



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE SONORA
DEPTO. DE BIOTECNOLOGIA Y CIENCIAS ALIMENTARIAS

**EUTROFIZACIÓN EN LA LAGUNA DE MORONCARIT EN
RELACIÓN CON LA DINÁMICA HIDROLÓGICA Y LOS
NUTRIENTES**

TITULACIÓN POR TESIS

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE

QUÍMICO.

PRESENTA

RUTH DANESA ARAGÓN LÓPEZ

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE SONORA

Los miembros del Jurado Examinador, recomendamos que la presente Tesis sea aceptada como requisito parcial para la obtención del Título de Químico

Comité Revisor:

Dr. Salvador Sánchez Carrillo

Mtro. Luis Carlos Alatorre Cejudo

Mtra. María Guadalupe Aguilar Apodaca

Mtro. Luciano Castro Espinosa

Ciudad Obregón, Sonora, México, Enero de 2006

INDICE

	Página
INDICE DE FIGURAS	iii
INDICE DE TABLAS	vi
RESUMEN	viii
I INTRODUCCIÓN	1
1.1 Antecedentes	1
1.2 Justificación.....	5
1.3 Planteamiento del problema.....	7
1.4 Objetivo	7
1.5 Limitaciones	8
II MARCO DE LA INVESTIGACIÓN	9
2.1 Definición de eutrofización	9
2.2 Nutrientes y los balances de masa.....	11
2.3 Relación entre las comunidades bénticas y el fitoplancton	13
2.3.1 concepto de nutriente limitante.....	15
2.4 El fitoplancton y los manglares.....	15
2.5 La clorofila-a como indicador del estado de eutrofización de los ecosistemas	18
III MATERIALES Y METODOS	20
3.1 Zona de estudio.....	20
3.2 Periodos y áreas de muestreo.....	21
3.3 Equipo utilizado en el laboratorio y métodos de análisis	23

	Página
IV RESULTADOS Y DISCUSION	26
4.1 Variación de nivel.....	26
4.2 Oxígeno disuelto, Temperatura, Salinidad y Transparencia.....	27
4.3 Sólidos Totales (ST) y Sólidos Suspendidos Totales (SST).....	33
4.4 Nutrientes (N y P).....	36
4.5 Fitoplancton: Clorofila –a.....	46
4.6 Grado de eutrofización y patrones de eutrofización	47
4.7 Carga de fósforo y nitrógeno y productividad primaria: pautas de eutrofización.....	50
CONCLUSIONES	56
BIBLIOGRAFÍA	58

INDICE DE FIGURAS

Figura	Descripción	Página
1	Fuentes de contaminación productoras de eutrofización de las aguas.....	4
2	Eutrofización de los ecosistemas acuáticos. Proliferación de algas filamentosas (<i>Eladophora</i> , <i>Spyrogira</i> , <i>Oedoponium</i>) Detalle de <i>Spyrogira</i>	10
3	Cadena alimenticia.....	14
4	Cuatro especies de mangle. De izquierda a derecha, comenzando arriba a la izquierda: <i>Avicennia germinans</i> , <i>Rhizophora mangle</i> , <i>Laguncularia racemosa</i> , <i>Maytenus phyllanthoides</i> . El alargado y delgado fruto del <i>Rhizophora</i> es el propágulo vivíparo que contiene una semilla pregerminada.....	18
5	Ubicación del área de estudio y los puntos de muestreo (son los que se señalan con puntos rojos).....	24
6	Datos de nivel recopilados en el período del 01 al 10 de Septiembre del 2004.....	27
7	Medición del Oxígeno (mg/L) en el campo de estudio.....	28
8	Variación de la temperatura (°C) en cada punto de muestreo durante el estudio.....	30
9	a) Conductividad (ms) obtenida en cada punto de muestreo durante el estudio. b) Salinidad (ppt) para cada punto de muestreo durante el estudio.....	31
10	Transparencia del agua en cada lugar de muestreo durante el estudio.....	32
11	Sólidos Totales (ST) para cada punto de muestreo durante el periodo de estudio.....	34

Figura	Descripción	Página
12	Comportamiento de los Sólidos Suspendidos Totales (SST) en cada punto de muestreo durante el periodo de estudio.....	35
13	Comportamiento del Nitrógeno Amoniacal (N-NH ₃) en cada punto de muestreo durante el estudio.....	37
14	Comportamiento de Nitratos (NO ₃) para cada punto de muestreo durante el periodo de estudio.....	38
15	Concentración de Nitrógeno Orgánico (N- Org) en cada punto de muestreo de la laguna Moroncarit durante el estudio.....	41
16	Concentración de Nitrógeno Total (N- Tot) en mg/L para cada punto de muestreo de la laguna Moroncarit durante el estudio.....	42
17	Concentración de Ortofosfatos (PO ₄) en mg/L durante el periodo de estudio en la laguna de Moroncarit.....	44
18	Variación del Fósforo Total (P-Tot) en mg/L en cada punto de muestreo durante el estudio.....	45
19	Concentración de Clorofila-a (µg/L) para cada punto de muestreo.....	47
20	Relación de Clorofila y Nivel de agua para cada punto de muestreo.....	50
21	Relación de Clorofila y Temperatura para cada punto de muestreo.....	51
22	Relaciones entre Clorofila y Conductividad del agua.....	52
23	Relación entre Clorofila-a y Sólidos suspendidos. A la izquierda son los ambientes próximos a la bahía; a la derecha los ambientes del manglar (lagunares).....	52
24	Relaciones entre Clorofila-a y cargas de Nitrógeno y Fósforo en el sistema.....	53

Figura	Descripción	Página
25	Relaciones entre Clorofila-a y Fósforo en función del ambiente físico del sistema. Y-1 + Y-4: bahía; Y-2 + Y-3: manglar	54

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Descripción	Página
1	Balance aparente para el nitrógeno y fósforo en un estanque semi-intensivo de cultivo de camarón para una cosecha de 1822 Kg/ha y un factor de conversión de 1.2.....	12
2	Fechas de muestreo, mareas y puntos de muestreo (MP: Marea muerta pleamar, MB: Marea muerta bajamar, Y-1: Yavaros punto de muestreo 1, Y-2: Yavaros punto de muestreo 2, Y-3: Yavaros punto de muestreo 3, Y-4: Yavaros punto de muestreo 4).....	22
3	Parámetros, claves y metodologías utilizadas	25
4	Promedio \pm desviación estándar para los sólidos totales (ST) en mg/L en cada punto de muestreo del manglar de la laguna de Moroncarit.....	33
5	Promedios \pm desviación estándar para los Sólidos suspendidos totales (mg/L) en cada punto de muestreo de manglar de la laguna Moroncarit.....	35
6	Promedio \pm desviación estándar en las concentraciones de NH ₃ para cada punto de muestreo	37
7	Promedio \pm desviación estándar de NO ₃ para cada punto de muestreo durante el estudio.....	39
8	Promedio \pm desviación estándar del N-Org (mg/L) para cada punto de muestreo	40
9	Promedio \pm desviación estándar de las concentraciones de N-Tot (mg/L) para cada punto de muestreo	41
10	Promedio \pm desviación estándar para la concentración de PO ₄ en cada punto de muestreo durante el estudio.....	43

Tabla	Descripción	Página
11	Promedio \pm desviación estándar para la concentración de Fósforo Total (P-Tot) en mg/L en cada punto de muestreo.....	45
12	Promedio \pm desviación estándar de la concentración de Clorofila-a (Chla) en (μ g/L) en cada punto de muestreo	46
13	Resumen del estado trófico de los sistemas acuáticos a partir de la clorofila-a (μ g/L)	49

RESUMEN

Eutrofización, en un sentido ecológico, es el enriquecimiento natural o artificial del agua en materias nutritivas. Además, es el desarrollo excesivo de algas en el interior de una masa de agua como consecuencia del aporte de sustancias favorables para su desarrollo, principalmente macronutrientes.

Los nutrientes que más influyen en la eutrofización son el ortofosfato y el nitrato. Estas sustancias, que llamamos nutrientes son las que regulan el crecimiento de las algas. El limitante para el desarrollo de las algas es, severamente el fósforo, ya que el carbono y el nitrógeno, lo pueden obtener del aire como de la liberación por procesos de nitrificación o descomposición. Por el contrario el fósforo, que es imprescindible para su desarrollo, solo lo pueden obtener del que haya disuelto en el agua y que, severamente proviene de los contaminantes vertidos de diverso origen. El problema está en que si hay exceso de nutrientes crecen en abundancia las plantas y otros organismos y más tarde, cuando mueren, al descomponerse generan

malos olores, consumiendo el oxígeno del sistema, disminuyendo drásticamente su calidad ambiental.

El proceso de descomposición orgánica consume una gran cantidad de oxígeno disuelto en el agua y esta agua dejan de ser aptas para la mayor parte de los seres vivos. El resultado final es un ecosistema casi destruido.

Por la importancia de este tema el objetivo de este estudio fue estimar el grado de eutrofización en los humedales costeros en la laguna de Moroncarit, de la bahía de YAVAROS en relación con la dinámica de nutrientes y las mareas. Para ello se realizaron muestreos en 4 puntos de la laguna de Moroncarit, entre la bahía y la laguna en un canal. Analizando los siguientes parámetros en campo: Oxígeno Disuelto, Temperatura, Salinidad, Conductividad Eléctrica y Transparencia. En el laboratorio los análisis realizados fueron los siguientes: Sólidos Totales (ST), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Nitrógeno Orgánico (N-Org), Nitrógeno Amoniacal (N-NH₃), Nitrógeno Total (N-Tot), Fósforo Total (P-Tot), Ortofosfatos (PO₄) y Clorofila-a (Chla-a). Los muestreos se realizaron durante el periodo del 3 al 5 de Septiembre del 2004 en marea muerta y del 8 al 10 de Septiembre del 2004 en marea viva.

En el punto Y-1 los promedios (media \pm SD) más altos que se obtuvieron corresponden a los parámetros de: SST (MP = 91,21 mg/L), N-Org (MP = 4,02 mg/L), N-Tot (MP = 5,44mg/L) y Chla-a (MP = 97,81 μ g/L). En el punto Y-2 el promedio (media \pm SD) más alto se presento para P-Tot (MP = 4 mg/L). En el punto Y-4 el promedio (media \pm SD) más alto corresponde al parámetro de ST (MB = 51613,85 mg/L.). En el punto Y-4 el resto de los parámetros resultaron en promedio más bajos.

El grado de eutrofización se determinó en relación al contenido de clorofila-a. Este valor se relacionó con el contenido de nutrientes (fósforo y nitrógeno) para establecer las pautas de eutrofización en relación con la respuesta de los productores primarios al nutriente limitante y a otros parámetros relativos a la turbidez del sistema (sólidos),

sólo el punto Y-3 mostró una relación significativa entre Chla y ST ($R^2 = 0,6381$). En el resto de los puntos la clorofila-a no presentó una correlación estadísticamente significativa ($P > 0,05$), la relación de Chla con los demás parámetros estudiados es mala por estar por debajo del 0,5 ó 50% de confianza.

Respecto a los nutrientes, el grado trófico se encuentra entre los rangos de eutrófico a hipertrófico para el fósforo total y el nitrógeno total. El nitrógeno total es el principal limitante de la eutrofización en el área más cercana a la laguna ($R^2 = 0,39$), aunque también existen relaciones significativas con el fósforo y ortofosfatos ($R^2 = 0,35$ y $0,20$). En las zonas de manglares, más lagunas y con mayor influencia del agua dulce, el patrón de eutrofización es más complejo y no aparecen relaciones significativas entre clorofila-a y nutrientes, sólo débilmente con el ortofosfato.

Esta pauta muestra la dificultad de procesos que condicionan la eutrofización en el sistema con mayor turbidez procedente de los detritus orgánicos liberados por manglares y donde domina la vía detrítica (bacterias) en los procesos de transformación de los nutrientes.

Por los resultados obtenidos se puede concluir que la dinámica de nutrientes está relacionada con las condiciones físicas e hidrodinámicas del sistema, siendo mayor la concentración en los periodos de marea muerta, (menor flujo, más actividad microbiana) que en marea viva.

I INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

El problema de la eutrofización costera ha sido resaltado en otros años a causa de la ocurrencia de cada vez más florecimientos de fitoplancton severamente tóxicos en muchas áreas costeras del mundo (Vollenweider et al., 1992, Livingston, 2001). Los florecimientos de fitoplancton en las aguas costeras son de mayor preocupación que los que se presentan en los ecosistemas de agua dulce ya que la diversidad de especies tóxicas es mucho mayor y su presencia puede provocar impactos muy significativos sobre el valor comercial y de calidad de los mariscos para el consumo humano. En la literatura existen numerosos ejemplos de casos donde los productos marinos han sido afectados a causa de las toxinas producidas por ciertas especies tóxicas del fitoplancton (Shumway, 1990; Smith et al., 1999) Los florecimientos algales tóxicos no son la única consecuencia de la eutrofización costera, otros efectos incluyen a (Páez Osuna, 2001b):

- (1) Los florecimientos macroalgales en estuarios someros;
- (2) El desarrollo de anoxia en la columna de agua de algunas regiones o secciones de los cuerpos de agua costeros; y

(3) Las pérdidas para las pesquerías comerciales.

Los efectos que conciernen al hombre y a sus actividades económicas son la reducción de las pesquerías o muerte masiva de peces, el deterioro estético, los efectos en cascada trófica y las pérdidas económicas asociadas (Scheffer, 1998). Más directamente, con el hombre, tienen que ver los riesgos para la salud que se suscitan con la exposición a las neurotoxinas transferidas a través del consumo de marisco (Páez Osuna, 2001b).

En el mar, en ecosistemas costeros y en lagos se ha demostrado que existe una correlación válida entre la carga del nutriente limitante por área ($\text{g} / \text{m}^2 \text{ año}$) y la profundidad promedio de los lagos (Kalff, 2003). Modelos posteriores incorporaron las tasas de renovación mejorando la capacidad predictiva de los modelos y a partir de estas relaciones ha sido posible determinar los aportes “permisibles”; aportes que no se asocian con la ocurrencia de eutrofización (Páez Osuna, 2001b).

La estrategia aplicada en los lagos despertó en los últimos diez años el interés para el desarrollo de técnicas de evaluación en los cuerpos de agua costeros, pero desafortunadamente, las relaciones que controlan la eutrofización costera son más complejas que las que controlan la eutrofización de los lagos (Bigg et al., 1989).

Los aportes de nitrógeno en los estuarios influyen sobre la disponibilidad del nitrógeno para el crecimiento y densidad del fitoplancton, lo cual contribuye a la eutrofización (Livingston, 2001). En aquellos estuarios limitados por el fósforo, la influencia del nitrógeno sobre la eutrofización es menor. Además, se prevé que la influencia del nitrógeno sea mayor en las aguas oligo-mesohalinas debido a que el nitrógeno inorgánico disuelto limnético es rápidamente convertido a biomasa fitoplanctónica (Páez Osuna, 2001b).

La respuesta de los estuarios o lagunas a la adición de nutrientes depende principalmente de si los sistemas están mezclados o estratificados. El patrón de

circulación de dos capas, característico de los estuarios estratificados crea una trampa de nutrientes la cual provoca que las más altas concentraciones se presenten en la cabeza lagunar o del estuario. Las altas velocidades de las corrientes superficiales, la turbulencia y el mezclado mitigan la acumulación de nutrientes, mientras que las aceleradas tasas de producción de materia orgánica favorecen la acumulación de nutrientes. La pobre circulación en las aguas del fondo fomenta las condiciones anóxicas, acumulándose entonces, una mayor cantidad de materia orgánica. Esta materia orgánica requiere de oxígeno para la oxidación y la mineralización de los nutrientes involucrados, lo cual reduce las concentraciones de oxígeno, sobretodo de las aguas del fondo. Cuando la velocidad de las aguas del fondo es suficientemente grande, el déficit de oxígeno que reduce a la anoxia puede prevenirse por la relativamente alta tasa de renovación de las aguas (Páez Osuna, 2001).

Entre las principales fuentes de nutrientes de N y P hacia el mar destacan la descarga de agua de la agricultura, granjas camaronícolas y de la red municipal (Livingston, 2001; Figura 1). En la carga derivada de la agricultura se consideran las prácticas de fertilización. En la región del Noroeste de México estas se dan de acuerdo a la guía de campo elaborada por el Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, donde se señalan las dosis de fertilización según el tipo de cultivo y la época del año, ya que según Páez Osuna (2001d) solamente el 50% de los nutrientes aplicados durante la fertilización son asimilados por los cultivos.

La costa del Noroeste de México está caracterizada por la presencia de una vasta zona de agricultura, donde se cultivan principalmente, trigo, arroz, soya, caña de azúcar y hortalizas. Estas actividades agrícolas se han incrementado de manera significativa a partir de la segunda mitad del siglo XX, y debido a que la agricultura se ha desarrollado mayormente sobre la planicie costera, los estados costeros de eminente vocación agrícola, globalmente, son los que más contribuyen con la carga de nutrientes. Sinaloa y Sonora, que comprenden cerca de 1, 680,000 ha de

agricultura intensiva de irrigación, descargan 49,356 ton de nitrógeno (52.7% de la carga total) y 26,119 ton de fósforo 53.6% de la carga total (Páez Osuna, 2001d).



Figura 1.- Fuentes de contaminación productoras de eutrofización de las aguas.

(www.criecv.org/es/proyectos/pag_agua/eutrofizacion.html)

En la región Noroeste prácticamente no existen plantas de tratamiento para las aguas municipales de toda la población y las pocas que hay solamente efectúan un tratamiento primario de manera parcial, debido, principalmente, a que no cuentan con la capacidad suficiente. Considerando el escenario aquí inferido, se tiene que la camaronicultura globalmente en la región noroeste aporta una carga de 1,657 ton de nitrógeno (1.8% de la carga total) y 481.7 ton de fósforo (1.0% de la carga total), cantidades que son desde luego inferiores a las relacionadas con los efluentes agrícolas y los municipales (Páez Osuna, 2001d).

En México los humedales constituyen la mayor parte del área costera (Contreras et al., 2004). La mayoría de los humedales han sido afectados por actividades humanas tales como agricultura, extracción de recursos y desarrollo recreacional de la playa, actividades industriales, y áreas urbanas, que han venido alterando y destruyendo poco a poco las zonas costeras (Contreras et. al., 2004). En la costa de México

aparecen diversos tipos de humedales. Su distribución es paralela a la línea de costa en respuesta a interacciones hidrogeomorfológicas específicas entre la tierra y el océano abierto. La naturaleza de las comunidades bióticas de los humedales es, en gran parte, una función no solamente de los procesos hidrogeomorfológicos, sino también del gradiente de la salinidad como factor secundario. Como tal, existe una gama de sistemas abiertos salinos: desde lagunas de energía más alta con intercambio libre con el océano abierto a lagunas más salobres y de más baja energía con comunidades vegetales sumergidas y manglares y con una cierta influencia de la marea (Contreras et. al., 2004).

México tiene 1,567,300 ha de humedales en sus costas, abarcando cerca de 118 complejos importantes y, por lo menos, otros 538 sistemas más pequeños que representan una amplia variedad de otros sistemas (Contreras et. al., 2004).

1.2 Justificación

En las aguas marinas, particularmente las costeras, debido a la influencia del hombre, ocurre un incremento en la concentración de uno o varios de los nutrientes y esto provoca cambios en la composición biótica del agua. A este fenómeno se le denomina eutrofización. Este término se refiere al sobrecrecimiento de las algas provocado por una sobreabundancia de nutrientes. Las algas, además pueden formar una capa en la superficie del agua que retarda el intercambio de gases en la interfase aire-agua. Esto puede dar lugar a una disminución en el contenido de oxígeno del agua subyacente y de aquí derivarse en la mortalidad de peces (Páez Osuna, 2001b).

A pesar de que las distintas estimaciones sobre el aporte antropogénico de nutrientes en el ambiente costero no concuerdan, hay poca duda de que la magnitud del flujo global antropogénico de nitrógeno y fósforo es comparable con el flujo natural; indicando ello que las actividades humanas han provocado ya una

perturbación significativa en la distribución y balance de los nutrientes en el planeta (Páez Osuna, 2001b). Aunque la eutrofización se ha reconocido desde hace más de tres décadas como un problema relevante tanto en los ambientes costeros marinos como de agua dulce, este problema no ha sido resuelto (Livingston, 2001).

Los síntomas y manifestaciones de la eutrofización son el incremento en la producción de fitoplancton, el aumento en la frecuencia de los florecimientos algales y el desarrollo masivo de comunidades algales sumergidas o flotantes acompañadas por el crecimiento bacteriano y fango flotante. Estas manifestaciones provocan en el agua una reducción en la transparencia, manchas, hendidodez y zonas de bajo o nulo contenido de oxígeno en las aguas del fondo que causa la muerte eventual de ciertas comunidades de peces (Vollenweider et al., 1992).

Según GESAMP (1990), los eventos episódicos y a largo plazo que tienen que ver con la eutrofización pueden ser monitoreados a través de las mediciones de:

- a) Turbidez
- b) Oxígeno disuelto
- c) Nutrientes
- d) Clorofila-a fitoplanctónica
- e) Biomasa y diversidad de la fauna béntica y las macrófitas

Los monitoreos, inclusive, podrían ser de utilidad cuando se pretenden implementar programas de manejo integral costero y se busca optimizar el uso del suelo en las cuencas de drenaje donde concurren diferentes actividades antropogénicas que descargan nutrientes (GESAMP, 1990).

La salud de un sistema acuático sujeto a una carga de nutrientes puede ser descrita en términos de factores físicos, químicos y biológicos (Wetzel, 2001). Numerosas mediciones se han aplicado en diversas investigaciones para evaluar la integridad de los ecosistemas sujetos al enriquecimiento de nutrientes (Vollenweider, 1992). Claramente, cualquier intento para manejar los sistemas costeros lagunares y

estuarinos deberá considerar la dinámica física, química y biológica. Los modelos de las aguas costeras someras pueden ser utilizados como una herramienta de utilidad para examinar la interdependencia de los procesos biológicos de los físicos. Desafortunadamente, los modelos que se tienen para describir la capacidad asimilativa de los ecosistemas costeros están todavía en un estado relativamente primitivo (Páez Osuna, 2001b).

1.3 Planteamiento del problema

Las actividades antropicas, principalmente la agricultura y la acuicultura pero también la descarga de agua residuales, provocan un deterioro significativo de la calidad ecológica de los sistemas donde descargan sus desechos. Es necesario evaluar el estado trófico de los sistemas acuáticos para determinar los efectos de estas actividades. En el sur de Sonora, la actividad agrícola y el auge camaronícola provoca descargas incontroladas de nutrientes que pueden alterar el grado trófico de los humedales costeros, así como de las lagunas y bahías costeras. ¿Como afectan las actividades antrópicas al grado trófico de los humedales de manglar del Mar de Cortés?.

La evaluación del grado trófico determina tanto el estado ecológico del ecosistema como las consecuencias a corto y mediano plazo de esta degradación. Este conocimiento es vital para plantear estrategias de manejo costero que permitan conservar los humedales a largo plazo.

1.4 Objetivo

Objetivo general

Estimar el grado de eutrofización en los humedales en la laguna de Moroncarit de la bahía de YAVAROS, así como sus causas en relación con la dinámica de nutrientes y las mareas.

Objetivos específicos

- ❖ Determinar el estado trófico de los sistemas a partir de las concentraciones de clorofila-a, nitrógeno y fósforo.
- ❖ Determinar la relación entre las concentraciones de clorofila-a y de N, y P y entre sólidos suspendidos y disueltos en los sistemas para diferentes escenarios de mareas para establecer las pautas de eutrofización del sistema.

1.5 Limitaciones

Las limitaciones de este estudio son temporales ya que únicamente se concentran en el análisis del estado de eutrofización del sistema en verano, si bien esta estación es la más crítica por las condiciones físicas del sistema (temperaturas elevadas, más horas de luz, mareas de menor amplitud y, por lo tanto, menor tasa de renovación del agua). También existe una limitación espacial ya que el estudio se realizó en los canales mareales, donde se desarrolla el mangle en los litorales, en los puntos de conexión del humedal con el estuario. La variabilidad espacial puede ser alta en estos sistemas, aunque se midió la concentración de nutrientes y clorofila-a en pleamares y bajamares para relacionar la eutrofización con la dinámica del flujo de agua de los sistemas. A pesar de ello, la reposición del flujo mareal genera un proceso de mezcla que homogeniza las condiciones en el sistema.

Otras limitaciones son las derivadas de la manipulación del equipo de muestreo, de la ubicación física de las áreas muestreada, y de los errores asociados a la metodología analítica seleccionada.

II MARCO DE LA INVESTIGACIÓN

2.1 Definición de eutrofización

Existen numerosas definiciones de eutrofización, las cuales toman en cuenta las causas y los efectos del fenómeno. De acuerdo con la definición que presenta el diccionario enciclopédico Larousse (1998), eutrofización es el enriquecimiento artificial del agua en materias nutritivas. Mientras, eutrofización, en un sentido ecológico, es el enriquecimiento natural o artificial del agua en materias nutritivas y los efectos asociados al incremento de biomasa de los productos primarios (Fig.2; Livingston, 2001).

Históricamente el concepto surge con el estudio de los sistemas de agua dulce, sin embargo, en los últimos quince años se han incrementado los estudios de este fenómeno en las aguas costeras y el término se ha incorporado con sus acepciones.

Los ecosistemas pueden ser descritos utilizando términos respecto al suministro de los nutrientes biolimitantes, de allí que diversos autores han insistido en emplear tanto en lagos, ríos y aguas costeras, los términos oligotrófico, mesotrófico y eutrófico para referirse a sistemas que reciben bajo, intermedio y alto suministro de nutrientes. Hipertrófico se refiere a aquellos sistemas que reciben excesivos aportes de nutrientes (Kalf, 2003). A partir de esto, se define eutrofización como el proceso por el cual los cuerpos de agua incrementan el grado trófico a través de un aumento del suministro de nutrientes (Páez Osuna, 2001b). El término eutrofización crítica, se utiliza cuando el flujo neto de nutrientes biolimitantes que son incorporados en la biomasa de las plantas es tal que la rapidez de producción de materia orgánica nueva excede la rapidez neta de aporte del oxígeno (proveniente del intercambio aire-agua y de la fotosíntesis) necesario para oxidarla. Esto implica que en aquellos cuerpos de agua que se presenta esta eutrofización crítica necesariamente se va a presentar una disminución de las concentraciones de oxígeno y, en condiciones extremas hasta anoxia (Livingston, 2001).



Fig. 2.- Eutrofización de los ecosistemas acuáticos. Proliferación de algas filamentosas (*Eladophora*, *Spyrogira*, *Oedoponium*) Detalle de *Spyrogira*.

De este modo, eutrofización es un término que, se refiere al proceso de enriquecimiento de las aguas con nutrientes (primordialmente N y P) que estimula la

producción acuática primaria y en sus más severas manifestaciones da lugar a los “blooms” o florecimientos algales, natas algales, aumento de la tasa de crecimiento algal béntico y a veces un crecimiento masivo de macrófitas sumergidas y flotantes (Vollenweider, 1992). Algunas veces estas manifestaciones son acompañadas por una alternancia con ciclos de florecimientos de bacterias visibles y desarrollo de fango flotante (Páez Osuna, 2001b).

La eutrofización se asocia, usualmente, a un complejo de fenómenos que se disparan por el incremento de nutrientes limitantes (especialmente N ó P), provenientes de fuentes terrestres. A corto plazo el incremento de nutrientes produce un aumento en la producción primaria por medio de las algas bénticas y pelágicas (figura 2). El incremento de las cantidades de materia orgánica subsecuentemente depositada en los sedimentos es a su vez asimilada por un incremento en el metabolismo heterotrófico de las bacterias, el pastoreo y los animales que se alimentan del detritus. Esto puede conducir eventualmente a incrementos en la biomasa béntica y también a condiciones de anoxia en los sedimentos y la muerte masiva de animales bénticos (Páez Osuna, 2001).

Finalmente, se reconoce que la fuente del carbono orgánico a estos sistemas procede de la fijación por los productores primarios (carbono orgánico autóctono) o por medio del aporte de materia orgánica directa que procede del exterior del sistema (carbono orgánico alóctono) (Páez Osuna, 2001b). En ambos casos, la necesidad de oxígeno para la oxidación de la materia orgánica genera un desequilibrio en el ecosistema que retroalimenta el proceso, de eutrofización.

2.2 Nutrientes y los balances de masa

Las algas microscópicas, como vegetales que son, obtienen la energía necesaria para su ciclo vital de la luz solar. Para su desarrollo necesitan sustancias orgánicas, además de CO₂ y compuestos de nitrógeno y fósforo que obtienen del agua. Estas sustancias, que llamamos nutrientes, son las que regulan su crecimiento. La baja

disponibilidad de un macronutriente inhibe el crecimiento del fitoplancton y por tanto limita la biomasa. El nutriente limitante generalmente es el fósforo. El carbono y el nitrógeno lo pueden obtener del aire. Si se acabara el N de los compuestos inorgánicos nitrogenados disueltos que llegan a un humedal, algunas algas son capaces de obtener N del aire; por el contrario, el fósforo, que es imprescindible para su desarrollo, solo lo pueden obtener del que se haya disuelto en el agua y que, generalmente proviene de los contaminantes vertidos de diverso origen (Kalff, 2003).

Por ejemplo en un balance generalizado de masas para el nitrógeno y el fósforo en un sistema controlado como un estanque de camarón, se observa que la principal ruta de entrada de ambos nutrientes es a través del alimento que se le suministra al camarón (Tabla 1). En el caso de *Liptopenaeus vannamei*, las estimaciones deducidas en sistemas de cultivo semi-intensivo indican que del total de nitrógeno añadido con el alimento, el 46,7% es recuperado durante la cosecha como biomasa, liberándose al ambiente un 57,3% (Páez Osuna, 2001c).

Tabla 1.- Balance aparente para el nitrógeno y fósforo en un estanque semi-intensivo de cultivo de camarón; para una cosecha de 1822 kg/ha y un factor de conversión de 1.2 (Páez Osuna, 2001c).

	Añadido con el alimento (kg)	Cosechado como camarón		Liberado al agua (kg)
		(% en alimento)	(kg)	
Nitrógeno	107,7	50,3	46,7	57,4
Fósforo	23,1	1,7	7,4	21,4

Al igual que con el nitrógeno, el fósforo se puede examinar mediante un balance de masas con los porcentajes relativos al total que ingresa y que egresa (Tabla 1). La ruta principal de entrada del fósforo en ambos sistemas de cultivo está representada por el suministro del alimento, siendo de 83.4% para el sistema semi-intensivo y de 51% para el sistema intensivo. En el caso de las salidas del fósforo, se tiene que la acumulación en los sedimentos representa hasta un 63.5% para el sistema semi-intensivo, y hasta un 84% para el sistema intensivo del aporte total. Los efluentes de

descarga contienen, entonces un 30.3% y un 10% del fósforo total, y coincidentemente, la biomasa como cosecha representa en ambos sistemas de cultivo una misma proporción (6%). A diferencia del nitrógeno, en el fósforo hay una menor eficiencia de aprovechamiento del nutriente, la cual en estos dos casos ejemplificados resulta ser muy similar. Ahora bien, mientras que en el nitrógeno tiende a escapar una fracción a través de la atmósfera por volatilización y desnitrificación, el fósforo lo hace a través de los sedimentos, el cual en algunos casos es eliminado, ya sea disponible en el siguiente ciclo de cultivo o depositado en la orilla de los estanques o en las áreas adyacentes a los manglares. El destino de los nutrientes asociados con estos sedimentos que son depositados en los alrededores de las estanquerías resulta previsible: finalmente termina siendo total o parcialmente disponible para ser aprovechado por los organismos que logran desarrollarse en los cuerpos de agua receptores adyacentes (Páez Osuna, 2001).

Como muestra Páez Osuna (2001c), utilizando la ecuación del balance de masas es posible predecir teóricamente como sería la descarga de los nutrientes, a los ecosistemas costeros dependiendo del factor de conversión y del contenido de nitrógeno y fósforo del alimento y de las aguas residuales agrícolas y domésticas.

2.3 Relación entre las comunidades bénticas y el fitoplancton

El zooplancton y las comunidades bentónicas se mantienen gracias a la producción primaria proveniente del fitoplancton y del microfitobentos. El fitoplancton, en especial las diatomeas, promueven el crecimiento y la sobrevivencia produciendo oxígeno, sombreando el fondo y eliminando el amonio (Figura 3).

Así, la productividad primaria natural se incrementa aplicando fertilización orgánica e inorgánica en los estanques con el fin de mejorar la producción primaria (fitoplancton), en el primer caso, y secundaria (zooplancton), en el segundo caso. Por ejemplo, la importancia de la presencia del fitoplancton en los estanques de cultivo de camarón ha sido reconocida por numerosos autores como un factor

estrechamente relacionado con la calidad de agua y consecuentemente con la producción (esta fuente de alimentación natural puede significar el 50% de la dieta del camarón y ayuda a disminuir el consumo de alimento balanceado y por lo tanto su costo; Alonso-Páez, 2001).

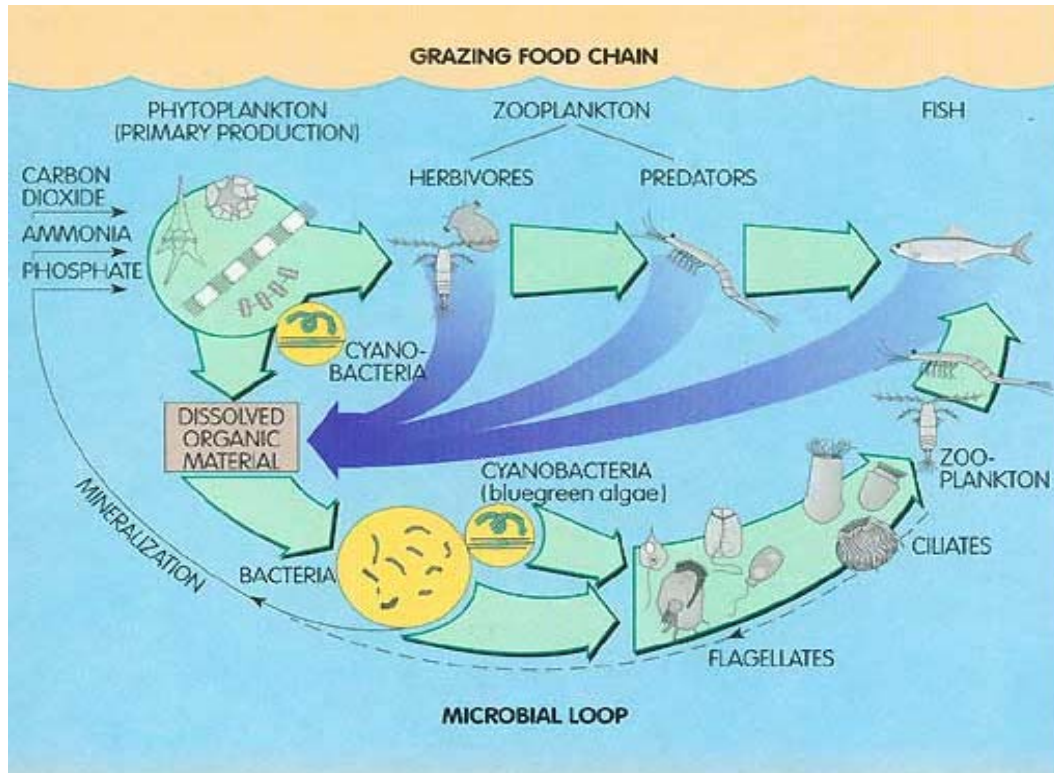


Figura 3.- Cadena alimenticia

La composición específica del zooplancton puede ser un excelente criterio para caracterizar el estado trófico de los sistemas acuáticos y para deducir la estructura de las comunidades acuáticas. Las diferencias en el estado trófico se manifiestan claramente en la estructura de la comunidad zooplanctónica y en las relaciones zooplancton-fitoplancton. Pueden utilizarse diferentes mecanismos: reducción de la resuspensión de sedimentos mediante la supresión del crecimiento de fitoplancton mediante la eliminación de peces planctívoros que consumen el zooplancton, es

decir, sus depredadores. La supresión del crecimiento del fitoplancton requiere un control eficiente de dichas poblaciones por parte del zooplancton, el cual puede no ser suficientemente capaz de reducir de forma significativa las densidades poblacionales de fitoplancton (Alongi 1998).

2.3.1 Concepto de nutriente limitantes

Como dijimos anteriormente los macronutrientes que condicionan el crecimiento del fitoplancton son el fósforo y el nitrógeno. Desde los modelos de Vollenweider (1968) sobre las relaciones entre la carga de fósforo y los blooms algales en ecosistemas acuáticos se ha avanzado bastante en las relaciones entre nutrientes y productividad primaria. El concepto de nutriente limitante se refiere a aquel que cuando no se presentan en la cantidad adecuada –por diferentes causas–, reduce o limita la biomasa del fitoplancton y, por lo tanto, su productividad (Kalff, 2003).

En algunos ecosistemas el factor limitante es el fósforo, como sucede en la mayoría de los lagos de agua dulce (Wetzel, 2001). Sin embargo, en la mayoría de los sistemas marinos el factor limitante es el nitrógeno para la mayoría de las especies de plantas. El nitrógeno es más móvil que el fósforo y puede ser lavado a través del suelo o pasar al aire por evaporación del amoníaco o por desnitrificación. El fósforo es absorbido con más facilidad por las partículas del suelo y es arrastrado por la erosión o disuelto por las aguas de escorrentía superficiales (Livingston, 2001). A pesar de ello, el balance provocado por el aporte procedente de las actividades antropénicas y por las propias características del ecosistema provoca que la limitación sea muy variable de unas zonas a otras.

2.4 El fitoplancton y los manglares

La fotosíntesis en la zona costera es realizada por microalgas, pastos marinos, mangle, cianobacterias y fitoplancton (productores primarios) quienes producen

compuestos orgánicos a partir de compuestos inorgánicos como el dióxido de carbono y el agua en presencia de luz y nutrientes (Alonso-Páez, 2001).

La composición taxonómica del fitoplancton en los cuerpos de agua naturales experimenta variaciones en el espacio y tiempo provocados por factores físicos (luz, salinidad, temperatura), la presencia de sustancias inorgánicas como los nutrientes, el ciclo de vida de las especies, la depredación o la sucesión de especies dentro de la comunidad (Alonso-Páez, 2001).

Las algas se desarrollan cuando encuentran condiciones favorables de temperatura, sol y nutrientes. En la zona mediterránea, por ejemplo, a partir de la primavera, la temperatura y el sol son suficientes, de forma que el crecimiento de las algas queda limitado por la cantidad de nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo. La erosión de la roca, la descomposición de la materia orgánica silvestre y otros procesos naturales producen, normalmente, cantidades limitadas de estos nutrientes. Son, por tanto, los aportes humanos los que favorecen la eutrofización (Moshiri, 1993).

Los mangles crecen en un margen relativamente estrecho entre la tierra y el mar, entre latitudes 25° N y 30° S. Forman bosques tolerantes a la sal sosteniendo complejas redes alimenticias (Valiela et. al, 2001). Los bosques de manglar son importantes habitats costeros en las regiones tropicales y subtropicales del mundo y representan un caso especial de medio ambiente marino caracterizado por una asociación cerrada entre la producción macrófita y las comunidades rurales marinas del litoral. Tienen una alta producción de hojarasca como ningún otro sistema y una parte del detritus generado alcanza las cadenas tróficas marinas en el detritus (Mckinnon y Klumpp, 1998).

Las especies de mangle presentes en el Mar de Cortés son principalmente: *Avicennia germinans* (mangle negro), *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Languncularia racemosa* (mangle blanco) y *Conocarpus erecta* (Fig. 4, Mitsch y Gosselink, 2000).

Avicennia germinans es el mangle de color más claro. El mangle negro tiene hojas opuestas, de gris-verdoso pálido, brillantes en la parte superior y frecuentemente se encuentran incrustadas con sal. Las hojas son mayores que la mayoría de los mangles, de 4.5 a 15 cm de largo y son de forma oblonga a lanceolada. Los árboles crecen hasta 8 m de alto. Las flores son pequeñas -0.2 cm- de color blanco a amarillo y florecen de noviembre a mayo. El fruto es como de 1 centímetro y tiene una forma oblicua irregular. Esta especie puede crecer con el mangle rojo y el mangle dulce, a lo largo del Pacífico y el Golfo. Esta especie es una de las pocas que no crece sobre raíces peraltadas (Mitsch y Gosselink, 2000) y es la más común en el Golfo de California.

Rhizophora mangle tiene una corteza rojiza-café y hojas de textura gruesa color verde oscuro, que miden de 5 a 15 cm de largo. Las flores, son color blanco a crema, miden 1.6 a 2.4 cm y producen un fruto ovoide color café oscuro de 3 cm de largo. El mangle rojo florea de marzo a noviembre. Dentro del fruto se forma una semilla vivípara que tiene forma de lanza y flota. El fruto crece de 2 a 25 cm de largo con la semilla ya germinada. Este es el mangle más común en el Sur del Golfo de California y está presente en bahías y estuarios. *Rhizophora mangle* está sólidamente adaptado a las condiciones acuáticas, este arbusto crece "con sus pies en el agua" (Mitsch y Gosselink, 2000).

Languncularia racemosa tiene dos protuberancias (glándulas) sobre los peciolos de las hojas y prominentes raíces pivotantes. Las hojas son opuestas, elípticas, redondeadas en ambos extremos, de 4-10 cm de largo y 2.5-5 cm de ancho; son carnosas, ligeramente suculentas, sin pelos o tricomas y sin venas visibles. Las flores se dan en espigas terminales y florecen de julio a octubre. Tiene frutos de forma almendrada con una ranura y son, algunas veces, vivíparos. Crece comúnmente a lo largo de *Rhizophora* y *Avicennia* (Mitsch y Gosselink, 2000).



Figura 4. Cuatro especies de mangle. De izquierda a derecha, comenzando arriba a la izquierda: *Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Maytenus phyllanthoides*. El alargado y delgado fruto del *Rhizophora* es el propágulo vivíparo que contiene una semilla pre-germinada. El peciolo verde en la parte superior es el tallo y la punta café es la raíz. Todo el fruto flota verticalmente en el agua como una alta y delgada boya que va a la deriva hasta que la raíz choca con lodo, ahí enraiza y crece. (<http://www.oceanoasis.org/fieldguide/mangroves-sp.html>).

2.5 La Clorofila-a como indicador del estado de eutrofización de los ecosistemas

Las algas Planctónicas se han utilizado como bioindicadores de la calidad del agua durante mucho tiempo. Las determinaciones de biomasa desde el volumen celular de las algas bajo el microscopio son dificultosas e imprecisas; de esta forma, la gran mayoría de los estudios acuáticos han usado la clorofila-a, el pigmento fitoplanctónico dominante, como un índice de la biomasa de las algas (Kalff, 2003). La clorofila-a del fitoplancton se ha utilizado como una estimación del estado trófico en sistemas acuáticos y es un buen indicador de la carga de nitrógeno y de fósforo. Una comprensión mejor de los mecanismos y las tendencias de las sucesiones del fitoplancton o los “blooms” algales y sus interacciones con las actividades humanas

puede desempeñar un papel importante en la supervisión de la eutrofización costera (Linton y Warner, 2003).

La comunidad del fitoplancton es un indicador estable, sensible, confiable y eficiente de la calidad del agua en lagunas costeras con mangle, en condiciones eutróficas (Linton y Warner, 2003).

Para conocer el nivel de eutrofización de un sistema determinado se suele medir el contenido de clorofila-a en la columna de agua y este valor se combina con otros parámetros como el contenido de fósforo y de nitrógeno y el valor de penetración de la luz (Linton y Warner, 2003).

III MATERIALES Y METODOS

3.1 Zona de estudio

La presente investigación se realizó en la región de Yavaros, Sonora, en la laguna de Moroncarit localizada en la costa Sur del estado de Sonora, pocos kilómetros al Sur de la ciudad de HUATABAMPO (Figura 5). Se extiende aproximadamente entre los 26° 40', 26° 45' de latitud Norte, 119° 50' y 119° 25' de longitud Oeste. La bahía de Yavaros, geográficamente corresponde con parte de un extenso complejo sedimentario constituido por lagunas costeras y deltas de ríos, que se extiende por 600 km aproximadamente, entre el Río Yaqui, (Sonora), y San Blas, (Nayarit). Dicho complejo ha sido muy poco estudiado, salvo las lagunas de Topolobampo, (Sinaloa), la bahía de Yavaros (Sonora) y de Huizache y Caimanero (Sinaloa) y las del sur de Nayarit y Sur de Sinaloa. El clima de la región es semiárido, con lluvias en verano. La temperatura media mensual es de 30°C y la evaporación es diez veces superior a

la precipitación pluvial. Los vientos dominantes son del Sureste en el verano y del Noroeste en el resto del año (Ayala-Castañares et al., 1980).

El área estudiada corresponde al flanco sureste del Delta del Río Mayo, que es el más desarrollado. La laguna de Moroncarit es una pequeña laguna muy somera formada durante la evolución del delta del río Mayo que fue rápidamente rellenada por sedimentos deltáicos y cerradas con materiales arenosos aportados por las corrientes de litoral, de manera similar a como en la actualidad se está formando una estructura parecida en las proximidades de Santa Bárbara, Sonora. La profundidad media de laguna es de 0,30 m y la máxima de 0,50 m (Ayala-Castañares et al., 1980).

En esta región los manglares no están bien desarrollados y se encuentran restringidos principalmente al estuario del Río Mayo, a esta laguna y hacia sotavento de las barreras litorales (Ayala-Castañares et al., 1980).

El área de la laguna de Moroncarit es de 4.7 km². Las especies de mangle presentes son *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans* y en menor grado *Rhizophora mangle*.

Existen drenes del Distrito de Riego que desembocan en distintas partes de la región y evidentemente modifican las características ecológicas y sedimentológicas del área. Algunos drenes, como el Yavaros, el “L”, el “O” y el Huatabampo, acarrear cantidades considerables de terrígenos en suspensión que contribuyen a llenar de sedimentos a las lagunas de Yavaros y Moroncarit (Ayala-Castañares et al., 1980).

3.2 Periodos y áreas de muestreo

Se realizaron muestreos durante 2 semanas consecutivas en el mes de septiembre del 2004 (Tabla 2), en 4 puntos de muestreo, abarcando los diferentes estadios de

mareas (viva y muerta), así como en pleamar y bajamar (se tomo 1 muestra en cada punto para cada subida y bajada en cada estuario).

Los 4 puntos de muestreo (Tabla 2 y Figura 5), son representativos de las condiciones existentes en el sistema, pudiendo registrar los efectos del intercambio del sistema lagunar con el mar (Bahía de Yavaros). En este lugar desemboca un dren que transporta tanto aguas residuales agrícolas como urbanas procedentes de la localidad de Huatabampo y del distrito de riego número 038 del valle del Mayo.

Tabla 2. Fechas de muestreo, mareas y puntos de muestreo (MP : Marea muerta pleamar, MB : Marea muerta bajamar, Y-1 : Yavaros punto de muestreo 1, Y-2: Yavaros punto de muestreo 2, Y-3 : Yavaros punto de muestreo 3, Y-4 : Yavaros punto de muestreo 4).

Fecha	Marea	Punto de muestreo	Punto de muestreo	Punto de muestreo	Punto de muestreo
01-Sep	MP	-	Y-2	Y-3	Y-4
01-Sep	MB	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
02-Sep	MP	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
02-Sep	MB	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
03-Sep	MP	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
03-Sep	MB	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
08-Sep	VP	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
08-Sep	VB	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
09-Sep	VP	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
09-Sep	VB	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
10-Sep	VP	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
10-Sep	VB	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4

La toma de muestras se realizó diariamente del 1 al 3 de septiembre en marea muerta y del 8 al 10 de septiembre en marea viva en dos ocasiones: en cada pleamar y bajamar correspondiente. Las muestras se recolectaron en frascos de plástico con capacidad para 4 litros previamente lavados con ácido clorhídrico (HCl). Se midieron en campo temperatura, oxígeno, conductividad, salinidad y transparencia (disco de Secchi). Las muestras, una vez recolectadas, se mantuvieron a temperaturas menores de 4°C durante el transporte al laboratorio donde se realizaron los análisis correspondientes.

El nivel del agua se midió con sensores automáticos de presión Levellogger LT-M10 de Solinst. La temperatura, oxígeno disuelto y la conductividad/salinidad se registraron con un YSI-85 multiparameter probe. La transparencia se midió con un disco Secchi convencional.

3.3 Equipo utilizado en el laboratorio y métodos de análisis

- ❖ Balanza analítica marca SARTORIUS modelo CP 225 D.
- ❖ Mufia. marca: SYBRON/THERMOYNF 2000 FURNAE, modelo: PO2025P.
- ❖ Horno Thelco. Marca: PRECISION SCIENTIFIC (PS).
- ❖ Espectrofotómetro. Marca: GBC INSTRUMENTACIÓN; modelo: CINTRA 5.
- ❖ Digestor Kjeldahl. Marca: LABCONCO.
- ❖ Bomba de Vacío. Marca: MARATÓN ELECTRIC; modelo: 5QM56C1701240D.
- ❖ Autoanalizador. Marca: TECHNICON II.
- ❖ Refrigerador. Marca: PHILLIPS.

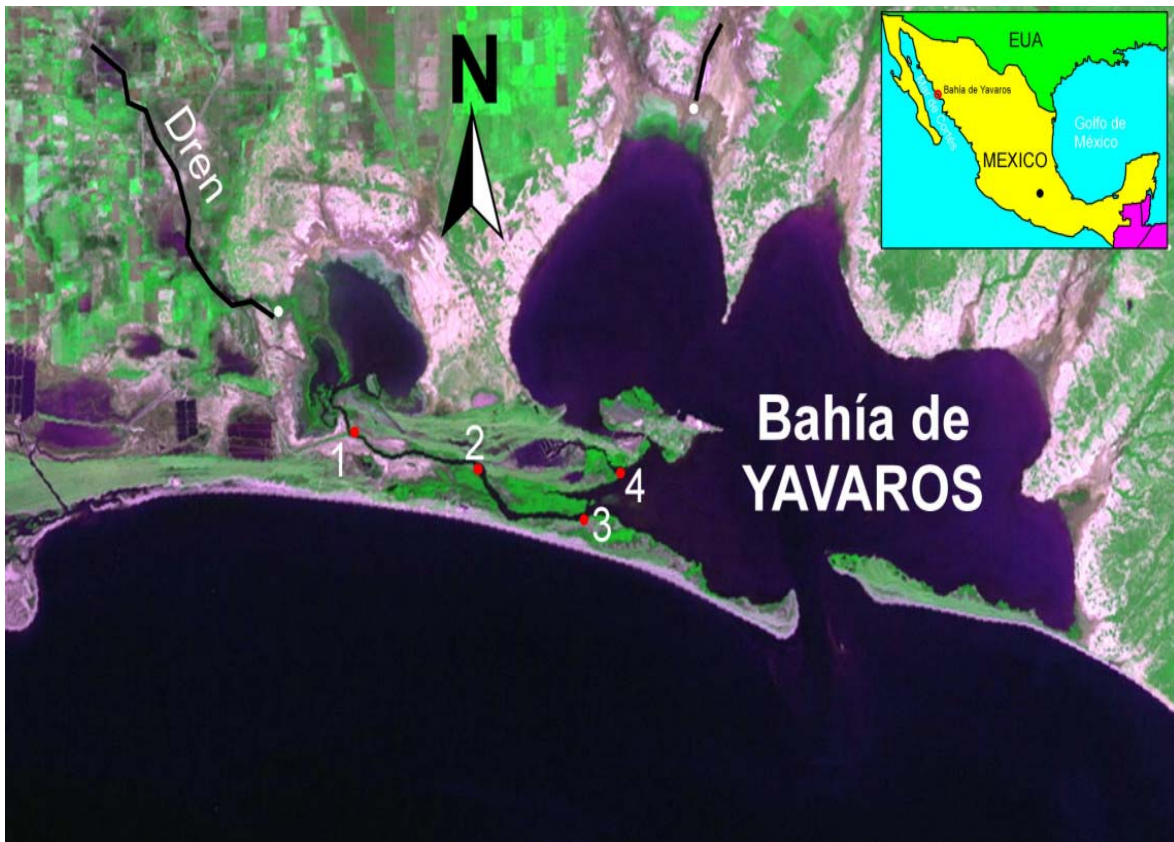


Figura 5.- Ubicación del área de estudio y los puntos de muestreo (son los que se señalan con puntos rojos).

Las metodologías de análisis y su identificación, para cada uno de los parámetros estudiados, se presentan en la tabla 3. Los procedimientos de los análisis se tomaron de acuerdo a APHA (1998).

Tabla 3.- Parámetros, claves y metodologías utilizadas.

PARAMETRO	CLAVE	MÉTODO
Sólidos totales	ST	Stricker and Parsons (1998); NMX-AA-034-SCFI-2001.
Sólidos suspendidos totales	SST	Stricker and Parsons (1998); NMX-AA-034-SCFI-2001.
Nitrógeno orgánico	N-Org	Kjeldahl. NMX-AA-026-SCFI-2001
Nitrógeno amoniacal	N-NH3	Fenol-Hipoclorito con Nitroprusiato de sodio. Stricker and Parsons (1998).
Nitrógeno total	N-Tot	N-Org + N-NH3
Nitratos	NO3	Automatizado Reducción por Cadmio Stricker and Parsons (1998).
Ortofosfatos	PO4	Cloruro Estanoso Stricker and Parsons (1998).
Fósforo total	P-Tot	Cloruro Estanoso NMX-AA-029-SCFI-2001APHA.
Clorofila -a	Chla	Stricker and Parsons 1998

IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Variación de nivel

La marea muerta se presentó en los días 1, 2 y 3 de septiembre de 2004, mientras que la marea viva lo hizo a los días 8, 9 y 10 de Septiembre de 2004. Las mareas son diurnas (24 horas) y semidiurnas (12 horas), siendo esta última mas patente en los ciclos de marea muerta. En la figura 6 se presenta las variaciones del nivel de agua durante el periodo de muestreo. El nivel de agua mayor fue de 243,4 cm de profundidad mientras que el más bajo que se alcanzó fue de 133,4 cm; con una Amplitud de 110 cm, del punto 2.

Durante todo el periodo de observación se registró un descenso generalizado del nivel de agua, en todo el sistema, como respuesta a la reducción de la descarga de

aguas residuales, principalmente urbanas, puesto que no existió riego agrícola durante este periodo.

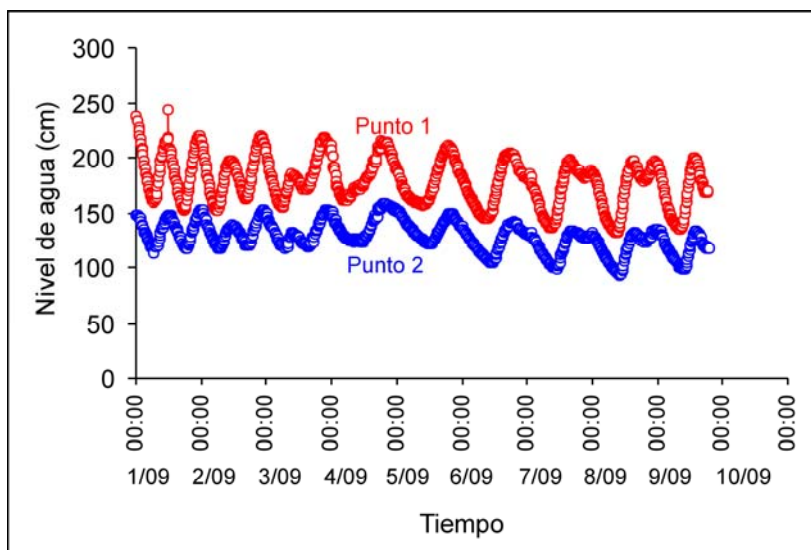


Figura 6.- Datos de nivel de agua en el canal del Moroncarit para el período comprendido entre el 1 y el 10 de Septiembre del 2004.

4.2 Oxígeno Disuelto, Temperatura, Salinidad y Transparencia

En la figura 7 se muestran los datos de Oxígeno disuelto (mg/l) medidos en cada punto de muestreo. La concentración de oxígeno disuelto (OD) varió de 0.01 a 5.23 mg/L, presentando una relación estrecha con las pleamares y bajamares, más patente en los puntos de muestreo Y-1 y Y-2 (Fig. 7).

En Y-3, se presenta el promedio más alto (3.02 ± 0.27 mg/L), en la marea muerta pleamar (MP), en la marea muerta bajamar (MB) el promedio más alto (2.87 ± 1.74 mg/L) corresponde al punto Y-2. En la marea viva los promedios más altos (2.67 ± 1.48 mg/L) para pleamar (VP) y con un valor de (2.92 ± 1.51 mg/L) en bajamar (VB) corresponden para el punto Y-3.

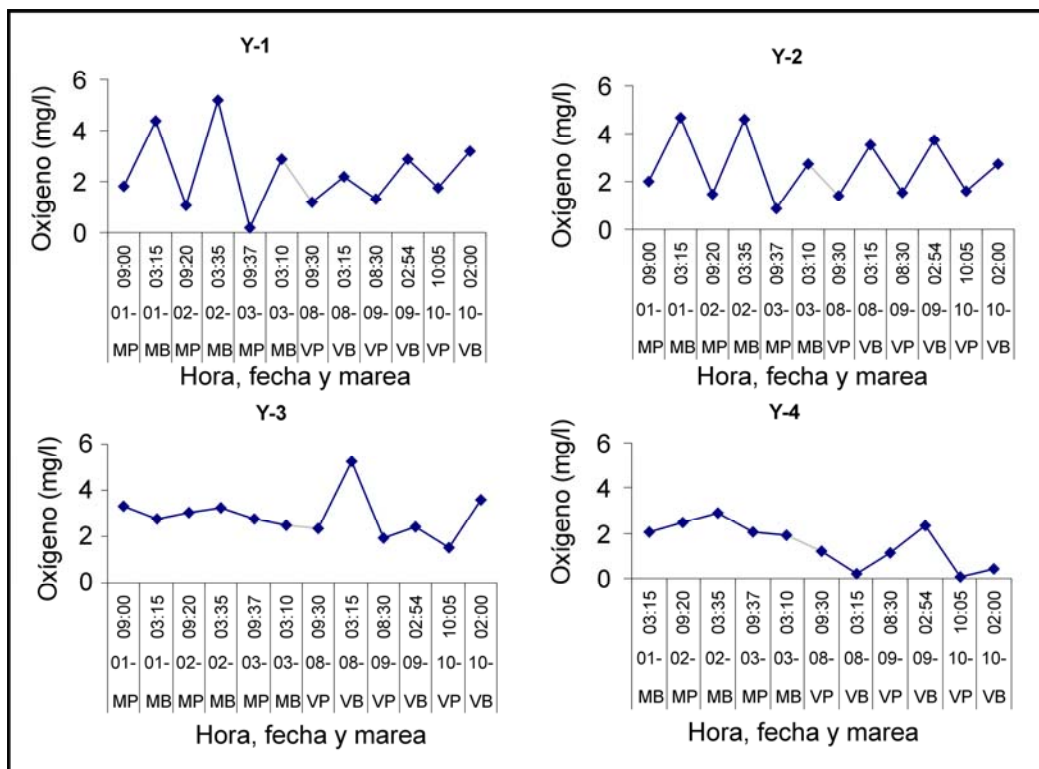


Figura 7.- Concentración de oxígeno disuelto (mg/l) en cada punto de muestreo durante el estudio.

Los valores más altos se dan en la marea muerta, en todos los puntos de muestreo excepto en Y-3. Los valores más bajos también se registraron en este ciclo de marea, durante la bajamar, mostrando la fuerte variación del oxígeno en función del sentido del flujo. Este fenómeno, relativo a los mínimos, puede deberse a que el agua que entra hacia la laguna desde la bahía es rica en oxígeno, es consumida en el ecosistema debido a la importante carga orgánica presente.

El oxígeno es el producto secundario de la fotosíntesis, que es utilizado por los microorganismos aeróbicos para reducir la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) (Moshiri, 1993).

La reducción de DBO conduce a un aumento en nutrientes disponibles y oxígeno disuelto (DO); así cuando la temperatura aumenta, especialmente en el verano,

también aumentan los nutrientes disponibles y el oxígeno disuelto, creando una condición ideal para el crecimiento de las algas, pudiendo provocar floraciones algales (Moshiri, 1993).

La temperatura durante el periodo de estudio osciló entre los 27.7 y los 33.6 °C. Y-1 fue el único punto de muestreo donde la temperatura fue estable debido probablemente a su proximidad a la laguna y a la influencia de las aguas someras de ésta. En todas las estaciones de muestreo se registró un incremento de la temperatura, más visible en el periodo de marea viva (Fig. 8).

Las temperaturas más altas se dieron en pleamar en el punto Y-3. En bajamar los máximos aparecieron Y-1. En los dos escenarios de mareas las temperaturas registradas en bajamar fueron más altas (Fig. 8).

En Y-1, en los dos escenarios de marea (muerta y viva); así como en los diferentes estadios (pleamar y bajamar) se dieron las temperaturas más altas en todo el sistema (Fig. 8). El valor promedio en marea MP (29.46 ± 1.44 °C), en marea MB (29.70 ± 1.15 °C). Además en marea VP (30.98 ± 1.43 °C) y en marea VB (31.82 ± 1.50 °C). Los picos máximos se presentaron en marea viva bajamar y los mínimos lo hicieron en la marea muerta pleamar.

La conductividad en el área estudiada varió de 3.9 a 84.4 mS (Fig. 9). Y-1 y Y-2 presentan una gran similitud. En los 4 puntos de muestreo se aprecia que durante la marea viva la conductividad fue inferior (Fig. 9).

En el punto Y-3 durante la marea muerta (tanto en pleamar como bajamar) la conductividad se mantuvo prácticamente constante, oscilando de 55.2 a 55.7 mS. Sin embargo, al igual que en los demás puntos, en las bajamares prosperaron valores más altos de conductividad comparados con los de pleamares (Fig. 9).

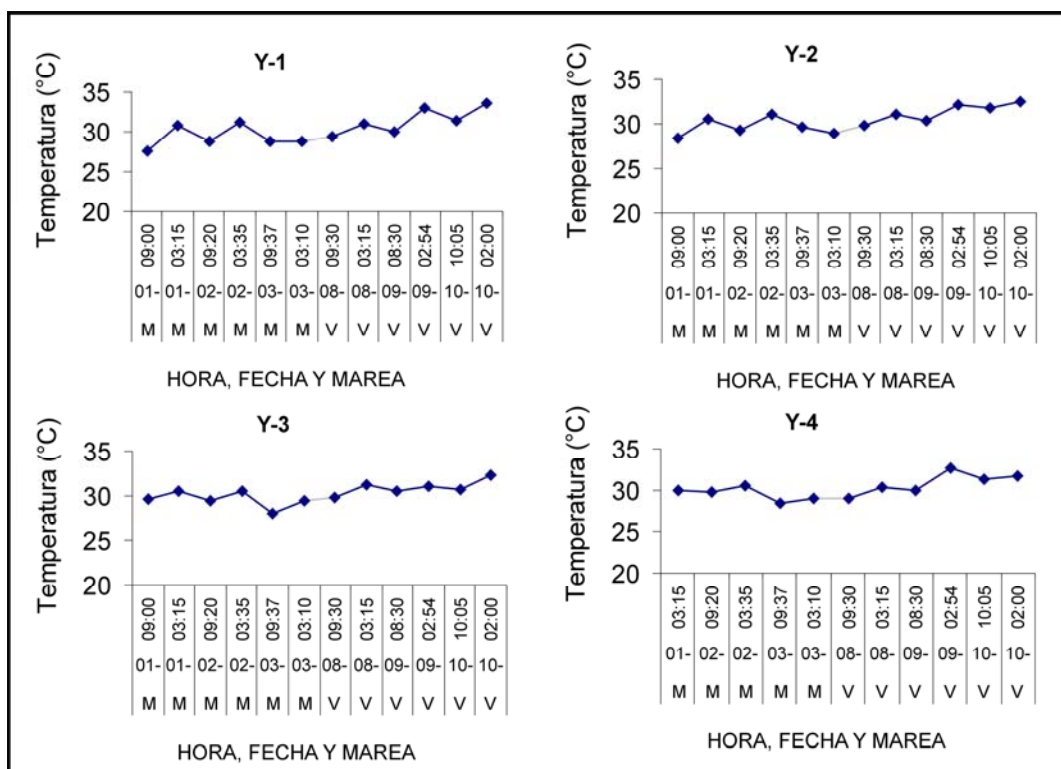


Figura 8.- Variación de la temperatura (°C) en cada punto de muestreo durante el estudio.

En marea viva, al contrario de lo que podía esperarse, aparecieron los valores de conductividad más bajos (Fig. 9). Los valores absolutos más altos los presento Y-4, mientras los más bajos se registraron en Y-1 (Fig. 9).

Finalmente, la salinidad osciló entre 1.9 y 36.8 ppt, mostrando una oscilación del sistema lagunar desde condiciones oligohalinas (0,5 a 5 ppt) a euhalino (30 a 40 ppt) (Pickard y Emery, 1990). En este escenario la clorinidad (Cl) varió de 1.05 a 20.37 ppt.

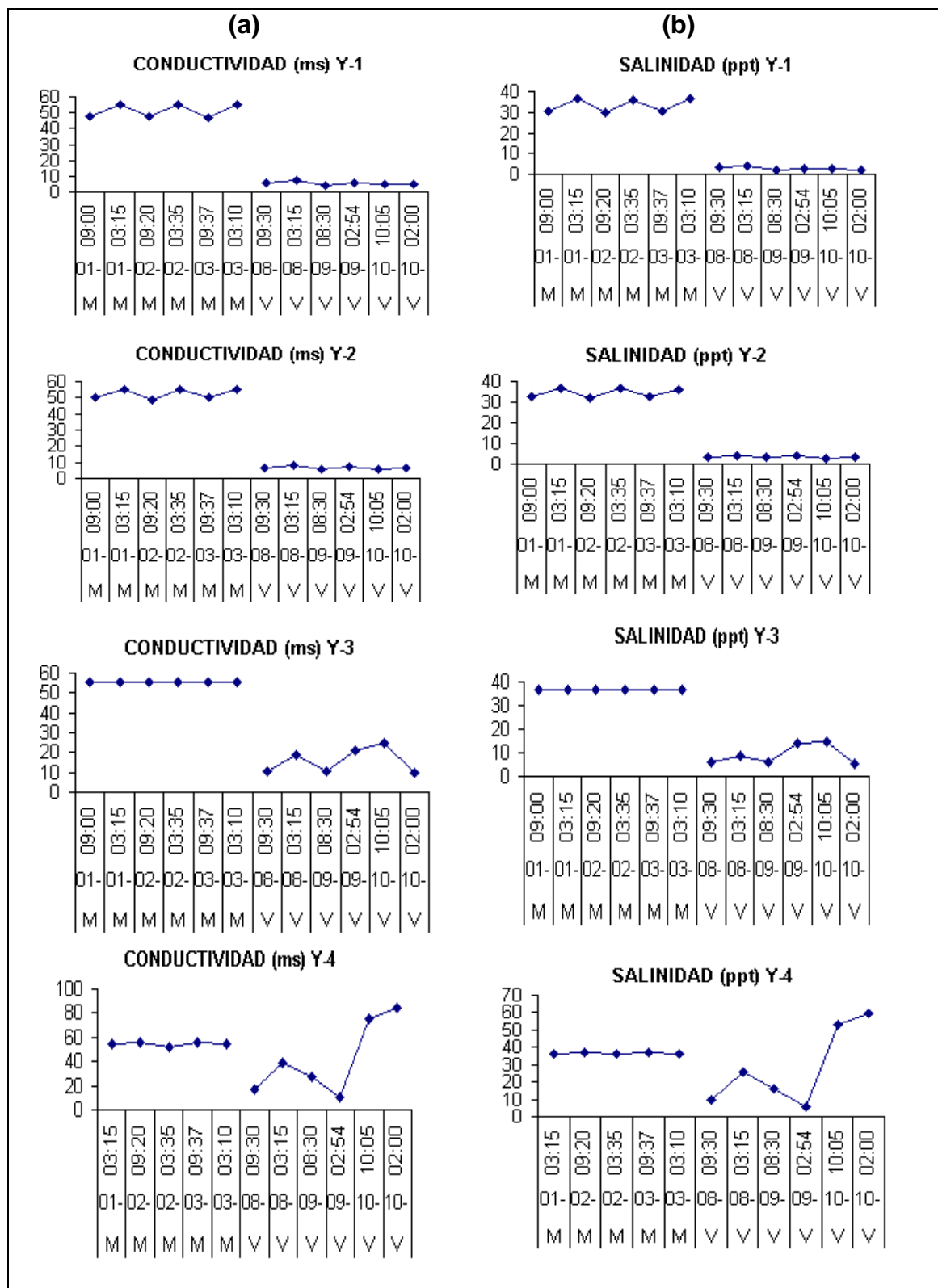


Figura 9.- a) Conductividad (mS) y b) salinidad (ppt) obtenida en cada punto de muestreo durante el estudio.

En la Fig. 10 se muestran los valores de transparencia, medidos con el disco de Secchi. Los valores oscilaron entre 20 y 92 cm, con grandes diferencias comparativas entre los 4 puntos de muestreo. Los valores más altos se dieron en los puntos próximos a la bahía y los más bajos en los próximos a la laguna (Fig. 10). Los valores más altos de transparencia se registraron en las bajamares en todos los puntos de muestreo, mientras que los más bajos se presentaron durante las pleamares posiblemente relacionado con el transporte más efectivo de sólidos desde la bahía a la laguna (Fig. 10).

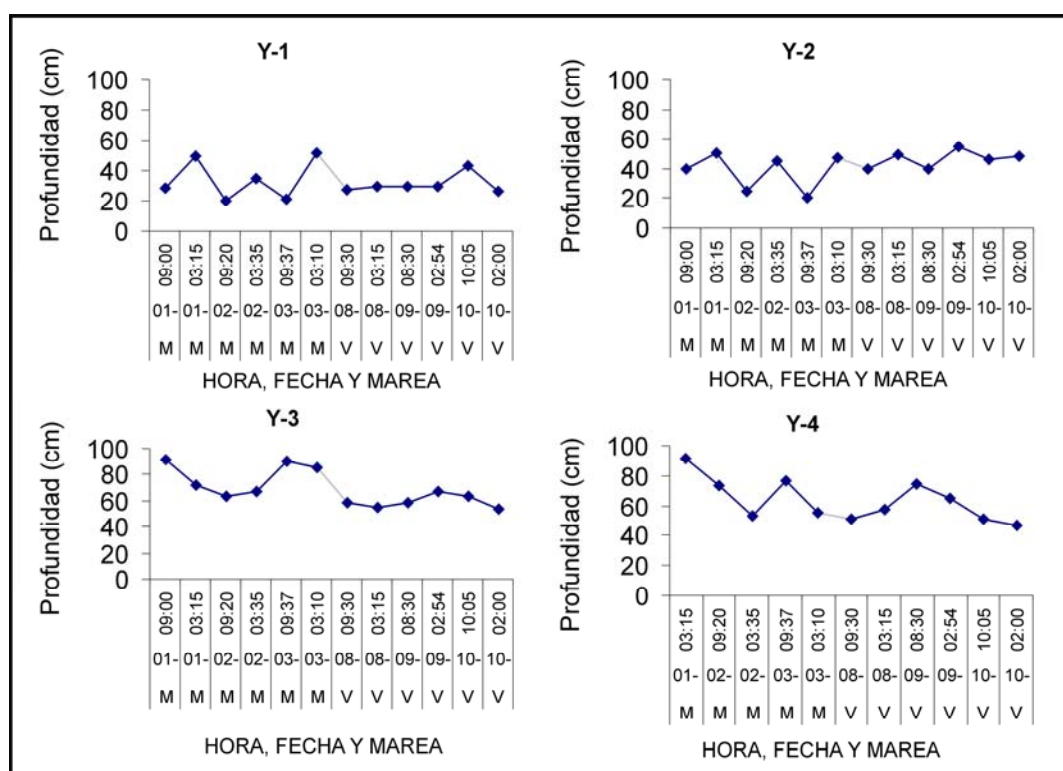


Figura 10. Transparencia del agua medida con disco de Secchi en cada lugar de muestreo durante el estudio.

Los promedios más altos obtenidos correspondieron, en marea muerta, al punto Y-3 tanto en pleamar ($76,8 \pm 13,37$ cm), como en bajamar ($75,4 \pm 11,63$ cm). Por el

contrario al punto Y-4 le corresponden los promedios más altos en marea viva tanto en pleamar ($59,8 \pm 10,26$ cm) como en bajamar ($59,0 \pm 11,22$ cm).

Y-3 y Y-4 mostraron los picos más altos en el escenario de marea muerta pleamar (MP) mientras que los valores más bajos se presentaron en el escenario de marea muerta pleamar en los puntos Y-1 como en Y-2 (Fig. 10). Finalmente la transparencia fue más estable durante la marea viva (Fig. 10).

4.3 Sólidos Totales (ST) y Sólidos Suspendidos Totales (SST)

En la tabla 4 se pueden apreciar los resultados de estadística descriptiva para cada punto de muestreo. Respecto a los sólidos totales tuvo valores absolutos altos en ella se puede observar que Y-3 fue el que registró los valores más altos durante las mareas muertas y durante las mareas vivas en bajamar, mientras que en Y-4 lo hizo en la marea viva pleamar. Estos resultados son correlativos con la proximidad al mar y o la salinidad; sin embargo, son complementarios a los resultados obtenidos de transparencia. Los valores más bajos de ST se registran en los puntos de muestreo próximos a la laguna (Tabla 4).

Tabla 4.- Promedio \pm desviación estándar para los sólidos totales (ST) en mg/L en cada punto de muestreo del manglar de la laguna de Moroncarit.

	Marea	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
Media	MP	40307	40074.40	45149.60	43760.00
SD	MP	3247.53	2777.07	2274.74	2425.89
Media	MB	41743.20	40537.00	44282.40	35469.80
SD	MB	2857.23	2918.56	2311.61	16144.05
Media	VP	3441.80	4221.00	8178.60	8267.20
SD	VP	707.85	619.49	1266.15	2429.59
Media	VB	3232.20	4227.20	7906.80	7388.00
SD	VB	595.70	621.33	1659.21	1648.41

La cantidad de sólidos totales presentes en el agua fue muy superior en la marea muerta comparada con la viva y también la variabilidad debida a las subidas y

bajadas del nivel (Fig. 11). Con estos patrones, en Y-4 fue donde se obtuvo menor variación dentro de cada ciclo, aunque el comportamiento en todos los puntos de muestreo fue muy similar (Fig.11).

Los picos máximos se presentan en el estadio de bajamar en marea muerta, y los picos mínimos se presentan en marea viva bajamar.

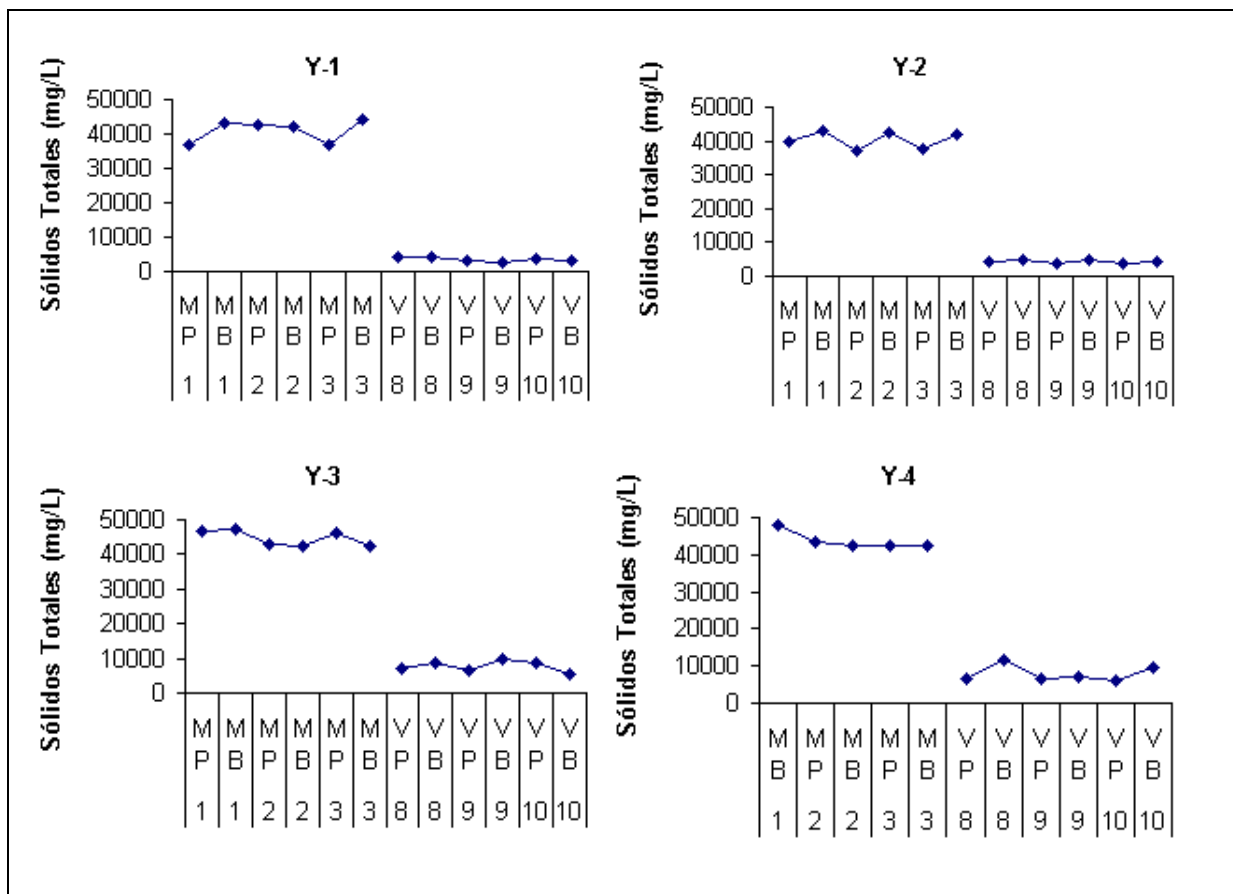


Figura 11.- Sólidos Totales (ST) para cada punto de muestreo durante el periodo de estudio.

Al igual que con los sólidos totales (ST), la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) fue mayor en marea muerta, pero sobresale un patrón más claro donde los valores más altos se dan en las pleamares (Tabla 5, Fig. 12).

Tabla 5.- Promedios \pm desviación estándar para los Sólidos Suspendidos Totales (mg/l) en cada punto de muestreo de manglar de la laguna Moroncarit.

	Marea	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
Media	MP	72.60	58.60	54.60	36.80
SD	MP	18.61	16.07	20.98	12.19
Media	MB	70.80	49.60	49.60	32.80
SD	MB	19.58	15.79	21.16	16.93
Media	VP	36.80	32.20	15.60	23.80
SD	VP	14.06	35.40	2.88	5.89
Media	VB	27.20	15.20	14.60	23.50
SD	VB	13.18	8.47	2.70	6.76

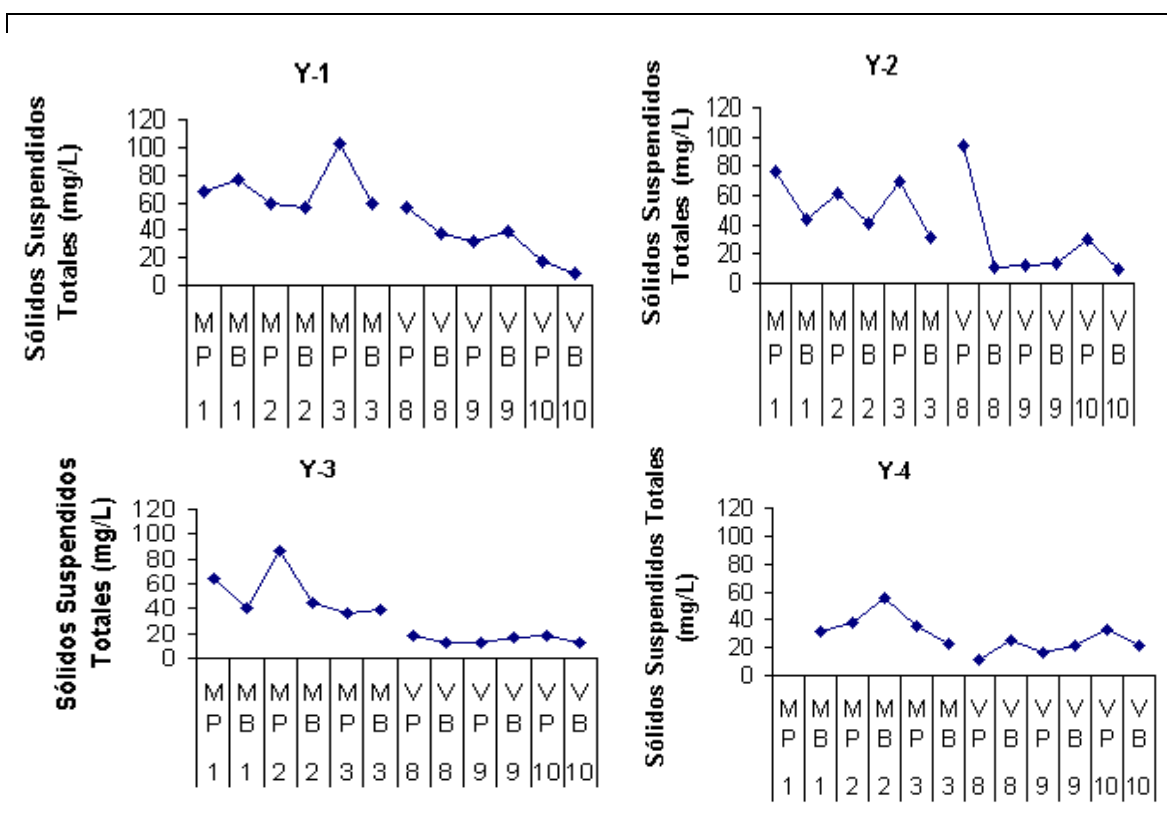


Figura 12.- Comportamiento de los Sólidos Suspendidos Totales (SST; mg/l) en cada punto de muestreo durante el periodo de estudio.

Al contrario de lo observado en los sólidos totales, los sólidos suspendidos totales fueron siempre mayores en Y-1 e Y-2 relativo a los valores de transparencia (Tabla 5, Fig. 12). El promedio más alto se obtuvo en Y-1 durante la marea muerta y

pleamar y el más bajo en Y-3 durante la marea viva y bajamar (Tabla 5). La variabilidad también fue mayor en la marea muerta.

Estos resultados confirman como la turbidez del sistema se incrementa hacia el cuerpo de la laguna y que esa turbidez es debida, mayormente, al seston orgánico procedente del detritus generado en los manglares (Alongi, 1998) y del procedente de las descargas de aguas residuales en la laguna.

4.4 Nutrientes (N y P)

a) Nitrógeno

En ambos escenarios de mareas (Muerta y viva) es mayor el contenido de $N-NH_3$ en los pleamares comparado con las bajamares, lo que implicaría una mayor aportación desde la bahía hacia la laguna (Fig. 13). Sin embargo, este patrón es variable y dificulta la interpretación del origen (Tabla 6, Fig. 13). En cualquier caso, en marea muerta los registros medios fueron superiores y con diferencias no significativos entre los diferentes puntos de muestreo (Test de Wilcoxon $P > 0.05$). Esto muestra que la movilidad en el sistema lagunar-bahía son altas y que son altas también las características en ambos sistemas. A pesar de ello, los registros obtenidos en el punto Y-4, ubicados en la descarga de una granja camaronicola, son menores que las obtenidas en la laguna, colocando a esta como fuente principal de amonio al sistema.

Los valores más altos se obtuvieron en promedio en el punto de muestreo intermedio, aunque también la mayor variabilidad (Tabla 6).

Tabla 6.- Promedio \pm desviación estándar en las concentraciones de Nitrógeno Amoniacal (N-NH₃) en mg/L para cada punto de muestreo.

	Marea	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
Media	MP	0.97	1.28	0.96	0.40
SD	MP	0.96	0.99	0.96	0.25
Media	MB	0.55	0.91	0.89	0.36
SD	MB	0.57	0.99	1.01	0.23
Media	VP	0.29	0.30	0.31	0.30
SD	VP	0.07	0.05	0.08	0.09
Media	VB	0.25	0.28	0.28	0.30
SD	VB	0.06	0.07	0.08	0.10

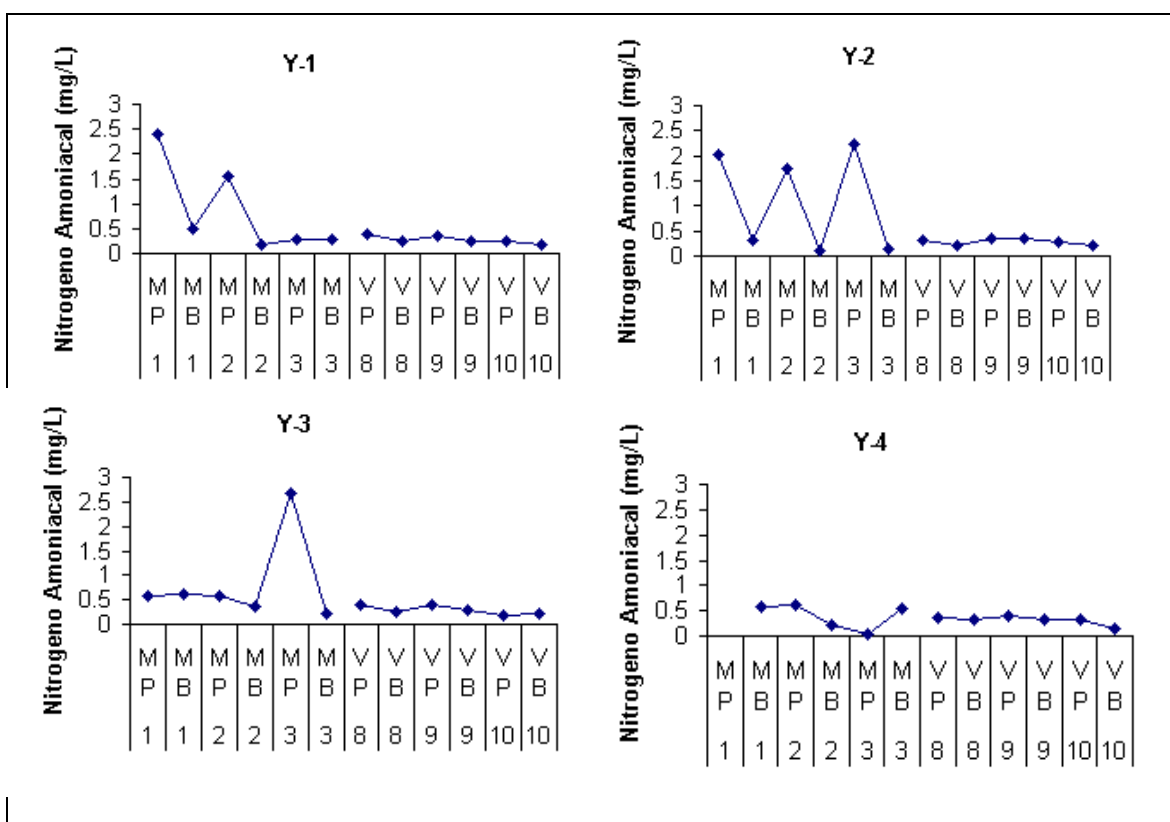


Figura 13.- Comportamiento del Nitrógeno Amoniacal (N-NH₃; en mg/l) para cada punto de muestreo durante el estudio.

El promedio más alto correspondió al punto Y-3 en el escenario de marea muerta bajamar (0.21 ± 0.36 mg/L), por el contrario el promedio más bajo se dio en el punto Y-1 en el escenario de marea muerta pleamar (20.84 ± 25.46 mg/L).

Observando la Figura No. 14; puede comprobarse que, salvo excepciones, los valores en marea muerta y viva fueron muy similares y sin una pauta clara. El pico máximo correspondió al punto Y-3 con un valor de 0.85 mg/L en marea muerta pleamar, mientras el pico mínimo al Y-2 en marea viva pleamar con un valor de 0.01 mg/L. Y-4 presentó los valores más bajos (Tabla 7).

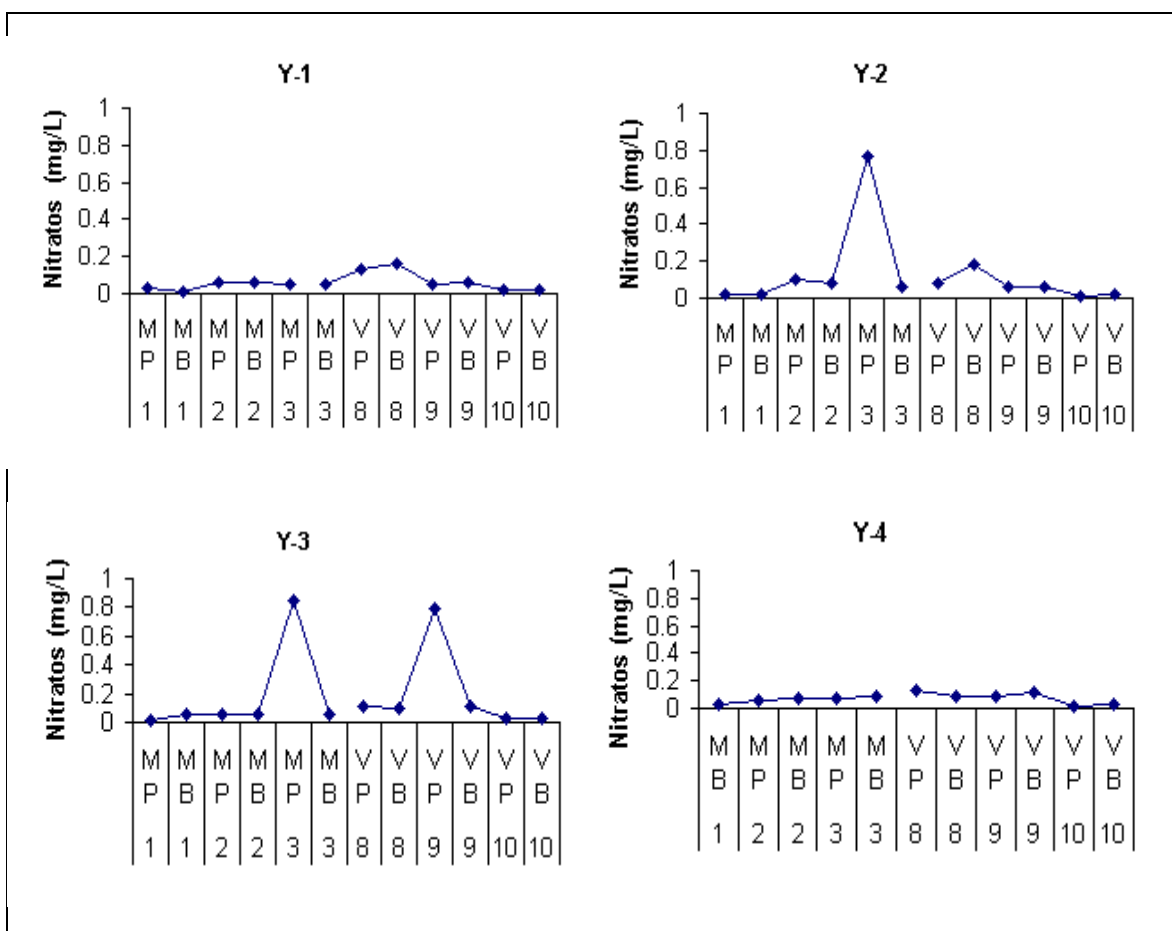


Figura 14.- Comportamiento de Nitratos (NO_3) para cada punto de muestreo durante el periodo de estudio.

Tabla 7.- Promedio \pm desviación estándar de Nitratos (NO_3) en mg/L para cada punto de muestreo durante el estudio.

	Marea	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
Media	MP	0.04	0.20	0.20	0.06
SD	MP	0.02	0.32	0.36	0.02
Media	MB	0.05	0.21	0.21	0.08
SD	MB	0.02	0.32	0.36	0.03
Media	VP	0.08	0.08	0.23	0.06
SD	VP	0.06	0.06	0.32	0.04
Media	VB	0.06	0.07	0.21	0.06
SD	VB	0.06	0.07	0.33	0.05

Los valores más altos en promedio de Nitrógeno orgánico (N-Org) se registraron en el punto Y-1 en el escenario de marea muerta pleamar (33.40 ± 34.28 mg/L); por el contrario los promedios más bajos se presentaron en la marea viva, particularmente en pleamar (1.70 ± 0.28 mg/L) en el punto Y-4.

En las pleamares, la concentración de N-Org fue mayor en marea muerta que en marea viva, en Y-1 y Y-2 (Fig. 15). Sin embargo, los puntos Y-3 y Y-4, el comportamiento fue al contrario, mayor en marea viva pleamar, y menor en marea muerta pleamar. Durante la marea viva los valores registrados fueron muy similares (Fig. 15).

Los picos máximos se presentan en la marea muerta en el estadio de pleamar, observándose en el punto Y-1 (Fig. 15). Los picos mínimos se presentan en la marea muerta en el punto Y-4.

Estos resultados muestran como el sistema es más activo en periodos de calma con mayores entradas de N-Org desde la bahía. Este extraño comportamiento parece más bien marcar un gradiente de concentración desde la bahía a la laguna que en los ciclos hidrodinámicos activos generarían una exportación de nitrógeno orgánico hacia el mar, por el lavado de los sedimentos, acumulados en la laguna.

Así en los períodos de calma, donde el flujo no puede suspender el material sedimentado, la mayor concentración se da en la bahía, siempre con mayor energía hidrodinámica (oleaje) que la laguna.

Tabla 8.- Promedio \pm desviación estándar del N-Org (mg/L) para cada punto de muestreo.

	Marea	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
Media	MP	2.44	1.31	0.80	1.12
SD	MP	1.58	1.05	0.15	0.71
Media	MB	2.17	1.36	0.77	1.33
SD	MB	1.70	1.04	0.20	0.78
Media	VP	1.74	1.77	1.78	1.70
SD	VP	0.13	0.13	0.19	0.28
Media	VB	1.70	1.75	1.79	1.74
SD	VB	0.12	0.13	0.20	0.31

El nitrógeno total sigue el mismo comportamiento que el orgánico: mayor concentración en marea muerta y con gradientes que van de la bahía (Y-1) a la laguna (Y-3), al contrario de lo que ocurre durante la marea viva (Tabla 9), bajo las mismas circunstancias que se han comentado previamente.

Las concentraciones de N-Tot son siempre menos variables en las mareas vivas (Fig. 16) debido a la movilización más activa y a un mayor flujo.

El pico máximo se presentó en la marea muerta en el estadio de pleamar con un valor de 5.499 mg/L, y el mínimo también en marea muerta bajamar con un valor de 0.528 mg/L, lo que nota la repetibilidad de la marea en la carga de Nitrógeno.

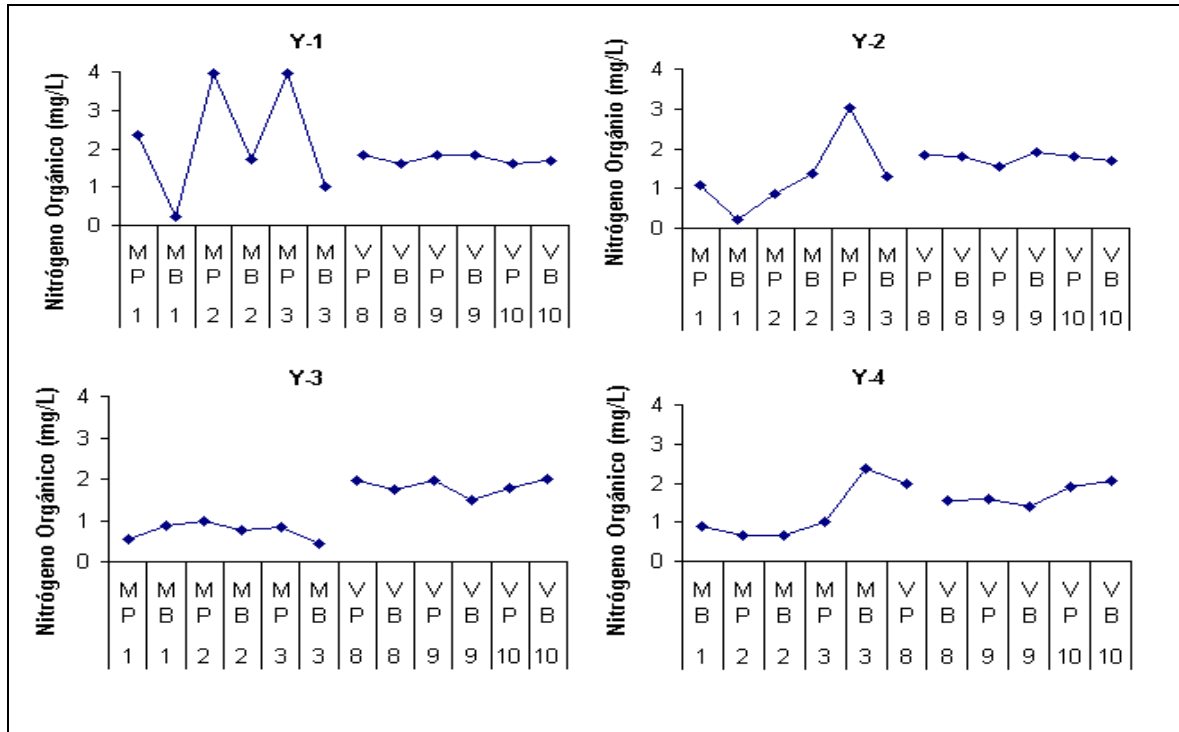


Figura 15.- Concentración de Nitrógeno Orgánico (N- Org) en cada punto de muestreo de la laguna Moroncarit durante el estudio.

Tabla 9.- Promedio \pm Desviación estándar de las concentraciones de N-Tot (mg/L) para cada punto de muestreo.

	Marea	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
Media	MP	3.42	2.59	1.76	1.52
SD	MP	2.02	1.78	0.99	0.81
Media	MB	2.73	2.26	1.66	1.69
SD	MB	2.04	1.82	1.08	0.88
Media	VP	2.02	2.07	2.09	2.00
SD	VP	0.18	0.13	0.24	0.22
Media	VB	1.95	2.03	2.07	2.03
SD	VB	0.16	0.15	0.21	0.25

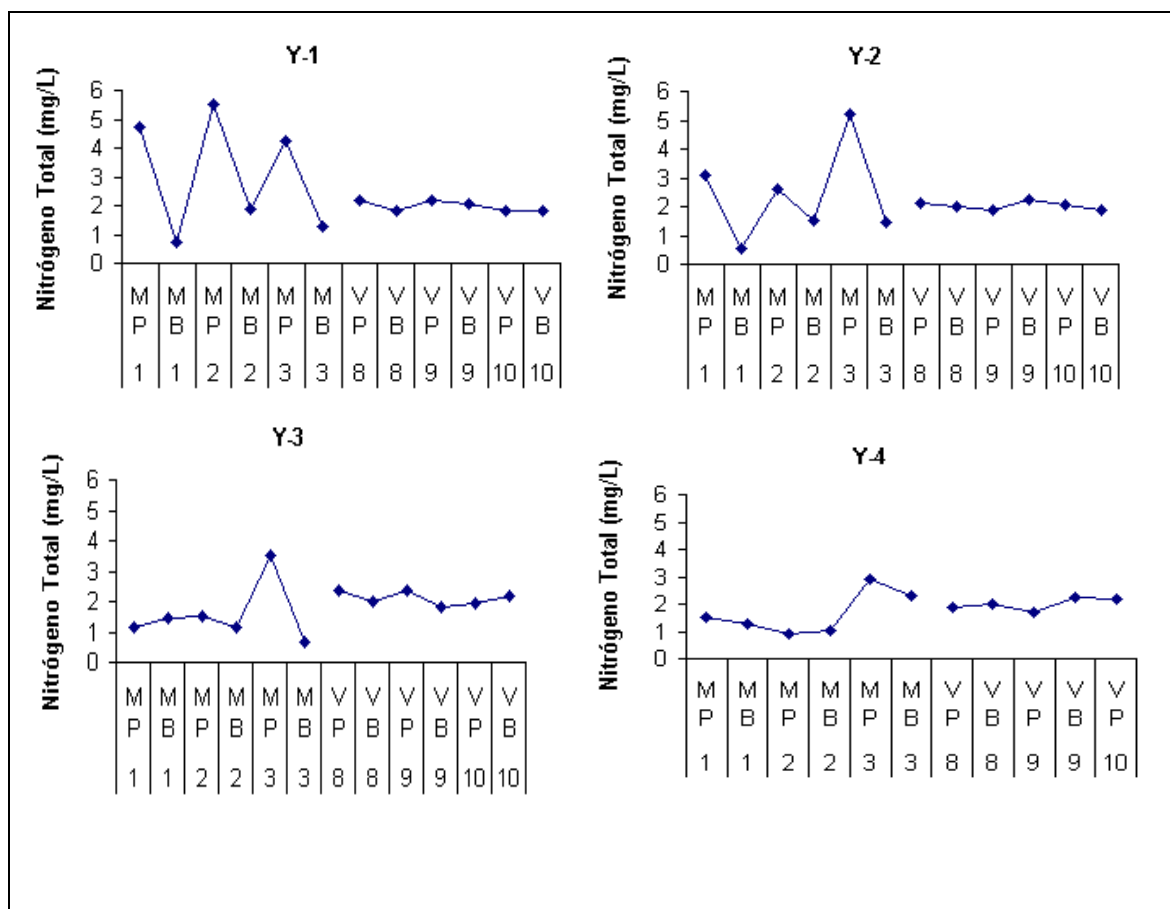


Figura 16.- Concentración de Nitrógeno Total (N- Tot) en mg/L para cada punto de muestreo de la laguna Moroncarit durante el estudio.

b) Fósforo.

La concentración de Ortofosfatos (PO_4) durante el muestreo vario de 0.12 a 0.46 mg/L. En la marea muerta, durante las pleamares, los valores promedios fueron ligeramente altos, al contrario de lo que en marea viva, donde fueron ligeramente mayores en bajamar (Tabla 10).

El promedio más alto correspondió al punto Y-3 en marea viva pleamar (0.27 ± 0.19 mg/L) como también el más bajo aunque en el escenario de marea muerta bajamar (0.33 ± 0.11 mg/L) (Fig. 17).

El pico máximo absoluto se registró durante la pleamar en marea muerta en Y-1 con 0.471 mg/L de ortofosfatos. El mínimo (0 mg/L) se presentó en Y-3 en marea viva pleamar y en marea muerta pleamar en Y-2.

Tabla 10.- Promedio \pm desviación estándar para la concentración de PO₄ (mg/L) en cada punto de muestreo durante el estudio.

	Marea	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
Media	MP	0.29	0.15	0.10	0.14
SD	MP	0.16	0.17	0.03	0.09
Media	MB	0.24	0.14	0.08	0.16
SD	MB	0.18	0.16	0.04	0.10
Media	VP	0.34	0.30	0.27	0.28
SD	VP	0.06	0.05	0.19	0.04
Media	VB	0.35	0.29	0.33	0.29
SD	VB	0.06	0.05	0.11	0.03

La concentración de fósforo total (P-Tot) es ligeramente mayor durante las pleamares y durante las mareas muertas (Tabla 11). Los valores más altos se registraron en el punto intermedio (Y-2) durante la marea muerta y en el punto más próximo a la bahía durante la marea viva (Tabla 11). Esta gradación respecto a la concentración de P-Tot es, posiblemente, una respuesta a las condiciones hidrodinámicas. En cualquier caso, las fluctuaciones son mucho mayores durante la marea viva debido a una mayor liberación desde los sedimentos, tanto desde la bahía (como en el manglar), y posteriormente a un transporte activo durante las pleamares (Fig. 18).

Los ciclos de marea viva muestran un patrón claro de máximos en pleamares, mientras, los de marea muerta, muestran uno no definido. En cualquier caso, este último si parece ser común a todos los puntos de muestreo (Fig. 18). La estabilidad en la concentración de P-Tot en el punto Y-4 (Fig. 18) puede explicarse por la

influencia de la descarga de aguas residuales procedentes de una granja que conecta con la bahía por un canal.

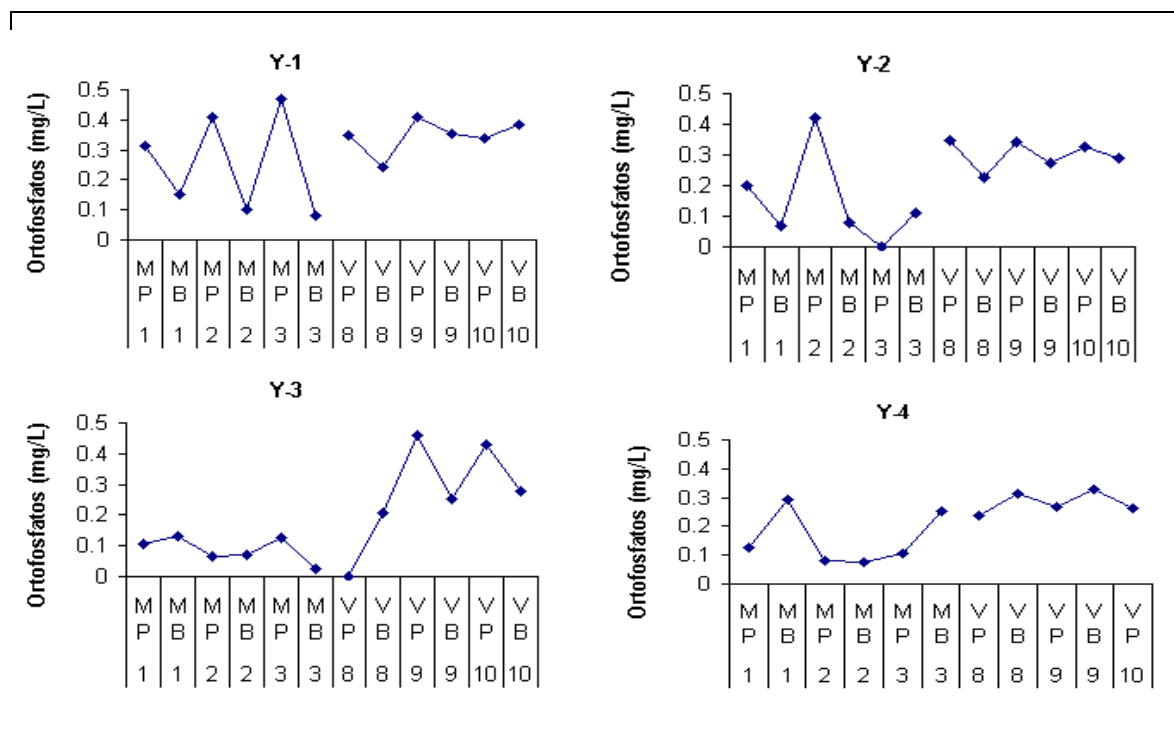


Figura 17. Concentración de Ortofosfatos (PO_4) en mg/L durante el periodo de estudio en la laguna de Moroncarit.

Si comparamos la concentración y la dinámica de ortofosfatos y P-Tot podemos observar que la carga orgánica es muy elevada, principalmente en Y-2 (Tabla 10 y 11). Esta importante concentración de origen orgánico es lógico relacionarla con el aporte procedente del detritus generado por el mangle, que en esta época es cuando llega a sus tasas más altas de generación en esta región (Arreola, 2003).

Tabla 11.- Promedio \pm desviación estándar para la concentración de Fósforo Total (P-Tot) en mg/L en cada punto de muestreo.

	Marea	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
Media	MP	0.56	1.93	0.36	0.26
SD	MP	0.20	2.07	0.11	0.02
Media	MB	0.49	1.89	0.34	0.33
SD	MB	0.23	2.11	0.12	0.17
Media	VP	0.48	0.35	0.44	0.42
SD	VP	0.15	0.14	0.17	0.15
Media	VB	0.46	0.35	0.41	0.38
SD	VB	0.12	0.14	0.12	0.14

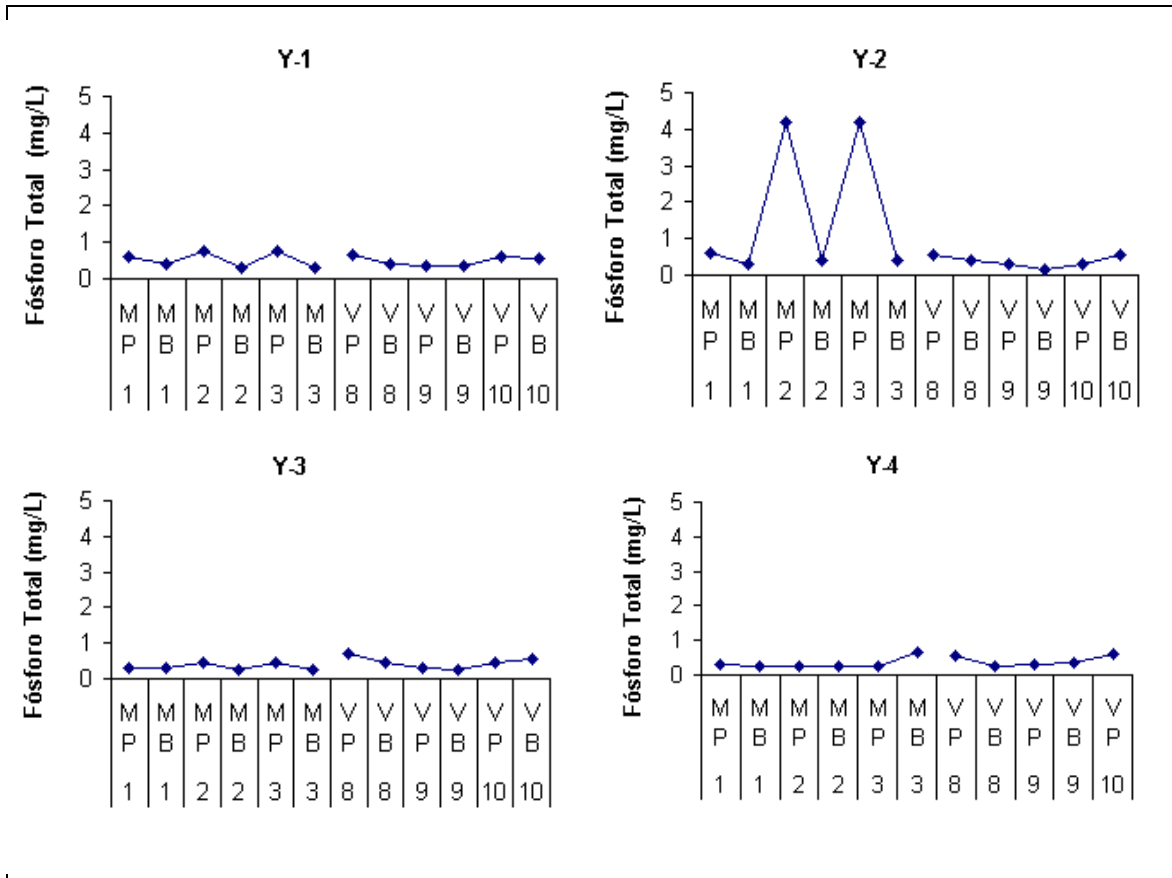


Figura 18. Variación del Fósforo Total (P-Tot) en mg/L en cada punto de muestreo durante el estudio.

4.5 Fitoplancton: Clorofila-a

Como se comentó, la clorofila-a se utiliza para medir la producción fitoplanctónica basándose en la relación entre la concentración del pigmento y el biovolumen algal. Así se pueden esperar cambios en la coloración del agua en función de la producción fitoplanctónica (Raschke, 1993).

Tabla 12.- Promedio \pm desviación estándar de la concentración de Clorofila-a (Chla) en ($\mu\text{g/L}$) en cada punto de muestreo.

	Marea	Y-1	Y-2	Y-3	Y-4
Media	MP	56.12	36.69	9.89	16.47
SD	MP	41.69	6.14	1.44	10.53
Media	MB	49.81	35.93	10.26	21.74
SD	MB	40.89	6.10	1.28	9.16
Media	VP	27.41	26.85	39.94	31.72
SD	VP	9.81	11.25	15.89	18.03
Media	VB	30.79	31.22	40.77	32.35
SD	VB	10.40	14.25	14.99	20.76

La concentración de clorofila-a en el sistema varió de 3.87 a 120 $\mu\text{g/L}$ durante el estudio (Fig. 19). El patrón de la clorofila-a fue diferente en relación al carácter hidrodinámico y ecológico de cada punto de muestreo, reflejando las respuestas distintivas del fitoplancton en el ambiente más marino (bahía) y más lagunar (manglar). En este sentido, la dinámica espacial de la clorofila-a fue muy diferente en cada ciclo; en marea muerta hay un gradiente negativo desde la bahía (Y-1) hasta la laguna de Moroncarit (Y-3), con valores mayores en la bahía durante los pleamares y en la laguna en las bajamares (Tabla 12 y Fig. 19), mostrando el transporte efectivo del fitoplancton por las corrientes mareales. En marea viva, por su parte, el gradiente es contrario, es decir, de la laguna (Y-3) a la bahía (Y-1), con valores ligeramente superiores durante las bajamares (Fig. 19 y Tabla 12). Comparativamente, en general la concentración de clorofila-a es mayor durante el ciclo de marea muerta, aunque con heterogeneidad espacialmente (Tabla 12). Por último, parece que existe

una relación directa entre máximos valores de clorofila-a y variabilidad en los puntos de muestreo (Tabla 12). En cualquier caso, no podemos hablar de diferencias entre los puntos de muestreo en términos absolutos ya que todos pasan por todos los estadios de clorofila-a posibles en el sistema.

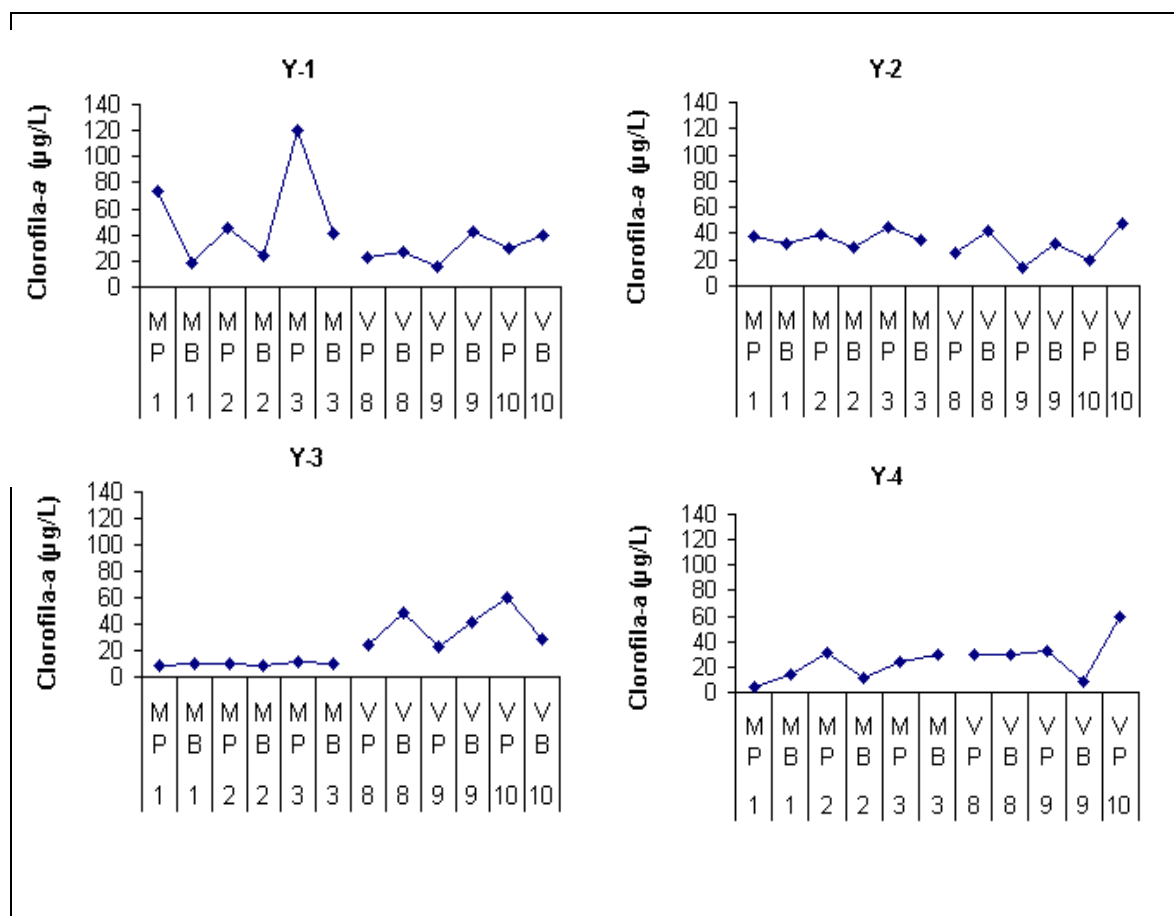


Figura 19. Concentración de Clorofila-a (µg/L) para cada punto de muestreo.

4.6 Grado y patrones de eutrofización

Decíamos al inicio de este documento y reiteradas ocasiones que la clorofila-a, presente en todas las algas fotosintéticas del ambiente marino, es un indicador de amplio uso para medir la biomasa fitoplanctónica en ciencias acuáticas. El contenido

de clorofila-a en el fitoplancton marino varía alrededor de 1/40 – 1/60 de la biomasa de carbón total de las algas, pero este cociente cambia en función de la composición de las especies del plancton y del estado fisiológico de las algas. De este modo, aunque es un indicador fiable, las comparaciones de concentración de clorofila-a en espacio y tiempo deben relacionarse con cuidado.

La concentración de los nutrientes es, a menudo el factor limitante del desarrollo de la biomasa del fitoplancton. La relación entre concentración de nutriente en un periodo determinado y la concentración de clorofila-a en la columna de agua en el periodo subsecuente (invierno - verano) no es cerrada debido a que la dinámica bioquímica de los dos parámetros es completamente diferente (Aertebjerg et al., 2001); durante la primavera y el verano la mayor parte de los nutrientes son tomados por las algas y convertidos en biomasa; sin embargo, como la biomasa del fitoplancton es procesada continuamente en la red trófica y es perdida de la columna de agua en un cierto instante de tiempo.

La combinación de nutrientes produce un máximo teórico de biomasa fitoplanctónica aunque este nivel puede no ser alcanzado nunca (Livingston, 2001). Ese máximo (bloom) ocurre típicamente durante periodos cortos de tiempo. Los patrones de las fluctuaciones en la clorofila-a pueden indicar condiciones eutróficas si muchos y sucesivos blooms ocurren, pero estos pueden ser no apreciados en los programas de monitoreo debido a la baja resolución de estos en el tiempo.

La eutrofización varía de un área a otra no solo por acción atrófica, sino también por causas naturales. Aertebjerg et al., (2001) que propone los diferentes niveles de eutrofización basados en la producción primaria del fitoplancton (medida como carbono) es posible evaluar nuestro sistema lagunar. Otros autores a través de numerosos artículos, han sintetizado índices, desde diversos ambientes acuáticos (e.g. Wetzel 2001; Ryding y Rast 1989, Smith 1998) para describir las condiciones que fueron investigadas para reflejar su estado trófico (Tabla 13).

Tabla 13. Resumen del estado trófico de los sistemas acuáticos a partir de la clorofila-a ($\mu\text{g/L}$).

<i>Sistema Acuático</i>	<i>Estado Trófico</i>	<i>Wetzel (2001)</i>	<i>Ryding y Rast (1989)</i>	<i>Smith (1998)</i>
Agua dulce	Eutrófico	> 10	6.7 – 31	9 – 25
	Mesotrófico	Feb-15	3 – 7.4	3.5 – 9
	Oligotrófico	0.3 - 3	0.8 – 3.4	< 3.5
Marino	Eutrófico	-	-	3 – 5
	Mesotrófico	-	-	1 – 3
	Oligotrófico	-	-	< 1

Según esto, el sistema lagunar, basándonos en los rangos propuestos por Smith (1998), más acorde con nuestras unidades de medida ($\mu\text{g/L}$), está en el rango de eutrófico. Considerando que nuestro sistema tiene un régimen de salinidad que varía de oligosalino a eusalino es probable que los rangos deban ampliarse hasta próximos a las condiciones de agua dulce donde la concentración de clorofila-a es mayor. En cualquier caso, las condiciones no variarían y el sistema anualmente, seguiría oscilando entre mesotrófico y eutrófico, si tenemos en cuenta que los muestreos se realizaron en el periodo de mayor desarrollo fitoplanctónico (verano).

Respecto a los nutrientes, el grado trófico se confirma si consideramos los rangos propuestos por Wetzel (2001); de eutrófico a hipertrófico para el fósforo total y nitrógeno total. Este carácter eutrófico está confirmado por el nivel de turbidez del sistema reflejado por la baja transparencia del agua y el déficit de oxígeno (principalmente en bajamar en los puntos próximos a la laguna y en pleamar en los puntos próximos a la laguna).

4.7 Carga de fósforo, nitrógeno y productividad primaria: pautas de eutrofización

En primer lugar, nos planteamos si la biomasa fitoplanctónica, medida como clorofila-a, sufría algún tipo de limitación debido a las condiciones físicas del sistema. Dada la heterogeneidad del muestreo (de los lugares), pudimos comprobar que en las tomas próximas a la bahía, donde conecta el manglar (laguna) con ésta, apareció una relación inversa entre nivel de agua y clorofila-a, demostrando una moderada limitación del nivel para el desarrollo fitoplanctónico (Fig. 20). Esta relación fue no significativa en los puntos de muestreo del manglar.

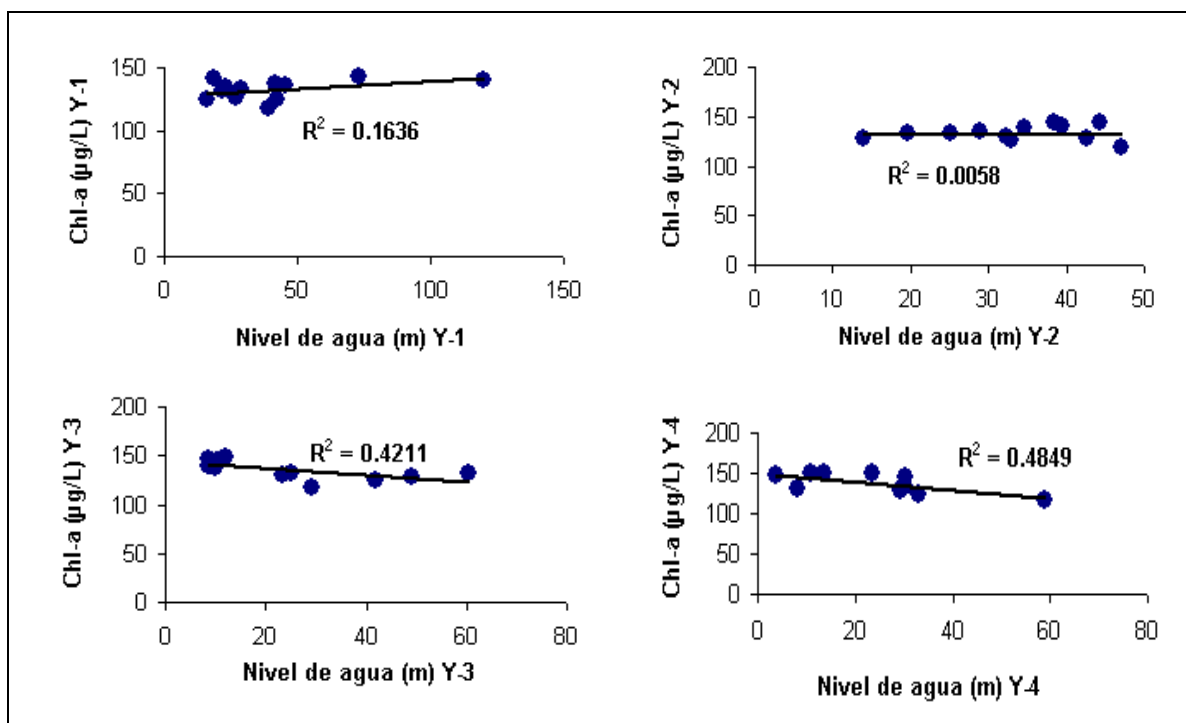


Figura 20.- Relación de Clorofila y Nivel de agua para cada punto de muestreo

Tampoco apareció, en este caso en ninguno de los puntos de muestreo, relación significativa alguna con la temperatura (Fig. 21), aunque debemos considerar la limitación temporal del muestreo – es probable que con una población de datos anual existiera una relación condicionada mostrando el límite mínimo de temperatura para el desarrollo fitoplanctónico.

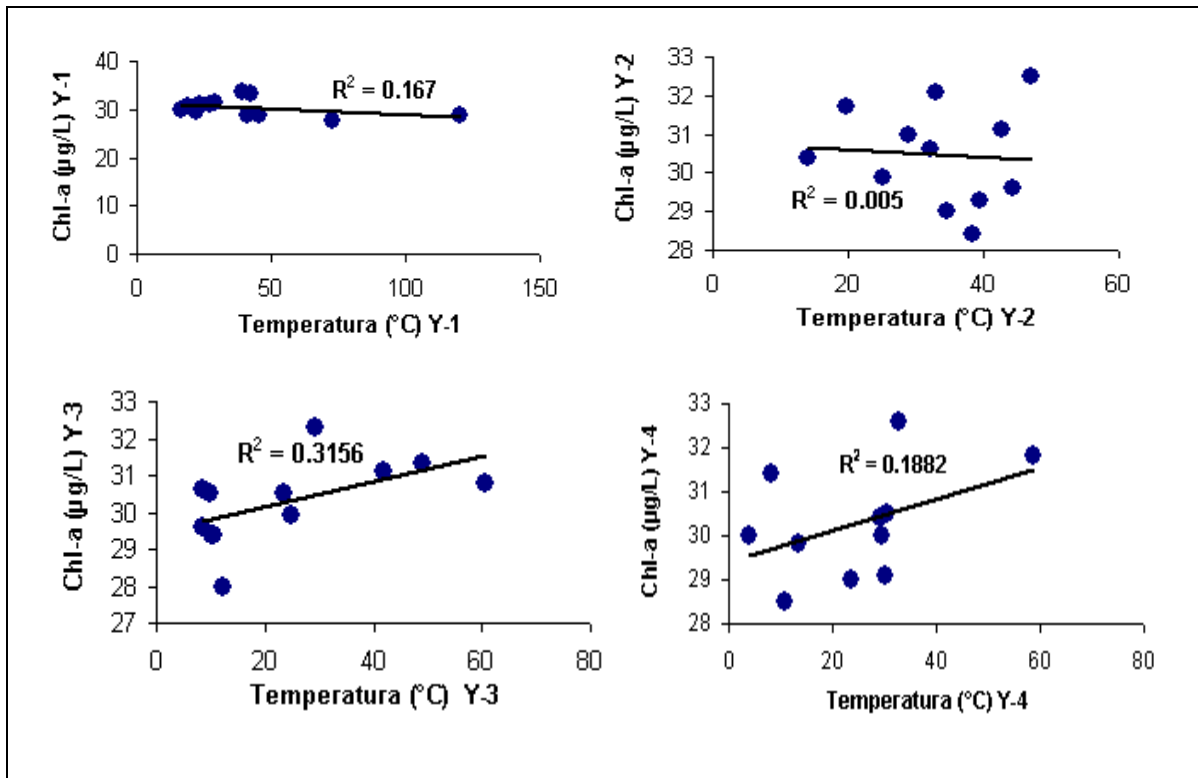


Figura 21. Relación de Clorofila y Temperatura para cada punto de muestreo.

Tampoco la salinidad condicionó la calidad de biomasa del fitoplancton (Fig. 22). De este modo, podemos afirmar que el nutriente físico no limita significativamente la productividad del sistema, por lo que otros factores son los que están provocando el alto grado trófico del sistema.

La turbidez del sistema en la zona próxima en la bahía está explicada significativamente por el desarrollo del fitoplancton (Fig. 23). Aproximadamente el 30% variante de la turbidez esta explicada por la abundancia del fitoplancton. Sin embargo, esa relación no fue significativa para las zonas del canal de mangle, donde parece entonces que la turbidez depende de los detritus procedente de los manglares.

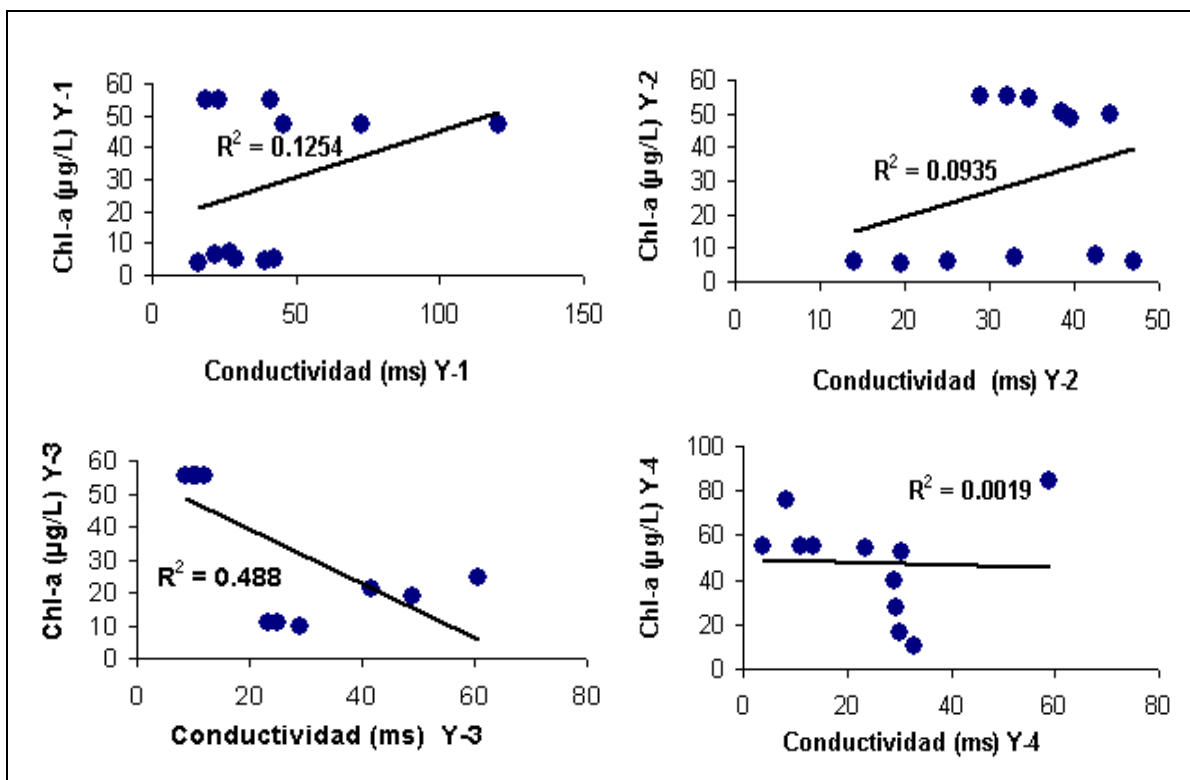


Figura 22. Relaciones entre Clorofila y Conductividad del agua

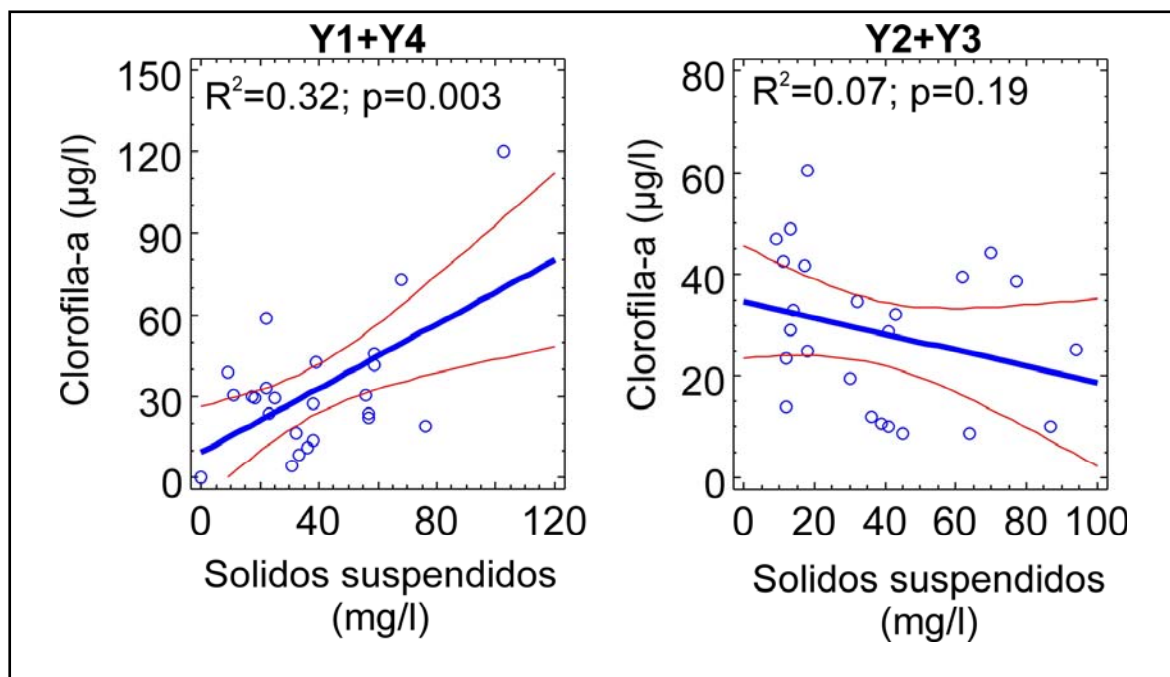


Figura 23.- Relación entre Clorofila-a y Sólidos suspendidos. A la izquierda son los ambientes próximos a la bahía; a la derecha los ambientes del manglar (lagunares).

Siguiendo las pautas propuestas por Vollenweider (1968) en relación a la respuesta del fitoplancton respecto a la carga de nitrógeno y fósforo, en el proceso de eutrofización en el área de la laguna de Moroncarit parece existir una limitación del crecimiento de las algas con el aporte de nitrógeno (Fig. 24). Con el conjunto de los datos, el nitrógeno total explica significativamente el 27% de la varianza de la biomasa fitoplanctónica (medida como clorofila-a). Con el ortofosfato existe una relación débil, mientras que no es significativa con el fósforo total (Fig. 24).

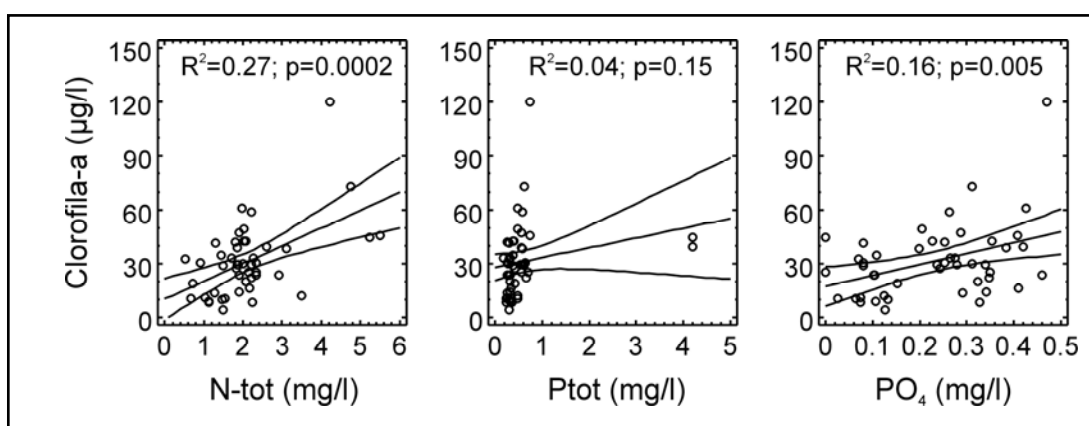


Figura 24.- Relaciones entre Clorofila-a y cargas de Nitrógeno y Fósforo en el sistema.

La figura 25 muestra las mismas relaciones con clorofila-a: nutrientes pero dividiendo los datos en función de los diferentes nutrientes físicos del sistema lagunar. El nitrógeno total sigue siendo el principal limitante de la eutrofización en el área mas próxima a la bahía ($R^2 = 0.39$), aunque también existen relaciones significativas con el fósforo total y ortofosfato ($R^2 = 0.35$ y 0.20). Esto muestra que una combinación más compleja de todas es la condición que domina la eutrofización del sistema. En las zonas de manglares, mas lagunares y con mayor influencia del agua dulce, el patrón de eutrofización es mas complejo y no aparecen relaciones significativas entre clorofila-a y nutrientes, solo débilmente con el ortofosfato (Fig. 25). Esta pauta muestra la dificultad de procesos que condicionan la eutrofización en sistemas con mayor turbidez procedentes de los detritus orgánicos liberados por los

manglares y donde domina la vía detritica (bacterias) en los procesos de transformación de los nutrientes.

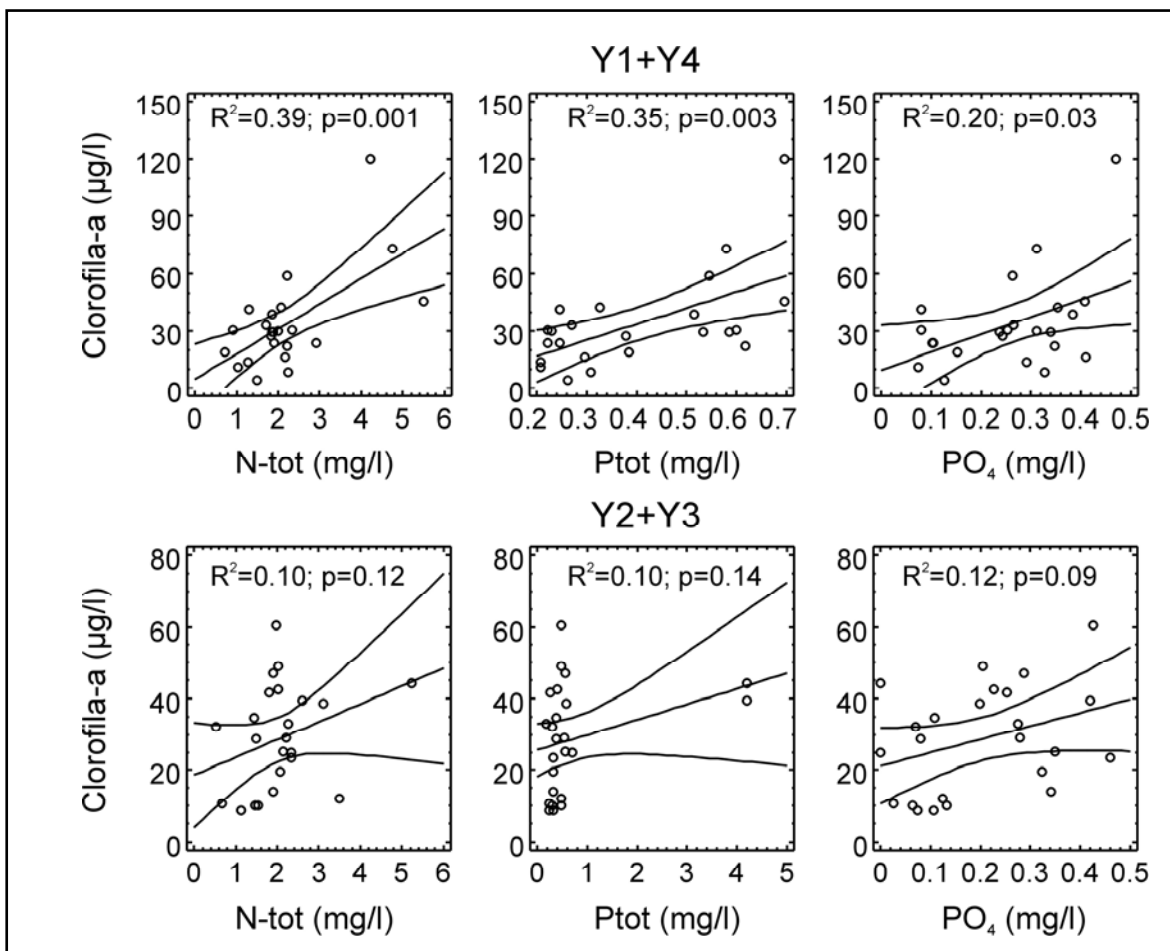


Figura 25.- Relaciones entre Clorofila-a y Fósforo en función del ambiente físico del sistema. Y-1 + Y-4: bahía; Y-2 + Y-3: manglar.

La limitación del nitrógeno, principalmente en la bahía es un reflejo de las descargas de aguas residuales, ricas en fosfatos hacia estos sistemas, que han modificado la pauta tradicional de este tipo de ecosistemas relativo a la limitación de fósforo. El nitrógeno, que sería factible de entrar al sistema desde la descarga del agua usada en la agricultura (rica en nitrógeno), limita al desarrollo del fitoplancton debido a las condiciones físicas del sistema: la descarga llega a la laguna donde se acumula mayormente y es liberada posteriormente hacia la bahía pero de una manera lenta.

Así, en esta zona del manglar (o laguna) la abundancia de nutrientes procedentes de las descargas de aguas residuales y del detritus del manglar generan una alta disponibilidad para el fitoplancton que ve limitado su desarrollo, posiblemente, por la falta de luz debida a la turbidez del sistema (detritus). En cualquier caso, estudios de importación - exportación en el área lagunar pueden llegar a dilucidar ésta hipótesis.

CONCLUSIONES

1. Las mareas dominantes durante el estudio fueron diurnas (24 horas) y semidiurnas (12 horas), con una amplitud máxima de 1.40 cm.
2. El sistema lagunar presenta un régimen de salinidad de oligohalino a euhalino, condicionado por los aportes de aguas dulces que le llegan, como agua residual doméstica y agrícola, al cuerpo lagunar.
3. El sistema lagunar es mesotrófico-eutrófico, su relación a la concentración de nitrógeno, fósforo y clorofila-a.
4. La turbidez es elevada y está relacionada más con la concentración de detritus orgánico que con el desarrollo del fitoplancton, principalmente en los canales de manglar.

5. La dinámica de nutrientes esta relacionada con las condiciones físicas e hidrodinámicas del sistema, siendo mayor la concentración en los periodos de marea muerta, (menor flujo, más actividad microbiana) que en marea viva.
6. La concentración de nitrógeno total muestra un gradiente positivo hacia la bahía, mientras que el fósforo es mayor dentro del canal de manglar.
7. El nitrógeno es el nutriente limitante en el sistema lagunar y principalmente en la bahía. El fósforo también es limitante en la zona de la bahía pero en menor grado. En la zona de los manglares, la turbidez del sistema debido al detritus orgánico y a la alta disponibilidad de un nutriente, genera una respuesta muy irregular del fitoplancton.

BIBLIOGRAFÍA

ALONGI, D. M., 1998. Coastal Ecosystem Processes. editorial CRC PRESS. Florida, Estados Unidos. Pág. 60.

APHA, AWWA, WPCF, 1998. Métodos normalizados para el análisis de agua potable y residual. Editorial Díaz de Santos. Madrid, España.

AREOLA LIZÁRRAGA, J. A., 2003. Bases de manejo costero: Patrones ecológicos en la laguna costera de las Guasitas, territorio río Yaqui, México. Tesis Doctoral. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., la Paz, B. C. S. México.

AERTEBJERG G.; CARSTENSEN, J.; DAHL, K.; HANSEN J.; NYGAARD K.; RYGG B.; SORENSEN K.; SEVERINSEN G.; CASARTELLI S.; SCHILLER C.; DRUON J. N. 2001. Eutrophication in Europe's coastal waters. European environment Agency Topic report 7/2001 (http://reports.eea.eu.int/Topic_report_2001_7/en/Topic_Repor_7_2001.pdf).

ALONSO RODRÍGUEZ, R. Y PÁEZ OSUNA F., 2001a La presencia del fitoplancton en los estanques de cultivo de camarón: composición, abundancia y variación. La Camaronicultura y el medio Ambiente. Editorial Colegio de Sinaloa. México. Pág. 137-149. Capítulo 7.

AYALA-CASTANARES A., MALPICA CRUZ V. M. Y GUTIERREZ-ESTRADA M., 1980. Geología Marina de la Región de Yavaros, Sonora, México. UNAM. México 7: 275-290.

BIGG R. B., DEMOSS T. B., CARTER M. M. Y BEASLEY E. L., 1989. Susceptibility of U. S. Estuaries to pollution. *Review of Aquatic Sciences*, 1: 189-206 pp.

BLASCO F., SAENGER P. Y JANODET E., 1996. Mangroves as indicators of coastal change. *Catena*, 27. Pág. 167-178.

CONTRERAS-ESPINOSA F. & WARNER BARRY G., 2004. Ecosystem characteristics and management considerations for coastal wetlands in Mexico. *Hydrobiologia*, 511: 233–245.

GAUTIER D., AMADOR J. & NEWMARK F., 2001. The use of mangrove wetland as a biofilter to treat shrimp pond effluents: preliminary results of an experiment on the caribbean coast of colombia. Santa Marta, Colombia. *Aquaculture Research*, 32, 787-799

GESAMP, 1990. The State of the Marine Enviroment. (IMO/ FAO / UNESCO / WMO / IAEA / UN / UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Asects of the Marine Pollution). Blackwell Scientific Publications Oxford, Melbourne. 146 pp.

KALFF, J., 2003. Limnology. Prentice Hall. New Jersey, Estados Unidos.

LARROUSE, (1998). Diccionario Enciclopédico en color. Tercera edición. Ediciones Larrouse, S. A. de C. V., Santa Fé de Bogotá, D. C., Colombia. 1792 p.

LAURI B. Y GIBSON J., 2000. Museo de Historia Natural de San Diego. <http://www.oceanoasis.org/fieldguide/mangroves-sp>.

LINTON, DULCIE M., WARNER GEORGE F., 2003. Biological indicators in the caribbean coastal zone and their role in integrated coastal managemen. *Ocean & Coastal Management*, 46: 261–276.

LIVINGSTON, R. J., 2001. Eutrophication Processes In Coastal Systems_ Ed. CRC Press. EEUU. 327 pp.

MCKINNON, A. D. Y KLUMPP D. W., 1998. Mangrove Zooplankton of North Queensland, Australia. *Hydrobiologia*, 362: 127-143.

MITSCH WILLIAM, J. Y GOSSELINK JAMES G.,2000. Wetlands. Third edition. John Willey and Sons, 920 pp.

MOSHIRI GERALD A., 1993. Control of Algae Using Duckweed (Lemna) Systems. En: Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. EEUU. pp. 399-406.

NIXON, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes an future concerns. *Ophelia*, 41:199-219

PÁEZ OSUNA F., 2001a. La calidad del agua, eutroficación y la camaronicultura. En: La Camaronicultura y el medio Ambiente. Editorial Colegio de Sinaloa. México.

PÁEZ OSUNA F., 2001b. Eutroficación y Camaronicultura. En: La Camaronicultura y el medio Ambiente. Editorial Colegio de Sinaloa. México. pp. 159-170.

PÁEZ OSUNA F., 2001c. Flujos y Balance de Masas de Nutrientes en Estanques Camaronícolas. En: La Camaronicultura y el medio Ambiente. Editorial Colegio de Sinaloa. México. pp. 177-188.

PÁEZ OSUNA F., 2001d. Descarga de Nutrientes Procedentes de la Camaronicultura, Agricultura y las Aguas Municipales en la Zona Costera del Golfo de California. En: La Camaronicultura y el medio Ambiente. Editorial Colegio de Sinaloa. México. pp. 193-204.

PÁEZ OSUNA F., 2001e. La Camaronicultura y La Contaminación Costera en México. En: Camaronicultura y Medio Ambiente. Editorial Colegio de Sinaloa. México. pp. 209-218.

PICKARD G. L. Y EMERY W. J., 1990. Descriptive physical Oceanography, an introduction. 5th Edition. Butterworth-Heinemann publications, ELSEVIER Science, Oxford, Reino Unido. 320 pp.

RASCHKE, R., 1993. Guidelines for assessing and predicting eutrophication status of small southeastern piedmont impoundments. EPA-Region IV. Environmental Services Division, Ecological Support Branch. Athens, Estados Unidos.

RYDING, S. O. Y RAST, W., 1989. The control of eutrofication of lakes and reservoirs. Man and the Biosphere Series, Volume I, UNESCO, Partherion Publicacion Group, Park Ridje, New Jersey, Estados Unidos. 314 pp.

SCHEFFER M., 1998. Ecology of shallow lakes. Klumer Academic publishers, Dordrecht, Holanda. 357 pp.

SHUMWAY, S. E., 1990. A review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society*, 21: 65-104.

SMITH, V. H., 1998. Cultural eutrophication of inland, estuarine and coastal waters. In: pace, M. L y Groffman P. M. (eds.), Successes, limitation d Fonters in ecosystem Science. Springerverlaz, New York, Estados Unidos. pp. 7-49

SMITH V. H., TILMAN G. D. Y NEKOLA J. C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100: 179-196 pp.

VALIELA I., BOWEN J. L., AND YORK J. K., 2001. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments. *BioScience*, 51: 807-815.

VOLLENWEIDER, R. A., MARCHETTI, R. Y VIVIANI, R., 1992. Marine Coastal Eutrophication. ELSEVIER, Holanda. 1310 pp.

VOLLENWEIDER, R. A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lake and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Organization for Economic cooperation and development, DAS/CSI/68.27, Paris, Francia. 192 pp.

WETZEL, R. G., 2001. Limnology lake and river ecosystems, 3rd Edition. Academic Press, New York, Estados Unidos. 1006 pp.