviesan Texas, con vientos fuertes de corta vida, (Logan, 1969; INEGI, 2001).

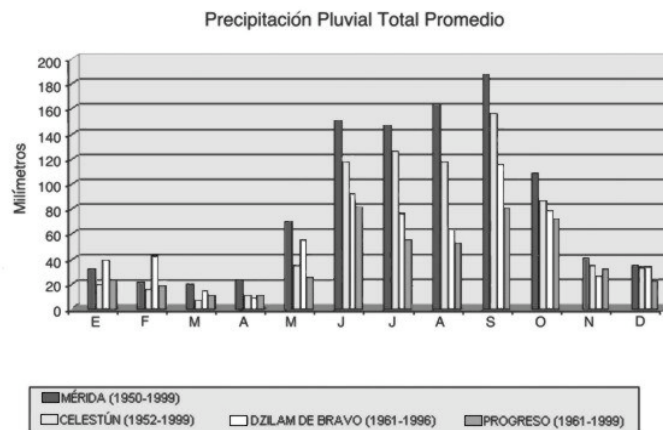


Fig. 2.9. Precipitación pluvial promedio mensual de las localidades del noroeste de Yucatán y de la capital Mérida (Adaptada del INEGI, 2001).

2.4.1 Antecedentes de la zona.

Son diversos los problemas que afectan a los 360 Km del litoral de Yucatán y numerosas las medidas que hay que tomar en cuenta para poder determinar la calidad del agua de su costa. Al ser el Estado líder en la península, con un crecimiento demográfico sostenido (Fig. 2.10); en las últimas décadas se han establecido numerosas empresas de diferente oficio, donde destaca la industria textil y de confección de tejidos para exportación (llamadas localmente Maquiladoras) y la turística en la costa, en los grandes centros urbanos y en las zonas arqueológicas. También, se ha incrementado el cultivo de hortalizas y la cría y engorda de ganado porcino y aves de corral, por ser estos productos la base de la gastronomía de la región (INEGI, 2000; ArandaCirerol, 2001). Por ello, se están destinando mayores áreas, además de aquellas donde se sembraba henequén, de la selva baja y de agricultura de temporal, en las inmediaciones de la ciudad de Mérida para el desarrollo de estas industrias (Fig. 2.8d).

Por otro lado, la población continua migrando a la ciudad de Mérida, localizada a 33 Km de la costa, porque ahí obtiene mayores oportunidades de trabajo y cuenta con mejores opciones para el ocio. Las aguas residuales que se generan en esta ciudad se vierten a fosas sépticas, ya que no existe un sistema de alcantarillado municipal; comúnmente estas fosas presentan infiltraciones y el efluente no es depurado completamente. En las industrias los sistemas de depuración no están controlados, y los pocos sistemas de tratamiento primario y secundario, son poco eficientes. En esta región está localizado el basurero más grande de la península, y en 1999 se inició la construcción y habilitación de un relleno sanitario; todos los lixiviados que se producen se estuvieron infiltrando con relativa facilidad al subsuelo por su geomorfología cárstica, (Pacheco & Cabrera, 1997; Graniel *et al.*, 1999; ArandaCirerol, 2001), pero todavía sigue siendo un problema ambiental a resolver, sobretodo en el reciclado de materiales sólidos.

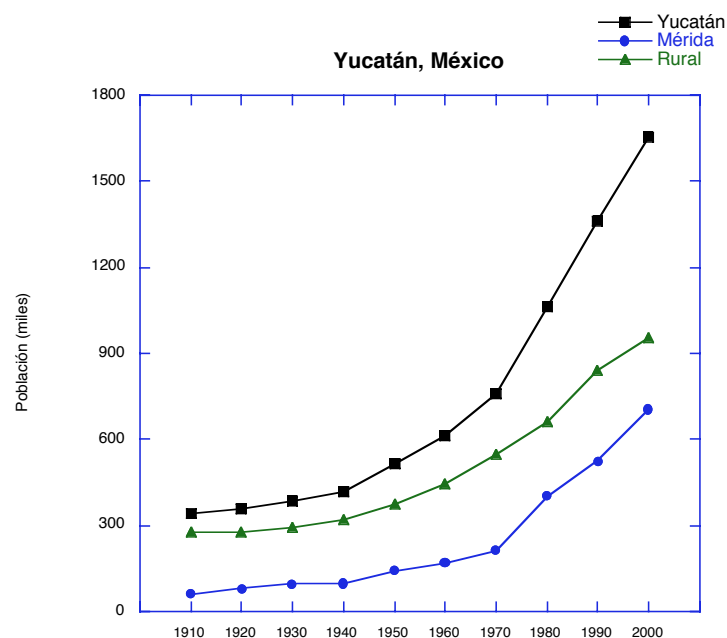


Fig. 2.10 Demografía del Estado de Yucatán, de su ciudad capital Mérida y del interior, de 1910 al 2000 (INEGI, 2000).

En resumen, debido a que en Yucatán las actividades económicas están aumentando y la gestión en la depuración de los desechos es poco eficiente, las fuentes de nutrientes se están incrementando; estos contaminantes, que se generan tierra dentro en la península, se arrastran por escorrentía al agua subterránea, y finalmente se están descargando en la zona costera. Esta condición ha llevado a plantearse las preguntas ¿De qué manera se está afectando al ambiente costero por los vertidos de desechos en el interior del Estado de Yucatán? ¿Cuál es la calidad del agua costera por nutrientes? ¿Cuál es el estado trófico del agua costera? ¿Cuál es la respuesta del filtro de la Fase II del modelo contemporáneo de eutrofización? Las respuestas a estas preguntas no habían sido respondidas, ya que en el ambiente costero de Yucatán se realizaban trabajos en lagunas costeras (e.g. Herrera-Silveira, 1993; Herrera-Silveira & Comín, 1995), cuya finalidad era determinar las concentraciones de nutrientes y su disponibilidad para los productores primarios, en las épocas climáticas del año; sin embargo, estudios a lo largo de la zona litoral que consideren la influencia continental sobre el ambiente costero no existían, lo que motivó la realización de la presente investigación.

2.5. Zona costera de estudio: Noroeste de Yucatán, México.

El estudio se realizó en la costa noroeste de Yucatán, México, que cubre una extensión de 160 Km aproximadamente, específicamente en las costas de las localidades de Dzilam de Bravo, Progreso, Sisal y Celestún, que se encuentran en el entorno del Anillo de Cenotes (Fig. 2.11). Es una zona en la que predominan las playas de arena blanca, en las que domina el oleaje y tiene un régimen micromareal.

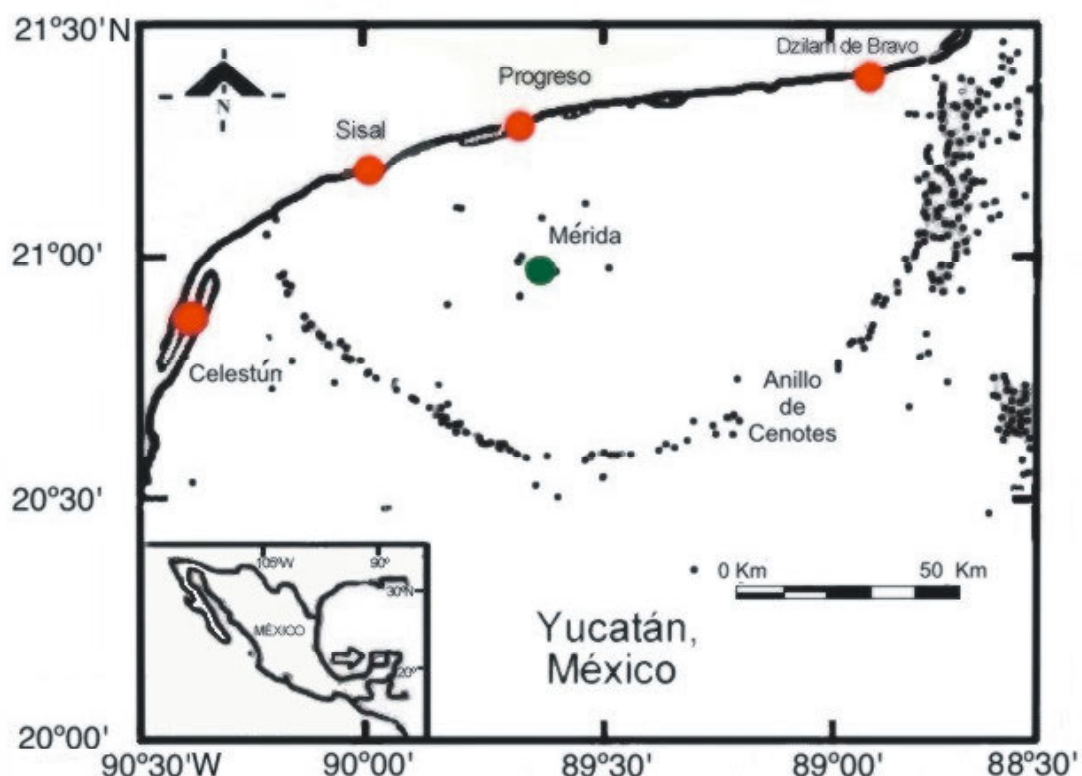


Fig. 2.11. Noroeste del Estado de Yucatán, Península de Yucatán, México. Localidades costeras de muestreo, Dzilam de Bravo, Progreso, Sisal y Celestún. Mérida, ciudad capital. Los pequeños puntos negros son cenotes; nótese el Anillo de Cenotes.

Dzilam de Bravo está ubicado en la región central litoral norte del Estado de Yucatán. Queda comprendido entre los paralelos $21^{\circ} 19'$ y $21^{\circ} 32'$ latitud norte y los meridianos $88^{\circ} 35'$ y $88^{\circ} 58'$ longitud oeste; a una altitud promedio de 2 metros sobre el nivel medio del mar y tiene una población de 2.410 habitantes (INEGI, 2001), (Fig. 2.12). El clima de este puerto es semiseco muy cálido y cálido, $BS_1(h')$, y la temperatura media anual del aire es de $24,2^{\circ}\text{C}$; la precipitación promedio anual es de 655 mm. La costa del pueblo está protegida del oleaje por una barra de arena, por lo que no tiene playa y en el litoral no urbanizado predomina la vegetación de mangle (INEGI, 1994, 2001). La zona de estudio es poco profunda, de 1,5 metros en

promedio y el fondo del mar está cubierto por una extensa cama de pastos marinos, donde predomina *Thalassia testudinum*, y también se encuentra *Halodule wrightii* y *Syringodium filiforme*. Las descargas de agua subterránea son evidentes, por los numerosos manantiales que se encuentran en la zona (Fig. 2.4). Esta localidad puede considerarse como una zona prístina, por su baja densidad demográfica y el turismo no es intenso. Los habitantes desarrollan actividades de pesca costera y agricultura de temporal.



Fig. 2.12. Dzilam de Bravo, Yucatán, México. En primer plano en el mar se distinguen las pequeñas embarcaciones de pesca costera y la tonalidad oscura del agua se debe a la extensa cama de pastos marinos. En la zona pantanosa y en el mar hay manantiales de agua dulce. La zona urbana se extiende sobre el margen costero 1,5 Km aproximadamente (Foto de abril del 2002).

Progreso es el puerto principal de la región, está localizado en la región litoral norte. Queda comprendido entre los paralelos 21° 10' y 21° 19' latitud norte y los meridianos 89° 34' y 89° 57' longitud oeste; a una altura promedio de 2 metros sobre el nivel medio del mar; tiene un clima seco muy cálido y cálido, BS (h'); la temperatura promedio anual del aire es de 26°C y la precipitación media anual es de 491 mm (INEGI, 1994). Su población es de 48.692 habitantes (INEGI, 2001). La costa está totalmente urbanizada y tiene playas con arenas marinas recientes, sueltas, calcáreas, de infiltración muy rápida (Regosol), que son de interés para el turismo nacional y extranjero. El fondo marino es arenoso con escasos pastos marinos - *Thalassia testudinum* y *Halodule wrightii*-; las descargas de aguas subterráneas se presentan en forma difusa por fractura de la roca, por lo que no son evidentes como los manantiales (Fig. 2.13), (INEGI, 1994). Este puerto se encuentra a 33 Km al norte de la ciudad capital de Mérida y tiene un muelle de altura para el atraque de barcos de gran calado, que trasportan mercancías y petróleo, y últimamente arriban Cruceros de turistas, por ello cuenta con la mayor actividad industrial de la Península de Yucatán, y por lo tanto, es el puerto mexicano más importante de esta zona del país. La económica de esta localidad, se basa entonces en la pesca, la actividad portuaria, el turismo y la maquila (producción de manufacturas textiles para su exportación).

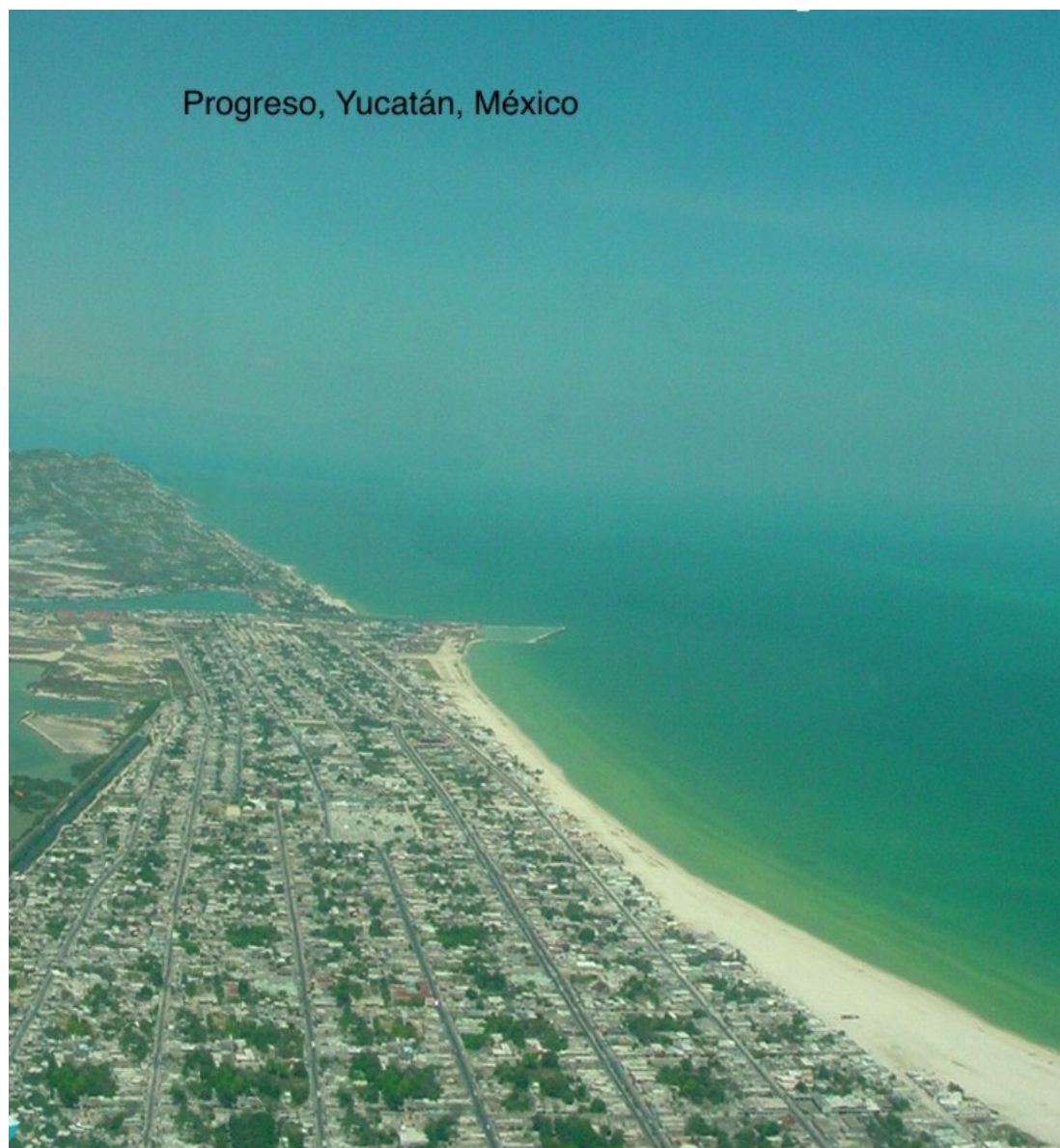


Fig. 2.13. Progreso, Yucatán, México. Principal puerto del Estado. La costa de estudio se extiende 7 Km, aproximadamente, está completamente urbanizada, como se observa en primer plano; se distingue la interrupción de la playa, que es la entrada al puerto de abrigo de embarcaciones menores y de mediana altura (Foto de abril del 2002).

Sisal es el antiguo puerto de la región, desplazado por Progreso donde en 1871 se trasladó oficialmente la aduana marítima; presenta condiciones climatológicas y de precipitación pluvial similares a Progreso,

por encontrarse en la misma subregión fisiográfica a aproximadamente 30 Km al oeste de ese puerto. La zona urbana en la que viven 1.545 habitantes (INEGI, 2001), también tiene playas con arenas de tipo Regosol y en la costa no urbanizada existe vegetación de duna (Fig. 2.14), (INEGI, 1994). La actividad económica principal es la acuicultura de camarón –gambas-, que ha ido apartando a la pesca costera local, aunque ésta es todavía de importancia. La granja acuícola está construida en tierra sobre la playa a aproximadamente 3 Km al este del pueblo.



Fig. 2.14. Sisal, Yucatán, México. Se distingue la zona urbana, 1,5 Km aproximadamente, sobre una estrecha isla de barrera y la carretera principal que atraviesa la zona pantanosa (Foto de abril del 2002).

Celestún se ubica al oeste del Estado, sobre el extremo costero de una isla de barrera. Queda comprendido entre los paralelos 20° 46' y 21° 06'

latitud norte y los meridianos $90^{\circ} 11'$ y $90^{\circ} 25'$ longitud oeste, a una altitud promedio de 3 metros sobre el nivel medio del mar. En esta localidad viven 6.067 habitantes (INEGI; 2001). El clima es semiseco muy cálido y cálido, $BS_1(h')$, la temperatura media anual del aire es de $26,5^{\circ}\text{C}$ y la precipitación media anual es de 767 mm. Sus playas también son del tipo Regosol y en la costa no urbanizada existe vegetación de duna (Fig. 2.15), (INEGI, 1994).



Fig. 2.15. Celestún, Yucatán, México. En primer plano el mar y la zona central del pueblo, 1,3 Km aproximadamente. Al fondo se observa la Reserva de la Biosfera, la laguna rodeada del bosque de manglar.

El fondo marino de Celestún es arenoso, cubierto por macizos de pastos marinos, *Thalassia testudinum* y *Halodule Wrightii*; las descargas de agua subterránea no son evidentes en la costa, pero sí en la laguna

adyacente. Los paisajes naturales que presenta el pueblo son idóneos para el desarrollo del ecoturismo, que es la actividad económica principal, seguida por la pesca costera. Es una zona de interés para el turismo, por el atractivo de su playa y laguna costera, que es una Reserva de la Biosfera; ésta tiene un extenso bosque de manglar en buen estado de conservación y es el espacio de alimentación y descanso de un elevado número de aves migratorias, también es uno de los dos sitios en México donde se alimenta y refugia el flamenco rosado *-Phoenicopterus ruber ruber-* (Fig. 2.15).

Estas cuatro localidades cuentan con un puerto de abrigo (localmente llamado dársena), que fueron construidas por excavación y dragado, con un canal de comunicación al mar. Las embarcaciones que se amarran son de pesca costera y de altura, cuyo tamaño corresponde, según a la clasificación de las autoridades mexicanas, a *embarcaciones menores* y *embarcaciones de mediana altura**.

Los sistemas de depuración de desechos de estas cuatro localidades tampoco están controlados. Las fosas sépticas son el sistema de tratamiento primario de las aguas residuales, en cuyo diseño se subestima el volumen de agua a tratar. En Progreso y Celestún la industria del turismo representa una presión adicional a la zona, por lo que el vertido de las aguas residuales y desechos sólidos de este sector es mayor en comparación a las otras dos localidades. En Sisal, se tiene el problema de que la granja acuícola vierte directamente al mar las aguas residuales sin depurarlas previamente.

* *Embarcación menor*, es la unidad de pesca que no cuenta con maquinaria de cubierta accionada con fuerza electromotriz para el auxilio de las operaciones de pesca, utiliza hielo para la conservación del producto y tiene una autonomía en tiempo máxima de 3 a 5 días. *Embarcación de mediana altura*, es la unidad de pesca con motor estacionario y una cubierta con eslora de 10 a 27 metros, con equipo electrónico de navegación y apoyo a la pesca, que le permite tener una autonomía máxima de 25 días, los sistemas de pesca son operados manualmente o con apoyo de medios mecánicos (SSA, 2003).

Capítulo 3.

Metodología.

3.1. Campañas de muestreo.

El muestreo se realizó mensualmente al inicio de cada uno de los meses de enero a diciembre del 2000 y de enero, marzo, mayo, julio y septiembre del 2001. Las muestras se recolectaron durante la mañana en cada localidad: Dzilam de Bravo, Progreso, Sisal y Celestún, Yucatán, México, es decir, que se requirieron cuatro días consecutivos para el estudio mensual.

En la costa de cada localidad se establecieron doce estaciones de muestreo, en dos grupos de seis, paralelas a la línea de costa. A excepción de Progreso, tres pares de las estaciones costeras se ubicaron enfrente de la zona urbana y los otros tres fuera de ella (Diagramas en Anexo 1). En las dársenas se situaron tres estaciones de muestreo (Fig. 3.1). También, se recolectó agua de los manantiales en el mar de Dzilam de Bravo, y en tierra cerca de Progreso y Sisal, para conocer las concentraciones de los nutrientes en el agua subterránea.

En las estaciones de muestreo se determinó la hidrología y se colectó agua de la superficie, en botellas Nalgene oscuras de 1 litro, previamente lavadas con ácido, que fueron conservadas con hielo durante su transporte al laboratorio, para la determinación de los nutrientes inorgánicos disueltos y la Clorofila *a* -como indicador de biomasa de fitoplancton (Gayoso & Podesta, 1996; Menéndez *et al.*, 2002)-.

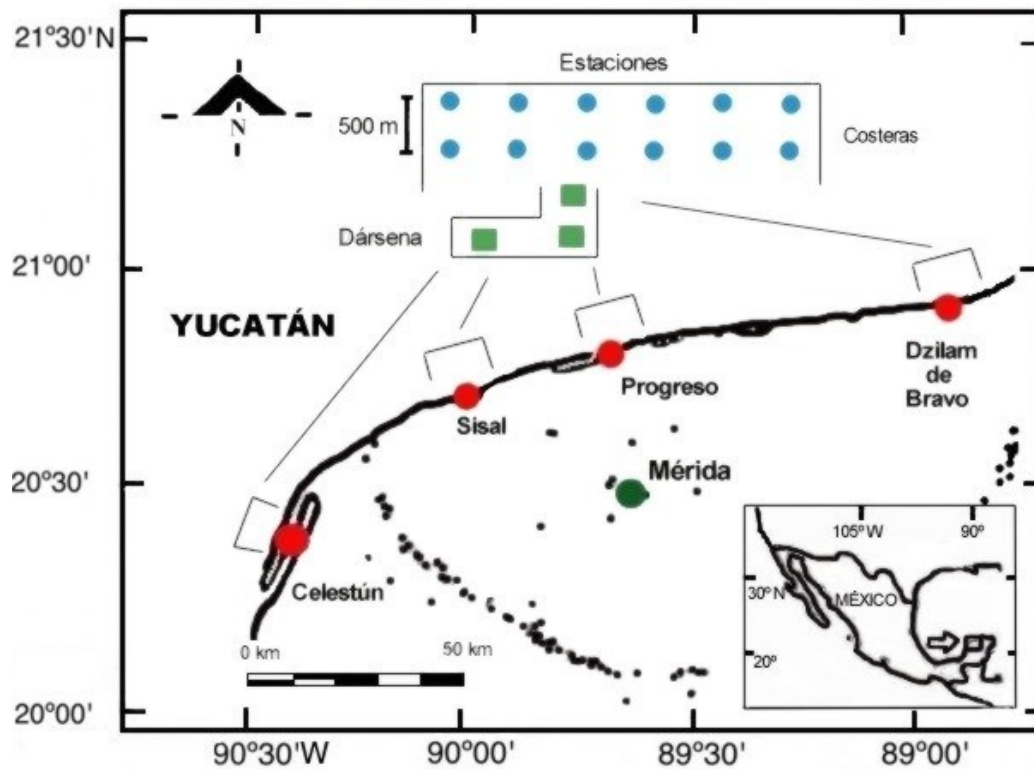


Fig. 3.1. Distribución de las estaciones de muestreo en cada localidad. Estaciones costeras ■; estaciones del puerto de abrigo (dársena) ■. Noroeste del Estado de Yucatán, Península de Yucatán, México. Mérida, ciudad capital. Los pequeños puntos negros son cenotes.

3.2. Métodos Analíticos.

En las estaciones de muestreo, *in situ*, se determinó la temperatura (T), la salinidad (Sal), el oxígeno disuelto (OD) y el porcentaje de saturación de oxígeno (%OD) con una sonda multiparamétrica YSI-85.

En el laboratorio, se determinó la materia suspendida orgánica (MSO), los nutrientes inorgánicos: nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+), fosfato reactivo soluble, (PRS), silicato reactivo soluble (SiRS) y la Clorofila *a* (Chla). Para calcular la MSO, se filtraron 500 ml de muestra en filtros a peso constante de fibra de vidrio Whatman GF/F de 47 mm de diámetro, que fueron calcinados a 450°C durante 4 horas (Parsons *et al.*, 1984). El agua filtrada se conservó con 1 ml de cloroformo y se almacenó a -4°C hasta el análisis de los nutrientes inorgánicos. NO_2^- , por el método de Shin, reacción con la sulfanilamida en medio ácido; NO_3^- , como nitritos después de haberlos reducido en una columna de Cd-Cu; NH_4^+ , por el método de Koroleff, por reacción con el fenol y el hipoclorito de sodio; PRS, de acuerdo al método modificado de Murphy & Riley, por reacción del molibdato de amonio en medio ácido y tartrato de antimonio y potasio, y SiRS, por la variante de Mulin & Riley, por reducción del silicio con metol y ácido oxálico (Strickland & Parsons, 1972). Se utilizaron filtros de membrana de celulosa Millipore de $0.45\ \mu\text{m}$ y de 47 mm de diámetro, para la extracción de la Chla en acetona al 90%, y se usó la fórmula de Jeffrey & Humphrey para calcular su concentración (Parsons *et al.*, 1984). Los análisis de laboratorio se completaban en tres días después del muestreo.

3.3. Análisis estadístico.

Los datos ambientales o ecológicos raramente se ajustan a una distribución normal, pero es conveniente que lo sean ya que el uso de algunas técnicas de análisis estadístico presupone esta condición (Ignatiades *et al.*, 1992; Malaeb, 1997; Legendre & Legendre, 1998). Los datos obtenidos en este estudio no son una excepción, por lo que se reporta la mediana y la desviación absoluta de la mediana (MAD), como medidas de tendencia central y de dispersión, por la insensibilidad de estos estadísticos

a datos que no se ajustan a una distribución normal y que presentan valores extremos (Rousseeuw & Croux, 1993; Boyer *et al.*, 1997).

Se presentan gráficos comparativos de los patrones de variación mensual de las variables de calidad del agua: T, Sal, OD, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PRS, SiRS, Chla y MSO, de las cuatro localidades costeras; se grafica la media y la desviación estándar para ilustrar el sesgo de los datos en las estaciones costeras.

Las diferencias entre la calidad del agua de las cuatro localidades y las dársenas, se establecen por la prueba de Kruskal-Wallis y por los diagramas de cajas-y-bigotes (Box-and-Whiskers plots), como un análisis gráfico de varianza no paramétrico de una vía (ANOVA), para determinar si existen diferencias estadísticamente significativas con un 95% de nivel de confianza (Fig. 3.2), (Boyer *et al.*, 1997; Boyer *et al.*, 2000).

Los diagramas de cajas-y-bigotes muestran la mediana de los datos con la línea central horizontal de la caja; los márgenes inferior y superior de la caja son los percentiles 25 y 75 (cuartiles), respectivamente, y los límites de los bigotes, son los percentiles 5 y 95 (en este trabajo incluyen también los valores extremos); la muesca de la caja corresponde al 95 % del intervalo de confianza de la mediana (Fig. 3.2). Cuando las muescas entre las cajas no se traslapan, entonces las medianas son consideradas diferentes estadísticamente (Boyer *et al.*, 1997; Burke *et al.*, 2002).

Se realiza una ordenación por la prueba estadística de Análisis de Componentes Principales (ACP), al caracterizar las mayores tendencias de variación de las estaciones costeras con respecto a las variables de calidad del agua –estandarizadas antes del análisis-, con el objeto de obtener variables compuestas o *componentes principales* de los datos originales,

utilizando rotación VARIMAX. Estas componentes se identifican como los factores y procesos que regulan la calidad del agua costera de Yucatán (Boyer *et al.*, 1997). Se utiliza la prueba de Kolmogorov-Smirnov (K-S), para evaluar la aproximación de ajuste de los datos a una distribución normal (Goodness-of-Fit test), ya que el ACP asume multinormalidad de los datos (Legendre & Legendre, 1983; Zar, 1984). En su caso, las variables de calidad del agua se transformaron por el método Box & Cox (1964), que está considerado como el procedimiento más poderoso para ajustar los datos a una distribución normal y satisfacer la condición de homoscedasticidad, y así los resultados sean mejor interpretados (Andrews *et al.*, 1971; Legendre & Legendre, 1998). Varios autores han reportado el uso de diferentes transformaciones Box & Cox, que se probaron con los datos de campo obtenidos en este estudio, incluyendo la transformación clásica $XT=\ln(X+1)$, que se utiliza en datos de abundancia de especies (Malaeb, 1997; Legendre & Legendre, 1998).

Los diagramas de cajas-y-bigotes se utilizan también como una herramienta estadística gráfica para mostrar la variabilidad mensual de las variables asociadas a eutrofización, de las proporciones estequiométricas de los nutrientes, de los índices utilizados para calificar el estado trófico anual y por época climática (Boyer *et al.*, 1997; Boyer *et al.*, 2000). Los diagramas de cajas-y-bigotes del balance estequiométrico anual de los nutrientes de las localidades, sí muestran los valores extremos y los bigotes son los percentiles 5 y 95, y se comparan con la proporción de Redfield Si:N:P=16:16:1. En gráficos semilogarítmicos se presentan las proporciones N:P y Si:P contra el intervalo de concentraciones obtenido de cada nutriente, en las estaciones costeras, para determinar la concentración a la cual alguno de los nutrientes podría ser limitante (Hecky & Kilham, 1988).

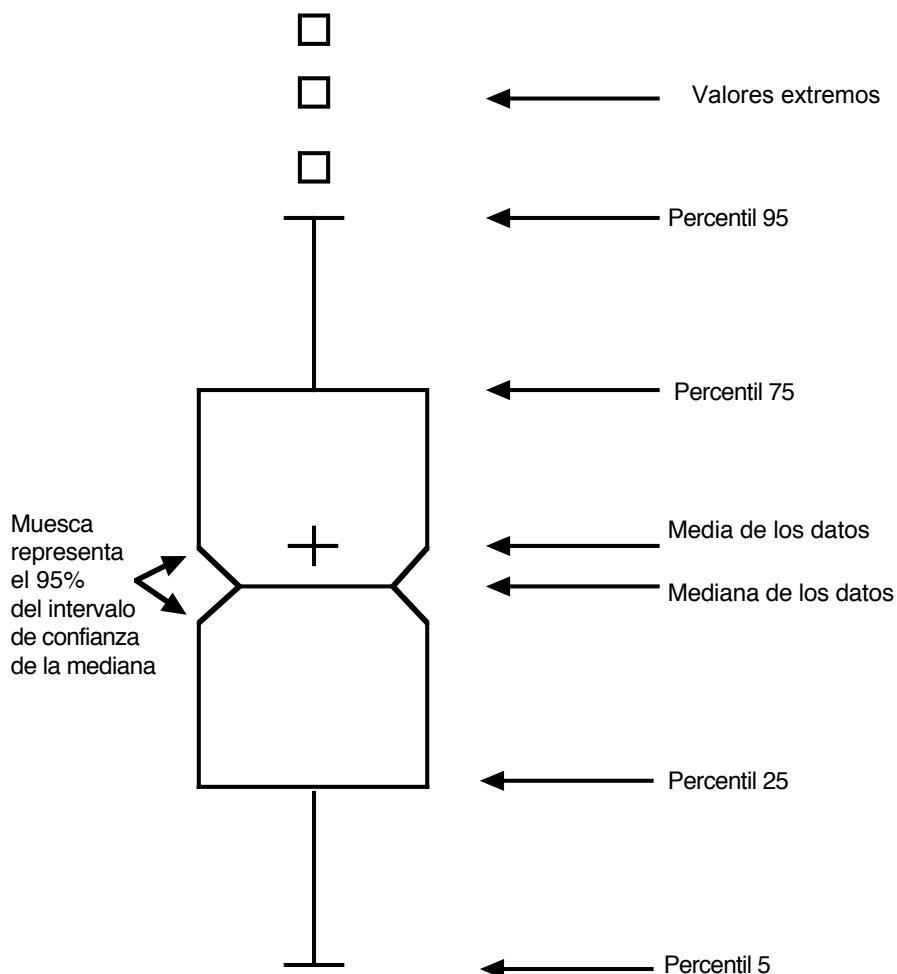


Fig. 3.2. Los diagramas de cajas-y-bigotes muestran la mediana de los datos con la línea central horizontal de la caja; los márgenes inferior y superior de la caja son los percentiles 25 y 75 (cuartiles), respectivamente, y los límites de los bigotes, son los percentiles 5 y 95 (en este trabajo incluyen también los valores extremos); la muesca de la caja corresponde al 95 % del intervalo de confianza de la mediana. La cruz es la media de los datos.

El análisis estadístico de los datos se ha procesado con el programa de cómputo STATGRAPHICS Plus 5.0. Los datos obtenidos en Sisal en la estación de muestro próxima a la zona de descarga de aguas residuales, se excluyó del análisis estadístico para evitar valores atípicos.

Sección 1.

Causas de eutrofización costera en el Estado de Yucatán, México.

Capítulo 4.

Fuentes y aportes de nitrógeno y fósforo de la zona costera del Estado de Yucatán, México.

4.1. Introducción.

Las actividades humanas que se desarrollan en el litoral y en el continente, son las principales fuentes de nutrientes de los ecosistemas costeros (Valiela *et al.*, 1992; Vitousek *et al.*, 1997b). Las fuentes puntuales de nutrientes de la zona costera pueden controlarse con relativa facilidad, mientras que las fuentes difusas y las atmosféricas son más difíciles de vigilar, por provenir de diversas actividades que se encuentran dispersas en vastas áreas de tierra y son variables en el tiempo debido al efecto del clima (Ongley, 1997; Carpenter *et al.*, 1998; de Jonge *et al.*, 2002).

El uso del suelo para obtener bienes y servicios -como alimentos y eliminación de desechos- representa la mayor alteración humana de los ecosistemas terrestres (Costanza *et al.*, 1997; Vitousek *et al.*, 1997b). Las prácticas agropecuarias pueden reducir la capacidad de estos ecosistemas para proveer al ser humano de beneficios, ya que el uso de pesticidas y fertilizantes, y los desechos del ganado, han incrementado la concentración de nutrientes en las aguas superficiales y subterráneas, que han contribuido a la eutrofización (Valiela *et al.*, 1992; Tilman *et al.*, 2001, 2002). El nitrógeno es un insumo imprescindible para los sistemas agrícolas modernos; en regiones templadas el problema del incremento del nitrato que lixivia de la

región agrícola, ha sido un tema de inquietud, que en Europa ha producido cambios notables durante las últimas décadas (Jenssen *et al.*, 1994; Johnston, 1994; Lancelot *et al.*, 2002). El agua subterránea contaminada por nitratos procedentes de la zona agrícola, es una fuente de nutrientes de interés por su proximidad a zonas medio ambientales especialmente sensitivas, como la Gran Barrera de Coral en Australia (Bell, 1990; Thorburn *et al.*, 2003).

En Yucatán, México, durante las últimas décadas se han establecido numerosas empresas de diferente oficio, donde destaca la industria textil y de confección de tejidos para exportación (llamadas localmente Maquiladoras) y la turística en la costa, en los grandes centros urbanos y en las zonas arqueológicas. También, se ha incrementado el cultivo de hortalizas y la cría y engorda de ganado porcino y aves de corral, por ser estos productos y sus derivados la base de la gastronomía de la región (INEGI, 2000; ArandaCirerol, 2001). Por ello, se están destinando mayores áreas, además de aquellas donde se sembraba henequén –*Agave sisilana*–, de la selva baja y de agricultura de temporal, para el desarrollo de estas industrias en las inmediaciones de la ciudad capital de Mérida. La población continua migrando a esta ciudad, localizada a 33 Km de la costa, porque ahí obtiene mayores oportunidades de trabajo y cuenta con mejores opciones para el ocio. Las aguas residuales que se generan en Mérida y en las poblaciones del interior, se vierten a fosas sépticas, ya que no existe un sistema de alcantarillado municipal; comúnmente estas fosas presentan infiltraciones y el efluente no es depurado completamente. En las industrias los sistemas de depuración no están controlados, y los pocos sistemas de tratamiento primario y secundario, son poco eficientes. En esta región está localizado el basurero más grande de la península, y en 1999 se inició la construcción y habilitación de un relleno sanitario; todos los lixiviados que se producen se estuvieron infiltrando con relativa facilidad al subsuelo por su

geomorfología cárstica (Pacheco & Cabrera, 1997; Graniel *et al.*, 1999; ArandaCirerol, 2001), pero todavía sigue siendo un problema ambiental a resolver, sobretodo en el reciclado de materiales sólidos. El manto freático que se localiza a 8 metros promedio de profundidad, está contaminado por nitratos y el manto que se encuentra a una profundidad promedio de 40 metros es del que se extrae el agua para abastecimiento de la ciudad de Mérida (Pacheco & Cabrera, 1997; Graniel *et al.*, 1999; Pacheco *et al.*, 2001). El sistema de flujo regional del agua subterránea en Yucatán no se ha alterado, a pesar del gran número de pozos que existen, porque el volumen de agua que se extrae es relativamente menor, comparado con el volumen de recarga del acuífero; además, los efectos del bombeo son disipados con rapidez por la alta conductividad hidráulica del acuífero (González-Herrera *et al.*, 2002). Por lo tanto, es posible que a la zona costera estén llegando concentraciones altas de nutrientes, por la descarga de aguas residuales, de lixiviados y por escorrentía en los suelos, tanto por los aportes *in situ* como por las descargas del manto freático en los manantiales y en forma difusa, por fractura de la roca, que se encuentran a lo largo de la costa, y probablemente también por precipitación atmosférica.

Entonces,

¿Cuál es la importancia relativa de las fuentes puntuales y difusas de nutrientes del litoral del Estado de Yucatán?

¿Cuál puede ser el aporte potencial de nutrientes por estas vías?

4.1.1. Hipótesis.

Debido a las actividades humanas que se están desarrollando en el Estado de Yucatán, y a las características geomorfológicas del subsuelo, a su litoral deben estar llegando concentraciones de nutrientes que podrían contribuir al cambio del estado trófico del agua costera.

4.1.2. Objetivo.

Cuantificar los aportes de nitrógeno y fósforo de las diferentes actividades que se desarrollan en el Estado de Yucatán, en su interior y en su zona costera.

4.2. Área de estudio.

El estudio se realizó con información demográfica y económica del Estado de Yucatán, México, y de las poblaciones costeras del noroeste, Dzilam de Bravo, Progreso, Sisal y Celestún (Fig. 2.8 y 2.11).

Dzilam de Bravo es una zona prístina, por su baja densidad demográfica y no ha sido alterada por el turismo; los habitantes desarrollan actividades de pesca costera y agricultura de temporal. Progreso es el principal puerto de la región y tiene un muelle de altura para el atraque de barcos de gran calado, que transportan mercancías y petróleo, y últimamente arriban Cruceros de turistas, por ello cuenta con la mayor actividad industrial de la Península de Yucatán, y por lo tanto, es el puerto mexicano más importante de esta zona del país. La económica de esta localidad, se basa

entonces en la pesca, la actividad portuaria, el turismo y la maquila (producción de manufacturas textiles para su exportación). En Sisal durante los últimos 10 años se ha dado apoyo a la acuicultura y se han construido en tierra granjas de camarón –gambas-; esta industria ha ido apartando a la pesca costera local, aunque ésta es todavía de importancia. En Celestún, al contar con paisajes naturales idóneos para el desarrollo del ecoturismo, es ésta la actividad económica principal, seguida por la pesca costera.

Los sistemas de depuración de desechos de las cuatro localidades costeras de estudio tampoco están controlados. En Progreso y Celestún la industria del turismo representa una presión adicional a la zona, por lo que el vertido de las aguas residuales y desechos sólidos de este sector es mayor en comparación a las otras dos localidades. En Sisal, se tiene el problema de que la granja acuícola vierte directamente al mar las aguas residuales sin depurarlas previamente, y hasta el 2003 se iniciaron medidas para corregir esta práctica.

4.3. Metodología.

La estimación del aporte de nutrientes se realizó con información del año 2000, con datos de campo y bibliográficos, con los censos de población y vivienda, con información de intensidad de uso del suelo y con los reportes de consumo de aguas claras y descarga de aguas residuales de Yucatán, de acuerdo a la información publicada por el Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEGI), por la Comisión Nacional del Agua (CNA) y por la Secretaría de Turismo (SECTUR).

Se presenta el cálculo aproximado de los aportes de nitrógeno y fósforo atmosférico, de actividades urbanas, industriales, agrícolas, ganaderas y turísticas, y de aguas subterráneas. Se considera que los nutrientes del agua subterránea, provienen de fuentes puntuales y difusas de cada una de las actividades que se realizan en el interior de Yucatán, como consecuencia de su infiltración en el subsuelo cárstico de la región.

El cálculo de la concentración de nitrógeno y fósforo inorgánicos del agua subterránea y de las aguas residuales de la industria acuícola -que se ubica en Sisal- se realizó mediante el análisis de nitritos, nitratos, amonio y fosfato reactivo soluble. Las muestras se obtuvieron durante el año 2000 en doce campañas mensuales, donde el agua subterránea se colectó directamente de los manantiales del mar de Dzilam de Bravo y de manantiales en tierra cercanos a Progreso y a Sisal. El agua residual se obtuvo al principio del canal de descarga de la granja. Las muestras se conservaron con hielo durante su transporte al laboratorio. La fracción disuelta de nutrientes del agua se obtuvo utilizando filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F de 47 mm de diámetro y esta agua se conservó con 1 ml de cloroformo, almacenándola a -4°C hasta su análisis químico, de acuerdo a las técnicas de Strickland & Parsons (1972).

4.4. Resultados.

La figura 4.1 es un esquema general de las diferentes fuentes y vías de aporte de los nutrientes a la zona costera de Yucatán.

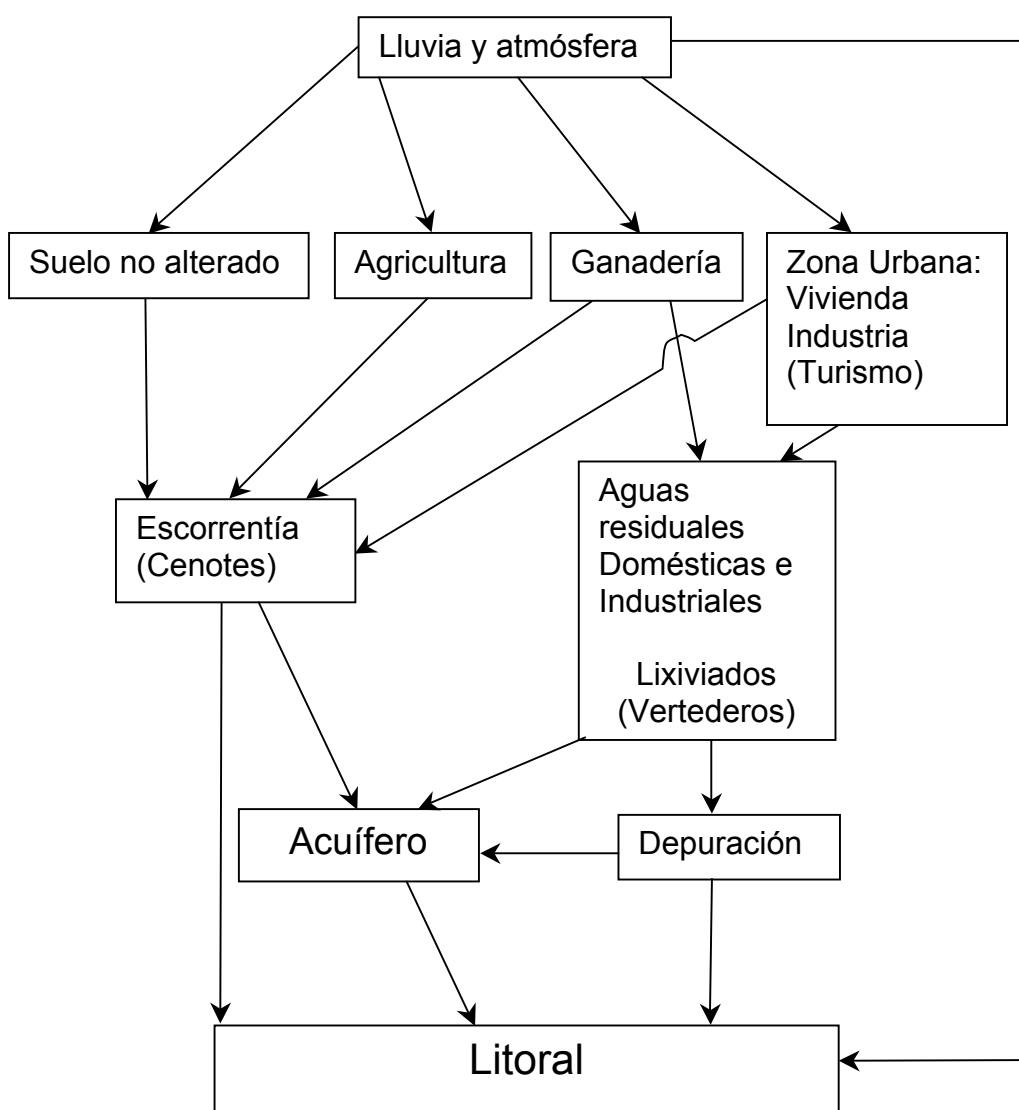


Fig. 4.1. Esquema de las principales fuentes y vías de los nutrientes que ingresan en la zona costera de Yucatán.

4.4.1. Aportes de nutrientes en el interior de Yucatán.

A continuación se hace una estimación indirecta aproximada del aporte de los nutrientes, nitrógeno y fósforo, que se generan en el interior de Yucatán (aportes continentales), debido a que es complejo dividir las diferentes fuentes puntuales o difusas de cada una de las actividades que se realizan en tierra, y que están contribuyendo a la contaminación del agua subterránea del Estado.

4.4.1.1. Aporte humano: Doméstico e Industrial.

La estimación del aporte de nitrógeno por habitante-equivalente* en las zonas urbanas de América Latina es de 5 Kg año⁻¹ hab⁻¹ y de fósforo 1,1 Kg año⁻¹ hab⁻¹. En estas concentraciones están incluidos los aportes de todas aquellas actividades que se desarrollan en la vida diaria de una población, es decir, en el contexto doméstico, público y urbano e industrial (Foster *et al.*, 1987).

La población del Estado de Yucatán en el año 2000 era de 1.655.707 personas; entonces con las estimaciones anteriores, representa un aporte humano de nutrientes equivalente a **8.278 Tg N año⁻¹** y **1.820 Tg P año⁻¹**, en el que está considerado el aporte doméstico, público y urbano, e industrial. Es laborioso determinar el aporte de nutrientes de cada uno de estos sectores por separado, pero para tener una idea general de la contribución de cada una de estas actividades a este resultado, y debido a que el contaminante que nos aborda es el contenido de nutrientes, podemos hacer la suposición de que el N y P, y su tasa de generación, está en proporción directa a los volúmenes de agua clara consumidos en cada una de las

* Habitante-equivalente es la unidad de medida de descarga de desechos de una persona: fisiológica, higiene, ocio, hospitalaria, industrial, etc.

actividades doméstica, pública y urbana, e industrial. Esta suposición puede hacerse porque el contenido de nutrientes en aguas residuales industriales puede estimarse con el mismo criterio que el utilizado para las aguas residuales domésticas o urbanas (Galán Martínez, 1996).

El volumen de agua consumido en el Estado durante el año 2000, de acuerdo a la Comisión Nacional del Agua (CNA) de Mérida, Yucatán, fue de $897 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$. Este volumen se distribuye en cuatro diferentes usos principales: Doméstico, Público y Urbano (D-U), Industrial, Agrícola y Ganadero. El sector Industrial (que incluye el sector alimenticio y maquila) está subdividido en cuatro usos: múltiple, industrial, generación de energía eléctrica y turismo (CNA, 2001), (Fig. 4.2). Como puede observarse en esta figura, el volumen del agua consumido por el sector D-U e Industrial fue prácticamente el mismo. Suponiendo que el aporte de N y P de cada una de estas actividades está en proporción directa a estos volúmenes, entonces, del resultado del aporte humano obtenemos que el 50% corresponde a uso D-U, es decir, que por esta actividad se generaron $4.139 \text{ Tg N año}^{-1}$ y $910 \text{ Tg P año}^{-1}$. Estos aportes corresponden a los generados en actividades fisiológicas, higiene, limpieza, comercio, servicios, jardines y ocio. El 50% restante del aporte humano de nutrientes, es decir, las $4.139 \text{ Tg N año}^{-1}$ y $910 \text{ Tg P año}^{-1}$, se divide en el sector industrial de acuerdo a los porcentajes de agua consumidos en las actividades industriales referidas por la CNA (2001), (Fig. 4.2 y Tabla 4.1).

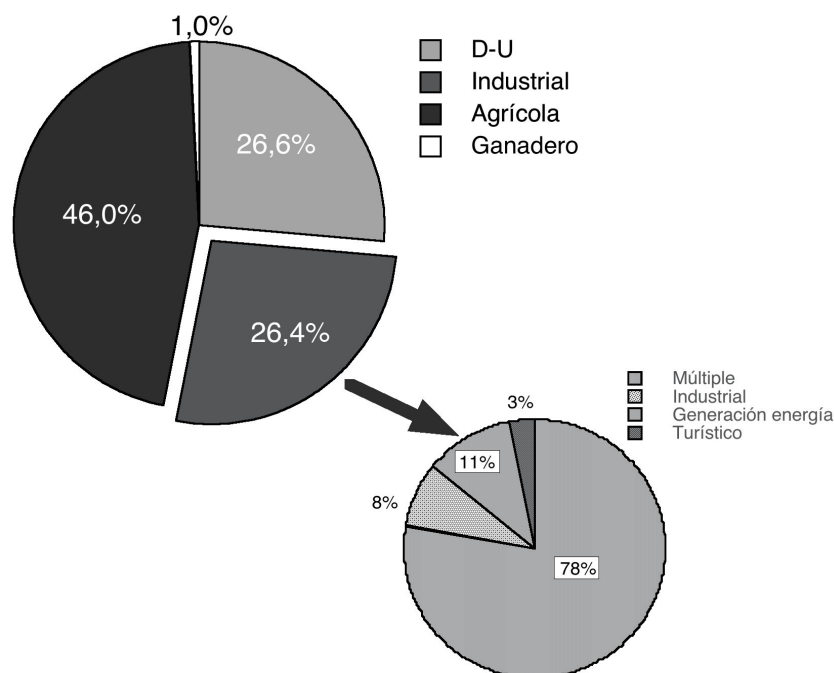


Fig. 4.2. Consumo de agua del Estado de Yucatán en el año 2000, de acuerdo a sus diferentes usos. Volumen total $897 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ (D-U: Doméstico, Público y Urbano), (CNA, 2001).

Tabla 4.1. Aporte de nutrientes por el ramo industrial de Yucatán en el año 2000, de acuerdo a los cuatro sectores según CNA (2001).

Sector Industrial	N	P
	Tg año ⁻¹	Tg año ⁻¹
Múltiple	3.229	710
Generación de energía eléctrica	455	100
Industrial	331	73
Turismo	124	27

De acuerdo al volumen de agua abastecido a la población de Yucatán, $475 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ (Fig. 4.2), y considerando un 20% de pérdidas, entonces en el sector D-U e Industrial, se generaron aproximadamente $380 \times$

$10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ de aguas residuales, de las cuales $190 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ son del sector Industrial. El volumen oficial de aguas residuales que recibieron tratamiento primario, durante el año 2000, según a la información de la CNA (2001), fue de $15.292.000 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ en el sector industrial, éste volumen es mínimo comparado con el volumen de agua residual generado.

4.4.1.2. Agricultura.

El uso de fertilizantes en el Estado de Yucatán representa un aporte de 235 y $48 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de N y P, respectivamente (Ojeda y Ojeda, 1997). La superficie cultivada es el 11,94% de los 43.379 Km^2 de la superficie total de Yucatán (INEGI, 2001), o sea, 517.945 ha , por lo que por este concepto se aportan al suelo **$121.717 \text{ Tg N año}^{-1}$** y **$24.861 \text{ Tg P año}^{-1}$** .

Los registros de agua abastecida al sector agrícola son del 46% del total del agua consumida en Yucatán (Fig. 4.2), es decir, $413 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ (CNA, 2001). En esta región se estima que el porcentaje de agua que se evapotranspira es del 85% (Hanshaw & Back, 1980) al 90-95% de la precipitación pluvial (Anónimo, 1983). Considerando una evapotranspiración del 90%, el volumen de agua que discurre por el suelo agrícola es entonces el 10% del volumen total regado, es decir, $4.13 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$. Esta misma cantidad de agua se considera que percola al subsuelo, ya que la geomorfología cárstica de alta conductividad hidráulica lo favorece (Hanshaw & Back, 1980; González-Herrera *et al.*, 2002).

4.4.1.3. Ganadería y Avicultura.

En el Estado de Yucatán se cría ganado vacuno, porcino, ovino, caprino y equino. La Avicultura está formada por gallinas, pollos y guajolotes –pavos- (Tabla 4.2). El aporte de nutrientes del ganado de ovejas, cabras y caballos no se considera, ya que su población se ha mantenido constante o incluso ha disminuido en los últimos años (INEGI, 2001).

Los cerdos, reses –terneras- y las aves, han tenido un crecimiento sostenido en el Estado de Yucatán y la producción de carne de pollo y cerdo son las de mayor volumen y crecimiento en el último lustro, ya que desde 1997 Yucatán fue el quinto Estado productor a nivel nacional de carne de cerdo y el séptimo de pollo, posición que ha conservado desde entonces (Anónimo, 1998; INEGI, 2002), (Fig. 4.3).

El registro oficial de agua abastecida al sector ganadero es de únicamente el 1% del total del agua consumida en el Estado (Fig. 4.2), o sea, $8.97 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$, que representarían un volumen de aguas residuales de $7.18 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$.

Tabla 4.2. Población Avícola y Ganadera del Estado de Yucatán, año 2000 (INEGI, 2001).

	Reses ^a	Cerdos	Ovejas	Cabras ^b	Caballos ^{b,c}	Aves ^d
Yucatán	649.933	1.681.810	55.052	1.600	12.714	22.094.620

^a Comprende bovino para leche y carne

^b Población de 1999, en 2000 no se reporta

^c Comprende caballos, mulas y asnos

^d Comprende aves para carne y huevos

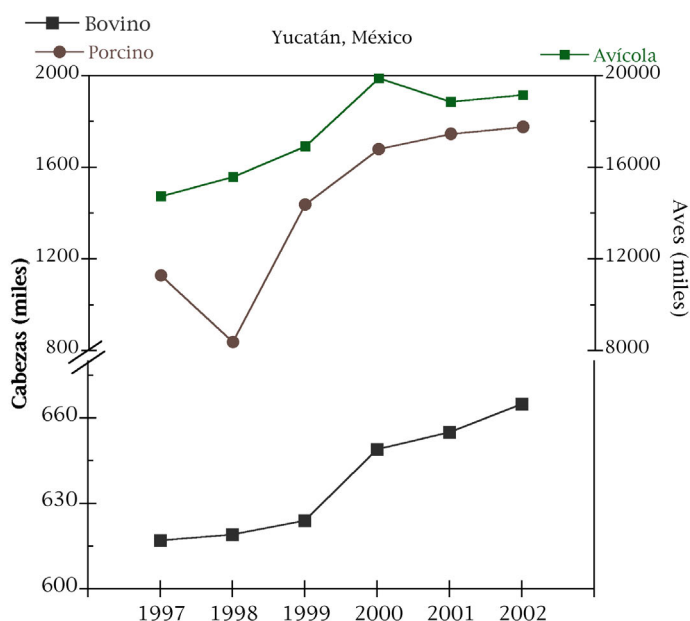


Fig. 4.3. Producción avícola y ganadera del Estado de Yucatán, México, 1997-2002.

El aporte de N y P proveniente de las excretas de aves, cerdos y reses –terneras- se calcula en base a las estimaciones generales de animales en países tropicales (Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Estimación del peso y estiércol producido por animales de engorda en países tropicales.

Animal	Kg cabeza ⁻¹	Kg estiércol semana ⁻¹ ^a	Proteína cruda %	Fósforo %
Gallinas	2	0,8	16 ^b	1,81 ^b
Vacas	650	150	1,46 ^{c,d}	0,50 ^c
Cerdos	60 ^e	30	27,6 ^b	1,69 ^b

^a FAO. 1996. Sistema de Información de los Recursos del Pienso

^b Padilla *et al.*, 2000

^c Rodríguez *et al.*, 1997

^d Concentración como nitrógeno total

^e Peso promedio. Se comercializan animales de diferentes tallas desde el destete

Los resultados se calcularon con la población de animales de Yucatán del año 2000 y considerando que el 16% de la proteína cruda es nitrógeno (Tabla 4.4).

Tabla 4.4. Aportes de N y P por Reses, Cerdos y Aves en el Estado de Yucatán, año 2000 (Tg año⁻¹).

	Reses	Cerdos	Pollos	Total
Yucatán				
N	74.014	115.859	23.530	213.403
P	25.347	44.339	16.636	86.322

4.4.1.4. Precipitación o Depósito atmosférico de nutrientes (Deposición atmosférica)*.

La precipitación atmosférica de nutrientes – húmeda y seca - sobre Yucatán no ha sido estudiada. En las aguas costeras de Florida, EUA, se ha estimado que por esta vía pueden ingresar entre 300 a >1.000 mg N m⁻² año⁻¹ y 36 mg P m⁻² año⁻¹ (Paerl, 1997; Noe *et al.*, 2001).

Considerando las estimaciones anteriores por la cercanía geográfica de Florida con Yucatán, sobre los 43.379 Km² de superficie de este Estado pueden estarse depositando por lo menos **13.014 Tg N año⁻¹** y **1.562 Tg P año⁻¹**.

*El vocablo inglés *Deposition* se ha traducido literalmente como *Deposición*. Éste describe el proceso geológico de partículas, que ocurre cuando la energía necesaria para transportarlas por la atmósfera se debilita y, en consecuencia, se depositan o precipitan imperceptiblemente sobre una superficie; también puede ocurrir como resultado de una precipitación química, debida al cambio de las condiciones del medio (Jessey, 1998). Por lo que en este trabajo me permito referirme a este proceso como *Precipitación o Depósito atmosférico* y no como *Deposición atmosférica*.

Tabla 4.5. Resumen de los aportes de nutrientes de las actividades que se realizan en el interior del Estado de Yucatán, México, (aportes continentales), según la fuente o el sector, durante el año 2000 (unidades en base anual).

Sector	No. Unidades (habitantes, hectáreas, cabezas)	Aguas residuales 10^6 m^3	N Kg unidad ⁻¹	P Kg unidad ⁻¹	N Total Tg	P Total Tg
Aporte humano	1.655.707	380	5	1,1	8.278	1.820
Agricultura	517.945	41,3	235	48	121.717	24.861
Ganado vacuno	649.933	7,18 ^a	113,88	39	74.014	25.347
Ganado porcino	1.681.810		68,89	26,36	115.859	44.339
Avicultura	22.094.620		1,06	0,75	23.530	16.636
Depósito atmosférico	4.337.900		300 ^b	36 ^b	13.014	1.562
TOTAL					356.412	114.565

^a Este volumen incluye al sector porcino y avícola; ^b mg m^{-2}

4.4.2. Aportes de nutrientes en el litoral de Yucatán –aportes costeros–.

4.4.2.1. Agua subterránea.

La costa del Estado de Yucatán, México, tiene una longitud aproximada de 360 Km. Para conocer aproximadamente el volumen de agua subterránea que se descarga en el litoral de Yucatán, se calcula considerando el agua de lluvia que no se evapotranspira, que recarga al

acuífero, y restándole lo que se consume por bombeo, se obtiene el volumen de agua que se descarga en los manantiales o en forma difusa. La precipitación pluvial promedio anual del Estado de Yucatán es de 1.100 mm (CNA, 2000). En esta región se estima que el porcentaje de agua que se evapotranspira es del 85% (Hanshaw & Back, 1980) al 90-95% de la precipitación pluvial (Anónimo, 1983). Considerando un 90% de evapotranspiración y un consumo de agua de $897 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ (CNA, 2001), se obtiene que en promedio se descargan **$10.8 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ por cada Km** de costa del Estado de Yucatán, en total $3.874 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$. Este valor es equivalente al valor promedio de $8.6 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ por cada Km de toda la costa de la Península de Yucatán reportado por Hanshaw & Back (1980).

De acuerdo a los análisis de las muestras obtenidas del agua subterránea, durante este estudio, la mediana de las concentraciones del nitrógeno inorgánico disuelto (DIN, $\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) y fosfato reactivo soluble (PRS) es 146,17 y 0,75 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (N=40), respectivamente -proporción N:P = 194,9:1-; entonces, con un volumen de agua subterránea descargada de $3.874 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$, esto equivale a que en la costa de Yucatán el acuífero vierte estos nutrientes inorgánicos con un total aproximado de **7.927 Tg N año⁻¹ y 90 Tg P año⁻¹**, o sea, que en cada Km se vierten aproximadamente 22 Tg N año⁻¹ y 0,25 Tg P año⁻¹.

4.4.2.2. Aporte humano y turismo.

Los aportes de la población que vive en las localidades costeras de Dzilam de Bravo, Progreso, Sisal y Celestún, contribuyen a la estimación

obtenida en el punto 4.4.1.1 con **293,6 Tg N año⁻¹** y **64,7 Tg P año⁻¹** (Tabla 4.6).

Tabla 4.6. Estimación del aporte de nitrógeno y fósforo en las localidades costeras del noroeste de Yucatán, México, de acuerdo al número de habitantes (INEGI, 2001).

Nutriente	Dzilam de Bravo 2.410 hab	Progreso 48.692 hab	Sisal 1.545 hab	Celestún 6.067 hab
Nitrógeno	12,1	243,5	7,7	30,3
Fósforo	2,7	53,6	1,7	6,7

En el año 2000, 1.464.610 personas visitaron el Estado de Yucatán - 958.234 nacionales y 506.376 extranjeros-. Estas cifras son equivalentes cada año por el atractivo turístico que representa la región (INEGI, 2001; SECTUR, 2001). Haciendo una estimación de la tendencia general de que cada turista permaneció 15 días por año en promedio en la zona y considerando que cada visitante generó el equivalente a 5 y 1,1 Kg año⁻¹ de N y P, esto representa un aporte de **282 Tg N año⁻¹** y **62 Tg P año⁻¹**.

Es conveniente puntualizar que durante los períodos vacacionales de la semana santa y del verano (julio y agosto), el litoral tiene una presión mayor al concentrar en poco tiempo mayor cantidad de personas, ya que además del turismo nacional y extranjero, la población local visita la zona costera (estos aportes de nutrientes ya están contabilizados en la estimación anual del aporte humano en el interior del Estado del punto 4.4.1.1.).

4.4.2.3. Acuicultura.

La industria acuícola del camarón –gambas- se desarrolla en Sisal, Yucatán. Esta granja no es una excepción a los problemas ambientales que

representa esta industria; fue construida en tierra y en el año 2000 constaba de 30 estanques con un área total de engorda de 45 ha. La producción promedio anual de camarón en peso vivo de 1998 al 2000 fue de 774 Tg (Vera Manrique, 1999; PECIS, 2001). El agua residual de esta granja se descarga de manera continua por un canal en forma de serpentín, excavado directamente en la arena, que desemboca en la playa. De acuerdo a los resultados de las muestras del agua residual obtenidas en el año 2000, la mediana de la concentración de DIN y PRS, al principio del canal fue, respectivamente, 57,43 y 1,38 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (N=12). El volumen de agua residual descargado se calcula en base a la estimación de Vera Manrique (1999) que determinó que la velocidad promedio anual del flujo de agua residual de descarga es de 16,2 cm s^{-1} y que la profundidad promedio del canal es de 1,17 m. Con estos datos y con el perfil del canal se obtiene que el volumen de agua residual descargado es de 3.420 $\text{m}^3 \text{ hora}^{-1}$. El aporte de nitrógeno y fósforo de esta industria acuícola es entonces de **24,1** y **1,28 Tg año⁻¹**, respectivamente.

4.4.2.4. Precipitación atmosférica.

Considerando las estimaciones de depósito atmosférico de nutrientes en aguas costeras de Florida, EUA, de 300 $\text{mg N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y 36 $\text{mg P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Paerl, 1997; Noe *et al.*, 2001), en las aguas costeras de Yucatán, sobre los 360 Km de línea de costa y a una distancia de 1 Km desde la playa (360 Km^2), por lo menos se podrían estar depositando **108 Tg N año⁻¹** y **13 Tg P año⁻¹**, es decir, 0,3 y 0,036 Tg año^{-1} en cada Km^2 de las aguas costeras de este Estado, de nitrógeno y fósforo, respectivamente.

Tabla 4.7. Resumen de los aportes de nutrientes de las actividades que se realizan en el litoral del Estado de Yucatán, México, (aportes costeros), según la fuente o el sector, durante el año 2000 (unidades en base anual).

Sector	No. Unidades (m ³ , habitante - turista, hectáreas)	N Kg unidad ⁻¹	P Kg unidad ⁻¹	N Total Tg	P Total Tg
Agua subterránea	3.874 x 10 ⁶	2.04x10 ⁻³	23.2x10 ⁻⁶	7.927 ^a	90 ^a
Aporte humano	58.714	5	1,1	293,6	64,7
Turismo ^b	56.331	5	1,1	282	62
Acuicultura	30 x 10 ⁶	0.81x10 ⁻³	42.7x10 ⁻⁶	24,1	1,28
Depósito atmosférico	36.000	300 ^c	36 ^c	108	13
TOTAL				8.634,7	230,98

^a inorgánico, ^b este sector está considerado en el aporte humano; ^c mg m⁻²

4.5. Discusión.

El esquema de la figura 4.1 es una aproximación general de las diferentes fuentes y vías de aporte de los nutrientes a la zona costera de Yucatán. Como puede observarse, los nutrientes de las fuentes puntuales y difusas se vierten directa o indirectamente al acuífero de Yucatán, que se descarga en los manantiales de agua dulce en el litoral.

De acuerdo a los resultados obtenidos, la actividad que genera el mayor aporte de nutrientes en el interior del Estado de Yucatán es la

avicultura, el ganado vacuno y, principalmente, el ganado porcino, seguidos por la agricultura y por el aporte humano. Por estas tres actividades se genera un total de 343.398 Tg N año⁻¹ y 113.003 Tg P año⁻¹. Si a estas cantidades le sumamos el aporte atmosférico de nutrientes, entonces el total se incrementa a **356.412 Tg N año⁻¹** y **114.565 Tg P año⁻¹** (Tabla. 4.5), esto equivale a una proporción molar N:P de 6,88:1. Estas actividades también son las principales fuentes de nutrientes en el ambiente costero de algunas regiones del mundo (Valiela *et al.*, 1992; Braga *et al.*, 2000; Olajire & Imeokoparia, 2000; Johnes & Butterfield, 2002; Ribeiro & Araújo, 2002; Van Breemen *et al.*, 2000; Arheimer *et al.*, 2003). En algunas de estas zonas, por la eficiente gestión en el manejo de sus desechos, se han logrado reducir los aportes de estos nutrientes (*e.g.* US-EPA, 1997; Arheimer *et al.*, 2003).

La actividad avícola y ganadera es una fuente puntual de nutrientes que representa un aporte en el interior de Yucatán del 60% del total de N y del 75% del aporte total de P (Fig. 4.4). El registro oficial de agua abastecida al sector ganadero es de $8.97 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$, que representarían un volumen de aguas residuales de $7.18 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$. Sin embargo, los registros generales de consumo de agua por animal de granja, son en promedio de 40 litros día⁻¹ para reses –terneras–, 20 litros día⁻¹ para cerdos y de 8 litros día⁻¹ para aves de corral (Galán Martínez, 1996). De acuerdo al número de cabezas de cada tipo de ganado en Yucatán (Tabla 4.5), equivaldría a que en el año 2000 se consumieron en promedio 237×10^6 litros día⁻¹, o sea, $86.505 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$. Este volumen dista del reportado por la CNA (2001), en cuyos registros se contabilizaron únicamente $8.97 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$. Estas diferencias se deben a que el agua que se consume realmente, para cubrir las necesidades propias de las actividades de las granjas, para el crecimiento y cuidado de estos animales, proviene de pozos particulares que pagan un impuesto anual por uso de aguas federales y el volumen consumido no tiene un registro oficial (CNA, 2000). Así, durante el

año 2000 el sector avícola y ganadero podría haber generado entonces un promedio de $69.204 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ de aguas residuales, volumen mayor al estimado de $7.18 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$, calculado en base al registro oficial, y que no recibieron tratamiento de depuración. Es importante señalar que estas aguas residuales además de contener el N y P de las excretas de estos animales, es decir, las 213.403 y 86.322 Tg, respectivamente (Tabla 4.4), tienen además el contenido de los restos de alimento no consumido por los animales, por lo que la cantidad de estos dos nutrientes debe ser mayor al calculado en este trabajo.

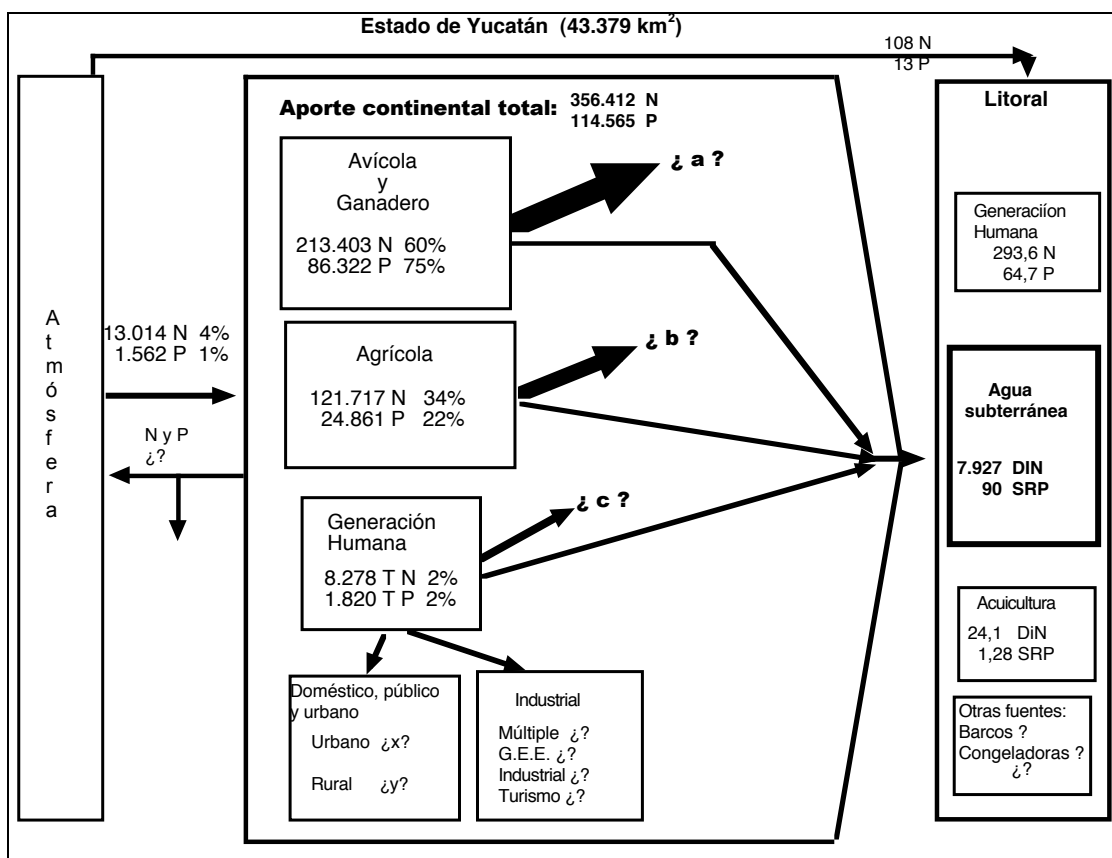


Fig. 4.4. Aporte de nitrógeno y fósforo generado en las actividades continentales y del litoral de Yucatán, y aporte atmosférico y por agua subterránea, durante el año 2000 -cantidades en toneladas año⁻¹-, (G.E.E. = generación de energía eléctrica).

El sector agrícola es una fuente difusa de nutrientes en Yucatán, donde en el año 2000 se aportaron 121.717 Tg N año⁻¹ y 24.861 Tg P año⁻¹ (Tabla 4.5), cantidades que se obtuvieron de acuerdo a las estimas de Ojeda y Ojeda (1997) y que representan una contribución del 34% del aporte total de N y del 22% del aporte total de P en el interior del Estado (Fig. 4.4). El agua abastecida al sector agrícola, 413 x 10⁶ m³ año⁻¹ (CNA, 2001), es utilizada en el área del cultivo de regadío, y no está considerada la zona de temporal; como ambas áreas componen las 517.945 ha que se destinan a la agricultura (Tabla 4.5) y considerando que en toda esta área hay una precipitación pluvial promedio anual de 1.100 mm (INEGI, 2000), entonces sobre ella llueven 5.697 x 10⁶ m³ año⁻¹, que sumados a los 413 x 10⁶ m³ año⁻¹ que se consumen de la red de abastecimiento oficial (CNA, 2001), es un total de 6.110 x 10⁶ m³ año⁻¹ de agua; considerando una evapotranspiración del 90% (Hanshaw & Back, 1980; Anónimo, 1983), el volumen de agua que discurre por el suelo agrícola es entonces el 10% del volumen total regado y precipitado, es decir, 611 x 10⁶ m³ año⁻¹. Esta misma cantidad de agua se considera que percola al subsuelo, ya que la geomorfología cárstica de alta conductividad hidráulica lo favorece (Hanshaw & Back, 1980; González-Herrera *et al.*, 2002). Kadlec & Knight (1996) reportan que en los EUA, los fertilizantes representaban un aporte de 15 y 4 kg ha⁻¹ año⁻¹ de N y P, respectivamente, y que el agua de escorrentía en los suelos agrícolas tiene una concentración de nitrógeno de 2,32 mg l⁻¹ y de fósforo de 0,344 mg l⁻¹. Si el uso de fertilizantes en Yucatán fuera similar, entonces tomando en cuenta estas concentraciones y el volumen de agua de 611 x 10⁶ m³ año⁻¹, que escurre o percola en el suelo agrícola, sería un aporte de 1.417 Tg N año⁻¹ y 210 Tg P año⁻¹; estas cantidades son mínimas comparadas con las 121.717 y 24.861, calculadas en este trabajo (Tabla 4.5), ya que el uso de fertilizantes en Yucatán es superior, con un aporte de 235 y 48 Kg ha⁻¹ año⁻¹ de N y P, respectivamente (Ojeda y Ojeda, 1997). También, estas cantidades difieren de las utilizadas en otras regiones, como en Cataluña

donde el aporte de fertilizantes en la zona agrícola es de 69 Kg N ha⁻¹ año⁻¹ y 46 kg P ha⁻¹ año⁻¹ (Ortiz Olivos, 2000) y en Suecia es de 90 Kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Arheimer *et al.*, 2003). Al ser mayores las cantidades usadas de fertilizantes en Yucatán, en consecuencia el porcentaje de contribución continental de nitrógeno, que en esta región es del 34% (Fig. 4.4), es superior también en comparación con otros lugares, como en la Bahía de Waquoit, Massachusetts, donde el 16% del aporte total de nitrógeno procede del uso de fertilizantes (Valiela *et al.*, 2000). En el Mar del Norte, las fuentes de nutrientes son de origen continental que llegan al mar por la descarga de los ríos de Noruega y Suecia. En Noruega el aporte de nutrientes procedentes de tierras agrícolas es del 27% de N y del 16% de P. Pero, el porcentaje del aporte de N en la zona agrícola de Yucatán es menor comparándolo con el utilizado en Suecia, donde en la mitad sur de este país el 45% del N de los ríos proviene de fuentes agrícolas (Jenssen *et al.*, 1994; Arheimer *et al.*, 2003).

El aporte de nutrientes de origen humano en Yucatán se calculó de acuerdo al censo de habitantes y a la estima de Foster *et al.* (1987), de 5 Kg N hab⁻¹ año⁻¹ y de 1,1 Kg P hab⁻¹ año⁻¹, pero si consideramos el volumen de agua abastecido a la población obtenemos que de los 475 x 10⁶ m³ año⁻¹ (CNA 2001), (Fig. 4.2), se generaron aproximadamente 380 x 10⁶ m³ año⁻¹ de aguas residuales domésticas, públicas y urbanas e industriales en el año 2000 (20% del volumen abastecido se consideran pérdidas), (Tabla 4.5). Estas aguas residuales pueden contener una concentración promedio de 46 y 15 mg l⁻¹ de N y P (Kadlec & Knight, 1996; US-EPA, 2000), entonces esto equivaldría a que el N y P generado por actividades domésticas, públicas y urbanas e industriales es de 8.698 Tg N año⁻¹ y 2.835 Tg P año⁻¹. El aporte de nitrógeno calculado con la estimación de Foster *et al.*, (1987), de 8.278 Tg año⁻¹ (Tabla 4.5) comparado con el obtenido anteriormente con la concentración de este nutriente en el agua residual (Kadlec & Knight, 1996;

US-EPA, 2000) es similar, mientras que con el cálculo del aporte de fósforo existe una discordancia, variando de 1.820 a 2.835 Tg año⁻¹, como se observa en la figura 4.5A.

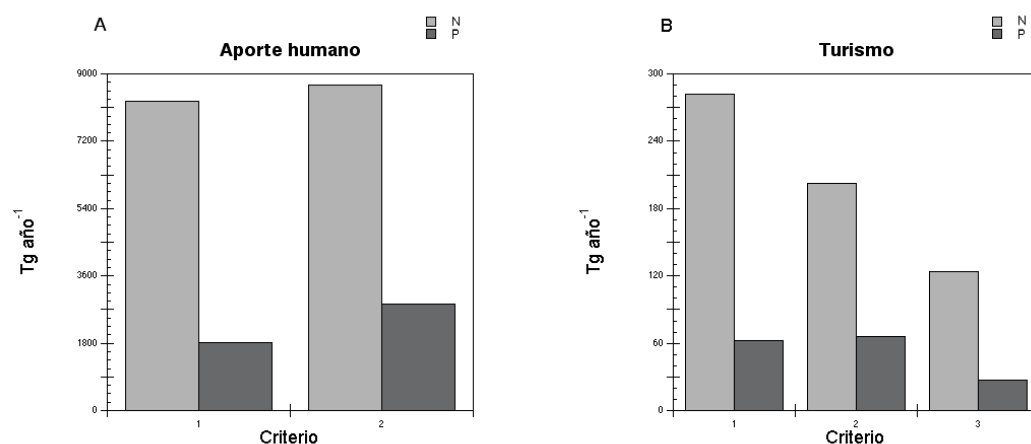


Fig. 4.5. Aporte de nitrógeno y fósforo de origen humano (A) y del Turismo (B) durante el año 2000 en Yucatán. El criterio de cálculo se hace de acuerdo a diferentes estimaciones (1) Censo de habitantes o turistas y aporte por habitante-equivalente (2) Volumen de agua consumido y concentraciones de nutrientes en aguas residuales (3) porcentaje del volumen de agua consumido por el sector.

Estas diferencias podrían atribuirse a que se ha considerado equivalente el aporte de nutrientes en los sectores D-U y en el industrial, y a que las cantidades de nutrientes aportadas por el sector Industrial son similares (Tabla 4.1), al haberse calculado de acuerdo al suministro de aguas claras (Fig. 4.2); sería más preciso conocer el oficio de cada industria que comprende el uso múltiple e industrial en el que se clasifica este sector, por la CNA (2001), para poder obtener un mejor balance del aporte de nutrientes de cada tipo de industria, ya que en realidad las aguas industriales pueden estar unas más cargadas que otras con estos

contaminantes (Fig. 4.4). En lo que respecta al sector Turismo, que está considerado dentro del sector industrial, dentro del aporte humano de nutrientes, y de acuerdo a la estimación calculada de 124 y 27 Tg año⁻¹ de N y P, respectivamente (Tabla 4.1), este resultado se obtuvo en base al volumen oficial de agua abastecido a esta actividad (Fig. 4.2); este aporte de nutrientes difiere del obtenido en base al censo de turistas que visitaron la región, con el que se obtuvo un aporte de 282 y 62 T año⁻¹ de N y P, respectivamente (Tabla 4.7). Si se considera que cada turista generó 200 litros día⁻¹* en promedio de agua residual, entonces equivaldría a un volumen de 4.4×10^6 m³ año⁻¹ y con una concentración de 46 mg litro⁻¹ de N y 15 mg litro⁻¹ de P (Kadlec & Knight, 1996; US-EPA, 2000), es un aporte de 202 Tg N año⁻¹ y 66 Tg P año⁻¹, cantidad que es más aproximada a la obtenida con el censo de turistas y la estimación de Foster *et al.*, (1987), (Tabla 4.7, Fig. 4.5B).

Por otro lado, en el cálculo del aporte de nutrientes de la población de Yucatán se ha considerado que los 1.655.707 habitantes viven todos en las mismas condiciones de vida. Las actividades que se desarrollan en el ámbito urbano son diferentes a las del ámbito rural, por lo que la generación de desechos es diferente en ambos sectores. Si consideramos como zona urbana la ciudad de Mérida, en el año 2000 la habitaban 703.324 personas. Tomando como guía el volumen de agua abastecido al sector D-U que fue de 237×10^6 m³ año⁻¹ (CNA, 2001), (Fig. 4.2), esto representa un consumo de 393 litros hab⁻¹ día⁻¹, que se aproxima a las estimaciones de 400 a 500 litros hab⁻¹ día⁻¹ en núcleos urbanos de alto nivel de desarrollo y con industria asociada (Galán Martínez, 1996). Aunque este volumen de consumo en la región pueda considerarse elevado, es razonable por las altas temperaturas

* El volumen de agua residual generado en el sector turismo es variable, se ha estimado un consumo de 200 a 300 litros persona⁻¹ día⁻¹ (Galán Martínez, 1996). El consumo depende de la categoría del Hotel o establecimiento destinado para el descanso, que pueden ser establecimientos de Gran Turismo hasta Pensiones familiares.

que pueden registrarse y que alcanzan los 40°C entre abril y mayo. Sin embargo, el volumen real de agua consumido podría ser mayor al utilizado de la red de abastecimiento oficial, reportado por la CNA (2001), donde no está registrado el consumo de la zona rural, en donde comúnmente el agua de uso corriente se obtiene de pozos particulares. En poblaciones menores de 1.000 o de hasta 250.000 habitantes los consumos de agua son de 100 hasta 300 litros $\text{hab}^{-1} \text{ día}^{-1}$ (Galán Martínez, 1996), por lo que el aporte de nutrientes en el ámbito rural debe ser más bajo que en el urbano.

Otra diferencia entre al ámbito urbano y rural son las aguas blancas –aguas grises- ya que la escorrentía superficial y de drenaje es diferente entre ellas, porque la superficie del terreno donde el agua discurre “arrastra” diferente tipo de desechos. Las fuentes de nutrientes de la zona urbana incluyen la zona residencial, comercial, industrial, las descargas de desechos líquidos, como las aguas procedentes de los sistemas sépticos domésticos, y de efluentes y fangos industriales, así como la escorrentía de tejados, calles, lugares de estacionamiento, etc. Y en las industrias y empresas locales que descargan sus desechos en pozos de recolección de aguas pluviales que drenan directamente al acuífero. Las fuentes difusas del ámbito rural de Yucatán, se producen por la escorrentía en tierras alteradas por actividades agrícolas y ganaderas que dan lugar a la contaminación del agua subterránea; el mayor volumen de escorrentía procede de las actividades del riego, del cultivo de huertos, de los pastos para forraje, de corrales de engorda, de granjas de producción de leche, que por su expansión han ocasionado la tala de la selva baja para el desarrollo de estas actividades. Esta práctica se ha realizado en los Estados del este de México, entre ellos, Yucatán, donde se ha estimado una tasa de deforestación anual entre 1977 y 1992 del 1,9% de la superficie del terreno (Cairns *et al.*, 2000). Pero, a pesar de estas diferencias entre el sector urbano y rural, los

nutrientes se infiltran al agua subterránea de Yucatán, porque la geomorfología cárstica del subsuelo lo favorece.

La precipitación atmosférica de nutrientes es una fuente que aunque se ha advertido que debe ser calculada (Valiela *et al.*, 1992) no ha sido del todo considerada (Paerl, 1997; Pryor & Barthelmie, 2000; Whitall *et al.*, 2003). En el caso de Yucatán, de acuerdo a las estimaciones de Paerl (1997) y Noe *et al.* (2001), el cálculo obtenido del aporte de nutrientes por esta vía puede ser equivalente al aporte de origen humano (Tabla 4.5). En el caso del N el depósito atmosférico podría estar contribuyendo con el 4% del total aportado en el interior de Yucatán, siendo superior en comparación con el 1% del aporte humano (Fig. 4.4), a pesar de que este cálculo se hizo con la menor estima de Paerl (1997), de $300 \text{ mg N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. Para citar un ejemplo de comparación entre el aporte de origen atmosférico con otra fuente, el Mar de Irlanda, que tiene un volumen de 2.430 Km^3 , recibe $150.000 \text{ Tg DIN año}^{-1}$ y $12.000 \text{ Tg P año}^{-1}$ de fuentes domésticas y el aporte por precipitación atmosférica se estima en $43.000 \text{ Tg N año}^{-1}$ y $2.000 \text{ Tg P año}^{-1}$ (Gowen *et al.*, 2002).

El cálculo del aporte de nutrientes de las fuentes difusas y la determinación de las vías de ingreso al litoral es una tarea laboriosa que conlleva a sobreestimar o subestimar estas contribuciones y sus flujos, por ello se han desarrollado modelos numéricos para valorar el origen del nitrógeno, sus pérdidas, su almacenamiento y su ingreso al agua de mar (Valiela *et al.*, 2000; Johnes & Butterfield, 2002; Pryor & Sorensen, 2002). En este trabajo las pérdidas por desnitrificación o por exportación de biomasa escapan de los objetivos previstos y sólo se hace una estimación indirecta de la cantidad almacenada de nitrógeno en las aguas subterráneas (Fig. 4.4). Se ha estimado indirectamente que las fuentes continentales de Yucatán aportaron durante el año 2000, 356.412 Tg N (Tabla 4.5, Fig. 4.4),

cantidad que difiere del aporte estimado de 7.842 Tg, a partir de la circulación y concentración del nitrógeno en el agua subterránea y que se descarga en el litoral (Tabla 4.7, Fig. 4.4). Aunque este cálculo se hizo con la concentración del DIN en el agua subterránea, la diferencia entre estas cantidades aportadas en el continente y en el litoral es notoria, por lo que es de importancia saber qué ocurre con el nitrógeno y el fósforo en Yucatán antes de llegar a la costa. Se sabe que el nitrógeno añadido por las actividades humanas puede perderse por desnitrificación en sus formas gaseosas y/o por almacenamiento en la biomasa, en el agua subterránea y en los suelos, por lo que se deben comprender los procesos principales de pérdida y almacenamiento de nitrógeno en Yucatán (Boyer *et al.*, 2002; Van Breemen *et al.*, 2002; Whitall *et al.*, 2003). Para conocer estas pérdidas podrían aplicarse coeficientes a las cantidades calculadas del aporte continental de nutrientes, para conocer la cantidad que realmente está llegando a la zona litoral por la descarga de aguas subterráneas. Teniendo en cuenta también que en las aguas subterráneas puede ocurrir la desnitrificación, donde a ciertas condiciones los NO_3^- pueden ser reducidos y perderse el nitrógeno, en sus formas como NH_4^+ adsorbido, como N_2O y/o N_2 (Valiela *et al.*, 1992; Thorburn *et al.*, 2003). Estos coeficientes se ilustran en la figura 4.4 como **a**, **b** y **c**.

Esta perspectiva también debe considerarse con el fósforo, ya que de acuerdo a la estimación indirecta del fósforo continental aportado anualmente en Yucatán también difiere del contenido en el agua subterránea como PRS. De las 114.565 Tg año⁻¹ (Tabla 4.5, Fig. 4.4), provenientes de las actividades humanas continentales, por el agua subterránea se vierten únicamente 90 Tg año⁻¹ como PRS (Tabla 4.7, Fig. 4.4). Estas diferencias pueden deberse, además de las pérdidas del fósforo exportado por la biomasa, por su adsorción en las partículas del suelo y por su afinidad con los carbonatos (de Kanel & Morse, 1978; Howarth *et al.*, 1996b). El sumidero

de fósforo en Yucatán es considerable ya que al comparar las proporciones estequiométricas de los nutrientes, entre los aportes continentales y el agua subterránea, hay un cambio de la proporción N:P de 6,88:1 a 194,9:1, este resultado puede ser de relevancia en el ambiente costero de Yucatán, que podría estar contribuyendo al cambio del estado trófico.

La generación de nutrientes por actividades que se desarrollan en el litoral de Yucatán es bajo comparado con el aporte continental (Tabla 4.5 y 4.7, Fig. 4.4). Los aportes de origen humano entre las cuatro localidades costeras, Dzilam de Bravo, Progreso, Sisal y Celestún, son mayores en Progreso por ser la ciudad costera más grande (Tabla. 4.6). El aporte de nutrientes proveniente de la industria acuícola que se desarrolla en Sisal, y que durante el año 2000 fue de 24,1 Tg N año⁻¹ y 1,28 Tg P año⁻¹, aunque podría pensarse que no es relevante, si lo comparamos con el aporte de origen humano, es el equivalente a una población como la de Celestún de 6.067 habitantes, es decir, que esta industria acuícola representa el aporte de aproximadamente tres veces más la población que vive en el propio pueblo de Sisal (Tabla. 4.6 y 4.7, Fig. 4.4). Este vertido de desechos debe resolverse, ya que al ser una actividad económica en pleno desarrollo en México, apoyada por el Gobierno Federal, podría convertirse en un mayor problema, con las consecuencias que esto conlleva, como ha ocurrido en el Estado de Sinaloa, México, donde la industria acuícola ha sido apoyada desde 1985, que al contar con una superficie de cosecha de 9.367 ha, el aporte de nutrientes era de 2.866 Tg N año⁻¹ y 462 Tg P año⁻¹, considerándose la tercera fuente de nutrientes al litoral sinaloense después del aporte agrícola y del municipal, posición que ha ocupado por la inadecuada gestión de sus desechos (Páez-Osuna *et al.*, 1998; Hernández-Cornejo & Ruiz-Luna, 2000; Páez-Osuna *et al.*, 2003). En el 2003, la industria acuícola de Yucatán se ha expandido a 70 ha y se han iniciado

pruebas de depuración de las aguas residuales utilizando el bosque de manglar como un biofiltro.

A pesar de que algunas fuentes costeras de nutrientes de Yucatán, no han podido cuantificarse con mayor precisión, como los desechos de la actividad pesquera, de los barcos y las congeladoras de almacenamiento del producto fresco (Fig. 4.4), está claro que el aporte continental de nutrientes al litoral de Yucatán es elevado en comparación a otras regiones costeras (Tabla 4.6); este aporte de nutrientes por la descarga del agua subterránea que se está vertiendo en la costa de Yucatán, $7.927 \text{ Tg N año}^{-1}$ y 90 Tg P año^{-1} , es de tal importancia, que puede compararse con el aporte de nutrientes del Río Ebro a la costa de Cataluña, que aporta $1 \times 10^4 \text{ Tg N año}^{-1}$ y 87 Tg P año^{-1} (Cruzado *et al.*, 2002).

Tabla 4.6. Aporte de nitrógeno y fósforo y su proporción estequiométrica al litoral de algunas regiones costeras.

Zona costera	N Kg Km ² año ⁻¹	P Kg Km ² año ⁻¹	N:P	Referencia
Mar del Norte	1.450	117	27,4:1	Howarth <i>et al.</i> , 1996a
Reino Unido	1.540 ^a	152 kg ^a	22,4:1	Nedwell <i>et al.</i> , 2002
Bahía de Pomeranian, Mar Báltico	10.400 – 16.600	820 – 1.180	28,1:1 – 31,1:1	Wasmund <i>et al.</i> , 2001
Noroeste de los Estados Unidos	3.420			Van Breemen <i>et al.</i> , 2002
Río Ebro, Cataluña	8.333 ^a	1.279 ^a	254,2:1	Cruzado <i>et al.</i> , 2002
Yucatán, México	22.019 ^a	250 ^a	194,9:1	Este trabajo

^a Nutriente inorgánico disuelto

Aunque al comparar los aportes de N y P de diferentes trabajos conlleva el riesgo de estarlo haciendo entre cantidades calculadas como el nutriente en su concentración total o inorgánica, la proporción

estequiométrica entre ambos nutrientes, puede ser de utilidad. No obstante, es importante tener presente que puede no estar tomando en consideración las concentraciones del nitrógeno orgánico disuelto y las del fósforo adsorbido en la materia particulada suspendida (Seitzinger & Sanders, 1997; Prastka *et al.*, 1998).

4.6. Conclusiones.

Las principales fuentes continentales de nutrientes del litoral del Estado de Yucatán son en orden de importancia los aportes procedentes del sector avícola y ganadero $-213.403 \text{ Tg N año}^{-1}$ y $86.322 \text{ Tg P año}^{-1}$ -, donde el ganado porcino representa la mayor contribución $-115.859 \text{ Tg N año}^{-1}$ y $44.339 \text{ Tg P año}^{-1}$ -, la agricultura $-121.717 \text{ Tg N año}^{-1}$ y $24.861 \text{ Tg P año}^{-1}$ -, la precipitación atmosférica $-13.014 \text{ Tg N año}^{-1}$ y $1.562 \text{ Tg P año}^{-1}$ - y el aporte humano, en actividades domésticas, públicas y urbanas e industriales $-8.278 \text{ Tg N año}^{-1}$ y $1.820 \text{ Tg P año}^{-1}$ -. La industria turística en general, está considerada dentro del sector industrial $-4.139 \text{ Tg N año}^{-1}$ y $910 \text{ Tg P año}^{-1}$ -, contribuyendo a este sector con $124 \text{ Tg N año}^{-1}$ y 27 Tg P año^{-1} , pero su aporte puede ser mayor al no contabilizarse la cantidad real de turistas en los registros de consumo de agua oficiales, cuyo aporte de nutrientes podría alcanzar las cantidades de $282 \text{ Tg N año}^{-1}$ y 62 Tg P año^{-1} .

Los aportes de nutrientes en Yucatán por agua subterránea son de tal consideración que con una proporción estequiométrica N:P de 194,9:1 podrían estar contribuyendo al cambio de la calidad del agua y del estado trófico del agua costera; se aportan por esta vía aproximadamente 22 Tg N año^{-1} y $0,25 \text{ Tg P año}^{-1}$ por cada kilómetro de la costa de Yucatán.

Las fuentes de nutrientes del litoral de Yucatán no deben subestimarse, ya que a pesar de que sus aportes son mínimos comparados con el aporte continental, los incrementos bruscos que recibe la costa durante los períodos vacacionales podrían no ser autorregulados. Un ejemplo de las consecuencias de estas presiones es el caso de la costa de Pesaro, Italia donde el río Po aportó 8.969 Tg N y 650 Tg P entre octubre y diciembre del año 2000 (N:P = 30,5:1), cantidad que equivale al 50% del aporte total anual de esa región, y se cree que esto provocó la ocurrencia de dos episodios de florecimientos de fitoplancton en las costas del Mar Adriático (Penna *et al.*, 2004).

Es innegable que la depuración de las aguas residuales en Yucatán es un asunto que las autoridades ambientales deben atender; el acuífero se encuentra en riesgo si no se toman las medidas preventivas y correctivas en relación a la gestión y tratamiento de desechos, con el fin de evitar que el agua subterránea siga concentrando nitrógeno, por dos razones fundamentales, para mitigar el aporte de nutrientes a la zona costera –que podría estar cambiando la calidad del agua por nutrientes y el estado trófico– y porque es la única fuente de abastecimiento de agua dulce de la región.

Sección 2.

Consecuencias del aporte de nutrientes en la zona costera del Estado de Yucatán, México.

Capítulo 5.

Calidad del agua de una zona costera tropical con descargas de aguas subterráneas; noroeste de Yucatán, México.

5.1. Introducción.

La evaluación de la calidad del agua costera es una actividad que se desarrolla con mayor frecuencia en los países desarrollados que tienen un litoral, motivado principalmente por la ocurrencia de eventos catastróficos en el ambiente marino y por la intuición científica (Vollenweider *et al.*, 1992; Goldberg, 1995; US-EPA, 2001). El problema ambiental concerniente a la alteración de la calidad del agua costera provocado por el enriquecimiento de nutrientes es actualmente un hecho bien establecido (Nixon, 1995; Heip, 1995; Pelley, 1998; US-EPA, 2001); como en el Mar Báltico, Mar Negro, Mar Adriático, norte del Golfo de México, la Bahía de Chesapeake y la Bahía de San Francisco, donde la calidad del agua se ha alterado por la eutrofización (Cloern, 1999; Rabalias, 1999; Moncheva *et al.*, 2001; Wasmund *et al.*, 2001; Dell'Anno *et al.*, 2002; Penna *et al.*, 2004).

Las concentraciones de amonio y de otros nutrientes en el agua de mar son indicadores importantes de la contaminación de origen humano, al ser un reflejo de los aportes de desechos y de procesos de reciclado de nutrientes en las aguas costeras (Hopkinson Jr. & Vallino; 1995; Braga *et al.*, 2000; Costanzo *et al.*, 2001).

Las fuentes de nutrientes de la zona costera son las descargas superficiales de los ríos, la escorrentía de los suelos agrícolas, las aguas residuales domésticas e industriales -depuradas o no- y la precipitación atmosférica (Rosenberg, 1990; Rossi *et al.*, 1992; Valiela *et al.*, 1992; Ongley, 1997; Vitousek *et al.*, 1997b; Rabalais, 1999; Cruzado *et al.*, 2002; de Jonge *et al.*, 2002). Los aportes de nutrientes por precipitación atmosférica y por aguas subterráneas, son fuentes a veces olvidadas, que potencialmente modifican la producción primaria costera y la dinámica de los florecimientos de algas (Valiela *et al.*, 1992; Paerl, 1997; Pryor & Barthelmie, 2000; Whitall *et al.*, 2003; Burnett *et al.*, 2003). En algunas regiones costeras las descargas de aguas subterráneas son similares en magnitud a la de los ríos y su influencia se extiende a escalas espaciales mayores (Moore, 1996; Wang *et al.*, 1999; Burnett *et al.*, 2003; Thorburn *et al.*, 2003). En la costa este de los EUA, particularmente en Florida, las aguas subterráneas son fuentes importantes de nutrientes, especialmente de nitrógeno (Jickells, 1998; Wang *et al.*, 1999; Sutula *et al.*, 2001).

En México la investigación sobre la calidad del agua costera se ha convertido en un tema de prioridad del país (INE, 2000), ya que las aguas costeras se contaminan por sustancias derivadas de diferentes fuentes, en especial por efluentes municipales (Páez-Osuna *et al.*, 1998; ArandaCirerol, 2001; Rivera-Arriaga & Villalobos, 2001). En el este del país, la Península de Yucatán, es una región tropical sin ríos, ya que el subsuelo cárstico carbonatado de alta permeabilidad, favorece que el agua que no se evapotranspira percole al subsuelo y se descargue en los manantiales y en forma difusa en la zona costera (Logan, 1969; Capurro & Reid, 1972; Hanshaw & Back, 1980; Bryant *et al.*, 1991; González-Herrera *et al.*, 2002). El agua subterránea de Yucatán está contaminada por nitratos, producto del cúmulo de contaminantes que durante años se han infiltrado al subsuelo (Pacheco & Cabrera, 1997; Graniel *et al.*, 1999). Así, las principales fuentes

de nutrientes de la costa de la península se originan desde el interior en tierra, debido a que los sistemas de tratamiento de los residuos sólidos, líquidos y gaseosos, que iniciaron 10 años atrás, no son del todo eficientes; los contaminantes continúan infiltrándose a las aguas subterráneas, que al sumarlos a los desechos propios de las localidades costeras, son aportes que influyen en la calidad del agua de este litoral (ArandaCirerol, 2001).

Como se expuso en el capítulo cuatro, las principales fuentes continentales de nutrientes del litoral del Estado de Yucatán son en orden de importancia los aportes procedentes de la porcicultura, avicultura y ganadería, la agricultura, la precipitación atmosférica y el aporte de origen humano, en actividades domésticas, públicas y urbanas e industriales. Estos nutrientes llegan a la costa por la descarga de agua subterránea -con una proporción N:P de 194,9:1-, que se suma al aporte generado en las diferentes actividades humanas que se desarrollan en el litoral, y son de tal consideración que podrían estar contribuyendo al cambio de la calidad del agua por nutrientes y por ende en el estado trófico del agua costera.

Entonces, cabe plantearse las siguientes preguntas de interés científico para su investigación,

¿Cuál es la calidad del agua costera por nutrientes de las localidades del Estado de Yucatán?

¿Cuál será la respuesta de la biomasa de fitoplancton –como Clorofila *a*- a los aportes de nutrientes?

¿Cuáles son los factores y procesos que regulan la calidad del agua costera del Estado de Yucatán?

5.1.1. Hipótesis.

La calidad del agua costera por nutrientes de las localidades de Yucatán debe presentar diferencias, debido a que el aporte de nutrientes de las actividades humanas que se desarrollan en su litoral y el volumen de agua subterránea son diferentes en intensidad y magnitud, especialmente en las áreas con circulación restringida del agua, como en los puertos de abrigo, que debe ser evidente por concentraciones elevadas de Clorofila *a*.

5.1.2. Objetivos.

1) Definir los patrones de variación mensual y sus diferencias de las variables de calidad del agua costera, al compararlas entre localidades representativas de la costa noroeste del Estado de Yucatán.

2) Comparar la calidad del agua costera libre con la de los puertos de abrigo.

3) Identificar los factores y procesos principales que regulan la calidad del agua por nutrientes del Estado de Yucatán.

5.2. Área de estudio.

El estudio se realizó en la costa noroeste de Yucatán, México, específicamente en las costas de las localidades de Dzilam de Bravo, Progreso, Sisal y Celestún, que se encuentran en el entorno del *Anillo de Cenotes* (Fig. 5.1). Es una zona en la que predominan las playas de arena blanca, en las que domina el oleaje y tiene un régimen micromareal. Este *Anillo de Cenotes* (Anónimo, 1984) se ha relacionado con el impacto de un

meteorito, el *cráter de Chicxulub* (Hildebrand *et al.*, 1991; Pope *et al.*, 1991). El agua subterránea fluye hacia la línea de costa, descargándose en ella como manantiales y en forma difusa; se ha propuesto que existe un flujo de agua de sureste a noroeste hacia el Anillo de Cenotes, que concentra el agua como un río subterráneo y la conduce hacia el litoral, cerca de Dzilam de Bravo y Celestún (Hanshaw & Back, 1980; Perry *et al.*, 1995; Steinich *et al.*, 1996), donde es más evidente la presencia de los manantiales.

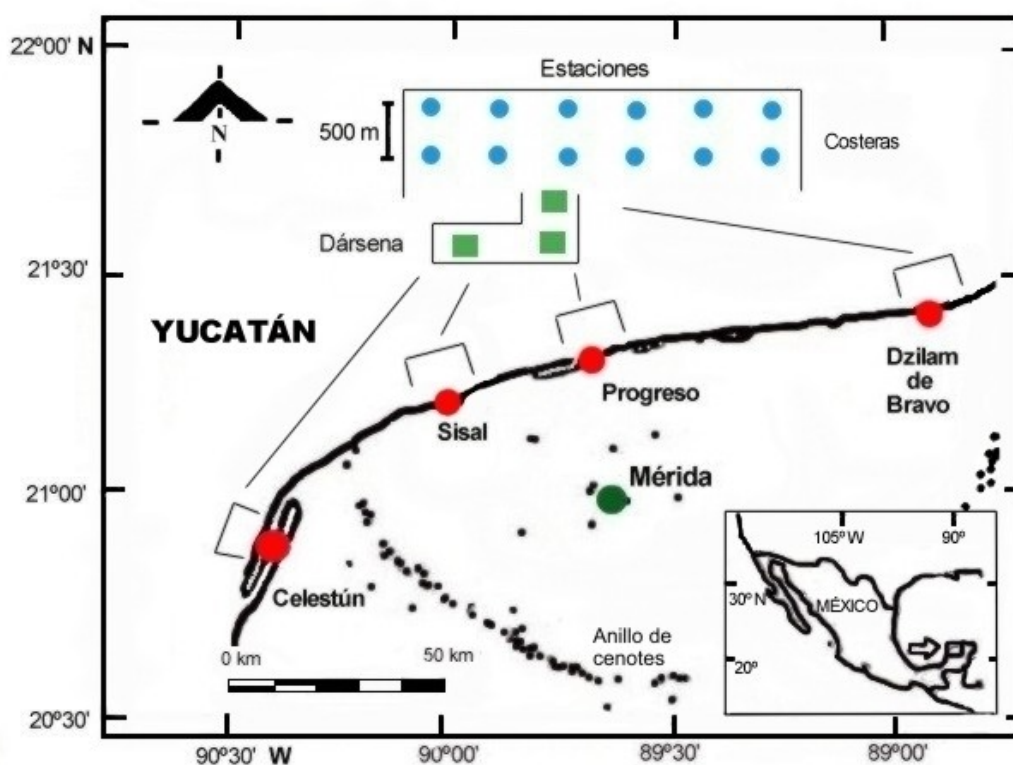


Fig. 5.1. Distribución de las estaciones de muestreo en cada localidad del noroeste del Estado de Yucatán, Península de Yucatán, México. Estaciones costeras ■; estaciones del puerto de abrigo (dársena) ■. Mérida, ciudad capital. Los pequeños puntos negros son cenotes.

Dzilam de Bravo -2.410 habitantes (INEGI, 2001)- se encuentra en la costa central del Estado; está protegido del oleaje por una barra de arena, por lo que no tiene playa. La zona de estudio es poco profunda, de 1,5 metros en promedio y el fondo del mar está cubierto por una extensa cama de pastos marinos, donde predomina *Thalassia testudinum*, y también se encuentra *Halodule wrightii* y *Syringodium filiforme*. Las descargas de agua subterránea son evidentes, por los numerosos manantiales que se encuentran en la zona. Esta localidad puede considerarse como una zona prístina, por su baja densidad demográfica y el turismo no es intenso. Los habitantes desarrollan actividades de pesca costera y agricultura de temporal.

Progreso -48.692 habitantes (INEGI, 2001)- es el puerto más importante de la región con la mayor densidad de población costera; su litoral está completamente urbanizado y sus playas son de interés para el turismo regional, nacional y extranjero. La económica de esta localidad, se basa entonces en la pesca, la actividad portuaria, el turismo y la maquila (producción de manufacturas textiles para su exportación). El fondo marino es arenoso con escasos pastos marinos -*Thalassia testudinum* y *Halodule wrightii*-; las descargas de aguas subterráneas se presentan en forma difusa por fractura de la roca, por lo que no son evidentes como los manantiales.

En Sisal -1.545 habitantes (INEGI, 2001)- el fondo marino es arenoso, no presenta pastos marinos, y tampoco son evidentes las descargas de agua subterránea. En tierra existe una granja acuícola de camarones –gambas- que durante el período de estudio desechaba al mar las aguas residuales que generaba y que no se depuraban previamente. Esta industria ha ido apartando a la pesca costera local, aunque ésta es todavía de importancia.

Celestún –6.067 habitantes (INEGI 2001)- se ubica al oeste del Estado, sobre el extremo costero de una isla de barrera. El fondo marino de Celestún es arenoso, cubierto por macizos de pastos marinos, *Thalassia testudinum* y *Halodule Wrightii*; las descargas de agua subterránea no son evidentes en la costa, pero sí en la laguna adyacente. En esta localidad, al contar con paisajes naturales idóneos para el desarrollo del ecoturismo, es ésta la actividad económica principal, seguida por la pesca costera.

Estas cuatro localidades cuentan con un puerto de abrigo (localmente llamado dársena), que fueron construidas por excavación y dragado, con un canal de comunicación al mar. Las embarcaciones que se amarran son de pesca costera y de altura, cuyo tamaño corresponde, según a la clasificación de las autoridades mexicanas, a embarcaciones menores y embarcaciones de mediana altura.

5.3. Metodología.

5.3.1. Campañas de muestreo.

El muestreo se realizó mensualmente al inicio de cada uno de los meses de enero a diciembre del 2000. Las muestras se recolectaron durante la mañana en cada localidad, es decir, que se requirieron cuatro días consecutivos para el estudio mensual.

En la costa de cada localidad se establecieron doce estaciones de muestreo, en dos grupos de seis, paralelas a la línea de costa. A excepción de Progreso, tres pares de las estaciones costeras se ubicaron enfrente de la zona urbana y los otros tres fuera de ella (Diagramas en Anexo 1). En las

dársenas se situaron tres estaciones de muestreo (Fig. 5.1). También, se recolectó agua de los manantiales en el mar de Dzilam de Bravo, y en tierra cerca de Progreso y Sisal, para conocer las concentraciones de los nutrientes en el agua subterránea.

En las estaciones de muestreo se determinó la hidrología y se colectó agua de la superficie, en botellas Nalgene oscuras de 1 litro, previamente lavadas con ácido, que fueron conservadas con hielo durante su transporte al laboratorio, para la determinación de los nutrientes inorgánicos disueltos y la Clorofila *a* -como indicador de biomasa de fitoplancton (Gayoso & Podesta, 1996; Menéndez *et al.*, 2002)-.

5.3.2. Métodos Analíticos.

En las estaciones de muestreo, *in situ*, se determinó la temperatura (T), la salinidad (Sal), el oxígeno disuelto (OD) con una sonda multiparamétrica YSI-85.

En el laboratorio, se determinaron la materia suspendida orgánica (MSO), los nutrientes inorgánicos: nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+), fosfato reactivo soluble, (PRS), silicato reactivo soluble (SiRS) y la Clorofila *a* (Chla). Para calcular la MSO, se filtraron 500 ml de muestra en filtros a peso constante de fibra de vidrio Whatman GF/F de 47 mm de diámetro, que fueron calcinados a 450°C durante 4 horas (Parsons *et al.*, 1984). El agua filtrada se conservó con 1 ml de cloroformo y se almacenó a -4°C hasta el análisis de los nutrientes inorgánicos. NO_2^- , por el método de Shin, reacción con la sulfanilamida en medio ácido; NO_3^- , como nitritos después de haberlos reducido en una columna de Cd-Cu; NH_4^+ , por el método de Koroleff, por reacción con el fenol y el hipoclorito de sodio; PRS,

de acuerdo al método modificado de Murphy & Riley, por reacción del molibdato de amonio en medio ácido y tartrato de antimonio y potasio, y SiRS, por una variante de Mulin & Riley, por reducción del silicio con metol y ácido oxálico (Strickland & Parsons, 1972). Se utilizaron filtros de membrana de celulosa Millipore de 0.45 μm y de 47 mm de diámetro, para la extracción de la Chla en acetona al 90%, y se usó la fórmula de Jeffrey & Humphrey para calcular su concentración (Parsons *et al.*, 1984). Los análisis de laboratorio se completaban en tres días después del muestreo.

5.3.3. Análisis estadístico.

Los datos ambientales o ecológicos raramente se ajustan a una distribución normal, pero es conveniente que lo sean ya que el uso de algunas técnicas de análisis estadístico presupone esta condición (Ignatiades *et al.*, 1992; Legendre & Legendre, 1998). Los datos obtenidos en este estudio no son una excepción, por lo que se reporta la mediana y la desviación absoluta de la mediana (MAD), como medidas de tendencia central y de dispersión anuales, por la insensibilidad de estos estadísticos a datos que no se ajustan a una distribución normal y que presentan valores extremos (Rousseeuw and Croux, 1993; Boyer *et al.*, 1997).

Se presentan gráficos comparativos de los patrones de variación mensual de las variables de calidad del agua: T, Sal, OD, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PRS, SiRS, Chla y MSO, de las cuatro localidades costeras; se grafica la media y la desviación estándar para ilustrar el sesgo de los datos en las estaciones costeras.

Las diferencias entre la calidad del agua de las cuatro localidades y las dársenas, se establecen utilizando la prueba de Kruskal-Wallis y los diagramas de cajas-y-bigotes (Box-and-Whiskers plots), como un análisis gráfico de varianza no paramétrico de una vía (ANOVA), para determinar si existen diferencias estadísticamente significativas con un 95% de nivel de confianza (Boyer *et al.*, 1997; Boyer *et al.*, 2000).

Los diagramas de cajas-y-bigotes muestran la mediana de los datos con la línea central horizontal de la caja; los márgenes inferior y superior de la caja son los percentiles 25 y 75 (cuartiles), respectivamente, y los límites de los bigotes, son los percentiles 5 y 95 (en este trabajo incluyen también los valores extremos); la muesca de la caja corresponde al 95 % del intervalo de confianza de la mediana. Cuando las muescas entre las cajas no se traslapan, entonces las medianas son consideradas diferentes estadísticamente (Boyer *et al.*, 1997; Burke *et al.*, 2002).

Finalmente, se realiza una ordenación por la prueba estadística de Análisis de Componentes Principales (ACP), al caracterizar las mayores tendencias de variación de las estaciones costeras con respecto a las variables de calidad del agua -estandarizadas antes del análisis-, con el objeto de obtener variables compuestas o *componentes principales* de los datos originales, utilizando rotación VARIMAX. Estas componentes se identifican como los factores y procesos que regulan la calidad del agua costera de Yucatán (Boyer *et al.*, 1997). Se utiliza la prueba de Kolmogorov-Smirnov (K-S), para evaluar la aproximación de ajuste de los datos a una distribución normal (Goodness-of-Fit test), ya que el ACP asume multinormalidad de los datos (Legendre & Legendre, 1983; Zar, 1984). En su caso, las variables de calidad del agua se transformaron por el método Box & Cox (1964), que está considerado como el procedimiento más poderoso para ajustar los datos a una distribución normal y satisfacer la condición de

homoscedasticidad, y así los resultados sean mejor interpretados (Andrews *et al.*, 1971; Legendre & Legendre, 1998). Varios autores han reportado el uso de diferentes transformaciones Box & Cox, que se probaron con los datos de campo obtenidos en este estudio, incluyendo la transformación clásica $XT=\ln(X+1)$, que se utiliza en datos de abundancia de especies (Malaeb, 1997; Legendre & Legendre, 1998).

El análisis estadístico de los datos se ha procesado con el programa de cómputo STATGRAPHICS Plus 5.0. Los datos obtenidos en una estación de muestreo de Sisal se excluyeron del análisis, para evitar valores atípicos, porque esta estación se situaba en la zona de descarga de aguas residuales de la granja acuícola.

5.4. Resultados.

5.4.1. Variación temporal de las variables de calidad del agua costera.

La tabla 5.1 presenta el resumen estadístico de las variables de calidad del agua costera, del año 2000 de Dzilam de Bravo, Progreso, Sisal y Celestún, Yucatán, México.

Durante el año 2000, el agua costera de la zona noroeste de Yucatán fue cálida. La temperatura promedio mensual del agua fue principalmente más alta en Dzilam de Bravo. Las máximas temperaturas fueron en agosto-septiembre en las cuatro localidades, con 30,7°C en promedio en Dzilam de Bravo (Fig. 5.2A).

Tabla 5.1. Variables de calidad del agua costera del noroeste de Yucatán, México; enero a diciembre del 2000 (M = mediana; MAD = desviación absoluta de la mediana; Mín. = mínimo; Máx. = máximo, (N=144, Sisal: N=132).

Localidad		T	Sal	OD	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PRS	SiRS	Chla	MSO
		°C		mg l ⁻¹	μmol l ⁻¹	μmol l ⁻¹	μmol l ⁻¹	μmol l ⁻¹	μmol l ⁻¹	μg l ⁻¹	mg l ⁻¹
Dzilam de Bravo	M	27,2	36,1	5,38	0,69	4,94	4,42	0,62	8,57	1,14	1,40
	MAD	1,9	1,1	0,98	0,24	2,48	1,65	0,31	3,05	0,40	0,60
	Mín.	23,1	24,0	1,37	0,05	0,30	0,55	0,05	2,21	0,04	0,00
	Máx.	31,8	39,6	10,86	2,17	50,58	23,94	1,66	27,38	3,69	9,00
Progreso	M	26,3	38,4	5,29	0,31	1,23	4,14	0,47	4,32	1,70	2,60
	MAD	2,3	0,6	0,55	0,29	0,55	1,54	0,21	1,42	0,89	1,20
	Mín.	21,7	24,8	1,70	0,01	0,15	0,40	0,03	0,47	0,30	0,20
	Máx.	31,0	39,7	9,25	1,60	4,37	23,22	1,79	21,30	9,67	24,60
Sisal	M	26,4	37,7	5,87	0,86	4,62	4,04	0,47	6,62	3,08	4,20
	MAD	1,6	0,8	0,44	0,46	1,76	2,89	0,21	3,06	1,68	2,40
	Mín.	22,7	31,6	4,39	0,01	0,05	0,61	0,10	0,47	0,30	0,20
	Máx.	30,9	39,7	7,08	3,31	50,53	42,26	1,60	30,04	17,05	19,00
Celestún	M	26,6	37,6	5,76	0,49	1,75	5,21	0,47	7,60	2,51	3,80
	MAD	1,6	0,8	0,80	0,33	1,09	1,97	0,21	3,18	1,37	1,40
	Mín.	21,8	35,6	2,16	0,03	0,06	0,79	0,03	0,53	0,26	1,00
	Máx.	31,1	39,0	7,90	1,77	13,70	34,60	1,66	30,47	30,79	13,80

Así mismo, la salinidad alcanzó las concentraciones máximas en los meses de verano, con un valor promedio de 39,5 en Progreso. En Dzilam de Bravo, la salinidad promedio mensual fue más baja, en comparación con las otras tres localidades (Fig. 5.2B).

Las concentraciones del OD, confirman su tendencia a disminuir conforme aumenta la temperatura del agua, alcanzado sus menores concentraciones promedio en los meses de verano, pero siempre manteniéndose en valores superiores a los 3 mg l⁻¹ (Fig. 5.2C).

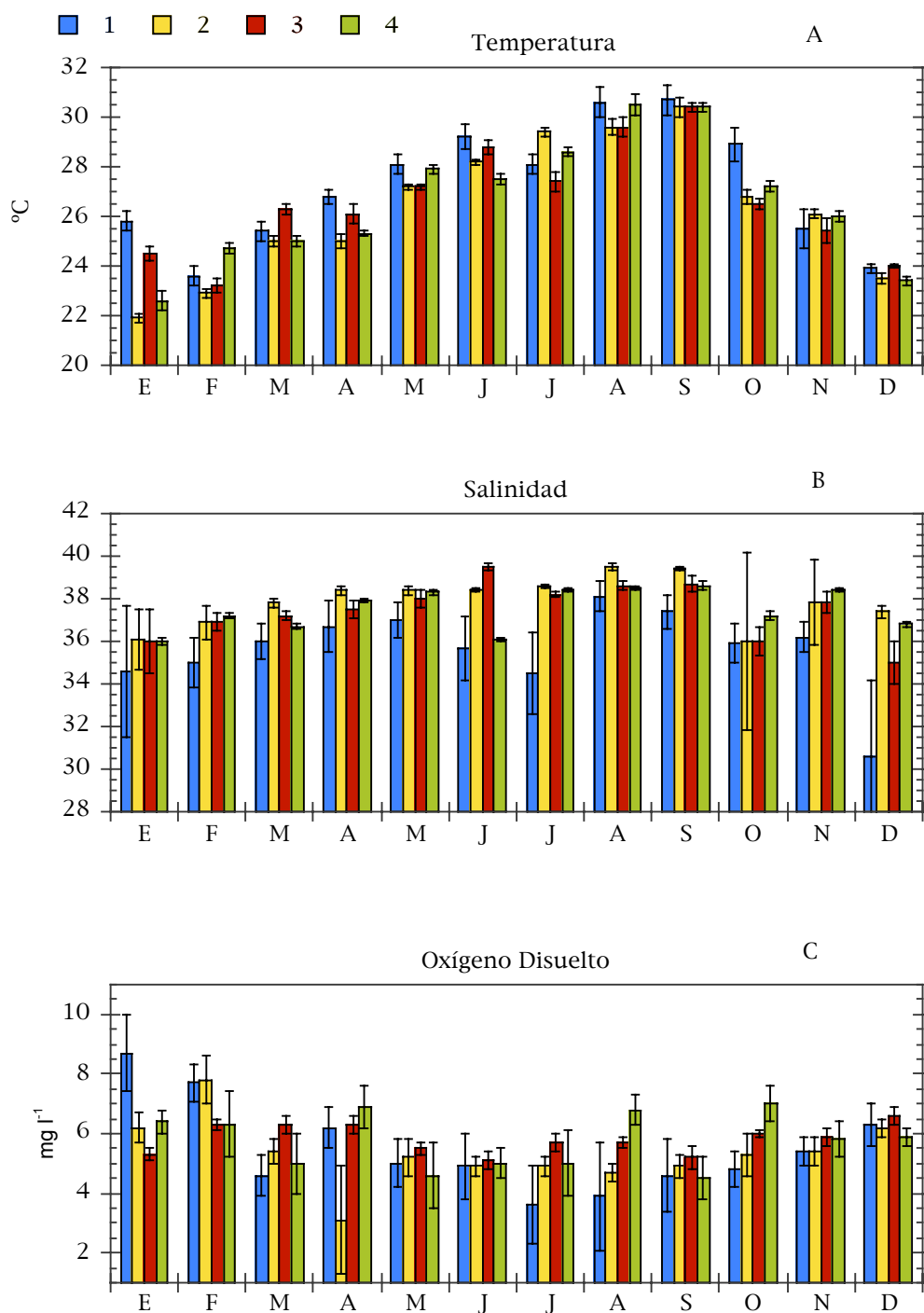


Fig. 5.2. Variación mensual ($\mu \pm \lambda$, $p < 0,05$), de la temperatura, °C (A); salinidad, (B) y oxígeno disuelto, mg l^{-1} (C), durante el año 2000 en Dzilam de Bravo (1), Progreso (2), Sisal (3) y Celestún (4), Yucatán, México.

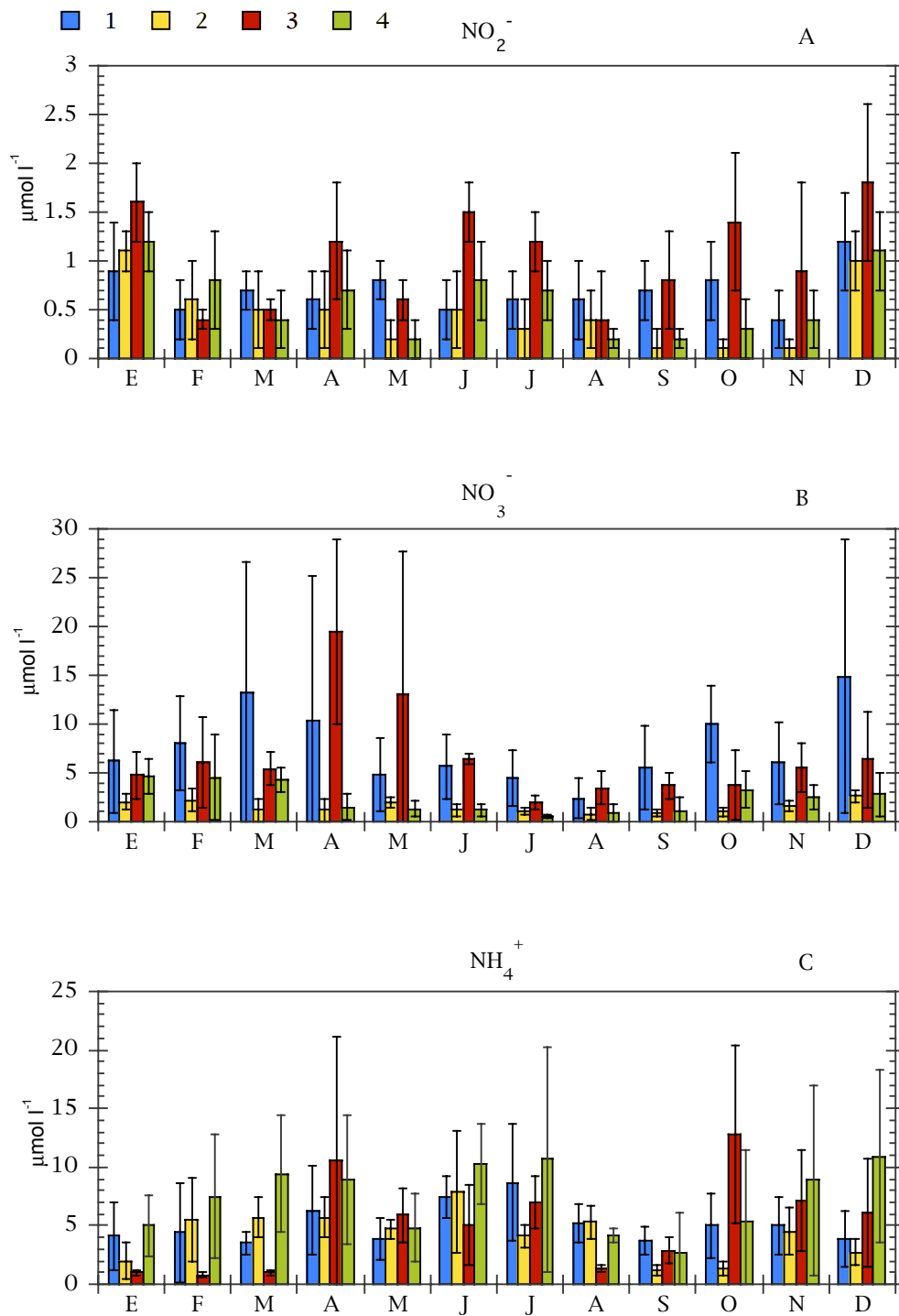


Fig. 5.3. Variación mensual ($\mu \pm \lambda$, $p < 0,05$), del nitrito (A), nitrato (B) y amonio, en $\mu\text{mol l}^{-1}$ (C), durante el año 2000 en Dzilam de Bravo (1), Progreso (2), Sisal (3) y Celestún (4), Yucatán, México.

El nitrógeno inorgánico disuelto fue desemejante entre las cuatro localidades. Los NO_2^- alcanzaron sus máximos promedio en diciembre, superiores a $1 \mu\text{mol l}^{-1}$, obteniéndose principalmente en Sisal los valores máximos (Fig. 5.3A). Las concentraciones promedio de NO_3^- fueron mínimas en julio y agosto hasta valores de $1 \mu\text{mol l}^{-1}$; generalmente se obtuvieron las máximas en Dzilam de Bravo y en Sisal (Fig. 5.3B). El NH_4^+ tuvo una tendencia irregular; los promedios máximos mensuales fueron frecuentemente en Celestún ($>5 \mu\text{mol l}^{-1}$). En Sisal ocurrieron dos eventos de máxima concentración en abril y octubre (Fig. 5.3C).

La concentración promedio mensual del PRS se mantuvo por arriba de los $0,2 \mu\text{mol l}^{-1}$ en las cuatro localidades, habiendo cuatro eventos de máxima concentración ($>1 \mu\text{mol l}^{-1}$) en enero y mayo en Sisal, en junio y octubre en Dzilam de Bravo (Fig. 5.4A).

En general la disponibilidad de silicio fue variable en las cuatro localidades. Las concentraciones promedio de SiRS en Dzilam de Bravo y Celestún tuvieron sus máximos en junio y julio, y en abril en Sisal, con valores superiores a los $10 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Fig. 5.4B).

Durante el año 2000 las concentraciones promedio de Chla, fueron superiores a $1 \mu\text{g l}^{-1}$. Las mínimas concentraciones mensuales fueron en Dzilam de Bravo y Progreso. En las otras dos localidades, se tuvieron las máximas concentraciones promedio, superiores a los $7 \mu\text{g l}^{-1}$, en Sisal en febrero, mayo, octubre y diciembre y en Celestún en agosto y octubre (Fig. 5.5A).

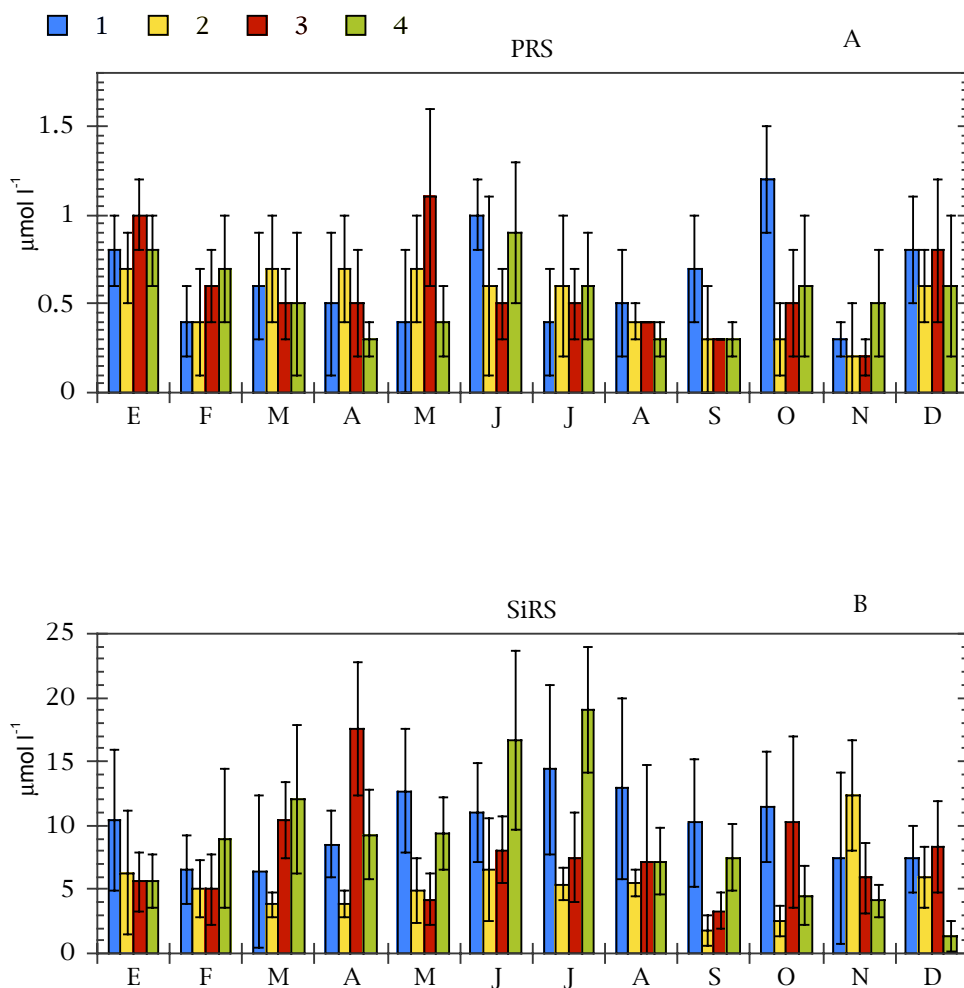


Fig. 5.4. Variación mensual ($\mu \pm \lambda$, $p < 0,05$), del fosfato reactivo soluble, PRS, (A); silicato reactivo soluble, SiRS, (B) en $\mu\text{mol l}^{-1}$, durante el año 2000 en Dzilam de Bravo (1), Progreso (2), Sisal (3) y Celestún (4), Yucatán, México.

La MSO tuvo mayores fluctuaciones en Sisal y Celestún. En Dzilam de Bravo se obtuvieron las menores concentraciones mensuales promedio, cuyos valores fueron mínimos en junio y julio, 1 mg l^{-1} ; en estos meses las MSO del agua de las otras tres localidades también registró los valores más bajos del año (Fig. 5.5B).

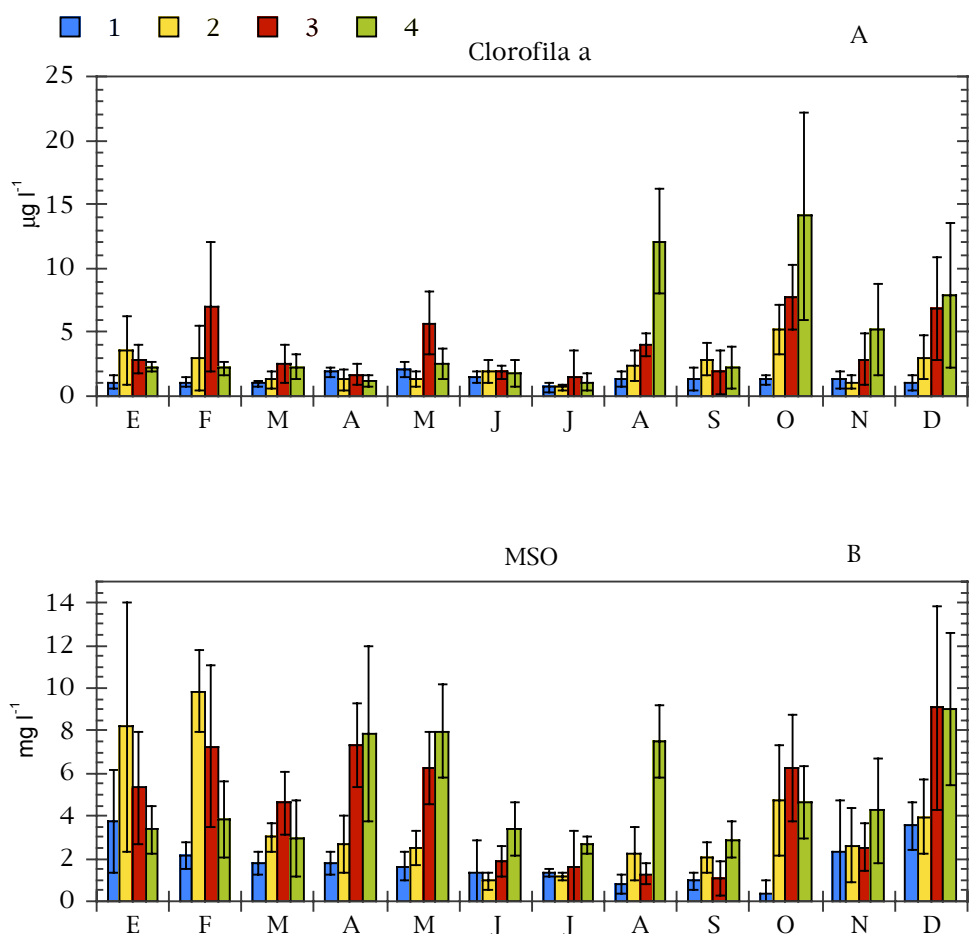


Fig. 5.5. Variación mensual ($\mu \pm \lambda$, $p < 0,05$), de la Clorofila a, $\mu\text{g l}^{-1}$ (A); y de la materia suspendida orgánica, MSO, mg l^{-1} (B), durante el año 2000 en Dzilam de Bravo (1), Progreso (2), Sisal (3) y Celestún (4), Yucatán, México.

5.4.2. Diferencias de la calidad del agua entre las localidades costeras.

Las variables de calidad del agua de las cuatro localidades y sus dársenas presentaron diferencias estadísticamente significativas con un 95% de nivel de confianza, lo que indica la discrepancia de las condiciones en las que se encuentran estas localidades (Fig. 5.6 y 5.7).

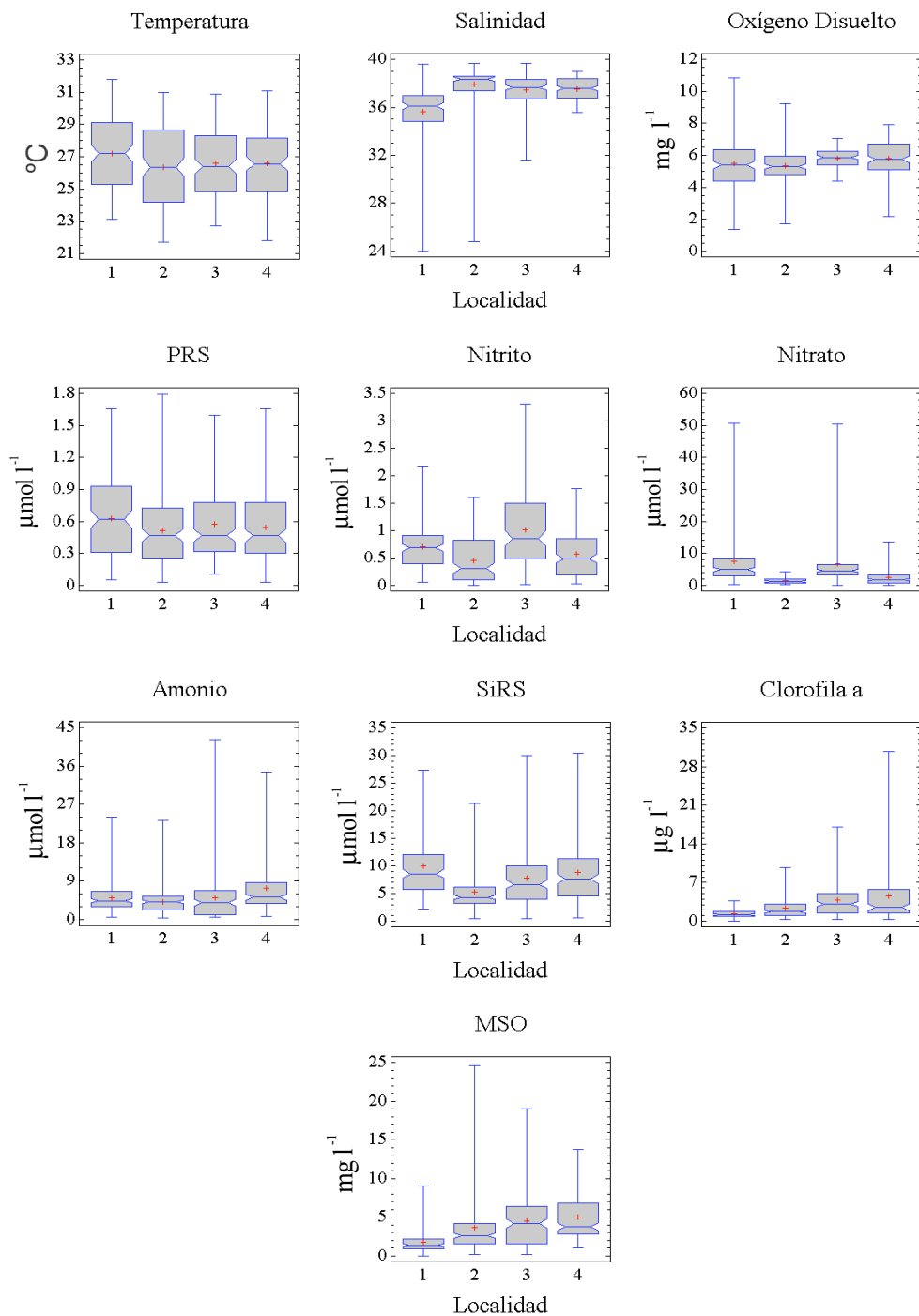


Fig. 5.6. Diagramas de cajas-y-bigotes de las variables de calidad del agua, de las estaciones costeras de las cuatro localidades. 1) Dzilam de Bravo, 2) Progreso, 3) Sisal y 4) Celestún, (N=144, excepto Sisal N=132).

El ANOVA no paramétrico de una vía y el estadístico de Kruskal-Wallis de las variables de calidad del agua costera de las cuatro localidades de Yucatán confirman que existen diferencias estadísticamente significativas con un 95% de nivel de confianza, que se visualiza en los diagramas de cajas-y-bigotes al no traslaparse la muesca de las cajas (Fig. 5.6).

La mediana de la temperatura del agua de Dzilam de Bravo, 27,2 °C, fue mayor y presenta diferencias estadísticamente significativas con relación a las otras tres localidades ($p < 0,05$), (Tabla 5.1 y Fig. 5.6).

La mediana de la salinidad es más baja en Dzilam de Bravo, 36,1 y una MAD de 1,1 (Tabla 5.1 y Fig. 5.6), y presenta diferencias estadísticamente significativas con relación a las otras tres localidades ($p < 0,05$), lo que indica la mezcla del agua de mar con el agua subterránea.

El OD tuvo aproximadamente la misma mediana en Dzilam de Bravo y Progreso y en Sisal y Celestún (Tabla 5.1), las primeras dos localidades tuvieron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) con éstas últimas, pero no entre ellas. En Sisal se presenta el menor intervalo intercuartil 0,84 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (Fig. 5.6).

Las concentraciones de NO_2^- fueron variables, y presentaron diferencias significativas entre las cuatro localidades ($p < 0,05$). En Sisal se obtuvo el intervalo intercuartil más amplio de 1,01 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (Fig. 5.6). Los NO_3^- también fueron inconstantes y se obtuvieron diferencias significativas entre las cuatro localidades ($p < 0,05$). Las mayores medianas fueron en Dzilam de Bravo y en Sisal, 4,94 y 4,62 $\mu\text{mol l}^{-1}$, respectivamente (Tabla 5.1 y Fig. 5.6). Las concentraciones de NH_4^+ , no presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$), entre Dzilam de Bravo, Progreso y Sisal, pero sí entre ellos y Celestún, que presentó la mayor mediana 5,21

$\mu\text{mol l}^{-1}$ (Tabla 5.1). El mayor intervalo intercuartil se presenta en Sisal y Celestún, con 5,58 y 5,02 $\mu\text{mol l}^{-1}$, respectivamente (Fig. 5.6).

Las concentraciones de PRS fueron prácticamente las mismas en las cuatro localidades, con una mediana de 0,47 $\mu\text{mol l}^{-1}$ en Progreso, Sisal y Celestún (Tabla 5.1), por lo que no se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones de este nutriente (Fig. 5.6).

Las concentraciones de SiRS tuvieron diferencias significativas entre las cuatro localidades ($p < 0,05$), (Fig. 5.6). Las menores concentraciones fueron en Progreso y las mayores en Dzilam de Bravo, con medianas de 4,32 y 8,57 $\mu\text{mol l}^{-1}$, respectivamente (Tabla. 5.1).

Las concentraciones de Chla presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre las cuatro localidades (Fig. 5.6). Las concentraciones de Chla fueron desiguales, siendo las menores concentraciones en Dzilam de Bravo y las mayores en Celestún, con medianas de 1,14 y 2,51 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente (Tabla 5.1, Fig. 5.6).

La MSO mostró diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre las cuatro localidades (Fig. 5.6). Las concentraciones más altas fueron en Sisal y en Celestún con una mediana de 4,20 y 3,08, respectivamente (Tabla 5.1, Fig. 5.6).

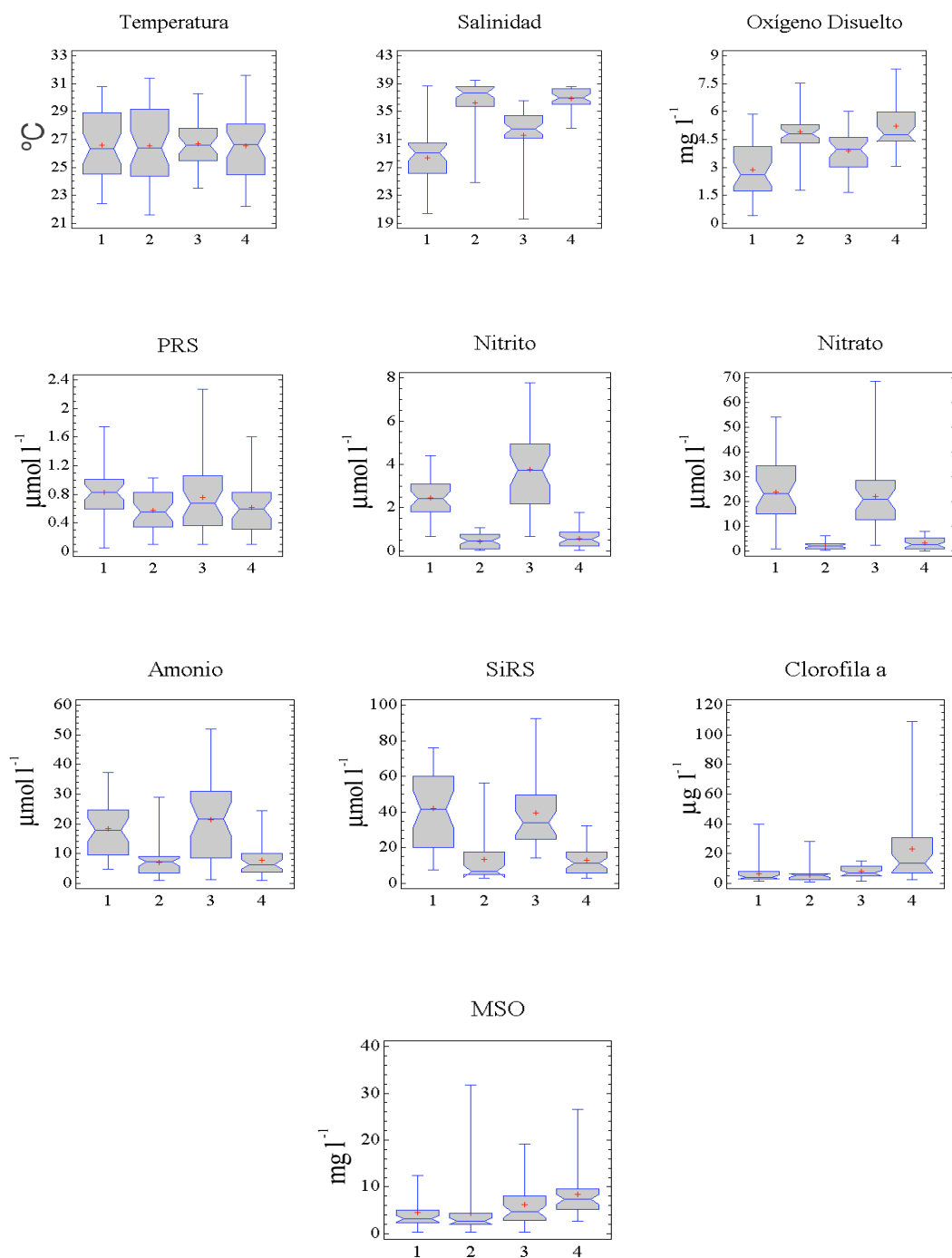


Fig. 5.7. Diagramas de cajas-y-bigotes de las variables de calidad del agua, de las estaciones de las cuatro dársenas. 1) Dzilam de Bravo, 2) Progreso, 3) Sisal y 4) Celestún, (N=36).

El ANOVA no paramétrico de una vía y el estadístico de Kruskal-Wallis de las dársenas de las cuatro localidades de Yucatán, indican que las variables de calidad del agua presentan diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$), con excepción de la temperatura, cuya mediana es prácticamente la misma, ~ 26.3 °C, (Fig. 5.7).

5.4.3. Factores que regulan la calidad del agua costera.

Las variables de calidad del agua en las estaciones costeras de las localidades del noroeste de Yucatán, a excepción de la T y el OD, presentaron valores de K-S que desechan la hipótesis de ajuste a una distribución normal ($p < 0,01$). La mejor transformación de ajuste de los datos a una distribución normal fue al aplicarles la raíz cuadrada, al PRS y NO_2^- , y el $\ln(1+10X)$ a los otros nutrientes y a la MSO. Los datos de la salinidad fueron transformados por el método estandarizado Box & Cox (1964):

$$XT = \frac{X^\lambda + 1}{\lambda g^\lambda} \neq 0$$

Donde XT son los valores transformados de X, λ es el exponente y g es la media geométrica de los datos.

Del ACP de Dzilam de Bravo, se extraen 4 componentes, por tener valores propios mayores a 1, que explican el 67,5% de la varianza. El primer componente (CP1), está asociado positivamente a la T y Sal, e inversamente a MSO y OD. El segundo componente (CP2) está relacionado con el PRS, NO_2^- y NO_3^- . El tercer componente (CP3) está relacionado con las concentraciones de NH_4^+ y SiRS; y el cuarto componente (CP4) está relacionado con la Chla (Fig. 5.8, Tabla 5.2).

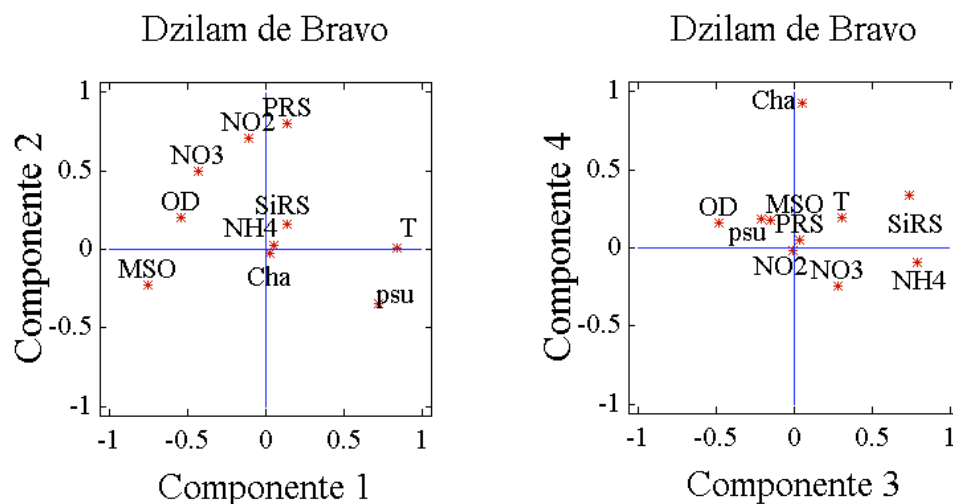


Fig. 5.8. Proyección ortogonal de las Componentes Principales con rotación VARIMAX, de las variables de calidad del agua de las estaciones costeras de Dzilam de Bravo, año 2000 (N=144).

Tabla 5.2. Análisis de Componentes Principales de Dzilam de Bravo. Variables de calidad del agua asociadas a cada componente principal, después de la rotación VARIMAX (valores en negritas; N=144).

Componentes Principales Dzilam de Bravo	CP1	CP2	CP3	CP4
% varianza explicada	26,6	19,4	11,1	10,4
Variable				
T	0,84	0,01	0,30	0,20
Sal	0,72	-0,35	-0,22	0,19
MSO	-0,75	-0,23	-0,15	0,18
OD	-0,54	0,20	-0,49	0,16
PRS	0,14	0,80	0,03	0,05
NO ₂ ⁻	-0,11	0,71	-0,01	-0,02
NO ₃ ⁻	-0,43	0,50	0,28	-0,24
NH ₄ ⁺	0,05	0,02	0,78	-0,09
SiRS	0,13	0,16	0,73	0,33
Chla	0,03	-0,03	0,05	0,92

En Progreso, del ACP se extraen 3 componentes que explican el 64,3% de la varianza; se determina que en el CP1 las variables de calidad del agua dominantes son positivamente la MSO, OD, NO_3^- , e inversamente la T y Sal. El CP2 está asociado positivamente con el NH_4^+ y SiRS, e inversamente con la Chla. El CP3 está relacionado con las concentraciones de PRS y NO_2^- (Fig. 5.9, Tabla 5.3).

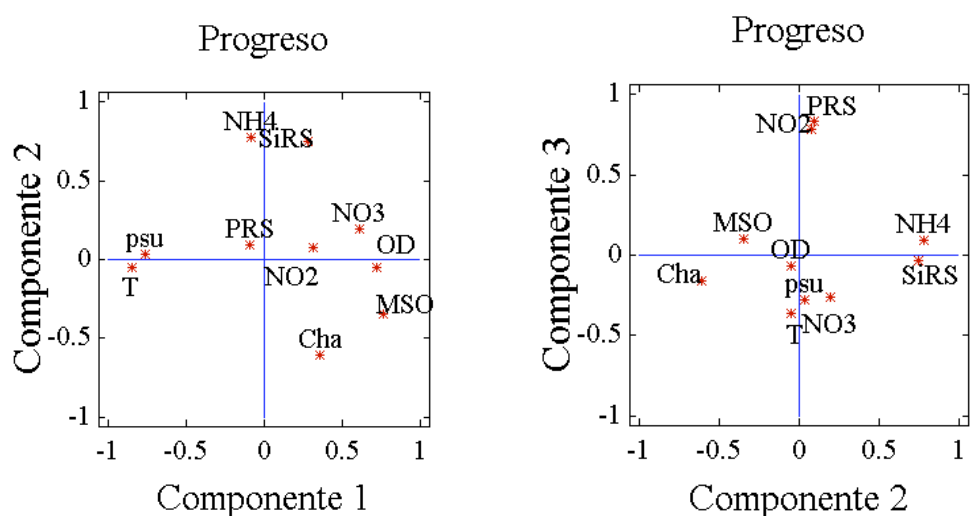


Fig. 5.9. Proyección ortogonal de las Componentes Principales con rotación VARIMAX, de las variables de calidad del agua de las estaciones costeras de Progreso, año 2000 (N=144).

Tabla 5.3. Análisis de Componentes Principales de Progreso. Variables de calidad del agua asociadas a cada componente principal, después de la rotación VARIMAX (valores en negritas; N=144).

Componentes Principales	CP1	CP2	CP3
Progreso			
% varianza explicada	32,4	18,8	13,1
Variable			
MSO	0,76	-0,34	0,10
OD	0,72	-0,05	-0,07
NO_3^-	0,61	0,20	-0,26
T	-0,84	-0,05	-0,37
Sal	-0,76	0,03	-0,28
NH_4^+	-0,09	0,77	0,09
SiRS	0,28	0,75	-0,03
Chla	0,36	-0,61	-0,16
PRS	-0,09	0,10	0,83
NO_2^-	0,31	0,08	0,79

El ACP de Sisal extrae 4 componentes que explican el 74,1% de la varianza, donde el CP1 se asocia positivamente a la MSO, OD, Chla e inversamente a la Sal y T. El CP2 está asociado con NO_2^- y NH_4^+ . El CP3 está relacionado con las concentraciones de NO_3^- y SiRS; y el CP4 está relacionado con PRS (Fig, 5.10, Tabla 5.4).

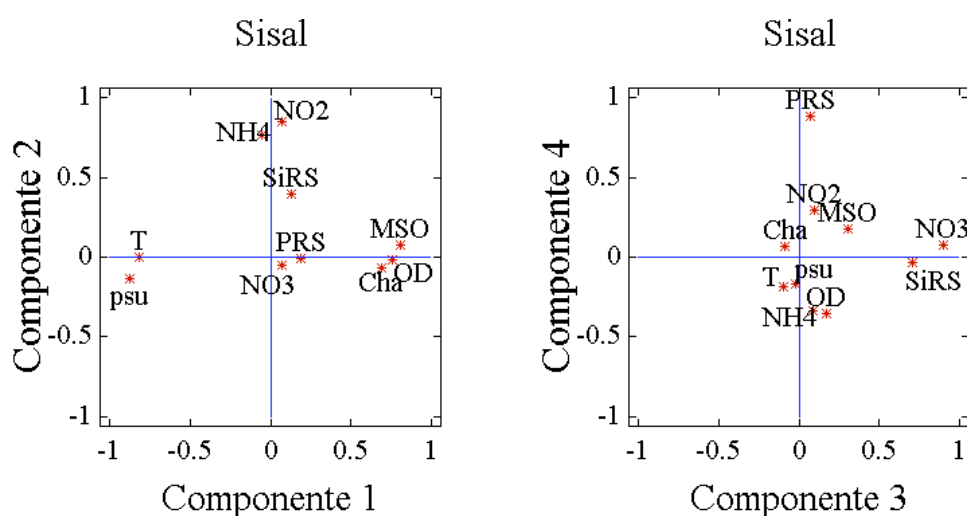


Fig. 5.10. Proyección ortogonal de las Componentes Principales con rotación VARIMAX, de las variables de calidad del agua de las estaciones costeras de Sisal, año 2000 (N=132).

Tabla 5.4. Análisis de Componentes Principales de Sisal. Variables de calidad del agua asociadas a cada componente principal, después de la rotación VARIMAX (valores en negritas; N=132).

Componentes Principales	CP1	CP2	CP3	CP4
Sisal				
%varianza explicada	35,3	17,3	11,3	10,2
Variable				
MSO	0,81	0,08	0,30	0,18
OD	0,76	-0,02	0,17	-0,35
Chla	0,69	-0,07	-0,10	0,07
Sal	-0,87	-0,13	-0,02	-0,17
T	-0,82	0,01	-0,10	-0,19
NO_2^-	0,07	0,85	0,10	0,30
NH_4^+	-0,05	0,76	0,09	-0,33
NO_3^-	0,07	-0,05	0,90	0,08
SiRS	0,13	0,40	0,71	-0,03
PRS	0,19	-0,01	0,07	0,89

En Celestún, del ACP se extraen 3 componentes que explican el 62,9% de la varianza, que determina que el CP1 está relacionado con el NO_2^- , PRS, NO_3^- , e inversamente con T y Sal. El CP2 está asociado con la Chla, OD y negativamente con SiRS. El CP3 está relacionado con las concentraciones NH_4^+ y MSO (Fig. 5.11, Tabla 5.5).

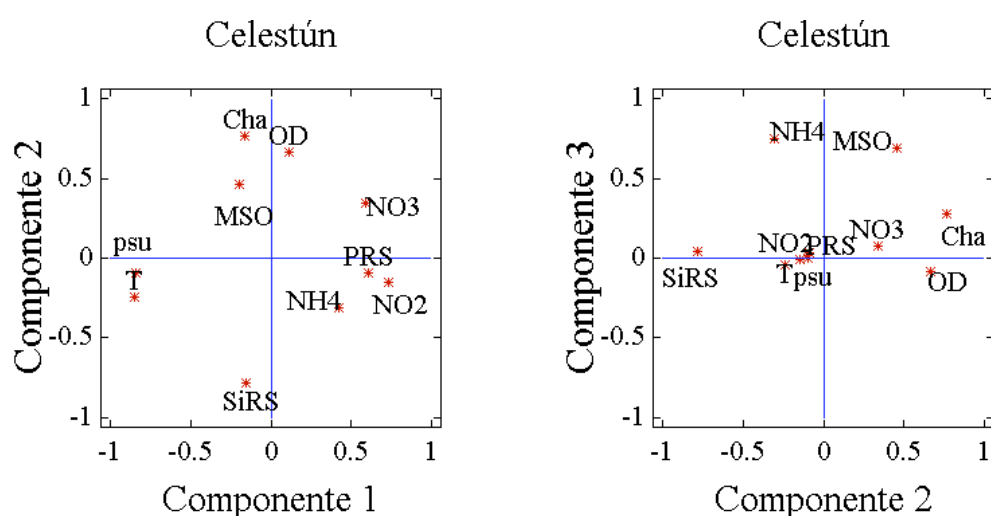


Fig. 5.11. Proyección ortogonal de las Componentes Principales con rotación VARIMAX, de las variables de calidad del agua de las estaciones costeras de Celestún, año 2000 (N=144).

Tabla 5.5. Análisis de Componentes Principales de Celestún. Variables de calidad del agua asociadas a cada componente principal, después de la rotación VARIMAX (valores en negritas, N= 144).

Componentes Principales	CP1	CP2	CP3
Celestún			
% varianza explicada	30,7	21,6	10,6
Variable			
NO_2^-	0,73	-0,15	-0,01
PRS	0,61	-0,09	0,04
NO_3^-	0,59	0,34	0,07
T	-0,86	-0,24	-0,04
Sal	-0,85	-0,10	-0,01
Chla	-0,16	0,77	0,28
OD	0,12	0,66	-0,08
SiRS	-0,16	-0,79	0,04
NH_4^+	0,42	-0,31	0,75
MSO	-0,20	0,46	0,69

Tabla 5.6. Valores estadísticos de los nutrientes inorgánicos del agua subterránea de Yucatán, durante el año 2000, $\mu\text{mol l}^{-1}$ (M = mediana, MAD = desviación absoluta de la mediana, mín = mínimo, máx = máximo; N=40).

Agua subterránea	M	MAD	mín	máx
NO_2^-	3,60	3,28	0,01	119,33
NO_3^-	116,92	79,00	1,77	302,11
NH_4^+	4,70	1,97	0,10	51,15
PRS	0,75	0,41	0,03	1,70
SiRS	66,69	37,77	4,77	439,41

Tabla 5.7. Procesos que regulan la calidad del agua en Dzilam de Bravo, Progreso, Sisal y Celestún, Yucatán, México, durante el año 2000, de acuerdo al Análisis de Componentes Principales.

Localidad	Componente principal	% acumulado de varianza	Variable asociada	Proceso
Dzilam de Bravo	CP1	26,6	T, Sal MSO, OD	<i>Influencia de aguas subterráneas</i>
	CP2	46,0	PRS, NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻	<i>Biogeoquímica en la columna de agua</i>
	CP3	57,1	NH ₄ ⁺ , SiRS	<i>Descomposición orgánica</i>
	CP4	67,5	Chla	<i>Fitoplancton</i>
Progreso	CP1	32,4	MSO, OD, NO ₃ ⁻ , T, Sal	<i>Influencia de aguas subterráneas</i>
	CP2	51,2	NH ₄ ⁺ , SiRS, Chla	<i>Aporte orgánico difuso, fertilización externa</i>
	CP3	64,3	PRS, NO ₂ ⁻	<i>Biogeoquímica en la columna de agua</i>
Sisal	CP1	35,3	MSO, OD, Chla, Sal, T	<i>Influencia de aguas subterráneas</i>
	CP2	52,6	NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺	<i>Aporte orgánico superficial, fertilización externa</i>
	CP3	63,9	NO ₃ ⁻ , SiRS	<i>Disponibilidad de nutrientes</i>
	CP4	74,1	PRS	<i>Fósforo</i>
Celestún	CP1	30,7	NO ₂ ⁻ , PRS, NO ₃ ⁻ , T, Sal	<i>Influencia de aguas subterráneas</i>
	CP2	52,3	Chla, OD, SiRS	<i>Producción en la columna de agua</i>
	CP3	62,9	NH ₄ ⁺ , MSO	<i>Aporte orgánico difuso, fertilización externa</i>

5.5. Discusión.

Durante el año 2000, el agua costera de la zona noroeste de Yucatán fue cálida, típica de las regiones tropicales. La temperatura promedio mensual del agua fue principalmente más alta en Dzilam de Bravo (Fig. 5.2A). En esta figura se puede apreciar la lógica tendencia del incremento de la temperatura del agua en la primavera y el verano, del hemisferio norte, alcanzando las máximas en agosto-septiembre en las cuatro localidades, con 30,7°C en promedio en Dzilam de Bravo. Así mismo, la mediana anual de la temperatura del agua de esta localidad, 27,2 °C, fue mayor y presenta diferencias estadísticamente significativas con relación a las otras tres localidades ($p < 0,05$), debido probablemente a que es la zona más somera y por estar protegida por una barra de arena (Tabla 5.1, Fig. 5.6).

En Dzilam de Bravo, la salinidad promedio mensual fue más baja, en comparación con las otras tres localidades durante el 2000, es una evidencia de la mezcla del agua de mar con el agua subterránea (Hanshaw & Back, 1980), con valores mínimos en julio y diciembre que coincide con eventos de lluvias que recargan el acuífero y, por lo tanto, aumenta el caudal descargado de agua subterránea (Fig. 5.2B). Dzilam de Bravo también presenta el menor intervalo anual de concentraciones de salinidad, $36,1 \pm 1,1$ (Tabla 5.1, Fig. 5.6), lo que confirma la mezcla del agua de mar con el agua subterránea, y que supone una mayor descarga del acuífero en esta zona, que es evidente con la existencia de los manantiales (Fig. 2.4). Las diferencias entre la salinidad del agua de las cuatro localidades costeras del noroeste de Yucatán, probablemente se deben a que Dzilam de Bravo y Celestún se encuentran cercanos a la intersección del Anillo de Cenotes con la costa, y como se ha sugerido que éste actúa como un río subterráneo que concentra el agua (Perry *et al.*, 1995; Steinich *et al.*, 1996), probablemente el

caudal de descarga en estas dos localidades sea mayor en comparación a Progreso y Sisal.

Las diferencias obtenidas con el nitrógeno entre las cuatro localidades, es un síntoma de las divergencias en el aporte de este nutriente al agua costera. Las concentraciones de NO_2^- en Sisal se distribuyeron en un intervalo intercuartil más amplio de $1,01 \mu\text{mol l}^{-1}$; esto podría asociarse a la fertilización de las aguas residuales de la granja acuícola, como producto de la oxidación del amonio (Fig. 5.6). En Dzilam de Bravo y en Sisal se obtuvieron las mayores medianas de los NO_3^- , $4,94$ y $4,62 \mu\text{mol l}^{-1}$, respectivamente (Tabla 5.1, Fig. 5.6). Las altas concentraciones de NO_3^- en el agua costera, podrían asociarse principalmente a la mezcla del agua de mar con el agua subterránea, ya que ésta contiene altas concentraciones de este nutriente, por su acumulación con el paso del tiempo (Tabla 5.6), (Pacheco & Cabrera, 1997; Graniel *et al.*, 1999; ArandaCirerol, 2001). Aunque en Dzilam de Bravo los NO_3^- podrían asociarse con un mayor volumen de agua subterránea, en Sisal además de esta fuente, podrían provenir de la nitrificación del amonio por el aporte de las aguas residuales de la granja acuícola, al presentar esta localidad mayores concentraciones de NO_2^- (Fig. 5.3A, 5.6). Las concentraciones de NH_4^+ fueron mayores en Celestún, con una mediana de $5,21 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Tabla 5.1). Las diferencias significativas que presenta el amonio en Celestún con las otras tres localidades (Fig. 5.6) podría deberse a un mayor aporte por aguas residuales domésticas o a una mayor resuspensión de los sedimentos (Braga *et al.*, 2000; Constanzo *et al.*, 2002; Farías, 2003). Sin embargo, el mayor intervalo intercuartil se presenta en Sisal, $5,58 \mu\text{mol l}^{-1}$, en comparación a Celestún $5,02 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Fig. 5.6); esto coincide con lo observado anteriormente, en que este aporte de amonio proviene del vertido de las aguas residuales de la granja acuícola.

El hecho de que las concentraciones de PRS no presenten diferencias significativas entre las cuatro localidades (Fig. 5.6), con una mediana de $0,47 \mu\text{mol l}^{-1}$ en Progreso, Sisal y Celestún (Tabla 5.1), podría deberse a que al ser una zona carbonatada, ésta actúa como un sumidero de fósforo, por procesos geoquímicos de adsorción de este elemento por los carbonatos, para formar apatito (De Kanel & Morse, 1978; Howarth *et al.*, 1996b). Las mayores concentraciones de PRS que se obtuvieron en Dzilam de Bravo, $0,62 \pm 0,31 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Tabla 5.1), probablemente se deben a la remineralización y desorción del fósforo en los sedimentos (Jenssen *et al.*, 1994; Guillaud *et al.*, 2000; Sutula *et al.*, 2001; Tett *et al.*, 2003), favorecida por la turbulencia generada por las aguas subterráneas al descargarse. Por ejemplo, en la Bahía tropical de Guanabara, Brasil -reconocida como la más eutrofizada de ese país-, la disponibilidad de fósforo también se asocia a la removilización de los sedimentos (Paranhos *et al.*, 1998).

Las diferencias significativas obtenidas entre las concentraciones de SiRS de las cuatro localidades (Fig. 5.6), con las menores concentraciones en Progreso, $4,32 \pm 1,42 \mu\text{mol l}^{-1}$, y las mayores en Dzilam de Bravo, $8,57 \pm 3,05 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Tabla. 5.1), podría atribuirse a que el volumen de descarga de las aguas subterráneas es diferente en cada localidad, ya que el SiRS está asociado a la esorrentía de aguas dulces (Burton & Liss, 1973), y a las aguas subterráneas, porque al infiltrarse el agua en el subsuelo disuelve silicio por reacciones químicas con los minerales de la roca (Asano *et al.*, 2003), y en climas tropicales las tasas de mineralización de rocas son altas (White & Blum, 1995; Stonestrom *et al.*, 1998).

Las diferencias significativas en las concentraciones de Chla (Fig. 5.6), podrían atribuirse a cambios en la adaptación del fitoplancton a variaciones de la salinidad, a la asimilación de los nutrientes o posiblemente

a la resuspensión de especies del microfítobentos (Cloern, 2001; Menéndez *et al.*, 2002).

Por otro lado, en las dársenas, como era de esperarse, debido a la disponibilidad de nutrientes y a la restricción del flujo del agua, existen diferencias significativas de la calidad del agua por nutrientes (Fig. 5.7), que probablemente se deben a su estructura física, de diferente forma y tamaño, y a que en su interior existen o no manantiales. Las fuentes de los nutrientes de las dársenas son los aportes por escorrentía de aguas residuales de las congeladoras de pescado que se encuentran construidas a su alrededor y a los aportes de los desechos de las actividades de mantenimiento de las embarcaciones, sumados a los aportes por agua subterránea. Así mismo, las dársenas presentan mayores concentraciones de los nutrientes y de Chla, en comparación con las aguas libres de cada localidad (Fig. 5.6, 5.7). Al comparar las condiciones del agua libre con las de la dársena de cada localidad, se observan diferencias en Dzilam de Bravo y Sisal, donde la salinidad es menor que la del agua libre del mismo sitio, lo que evidencia el aporte de agua subterránea, ya que en su interior existen manantiales que contienen concentraciones importantes de nutrientes (Tabla 5.6). Los NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , SiRS, Chla y MSO, son marcadamente mayores en comparación con las concentraciones de las aguas libres, contrariamente al OD cuyas concentraciones son menores en las dársenas (Fig. 5.6, 5.7). En las dársenas de Dzilam de Bravo, Progreso y Sisal las concentraciones de Chla son similares entre ellas y diferentes con la dársena de Celestún, que presenta las mayores concentraciones, con una mediana de $13,65 \mu\text{g l}^{-1}$, contrastando con las obtenidas en aguas libres -Celestún $2,51 \mu\text{g l}^{-1}$, (Tabla 5.1, Fig. 5.6, 5.7). Las diferencias mostradas entre las dársenas con las aguas costeras libres, probablemente se deben a que los tiempos de residencia del agua son mayores, al estar restringido su libre flujo en los puertos de abrigo, lo que potencialmente permite que se acreciente la

respuesta al estímulo del aporte de nutrientes (Jickells, 1998; Elliott & de Jonge, 2002; Tett *et al.*, 2003).

Factores que regulan la calidad del agua por nutrientes en Yucatán.

Del ACP se obtiene que la calidad del agua costera de Yucatán en el año 2000, se rige principalmente por la mezcla con el agua subterránea, más fría, de menor salinidad, con altas concentraciones de NO_3^- ($116,92 \pm 79 \mu\text{mol l}^{-1}$) y SiRS ($66,69 \pm 37,77 \mu\text{mol l}^{-1}$), (Tabla 5.6). Dependiendo de las condiciones del entorno de la localidad y del fondo marino, la calidad del agua de cada localidad está entonces regulada por diferentes factores y procesos biogeoquímicos, asociados a cada componente principal, que se ven alterados por los aportes de contaminantes orgánicos.

Dzilam de Bravo –2.410 habitantes (INEGI, 2001)-, es la localidad más prístina, y donde existe el mayor volumen de mezcla de agua subterránea. El ACP confirma que la calidad del agua costera de Dzilam de Bravo, está regulada por las descargas de aguas subterráneas (CP1) y por procesos biogeoquímicos de remineralización, adsorción y nitrificación-desnitrificación bacteriana, que ocurren en la columna de agua (CP2), (Jenssen *et al.*, 1994; Guillaud *et al.*, 2000; Sutula *et al.*, 2001; Farías, 2003). Estos procesos posiblemente estén influenciados por el fondo marino que tiene una extensa cama de pastos marinos, por la resuspensión de la materia orgánica en descomposición y por la remineralización en los sedimentos (CP3), (Guillaud *et al.*, 2000; Ragueneau *et al.*, 2002a; Zaldívar *et al.*, 2003), que deben influir en la producción del fitoplancton (CP4), (Tabla 5.7). Si se toma como base la calidad del agua de Dzilam de Bravo, por ser la localidad menos perturbada, y se compara con la de Progreso, Sisal y

Celestún, es evidente la alteración de la calidad del agua, debida a los diferentes paisajes de estas localidades (Tabla 5.7).

En Progreso, con una población mayor –48.692 habitantes (INEGI, 2001)- y cuya costa está completamente urbanizada, el ACP demuestra que la calidad del agua costera está alterada por la fertilización externa de los aportes orgánicos difusos (CP2), originados probablemente por el vertido de desechos y aguas residuales domésticas y del turismo (Braga *et al.*, 2000; Constanzo *et al.*, 2002). La entrada de amonio por esta vía que es producto de la hidrólisis de la urea, es una fuente importante que al sumarse al producido en la descomposición de la materia orgánica, provoca un aumento en la producción primaria de fitoplancton (CP2), lo que modifica los procesos biogeoquímicos de remineralización, adsorción y nitrificación-desnitrificación bacteriana, que ocurren en la columna de agua y que conduce a una regulación interna (CP3), (Tabla 5.7).

En Sisal, aunque su población no es numerosa -1.545 habitantes (INEGI, 2001)- y su costa no está del todo urbanizada, ocupada sólo por las casas de los lugareños, en el año 2000 existía la perturbación originada por la descarga directa de aguas residuales sin depurar de la granja acuícola. El ACP identifica esta fertilización externa con el aporte de las formas reducidas de nitrógeno, que altera los procesos biogeoquímicos (CP2), y que producen una mayor disponibilidad de nutrientes en la columna de agua (CP3 y CP4), (Tabla 5.7).

En Celestún -6.067 habitantes (INEGI, 2001)-, la calidad del agua está influida por la producción primaria del fitoplancton (CP2), inducida probablemente por los aportes orgánicos externos -provenientes de los desechos y de las aguas residuales domésticas y del turismo-, por la remineralización de los nutrientes en los sedimentos y por la materia

orgánica en descomposición, probablemente provenientes de los macrófitos y microfitobentos (CP3) (Tabla 5.7).

5.6. Conclusiones.

La calidad del agua de las localidades costeras del noroeste de Yucatán, México, está regulada principalmente por la mezcla del agua marina con el agua subterránea, que es una fuente importante de nitrógeno y silicio. Aunque, los ríos se consideran los principales proveedores de los nutrientes (Burton & Liss, 1973; DeMaster, 1981; Hopkinson Jr. & Vallino, 1995; Cloern, 1999; Cruzado *et al.*, 2002), este estudio concuerda con la propuesta de que el agua subterránea también debe considerarse como una fuente importante de nutrientes (Paerl, 1997; Wang *et al.*, 1999; Burnett *et al.*, 2003; Thorburn *et al.*, 2003; Capítulo 4).

Las diferencias en la calidad del agua entre las localidades de Dzilam de Bravo, Progreso, Sisal y Celestún, en Yucatán, México, se deben a que las actividades humanas y su intensidad son distintas en cada litoral, lo que cambia los procesos biogeoquímicos que controlan la calidad del agua. Dzilam de Bravo es la región más prístina. En Progreso, la calidad del agua está alterada por el vertido de desechos y aguas residuales, al contar con la mayor densidad de población costera y una intensa actividad pública, urbana, industrial y turística. En Sisal la perturbación del vertido de la granja acuícola es la causa principal del cambio de la calidad el agua en esta localidad. En Celestún, los vertidos de desechos y de aguas residuales domésticas y del sector turismo modifican la calidad del agua costera.

El detrimento de la calidad del agua de las dársenas de Yucatán, es una muestra de que la eutrofización cultural puede acrecentarse al restringir el libre flujo del agua (Jickells, 1998; Elliott & de Jonge, 2002; Tett *et al.*, 2003), por lo que esta práctica debe de evitarse y corregirse.

Es evidente que las malas prácticas de vertidos de desechos continentales en Yucatán -Capítulo 4-, alteran finalmente la calidad del agua costera; este aporte de nutrientes podría estar modificando sus concentraciones y/o sus proporciones en aguas adyacentes, y por ende el estado trófico, lo que podría derivar en la eutrofización de la zona costera y en florecimientos extraordinarios de algas, con las consecuencias que esto representa.

La zona costera del Estado de Yucatán es sin duda un área de recursos económicos de prioridad para la región y para México, lo que conlleva a connotaciones relevantes en la implementación de estrategias en gestión costera. Es indiscutible que para lograrlo, es necesario tener un mayor y mejor conocimiento del área con estudios a largo plazo de los procesos oceanográficos y biogeoquímicos que controlan la dinámica de la calidad del agua de este ecosistema costero.

Capítulo 6.

Estado trófico de la zona costera del noroeste de Yucatán, México.

6.1. Introducción.

En el estudio del estado trófico y la eutrofización no sólo debe tomarse en cuenta el aumento en las concentraciones de nutrientes, sino también las proporciones elementales disponibles para los organismos, que pueden alterar los procesos biogeoquímicos (Conley, 1993; Rabalais, 1999; Sundareshwar *et al.*, 2003). El criterio general es la proporción de Redfield Si:N:P=16:16:1, que corresponde a diatomeas marinas, por ser grupos importantes del fitoplancton costero (Justic *et al.*, 1995a; Jickells, 1998; Bruland *et al.*, 2001; Newton *et al.*, 2003); aunque estas proporciones pueden variar, dependiendo de las especies de diatomeas presentes (Hecky & Kilham, 1988). El silicio no era medido frecuentemente, pero su cuantificación es ya una rutina, por las modificaciones que se han presentado en el ciclo biogeoquímico de este elemento con la eutrofización (Conley, 1993). El descenso de las proporciones Si:N y Si:P puede exacerbar la eutrofización, al reducir el potencial para el crecimiento de las diatomeas a favor de flagelados patógenos y mucilaginosas tóxicas en aguas costeras, lo que será el mayor determinante en la estructura de la cadena alimenticia (Officer & Ryther, 1980; Justic *et al.*, 1995b; Rabalais, 1999; Ragueneau *et al.*, 2002a). En el Mediterráneo occidental, en la cuenca Algero-Provençal entre latitudes 35° y 44° N y longitudes 0° y 10° E, las variaciones en las proporciones Si:N y Si:P desde 1960, es una evidencia

química de cambios en los aportes superficiales de nutrientes y de las comunidades de fitoplancton, que han dejado de ser predominantemente diatomeas, y que han sido sustituidas por flagelados y dinoflagelados (Béthoux *et al.*, 2002).

El modelo contemporáneo de eutrofización Fase II, incluye los atributos del ecosistema, como puede ser el tiempo de residencia del agua, la vegetación sumergida, los procesos biogeoquímicos en la interfase sedimento-agua, que juntos actúan como un *filtro*, y que dependiendo de su intensidad será el atributo de cada ecosistema costero; existen grandes diferencias entre ecosistemas en la magnitud y carácter de las respuestas, al modular el filtro el estímulo del enriquecimiento de nutrientes (Cloern, 2001).

Es importante desde el punto de vista de gestión integral de la zona costera, crear y utilizar indicadores o índices que clasifiquen la calidad del agua en base a su estado trófico (Justic, 1991; Justic *et al.*, 1995a; US-EPA, 1997). Aunque, establecer índices de eutrofización en el ambiente costero es uno de los desacuerdos que han causado opiniones contrarias entre los científicos (Justic, 1991), porque al principio se habían utilizado modelos aplicables a aguas dulces continentales, que no han sido del todo evaluados por la falta de continuidad en estas investigaciones (Cloern, 1999; Vidal *et al.*, 1999), algunos autores ya han propuesto índices o metodologías que se basan en la concentración de nutrientes, en la concentración de Clorofila *a*, en la transparencia del agua y/o en la concentración del oxígeno disuelto (Karydis *et al.*, 1983; Justic, 1991; Ignatiades *et al.*, 1992; Vollenweider *et al.*, 1998; Stefanou *et al.*, 2000; Wasmund *et al.*, 2002).

En la costa noroeste del Estado de Yucatán, México, las aguas subterráneas son fuentes de nutrientes, principalmente de nitrógeno y silicio, que sumados a los aportes *in situ*, controlan la calidad del agua de la zona

–Capítulo 5-. El incremento de la contaminación por nitratos del agua

subterránea con el paso de los años (Pacheco & Cabrera, 1997; Graniel *et al.*, 1999; ArandaCirerol, 2001), representa un mayor aporte de nitrógeno a la zona costera, por lo que probablemente el estado trófico y las proporciones estequiométricas N:P y Si:N se hayan modificado con el paso del tiempo.

Entonces,

¿Cuál es el estado trófico del agua costera del Estado de Yucatán?

¿Cuál es el filtro del modelo contemporáneo de eutrofización Fase II?

6.1.1. Hipótesis.

El estado trófico del agua costera de Yucatán, debe ser diferente en zonas con mayor actividad humana y con mayor volumen de descarga de agua subterránea, debido a las diferencias del aporte de nutrientes.

6.1.2. Objetivos.

1) Analizar las variaciones entre las proporciones estequiométricas de los nutrientes, N:P, Si:N, Si:P, en relación con la proporción de Redfield Si:N:P=16:16:1, de las cuatro localidades costeras del noroeste de Yucatán, México.

2) Valorar el estado trófico del agua costera de las cuatro localidades, a escala temporal –anual y por época climática- con el uso de índices basados en las concentraciones de nutrientes y en indicadores de eutrofización.

3) Determinar la utilidad del uso de índices del estado trófico como indicadores de cambio en la calidad del agua por nutrientes a escala temporal.

6.2. Área de estudio.

El estudio se realizó en la costa noroeste de Yucatán, México, específicamente en las costas de las localidades de Dzilam de Bravo, Progreso, Sisal y Celestún, que se encuentran en el entorno del *Anillo de Cenotes* (Fig. 6.1). Es una zona en la que predominan las playas de arena blanca, en las que domina el oleaje y tiene un régimen micromareal. Este *Anillo de Cenotes* (Anónimo, 1984) se ha relacionado con el impacto de un meteorito, el *cráter de Chicxulub*, (Hildebrand *et al.*, 1991; Pope *et al.*, 1991). El agua subterránea fluye hacia la línea de costa, descargándose en ella como manantiales y en forma difusa; se ha propuesto que existe un flujo de agua de sureste a noroeste hacia el Anillo de Cenotes, que concentra el agua como un río subterráneo y la conduce hacia el litoral, cerca de Dzilam de Bravo y Celestún (Hanshaw & Back, 1980; Perry *et al.*, 1995; Steinich *et al.*, 1996), donde es más evidente la presencia de los manantiales.

Dzilam de Bravo –2.410 habitantes (INEGI, 2001)- se encuentra en la costa central del Estado; está protegido del oleaje por una barra de arena, por lo que no tiene playa. La zona de estudio es poco profunda, de 1,5 metros en promedio y el fondo del mar está cubierto por una extensa cama de pastos marinos, donde predomina *Thalassia testudinum*, y también se encuentra *Halodule wrightii* y *Syringodium filiforme*. Las descargas de agua subterránea son evidentes, por los numerosos manantiales que se encuentran en la zona. Esta localidad puede considerarse como una zona prístina, por su baja densidad demográfica y el turismo no es intenso. Los

habitantes desarrollan actividades de pesca costera y agricultura de temporal.

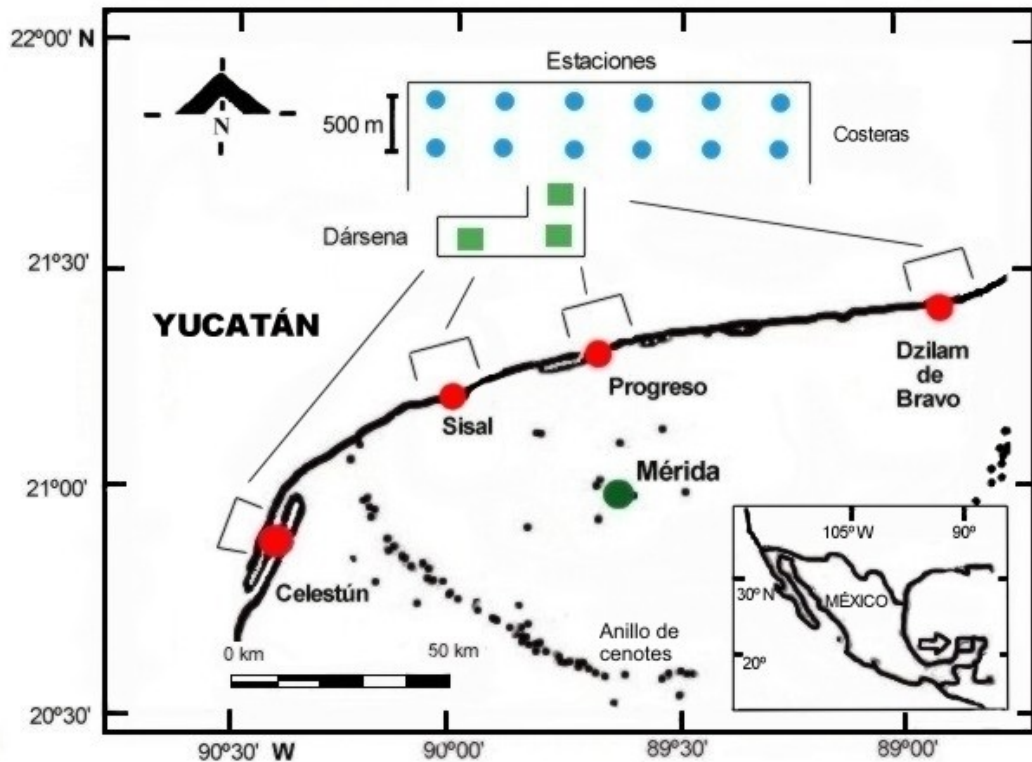


Fig. 6.1. Distribución de las estaciones de muestreo en cada localidad del noroeste del Estado de Yucatán, Península de Yucatán, México. Estaciones costeras ■; estaciones del puerto de abrigo (dársena) ■. Mérida, ciudad capital. Los pequeños puntos negros son cenotes.

Progreso –48.692 habitantes (INEGI, 2001)- es el puerto más importante de la región con la mayor densidad de población costera; su litoral está completamente urbanizado y sus playas son de interés para el turismo regional, nacional y extranjero. La económica de esta localidad, se basa entonces en la pesca, la actividad portuaria, el turismo y la maquila (producción de manufacturas textiles para su exportación). El fondo marino es arenoso con escasos pastos marinos -*Thalassia testudinum* y *Halodule*

wrightii;- las descargas de aguas subterráneas se presentan en forma difusa por fractura de la roca, por lo que no son evidentes como los manantiales.

En Sisal –1.545 habitantes (INEGI, 2001)- el fondo marino es arenoso, no presenta pastos marinos, y tampoco son evidentes las descargas de agua subterránea. En tierra existe una granja acuícola de camarones –gambas- que durante el período de estudio desechaba al mar las aguas residuales que generaba y que no se depuraban previamente. Esta industria ha ido apartando a la pesca costera local, aunque ésta es todavía de importancia

Celestún –6.067 habitantes (INEGI 2001)- se ubica al oeste del Estado, sobre el extremo costero de una isla de barrera. El fondo marino de Celestún es arenoso, cubierto por macizos de pastos marinos, *Thalassia testudinum* y *Halodule Wrightii*; las descargas de agua subterránea no son evidentes en la costa, pero sí en la laguna adyacente. En esta localidad, al contar con paisajes naturales idóneos para el desarrollo del ecoturismo, es ésta la actividad económica principal, seguida por la pesca costera.

Estas cuatro localidades cuentan con un puerto de abrigo (localmente llamado dársena), que fueron construidas por excavación y dragado, con un canal de comunicación al mar. Las embarcaciones que se amarran son de pesca costera y de altura, cuyo tamaño corresponde, según a la clasificación de las autoridades mexicanas, a embarcaciones menores y embarcaciones de mediana altura.

En el Estado de Yucatán el año puede dividirse en tres épocas climáticas, que los lugareños llaman *Secas*, *Lluvias* y “*Nortes*”, que se caracterizan por el régimen de lluvias (Fig. 6.2) y por el patrón de vientos del norte y del este y sudeste (Logan, 1969; Herrera-Silveira; 1993). Durante la

primavera, de marzo a principio de junio, es la época de *Secas*, que es cuando se registran los valores más bajos de precipitación pluvial. Durante el verano y el otoño, de junio a octubre, es la época de *Lluvias*, y cuando también puede presentarse algún huracán, por ser la época de huracanes del Atlántico y del Mar Caribe. La época del otoño y el invierno, de noviembre a febrero, se conoce como “*Nortes*” porque, aunque no es un período regular de lluvias, se pueden presentar tormentas que se originan en el norte de EUA y que atraviesan Texas, con vientos fuertes de corta vida (Fig. 6.2), (Logan, 1969; INEGI, 2001).

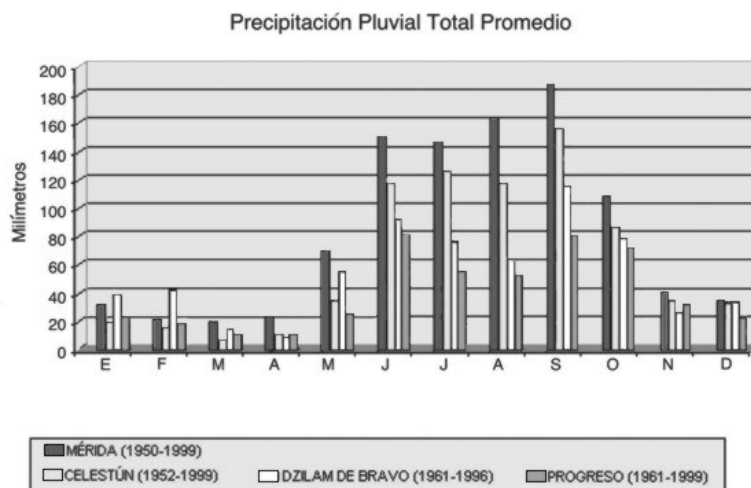


Fig. 6.2. Precipitación pluvial promedio mensual de las localidades del noroeste de Yucatán, México, y de la capital Mérida (Adaptada del INEGI, 2001).

6.3. Metodología.

6.3.1. Campañas de muestreo.

El muestreo se realizó mensualmente al inicio de cada uno de los meses de enero a diciembre del 2000 y en enero, marzo, mayo, julio y septiembre del 2001. Las muestras se recolectaron durante la mañana en cada localidad, es decir, que se requirieron cuatro días consecutivos para el estudio mensual.

En la costa de cada localidad se establecieron doce estaciones de muestreo, en dos grupos de seis, paralelas a la línea de costa. A excepción de Progreso, tres pares de las estaciones costeras se ubicaron enfrente de la zona urbana y los otros tres fuera de ella (Diagramas en Anexo 1). En las dársenas se situaron tres estaciones de muestreo (Fig. 6.1).

6.3.2. Métodos Analíticos.

En las estaciones de muestreo, *in situ*, se determinó la temperatura (T), la salinidad (Sal), el oxígeno disuelto (OD) y el porcentaje de saturación de oxígeno (%OD) con una sonda multiparamétrica YSI-85.

En el laboratorio, se determinaron los nutrientes inorgánicos: nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+), fosfato reactivo soluble, (PRS), silicato reactivo soluble (SiRS) y la Clorofila *a* (Chla). Se filtraron 500 ml de muestra en filtros a peso constante de fibra de vidrio Whatman GF/F de 47 mm de diámetro. El agua filtrada se conservó con 1 ml de cloroformo y se almacenó a -4°C hasta el análisis de los nutrientes inorgánicos. NO_2^- , por el método de Shin, reacción con la sulfanilamida en medio ácido; NO_3^- , como

nitritos después de haberlos reducido en una columna de Cd-Cu; NH_4^+ , por el método de Koroleff, por reacción con el fenol y el hipoclorito de sodio; PRS, de acuerdo al método modificado de Murphy & Riley, por reacción del molibdato de amonio en medio ácido y tartrato de antimonio y potasio, y SiRS, por la variante de Mulin & Riley, por reducción del silicio con metol y ácido oxálico (Strickland & Parsons, 1972). Se utilizaron filtros de membrana de celulosa Millipore de 0.45 μm y de 47 mm de diámetro, para la extracción de la Chla en acetona al 90%, y se usó la fórmula de Jeffrey & Humphrey para calcular su concentración (Parsons *et al.*, 1984). Los análisis de laboratorio se completaban en tres días después del muestreo.

6.3.3. Índices del estado trófico.

6.3.3.1. Índice de eutrofización por nutriente, IE.

El índice de eutrofización por nutriente, IE (1), de Karydis *et al.*, (1983), fue ideado con el siguiente criterio:

- a) ser específico para cada nutriente;
- b) tomar en consideración el aporte del nutriente en el área específica;
- c) ser adimensional y poder ser utilizado en varios tipos de agua;
- d) ser sensible a los efectos de eutrofización y ser sencillo al manipular datos y realizar su cálculo.

Los autores argumentan que los resultados de la ecuación 1 proporcionan una valoración continua de la calidad del agua:

$$IE = \frac{C}{C - \log x_i} + \log A \quad (1)$$

donde,

IE: es el índice de eutrofización por nutriente de cada estación de muestreo, durante el período de estudio, compuesto por M muestreos (en este trabajo M=12 por año y M=2 por época climática)

A: es el número de estaciones de muestreo durante el período de estudio (en este trabajo, 12 para aguas costeras, 3 para las dársenas)

C: es el logaritmo de la concentración total del nutriente durante el período de estudio, es decir, es la suma de las concentraciones x_{ij} del nutriente obtenidas en cada una de las A_i estaciones durante los M_j muestreos,

$$C = \log \sum_{i=1}^A \sum_{j=1}^M x_{ij}$$

x_i : es la concentración total del nutriente en la estación A_i durante el período de estudio; es decir, es la suma de las concentraciones del nutriente obtenidas en la estación A_i durante los M_j muestreos,

$$x_i = \sum_{j=1}^M x_{ij}$$

Su significado es que para valores de $IE < 3$ el estado trófico es *Oligotrófico*, para $3 \leq IE \leq 5$ es *Mesotrófico* y para $IE > 5$ es *Eutrófico*.

6.3.3.2. Índice del estado trófico, TRIX.

El índice del estado trófico, TRIX (2), propuesto por Vollenweider *et al.*, (1998), se creó con el objeto de poder comparar información en un amplio intervalo de situaciones, al conjugar factores que están directamente relacionados con la productividad, la Clorofila *a* y el oxígeno disuelto, y con los nutrientes, nitrógeno y fósforo, de acuerdo a la ecuación:

$$TRIX = \frac{\log(Chla * aD\%O * NT * PT) + 1,5}{1,2} \quad (2)$$

donde,

TRIX: es el índice del estado trófico

Chla: es la concentración de Clorofila *a* en $\mu\text{g l}^{-1}$

aD%O: es el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, es decir, $|100 - \%OD|$

NT: es el nitrógeno total en $\mu\text{g l}^{-1}$

PT: es la concentración del fósforo total en $\mu\text{g l}^{-1}$

Las constantes 1,5 y 1,2 se refieren, respectivamente, a los valores mínimos de las variables que componen el índice y a los 10 niveles de jerarquía en que está diseñado, es decir, que el TRIX, tiene valores entre **1** y **10**.

En este trabajo se utiliza la variante $TRIX(nP)$ (3), donde la nomenclatura (nP) se refiere a las concentraciones inorgánicas disueltas de los nutrientes, así, la ecuación es:

$$TRIX(nP) = \frac{\log(Chla * aD\%O * DIN * PRS) + 1,5}{1,2} \quad (3)$$

donde,

$TRIX(nP)$: es el índice del estado trófico

Chla: es la concentración de Clorofila *a* en $\mu\text{g l}^{-1}$

aD%O: es el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, es decir, $|100 - \%OD|$

DIN: es el nitrógeno inorgánico disuelto, $N-(NO_2^- + NO_3^- + NH_4^+)$, en $\mu\text{g l}^{-1}$

PRS: es la concentración de fosfato reactivo soluble en $\mu\text{g l}^{-1}$

Aunque los autores recomiendan usar la nomenclatura que indique la forma química de los nutrientes, que se utilizaron para el cálculo del TRIX, en este trabajo por simplicidad se hará referencia a él sólo como TRIX y no como TRIX(nP).

El TRIX ha sido incluido por la legislación italiana, en la evaluación del estado del agua de mar, de acuerdo a la siguiente clasificación (Tabla 6.1), (Giovanardi *et al.*, 2002; Penna *et al.*, 2004).

Tabla. 6.1. Índice del estado trófico, TRIX, y calidad del agua, de acuerdo a la legislación italiana en la evaluación del estado del agua de mar (Penna *et al.*, 2004).

TRIX	Estado de la calidad del agua	Características del agua
2-4	Alta	Agua pobremente productiva Nivel trófico bajo
4-5	Buena	Agua moderadamente productiva Nivel trófico medio
5-6	Mala	Agua entre moderada y altamente productiva Nivel trófico alto
6-8	Pobre	Agua altamente productiva Nivel trófico más alto

6.3.4. Análisis estadístico.

Los datos ambientales o ecológicos raramente se ajustan a una distribución normal (Ignatiades *et al.*, 1992; Malaeb, 1997; Legendre & Legendre, 1998), como ha sido el caso de los datos obtenidos en este estudio, por lo se presenta el resumen estadístico de las variables de calidad del agua por época climática reportando la mediana y la desviación absoluta de la mediana (MAD), como medidas de tendencia central y de dispersión, por la insensibilidad de estos estadísticos a datos que no se ajustan a una

distribución normal y que presentan valores extremos (Rousseeuw and Croux, 1993; Boyer *et al.*, 1997).

Los diagramas de cajas-y-bigotes se utilizan como una herramienta estadística gráfica para mostrar la variabilidad mensual de las variables asociados a eutrofización, de las proporciones estequiométricas de los nutrientes, de los índices utilizados para calificar el estado trófico anual y por época climática (Boyer *et al.*, 1997; Boyer *et al.*, 2000). Los diagramas de cajas-y-bigotes, muestran la mediana de los datos con la línea central horizontal de la caja, los márgenes inferior y superior son los percentiles 25 y 75 (cuartiles), respectivamente, y los límites de los bigotes, son los percentiles 5 y 95 (en este trabajo incluyen también los valores extremos); la muesca de la caja corresponde al 95 % del intervalo de confianza de la mediana. Cuando las muescas entre las cajas no se traslapan, entonces las medianas son consideradas diferentes estadísticamente (Boyer *et al.*, 1997; Burke *et al.*, 2002). Debido a que estos diagramas no se usan en este capítulo como una análisis de varianza no paramétrico de una vía, no se confirma si existen diferencias estadísticamente significativas con la prueba de Kruskal-Wallis (como se hizo en el capítulo 5).

Los diagramas de cajas-y-bigotes del balance estequiométrico anual de los nutrientes de las localidades, sí muestran los valores extremos y los bigotes son los percentiles 5 y 95, y se comparan con la proporción de Redfield Si:N:P=16:16:1. En gráficos semilogarítmicos se presentan las proporciones N:P y Si:P contra el intervalo de concentraciones obtenido de cada nutriente, en las estaciones costeras, para conocer la concentración a la cual alguno de los nutrientes podría ser limitante (Hecky & Kilham, 1988).

Los índices de eutrofización por nutriente, IE, (Karydis *et al.*, 1983), se calculan para los NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , nitrógeno inorgánico disuelto, DIN = N-

$(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+)$ –nitrógeno en su forma biológicamente disponible-, PRS y SiRS.

Los IE y el TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) se presentan en diagramas de cajas-y-bigotes para determinar la variación del estado trófico entre localidades, a escala anual y por época climática, y para establecer diferencias entre el año 2000 y 2001.

El análisis estadístico de los datos se procesó con el programa de cómputo STATGRAPHICS Plus 5.0 (con la instrucción de no mostrar los valores extremos, como ya se ha mencionado, por lo que los “bigotes” tienen incluidos estos valores, es decir, que no representan el percentil 5 y 95, a excepción de las proporciones estequiométricas de los nutrientes). Los datos obtenidos en una estación de muestreo de Sisal se excluyeron del análisis, para evitar valores atípicos, porque esta estación se situaba en la zona de descarga de aguas residuales de la granja acuícola.

6.4. Resultados.

En la Fig. 6.3 se presenta la variación mensual de las variables asociadas a eutrofización en diagramas de cajas-y-bigotes, durante el año 2000.

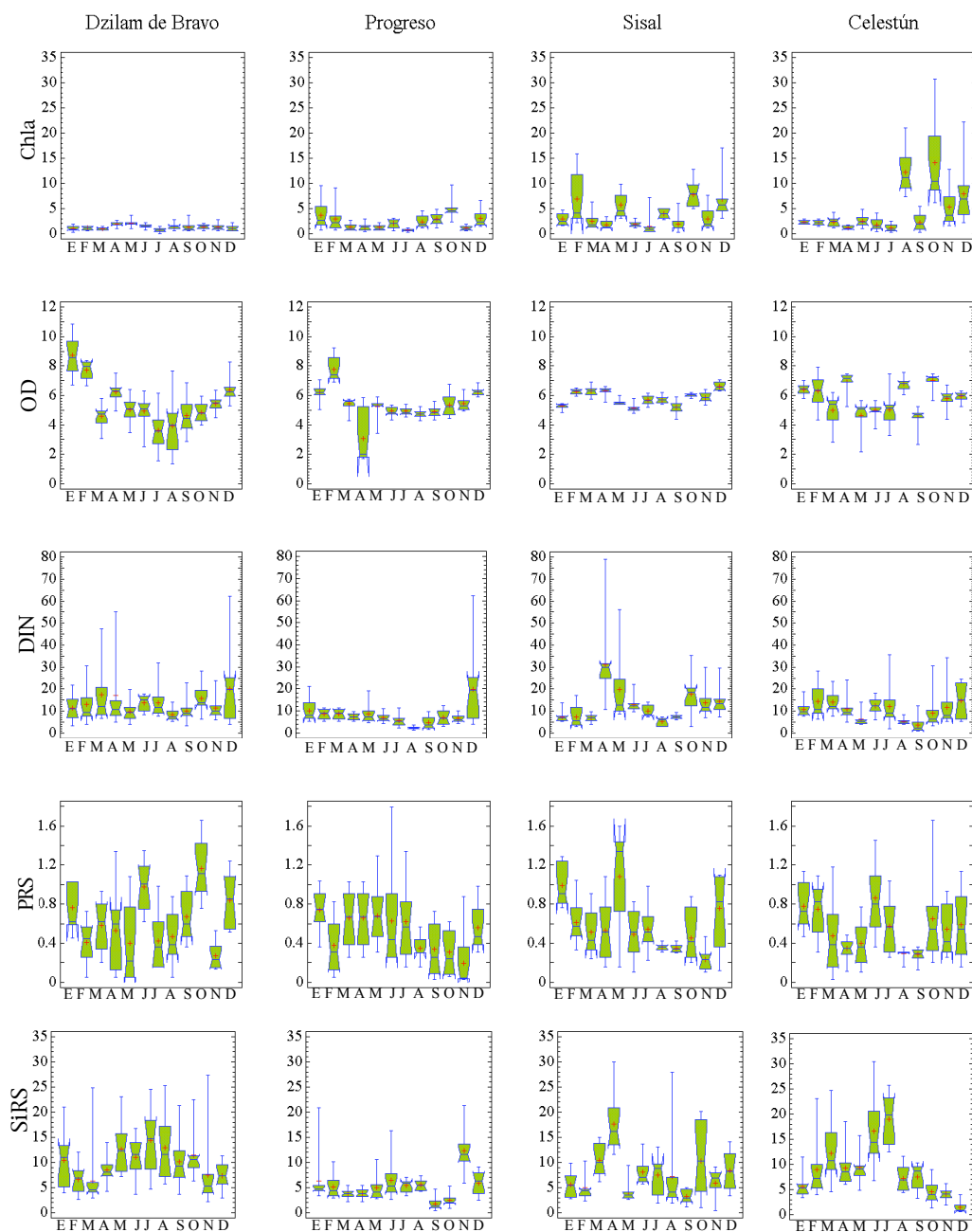


Fig. 6.3. Variación mensual de las variables de eutrofización del año 2000, de Dzilam de Bravo, Progreso, Sisal y Celestún, Yucatán, México. Clorofila a, Chla, $\mu\text{g l}^{-1}$; oxígeno disuelto, OD, mg l^{-1} ; nitrógeno inorgánico disuelto, DIN; fosfato reactivo soluble, PRS, y silicato reactivo soluble, SiRS, en $\mu\text{mol l}^{-1}$. (N=12; Sisal, N=11).

6.4.1. Proporciones estequiométricas de nutrientes de las estaciones costeras.

El balance estequiométrico anual de los nutrientes en las cuatro localidades durante el año 2000, muestra que sus proporciones tuvieron desviaciones a la proporción de Redfield Si:N:P = 16:16:1 (Fig. 6.4). Las proporciones N:P tuvieron desviaciones de 16 presentando valores mayores, principalmente en Dzilam de Bravo y Sisal (Fig. 6.4A). Las proporciones Si:P también tuvieron desviaciones a 16, y en Progreso se obtuvo el menor intervalo intercuartil (Fig. 6.4B). Las proporciones Si:N fueron principalmente menores a 1 en las cuatro localidades, con las mínimas proporciones en Sisal (Fig. 6.4C).

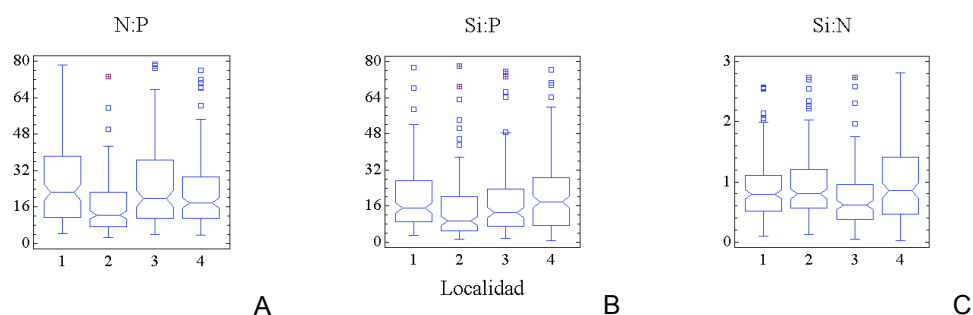


Fig. 6.4. Proporciones estequiométricas de los nutrientes (A) N:P; (B) Si:P; (C) Si:N, de las estaciones costeras de Dzilam de Bravo (1), Progreso (2), Sisal (3) y Celestún (4), Yucatán, México, año 2000.

Durante el año 2000, las aguas costeras tuvieron una concentración de PRS con una mediana de $0,47 \mu\text{mol l}^{-1}$, a excepción de Dzilam de Bravo donde fue $0,62 \mu\text{mol l}^{-1}$; el intervalo intercuartil de concentraciones del PRS que se obtuvo en las cuatro localidades durante todo el año, fue entre $0,26$ y $0,92 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Tabla 5.1, Fig. 6.3); en este intervalo, la proporción N:P y Si:P

son cercanas a la de Redfield (Fig. 6.5A y 6.5B). La proporción Si:P tiene proporciones cercanas o mayores a la de Redfield a concentraciones del SiRS superiores a los $5 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Fig. 6.5D).

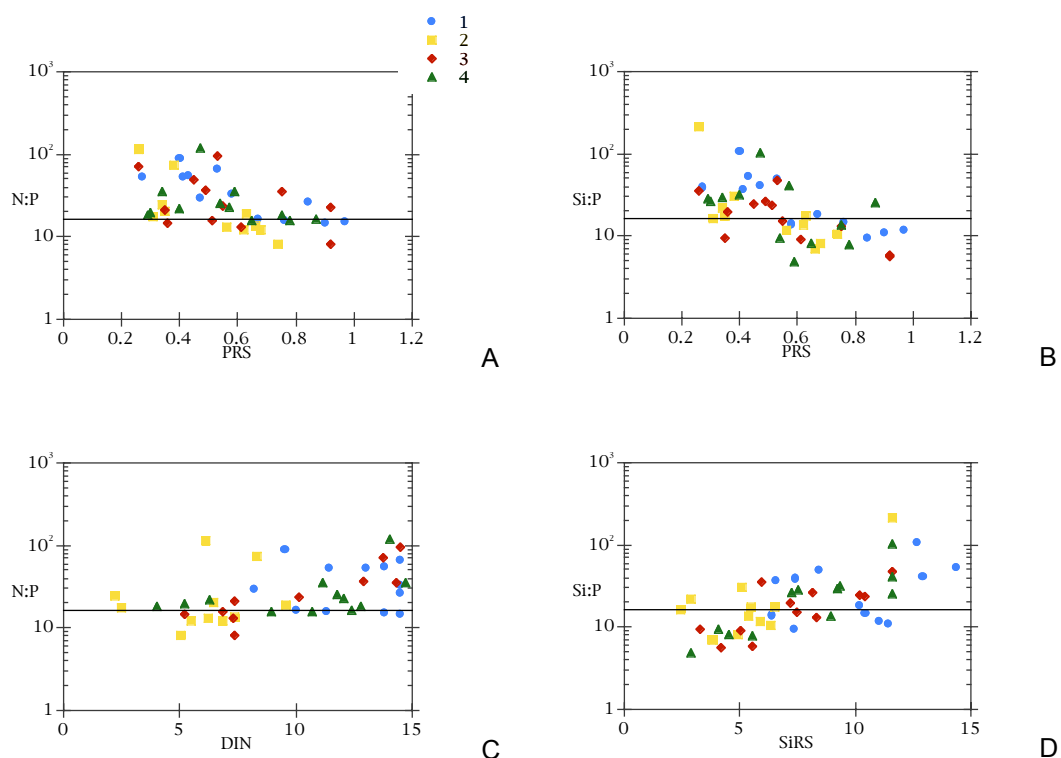


Fig. 6.5. Proporciones estequiométricas de los nutrientes, N:P, Si:P, en el intervalo de concentraciones del PRS (A y B), DIN (C) y SiRS (D), obtenidas durante el año 2000, en las estaciones costeras de Dzilam de Bravo (1), Progreso (2), Sisal (3) y Celestún (4), Yucatán, México.

6.4.2. IE anual de las estaciones costeras y de las dársenas.

El IE (Karydis *et al.*, 1983) para el NO_2^- y el PRS, califica al agua de las cuatro localidades costeras de Yucatán, durante el año 2000, como oligotróficas, con valores por debajo de 3 (Fig. 6.6A, 6.6E). Con relación a los NO_3^- , NH_4^+ , DIN y al SiRS, las aguas de las cuatro localidades fueron

principalmente mesotróficas, al tener valores del IE entre 3 y 5 (Fig. 6.6). El IE para el NO_3^- , DIN y el SiRS tuvo el mayor intervalo intercuartil en Dzilam de Bravo (Fig. 6.6B, 6.6D, 6.6F).

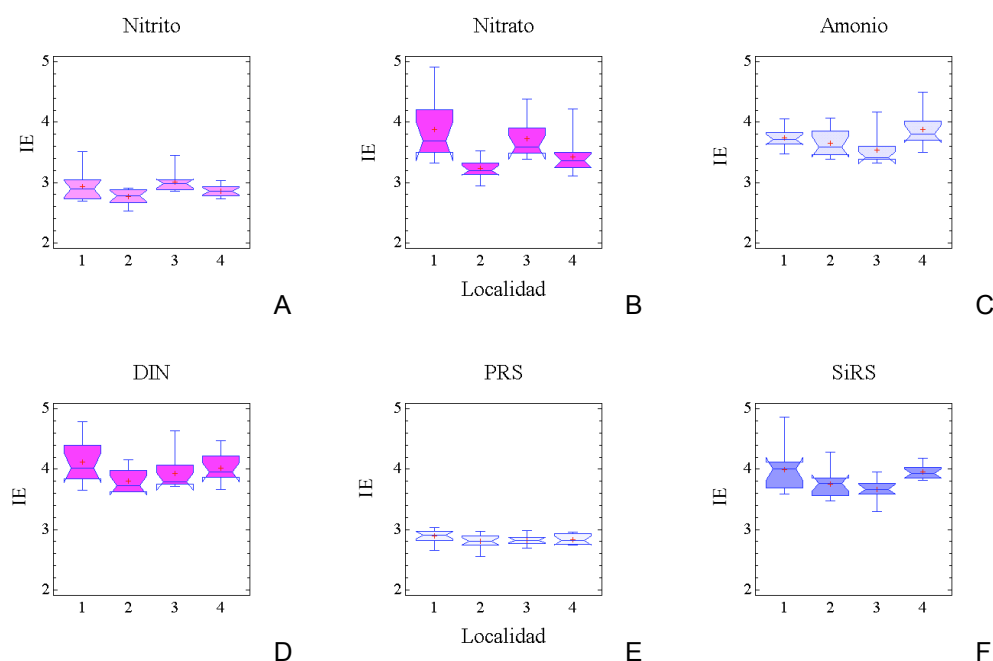


Fig. 6.6. Índice de eutrofización por nutriente anual, IE, del NO_2^- (A), NO_3^- (B), NH_4^+ (C), DIN (D), PRS (E), SiRS (F) de las estaciones costeras de (1) Dzilam de Bravo, (2) Progreso, (3) Sisal y (4) Celestún, Yucatán, México, año 2000 (N=12; Sisal: N=11).

El IE de todos los nutrientes de las dársenas, tuvieron valores mayores a 3 (Fig. 6.7). En referencia a los NO_2^- la dársena de Dzilam de Bravo fue meso a eutrófica, con valores de IE entre 3 y 5. Las dársenas de Progreso y Celestún fueron oligo y mesotróficas, $\text{IE} < 3$, y la de Sisal fue la más eutrófica con valores de IE superiores a 5 (Fig. 6.7A). Las dársenas de Dzilam de Bravo y Sisal, fueron eutróficas por nitratos. La dársena de Progreso fue mesotrófica por este nutriente y la de Celestún fue entre meso y eutrófica con valores del IE alrededor de 5 (Fig. 6.7B). El IE por NH_4^+ fue superior a 5 en las dársenas de Dzilam de Bravo, Sisal y Celestún, lo que las

califica como eutrófica por este nutriente y la dársena de Progreso presenta valores superiores a 4 por lo que es entre meso y eutrófica por amonio (Fig. 6.7C). Las cuatro dársenas tienen valores del IE por DIN y SiRS superiores a 5, por lo que son eutróficas por estos dos nutrientes (Fig. 6.7D, 6.7F). Con relación al PRS las cuatro dársenas tuvieron valores superiores a 3, por lo que son mesotróficas con relación al fósforo (Fig. 6.7E).

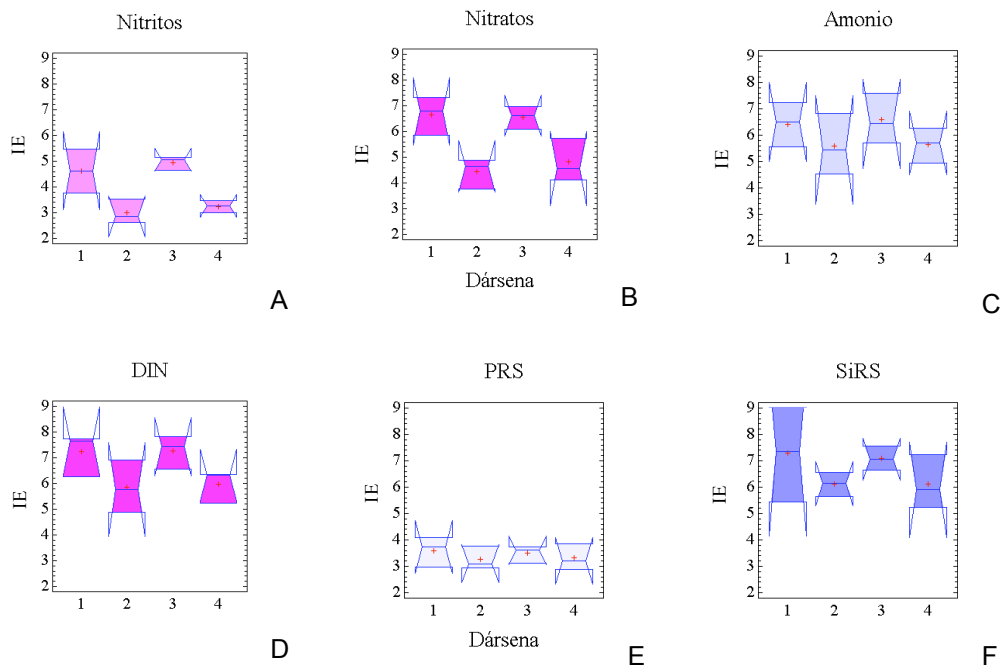


Fig. 6.7. Índice de eutrofización por nutriente anual, IE, del NO_2^- (A), NO_3^- (B), NH_4^+ (C), DIN (D), PRS (E), SiRS (F) de las dársenas de (1) Dzilam de Bravo, (2) Progreso, (3) Sisal y (4) Celestún, Yucatán, México, año 2000 (N=3).

6.4.3. TRIX de las estaciones costeras y de las dársenas, durante el año 2000.

De acuerdo al TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) y al criterio de la clasificación de la legislación italiana (Tabla 6.1, Penna *et al.*, 2004), el agua

costera de las localidades del noroeste de Yucatán presenta valores entre 4 y 6, que corresponde a un nivel trófico entre medio y alto, es decir, que durante el año 2000 las aguas de estas localidades fueron entre moderada y altamente productivas (Fig. 6.8A, Tabla 6.1).

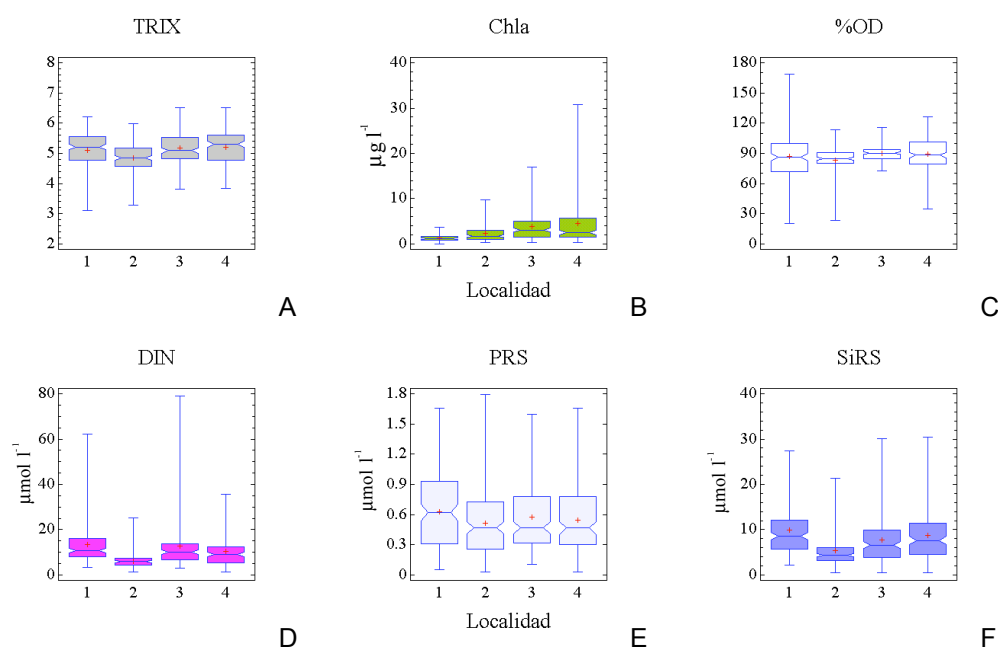


Fig. 6.8. Variación anual del índice del estado trófico, TRIX, (A) y de las variables asociadas a eutrofización, Chla (B); %OD (C); DIN (D); PRS (E) y SiRS (F), de las estaciones costeras de (1) Dzilam de Bravo, (2) Progreso, (3) Sisal y (4) Celestún, Yucatán, México, año 2000 (N= 144, Sisal: N=132).

Las dársenas también presentaron valores de TRIX superiores a los obtenidos en agua costera (Fig. 6.8A y 6.9A). Las dársenas de Dzilam de Bravo y Sisal tienen valores de TRIX entre 6 y 7, que corresponde a aguas altamente productivas, con el nivel trófico más alto. La dársena de Progreso se clasifica entre moderada y altamente productiva, con valores del TRIX

entre 5 y 6, por lo que el agua tiene un nivel trófico alto y la dársena de Celestún presenta valores de TRIX con una mediana de 6 que la ubica entre dos niveles tróficos, entre moderado y altamente productivo (Fig. 6.9A; Tabla 6.1). Las dársenas de Dzilam de Bravo y Sisal con valores mayores de TRIX, también presentan los intervalos intercuartiles de concentraciones mayores de DIN y SiRS (Fig. 6.9D, 6.9F).

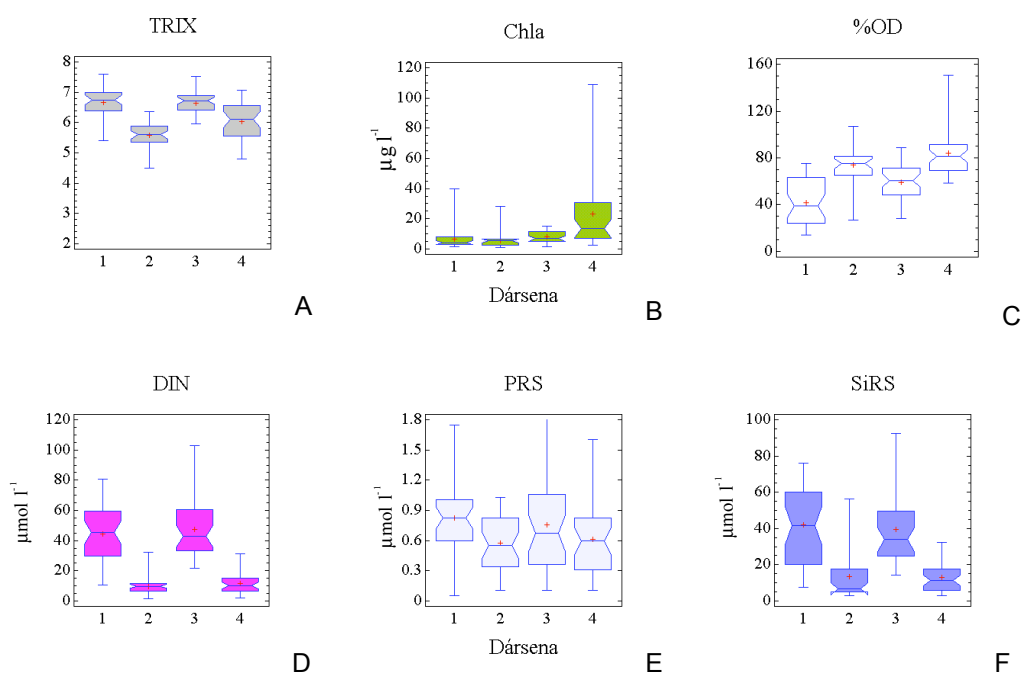


Fig. 6.9. Variación anual del índice del estado trófico, TRIX, (A) y de las variables asociadas a eutrofización, Chla (B); %OD (C); DIN (D); PRS (E) y SiRS (F), de las dársenas de (1) Dzilam de Bravo, (2) Progreso, (3) Sisal y (4) Celestún, Yucatán, México, año 2000 (N= 36).

Los valores de TRIX obtenidos en las aguas costeras del noroeste de Yucatán en el año 2000 están mejor correlacionados con el PRS (Fig. 6.10A), a diferencia del agua de las dársenas que presenta que el TRIX está mejor correlacionado con el DIN (Fig. 6.10B).

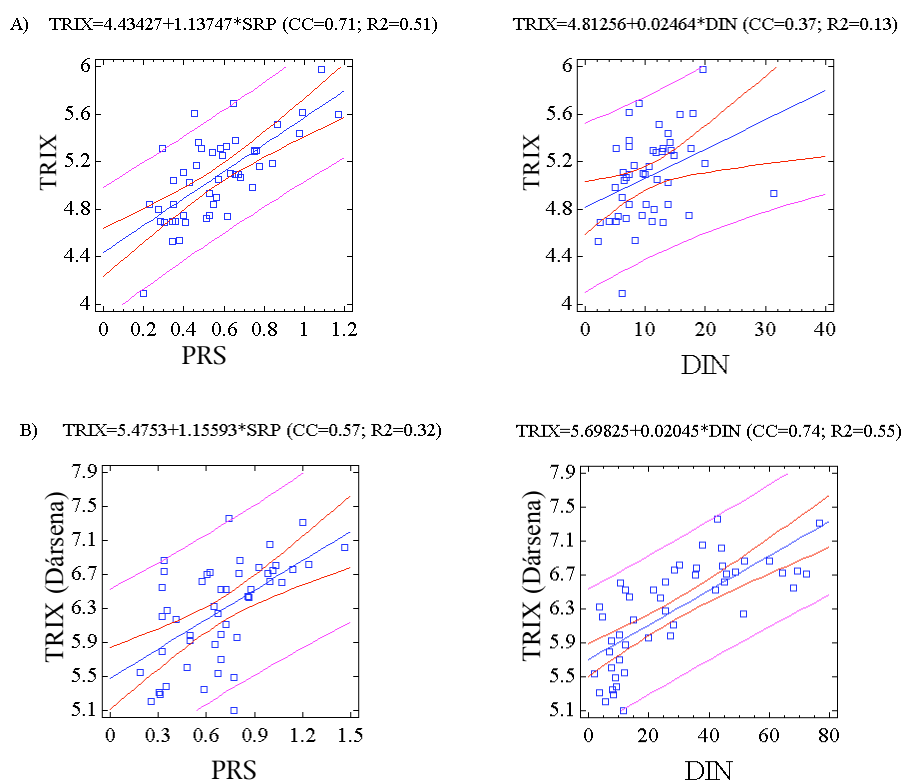


Fig. 6.10. Correlación mensual del TRIX con el PRS y el DIN, del agua costera (A) y de las dársenas (B), durante el año 2000, noroeste de Yucatán, México (N=47; p<0,01).

6.4.4. IE por época climática de las estaciones costeras.

En la tabla 6.2 y 6.3 se presenta el resumen estadístico de las variables de calidad del agua del noroeste de Yucatán, México, según el año climático de marzo del 2000 a enero del 2001, que se divide en tres épocas climáticas: Secas – marzo y mayo-, Lluvias –julio y septiembre- y “Nortes” –noviembre 2000 y enero 2001- (estos meses se consideran los más representativos de cada época climática en la región, Fig. 6.2).

Tabla 6.2. Variables de calidad del agua costera de Dzilam de Bravo y Progreso, Yucatán, México, por época climática del año 2000-2001 (M = mediana; MAD = desviación absoluta de la mediana; Mín. = mínimo; Máx. = máximo, (N=24).

Localidad	Época		T °C	Sal	OD mg l ⁻¹	PRS μmol l ⁻¹	NO ₂ ⁻ μmol l ⁻¹	NO ₃ ⁻ μmol l ⁻¹	NH ₄ ⁺ μmol l ⁻¹	SiRS μmol l ⁻¹	Chla μg l ⁻¹	
Dzilam de Bravo	Secas	M	26,7	36,5	4,80	0,49	0,80	4,96	3,87	7,56	1,30	
		MAD	1,3	0,6	0,44	0,31	0,15	1,73	0,82	3,26	0,56	
		Mín.	24,8	34,7	3,08	0,05	0,4	1,14	1,15	3,00	0,74	
		Máx.	28,6	38,7	6,38	1,08	1,14	44,51	8,05	24,82	3,62	
		Lluvias	M	29,4	36,7	4,16	0,54	0,70	4,06	6,08	10,20	0,83
			MAD	1,3	1,1	0,88	0,23	0,21	1,54	1,74	4,11	0,28
	Mín.		27,5	31,1	1,58	0,16	0,11	0,89	1,90	3,62	0,04	
		Máx.	31,6	38,6	6,87	1,09	1,26	17,52	23,94	24,56	3,69	
		"Nortes"	M	23,4	35,5	6,85	0,23	0,56	6,13	3,78	7,14	1,68
			MAD	2,0	1,1	1,38	0,17	0,27	2,39	1,57	2,59	0,55
	Mín.		21,0	23,5	4,51	0,06	0,06	2,60	0,79	2,21	0,59	
		Máx.	27,3	37,1	9,76	0,53	1,37	25,91	9,83	40,14	4,52	
Progreso		Secas	M	26,2	38,1	5,41	0,67	0,31	1,54	5,17	3,92	1,08
			MAD	1,1	0,3	0,17	0,23	0,21	0,69	0,63	0,86	0,37
	Mín.		24,7	37,1	3,42	0,26	0,06	0,27	3,55	2,20	0,68	
	Máx.		27,3	38,6	5,90	1,29	0,97	3,99	10,34	10,65	2,61	
	Lluvias	M	29,6	39,0	4,86	0,49	0,11	0,92	2,25	3,38	1,12	
		MAD	0,4	0,4	0,20	0,26	0,09	0,22	1,15	2,31	0,57	
		Mín.	29,1	38,5	4,34	0,03	0,01	0,18	0,47	0,47	0,30	
		Máx.	31,0	39,6	5,60	1,34	0,91	2,03	5,60	7,04	4,87	
	"Nortes"	M	24,5	38,3	5,55	0,36	0,05	2,41	2,41	7,15	2,11	
		MAD	1,8	0,3	0,30	0,33	0,04	1,00	1,25	4,45	1,28	
		Mín.	22,4	32,5	4,64	0,03	0,01	0,85	0,53	0,09	0,55	
		Máx.	26,6	39,3	6,38	1,28	0,64	6,13	7,26	21,30	9,11	

Tabla 6.3. Variables de calidad del agua costera de Sisal y Celestún, Yucatán, México, por época climática del año 2000-2001 (M = mediana; MAD = desviación absoluta de la mediana; Mín. = mínimo; Máx. = máximo, (N=24, Sisal: N=22).

Localidad	Época		T °C	Sal	OD mg l ⁻¹	PRS μmol l ⁻¹	NO ₂ ⁻ μmol l ⁻¹	NO ₃ ⁻ μmol l ⁻¹	NH ₄ ⁺ μmol l ⁻¹	SiRS μmol l ⁻¹	Chla μg l ⁻¹
Sisal	Secas	M	26,8	37,5	5,84	0,72	0,56	5,59	2,79	6,65	3,33
		MAD	0,4	0,4	0,37	0,30	0,16	1,60	1,92	3,25	1,56
		Mín.	26,1	36,9	5,38	0,16	0,23	2,18	0,72	2,64	1,29
		Máx.	27,4	38,3	6,91	1,60	0,91	50,53	12,24	14,93	9,91
	Lluvias	M	29,2	38,4	5,44	0,40	1,00	2,47	4,61	4,65	1,14
		MAD	1,4	0,3	0,27	0,09	0,31	0,83	1,39	2,17	0,57
		Mín.	26,9	37,7	4,39	0,23	0,28	0,93	1,36	1,22	0,30
		Máx.	30,9	39,1	6,14	0,98	1,88	5,80	10,66	13,05	7,26
	"Nortes"	M	23,1	36,9	5,98	0,30	0,49	7,28	4,54	5,68	1,95
		MAD	1,7	0,5	0,39	0,17	0,26	1,78	1,78	1,88	0,55
		Mín.	31,4	36,0	5,02	0,03	0,01	1,82	1,34	0,47	1,10
		Máx.	25,8	38,3	7,72	1,03	3,31	27,05	17,85	32,67	7,68
Celestún	Secas	M	26,4	37,5	5,16	0,36	0,17	2,63	5,53	9,48	2,49
		MAD	1,5	0,8	0,47	0,21	0,07	1,49	2,10	1,83	0,72
		Mín.	24,6	36,5	2,16	0,03	0,10	0,30	2,76	4,50	0,97
		Máx.	28,1	38,5	6,20	1,18	0,92	6,75	19,67	24,68	4,90
	Lluvias	M	29,5	38,5	4,76	0,34	0,35	0,62	4,46	11,39	1,14
		MAD	0,9	0,1	0,40	0,08	0,16	0,31	3,44	4,15	0,55
		Mín.	28,2	38,2	2,67	0,13	0,11	0,06	0,79	3,18	0,26
		Máx.	30,7	39,0	7,46	1,03	1,09	4,86	34,60	25,70	5,39
	"Nortes"	M	24,2	38,4	6,12	0,70	0,46	3,32	3,79	3,84	6,53
		MAD	1,9	0,1	0,45	0,28	0,26	1,32	1,94	1,04	3,88
		Mín.	22,1	37,6	3,81	0,10	0,06	1,05	0,79	1,03	1,66
		Máx.	26,1	38,6	7,03	1,29	0,97	7,71	30,73	8,17	24,32

El IE por los NO_2^- , durante el año climático tuvo valores menores a 3, por lo que fue oligotrófico por este nutriente (Fig. 6.11). Con relación a los NO_3^- , Dzilam de Bravo y Sisal, durante las épocas de Secas y “Nortes”, tuvieron valores de IE alrededor de 3 y mayores, por lo que fueron oligo y mesotróficos por este nutriente. Progreso y Celestún fueron oligotróficos por nitratos en las tres épocas climáticas (Fig. 6.11A, B y C). Con relación al NH_4^+ , Celestún fue entre oligo y mesotrófico durante el año climático. Las otras tres localidades fueron principalmente oligotróficas por este nutriente, aunque Sisal presenta los valores de IE mayores a 3 en la época de “Nortes”, por lo que fue principalmente mesotrófico por NH_4^+ en esta época climática (Fig. 6.11C).

Considerando el nitrógeno biológicamente disponible el IE por DIN, fue mesotrófico en las tres épocas climáticas en las cuatro localidades, donde se tuvieron valores de IE entre 3 y 4 (Fig. 6.12). El IE por PRS fue menor a 3 en todo el año climático en las cuatro localidades por lo que fue oligotrófico por este nutriente (Fig. 6.12).

El IE por SiRS, fue mayor a 3 en la época de Secas y Lluvias, por lo que las localidades fueron mesotróficas por este nutriente, a excepción de Progreso donde fueron oligotróficas (Fig. 6.12). Durante la época de “Nortes”, las aguas de Dzilam de Bravo y Progreso fueron mesotróficas por SiRS y en Sisal y Celestún, bajaron sus valores de IE por lo que fueron oligotróficas en este período (Fig. 6.12C).

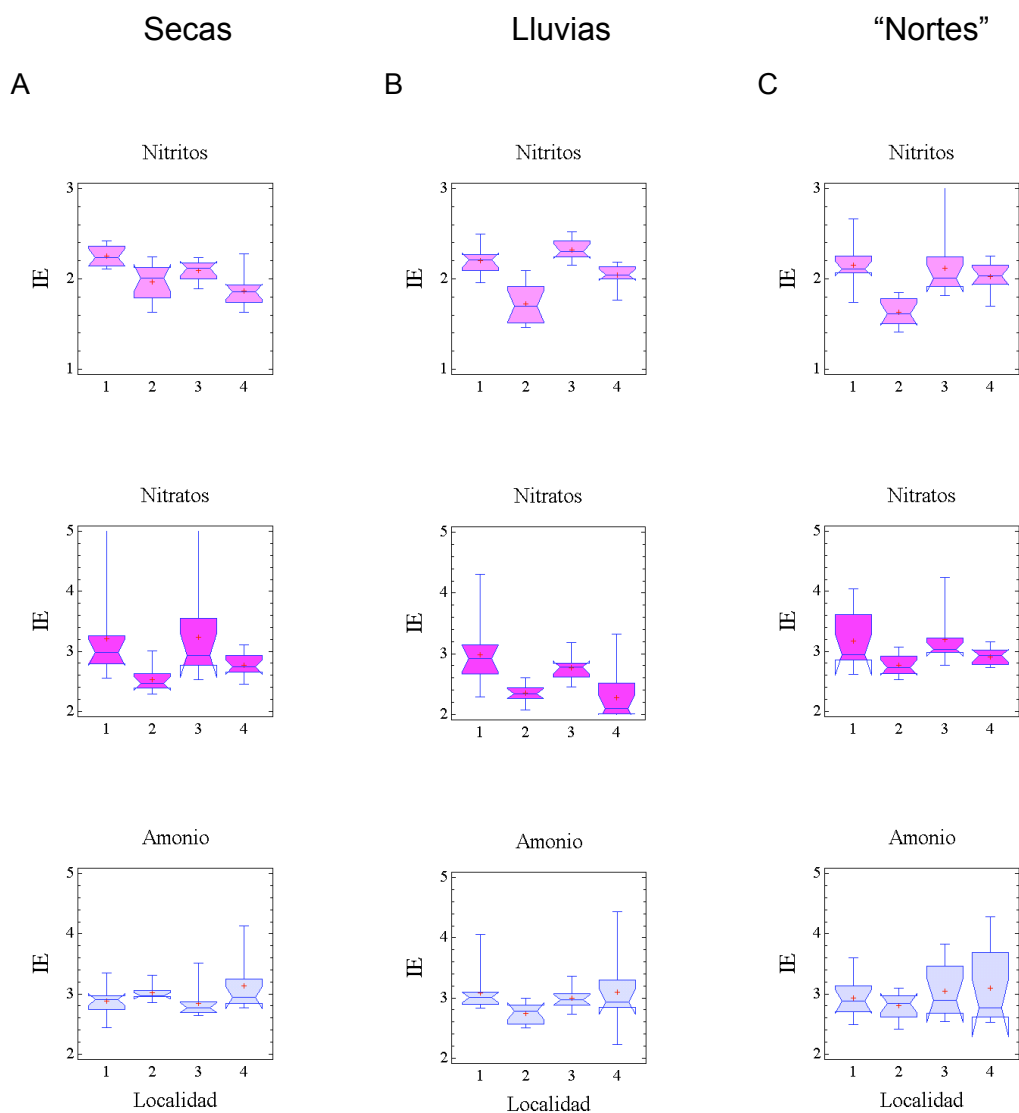


Fig. 6.11. Índice de eutrofización por nutriente por época climática, IE, (A) Secas, (B) Lluvias y (C) "Nortes", del NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , de las estaciones costeras de (1) Dzilam de Bravo, (2) Progreso, (3) Sisal y (4) Celestún, Yucatán, México, año climático 2000-2001 (N=12; Sisal: N=11).

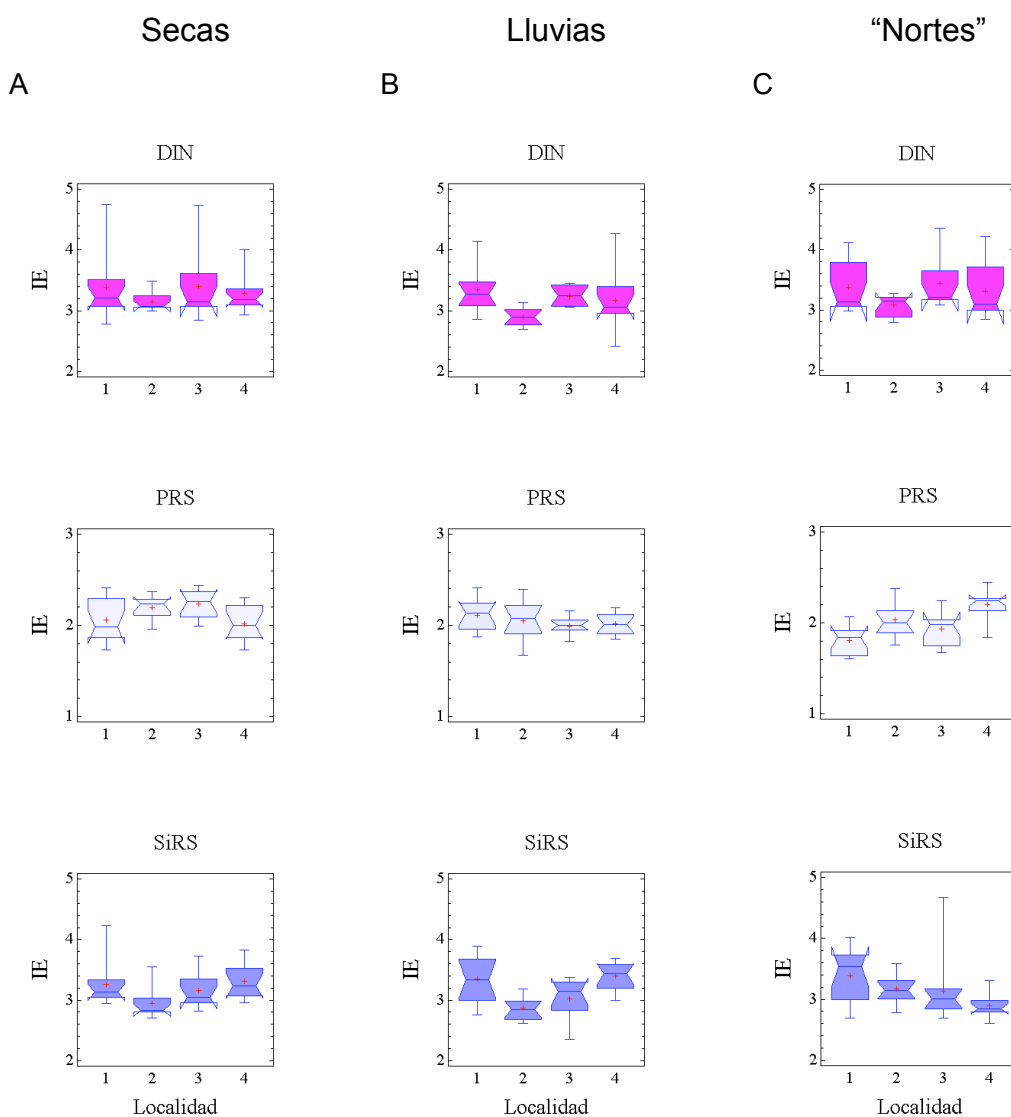


Fig. 6.12. Índice de eutrofización por nutriente por época climática, IE, (A) Secas, (B) Lluvias y (C) “Nortes”, del DIN, PRS y SiRS, de las estaciones costeras de (1) Dzilam de Bravo, (2) Progreso, (3) Sisal y (4) Celestún, Yucatán, México, año climático 2000-2001 (N=12; Sisal: N=11).

6.4.5. TRIX por época climática de las estaciones costeras.

El TRIX de las cuatro localidades durante la época de Secas, tuvo valores principalmente entre 5 y 6, y de acuerdo a la legislación italiana la

califica como agua entre moderada y altamente productiva; durante este período, en Sisal se obtuvo el intervalo más amplio de TRIX (Fig. 6.13A, Tabla 6.1). Durante la época de Lluvias el TRIX de las localidades disminuyó a valores más cercanos a 5, estando en Progreso y Sisal entre 4 y 5, cambiando su nivel trófico a medio (Fig. 6.13B, Tabla 6.1). En la época de “Nortes” el nivel trófico de Dzilam de Bravo, continuó bajando a valores de TRIX menores a 5, que lo califica en un nivel trófico medio. Progreso y Sisal tuvieron un nivel entre medio y alto, porque sus valores de TRIX estuvieron entre 4 y 6. En Celestún, los valores de TRIX fueron los más altos del año climático, con valores entre 5 y 6, por lo que su nivel trófico fue alto en esta época (Fig. 6.13C, Tabla 6.1).

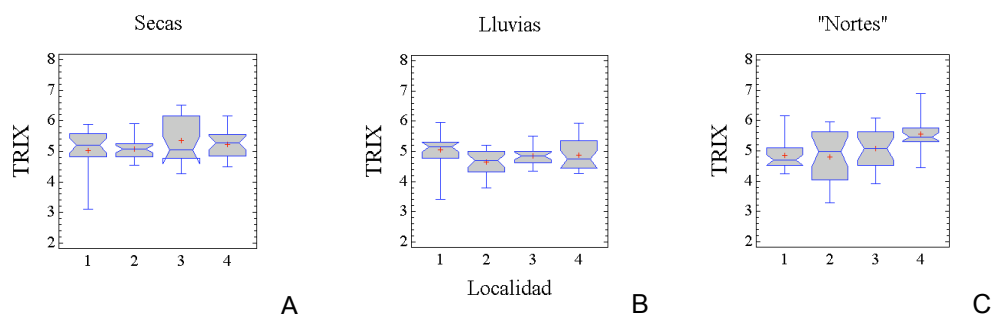


Fig. 6.13. Índice del estado trófico, TRIX, de las estaciones costeras de las localidades del noroeste de Yucatán, por época climática. (A) Secas, (B) Lluvias, (C) “Nortes” de (1) Dzilam de Bravo, (2) Progreso, (3) Sisal y (4) Celestún, del año climático 2000-2001 (N=24; Sisal N=22).

6.4.6. Comparación anual de las estaciones costeras, con el uso del IE y el TRIX.

De acuerdo al IE por NO_2^- y NO_3^- las épocas climáticas de Secas y Lluvias no presentan diferencias, sus valores fueron equivalentes en el año 2000 y 2001, siendo oligotróficos por estos nutrientes (Fig. 6.14). El IE por NH_4^+ , presenta diferencias en la época de Secas y Lluvias entre el año 2000

y 2001, teniendo valores mayores a 3 en 2001 en la época de Lluvias, por lo que el agua fue mesotrófica este año en comparación con la misma época del año 2000, que fue oligotrófica por este nutriente, mientras que en la época de secas, aunque tuvo diferencias entre un año y otro, tuvo el mismo nivel oligotrófico (Fig. 6.14).

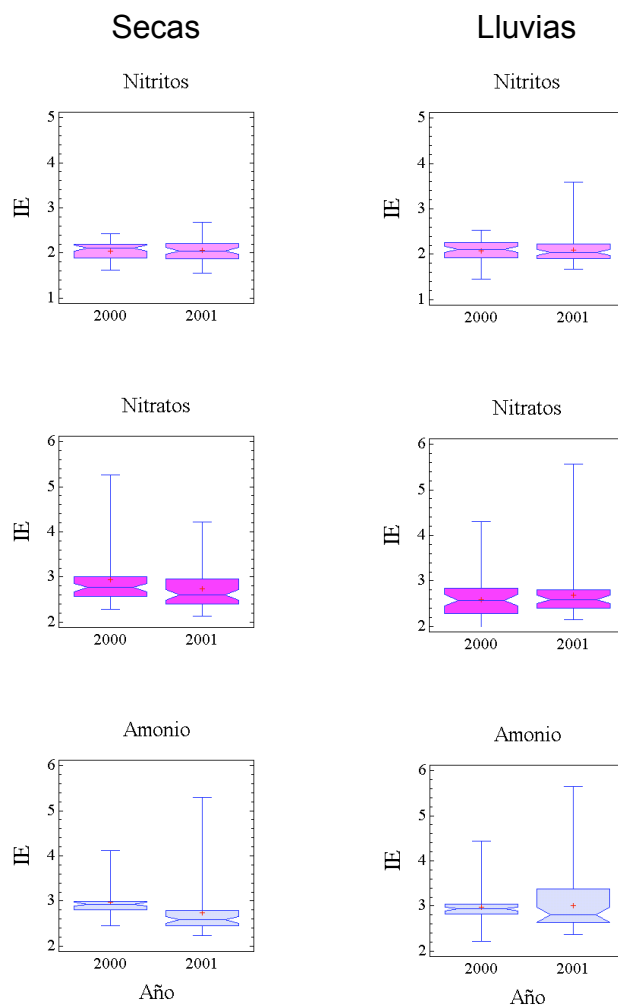


Fig. 6.14. Comparación estacional entre Secas y Lluvias del año 2000 y 2001, con el índice de eutrofización, IE, por nitritos, nitratos y amonio, de las estaciones costeras del noroeste de Yucatán, México (N=47).

El IE por DIN y SiRS muestra que durante la época de Secas del año 2001 el intervalo de valores disminuyó en estas localidades en comparación al 2000, siendo entre oligotróficas y mesotróficas por estos nutrientes. Durante la época de lluvias no se observan marcadas diferencias entre años, siendo mesotróficas por DIN y SiRS (Fig. 6.15). El IE por PRS tampoco presenta diferencias en las épocas climáticas de Secas y Lluvias entre los años 2000 y 2001, siendo aguas oligotróficas por este nutriente (Fig. 6.15).

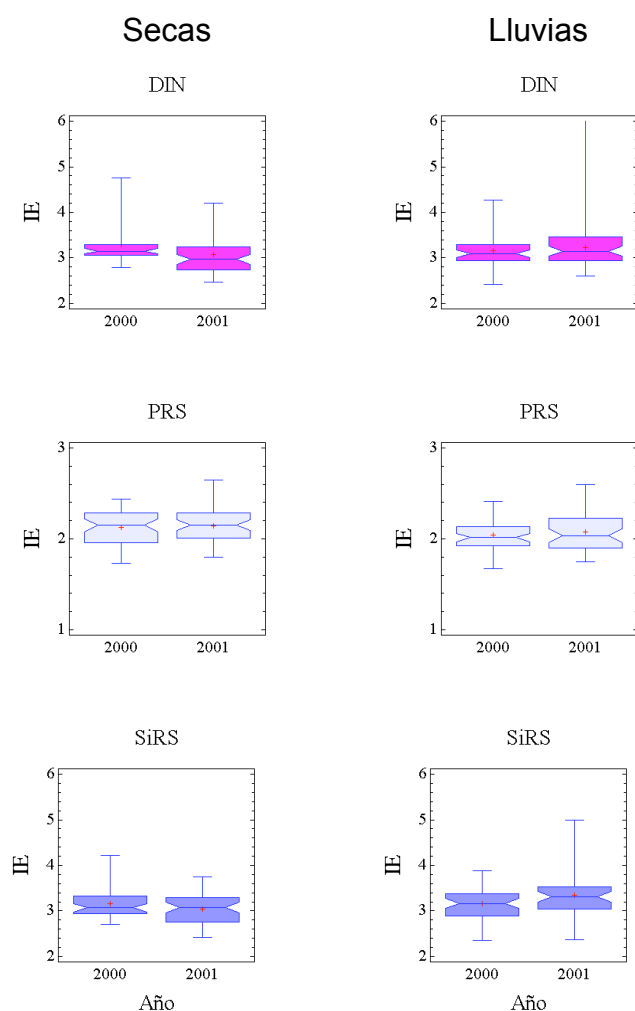


Fig. 6.15. Comparación estacional entre Secas y Lluvias del año 2000 y 2001, con el índice de eutrofización, IE, por DIN, PRS y SiRS, de las estaciones costeras del noroeste de Yucatán, México (N=47).

El TRIX de las épocas de Secas y Lluvias del 2000 y 2001, no presenta diferencias (Fig. 6.16). Durante la época de Secas los valores del TRIX se encuentran entre 4 y 6 lo que califica a sus aguas con un nivel trófico entre medio y alto (Fig. 6.16A, Tabla 6.1). Durante la época de Lluvias, el intervalo de valores del TRIX disminuyó, pero conservando el nivel trófico entre medio y alto (Fig. 6.16B, Tabla 6.1).

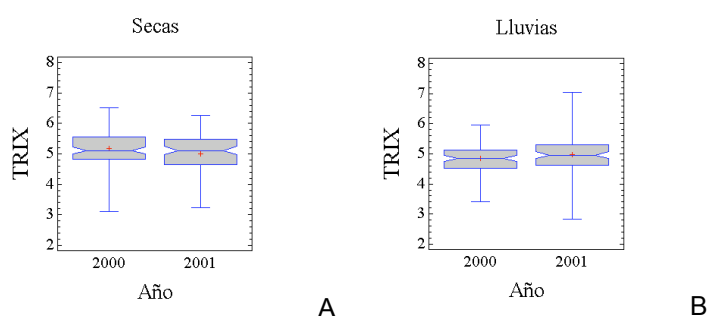


Fig. 6.16. Comparación anual por época climática del índice del estado trófico TRIX, de las estaciones costeras del noroeste de Yucatán, México, (A) Secas y (B) Lluvias de los años 2000 y 2001 (N=94).

6.5. Discusión.

A diferencia de otras regiones costeras donde el nitrógeno limita principalmente la producción primaria (Vitousek *et al.*, 1997a), en el agua del noroeste de Yucatán este nutriente se encuentra disponible, como lo indican las proporciones N:P de las cuatro localidades (Fig 6.4A). Lo mismo ocurre con las proporciones Si:P que principalmente también son mayores a la proporción de Redfield (Fig. 6.4B). De acuerdo a los resultados obtenidos, probablemente el fósforo es el nutriente limitante de la producción primaria del fitoplancton en el agua costera de Yucatán, como ocurre en el estuario del Río Ebro, donde éste no contribuye a la fertilización con fósforo de la zona costera (Cruzado *et al.*, 2002) y en el estuario Huanghe (Yellow River),

en los Everglades de Florida, EUA y en la costa del mar Báltico donde también se sugirió que probablemente el fósforo es el principal nutriente que limita el crecimiento de fitoplancton, basado en las proporciones N:P>16, que afectan a las diatomeas costeras en presencia de suficiente silicato (Noe *et al.*, 2001; Turner *et al.*, 1991; Wasmund *et al.*, 2001). Sin embargo, en el intervalo de concentraciones del PRS, que se obtuvo durante el año 2000, a concentraciones mayores de $0,6 \mu\text{mol l}^{-1}$, las proporciones N:P son cercanas a 16 y las Si:P dejan de serlo, por lo que a estas concentraciones el SiRS sería limitante en lugar del PRS; pero, a concentraciones de SiRS superiores a los $5 \mu\text{mol l}^{-1}$ las proporciones Si:P son mayores a 16 (Fig. 6.5A, B y D).

En Yucatán, entre los meses de marzo del 2000 y abril del 2001 el microfitoplancton costero tuvo una abundancia promedio de 258 cel ml^{-1} en Dzilam de Bravo, de 136 cel ml^{-1} en Progreso, de 143 cel ml^{-1} en Sisal y de 338 cel ml^{-1} en Celestún, y las diatomeas fue el grupo dominante en las cuatro localidades del noroeste de este Estado (Álvarez Góngora, 2004). En Dzilam de Bravo y Progreso entre septiembre de 1998 y agosto de 1999, el microfitoplancton tuvo una abundancia promedio de 57 y 28 cel ml^{-1} , respectivamente, donde también las diatomeas fueron el grupo dominante (Tróccoli, 2001); con lo que podemos suponer un aumento de abundancia del microfitoplancton entre esos dos períodos.

El IE de todos los nutrientes califica a las aguas costeras del noroeste de Yucatán en el mismo nivel trófico, oligotrófico para NO_2^- y PRS y mesotrófico para los otros nutrientes (Fig. 6.6); a pesar de que el IE de Karydis *et al.* (1983), puede aplicarse generalmente a cualquier tipo de aguas, al ser específico para el nutriente que se desee evaluar, no permite relacionar el estado trófico obtenido con él con la concentración de Chla de la columna de agua, ya que como se ve en la Fig. 6.3 las concentraciones

de Chla, fueron menores en Dzilam de Bravo y mayores en Celestún. Es decir, que aún teniendo el mismo nivel trófico de acuerdo al IE, la biomasa de fitoplancton es diferente en cada sistema. Esta discordancia podría asociarse a los atributos de cada ecosistema, es decir, a su filtro del modelo contemporáneo de eutrofización costera Fase II (Cloern, 2001).

Lo mismo ocurre en el caso de las dársenas donde los IE califican al agua como meso y eutrófica (Fig. 6.7) y donde tampoco la concentración de Chla presenta una concordancia con el IE por nutriente (Fig.6.9B); las mayores concentraciones de Chla fueron en la dársena de Celestún, cuyos IE son similares a los de las otras tres dársenas. Sin embargo, al ser sensible el IE a las causas de eutrofización cultural, especialmente a las descargas directas de aguas residuales (Karydis *et al.*, 1983), este índice ha servido para comparar sitios con amplios gradientes ambientales de contaminación orgánica (Alonso-Rodriguez *et al.*, 2000; Herrera-Silveira *et al.*, 2002), como es el caso de este estudio en que el IE es útil para evaluar las diferencias entre el estado trófico de la zona costera y de las dársenas (Fig. 6.6 y 6.7), aguas costeras oligo y mesotróficas y dársenas eutróficas por DIN y SiRS. Estas diferencias en el estado trófico que describen mayores concentraciones de nutrientes en las dársenas, podrían asociarse a la restricción del flujo del agua y a la mezcla con agua subterránea que contiene altas concentraciones de NO_3^- y SiRS, particularmente en Dzilam de Bravo y Sisal, ya que en estas dársenas existen manantiales de agua subterránea –capítulo 5-, y como resultado tienen los mayores IE por estos nutrientes (Fig.6.7 y 6.9D y F).

Por otro lado, el IE es útil para cuantificar la condición oligotrófica de las aguas de Yucatán por PRS, ya que como se mencionó en el capítulo 5, las concentraciones de PRS fueron prácticamente las mismas en las cuatro localidades, como puede observarse en sus concentraciones mensuales en

la Fig. 6.3, siendo ligeramente mayores en Dzilam de Bravo (Fig. 6.8E), donde éste índice fue ligeramente mayor (Fig. 6.6E). Esta condición oligotrófica, podría deberse principalmente a que al ser una zona carbonatada, ésta funciona como un sumidero de fósforo, por procesos geoquímicos de adsorción de este elemento por los carbonatos para formar apatito (de Kanel & Morse, 1978; Howarth *et al.*, 1996b) y la mayor concentración de PRS en Dzilam de Bravo probablemente se deba a la remineralización y desorción del fósforo en los sedimentos (Jenssen *et al.*, 1994; Guillaud *et al.*, 2000; Sutula *et al.*, 2001; Tett *et al.*, 2003), ya que en esta localidad existe una extensa cama de pastos marinos y de mayor densidad en comparación a las otras tres localidades (Aguayo González, 2004).

El estado trófico del agua costera según la clasificación del TRIX de Vollenweider *et al.* (1998), como ocurre con el uso del IE propuesto por Karydis *et al.* (1983), tampoco muestra una concordancia con las concentraciones de Chla. El agua costera de Dzilam de Bravo con un intervalo inferior de concentración de Chla en comparación con las otras tres localidades (Fig. 6.8B), contradice la valoración del estado trófico obtenido con el TRIX, que a excepción de Progreso, tuvo una mediana superior a 5 (Fig. 6.8A) y con estos resultados se podría decir que las aguas de estas cuatro localidades son de la misma calidad en relación a su nivel trófico, a pesar de que las concentraciones de las variables asociadas a eutrofización, y considerados en la ecuación del TRIX, Chla, OD, DIN y PRS, fueron diferentes (Fig. 6.8C, D y E).

Por otro lado, al ser el TRIX una medida integrada del nivel de eutrofización, por estar relacionado con las variables de este proceso, es útil para evaluar las diferencias entre el estado trófico de la zona costera de Yucatán con las dársenas (Fig. 6.8A y 6.9A), como ocurre con el uso del IE.

Las dársenas más eutrofizadas con valores de TRIX entre 5 y 7 y con mayores concentraciones de Chla y nutrientes, contrastan comparándolos con las aguas libres, que tuvieron menores valores de TRIX, entre 4 y 6, y menores concentraciones de nutrientes y Chla (Fig. 6.8 y 6.9). Estas diferencias entre el agua costera y la de las dársenas, podrían asociarse al tiempo de residencia del agua, que es mayor en las dársenas, y éste sería un atributo de estos sistemas que puede evitar el aumento de la eutrofización cultural –aumentar el efecto del aporte de nutrientes– manifestándose con mayores concentraciones de Chla en comparación con las aguas libres costeras (Jickells, 1998; Cloern, 2001; Elliott & de Jonge, 2002; Tett *et al.*, 2003). Esta condición se manifiesta también al estar el TRIX mejor correlacionado con el DIN (Fig.6.10B), en comparación con las aguas costeras libres que estuvieron mejor correlacionados con el PRS (Fig. 6.10A).

El uso de los IE para comparar las épocas climáticas (Fig. 6.11, 6.12), también es de utilidad ya que con él puede conocerse la tendencia estacional del nivel trófico. Con los IE por NO_2^- y NO_3^- , puede observarse que en Dzilam de Bravo y Sisal se tienen los mayores niveles tróficos en las tres épocas climáticas, teniendo el mayor nivel trófico Sisal en Secas, que podría asociarse a una mayor intensidad de la nitrificación procedente de las aguas residuales de la granja acuícola y en Dzilam de Bravo durante “Nortes”, el mayor IE podría asociarse con el mayor volumen de agua subterránea descargada en esta época –Capítulo 5–, (Fig. 6.11). El nivel trófico obtenido con el IE por NH_4^+ fue principalmente mesotrófico en Celestún durante la época de Secas y Lluvias y en Progreso en Secas (Fig. 6.11), posiblemente porque en estas localidades la contaminación de origen humano y/o los procesos de reciclado de nutrientes en las aguas costeras, fueron más intensos en estas épocas en comparación con las otras localidades, por ser el NH_4^+ un reflejo de estos fenómenos (Hopkinson Jr. &

Vallino; 1995; Braga *et al.*, 2000; Costanzo *et al.*, 2001); además, coincide con los períodos vacacionales en que el Turismo acude a las playas de Progreso y Celestún. Durante la época de “Nortes” el IE por NH_4^+ aumentó en las localidades, a excepción de Progreso, por lo que posiblemente el origen de este nutriente en esta época se deba más a procesos de reciclado de nutrientes, por la resuspensión del sedimento al presentarse tormentas con vientos fuertes de corta intensidad (Logan, 1969; Braga *et al.*, 2000; Constanzo *et al.*, 2002; Farías, 2003). La suma de estos fenómenos produce que el nivel trófico por el nitrógeno biológicamente disponible sea principalmente mesotrófico en las tres épocas climáticas (Fig. 6.12).

El IE por PRS en las tres épocas climáticas y en las cuatro localidades, conserva su tendencia oligotrófica; es notorio que en Celestún durante la época de “Nortes” el IE tiene un incremento, con la mayor mediana del año climático de $0,70 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Tabla 6.3; Fig. 6.12), probablemente producido por la movilización del sedimento, por la turbulencia producida por las tormentas de esta época, que podrían favorecer la remineralización y desorción del fósforo en los sedimentos (Jenssen *et al.*, 1994; Guillaud *et al.*, 2000; Sutula *et al.*, 2001; Tett *et al.*, 2003).

El nivel trófico mesotrófico en la época de Secas y Lluvias en el que el IE por SiRS califica a las aguas costeras de Dzilam de Bravo, Sisal y Celestún, podría asociarse al mayor volumen de mezcla con agua subterránea en estas localidades, en comparación a Progreso, ya que el SiRS está asociado a aguas dulces, que tienen una concentración mayor en ambientes tropicales (Burton & Liss, 1973; White & Blum, 1995; Stonestrom *et al.*, 1998; Asano *et al.*, 2003), (Fig. 6.12). Durante la época de “Nortes”, las aguas de Dzilam de Bravo continúan siendo mesotróficas por este nutriente, con el mayor intervalo intercuartil del IE, al presentar el mayor

volumen de descarga de aguas subterráneas por los manantiales que se encuentran en la zona –Capítulo 5- (Fig. 6.12).

El TRIX de las cuatro localidades durante la época de Secas, califica al agua costera entre moderada y altamente productiva; durante este período, en Sisal se obtuvo el intervalo más amplio de TRIX (Fig. 6.13A), donde se tienen las mayores concentraciones de Chla en comparación con las otras tres localidades (Tabla 6.2 y 6.3), este mayor nivel trófico podría asociarse a la mayor producción por fitoplancton favorecido por la disponibilidad de nutrientes, proveniente del vertido de las aguas residuales de la granja acuícola –que como se planteó en el Capítulo 5, este vertido modifica la calidad del agua de Sisal-. Durante la época de Lluvias el TRIX de las localidades disminuye, y no presenta diferencias entre ellas a excepción de Dzilam de Bravo, al que le corresponde un nivel trófico mayor, por haber mayor concentración de PRS en este época y al estar el TRIX mejor correlacionado con este nutriente (Tabla 6.2; Fig. 6.10A). Las diferencias entre el TRIX de las localidades durante la época de “Nortes” podrían deberse a los cambios en la disponibilidad de los nutrientes del sedimento, favorecidos por la turbulencia producida durante las tormentas, como en el caso del IE (Fig. 6.13C, Tabla 6.2 y 6.3).

La escala de clasificación de la calidad del agua en base al estado trófico, recomendado por la legislación italiana (Tabla 6.1), discrepa con los resultados obtenidos al usar el TRIX en el ambiente costero del Estado de Yucatán, en comparación con la eficiencia del uso de este índice en aguas del Mar Negro, del Mar Egeo y del Mar Adriático (Moncheva *et al.*, 2001; Giovanardi *et al.*, 2002; Penna *et al.*, 2004), posiblemente por estar mejor correlacionado con el PRS (Fig. 6.10A), a diferencia de las aguas del Mar Adriático, cuyos valores de TRIX estuvieron mejor correlacionados con la Chla y con el OD (Penna *et al.*, 2004).

Sin embargo, el uso del IE y el TRIX, podrían servir como indicadores de cambios en las condiciones ambientales de Yucatán, como se observa en los gráficos comparativos del año 2000 y 2001, de las Fig. 6.14, 6.15 y 6.16 (que no se discuten en detalle en este estudio por no ser uno de los objetivos y el resumen estadístico por época climática del 2001 se presenta en el Anexo 2).

Por todo lo anteriormente expuesto, cada una de las localidades de Yucatán responde diferente al estímulo del aporte de nutrientes, por la discrepancia de sus condiciones geomorfológicas y a los productores primarios presentes. Dzilam de Bravo presenta la mayor densidad de pastos marinos, principalmente formada por *Thalassia testudinum*; seguida por Celestún, Progreso y Sisal – en orden descendente- (Aguayo González, 2004); además, Dzilam de Bravo, tiene el mayor volumen de descarga de agua subterránea –Capítulo 5-. Podría decirse que la extensa cama de pastos marinos y sus sedimentos de Dzilam de Bravo es el principal atributo de esta localidad que permite “amortiguar” el exceso de NO_3^- y SiRS que ingresan por el agua subterránea. Aunque la salinidad es una variable que afecta el funcionamiento fisiológico de todos los organismos de un estuario (Sklar & Browder, 1998) y la asimilación de N y P por los macrófitos, fitoplancton y microorganismos, que pueden retener estos nutrientes por períodos cortos o largos de tiempo (Jenssen *et al.*, 1994), el fitoplancton en Yucatán ha presentado cambios en su distribución y abundancia y se ha asociado al gradiente de salinidad (Tróccoli, 2001), por lo que la combinación de este gradiente con la cama de pastos marinos y su sedimento intrínseco, posiblemente sea el *Filtro* del modelo contemporáneo de eutrofización Fase II (Cloern, 2001), en las aguas costeras del noroeste de Yucatán.

6.6. Conclusiones.

Durante el año 2000, el balance estequiométrico de los nutrientes en las cuatro localidades del noroeste de Yucatán, muestra que sus proporciones tuvieron desviaciones a la proporción de Redfield Si:N:P = 16:16:1. Las proporciones N:P tuvieron desviaciones de 16 presentando valores mayores, principalmente en Dzilam de Bravo y Sisal. Las proporciones Si:N fueron principalmente menores a 1 en las cuatro localidades. A diferencia de otras regiones costeras donde el nitrógeno es limitante, en el agua del noroeste de Yucatán este nutriente se encuentra disponible y probablemente el fósforo sea el nutriente limitante de la producción primaria del fitoplancton; aunque a concentraciones de PRS superiores a $0,6 \mu\text{mol l}^{-1}$, las proporciones N:P son cercanas a 16 y las Si:P dejan de serlo, por lo que a estas concentraciones el silicio sería limitante en lugar del fósforo; pero, a concentraciones superiores a los $5 \mu\text{mol l}^{-1}$ de silicio, las proporciones Si:P son mayores a 16, entonces a partir de estas concentraciones podría dejar de limitar la producción de las diatomeas.

El IE califica a las aguas costeras del noroeste de Yucatán, durante el año 2000, en el mismo nivel trófico, con valores menores a 3, como oligotrófico para NO_2^- y PRS y, con valores entre 3 y 5, como mesotrófico para NO_3^- , NH_4^+ y SiRS. Los IE califican al agua de las dársenas como mesotrófica y eutrófica. El TRIX califica a las aguas de las cuatro localidades con la misma calidad en relación a su nivel trófico, durante el año 2000, con valores entre 4 y 6, como aguas moderada y altamente productivas. El TRIX de las dársenas, con valores entre 5 y 7, ubica a esta agua con un nivel trófico más alto en comparación a las aguas libres. Las diferencias obtenidas al comparar el agua costera libre con la de las dársenas, de acuerdo al IE y al TRIX, podrían asociarse al tiempo de residencia del agua, y éste sería

parte del atributo de estos sistemas que puede evitar la eutrofización cultural.

A pesar de la existencia de índices o metodologías para establecer el estado trófico de la zona costera (Karydis *et al.*, 1983; Justic, 1991; Ignatiades *et al.*, 1992; Vollenweider *et al.*, 1998; Stefanou *et al.*, 2000; Wasmund *et al.*, 2002), el encontrar una herramienta simple pero robusta que describa una respuesta general de eutrofización en aguas costeras, o que clasifique los ecosistemas costeros con respecto a su susceptibilidad de eutrofización (Cloern, 2001), es una tarea que conlleva investigaciones a largo plazo en diferentes ambientes, ya que la productividad biológica en aguas estuarinas está influenciada por una multitud de factores que regulan las transformaciones biogeoquímicas (Seitzinger, 1983; Sklar & Browder, 1998), que incluyen la latitud –temperatura y radiación solar-, la estacionalidad, el clima, los aportes de nutrientes y su reciclado, el herbivorismo y geomorfología del sitio (Mallin *et al.*, 1993). Aunque ningún índice es un perfecto sustituto de los datos originales y de los factores que regulan a un ecosistema, ya que mientras más complejos sean éstos, menos podrán describirse con un solo índice (Vollenweider *et al.*, 1998), el índice de eutrofización por nutriente, IE, (Karydis *et al.*, 1983) podría utilizarse en el agua costera de Yucatán para observar al fósforo, al haber identificado el nivel oligotrófico de este nutriente, que probablemente sea el limitante de la producción primaria de esta zona. El TRIX también fue sensible a este hecho al haber estado mejor correlacionado con este nutriente. Ambos índices podían ser reportados en diagramas de cajas-y-bigotes, que han demostrado su utilidad como una buena técnica de visualización en el espacio y en el tiempo, y que podría ser una herramienta de evaluación y gestión costera (Boyer *et al.*, 2002); en tanto se cuente con suficiente información para crear un índice, o adecuar estos mismos, que clasifique mejor a esta agua costera en relación a su estado trófico (Vollenweider *et al.*,

1998; Ribaudó *et al.*, 2001; Dale & Beyeler, 2001; Danilov & Ekelund, 2001; Kurtz *et al.*, 2001; Pop *et al.*, 2001).

La conjunción del gradiente de salinidad, la cama de pastos marinos y su sedimento intrínseco, posiblemente sea el *Filtro* del modelo contemporáneo de eutrofización Fase II en las aguas costeras del noroeste de Yucatán.

Conocer y predecir la respuesta de la zona costera de Yucatán al aporte de nutrientes también requiere del estudio a largo plazo de los cambios en sus proporciones estequiométricas, de los procesos biogeoquímicos y de los sedimentos –donde la proporción de Redfield (DIN:P) continúa siendo una herramienta importante en el entendimiento de los ciclos biogeoquímicos (Newton *et al.*, 2003)- y, especialmente, de los grupos dominantes de fitoplancton costero, que se consideran indicadores de eutrofización estuarina y costera (Paerl, 2003), esto es tema de futuras investigaciones en el estudio de la eutrofización en el Estado de Yucatán, México.

Sección 3.

Rectificaciones para prevenir el Proceso de Eutrofización costera en el Estado de Yucatán, México.

Capítulo 7.

Síntesis y Conclusiones.

Calidad del agua por nutrientes y eutrofización costera en el Estado de Yucatán, México.

El estudio de la calidad el agua costera por nutrientes y, en consecuencia, del Proceso de Eutrofización, es sin duda una actividad que debe ser competencia no sólo de los científicos, sino también de los gestores ambientales, debido a que la causa principal de este proceso es la falta o inadecuada gestión en el manejo de los desechos generados en todo tipo de actividades realizadas por el ser humano, tanto en el continente como en el litoral.

La agricultura, la engorda de animales y la quema de combustibles fósiles son actividades que representan las principales fuentes de nutrientes del ambiente costero del mundo, y que en algunas regiones han producido que el proceso de eutrofización se manifieste. El principal remedio para evitar el desarrollo o revertir este fenómeno, que ya se ha logrado en algunas zonas, ha sido el control y, por lo tanto, la disminución del aporte de nutrientes de las fuentes puntuales y difusas, que se ha conseguido con la rectificación de las malas prácticas de vertidos, principalmente continentales, y la debida gestión en el manejo de los desechos.

La calidad del agua costera por nutrientes se altera por el ingreso de estos elementos al agua de mar, cuyas vías externas son los cursos de agua dulce y la precipitación atmosférica. Aunque, los ríos se consideran los principales proveedores de los nutrientes, el agua subterránea también es

una fuente importante de nutrientes al ambiente costero. Por otro lado, la pérdida de calidad del agua también puede producirse al restringir su libre flujo; aumentando el tiempo de residencia del agua los efectos del vertido de nutrientes se multiplican, favoreciendo el desarrollo de la eutrofización cultural.

El cambio en las proporciones estequiométricas de los nutrientes, al modificar sus concentraciones, es una consecuencia del vertido de desechos que afecta la calidad del agua y en consecuencia modifica su estado trófico, lo que podría producir la eutrofización de la zona costera, siendo una de sus evidencias los florecimientos extraordinarios de algas, con las consecuencias que esto representa.

Determinar y conocer el estado trófico de una zona costera es una tarea que conlleva investigaciones a largo plazo en diferentes ambientes, ya que la productividad biológica en aguas de estuarios está influenciada por una multitud de factores que regulan las transformaciones biogeoquímicas, que incluyen la latitud –temperatura y radiación solar-, la estacionalidad, el clima, los aportes de nutrientes y su reciclado, el herbivorismo y geomorfología del sitio. Por otro lado, las investigaciones sobre el estado trófico de diferentes zonas costeras muestran discrepancias en los intervalos de concentraciones de nitrógeno y fósforo. Por ello, definir los límites de los intervalos de las concentraciones de los nutrientes en cada sistema de estudio, para especificar el estado trófico de sus aguas costeras, es precisamente una dificultad, que se ve reflejada en numerosos trabajos que reportan los síntomas de eutrofización, pero pocos son los que han dado una clasificación del estado trófico de su zona costera de estudio. El uso de índices o metodologías, como el índice de eutrofización por nutriente, IE, propuesto por Karydis *et al.*, en 1983 o el índice del estado trófico, TRIX, de Vollenweider *et al.*, en 1998, han servido como un intento para establecer el

estado trófico de la zona costera, pero todavía resta mucho trabajo por hacer para encontrar una herramienta simple pero robusta que describa una respuesta general de eutrofización en agua costera, o que clasifique los ecosistemas costeros con respecto a su susceptibilidad de eutrofización.

La zona costera del Estado de Yucatán, México, es uno de los ambientes tropicales, cuyo estudio en relación a la calidad del agua por nutrientes y al Proceso de Eutrofización, contribuirá a la elaboración del modelo global de comprensión de los mecanismos subyacentes de la variabilidad de los ecosistemas en la relación un estímulo → filtro→ una respuesta, al determinar los atributos del *Filtro* del modelo conceptual de eutrofización costera en Fase II de Cloern (2001).

El ambiente costero de Yucatán, México, está sometido a las presiones que representan su desarrollo económico: crecimiento de la densidad de la población y aumento del vertido de desechos. Las principales fuentes de nutrientes del litoral del Estado de Yucatán son, en orden de importancia, los aportes continentales procedentes de la porcicultura y avicultura, la agricultura, la precipitación atmosférica y los desechos de origen humano -domésticos, públicos, urbanos e industriales-. El aporte continental de nutrientes por estas actividades durante al año 2000, sin considerar el aporte atmosférico, es del orden de 343.398 Tg N año⁻¹ y 113.003 Tg P año⁻¹, es decir, 7,9 Tg N año⁻¹ Km⁻² y 2,6 Tg P año⁻¹ Km⁻². Una fracción de estos nutrientes ingresan al litoral de Yucatán por la descarga del agua subterránea en la costa, ya que la geomorfología cárstica del subsuelo de la región favorece la infiltración del agua y de los contaminantes generados en tierra al acuífero. Durante el año 2000, el aporte de nutrientes por agua subterránea, fue de 22 y 0,25 Tg año⁻¹ Km⁻¹ de costa de N y P, respectivamente, que representa una proporción N:P de 194,9:1, que podrían estar contribuyendo al cambio del estado trófico del agua costera.

Los aportes continentales, que llegan al litoral por el agua subterránea, se suman a los nutrientes de las fuentes costeras de origen humano, 293,6 Tg N año⁻¹ y 64,7 Tg P año⁻¹ - que se generan en cuatro localidades costeras-, y al turismo -282 Tg N año⁻¹ y 62 Tg P año⁻¹- aunque estas cantidades son mínimos comparadas con el aporte continental, los incrementos bruscos de nutrientes, que recibe la costa durante los períodos vacacionales podrían no ser autorregulados. La acuicultura es una fuente costera de nutrientes que puede contribuir con un aporte equivalente a tres veces el aporte humano de los habitantes de la localidad de Sisal, donde se encuentra ubicada. El depósito atmosférico de nutrientes sobre las aguas costeras de Yucatán, aunque no se ha evaluado, podría representar un aporte de 108 Tg N año⁻¹ y 13 Tg P año⁻¹, sobre los 360 Km² de aguas costeras adyacentes –Capítulo 4-.

La calidad del agua por nutrientes de las localidades costeras del noroeste de Yucatán está regulada principalmente por el agua subterránea, que es una fuente importante de nitrógeno y silicio. Los procesos biogeoquímicos de remineralización, adsorción y nitrificación-desnitrificación, que ocurren en la columna de agua, posiblemente estén influenciados por el fondo marino, por los pastos marinos, por la resuspensión de materia orgánica en descomposición y por la remineralización en los sedimentos que deben influir en la biomasa del fitoplancton –Capítulo 5-.

La diferencia de la calidad del agua entre las localidades de Dzilam de Bravo, Progreso, Sisal y Celestún, se debe a que las fuentes costeras de nutrientes son de diferente cantidad y origen. Dzilam de Bravo es una localidad prístina –2.410 habitantes-, mientras que Progreso está totalmente urbanizada –48.692 habitantes-. En consecuencia, los procesos biogeoquímicos que controlan la calidad del agua de cada una de las localidades están alterados por el aporte de nutrientes tanto del agua

subterránea como de la fertilización de desechos domésticos e industriales. En Progreso, la calidad del agua está alterada por el aporte orgánico difuso de aguas residuales y lixiviados por contar con la mayor densidad de población costera y mayor actividad industrial, que incluye al turismo, donde existe una mayor afluencia de personas, por la importancia de este puerto mexicano, al encontrarse a 33 Km de la ciudad capital de Mérida. En Sisal –1.545 habitantes- a pesar de ser la localidad con menor número de residentes, la alteración de la calidad del agua se debe principalmente al vertido directamente al mar, de las aguas residuales de una granja acuícola. Celestún –6.067 habitantes- es una zona de interés para el turismo, por el atractivo de su playa y laguna costera que es una Reserva de la Biosfera; ésta tiene un extenso bosque de manglar en buen estado de conservación y es el espacio de alimentación y descanso de un elevado número de aves migratorias, también es uno de los dos sitios en México donde se alimenta y refugia el flamenco rosado (*Phoenicopterus ruber ruber*); por ello tiene la presión del turismo, por lo que la calidad del agua se ve alterada por el vertido de un mayor volumen de desechos y aguas residuales domésticas –Capítulo 5-.

Por otro lado, la drástica diferencia entre la calidad el agua del mar y de los puertos de abrigo de Yucatán, es un muestra de que la eutrofización cultural puede acrecentarse al restringir el libre flujo del agua, por lo que esta práctica debe de evitarse y corregirse -Capítulo 5-.

Las proporciones estequiométricas de los nutrientes del agua costera de las cuatro localidades del noroeste de Yucatán, durante el año 2000, mostraron desviaciones a la proporción de Redfield (Si:N:P=16:16:1); las proporciones N:P y Si:P, fueron mayores a 16, y las proporciones Si:N se aproximaron a 1. El fósforo probablemente es el nutriente limitante de la producción primaria del fitoplancton en Yucatán, a diferencia de otras

regiones costeras donde el nitrógeno es el nutriente limitante; las diatomeas costeras son el grupo dominante de microfitoplancton lo que puede afectar su producción en presencia de suficiente silicato. Las bajas concentraciones de fósforo probablemente se deben a su afinidad con el carbonato de calcio, que es el componente geológico principal de esta cuenca, por lo que ésta podría funcionar como un sumidero de este nutriente. Sin embargo, en el intervalo de concentraciones del fósforo que se obtuvo durante el año 2000, a concentraciones mayores de $0,6 \mu\text{mol l}^{-1}$, las proporciones N:P son cercanas a 16 y las Si:P dejan de serlo, por lo que a estas concentraciones el silicio sería limitante en lugar del fósforo; pero, a concentraciones superiores a los $5 \mu\text{mol l}^{-1}$ de silicio, las proporciones Si:P son mayores a 16, entonces a partir de estas concentraciones podría dejar de limitar la producción de las diatomeas –Capítulo 6-.

Cada una de las localidades de Yucatán responde diferente al estímulo del aporte de nutrientes, por la discrepancia de sus condiciones geomorfológicas y a los productores primarios. Dzilam de Bravo presenta la mayor densidad de pastos marinos, principalmente formada por *Thalassia testudinum*; en las otras tres localidades la densidad de pastos marinos es menor, en comparación a Dzilam de Bravo, siendo la de mayor densidad Celestún. Además, Dzilam de Bravo, tiene el mayor volumen de descarga de agua subterránea –Capítulo 5-. La extensa cama de pastos marinos, podría decirse que es el atributo de Dzilam de Bravo, que permite “amortiguar” el exceso de nitratos y de silicio que ingresan por el agua subterránea. Aunque la salinidad es una variable que afecta el funcionamiento fisiológico de todos los organismos de un estuario y la asimilación de N y P por los macrófitos, fitoplancton y microorganismos, pueden retener los nutrientes por períodos cortos o largos de tiempo, el fitoplancton en Yucatán ha presentado cambios en su distribución y abundancia que se ha asociado al gradiente de salinidad. La conjunción del gradiente de salinidad, la cama de pastos

marinos y su sedimento intrínseco, posiblemente sea el *Filtro* del modelo contemporáneo de eutrofización Fase II en las aguas costeras del noroeste de Yucatán –Capítulo 6-. Conocer y predecir la respuesta del *Filtro* del modelo contemporáneo de eutrofización Fase II, de la zona costera de Yucatán, requiere de investigaciones a largo plazo, de los cambios en las proporciones estequiométricas de los nutrientes, de los productores primarios, de los procesos biogeoquímicos en el agua y en los sedimentos (e.g. Dell'Anno *et al.*, 2002), donde la proporción de Redfield (DIN:P=16) continúa siendo una herramienta importante en el entendimiento de los ciclos biogeoquímicos (e.g. Newton *et al.*, 2003).

Aunque ningún índice es un perfecto sustituto de los datos originales y de los factores que regulan la calidad del agua por nutrientes de un ecosistema costero, ya que mientras más complejos sean éstos, menos podrán describirse con un solo parámetro, el índice de eutrofización por nutriente, IE, (Karydis *et al.*, 1983) podría utilizarse en el agua costera de Yucatán para monitorear al fósforo, porque probablemente sea el nutriente limitante de la producción primaria del fitoplancton de esta zona. El índice del estado trófico, TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998), también fue sensible a este hecho al haber estado mejor correlacionado con el fósforo. Ambos índices podían ser reportados en diagramas de cajas-y-bigotes, que han demostrado su utilidad como una buena técnica de visualización en el espacio y en el tiempo, y que podría ser una herramienta de evaluación y gestión costera; en tanto se cuente con suficiente información para crear un índice, o adecuar estos mismos, que clasifique mejor a esta agua costera en relación a su estado trófico –Capítulo 6-.

Está claro que en Yucatán, México, los efectos de las malas prácticas de vertidos de desechos continentales repercuten en la zona costera, tal vez, con mayor intensidad que en otras regiones, principalmente por las

características cársticas del subsuelo de la península. Debe cambiarse la mentalidad de que el ambiente terrestre está separado del ambiente costero, no se debe tratar de “exportar” los problemas sino evitarlos y resolverlos desde su origen. El estudio del medio ambiente de Yucatán, debe incluir temas multidisciplinarios, que sean atendidos entre las autoridades competentes no sólo de Yucatán, sino de sus Estados vecinos que comparten su Península, Campeche y Quintana Roo. Resolver el problema de la falta de depuración de los desechos necesita una solución a corto plazo, la contaminación del primer manto freático por nitratos es la mayor prueba de ello.

Las rectificaciones a las causas que pueden producir la eutrofización en Yucatán, se basan principalmente en la depuración de las aguas residuales y en el reciclado de desechos sólidos, son asuntos que las autoridades ambientales deben atender con la mayor prioridad posible, en particular los vertidos de la porcicultura y avicultura, así como disminuir, en lo posible, el uso de fertilizantes; el acuífero continúa en riesgo si no se toman las medidas preventivas y correctivas en relación a la gestión y tratamiento de desechos, con el fin de evitar que el agua subterránea continúe concentrando nitrógeno, por dos razones fundamentales, para mitigar el aporte de nutrientes a la zona costera y porque es la única fuente de abastecimiento de agua dulce de la región.

La zona costera del Estado de Yucatán es sin duda un área de recursos económicos de prioridad para México, lo que conlleva a connotaciones relevantes en la implementación de estrategias de gestión costera. Es indiscutible que para lograrlo, es necesario tener un conocimiento más profundo del área con estudios a largo plazo de los procesos oceanográficos y biogeoquímicos que controlan la dinámica de la calidad del agua de este ecosistema costero.

El estudio del Proceso de Eutrofización costera en Yucatán no sólo debe dirigirse a la cuantificación de las concentraciones y proporciones de los nutrientes, nitrógeno, fósforo y silicio, y de la Clorofila *a*, ya que esta acción aunque son las bases para iniciarlo, es sólo la “punta de un *Iceberg*”, en este tema de investigación medioambiental.

Los temas de investigación son muy variados, por lo que es ambicioso ser atendidos por un solo esfuerzo individual. En los últimos cuatro años se ha ampliado el conocimiento de la zona costera del noroeste de Yucatán, en el conocimiento de la productividad de los productores primarios del fitoplancton y los pastos marinos (Reyes Rodríguez, 2001; Tróccoli, 2001; Aguayo González, 2004; Álvarez Góngora, 2004), y es necesario continuar con estas y otras investigaciones, que corresponden a las respuestas directas e indirectas del modelo contemporáneo de eutrofización Fase II de Cloern (2001), (Fig 1.3).

En el medio ambiente costero de Yucatán es necesario determinar si es un ecosistema saludable o forzado, y poder definir con ello un criterio de la calidad el agua y los intervalos de concentraciones de nutrientes, que no sean causa de estrés o sean amortiguados por el filtro (Costanza & Mageau, 1999; US-EPA, 2001; Russo, 2002). Los grupos de fitoplancton costero dominantes de Yucatán, que se consideran indicadores de eutrofización estuarina y costera, pueden conocerse con la técnica HPLC –High Performance Liquid Chromatography- Cromatografía de líquidos de alta resolución (Pinckney *et al.*, 1998; Paerl, 2003), por lo que es importante la implementación del uso de esta herramienta en Yucatán. Por otro lado, debe implementarse el monitoreo del agua costera con mayor frecuencia para conocer las rápidas transformaciones biogeoquímicas a la entrada de nutrientes, derivadas de eventos estocásticos (White *et al.*, 2004).

Los sedimentos son un registro sedimentológico que puede proveer información a largo plazo de cuál era la calidad del agua por nutrientes años atrás. Los restos de fitoplancton en buenas condiciones, como las frústulas de las diatomeas y los quistes de dinoflagelados, se utilizan para valorar si han ocurrido florecimientos de fitoplancton y si se han incrementado con el tiempo, y si es así, si se ha debido al incremento de la eutrofización (Parsons & Dortch, 2002; Dale, 2001; Bianchi *et al.*, 2002), por lo que este tema de investigación es de particular importancia para la zona costera de Yucatán, México, así como otros temas de investigación en el estudio del Proceso de Eutrofización costera en Yucatán: Corrientes costeras y la dispersión de contaminantes (Capurro, 2000; Tseng, 2002). Precipitación atmosférica del nitrógeno (Pryor & Sorensen, 2002; Whitall *et al.*, 2003) y del fósforo (Sutula *et al.*, 2001; Kangas & Syri, 2002). Depuración de aguas residuales por humedales y la eficiencia de remoción de nutrientes por distintas especies vegetales (Hosokawa & Horie, 1992; Moshiri, 1993; Arheimer *et al.*, 2004). Asimilación de nutrientes y competencia del fitoplancton (Sommer, 1994). El decremento del silicio y su proporción Si:N (Ragueneau *et al.*, 2002b). Cambios en las abundancias y especies de fitoplancton que puedan derivar en florecimientos de flagelados (de Jonge *et al.*, 2002; Béthoux *et al.*, 2002). Relación de los florecimientos de *Pseudo nitzschia* con entradas de agua dulce (Scholin *et al.*, 2000), mareas rojas (Hughes *et al.*, 1999; Dela-Cruz *et al.*, 2003). Nutrientes y otros contaminantes en agua intersticial de los sedimentos (Skei *et al.*, 1996; Stonestrom *et al.*, 1998; McGlathery *et al.*, 2001; López, 2003). Modelos de variación en la biomasa durante las épocas climáticas; estudio de la disponibilidad de nutrientes durante las tormentas; desnitrificación en sedimentos en ambientes con gradientes de salinidad como en Dzilam de Bravo y Celestún y su influencia en el fitoplancton en procesos de mortalidad y crecimiento y la degradación de la materia orgánica (Aelion 1997; Cloern, 1999; Wang *et al.*, 2000; Goldenberg *et al.*, 2001; Arhonditsis *et al.*, 2002; Ragueneau *et al.*, 2002a; Ueda *et al.*, 2003;

Tett *et al.*, 2003). Adición de fósforo a los grupos de fitoplancton costero de Yucatán (Tomasky *et al.*, 1999). Limitación del fósforo por microorganismos heterótrofos y su adsorción en los sedimentos con gradientes de salinidad (Gunnars & Blomqvist, 1997; Sundareshwar & Morris, 1999; Noe *et al.*, 2001; Sutula *et al.*, 2001; Sundareshwar *et al.*, 2003; López, 2004).

Entre estas investigaciones también es necesario el uso o creación de Modelos numéricos de valoración del riesgo de eutrofización (Arhonditsis *et al.*, 2003) y del curso de los nutrientes y del tiempo de residencia del agua, que regula los patrones de los organismos autótrofos y heterótrofos (Hopkinson Jr. *et al.*, 1995; Costanzo *et al.*, 2001; Elliott & de Jonge, 2002; Salomon *et al.*, 2002; Garnier *et al.*, 2002) y del estado trófico (Arega & Lee, 2000; Arhonditsis *et al.*, 2000; Bennion & Smith 2000; Cerco, 2000; Bricker *et al.*, 2003). Modelo Integral de la zona costera y reducción de fuentes de nutrientes en el interior y en la costa de Yucatán (DeGroot *et al.*, 1990; Delhez & Carabin, 2001; Eccleston & Smythe, 2002; Tilman *et al.*, 2002; Arheimer *et al.*, 2003; Linton & Warner, 2003). Modelos del bentos en estado de hipoxia (Meyers *et al.*, 2000). Macroalgas (Valiela *et al.*, 1997). Asimilación de los nutrientes del sedimento por los macrófitos (Jenssen *et al.*, 1994). Adición de fósforo a pastos marinos (Fourqurean & Zieman, 2002; Noe *et al.*, 2002). Capacidad de almacenamiento del nitrógeno en los pastos y su asimilación en la columna de agua y en los sedimentos (Deegan *et al.*, 2002; Invers *et al.*, en prensa).

Todos estos estudios en la calidad del agua por nutrientes serán la contribución del Estado de Yucatán, México, al modelo global del Proceso de Eutrofización costera en el medio ambiente tropical.

8. Bibliografía.

Aguayo González, C.M. 2004. Estructura de la vegetación acuática sumergida como bioindicador de la calidad del agua en una zona costera tropical. *Tesis de Maestría*. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN). Unidad Mérida, Yucatán, México.

Alonso-Rodríguez, R., Páez-Osuna, F., Cortés-Altamirano, R. (2000). Trophic Conditions and Stoichiometric Nutrient Balance in Subtropical Waters Influenced by Municipal Sewage Effluents in Mazatlán Bay (SE Gulf of California). *Marine Pollution Bulletin* **40**: 331-339.

Álvarez Góngora, C.C. 2004. Cambios estructurales del fitoplancton costero en una zona cárstica de la Península de Yucatán sometida a impactos antropogénicos y naturales. *Tesis de Maestría*. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN). Unidad Mérida, Yucatán, México.

AMBIO. 1990. Special Issue: Marine Eutrophication. *AMBIO* 19:1-3, 176pp.

Andrews, D.F., Gnanadesikan, R. and Warner, J.L. 1971. Transformations of Multivariate Data. *Biometrics*, **27**: 4, 825-840.

Anónimo. 1983. Carta de evapotranspiración y déficit del agua. Hoja Mérida. Secretaría de Programación y Presupuesto. Escala 1:1.000.000.

Anónimo. 1984. Carta Topográfica de Yucatán 1:50.000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Mérida, Yucatán.

Anónimo. 1998. Información Económica Pecuaria No. 7; Confederación Nacional Ganadera. México.

ArandaCirerol, N. 2001. Alimentando al mundo, envenenando al planeta: eutrofización y calidad de agua. *Avance y Perspectiva. México*, **20**: 293-303.

Arega, F. and Lee, J.H.W. 2000. Long-term Circulation and Eutrophication Model for Tolo Harbour, Hong Kong. *Water Quality and Ecosystem Modeling*, **1**: 169-192.

Arheimer, B., Torstensson, G. and Wittgren, H.B. 2003. Landscape planning to reduce coastal eutrophication: agricultural practices and constructed wetlands. *Landscape and Urban Planning*, **1019**: 1-11.

Arhonditsis, G., Tsirtsis, G., Angelidis, M.O. and Karydis, M. 2000. Quantification of the effects of nonpoint nutrient sources to coastal marine eutrophication: applications to a semi-enclosed gulf in the Mediterranean Sea. *Ecological Modelling*, **129**: 209-227.

Arhonditsis, G., Tsirtis, G. and Karydis, M. 2002. The effects of episodic rainfalls events to the dynamics of coastal marine ecosystems: applications to a semi-enclosed gulf in the Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems*, **35**: 183-205.

Arhonditsis, G., Eleftheriadou, M., Karydis, M. and Tsirtsis, G. 2003. Eutrophication risk assessment in coastal embayments using simple statistical models. *Marine Pollution Bulletin*, **46**: 1174-1178.

Arrhenius, E. 1992. *Protecting Tropical and Subtropical Coastal Waters: A Resource for Future Generations*. *AMBIO* **21** :7, 488-490.

Asano, Y., Uchida, T., and Ohte, N. 2003. Hydrologic and geochemical influences on the dissolved silica concentration in natural water in a steep headwater catchment. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **67**: 11, 1973-1989.

Bell, P.R.F. 1991. Status of Eutrophication in the Great Barrier Reef Lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, **23**: 25-33.

Bell, P.R.F. and Elmetri, I. 1995. Ecological Indicators of Large-scale Eutrophication in the Great Barrier Reef Lagoon. *AMBIO* **24**, 208-215.

Bennion, H. and Smiyh, M.A. 2000. Variability in the water chemistry of shallow ponds in southeast England, with special reference to the seasonality of nutrients and implications for modelling trophic status. *Hydrobiologia*, **436**: 145-158.

Béthoux, J.P., Morin, P. and Ruiz-Pino, D.P. 2002. Temporal trends in nutrient ratios: chemical evidence of Mediterranean ecosystem changes driven by human activity. *Deep-Sea Research Part II*, **49**: 2007-2016.

Bianchi, T.S., Engelhaupt, E., McKee, B.A., Miles, S., Elmgren, R., Hajdu, S., Savage, C. and Baskaran, M. 2002. Do sediments from coastal sites accurately reflect time trends in water column phytoplankton? A test from Himmerfjärden Bay (Baltic Sea proper). *Limnology and Oceanography*, **47**: 5, 1537-1544.

Bock, M.T., Miller, B.S. and Bowman, A.W. 1999. Assessment of Eutrophication in the Firth of Clyde: Analysis of Coastal Water Data from 1982 to 1996. *Marine Pollution Bulletin*, **38**: 3, 222-231.

Box, G.E.P. and Cox, D.R. 1964. An Analysis of Transformations. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, **26**: 2, 211-252.

Boyer, E.W., Goodale, C.L., Jaworski, N.A. & Howarth, R.W: 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry*, **57/58**: 137-169.

Boyer, J.N., Fourqurean, J.W. and Jones, R.D. 1997. Spatial Characterization of Water Quality in Florida Bay and Whitewater Bay by Multivariate Analyses: Zones of Similar Influence. *Estuaries*, **20**: 4, 743-758.

Boyer, J.N., Sterling, P. and Jones, R.D. 2000. Maximizing Information from a Water Quality Monitoring Network through Visualization Techniques. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **50**: 39-48.

Braga, E., Bonetti, C.V.D.H., Burone, L. and Bonetti Filho, J. 2000. Eutrophication and Bacterial Pollution Caused by Industrial and Domestic Wastes at the Baixada Santista Estuarine System - Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **40**: 2, 165-173.

Bricker, S.B., Ferreira, J.G. and Simas, T. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, **169**: 39-60.

Bruland, K.W., Rue, E.L. and Smith, G.J. 2001. Iron and macronutrients in California coastal upwelling regimes: Implications for diatom blooms. *Limnology and Oceanography*, **46**: 7, 1661-1674.

Bryant, W.R., Lugo, J., Cordova, C. and Salvador, A. 1991. Physiography and bathymetry. In: Salvador A. (Ed.), *The Gulf of Mexico Basin*, Geological

Society of America: Boulder, Colorado, The Geology of North America, 13-30.

Burke, P.M., Hill, S., Iricanin, N., Douglas, C., Essex, P. and Tharin, D. 2002. Evaluation of preservation methods for nutrient species collected by automatic samplers. *Environmental Monitoring and Assessment*, **80**: 149-173.

Burnett, W.C., Bokuniewicz, H., Huettel, M., Moore, W.S. and Taniguchi, M. 2003. Groundwater and pore water inputs to the coastal zone. *Biogeochemistry*, **66**: 1-2, 3-33.

Burton, J.D. and Liss, P.S. 1973. Processes of supply and removal of dissolved silicon in the oceans. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **37**, 1761-1773.

Cadée, G.C. 2001. Coastal marine ecosystems of Latin America. Ecological Studies 144. *Aquatic Ecology*, **87**: 19.

Cairns, M.A., Haggerty, P.K., Alvarez, R., De Jong, B.H.J. and Olmsted, I. 2000. Tropical Mexico's Recent Land-Use Change: A Region's Contribution to the Global Carbon Cycle. *Ecological Applications*, **10**: 5, 1426-1441.

Capurro, L.R.A. & Reid, J.L. 1972. Contribution on the Physical Oceanography of the Gulf of Mexico. I : Gulf Publishing Co. Houston Texas, 250 p.

Capurro, L.R.A. 2000. Coastal Evolution of the Western Littoral of the Yucatan Peninsula. Erosion and Water Quality. CINVESTAV- Unidad Mérida, Yucatán, México. Research Project Underway.

Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. and Smith, V.H. 1998. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Ecological Applications*, **8**: 3, 559-568.

Cerco, C.F. 2000. Phytoplankton Kinetics in the Chesapeake Bay Eutrophication Model. *Water Quality and Ecosystem Modeling*, **1**: 5-49.

Cloern, J.E. 1999. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. *Aquatic Ecology*, **33**, 3-16.

Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, **210**: 223-253.

CNA. 2000. Registro Mensual de Precipitación Pluvial. Comisión Nacional del Agua. Servicio Meteorológico Nacional. México.

CNA. 2001. Volúmenes por uso del agua del Estado de Yucatán. Comisión Nacional del Agua. Gerencia Regional de la Península de Yucatán. Subgerencia Regional Técnica. Mérida, Yucatán. México.

Conley, D.J. 1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, **101**, 179-192.

Contreras, F., Castañeda, O. y Torres, R. 1997. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en las lagunas costeras del estado de Oaxaca, México. *Hidrobiológica* **7**: 9-17.

Corredor, J.E., Howarth, R.W., Twilley, R.R. and Morell, J.M. 1999. Nitrogen cycling and anthropogenic impact in the tropical interamerican seas. *Biogeochemistry*, **46**: 163-178.

Costanza, R. and Mageau, M. 1999. What is a healthy ecosystem? *Aquatic Ecology*, **33**: 105-115.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. and van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**: 253-260.

Costanzo, S.D., O'Donohue, M.J., Dennison, W.C., Loneragan, N.R. and Thomas, M. 2001. A New Approach for Detecting and Mapping Sewage Impacts. *Marine Pollution Bulletin*, **42**: 2, 149-156.

Cruzado, A., Velásquez, Z., Pérez, M., Bahamón, N., Grimaldo, N.S. and Ridolfi, F. 2002. Nutrient fluxes from the Ebro River and subsequent across-shelf dispersion. *Continental Shelf Research*, **22**: 239-360.

Dale, B. 2001. Marine dinoflagellate cysts as indicators of eutrophication and industrial pollution: a discussion. *The Science of the Total Environment*, **264**: 235-240.

Dale, V.H. and Beyeler, S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, **1**: 3-10.

Danilov, R.A. and Ekelund, N.G.A. 2001. Comparative studies of the usefulness of seven ecological indices for the marine coastal monitoring

close to the shore on the Swedish east coast. *Environmental Monitoring and Assessment*, **66**: 265-279.

de Jonge, V.C., Elliott, M. & Orive, E. 2002. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, **475/476**, 1-19.

Deegan, L.A., Wright, A., Ayvazian, S.G., Finn, J.T., Golden, H., Rand Merson, R., and Harrison, J. 2002. Nitrogen loading alters seagrass ecosystem structure and support of higher trophic levels. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **12**: 193-212.

DeGroot, E.G., Los, H.F.J. and Nauta, T.A. 1990. Modelling cause-effect relationships in eutrophication of marine systems: an integral approach. In: Colombo, G. Ferrari, I., Ceccherelli, V.U., Rossi, R. (ed.) *Marine Eutrophication and Population Dynamics. Lido degli Estensi, Ferrara, Italy*. Olsen & Olsen. 55-58.

deKanel, J. and Morse, J.W. 1978. The chemistry of orthophosphate uptake from seawater on to calcite and aragonite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **42**, 1335-1340.

Dela-Cruz J Middleton, J.H. and Suthers, I.M. 2003. Population growth and transport of the red tide dinoflagellate, *Noctiluca scintillans*, in the coastal waters of Sydney Australia, using cell diameter as a tracer. *Limnology and Oceanography*, **48**: 2, 656-674.

Delhez, E.J.M., and Carabin, G. 2001. Integrated Modelling of the Belgian Coastal Zone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **53**: 477-491.

Dell'Anno, A., Mei, M.L., Pusceddu, A. and Danovaro, R. 2001. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin*, **44**: 611-622.

DeMaster, D.J. 1981. The supply and accumulation of silica in the marine environment. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **45**, 1715-1732.

Downing, J.A., McClain, M., Twilley, R., Melack, J.M., Elser, J., Rabalais, N.N., Lewis Jr, W.M., Turner, R.E., Corredor, J., Soto, D., Yáñez-Arancibia, A., Kopaska, J.A. and Howarth, R.W. 1999. The impact of accelerating land-use change on the N-Cycle or tropical aquatic ecosystems: Current conditions and projected changes. *Biogeochemistry*, **46**, 109-148.

Eccleston, C.H. and Smythe, R.B. 2002. Integrating Environmental Impact Assessment with Environmental Management Systems. *Environmental Quality Management*, **Summer**: 1-13.

Elliott, M. and de Jonge, V.N. 2002. The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies. *Hydrobiologia*, **475/476**: 513-524.

Epstein (ed.). 1998. Marine ecosystems: emerging diseases as indicators of change. Year of the Ocean Special Report on Health of the Oceans from Labrador to Venezuela. NOAA/OGP/NASA/Harvard Medical School, 85pp.

Epstein, P.R. and Rapport, D.J. 1996. *Changing Coastal Marine Environments and Human Health*. Ecosystem Health. **2**:3, 166-176.

FAO. 1996. Sistema de Información de los Recursos del Pienso. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Agriculture Department, Animal Production and Health Division.

Farías, L. 2003. Remineralization and accumulation of organic carbon and nitrogen in marine sediments of eutrophic bays: the case of the Bay of Concepcion, Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **57**: 829-841.

Fernández de Puellas, L. and Jansá, J. 1992. The planktonic evolution biomass in three coastal areas of Palma Bay (Balearic Islands). In: Vollenweider R.A. Marchetti, R., Viviani, R. (ed.) *Marine Coastal Eutrophication. Bologna, Italy*. Science of the Total Environment. Elsevier Science. **Supplement**, 697-702.

Foster, S., Ventura, M. and Hirata, R. 1987. Contaminación de las aguas subterráneas: Un enfoque de la situación en América Latina y el Caribe en relación con el suministro de agua potable. OMS/ OPS-HPE/ CEPIS.

Fourqurean, J.W., Jones, R.D. and Zieman, J.C. 1993. Processes Influencing Water Column Nutrient Characteristics and Phosphorus Limitation of Phytoplankton Biomass in Florida Bay, FL, USA: Inferences from Spatial Distributions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **36**: 295-314.

Fourqurean, J.W. and 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. *Biogeochemistry*, **61**: 229-245.

Galán Martínez, P. 1996. Manual de Depuración URALITA. URALITA Productos y Servicios, S.A. 300pp.

Garnier, J., Billen, G., Hannon, E., Fonbonne, S., Videnina, Y. and Soulie, M. 2002. Modelling the Transfer and Retention of Nutrients in the Drainage Network of the Danube River. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **54**: 285-308.

Gayoso, A.M. and Podesta, G.P. 1996. Surface hydrography and phytoplankton of the Brazil-Malvinas currents confluence. *Journal of Plankton Research*, **18**:6, 941-951.

Giovanardi, F., Cicero, A.M., Ferrari, C.R., Magaletti, E., Romano, E., & Rinaldi, A. 2002. Interrelationships between Trophic Index (TRIX) and Productivity Indicators in Italian Marine-Coastal Waters: A Tool for Water Quality Evaluation and Management. In: Brebia C.A. (Ed.). Environment Problems in Coastal Regions IV. Wit-Press, Southampton, Boston. Fourth International Conference on Environmental Problems in Coastal Regions, Rhodes Island, Greece. 380-389.

Goldberg, E.D. 1995. Emerging Problems in the Coastal Zone for the Twenty-First Century. *Marine Pollution Bulletin*, **31**: 4-12, 152-158.

Goldenberg, S.B., Landsea, C.W., Mestas-Nuñez, A.M. and Gray, W.M. 2001. The Recent Increase in Atlantic Hurricane Activity: Causes and Implications. *Science*, **293**: 474-479.

González-Herrera, R., Sánchez-y-Pinto, I. and Gamboa-Vargas, J. 2002. Groundwater-flow modeling in the Yucatan karstic aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, **10**: 539-552.

Graniel, C.E., Morris, L.B. and Carrillo-Rivera, J.J. 1999. Effects of urbanization on groundwater resources of Mérida, Yucatán, México. *Environmental Geology*, **37**: 4, 303-312.

Guillaud, J-F., Andrieux, F. and Menesguen, A. 2000. Biogeochemical modelling in the Bay of Seine (France): an improvement by introducing phosphorus in nutrient cycles. *Journal of Marine Systems*, **25**: 369-386.

Gunnars, A. and Blomqvist, S. 1997. Phosphate exchange across the sediment-water interface when shifting from anoxic to oxic conditions - an experimental comparison of freshwater and brackish-marine systems. *Biogeochemistry*, **37**: 203-226.

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

Hecky, R.E. and Kilham, P. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography*, **33**: 4, part 2, 796-822.

Heip, C. 1995. Eutrophication and Zoobenthos Dynamics. *OPHELIA*, **41**, 113-136.

Hernández-Cornejo, R. and Ruiz-Luna, A. 2000. Development of shrimp farming in the coastal zone of southern Sinaloa (Mexico): operating characteristics, environmental issues, and perspectives. *Ocean & Coastal Management*, **43**: 7, 597-607.

Herrera-Silveira, J.A. 1993. Ecología de los productores primarios en la laguna de Celestún, México. Patrones de variación espacial y temporal. *Universidad de Barcelona*. Tesis de Doctorado, 225pp.

Herrera-Silveira, J.A. & Comín, F.A. 1995. Nutrient fluxes in a tropical coastal lagoon. *OPHELIA International Journal of Marine Biology*, **42**, 127-146.

Herrera-Silveira, J.A., Medina-Gómez, I., Aranda-Cirerol, N., Zaldivar, A., Ramírez, J. and Trejo, J. 2002. Trophic status in coastal waters of the Yucatán Peninsula (SE, México) using water quality indicators. In: Brebia C.A. (Ed.). *Environment Problems in Coastal Regions IV*. Wit-Press, Southampton, Boston. Fourth International Conference on Environmental Problems in Coastal Regions, Rhodes Island, Greece. 351-359.

Hildebrand, A.R., Penfield, G.T., Kring, D.A., Pilkington, M., Camargo, Z.A., Jacobsen, S.B. and Boynton, W.V. 1991. Chicxulub crater: a possible Cretaceous/Tertiary boundary impact crater on the Yucatan Peninsula, Mexico. *Geology*, **19**: 867-871.

Hopkinson, Jr. C.S. & Vallino, J. J. 1995. The Relationships Among Man's Activities in Watersheds and Estuaries: A Model of Runoff Effects on Patterns of Estuarine Community Metabolism. *Estuaries*, **18**: 4, 598-621.

Hosokawa, Y. and Horie, T. 1992. Flow and particulate nutrient removal by wetland with emergent macrophyte. In :Vollenweider R.A. Marchetti, R., Viviani, R. (ed.) *Marine Coastal Eutrophication*. Bologna, Italy. Science of the Total Environment. Elsevier Science. **Supplement**, 1271-1282.

Howarth, R.W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J.A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney,

J., Kudeyarov, V., Murdoch, P. & Zhu, Z.L. 1996a. Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainage to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry*, **35**: 75-139.

Howarth, R.W., Jensen, H.S., Marino, R., Postma, H. 1996b. Transport to and Processing of P in near-shore and Oceanic Waters. In: Tiessen Holm (ed.) *Phosphorus in the Global Environment. Transfers, Cycles and Management*. John Wiley & Sons. SCOPE (Scientific Committee On Problems of the Environment) No. **54**, 323-346.

Hughes, T., Szmant, A.M., Steneck, R., Carpenter, R. and Miller, S. 1999. Algal blooms on coral reefs: What are the causes? *Limnology and Oceanography*, **44**: 6, 1583-1586.

Ignatiades, L., Karydis, M. and Vounatsou, P. 1992. A Possible Method for Evaluating Oligotrophy and Eutrophication Based on Nutrient Concentration Scales. *Marine Pollution Bulletin*, **24**: 5, 238-243.

INE. 2000. La calidad del agua en los ecosistemas costeros tropicales. Programa de Medio Ambiente 1995-2000. Instituto Nacional de Ecología. Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. México.

INEGI. 1994. *Anuario Estadístico del Estado de Yucatán. Edición 1994*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Gobierno del Estado de Yucatán. México. 327 pp.

INEGI. 2000. *Anuario Estadístico Nacional. Estados Unidos Mexicanos. XII Censo General de Población y Vivienda, 1999*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. 120pp.

INEGI. 2001. *Anuario Estadístico Nacional. Estados Unidos Mexicanos. XII Censo General de Población y Vivienda, 2000*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. 120pp.

INEGI. 2002. *Anuario Estadístico del Estado de Yucatán. Edición 2001*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.

INEGI. 2003. *Anuario Estadístico del Estado de Yucatán. Edición 2002*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.

Invers, O., Kraemer, G.P., Pérez, M. and Romero, J. 2004. Effects of nitrogen addition on nitrogen metabolism and carbon reserves in the temperate seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **in press**.

Jenssen, P.D., Maehlum, T., Roseth, R., Braskerud, B., Syversen, N., Njos, A. and Krogstad, T. 1994. The Potential of Natural Ecosystem Self-Purifying Measures for Controlling Nutrient Inputs. *Marine Pollution Bulletin*, **29**: 6-12, 420-425.

Jessey, D.R. 1998. Sedimentary Cycles Processes. Weathering and sedimentary rocks. Geological Sciences.

Jickells, T.D. 1998. Nutrient Biogeochemistry of the Coastal Zone. *Science*, **281**, 217-222.

Johnes, P.J. & Butterfield, D. 2002. Landscape, regional and global estimates of nitrogen flux from land to sea: Errors and uncertainties. *Biogeochemistry*, **57/58**: 429-476.

Johnston, A.E. 1994. The role of nitrogen in crop production and losses of nitrate by leaching from agricultural soil. *Marine Pollution Bulletin*, **29**: 6-12, 414-419.

Justic, D. 1991. A Simple Oxygen Index for Trophic State Description. *Marine Pollution Bulletin*, **22**: 4, 201-204.

Justic, D., Rabalais, N.N. and Turner, E. 1995a. Stoichiometric Nutrient Balance and Origin of Coastal Eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, **30**: 1, 41-46.

Justic, D., Rabalais, N.N., Turner, R.E. and Dortch, Q. 1995b. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **40**: 339-356.

Kadlec, R.H. and Knight R.L. 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers. CRC. Boca Raton, USA. 893 pp.

Kangas, L. and Syri, S. 2002. Regional nitrogen deposition model for integrated assessment of acidification and eutrophication. *Atmospheric Environment*, **36**: 1111-1122.

Karydis, M. 1996. Quantitative Assessment of Eutrophication: A Scoring System for Characterising Water Quality in Coastal Marine Ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment*, **41**, 233-246.

Karydis, M., Ignatiades, L. and Moschopoulou, N. 1983. A Index associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **16**, 339-344.

Kurtz, J.C., Jackson, L.E. and Fisher, W. S. 2001. Strategies for evaluating indicators based on guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and Development. *Ecological Indicators*, **1**: 49-60.

Lancelot, C., Martin, J.-M., Panin, N. and Zaitsev, Y. 2002. The North-western Black Sea: A Pilot Site to Understand the Complex Interaction Between Human Activities and the Coastal Environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **54**, 279-283.

Le Pape, O., Del Amo, Y., Menesguen, A., Aminot, A., Quequiner, B. and Treguer, P. 1996. Resistance of a coastal ecosystem to increasing eutrophic conditions: the Bay of Brest (France), a semi-enclosed zone of Western Europe. *Continental Shelf Research*, **16**: 15, 1885-1907.

Legendre, L. & Legendre, P. 1983. Numerical Ecology. *Elsevier Scientific Publishing Company*, London. 419 pp.

Legendre, P. and Legendre, L. 1998. Numerical Ecology. *Elsevier*, Amsterdam. 853pp.

Linton, D.M. and Warner G.F. 2003. Biological indicators in the Caribbean coastal zone and their role in integrated coastal management. *Ocean & Coastal Management*, **46**: 261-276.

Logan, B.W. 1969. Carbonate sediments and reefs, Yucatán shelf, Mexico. American Association of Petroleum Geologists, 250pp.

López, P. 2003. Effect of changes in water salinity on ammonium, calcium, dissolved inorganic carbon and influence on water/sediment dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **56**: 943-956.

López, P. 2004. Spatial distribution of sedimentary P pools in a Mediterranean coastal lagoon 'Albufera d'es Grau' (Minorca Island, Spain). *Marine Geology*, **203**: 161-176.

Makra, A., Thessalou-Legaki, M., Costelloe, J., Nicolaidou, A. and Keegan, B.F. 2001. Mapping the Pollution Gradient of the Saronikos Gulf Benthos Prior to the Operation of the Athens Sewage Treatment Plant, Greece. *Marine Pollution Bulletin*, **42**: 12, 1417-1419.

Malaeb, Z.A. 1997. A SAS code to correct for non-normality and non-constant variance in regression and anova models using the Box-Cox method of power transformation. *Environmental, Monitoring and Assessment*, **47**: 255-273.

Mallin, M.A., Paerl, H.W., Rudek, J., and Bates, P.W. 1993. Regulation of estuarine primary production by watershed rainfall and river flow. *Marine Ecology Progress Series*, **93**:1/2, 199-203.

Margalef, R. 1998. Red tides and ciguatera as successful ways in the evolution and survival of an admirable old phylum. In: Reguera B., Blanco, J., Fernández, M.L., Wyatt, T. (ed.) *Harmful algae*. Xunta de Galicia Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. 3-7.

Marín, L.E., Steinich, B., Pacheco, J. and Escolero, O.A. 2000. Hydrogeology of a contaminated sole-source karst aquifer, Mérida, Yucatán, Mexico. *Geofísica. International*. **39**, 359-365.

Marjorie Aelion, C., Shaw, J.N. and Wahl, M. 1997. Impact of suburbanization on ground water and denitrification in coastal aquifer sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **213**: 31-51.

Martínez-López, B. and Parés-Sierra, A. 1998. Circulation in the Gulf of Mexico induced by Tides, Wind and the Yucatan Current. *Ciencias Marinas*. 24 (1). 65-93.

McGlathery, K.J., Berg, P. and Marino, R. 2001. Using porewater profiles to assess nutrient availability in seagrass-vegetated carbonate sediments. *Biogeochemistry*, **56**: 239-263.

Menéndez, M., Hernandez, O. & Comin, F.A. 2002. Spatial Distribution and Ecophysiological Characteristics of Macrophytes in a Mediterranean Coastal Lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **55**: 403-413.

Merino, M., González, A., Reyes, E., Gallegos, M. and Czitrom, S. 1992. Eutrophication in the lagoons of Cancún, México. *Science of the Total Environment*, Supplement .861-870.

Meyers, M., Di Toro and Lowe, S. 2000. Coupling Suspension Feeders to the Chesapeake Bay Eutrophication Model. *Water Quality and Ecosystem Modeling*, **1**: 123-140.

Moncheva, S., Gotsis-Skretas, O., Pagou, K. and Krastev, A. 2001. Phytoplankton Blooms in Black Sea and Mediterranean Coastal Ecosystems Subjected to Anthropogenic Eutrophication: Similarities and Differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **53**: 281-295.

Moore, W.S. 1996. Large groundwater inputs to coastal waters revealed by ²²⁶Ra enrichments. *Nature*, **380**, 612-614.

Moshiri, G.A. 1993. Constructed wetlands for water quality improvement. Lewis Publisher. Boca Raton, USA. 320pp.

NAS (National Academy of Sciences). 1969. EUTROPHICATION: Causes, Consequences, Correctives. Washington, D.C. 661 pp.

Nedwell, D.B., Dong, L.F., Sage, A. and Underwood, G.J.C. 2002. Variations of the Nutrients Loads to the Mainland U.K. Estuaries: Correlation with Catchment Areas, Urbanization and Coastal Eutrophication. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **54**: 951-970.

Newton, A., Icely, J.D., Falcao, M., Nobre, A., Nunes, J.P., Ferreira, J.G. and Vale, C. 2003. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Continental Shelf Research*, **23**: 1945-1961.

Nixon, S.W. 1995. Coastal Marine Eutrophication: A Definition, Social Causes, And Future Concerns. *OPHELIA*, **41**, 199-219.

Noe, G.B., Childers, D.L. and Jones, R.D. 2001. Phosphorus Biogeochemistry and the Impact of Phosphorus Enrichment: Why Is the Everglades so Unique? *Ecosystems*, **4**: 603-624.

Noe, G.B., Childers, D.L., Edwards, A.L., Gaiser, E., Jayachandran K., Lee, D., Meeder, J., Richards, J., Sciento, L.J., Trexler, J.C. and Jones, R.D. 2002. Short-term changes in phosphorus storage in an oligotrophic Everglades wetland ecosystem receiving experimental nutrient enrichment. *Biogeochemistry*, **59**: 239-267.

NRC (National Research Council). 2000. Clean Coastal Waters. Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution. National Academy of Science. *National Academic Press*. Washington, D.C. USA. 405pp.

Officer, C.B. & Ryther, J.H. 1980. The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, **3**: 83-91.

Ojeda, D. y Ojeda T. 1997. Suelos Cultivados de la República Mexicana. Contenido Medio de Nutrientos Minerales Aprovechables", Universidad Autónoma Chapingo, México, 1996. México. In: INEGI/Semarnap, Estadísticas del Medio Ambiente, México. Informe de la situación general en materia de equilibrio ecológico y la protección al ambiente, 1995-1996, México (1998).

Olajire, A.A. and Imeokparia, F.E. 2001. Water quality assessment of Osun River: Studies on Inorganic Nutrients. *Environmental Monitoring and Assessment*, **69**: 17-28.

Olivos Ortiz, A. 2000. Nutrientes inorgánicos disueltos en aguas litorales próximas al Mar Catalán. Universidad de Barcelona. España. Tesis de Doctorado. 134pp.

Ongley, E.D. 1997. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. *FAO*. Canada Centre for Inland Waters. Burlington Canada, 55, 68pp.

Pacheco, J. and Cabrera, A. 1997. Groundwater Contamination by Nitrates in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Hydrogeology Journal*, **5**: 2, 47-53.

Pacheco, J., Marín, L., Cabrera, A., Steinich, B. and Escolero, O. 2001. Nitrate temporal and spatial patterns in 12 water-supply wells, Yucatan, Mexico. *Environmental Geology*, **40**: 6, 708-715.

Padilla. 2000. Livestock Research of Rural Development **12**: 1.

Paerl, H.W. 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as "new" nitrogen and other nutrient sources. *Limnology and Oceanography*, **42**: 5, 1154-1165.

Paerl, H.W., Valdes, L.M., Pinckney, J.L., Piehler, M.F., Dyble, J. and Moisander, P.H. 2003. Phytoplankton Photopigments as Indicators of Estuarine and Coastal Eutrophication. *BioScience*, **53**: 10, 953-964.

Páez-Osuna, F., Gracia, A., Flores-Verdugo, F., Lyle-Fritch, L.P., Alonso-Rodríguez, R., Roque, A, Ruiz-Fernández, A.C. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin*, **46**: 806-815.

Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S.R. and Ruiz-Fernández, A.C. 1998. The Environmental Impact of Shrimp Aquaculture and the Coastal Pollution in Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, **36**: 1, 65-75.

Palmer, M.A. and Roy, D.B. 2001. A method for estimating the extent of standing fresh waters of different trophic states in Great Britain. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **11**: 199-216.

Paranhos, R., Pereira, A.P. and Mayr, L.M. 1998. Diel Variability of Water Quality in a Tropical Polluted Bay. *Environmental Monitoring and Assessment*, **50**: 131-141.

Parsons, M.I. and Dorthc, Q. 2002. Sedimentological evidence of an increase in *Pseudo-nitzschia* (*Bacillariophyceae*) abundance in response to coastal eutrophication. *Limnology and Oceanography*, **47**: 2, 551-558.

Parsons, T., Maita, C. and Lally, C. 1984. A manual of chemical and biological methods of seawater analysis. *Pergamon Press*, Oxford. 173 pp.

PECIS. 2001. Reporte de la Producción Bimestral de la Granja de Maricultivo Intensivo Yucatán, 2000. PECIS, S.A. de C.V. Sisal, Yucatán.

Pelley, J. 1998. Is Coastal Eutrophication Out of Control? *Environmental Science and Technology*, **32**:19, 462A-466A.

Penna, N., Capellacci, S. and Ricci, F. 2004. The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **48**: 3-4, 321-326.

Perry, E., Marin, L., McClain, J. and Velázquez, G. 1995. Ring of Cenotes (sinkholes), northwest Yucatan, Mexico: Its hydrogeologic characteristics and possible association with the Chicxulub impact crater. *Geology*, **23**: 1, 17-20.

Pinckney, J.L., Paerl, H.W., Harrington, M.B. and Howe, K.E. 1998. Annual cycles of phytoplankton community-structure and bloom dynamics in the Neuse River Estary, North Carolina. *Marine Biology*, **131**: 371-381.

Pope, K.O., Ocampo, A.C. and Duller, C.E. 1991. Mexican site for K/T impact crater? *Nature*, **351**: 105.

Popp, J., Hoag, D. and Hyatt, D.E. 2001. Sustainability indices with multiple objectives. *Ecological Indicators*, **1**: 37-47.

Prastka, K., Sanders, R. & Jickells, T.D. 1998. Has the role of estuaries as sources or sinks of dissolved inorganic phosphorus changed over time? Results of Kd study. *Marine Pollution Bulletin*, **36**: 718-728.

Pryor, S.C, and Barthelmie, R.J. 2000. Particle Dry Deposition to Water Surfaces: Processes and Consequences. *Marine Pollution Bulletin*, **41**: 1-6, 220-231.

Pryor, S.C. and Sorensen, L.L. 2002. Dry Deposition of reactive nitrogen to marine environments: recent advances and remaining uncertainties. *Marine Pollution Bulletin*, **44**: 1336-1340.

Rabalais, N.N. 1999. Changes in Mississippi River Nutrient Fluxes and Consequences for the Northern Gulf of Mexico Coastal Ecosystem. *Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone. LOICZ Newsletter No. 13*.

Ragueneau, O., Lancelot, C., Egorov, V., Vervlimmeren, J., Cociasu, A., Déliat, G., Krastev, A., Daoud, N., Rousseau, V., Popovitchev, V., Brion, N., Popa, L. and Cauwet, G. 2002a. Biogeochemical Transformations of Inorganic Nutrients in the Mixing Zone between the Danube River and the North-western Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **54**: 321-336.

Ragueneau, O., Chauvaud, L., Leynaert, A., Thouzeau, G., Paulet, Y-M., Bonnet, S., Lorrain, A., Grall, J., Corvaisier, R., Le Hir, M., Jean, F. and Clavier, J. 2002b. Direct evidence of a biologically active coastal silicate pump: Ecological implications. *Limnology and Oceanography*, **47**: 6, 1849-1854.

Reyes Rodríguez, M.A. 2001. Hidrología y estado trófico de la columna de agua de la zona marina costera de Sisal. Instituto Tecnológico de Mérida, Yucatán, México. Tesis de Maestría.

Ribaudo, M.O., Hoag, D.L., Smith, M.E., Heimlich, R. 2001. Environmental indices and the politics of the Conservation Reserve Program. *Ecological Indicators*, **1**: 11-20.

Ribeiro, C.H.A. & Araújo, M. 2002. Mathematical modelling as a management tool for water quality control of the tropical Beberibe estuary, NE Brazil. *Hydrobiologia*, **475/476**, 229-237.

Rivera-Arriaga, E. and Villalobos, G. 2001. The coast of Mexico: approaches for its management. *Ocean and Coastal Management*, **44**: 11-12, 729-756.

Rodríguez, J. C., Kamel El Atrach, R.*, Rumbos, E, and Delepiani, A.G. 1997. Resultados experimentales sobre la producción de biogas a través de la bora y el estiércol de ganado. *Agronomía Tropical* **47**:4, 441-455.

Rosenberg, R. 1990. Eutrophication-related marine ecosystem studies in western Sweden. In: Colombo G. Ferrari, I., Ceccherelli, V.U., Rossi, R. (ed.) *Marine Eutrophication and Population Dynamics. Lido degli Estensi, Ferrara, Italy*. Olsen & Olsen. 17-20.

Rossi, N., Ciavatta, C. and Sequi, P. 1992. Contribution of agricultural land in the Po Valley to coastal eutrophication of the Adriatic Sea. In: Vollenweider, R.A., Marchetti, R., Viviani, R. (ed.) *Marine Coastal Eutrophication. Bologna, Italy*. Science of the Total Environment. Elsevier Science. **Supplement**, 349-364.

Rousseeuw, P.J. and Croux, C. 1993. Alternatives to the Median Absolute Deviation. *Journal of the American Statistical Association*. **88**, 1273-1283.

Russo, R.C. 2002. Development of marine water quality criteria for the USA. *Marine Pollution Bulletin*, **45**: 84-91.

Salomon, A.K. Waller, N.P., McIlhagga, C., Yung, R.L. and Walters, C. 2002. Modelling the trophic effects of marine protected area zoning policies: A case study. *Aquatic Ecology*, **36**: 85-95.

Scholin, C.A., Gulland, F., Doucette, G.J., Benson, S., Busman, M., Chavez, F.P., Cordaro, J., DeLong, R., De Vegelaere, A., Harvey, J., Haulena, M., Lefebvre, K., Lipscomb, T., Loscutoff, S., Lownstine, L.J., Marin III, R., Miller, P.E. and McLellan, W.A. 2000. Mortality of sea lions along the central California coast linked to a toxic diatom bloom. *Nature*, **403**: 80-84.

SECTUR. 2001. Estadísticas de visitantes nacionales y extranjeros al Estado de Yucatán. Secretaría de Turismo. México.

Seeliger & B. Kjerfve (Eds). 2001. Coastal marine ecosystems of Latin America. Ecological Studies 144. In: *Berlin*, Springer, 360pp.

Seitzinger, S.P., Pilson, M.E.Q., and Nixon, S.W. 1983. Nitrous Oxide Production in Nearshore Marine Sediments. *Science*, **222**: 1244-1246.

Seitzinger, S.P. and Sanders, R.W. 1997. Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, **159**: 1-12.

Shang, C. and Tiessen, H. 2002. Soil organic C sequestration and stabilization in karstic soils of Yucatan. *Biogeochemistry*, **00**: 1-20.

Skei, J., Hylland, K., Schaanning, M.T., Berge, J.A., Gunnarsson, J.S., Sköld, M. and Eriksen, D.O. 1996. Interactions between Eutrophication and Contaminants. I. Principles, Experimental Design and Synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, **33**: 64-70.

Sklar, F.H. and Browder, J.A. 1998. Coastal Environmental Impacts Brought About by Alterations to Freshwater Flow in the Gulf of Mexico. *Environmental Management*, **22**: 4, 547-562.

Sloof, R. 1996. Aquatic Ecosystems and Human Health: Management Issues. *Ecosystem Health*. **2**:3, 186-197.

Sommer, U. 1994. The impact of light intensity and daylength on silicate and nitrate competition among marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, **39**: 7, 1680-1688.

SSA (Secretaria de Salud). 2003. Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-214-SSA1-2002, Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN. Lunes 25 de agosto de 2003 (Primera Sección) 17.

Stefanou, P., Tsirtsis, G. and Karydis, M. 2000. Nutrient Scaling for Assessing Eutrophication: The Development of a Simulated Normal Distribution. *Ecological Applications*, **10**: 1, 303-309.

Steinich, B., Velázquez, G., Marín, L.E. and Perry, E. 1996. Determination of the ground water divide in the karst aquifer of Yucatán, México, combining geochemical and hydrogeological data. *Geofísica Internacional*, **35**: 2, 153-159.

Stonestrom, D.A., White, A.F. and Akstin, K.C. 1998. Determining rates of chemical weathering in soils - solute transport versus profile evolution. *Journal of Hydrology*, **209**: 331-345.

Strickland, J. and Parsons, T. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, **167**, 310 pp.

Sundareshwar, P.V. and Morris, J.T. 1999. Phosphorus sorption characteristics of intertidal marsh sediments along an estuarine salinity gradient. *Limnology and Oceanography*, **44**: 7, 1693-1701.

Sundareshwar, P.V., Morris, J.T., Koepfler, E.K. and Fornwalt, B. 2003. Phosphorus Limitation of Coastal Ecosystem Processes. *Science*, **299**: 563-565.

Sutula, M., Day, J.W., Cable, J. and Rudnick, D. 2001. Hydrological and nutrient budgets of freshwater and estuarine wetlands of Taylor Slough in Southern Everglades, Florida (U.S.A.). *Biogeochemistry*, **56**: 3, 287-310.

Tett, P., Gilpin, L., Svendsen, H., Erlandsson, C.P., Larsson, U., Kratzer, S., Fouilland, E., Janzen, C., Lee, J., Grenz, C., Newton, A., Gomes Ferreira, J., Fernandes, T. and Scory, S. 2003. Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Continental Shelf Research*, **23**: 1635-1671.

Thorburn, P.J., Biggs, J.S., Weier, K.L. and Keating, B.A. 2003. Nitrate in groundwaters of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **94**: 49-58.

Tiessen H. 1996. Phosphorus in the Global Environment. Introduction and Synthesis. In: Tiessen H. (ed.) *SCOPE 54. Phosphorus in the Global*

Environment. Transfers, Cycles, and Management. John Wiley & Sons.
SCOPE 54, 1-6.

Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H. Simberloff, D. and Swackhamer, D. 2001. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science*, **292**: 281-284.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. & Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, **418**, 671-677.

Tomasky, G., Barak, J., Valiela, I., Berh, P., Soucy, L. and Foreman, K. 1999. Nutrient limitation of phytoplankton growth in Waquoit Bay, Massachusetts, USA: a nutrient enrichment study. *Aquatic Ecology*, **33**: 147-155.

Tróccoli Ghinaglia, L.E. 2001. Cambios estructurales del fitoplancton costero tropical en una zona carbonatada: perspectivas en escala espacial. *Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Unidad Mérida*. Tesis de Doctorado. México.

Tseng, R-S. 2002. On the Dispersion and Diffusion Near Estuaries and Around Islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **54**: 89-100.

Turner, R., Rabalais, N., and Nan, Z.Z. 1991. Phytoplankton biomass, production and growth limitations on the Huanghe (Yellow River) continental shelf. *BioScience*. **41**, 140-147.

Ueda, S., Go, C-S. U., Suzumura, M. and Sumi, E. 2003. Denitrification in a seashore sandy deposit influenced by groundwater discharge. *Biogeochemistry*, **63**: 187-205.

US-EPA (United States. Environmental Protection Agency). 1994. National Water Quality Inventory. 1992. *Report to Congress*. Office of Water. Washington D.C. USA. 841-R-94-001.

US-EPA. 1997. Protecting Coastal Waters from Nonpoint Source Pollution. In: U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C. USA. 841-F-96-004E.

US-EPA. 2000. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Environmental Protection Agency. Office of Water. EPA 832-F-00-023.

US-EPA. 2001. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual. Estuarine and Coastal Marine Waters. In U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water 4304. EPA-822-B-01-003.

Valiela, I., Foreman, K., LaMontagne, M., Hersh, D., Costa, J., Peckol, P., DeMeo-Andreson, B., D'Avanzo, C., Babione, M., Chi-Ho, S., Brawley, J. and Lajtha, K. 1992. Couplings of Watersheds and Coastal Waters: Sources and Consequences of Nutrient Enrichment in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, **15**: 4, 443-457.

Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P.J., Hersh, D. and Foreman, K. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography*, **42**: 5 part 2, 1105-1118.

Valiela, I., Geist, M., McClelland, J. & Tomasky, G. 2000. Nitrogen loading from watersheds to estuaries: Verification of the Waquoit Bay Nitrogen Loading Model. *Biogeochemistry*, **49**: 277-293.

Van Breemen, N., Boyer, E.W., Goodale, C.L., Jaworski, N.A., Paustian, K., Seitzinger, S.P., Lajtha, K., Mayer, B., Van Dam, D., Howarth, R.W., Naderhoffer, K.J., Eve, M. & Billen, G. 2002. Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry*, **57/58**: 267-293.

Vera Manrique, D.A. 1999. Crecimiento y sobrevivencia de semillas de ostión americano *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) cultivado en una granja camaronícola en Yucatán, México. *Tesis de Maestría. CINVESTAV Unidad Mérida, México.*

Vidal, M., Duarte, C.M. and Sánchez, M.C. 1999. Coastal Eutrophication Research in Europe: Progress and Imbalances. *Marine Pollution Bulletin*, **38**:10, 851-854.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. and Melillo, J.M. 1997a. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, **277**, 494-499.

Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G. 1997b. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences. *Ecological Applications*, **7**: 3, 737-750.

Vollenweider, R.A. 1992. Coastal marine eutrophication: principles and control. In: Vollenweider, R.A., Marchetti, R., and Viviani, R. (ed.) *Marine*

Coastal Eutrophication. Bologna, Italy. Science of the Total Environment. Elsevier Science. Supplement, 1-20.

Vollenweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G. and Rinaldi, A. 1998. Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters with Special Reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a Trophic Scale, Turbidity and Generalized Water Quality Index. *Environmetrics*, **9**: 329-357.

Vollenweider, R.A., Marchetti, R. and Viviani, R. (ed.). 1992. *Marine Coastal Eutrophication. The response of Marine Transitional Systems to Human Impact: Problems and Perspectives for Restoration. Bologna, Italy. Science of the Total Environment. Elsevier Science. Supplement, 1325pp.*

Wang, P.F. Martin, J. and Morrison, G. 1999. Water Quality and Eutrophication in Tampa Bay, Florida. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **49**, 1-20.

Wang, P., Linker, L., Batiuk, R. and Shenk, G. 2000. Assessment of Impact of Storm on Point Source Pollutant Transport in Estuary by Dissolved Tracer Modeling. *Water Quality and Ecosystem Modeling*, **1**: 253-269.

Wasmund, N., Andrushaitis, A., Lysiak-Pastuszek, E., Müller-Karulis, B., Nausch, G., Neumann, T., Ojaveer, H., Olenina, I., Postel, L. and Witek, Z. 2002. Trophic Status of the South-Eastern Baltic Sea: A Comparison of Coastal and Open Areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **53**: 6, 849-864.

Whitall, D., Hendrickson, B. and Paerl, H. 2003. Importance of atmospherically deposited nitrogen to the annual nitrogen budget of the Neuse River estuary, North Carolina. *Environment International*, **29**: 393-399.

White, A.F. and Blum, A.E. 1995. Effects of climate on chemical weathering in watersheds. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **59**, 1729-1747.

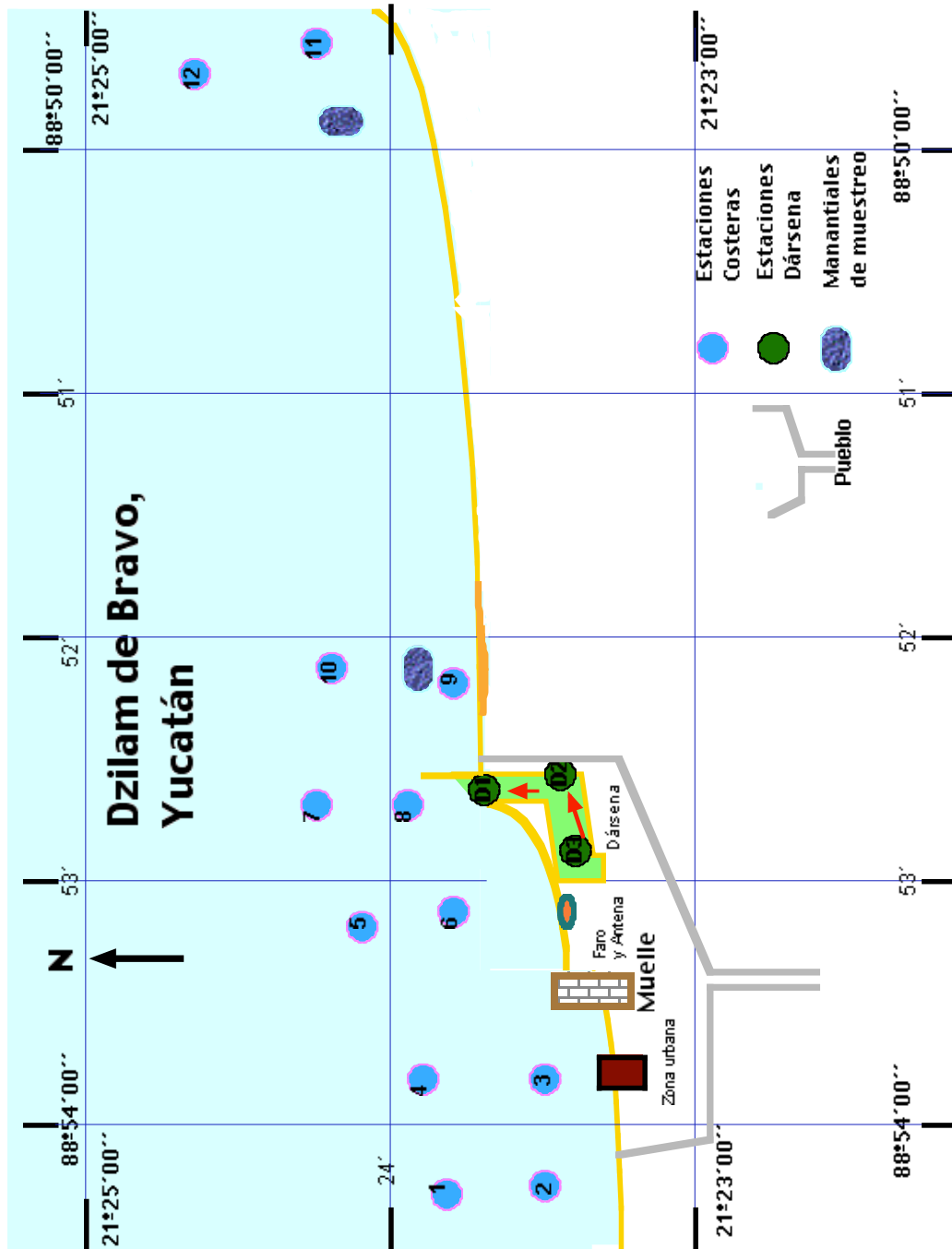
White, D.L., Porter, D.E. and Lewitus, A.J. 2004. Spatial and temporal analyses of water quality and phytoplankton biomass in an urbanized versus a relatively pristine salt marsh estuary. *Journal of Experimental Marine and Biology and Ecology*, **298**: 2.

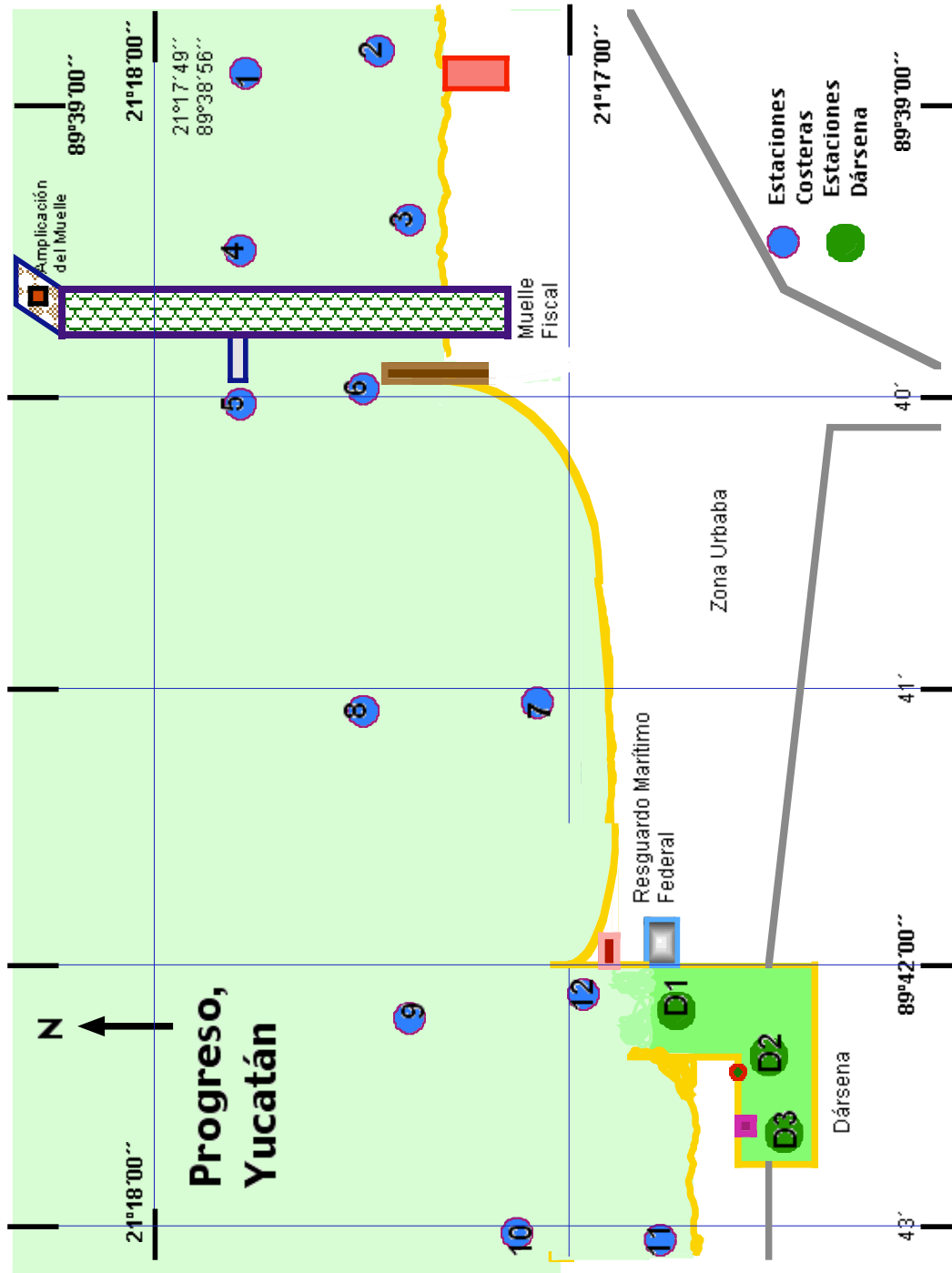
Yilmaz, A., Bastürk, Ö, Saydam, C., Ediger, D., Yilmaz, K. and Hatipoglu, E. 1992. Eutrophication in Iskenderun Bay, north-eastern Mediterranean. In: Vollenweider, R.A., Marchetti, R., Viviani, R. (ed.) *Marine Coastal Eutrophication. Bologna, Italy*. Science of the Total Environment. Elsevier Science. **Supplement**, 705-717.

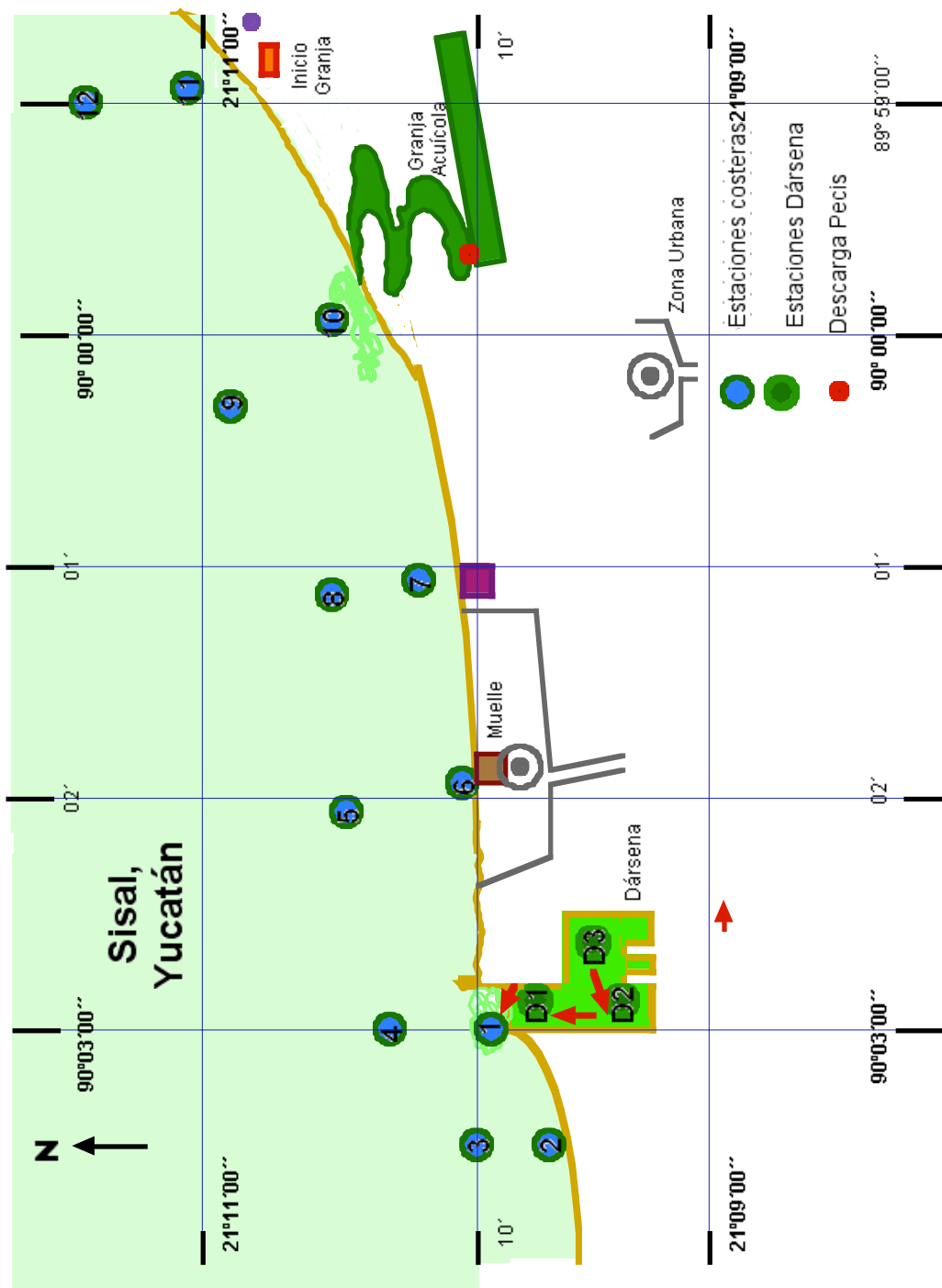
Zaldívar, J.M., Cattaneo, E., Plus, M., Murray, C.N., Giordani, G. and Viaroli, P. 2003. Long-term simulation of main biogeochemical events in a coastal lagoon: Sacca Di Goro (Northern Adriatic Coast, Italy). *Continental Shelf Research*, **23**: 1847-1875.

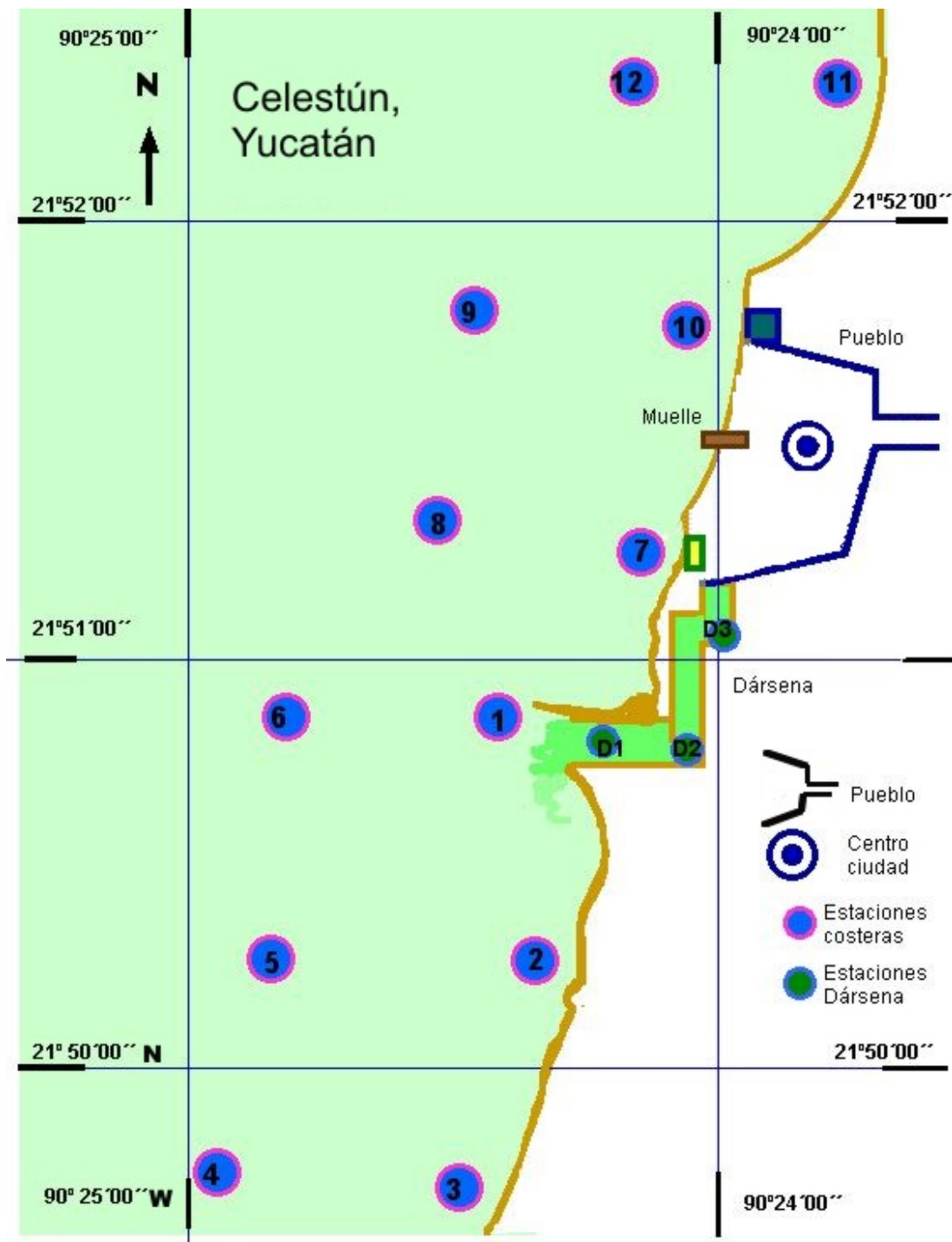
Zar, J.H. 1984. Biostatistical Analysis. 2nd ed. *Prentice-Hall*, Englewood Cliffs, New York. 718 pp.

Anexo 1.









Anexo 2.

Tabla 1. Variables de calidad del agua costera de Dzilam de Bravo y Progreso, Yucatán, México; por época climática del año 2001 (M = mediana; MAD = desviación absoluta de la mediana; Mín. = mínimo; Máx. = máximo, (N=24, Sisal: N=22)).

Localidad	Época		T °C	Sal	OD mg l ⁻¹	PRS μmol l ⁻¹	NO ₂ μmol l ⁻¹	NO ₃ μmol l ⁻¹	NH ₄ μmol l ⁻¹	SiRS μmol l ⁻¹	DIN μmol l ⁻¹	Chla μg l ⁻¹
Dzilam de Bravo	Secas	M	27,3	36,3	5,94	0,39	0,27	2,45	2,33	3,83	6,86	2,0
		MAD	0,4	0,7	0,26	0,18	0,16	1,28	0,83	1,55	3,07	0,94
		Mín.	26,2	34,3	5,11	0,05	0,05	0,53	0,24	1,22	1,51	0,34
		Máx.	27,9	37,6	6,74	1,71	0,80	23,68	7,03	13,61	25,08	5,98
	Lluvias	M	30,6	33,8	4,47	0,44	0,46	1,95	2,61	27,04	5,92	0,86
		MAD	0,3	0,9	1,13	0,34	0,35	1,22	0,75	13,90	1,78	0,50
		Mín.	30,1	32,2	1,58	0,01	0,05	0,25	0,55	3,10	1,77	0,19
		Máx.	31,6	41,1	7,81	1,55	1,37	9,75	6,16	65,82	11,73	3,15
Progreso	Secas	M	25,4	37,2	6,18	0,41	0,31	1,28	1,42	3,85	3,05	1,99
		MAD	1,4	0,2	0,17	0,12	0,17	0,57	0,43	0,96	0,65	1,25
		Mín.	23,4	36,7	5,87	0,02	0,06	0,26	0,47	1,06	1,84	0,32
		Máx.	27,1	37,8	6,89	2,07	1,20	4,19	5,21	13,47	6,90	6,57
	Lluvias	M	29,9	35,0	4,89	0,27	0,24	1,35	2,9	5,74	5,05	1,39
		MAD	0,4	0,2	0,22	0,14	0,14	0,39	0,51	1,02	1,11	0,89
		Mín.	28,2	34,7	4,34	0,01	0,10	0,51	1,66	2,22	2,79	5,83
		Máx.	30,9	35,6	5,6	0,98	0,83	3,41	7,03	13,43	9,53	0,20

Tabla 2. Variables de calidad del agua costera de Sisal y Celestún, Yucatán, México; por época climática del año 2000 (M = mediana; MAD = desviación absoluta de la mediana; Mín. = mínimo; Máx. = máximo, (N=24, Sisal: N=22).

Localidad	Época	T °C	Sal	OD mg l ⁻¹	PRS μmol l ⁻¹	NO ₂ μmol l ⁻¹	NO ₃ μmol l ⁻¹	NH ₄ μmol l ⁻¹	SiRS μmol l ⁻¹	DIN μmol l ⁻¹	Chla μg l ⁻¹	
Sisal	Secas	M	25,6	36,8	6,14	0,8	0,9	4,12	2,21	6,07	7,35	1,83
		MAD	1,7	0,4	0,19	0,12	0,31	2,07	0,53	1,16	2,80	0,74
		Mín.	23,6	35,9	5,00	0,10	0,17	0,98	1,03	1,41	3,11	0,29
		Máx.	28,1	37,6	7,03	2,07	2,40	17,04	27,57	10,80	32,48	12,76
	Lluvias	M	28,5	35,1	6,06	0,44	0,42	3,07	3,59	8,83	8,53	1,46
		MAD	0,6	0,3	0,28	0,19	0,23	1,60	2,13	3,80	3,48	0,80
		Mín.	27,5	28,6	2,67	0,05	0,01	1,18	0,24	0,56	1,65	0,28
		Máx.	29,8	35,4	6,67	1,71	4,51	18,15	30,81	30,61	53,47	12,91
Celestún	Secas	M	25,1	36,8	5,54	0,57	0,63	0,96	2,13	6,95	3,88	2,46
		MAD	1,7	0,2	0,36	0,23	0,17	0,35	1,03	3,33	1,13	1,11
		Mín.	22,2	36,2	3,55	0,05	0,01	0,53	0,32	2,25	1,17	1,01
		Máx.	27,2	37,9	6,12	1,24	1,09	6,46	14,85	15,35	20,37	17,08
	Lluvias	M	29,7	35	5,36	0,67	0,69	1,36	10,86	10,75	12,54	4,83
		MAD	0,6	0,3	0,85	0,26	0,21	0,24	8,69	6,62	8,45	2,90
		Mín.	28,8	29,4	2,51	0,26	0,16	0,43	2,05	3,47	3,52	1,41
		Máx.	30,5	35,6	7,46	1,66	1,54	1,90	29,55	26,76	31,63	29,40