

00361

7
Ri-



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

**FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO**

**DINAMICA HIDROLOGICA Y FLUJO DE
NUTRIENTES (NH₄⁺, NO₂, NO₃) EN LA INTERFASE
SEDIMENTO-AGUA DE LA ENSENADA-PABELLON,
UNA LAGUNA COSTERA DEL GOLFO DE
CALIFORNIA, MEXICO.**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE
MAESTRIA EN CIENCIAS (BIOLOGIA)
P R E S E N T A
(BIOL. LORENA ELIZABETH CAMPOS VILLEGAS)

DIRECTORA DE TESIS: (DRA. GUADALUPE JUDITH DE LA LANZA ESPINO)

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

1997



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Agradecimientos:

Doy un reconocimiento especial a mi directora de tesis: Dra. GUADALUPE DE LA LANZA ESPINO, por abrir las puertas del conocimiento y dedicar algo más que tiempo en la dirección del presente documento.

A los Sinodales:

**Dr. ALFONSO VAZQUEZ BOTELLO
Dr. FRANCISCO JAVIER FLORES-VERDUGO
Dr. ARTEMIO GALLEGOS GARCIA
Dr. FELIPE VAZQUEZ GUTIERREZ
Dr. JOSE LUIS GARCIA CALDERON
Dr. JOSE PEDRO RAMIREZ GARCIA ARMORA**

por la revisión objetiva y sugerencias con las cuales contribuyeron a la realización del presente estudio.

A los Doctores:

JORGE CARRANZA FRAZER, SAMUEL GOMEZ AGUIRRE y VIRGILIO ARENAS FUENTES, por su confianza, hago patente mi reconocimiento al apoyo, comentarios y valiosos conocimientos aportados a la presente contribución y a mi formación académica.

Al Instituto de Biología, a las autoridades presentes por el apoyo logístico y técnico otorgado y en especial al Laboratorio de Química y Productividad Acuática.

A quien en todo momento me ha brindado lo mejor de su vida :

TU

*Raquel
Federico*

Por su valioso apoyo, comentarios y sugerencias un reconocimiento especial al Biol. Juan Roldán Morales.

A mis compañeros de estudio y trabajo :

De la Univ. Nal. Autón. México, de los laboratorios; Química Acuática y Productividad Primaria (Inst. de Biología), Metalurgia, (Fac. de Quím.), Limnología (Inst. de Cs. del Mar y Limnol.), Logística Quím., PROFEPA y SEPIBISC, porque hay personas que no solo enriquecen el trabajo sino la vida misma.

A la U.N.A.M

Un libro de material aparentemente débil, tiene una resistencia extraordinaria, le permite sobrevivir, ser leído centenas de años después de escrito. Nada que se escribe pasa inadvertido a los demás, es perdurable, trasciende.

INDICE

	pag.
RESUMEN	1
INTRODUCCION	2
OBJETIVOS	5
AREA DE ESTUDIO	8
METODOLOGIA	12
RESULTADOS Y DISCUSION	
I.- Hidrologia	15
Temperatura	15
Salinidad	16
Oxígeno Disuelto	17
Demanda Química de Oxígeno	19
Amonio	22
Nitrato	25
Nitrito	28
II.- Interfase sedimento-agua	
Efecto luz	32
Efecto oscuridad	37
Balance de nutrientes	43
Flujo de nutrientes	46
CONCLUSIONES	59
LITERATURA CITADA	62

RESUMEN

La laguna Ensenada El Pabellón, Sinaloa colinda con el valle agrícola de Culiacán, extensa zona de cultivo que soporta la producción de tres ingenios azucareros (El Dorado, Rosales y La Primavera) cuyos drenes unidos a los del distrito de riego (No.10) se vierten directo a la laguna. Actualmente esto hace más compleja la comprensión de la dinámica de los procesos de remineralización y los mecanismos biogénicos del agua y el sedimento. Por lo anterior el objetivo del presente estudio fue evaluar en la Laguna Ensenada El Pabellón las condiciones hidrológicas, la difusión y flujo de nutrientes (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) en la interfase sedimento-agua con y sin influencia de drenes agroindustriales para estimar su probable impacto en la productividad de dicho ecosistema y el medio marino. Para la hidrología, en tres localidades (Bataoto, Caimán y El Anima) con influencia de los drenes y un control (Atravezado), se tomaron muestras en la columna de agua para salinidad, temperatura, nutrientes y materia orgánica cada tres días durante 28 días. La dinámica de flujo de nutrientes (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) en la interfase sedimento-agua, se efectuó mediante dispositivos experimentales a la luz y oscuridad en el mismo periodo. La interpretación de esta dinámica se apoyó en la ecuación de Fick's. Ensenada del Pabellón registró un gradiente bien marcado de salinidad de polihalino 7 a 26‰ al centro de la laguna a holohalino 0-1‰ hacia los drenes, que respondió a la influencia de la marea, al aporte de aguas dulces tanto del río Culiacán como en Bataoto, a las descargas de las aguas de retorno agrícola, de los ingenios azucareros y a la extensión de las áreas palustres adyacentes. Se diferenciaron dos ambientes metabólicos; uno aeróbico (4 a 6 ml/L) con una constancia entre niveles de nutrientes y materia orgánica en Atravezado, Caimán y Anima ubicadas al centro de la laguna y el anaerobio (0 a 3 ml/L) en Bataoto, en la zona adyacente a los drenes. Los nutrientes presentaron a lo largo del sistema contenidos; NH_4^+ de 0 a 20 μM , NO_2^- entre 0 y 6.58 μM , y NO_3^- de 0.44 a 14.48 μM . En especial Bataoto se caracterizó por los niveles altos particularmente de amonio y nitrato, esto como resultado de la influencia de los drenes de ingenios y del distrito de riego (No.10), a los cuales se suma la escasa circulación y batimetría del lugar. La capacidad de difusión mostró una dominancia del flujo del sedimento al agua, para amonio el intervalo fue de -0.545 a -14.18 $\mu\text{mol/m}^2/\text{h}$, seguido del nitrito con 0 a -1.58 $\mu\text{mol/m}^2/\text{h}$, y nitrato -0.038 a -1.57 $\mu\text{mol/m}^2/\text{h}$. En aguas iluminadas de sedimentos no impactados el porciento de aporte para nitrato fue 84.91% (equivalente a -4.72 $\mu\text{mol/m}^2/\text{h}$) y un 16.59% (equivalente -1.12 $\mu\text{mol/m}^2/\text{h}$) en aguas no iluminadas. Tanto para aguas iluminadas como no iluminadas el nitrito se mantuvo constante con un 26.68% (equivalente -1.70 $\mu\text{mol/m}^2/\text{h}$) y un 26.63% (equivalente -1.45 $\mu\text{mol/m}^2/\text{h}$) respectivamente. El mínimo correspondió al flujo de amonio con el 6.81% (equivalente a -6.27 $\mu\text{mol/m}^2/\text{h}$) en aguas iluminadas, que aumento a 13.92% (equivalente -17.61 $\mu\text{mol/m}^2/\text{h}$) en aguas no iluminadas. Lo observado contrasta con sedimentos impactados donde el flujo máximo fue para amonio con un porcentaje de 35.67% (equivalente -32.9 $\mu\text{mol/m}^2/\text{h}$) en aguas iluminadas, y alcanzó un 49.88% (equivalente -63.10 $\mu\text{mol/m}^2/\text{h}$) para aguas no iluminadas, seguido por el nitrato y nitrito que no excedieron el 16% que corresponde a menos de 1 $\mu\text{mol/m}^2/\text{h}$ tanto en aguas iluminadas como en no iluminadas, en la mayoría de los casos predominó el flujo del sedimento al agua.

El intercambio desde la fase sedimentaria ha sido explicado a través de diferentes mecanismos que facilitan la liberación de nutrientes, como son la exposición intermareal a la que están sujetos los fondos lodosos. Al respecto Knox (1986) señala que las aguas intersticiales drenan a la superficie por el efecto de capilaridad generado por acción de la evaporación. De esta forma las cargas de nutrientes se precipitan como sales en la superficie y son redisueltas por el nuevo ingreso de la marea.

Los compuestos orgánicos e inorgánicos al ingresar a estos ecosistemas siguen diferentes procesos: una fracción de éstos se absorbe como material particulado en la salida de los efluentes de los ríos y se deposita para convertirse en parte de las estructuras deltáicas. De las partículas en solución, adicionalmente son removidos los nutrientes disueltos por los organismos autótrofos (fitoplancton, raíces de plantas y algas bentónicas). En algunos casos los nutrientes se almacenan temporalmente en el sedimento hasta que son asimilados por los organismos. Posteriormente son redispuestos desde los sedimentos a la columna de agua a través del metabolismo microbiano, la excreción de los organismos y la actividad del bentos (Kennish 1986). Dando inicio el ciclo de nutrientes, proceso crítico en la productividad global del ecosistema ya que se establece una compleja relación entre el sedimento, el agua subyacente y la bióta.

El amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-), son las tres formas primarias inorgánicas disueltas del nitrógeno, éstas son usados como suministro de nutrientes durante el crecimiento de las poblaciones de autótrofos. Las formas orgánicas del nitrógeno (amino ácidos, péptidos etc.) también son fundamentales en las aguas (Knox, 1986).

El flujo de nitrógeno en los sedimentos puede tener importancia local, pero el intercambio neto es probable que represente un efecto mayor para el suministro anual de nitrógeno, respecto al área total del ecosistema (Knox, 1986).

Actualmente bajo la influencia de las actividades antropogénicas, resulta más difícil estimar la dinámica de los procesos de remineralización y los ciclos del nitrógeno dentro de la fase sedimentaria, las fuertes presiones de explotación y el mal manejo experimentado en las lagunas costeras, hace más compleja la comprensión de los

mecanismos biogeoquímicos del sedimento. Un ejemplo de esto es la laguna Ensenada del Pabellón en Sinaloa, seleccionada como objeto de estudio, dado que es posible observar características particulares de la dinámica hidrológica y el flujo de nutrientes en una condición sin impacto y con influencia de drenes agroindustriales.

OBJETIVOS

Determinar la dinámica de los nutrientes en el sistema Ensenada El Pabellón (hidrología) y su relación con el proceso de difusión en la interfase sedimento agua.

Evaluar la variación del contenido de materia orgánica disuelta y nutrientes en la interfase sedimentaria de la Laguna Ensenada El Pabellón, y bajo el efecto de drenes agroindustriales para estimar el incremento potencial en los procesos de difusión de nutrientes y su probable impacto en la productividad de dicho ecosistema y medio marino.

Analizar, mediante sistemas experimentales sujetos a condiciones de luz y obscuridad la dinámica del contenido y la velocidad de flujo de nutrientes en la interfase sedimentaria de la Laguna Ensenada El Pabellón, así como la participación de esta fase como fuente de aporte de nutrientes a la columna de agua y medio oceánico.

Aplicar la ecuación de Fick's para corroborar la capacidad de liberación de nutrientes en la interfase sedimentaria.

Ponderar el grado de difusión de las diferentes formas del nitrógeno (NH_4 , NO_2 y NO_3) bajo condiciones de impacto y sin impacto en la interfase sedimentaria.

ANTECEDENTES

Las investigaciones en el sistema lagunar Ensenada del Pabellón Altata han sido escasas, en su mayoría desarrolladas por la Universidad Autónoma de Sinaloa a partir de la década de los setenta; básicamente se centran en la calidad acuática, sin considerar las características hidrológicas previas del sistema.

Entre ellos, se encuentra el realizado por Peraza (1973) en el que caracteriza el ambiente lagunar; con base en la distribución de los sedimentos, y determinó cuatro grupos de partículas: arena media, arena fina, limos y arcillas. Desde el punto de vista hidrológico registró los niveles altos (superiores a 30 ‰) en la Boca de la Tonina y Bahía de Altata y los más bajos (24 ‰) en Ensenada del Pabellón, además de observar algunos aspectos de la batimetría y dinámica de las corrientes.

González-Farías *et al* (1988) como parte de un análisis general de contaminantes en Ensenada El Pabellón Altata y las lagunas de Caimanero y Bataoto, determinó ortofosfatos, coliformes y plaguicidas organoclorados en altos niveles, tanto en sedimento como en organismos acuáticos.

En un análisis más representativo de las condiciones hidrológicas, Conde (1991) estimó las variaciones de nutrientes y su exportación al medio marino, registró niveles de 9.2 a 25 $\mu\text{gat/L}$ de amonio, y altos contenidos de nitrito con 6 $\mu\text{gat/L}$ en el período de sequía para Ensenada El Pabellón. Así mismo De la Lanza (1992) observó una fuerte variación en salinidad (4‰) durante la época de sequía cerca de los drenes al inicio de la bajamar y en cuanto a los nutrientes evaluó el fósforo para señalar altas concentraciones (9.4 a 28 $\mu\text{g at/L}$) a lo largo de la laguna.

Gómez y Gómez (1993) describieron el microplancton con una dominancia de las diatomeas naviculoides y nitzschioides, con dos grandes florecimientos de *Coscinodiscus spp* y *Rhizosolenia styliiformis*. El zooplancton marcó abundancias de los copepoditos de varias especies de *Acartia* y *Paracalanus sp.*; otros componentes fueron las zoeas de Decapoda.

Las comunidades de crustáceos y moluscos para el sistema han sido descritas por Salgado (1993) y Hendrickx y Salgado (1992), quienes hacen referencia a que de un total de 6793 especímenes, 91 especies fueron de moluscos (65.5%) y 48 de crustáceos (34.5%) y de la comparación con otros ecosistemas, del análisis taxonómico, de distribución y abundancia de especies, concluyeron que es un ecosistema rico en especies de crustáceos y moluscos, y que aún está dentro de los sistemas lagunares con mayor riqueza de especies de la región noroccidental del país.

En cuanto a los procesos de transferencia de energía se ha puesto interés en la dinámica de los sistemas estuarinos; tal es el caso de la laguna Huizache y Caimanero donde de acuerdo con De la Lanza y Rodríguez Medina (1990) los niveles de nitrógeno varían con el movimiento de la marea de 59 a 471 μM , calculando aproximadamente una exportación neta de la laguna al océano de 26.6 Kg $\text{NH}_4\text{-N}$ y de 18.6 Kg $\text{NO}_3\text{-N}$ para el ciclo mareal (6 horas). De acuerdo con Arenas y De la Lanza (1980) en un análisis previo, calcularon un valor alto de productividad anual de 739 gC/m^3 .

Rodríguez Medina (1989) evaluó la importancia de la fase sedimentaria en el flujo de nutrientes en la laguna Huizache y Caimanero, donde a partir del contenido total de nitrógeno en el sedimento y tomando los valores iniciales como 100%, calculó un aporte de entre 17.2 y 48.23% de su reserva y bajo condiciones experimentales registró para el amonio tasas de movilización de 580 $\mu\text{mol NH}_4\text{/día}$.

En Ensenada El Pabellón, De la Lanza (en prensa) experimentalmente a través de dispositivos controlados, estimó flujos de ortofosfatos tanto de sedimentos no impactados como de aquellos ubicados en drenes agroindustriales. Las áreas no perturbadas redispusieron máximos de 1.4 $\text{mg/m}^2\text{/día}$ de PO_4 y uno de los drenes de mayor alteración ambiental alcanzó un máximo de 67.4 $\text{mg/m}^2\text{/día}$ de PO_4 mostrando un incremento de más de 20 veces la difusión normal. En el litoral del Golfo de México al Norte de la península de Yucatán en la Laguna de Chelem Valdés y Real (1994) calcularon flujos (-) del sedimento al agua de 182 $\mu\text{mol/m}^2\text{/h}$ para amonio, 0.5 $\mu\text{mol/m}^2\text{/h}$ de nitrito y de 1.9 $\mu\text{mol/m}^2\text{/h}$ de nitrato por la ecuación de Fick's.

AREA DE ESTUDIO

Laguna Ensenada del Pabellón se encuentra al noroeste de México, incluida en la planicie costera del Pacífico. Se localiza dentro de la provincia topográfica del Sur del Golfo de California, la cual está entre los paralelos de 24°19' y 24°40' de latitud norte y los meridianos de 107° 28' y hasta 107° 48' de longitud oeste (Fig. 1).

Se ubica a 45 km. al suroeste de la Cd. de Culiacán; este ecosistema limita al norte con la carretera a Navolato y el distrito de riego No.010 (Comisión del Río Culiacán). Al sur con la Península de Lucenilla y el Golfo de California, al sureste con el poblado de El Dorado y el Canal San Lorenzo. En dirección este el límite es con la Laguna de Bataot, y el poblado de Las Puentes. Por el oeste limita con la desembocadura del Río Culiacán y la Bahía de Altata (INEGI 1981)

La hidrografía del lugar muestra una extensión de 17 700 km² de superficie para la cuenca del Río Culiacán y dada la extensión del abanico deltáico del río, el cual da origen a este ecosistema lagunar, se considera como uno de los complejos sedimentarios más notables dentro del Golfo de California. El escurrimiento medio anual del cauce es de $3,276 \times 10^6 \text{ m}^3$, equivalente a un volumen diario de $9,254 \times 10^3 \text{ m}^3$ (CNA, 1992). Los sedimentos arrastrados por este sistema fluvial son detritos de color rojo, constituidos por materiales arcillosos homogéneamente distribuidos en la desembocadura del embalse, los aportes sedimentarios del sistema Ensenada El Pabellón contribuyen, dentro del Golfo de California con la mayor cantidad de detritos (entre 10 y 20%) en comparación con lo evaluado en el resto del golfo (Tovilla 1991). Con una superficie total de 354 km² (INEGI,1981) la laguna se encuentra dentro de los sistemas estuarino- lagunares de mayor importancia para el Golfo de California.

Ensenada El Pabellón presenta la forma básica de una laguna costera: larga y relativamente estrecha con el eje paralelo a la costa (Fig. 2). Está constituida por dos sistemas unidos por un estrechamiento, en el que se encuentra la desembocadura del Río Culiacán y la comunicación con el mar a través de la Boca de la Tonina. De la superficie total del sistema (354 km²), corresponden a la Bahía Altata 99 km² y a Ensenada del Pabellón 254.61 km² (INEGI, 1981). La barra de arena que separa a Ensenada del Pabellón del mar se denomina Península de Lucenilla, con una longitud de 38 km y una

anchura de 2 km (Peraza 1973). En Ensenada del Pabellón se presentan dentro del cuerpo de agua hacia el norte y sur numerosos bajos e islotes para los cuales han referido dos tipos básicos de sedimento en la margen NE (Bataoto) los fondos lodosos y limos suaves y al S (Atravezado, Caimán y Anima) las playas e islotes de arena o grava con manglar denso Salgado(1993).

La profundidad media de acuerdo con Peraza (1973) no es mayor de 5 m, aunque en las proximidades de la Boca de la Tonina ésta llega hasta 15 m. Dentro de la laguna las corrientes son inducidas fundamentalmente por los movimientos de marea, por lo que la velocidad de la corriente dependerá de la cantidad de agua que fluya dentro y fuera del sistema; las mayores velocidades de 100 cm/s las registró en la Boca de la Tonina (comunicación marina) y en el canal adyacente al islote Castillitos y en la desembocadura del Río Culiacán velocidades de 68 cm/s así como al S de la laguna en el Islote Atravezado con 54 cm/s y la margen NE (Bataoto) con escasa o nula acción de la marea.

El intervalo de marea puede oscilar entre un mínimo de 48 cm en la boca del río y un máximo de 110 cm en el Islote de Atravezado (Peraza, 1973); para el período de estudio enero-febrero de 1991 de acuerdo con las tablas de Grivel y el calendario del Instituto de Geofísica de la UNAM, en Mazatlan, Sin. la marea mostró un intervalo de -0.18 a 1.4 m, lo que periódicamente muestra un descenso y un incremento tanto en la profundidad como en la extensión de la laguna.

La Climatología con base en los datos del sistema meteorológico nacional, tarjetas de resumen mensual (SARH, 1960 a 1992) de las estaciones El Dorado y Culiacán y según el sistema de clasificación climática de Köppen, modificado por García (1981) para el área de estudio, el tipo de clima es Bso (h') h w e, es seco árido con temperatura media anual superior a 22°C y la del mes más frío menor a 18°C, régimen de lluvias en verano con porcentaje de lluvia invernal mayor al 5% y hasta 10.2% y una oscilación anual de temperatura extremosa de 13°C.

El período de sequía va de noviembre a mayo y el de lluvia de junio a septiembre (Fig. 2). La temperatura media anual de 23.6°C y la precipitación total anual de 700 mm, la evaporación máxima con 182.63 mm y el valor mínimo de precipitación de 3.81 mm.

CULIACAN

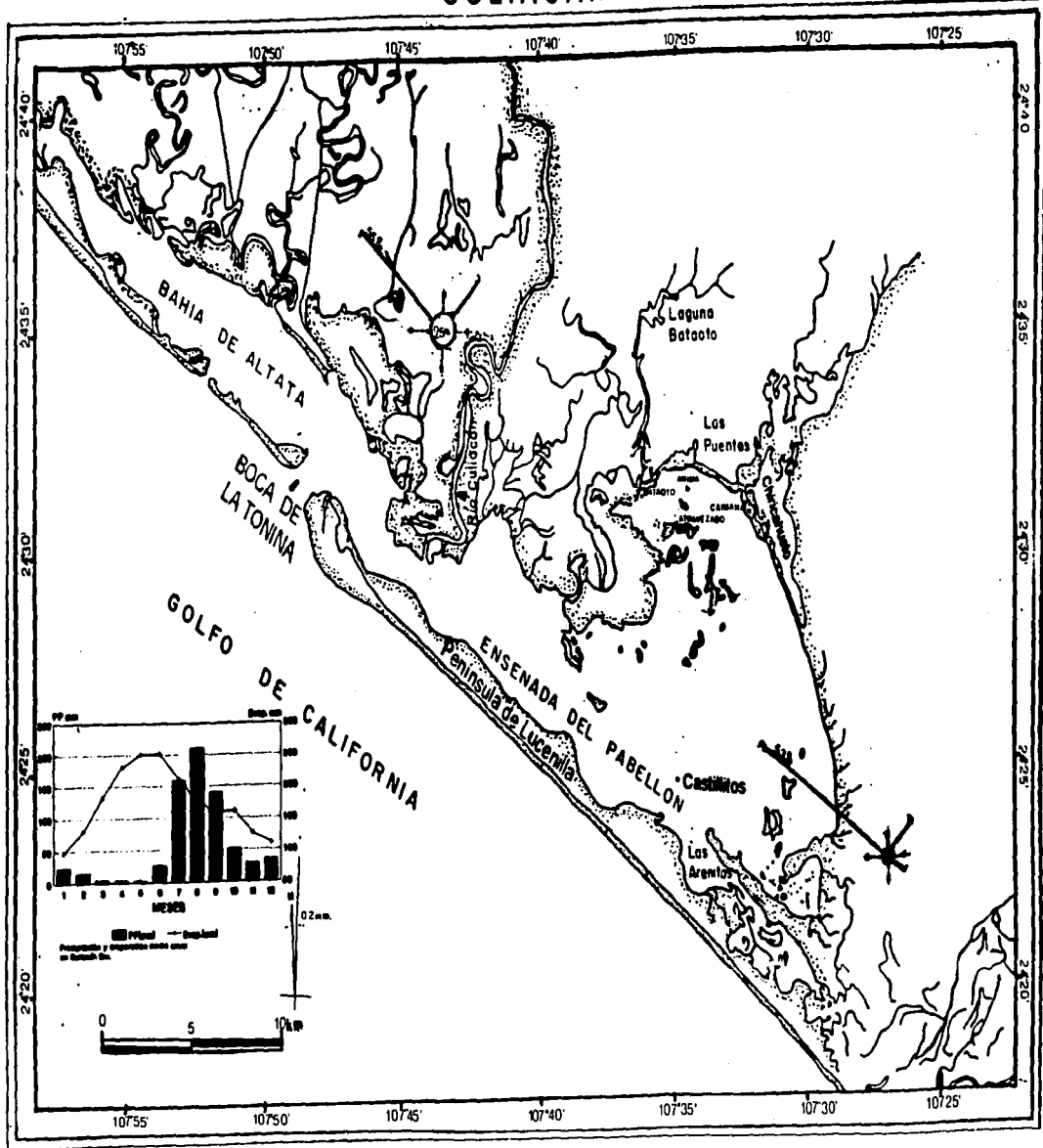


Fig. 2 Localización de la Laguna Ensenada El Pabellón, precipitación, evaporación y vientos dominantes

Durante los meses invernales la dirección de los vientos dominantes es del NW entre el 73 y 55 % del año. En la escala de Beaufort estos vientos son débiles con velocidades medias no mayores a 1.15 m/s (Fig. 2) y en segundo término los vientos del noreste con una frecuencia del 20% durante enero y febrero.

La fauna, Ensenada El Pabellón presenta una gran diversidad de aves acuáticas entre las que se encuentran el pelicano café (*Pelicanus occidentalis*), garzas (*Ardea sp.*, *Hidranassa tricolor*, *Ibis escartata*) espatula rosada (*Ajaia ajaja*), cormoranes (*Phalacrocorax auritus*), fragatas (*Fregata magnificens*) Peterson (1973), las cuales entre los manglares han constituido densas colonias y más de 10⁶ millones de patos golondrina (*Anatidae*) arriban en invierno, entre otras aves.

Al interior de la laguna la fauna bentónica está constituida fundamentalmente por crustáceos y moluscos (Gasterópodos, Bivalvos), también son frecuentes las visitas de mamíferos marinos, como toninas (*Tursiops truncatus*).

La vegetación limítrofe en el sistema lagunar es de manglar, heterogeneamente densa. La distribución presenta la zonación típica *Rhizophora mangle* en el frente, seguido de una franja angosta de *Laguncularia racemosa* y el tercer nivel lo representa *Avicenia germinans*, la estructura se conserva aproximadamente hasta los primeros 60 m de la orilla (Flores-Verdugo et al., 1991); dentro del sistema es posible encontrar numerosos islotes cubiertos por manglar, los cuales han sido identificados por los lugareños con nombres locales.

Conforme se adentra en el terreno, el paisaje se modifica y el mangle es sustituido por un ambiente caracterizado por un extenso llano con manchones de halófitas rastreras, como *Salicornia sp.* y *Batis maritima*, alternados con llanos sin vegetación y algunos espacios donde la superficie es blanca, indicadora de la alta concentración de sales depositadas en los suelos, típicos de las llanuras de inundación estacional (Flores-Verdugo et al., 1991).

Entre la carretera a Navolato y la laguna Ensenada El Pabellón se ubica el distrito de riego No.010 (Fig.3). Extensa área de cultivo de 206, 754 ha distribuida en 11 localidades entre ellas el Valle agrícola de Culiacán, El Dorado, Mocerito, etc, irrigada por

el canal San Lorenzo con una capacidad de 110 m³/s (CNA, 1992). En el lugar los cultivos son en su mayoría maíz, chile, tomate, pepino y caña de azúcar, sembrados en el ciclo otoño e invierno y sólo unos cuantos en primavera-verano (Anuario INEGI, 1985), lo que marca el período y la zona de influencia de los drenes agrícolas en la laguna.

Dentro del mismo distrito de riego y próximos al área de estudio se encuentran asentados tres ingenios azucareros (El Dorado, Rosales y La Primavera). Considerando los datos de producción para estos ingenios: El Dorado (36 903 ton), Rosales (44 057 ton) y la Primavera (53 183 ton); con respecto de la producción nacional (3 467 893 ton) Salgado G. (1992) se observó que el 3.86 % de la producción azucarera del país, es soportada por el valle agrícola de Culiacán y los drenes por los ecosistemas acuáticos de la región, entre ellos la laguna Ensenada El Pabellón (Fig 3).

En el área de estudio las aguas residuales son las de retorno agrícola y las de la industria azucarera o de arrastre de cachazas (residuos procedentes de la clarificación del jugo de caña), que se caracterizan por el alto contenido de materia orgánica (fibras de celulosa, azúcares y aceites naturales) y los lodos producto de la adición de cal (sulfito de sodio) y del ácido fosfórico.

Típicamente las aguas de desecho en ingenios azucareros muestran los niveles siguientes: DBOs de 500 a 15 000 mg/L; DQO de 175 a 1 500 mg/L; sólidos sedimentables de 350 ml/L; NH₄-N de 3 a 15 mg/L; grasa y aceites de 40 mg/L, así como cambios de pH de 1 a 13 que ocurren desde la extracción del jugo, la clarificación y hasta la cristalización del azúcar (Salgado, 1992; Nemerow, 1986).

En tanto las aguas de retorno agrícola en su composición muestran una reducida variación del pH 7.4 a 8.5; DBOs de entre 2.7 a 72 mg/L; nitrógeno de N-NO₃ de 0.1 a 123 mg/L; y fosfatos de 0.8 a 20.8 mg/L (Cámara Durán, 1994). En consecuencia en Ensenada El Pabellón por la presencia de estos y otros factores más, las modificaciones ambientales de mayor importancia resultan de la irrigación y el drenaje tanto de los campos de cultivo por los fertilizantes nitrogenados, como de la industria azucarera, por la carga orgánica vertida en la zona.

CULIACAN



Fig. 3 Vista aerea del distrito de riego No. 010 Valle Agrícola de Culiacán y ubicación de los ingenios azucareros(■) El Dorado, Rosales y La Primavera.

METODOLOGIA

Tomando en cuenta la dinámica de las corrientes y batimetría para la zona de estudio en la Laguna Ensenada El Pabellón, se establecieron cuatro puntos de muestreo, que permitieron señalar diferencias entre localidades impactadas y no impactadas, con base en las condiciones siguientes: presencia de drenes agroindustriales (Bataoto), condiciones específicas de batimetría con baja influencia de marea (El Anima), canales de tránsito de pescadores (El Caimán) y la ubicación de una localidad control (Atravezado) con escasa influencia de las acciones antropogénicas mencionadas (Fig. 4).

Al inicio del estudio se realizó la caracterización hidrológica a través de la evaluación fisicoquímica en la columna de agua de las variables de; oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno (DQO), amonio, nitrito, nitrato, salinidad y temperatura para las cuatro localidades (Atravezado, Caimán, Bataoto y El Anima), Fig 4. El análisis dinámica de la laguna se apoyó en las técnicas estadísticas de regresión múltiple (correlación de Pearson) aplicadas a la hidrología y en la información proporcionada sobre la marea en las tablas de Grivel y el calendario del Instituto de Geofísica de la UNAM, Mazatlán, Sin. 1990 a 1991.

Con el objeto de evaluar la movilización natural de nutrientes entre la interfase sedimentaria y el agua, se aisló el sedimento mediante el uso de 4 cámaras bénticas expuestas a la luz y 4 en condiciones de obscuridad, esto permitió simular las condiciones de una columna de aguas iluminada y una sin iluminar. A través de estos dispositivos experimentales semicontrolados, se determinó la magnitud de difusión de nutrientes, de sedimentos no impactados y los sujetos a la influencia de los drenes. Cuantificando en cada muestreo simultáneamente tanto al exterior como al interior de las cámaras la temperatura, salinidad, oxígeno, materia orgánica (DQO) y nutrientes (NH_4 , NO_2 , NO_3) por las técnicas de Strickland y Parson (1968) y el amonio por la de Koroleff modificada por Nehring con empleo de ácido dicloro isocianúrico.

Las cámaras bénticas fueron cubos de plástico de lado 40 x 40 cm, con una capacidad de 32 L y el área superficial cubrió 0.16 m² (Fig. 5). Las cámaras contaron con fondo abierto hacia el sedimento, y dos orificios laterales con tapón de hule para toma de muestra, los cuales se hicieron coincidir con el nivel de la interfase sedimento- agua y

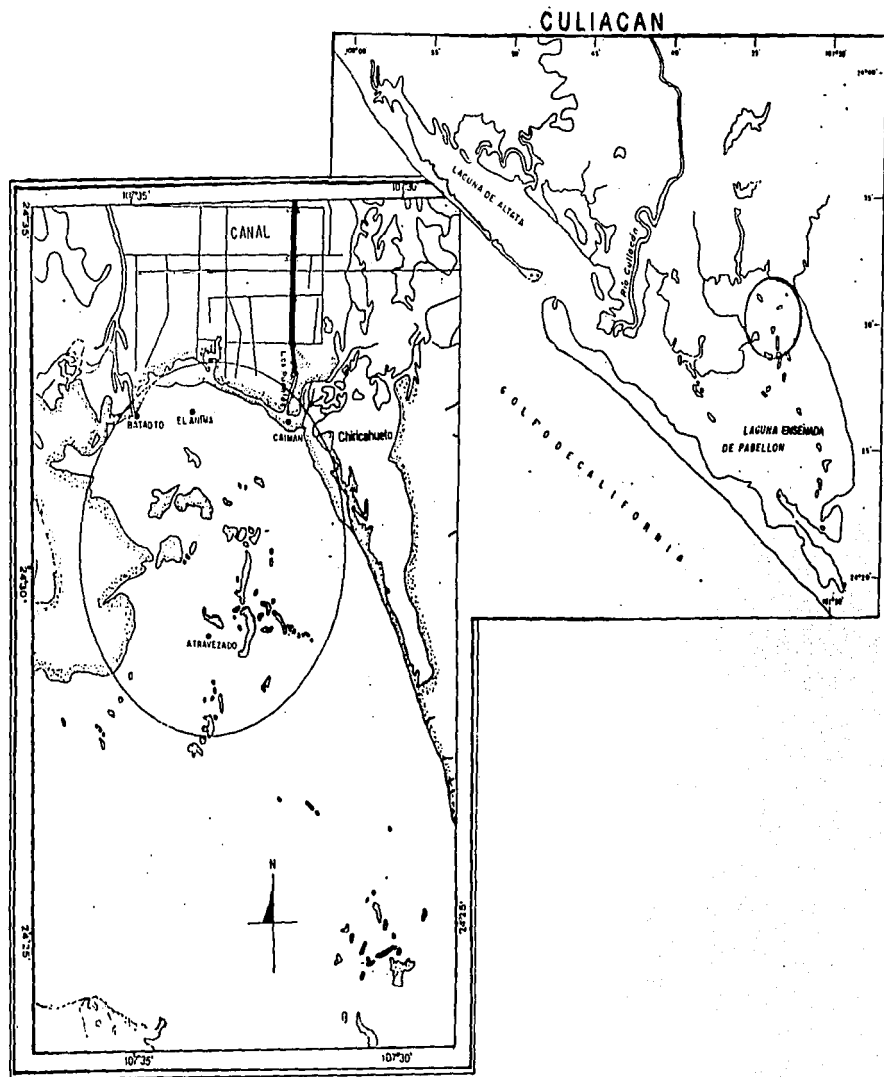


Fig. 4 Localización de las estaciones de muestreo.

una tapa removible en la cara superficial, que selló herméticamente. Estos dispositivos se introdujeron en el sedimento a una profundidad que dejara un tirante de agua equivalente a su capacidad y que permitiera ejercer el efecto de la marea (pleamar y bajamar). A partir de la instalación de las cámaras se tomaron muestras a intervalos regulares de tiempo de 3 a 4 días durante un período de 28 días (enero - febrero 1991), para hacer la caracterización fisicoquímica de la columna de agua tanto al exterior como al interior de los dispositivos, y la difusión de nutrientes del sedimento al agua y su corroboración mediante la aplicación de la ecuación de Fick's (Berner 1980).

$$J_s = - \phi D_s \frac{dC}{dX}$$

Esta ecuación estima el nivel de flujo de los nutrientes (NH_4^+ , NO_2 , NO_3) y determina la dirección del flujo obtenido, siendo los flujos (-) del sedimento al agua y los (+) del agua al sedimento.

De acuerdo con la ecuación las variables involucradas fueron:

J_s = Flujo del sedimento en términos de masa por área total del sedimento por unidad de tiempo.

$-\phi$ = Porosidad.

D_s = Coeficiente de difusión en el sedimento en términos de área por unidad de tiempo.

C = Concentración del componente disuelto en masa por unidad de volumen.

X = Dirección del máximo gradiente de concentración.

Para calcular el flujo por la ecuación de Fick's se aplicaron los datos siguientes:

La porosidad ($-\phi$); se apoyo en el análisis granulométrico, efectuado en el área de estudio por Peraza (1973) que señaló el predominio de limos en la zona S (Atravezado, Caimán y Anima) y arcillas en la margen NE (Bataoto) y cálculo un coeficiente de asimetría de 0.75 y 0.13, respectivamente. Este dato se consideró como equivalente de la porosidad para la ecuación de la primera ley de Fick's y se aplicó de acuerdo a lo siguiente:

Porosidad $-\phi = 0.75$ en Atravezado, Caimán y Anima

$-\phi = 0.13$ en Bataoto

Los coeficientes (D_s); constantes teóricas tomadas de Berner (1980) para cada nutriente:

Coeficiente de difusión: $D_s = 19.8 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ de NH_4^+

$D_s = 19.0 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ de NO_3

$D_s = 19.1 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ de NO_2

La relación (dC/dX); para obtener el flujo en términos de $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ se tomó la dirección del gradiente de concentración(x), a través de la relación entre la concentración(C) del agua superficial y de la interfase sedimento-agua, con el consecuente cambio de unidades.

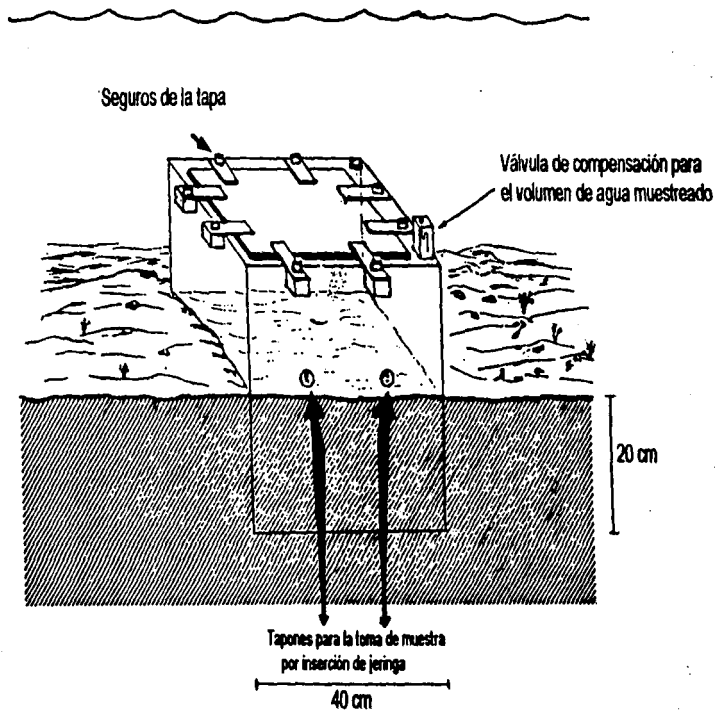


Fig. 5 Posición de la cámara béntica que se usó para la realización de las diferentes condiciones experimentales.

RESULTADOS Y DISCUSION.

I.- Hidrología

. Temperatura

En los ecosistemas estuarinos la dinámica acuática está en función de factores ambientales, como el clima que produce gradientes en temperatura y salinidad. Tal es el caso del sistema lagunar Ensenada el Pabellón donde la marcha de temperatura en enero marcó un período de aguas frías (15 - 22°C), y uno posterior más cálido en febrero (26°C). Intervalo que define un sistema de aguas cálidas dentro de latitudes subtropicales con modificaciones de temperatura de acuerdo con la época del año (Fig 6).

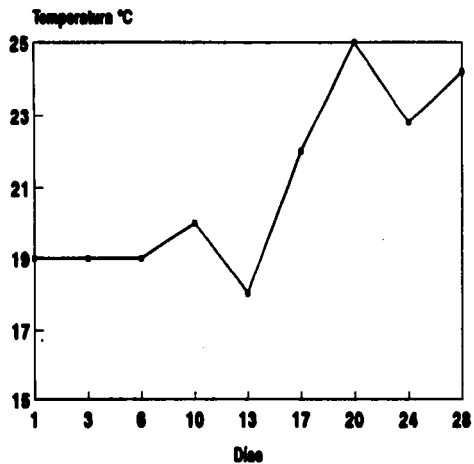
La variación de temperatura depende de algunas condiciones locales como profundidad del sistema, velocidad de la corriente, periodicidad de la marea y vientos (Lovett, 1968); elementos que en el área de estudio manifestaron su efecto, entre las zonas profundas 1.10 m y de mayor velocidad 54 cm/s (Peraza, 1973) como el islote de Atravezado que registró 15 °C y las más someras 12 - 50 cm y de escasa velocidad como Bataoto con 19 °C (36.6 km de la boca). En bajamar el cambio fue similar con 22 °C (en Atravezado) y 26°C (en Bataoto).

Las zonas profundas próximas a la desembocadura del Río Culiacán y a la Boca de la Tonina tienen cambios frecuentes de velocidad en la corriente (Peraza, 1973); en estos sitios debido a la influencia de las aguas marinas y continentales que penetran al sistema, mostraron para el mismo día una variación térmica de 4°C con respecto a las porciones más someras del sistema, que se calientan más y con mayor rapidez.

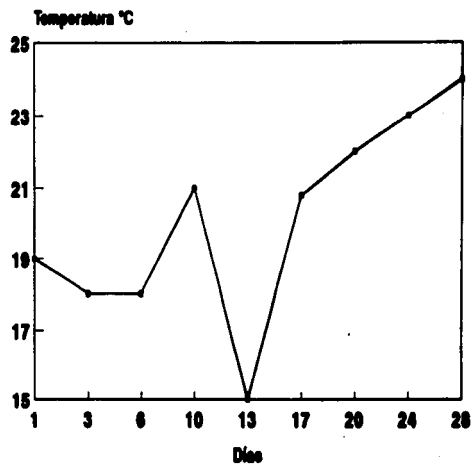
. Salinidad.

Peraza (1973), señala en Ensenada del Pabellón que la distribución espacial de la salinidad está regida por la dinámica hidrológica fluvial y marina que caracteriza tres subsistemas: el de Altata predominantemente marino con 33 %; el de Ensenada del Pabellón, estuarino con 24% y el de Bataoto de condición dulceacuícola 2%, lo que

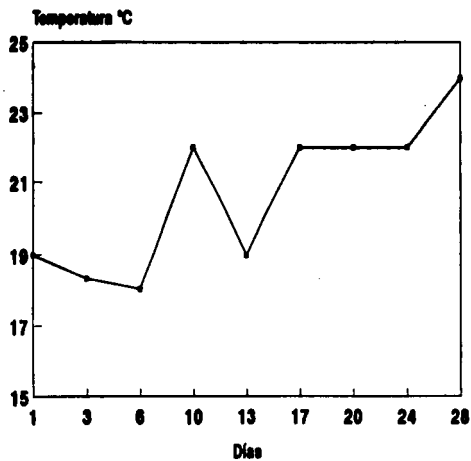
Atravezado



Calmán



Bataoto



Anima

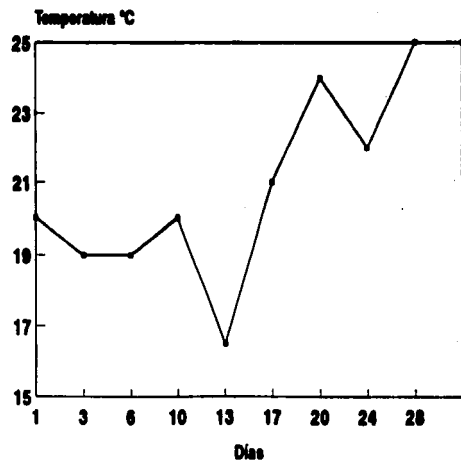


Fig.6 Variación de la temperatura en la Laguna Ensenada delPabellón.

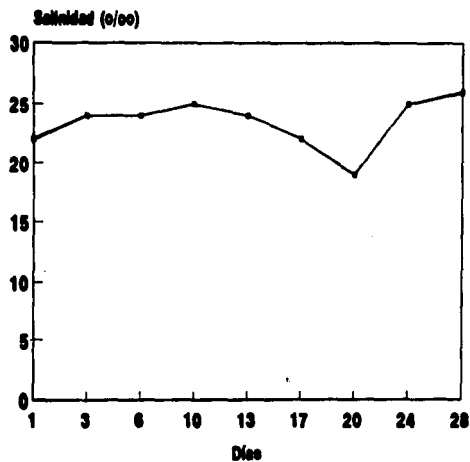
indica una reducción de la salinidad hacia el SE del sistema. En el presente trabajo se determinaron dos zonas con un gradiente salino que va de la condición polihalina en un intervalo de 7- 26 ‰ para Atravezado, Caimán y Anima, a la oligohalina (0-1 ‰) en Bataoto (Fig. 7). En esta última localidad se debe considerar lo somero y la baja influencia de la marea, donde Peraza (1973) manifiesta que no se deja sentir dada la escasa profundidad (0.48 m) y distancia a la boca, en contraste esta localidad se encuentra sujeta a una fuerte influencia y periodicidad de aportes de aguas dulces procedentes del valle agrícola adyacente, irrigado por el canal San Lorenzo cuya capacidad es de 110 m³/s (CNA, 1992).

En Ensenada del Pabellón la intrusión salina mostró el siguiente gradiente con niveles más altos, de 32 ‰ en la Boca de la Tonina, a 13 km en Castillitos se registró un 78 % de la influencia marina (25 ‰), a 30 km de la boca (Atravezado) un 59 % (19 ‰) y a 5 km más en Caimán el 21% (7 ‰); esto mostró la dinámica del Río Culiacán y la influencia de la pleamar en el sistema. Al comparar en la localidad de Caimán, la influencia fluvial y marina se pudo calcular el tiempo de residencia en la laguna que corresponde a 13 días, dado que en promedio el volumen fluvial diario es de 9,254 x10³ m³ (CNA, 1992) y representa el 7.5 % del volumen total 122,212 x10³ m³ de la laguna (INEGI, 1981) lo que coloca al río como un factor importante en la distribución salina en la temporada seca (invierno).

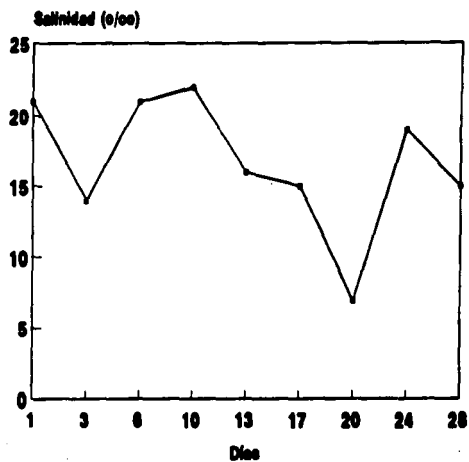
Sikora y Björn (1985) en la Laguna Pontchartrain (Louisiana) determinó una variación cíclica por efecto de la marea diurna con una altura de 11cm e incrementos de 2‰ por intrusión de aguas marinas. En la Laguna costera Ensenada del Pabellón de latitud subtropical con una amplitud de marea diez veces mayor (1.10-0.48 m) hubo un cambio de salinidad entre pleamar (19‰) y bajamar (21.5‰); también el régimen típico de salinidad estuarina reflejó el efecto de las mayores tasas de evaporación (182.63 mm) y de la escasa precipitación (3.81mm) (SARH, 1961 a 1990) que hacen más evidente el efecto de concentración en bajamar, que la intrusión salina de pleamar (Fig. 8).

Como un factor más, los vientos producen un efecto en la distribución de la salinidad, ya que de acuerdo con lo observado por Sánchez (1994) en Tampamachoco, Ver. durante la época de secas la profundidad, el grado de insolación y la evaporación no constituye un efecto determinante en conjunto sino otro factor, como la incidencia del viento que con una velocidad de 6.9 m/s influye la columna de agua hasta 26.4 m de

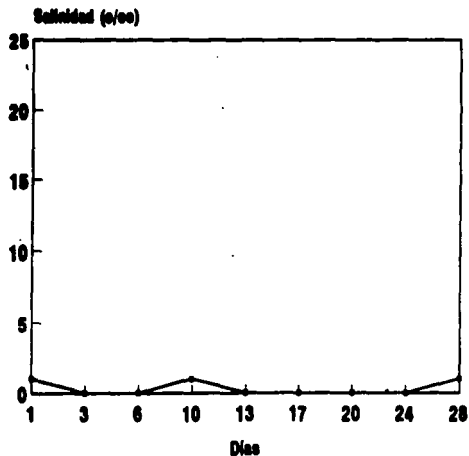
Atravezado



Caimán



Bataoto



Anima

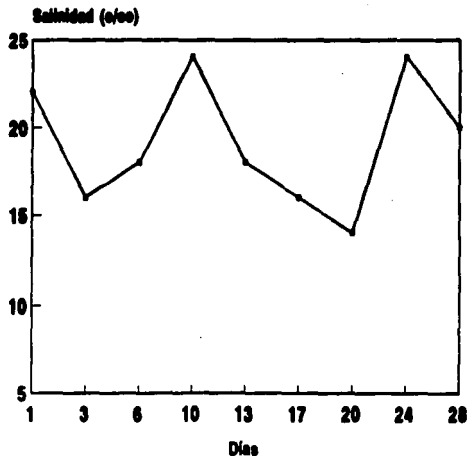


Fig.7 Variación de salinidad en la laguna Ensenada del Pabellón

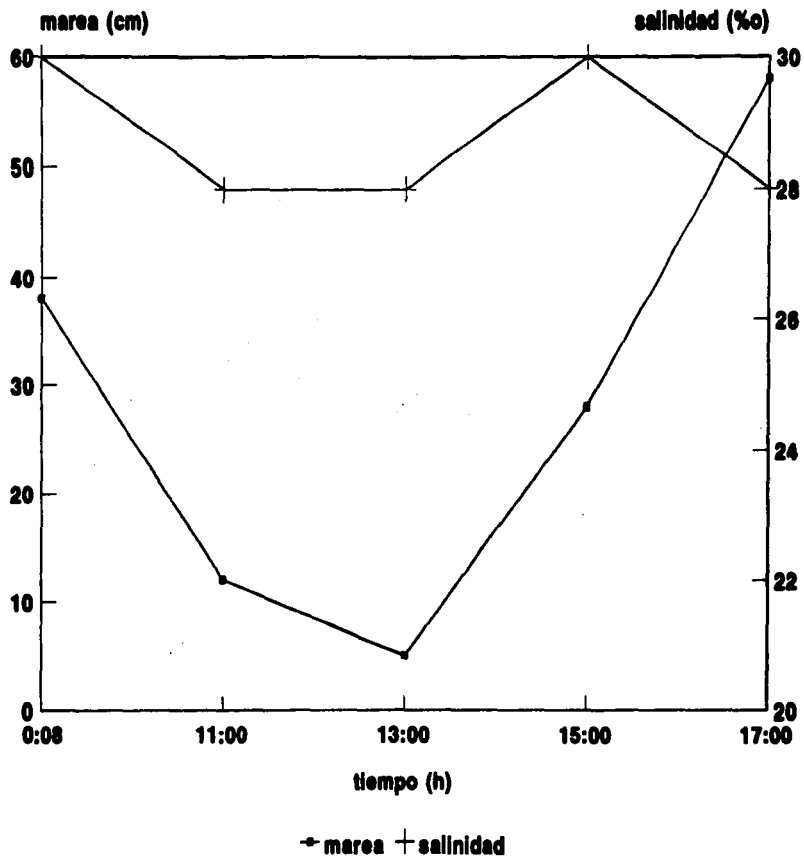


Fig.8 Variación de la salinidad en un ciclo marea (febrero) en la estación Río Culiacán.

profundidad para la mezcla; siendo además dominante en el intercambio de agua del estuario, en la mezcla por marea y propició una homogenización dentro de la laguna. En el caso del interior del sistema Ensenada del Pabellón, la dirección SE y velocidad de la corriente de 0.54 m/s (Peraza, 1973) probablemente se atenúen por el efecto de los vientos dominantes de enero y febrero del NW con velocidad de 1.5 m/s (SARH, 1960 a 1992), que superan en intensidad a la del agua y pueden tener una participación activa, sobre la masa de agua superficial con una mezcla efectiva en la salinidad.

La distribución salina del sistema Ensenada El Pabellón se caracterizó por elementos claramente distintos: 1) la entrada de agua de mar que propicia condiciones polihalinas con una cobertura de 238.11 km² que representa el 93.5% de la laguna, que durante el periodo de sequía incrementa la salinidad por efecto de la concentración ejercida por las altas tasas de evaporación regidas por los factores físicos, climáticos, de topografía, batimetría y velocidad de la corriente con un excedente en bajamar con posibilidades de ser redistribuido hacia el SE y NW, 2) un área oligohalina con cobertura de 16.5 km² equivalente al 6.48 % del área dominada por los escurrimientos de los drenes y la extensión de las áreas palustres.

• Oxígeno Disuelto.

El oxígeno disuelto, a semejanza de las variables salinidad (7 - 26‰) y temperatura (15-26 °C) marcó un gradiente con dirección (SE), de mayores niveles 4.0-6.0 ml O₂/L en Atravezado, Caimán y Anima (Fig. 9), con un decremento hacia Bataoto (0.0 a 3.0 ml O₂/L); para esta última localidad habrá que señalar la nula influencia de la marea, como factor importante de aislamiento y el fuerte aporte de materia orgánica al que periódicamente está sujeta por las descargas de los ingenios y del agua de retorno agrícola.

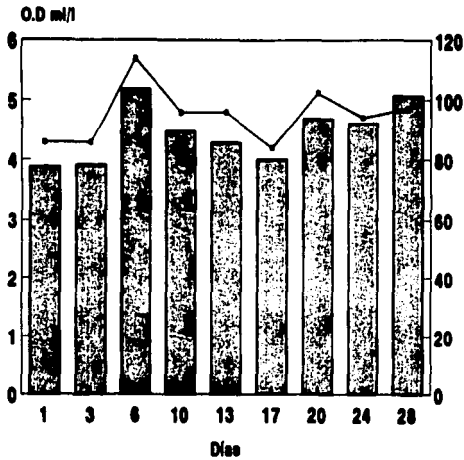
El contenido y distribución de los gases en los sistemas acuáticos esta en función de la salinidad y temperatura. En el área de estudio se tuvieron ascensos (+2 mlO₂/L) de oxígeno asociados con cambios de temperatura ($\pm 1^{\circ}\text{C}$) y salinidad (± 5 unidades). Niveles de oxígeno que mostraron con respecto a ambas variables, una relación semejante a la señalada por Aston (1980), quien sugiere que en sistemas estuarinos la solubilidad del oxígeno establece una relación inversa con la temperatura y salinidad.

En Atravezado y El Anima los niveles de saturación de 93.94 - 114.76 % fueron favorecidos por la influencia de la velocidad de la corriente como factor continuo de renovación de la masa de agua; sin embargo el contenido de oxígeno también dependió de procesos diferentes a los fisicoquímicos, como son los bióticos (fotosíntesis y respiración). Tal es el caso de la laguna de Yavaros cuyos niveles 117.72 % de saturación, Arenas (1970) los atribuye a las altas tasas fotosintéticas de los productores primarios.

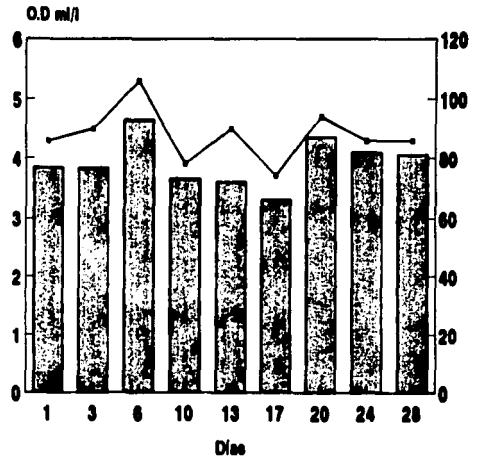
En Caimán el oxígeno alcanzó un valor de saturación de 72 a 92%; ésto se puede atribuir a la mayor incidencia de las actividades antropogénicas como son el tránsito de pescadores por el área, que generaron un oleaje frecuente y la resuspensión continua de materia orgánica del sedimento, lo que favoreció el consumo de oxígeno por degradación de los detritos del fondo. Welsh y Craing (1991) observaron que en Long Island E.U, la materia orgánica acumulada años atrás, dentro de los fondos, originaba más demanda de oxígeno que la productividad generada por la columna de agua. Este efecto puede ser el responsable del cambio en el contenido de oxígeno en localidades como Caimán, cuya inestabilidad en el sedimento es continua.

Los ambientes estuarinos experimentan condiciones anóxicas por períodos prolongados (Vernberg, 1983), como por ejemplo el interior de la laguna Bataoto cuyo contenido de oxígeno mostró una reducción permanente de sus niveles de 1.6 a 0.0 ml/L. Dauer y Ranasinghe (1992) emplean el término hipoxia para concentraciones menores a 2mg/L (equivalentes a 1.39 ml/L); concepto que define el ambiente en Bataoto como anaerobio, resultado de las características físicas como son: escasa velocidad de corriente y mayor tiempo de retención del agua, dada la distancia a la cual se encuentra de la boca (Peraza, 1973), además de considerar la alta carga orgánica vertida por los ingenios y el consecuente consumo adicional de oxígeno, que genera en esta localidad condiciones extremas (0.0 mlO₂/L), acentuadas por el escaso efecto de renovación del agua por marea. Análogamente, de acuerdo con Ardisson (1980) en la laguna de Chachalacas, Ver. los desechos de los ingenios, mostraron una tendencia claramente definida al abatir el oxígeno disuelto conforme avanzaba la zafra y en dirección a las descargas, debido al incremento de materia orgánica, microorganismos y sólidos sedimentables.

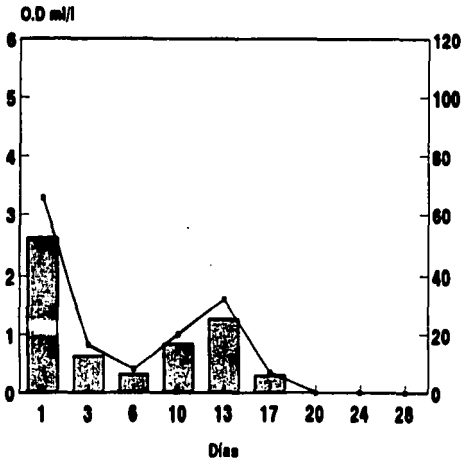
Atravezado



Caimán



Bataoto



Anima

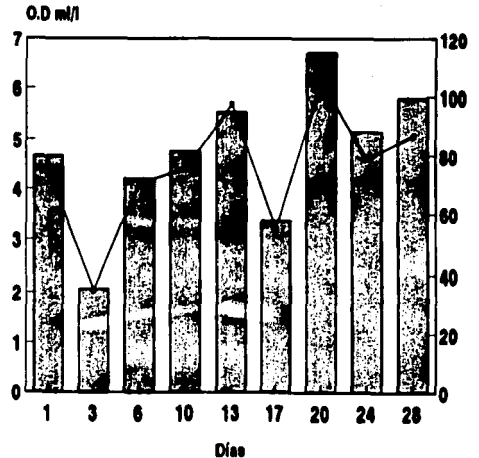


Fig.9 Variación del contenido (■) y % de saturación de oxígeno (○) en la Laguna Ensenada del Pabellón.

Este análisis permitió definir en Ensenada El Pabellón dos grandes zonas metabólicas; la aerobia constituida por las localidades de Atravezado, Anima, y Caimán con 4.37ml/L en promedio y la anaerobia particularmente dominante en Bataoto con un promedio de 0.52 ml/L y condiciones de subsaturación (< al 25%) (Fig. 9).

• Demanda Química de Oxígeno.

La gran variedad de organismos que habitan en las margenes y dentro de los ecosistemas acuáticos, aseguran en la naturaleza la adición de cierta carga orgánica al agua, de la cual depende la supervivencia del sistema (Margalef, 1983). Esa carga orgánica desde hace algunas décadas se evalúa como la demanda química de oxígeno bajo el principio de oxidación de elementos inorgánicos y orgánicos (ASTM, 1982). Siendo un método para estimar materia y carbono orgánico en los ecosistemas acuáticos, en lagunas costeras, como la de Ensenada del Pabellón donde los aportes son diversos en biota y detritos la variación fue reducida de 0.29 - 7.92 mgO₂/L.

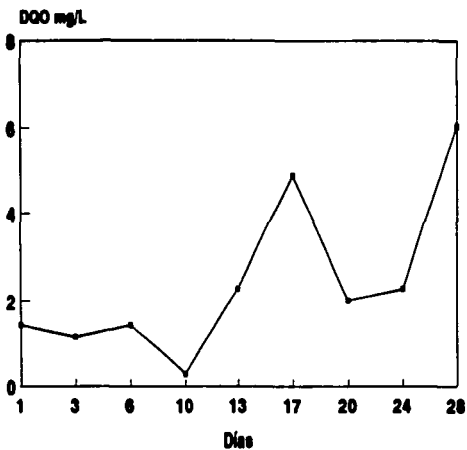
El contenido promedio en Atravezado (2.55 mgO₂/L), Caimán (4.01 mgO₂/L), Anima (3.97mgO₂/L) y Bataoto (6.34 mgO₂/L) registró una carga orgánica reducida, comparada con los 4 mgO₂/L señalados como máximo en aguas de consumo exentas de materia orgánica (Rodier, 1981). En la región estuarina de Chachalacas sujeta a las descargas de los ingenios azucareros Ardisson (1980) determinó una DQO de 9.2 a 393.0 mgO₂/L, que manifestó una marcada diferencia con respecto de la Laguna Ensenada El Pabellón que también soporta la influencia de los residuos azucareros con una carga orgánica disuelta menor. Los estuarios son efectivas trampas de sedimentos al filtrar el material suspendido por mecanismos tales como: el volumen anual de agua que fluye hacia el océano, la acción sedimentadora de las macrofitas al proporcionar una superficie de adhesión y retardar la velocidad de la corriente, así como a la actividad de las comunidades bentónicas en la captación de finas partículas orgánicas (Jordan *et al.*, 1986). Factores que en conjunto para el área de estudio explican la aparente remoción de la carga orgánica disuelta como efecto de la rápida precipitación; ésto deja en la columna de agua una fracción mínima. Además, se debe considerar que un alto porcentaje del material que recibe la laguna es de origen biótico y lleva una cantidad considerable de celulosa, lignina, quitina y ácido fúlvico, compuestos de alto peso molecular, altamente refractarios, es decir resistentes a la oxidación química (Murgel, 1984). Siendo altos los niveles de este tipo de compuestos y dado que la oxidación química pudiera ser parcial, la

DQO en el sistema posiblemente sea menos representativa de las condiciones ambientales. Así mismo es importante considerar los procesos físicos de adsorción propios de la fase sólida amorfa de los hidróxidos de aluminio y óxidos de hierro de la arcilla como un sistema de alta capacidad de retención de partículas orgánicas que gradualmente acumulan la materia orgánica (Wolaver et al., 1986), aunado a esto se encuentra el efecto ejercido sobre los aportes fluviales cargados de arcillas en suspensión y iones negativos, que al penetrar en aguas salinas predominantes en iones positivos, se neutralizan y precipitan. Esta floculación mantiene las partículas en el sedimento, retardando su incorporación al sistema (Day et al., 1989).

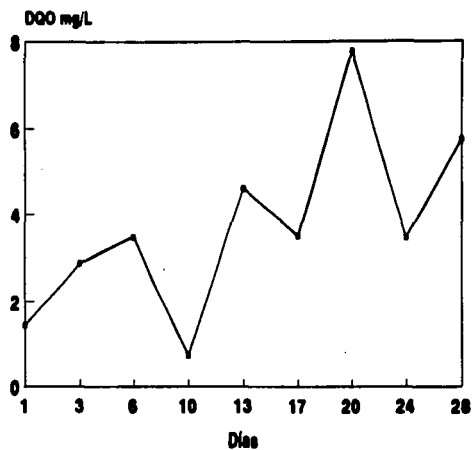
El contenido de carbono y materia orgánica, en los sistemas estuarinos depende en gran parte del régimen de mareas por su efecto en el transporte, estratificación y resuspensión de detritos (Stern et al., 1986). En la laguna bajo estudio dada la escasa variación 0.29 - 7.92 mgO₂/L entre localidades (Fig. 10) y la sensibilidad del método analítico aplicado, esto no se observó. No obstante, en un ciclo de marea frente al Río Culiacán el punto máximo de la pleamar se asoció al nivel más bajo de materia orgánica (1.44 mgO₂/L) (Fig. 11), posiblemente como un efecto del transporte ejercido por la entrada de las aguas marinas de menor carga orgánica. En sistemas estuarinos con tributarios fluviales importantes, Caffrey y Day (1986) señalan que la marea creciente lleva la descarga del río a zonas alejadas del sistema, causando un dramático incremento en la concentración del material particulado y disuelto en el interior del estuario del Río Atchafalaya (Louisiana). Debido a que en el área de estudio la marea y descarga del río por estar frente a frente, interactúan en el control y la distribución fue más homogénea.

Una concentración mayor a 32 mg/L de carbono orgánico observaron Wolaver et al. (1986) en el estuario de Carolina del Sur en ambas fases de la marea, con origen probablemente en procesos físicos, geológicos o biológicos, como son la concentración del fitoplancton, la temporada del año, batimetría y ubicación del punto de muestreo, remoción de partículas en sitios hidrodinámicos activos o la acumulación donde la residencia del agua es prolongada. Elementos de particular importancia en Batacto donde se registró la máxima condición promedio 6.34 mg/L DQO como resultado de las características físicas de aislamiento por geomorfología, y de ubicación que reflejaron la influencia de los aportes continentales de materia orgánica, procedentes tanto de los pantanos como de los drenes agrícolas del distrito de riego No.010 (Comisión del Río

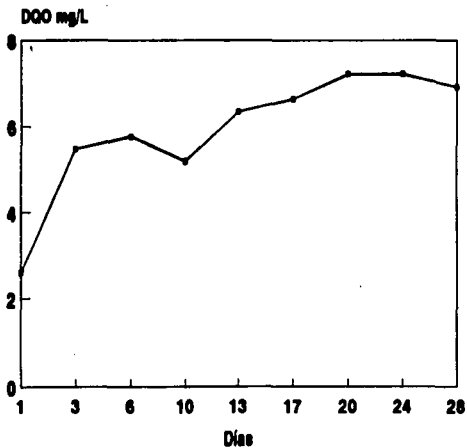
Atravezado



Calmám



Bataoto



Anima

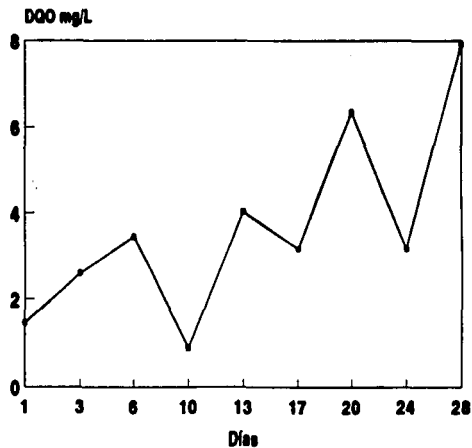


Fig.10 Variación de la DQO en la laguna Ensenada del Pabellón.

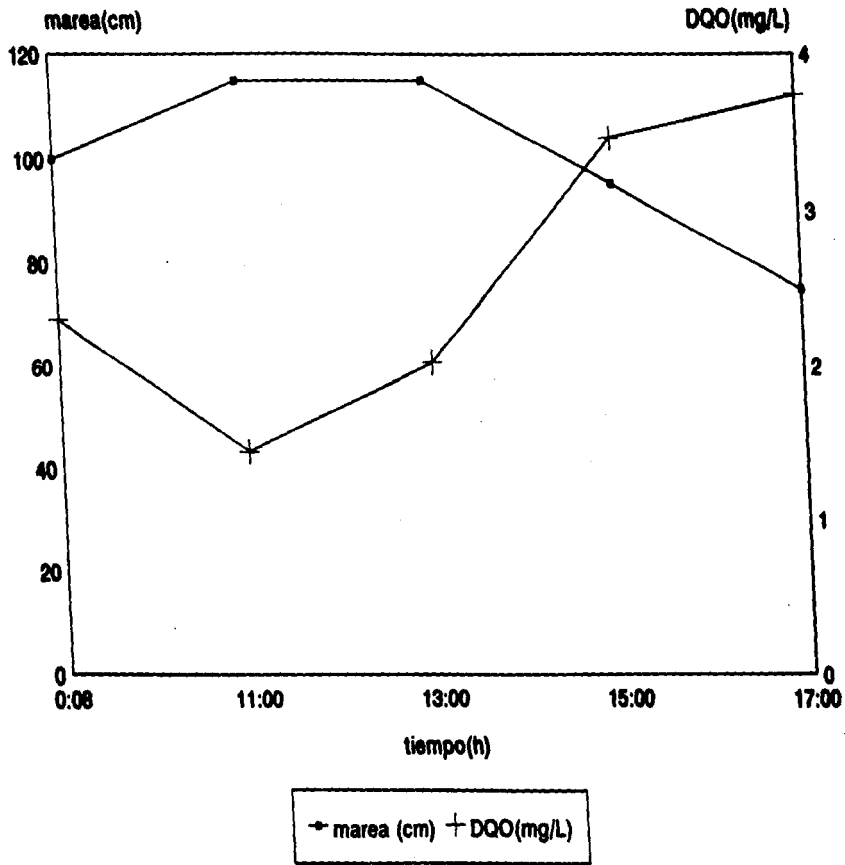


Fig.11 Variación de la DQO en un ciclo mareal(agosto) en la estación Río Culiacán.

Culiacán); ésto marcó con respecto a la localidad de Atravezado un aumento del 40 % en el contenido de materia orgánica.

Rodier (1981) define la DQO como el oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica en el agua (en condiciones de laboratorio). Para analizar los posibles cambios en el sistema, este concepto permite, establecer una relación entre el oxígeno consumido (DQO) y el realmente disponible (O.D) en el ambiente. La relación mostró que la carga promedio de materia orgánica (DQO) para Atravezado 2.55 mgO₂/L, Caimán 4.01 mgO₂/L y Anima 3.97 mgO₂/L (Fig. 10) no excedió la concentración natural de oxígeno disuelto en la columna de agua de 5.87, 6.29 y 5.59 mlO₂/L, respectivamente. Además, si se considera que el consumo de oxígeno no agotó el oxígeno disuelto disponible y el nivel de saturación fue constante (87.22 - 114.76 %) (Fig. 9), las tres localidades se caracterizaron como sitios metabólicos aerobios y marcó un carácter más autóctono para la materia orgánica captada al centro de la laguna, proveniente del plancton, la hojarasca de manglar, vegetación sumergida y excretas de animales acuáticos. De acuerdo con Callender y Hammond (1982) una proporción baja de carbono orgánico en agua, sugiere una procedencia más autóctona (fitoplancton) de la materia orgánica.

En la laguna de Chachalacas, Ver., según Ardisson (1980), existe una variación temporal de la demanda química de oxígeno, puesto que en mayo la DQO de 9.2mgO₂/L fue varias veces más alta al oxígeno disponible de O.D 3.5 mgO₂/L, y para septiembre la diferencia fue mayor de DQO 393.0 mgO₂/L vs. O.D 1.9 mgO₂/L ésto demuestra una fuerte dominancia de las aguas residuales de los ingenios. Al NE del área de estudio (Bataoto), la DQO 7.20 mgO₂/L fue tres veces mayor al oxígeno disponible de 1.6 mlO₂/L (equivalente a 2.3mgO₂/L) que marcó un déficit con niveles cercanos a la anóxia para más del 50 % del período de estudio. Lo que manifestó una constante utilización del gas para oxidar y descomponer la materia orgánica y el consecuente desequilibrio entre la carga orgánica y la producción natural de oxígeno, además de definir en esta localidad un origen más antropogénico para la materia orgánica como son los residuos de los ingenios y la influencia de los desechos agrícolas.

• **Amonio.**

En Ensenada El Pabellón de las formas nitrogenadas el amonio presentó, el intervalo más amplio de 0.0 a 20.14 µM, similar al contenido de nitrato y cuatro veces

mayor al de nitrito (Tabla 2). En Ensenada del Pabellón existe uno de los más importantes distritos de riego No.10 (Comisión del Río Culiacán), y la máxima concentración es considerada dentro de los niveles normales para los sistemas lagunares, incluso semejantes a los registrados en la Laguna de Términos con 0.01-23.50 $\mu\text{mol NH}_4^+$ (Botello, 1978) que cuenta en el área adyacente con el distrito de riego 081 (Campeche) (CNA, 1990); cuya actividad según Lozano (1993) ha sido de bajo impacto en una etapa de pre-industrialización.

Con la materia orgánica como sustrato, los procesos metabólicos de amonificación, nitrificación y desnitrificación derivan en compuestos como el amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2) y nitrato (NO_3) (Cole, 1988). Como todo proceso metabólico la amonificación y desnitrificación bacteriana operan bajo intervalos de pH, temperatura y requerimientos de oxígeno específicos (Jorgensen, 1989). Respecto a la temperatura en una latitud tropical como lo es la laguna Ensenada El Pabellón se determinó un incremento de 5°C entre enero y febrero con un aumento en promedio de 4 μM de NH_4^+ en Atravezado, Caimán y Anima, posible consecuencia de la aceleración metabólica ($r=-0.700$ $P < 0.05$ Tabla 4).

En Bataoto no se pudo estimar el efecto del oxígeno sobre el contenido de amonio ya que en condiciones anaeróbicas los contenidos de este ión fueron indetectables. Dicha situación puede ser justificada de tres formas: 1) desde el punto de vista metodológico en el desarrollo del color, por la falta de control en las interferencias dadas por la presencia de impurezas tanto ácidas como básicas procedentes de la industria azucarera, 2) cambios drásticos de pH que con un pH ácido favorecen la forma ionizada (NH_4^+) y la no ionizada (NH_3^+) con un pH alcalino; 3) e incluso su volatilización; esto último cuantificado para una laguna cercana al sistema lagunar en estudio por De la Lanza y Rodríguez (1990) en sequía con una tasa de pérdida de 0.024 $\text{mg/m}^2/\text{L}$ o del 2.3%. Desde el primer muestreo se marcó una tendencia definida decreciente del NH_4^+ que hasta los 12 días de iniciado el estudio contenía un oxígeno de 0.36 mLO_2/L (equivalente a 16.08 μM); según Grundmanis y Murray (1977) se requieren 5 μM de oxígeno para la desnitrificación bacteriana suficientes para la formación del ión, denotando un ligero excedente de oxígeno. Dicho decremento puede asociarse con el inicio de las actividades en los ingenios, cuyas aguas residuales según la fase de elaboración del azúcar contienen desde grasas y aceites naturales de la caña, hasta ácidos y bases fuertes como la sosa o el ácido fosfórico usados en la clarificación y la

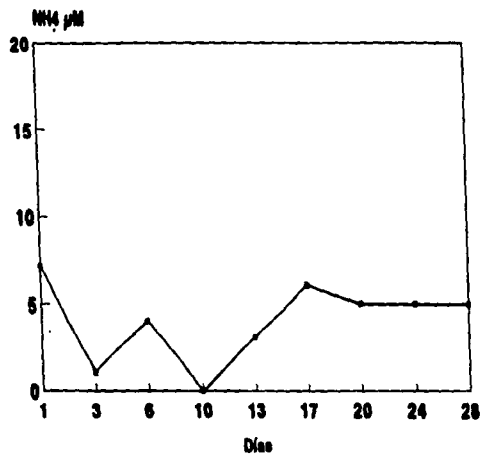
cristalización del azúcar refinada (Salgado, 1992). Las condiciones óxicas de Atravezado, Caimán, y Anima cumplieron lo señalado por Kemp y Jenkins (1984), en cuanto a la regeneración de (NH_4^+) bajo una activa degradación aeróbica de la materia orgánica.

Gardner *et al.* (1991) señalan que en la liberación de amonio la salinidad es un factor más, que actúa como un mecanismo selectivo de difusión efectivo durante las mareas. Perceptible en el área de estudio, para las localidades de Atravezado, Caimán y Anima, donde este ión fue mayor con el ascenso de la marea y se redujo en marea baja (Fig. 12 y 13).

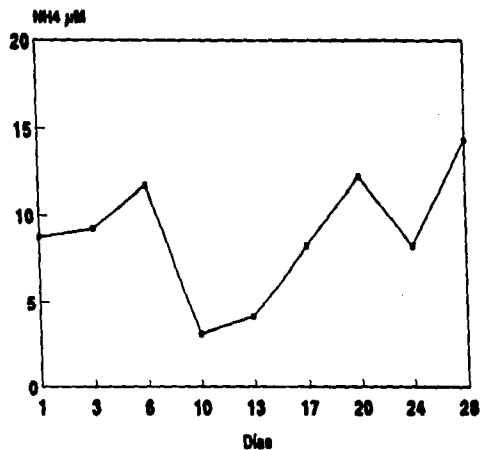
Las variaciones observadas en el contenido de amonio (Fig. 12): 4.08 μM (Atravezado), 8.86 μM (Caimán), 7.31 μM (El Anima), 4.56 μM de NH_4^+ (Bataoto) pueden estar relacionadas entre otros factores, con las características físicas del sedimento. A pesar de que no se realizó el análisis granulométrico del sedimento cabe señalar que otros autores como Peraza (1973) y Salgado (1993) han referido la predominancia de limo-arcillas en la margen NE, las cuales según Kemp *et al.* (1982) son adecuados para la absorción de amonio hasta 21.92 μM , lo que puede justificar los bajos contenidos en el agua. Así mismo, en la Laguna de Huizache y Caimanero, como parte del proceso de movilización de nutrientes Rodríguez Medina (1989) observó que puede haber una fracción importante de amonio fijada a arcilla para la que calculó una retención de 0.01 mg/cm^2 y señala que entre otros factores importantes que regulan la fluctuación del amonio en la columna de agua desde el sedimento puede estar involucrada una reincorporación a organismos o la difusión por gradiente de concentración a estratos más profundos. En el área de estudio, el sedimento lo conforman dos tipos básicos; una playa de limos suaves y fondos lodosos en la margen NE y al S los numerosos islotes de arenas o gravas con manglar denso (Salgado, 1993). En consecuencia, la margen NE sitio predominantemente limoso señala a las dos últimas localidades (Bataoto y El Anima) como los sitios más adecuados del sistema para la adsorción del N-NH_4^+ .

Para determinar el papel de la marea, en la dinámica del amonio ($r = -0.315$ $p > 0.05$) se consideró su contenido en pleamar y bajamar; durante el flujo fue de 7.41 μM y en el reflujo de 5.23 μM . A nivel de localidad se alcanzó una correlación significativa entre estas dos variables; en Atravezado y Caimán $r = 0.654$ $p < 0.05$ y en Bataoto $r = -0.658$ $p < 0.05$ (Tabla 1). En bajamar el amonio se abatió, a más del 30% lo que marcó la consecuente renovación de la masa de agua dentro de la Ensenada y la posible

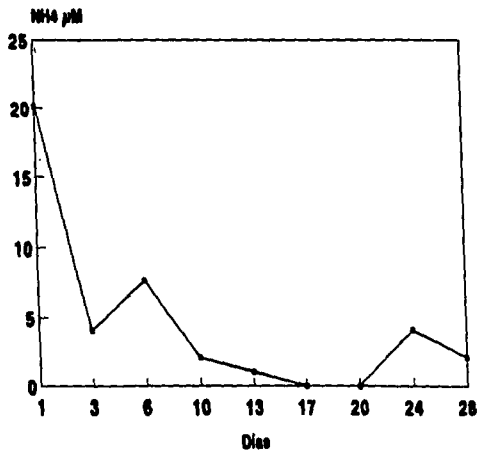
Atravezado



Caimán



Bataoto



Anima

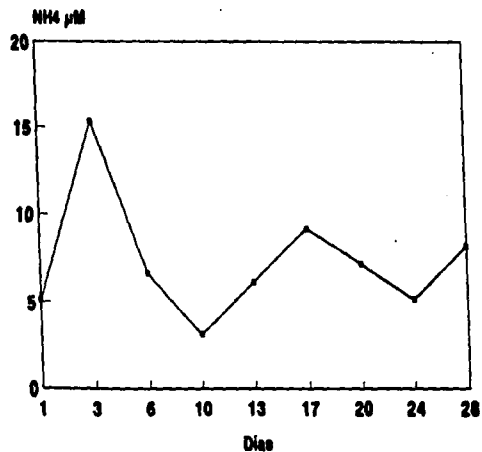


Fig.12 Variación del contenido de amonio en la Laguna Ensenada del Pabellón

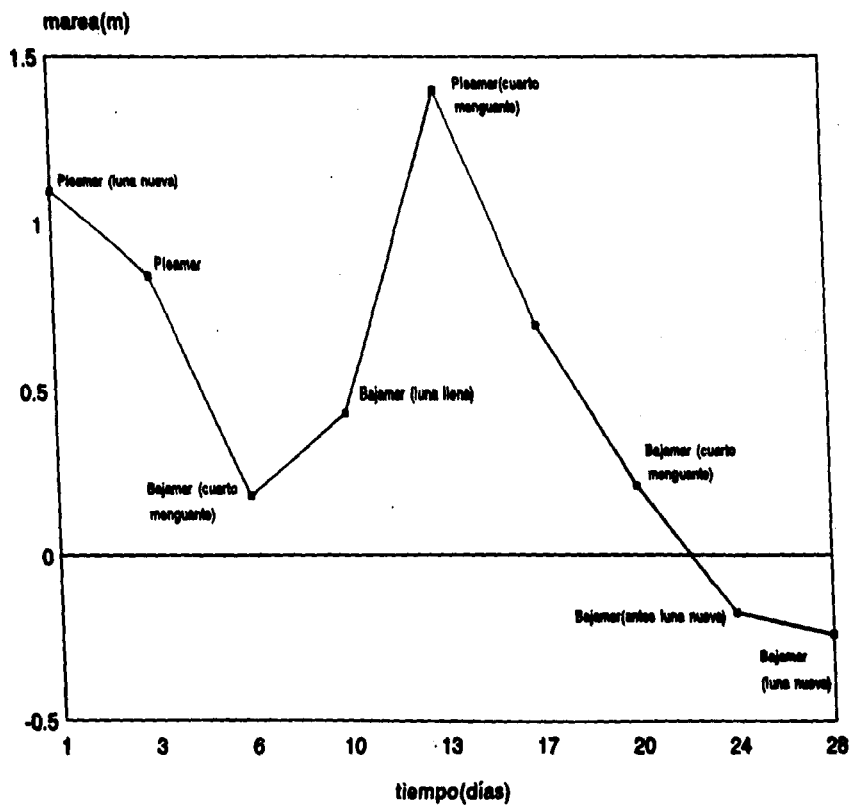


Fig.13 Oscilación de la marea durante el período de estudio (enero- febrero) en la Laguna Ensenada del Pabellón.

exportación a las aguas marinas. Dicha exportación es al Golfo de California donde generalmente los niveles de amonio van de 1.2 a 2.5 μM de NH_4^+ (Codispoti, 1976; Martínez, 1988). En tanto en Ensenada del Pabellón en la Boca de la Tonina fue de 5.05 μM de NH_4^+ y en la zona de influencia del Río Culiacán el intervalo fue de 9.2 a 25 μM de NH_4^+ (Conde, 1991). Con el movimiento de la pleamar se genera la resuspensión del sedimento, se introduce agua salada con escaso amonio, mezclada con la fluvial estuarina de alto contenido, hasta el interior de la laguna. No obstante, la época del año puede ser importante al cambiar el movimiento de exportación a importación de nutrientes por los diferentes estados de la marea y las estaciones del año (Arenas, 1979).

Tabla 1: Coeficientes de correlación (r) entre la marea y los nutrientes por localidad.

Localidad	Marea Vs NH_4 r	Marea y NO_3 r	Marea y NO_2 r
Atravezado	0.654	-0.420	0.652
Caimán	0.654	-0.012	-0.369
Bataoto	-0.658	0.425	0.344
F calculada	0.935	p 0.569	

En la columna de agua la concentración de nutrientes primarios; fósforo, nitrógeno y carbono orgánico, muestran patrones interesantes en respuesta a los aportes superficiales de agua fluvial y de otros afluentes (Callender y Hammond, 1982). El nitrógeno y el carbono (DQO) en el área de estudio sin influencia de los drenes tuvieron una variación similar, ambos se redujeron; el NH_4^+ a 0.0 μM y la DQO a 0.29 mgO_2/L (enero) en Atravezado. En cambio en Caimán y Anima se incrementaron, el amonio (desde 6.63 a 11.73 μM de NH_4^+) y la DQO (a 3.46 mgO_2/L) manifestando, una relación directa entre el contenido de nitrógeno y la DQO. Callender y Hammond (1982) señala que la nitrificación bacteriana y la demanda química de oxígeno están correlacionados positivamente; pero pueden ser afectados por la dinámica, agitación del agua superficial. Factor que puede explicar en Bataoto, el cambio en ambas variables que describieron una curva de carácter asintótico, donde el amonio bajo hasta 0.0 μM en tanto la DQO adquirió el máximo 7.20 mgO_2/L , con un patrón semejante a la curva expresada por la Cinética de Michaelis-Menten. Kemp y Jenkins (1984) interpretan la Cinética de Michaelis-Menten, en el estuario del Río Patuxent como un índice relativo de la abundancia de las poblaciones microbianas así como del enriquecimiento medio del sedimento con partículas finas y flóculos amorfos intermezclados con excretas. Esto pone de manifiesto el alto contenido

de materia orgánica, en esta localidad, procedente de los campos de cultivo e industria azucarera.

• Nitrato.

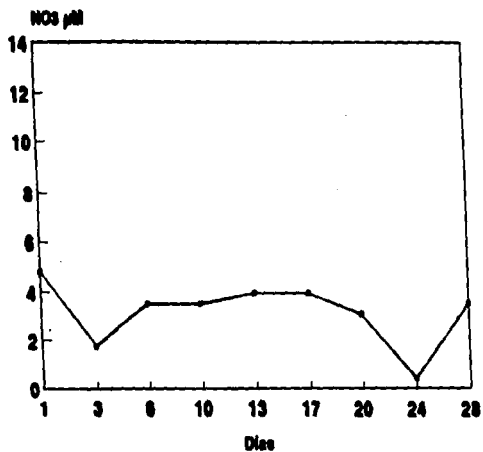
La porción nitrogenada de la materia orgánica depositada en el fondo, es base para la regeneración parcial de amonio, y por nitrificación a nitrato, compuesto asimilado por los organismos fotosintetizadores (Kemp *et al.*, 1982).

En Ensenada-Pabellón de las formas nitrogenadas después del amonio, el nitrato fue el más abundante con un intervalo de 0.44 a 14.48 μM (Fig. 14), niveles altos, con respecto a los registros de sequía en algunos esteros tanto de la costa Oeste del Golfo de California que van de indetectables a 0.80 μM en el Estero Zacatecas, La Paz (Cervantes-Duarte y Guerrero 1988, 1991) hasta 1.59 μM en el mismo sitio (Lechuga *et al.*, 1986), como de la costa Este con un intervalo entre 0.42 a 3.8 μM en la Cruz, Son. (Castro, 1992) o como en el caso del Estero El Sargento, Son., donde Botello y Valdez (1990) registraron de 0.02 a 6.15 μM .

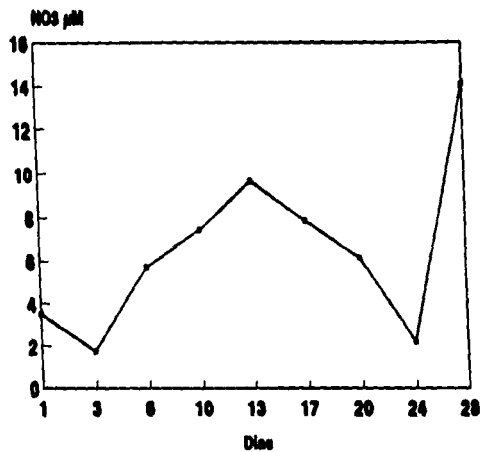
Ardisson (1980) en la laguna de Chachalacas durante la sequía determinó en promedio 0.57 mg/L en el contenido de NO_3^- (equivalente a 40.70 μM) un sistema semejante al área de estudio; dada su condición de impacto por los desechos de la refinación del azúcar, en donde el N-NO_3^- fue la forma dominante del nitrógeno. En contraste en Ensenada del Pabellón dominó el amonio y los nitratos fueron 10 veces menores; ésto manifestó las diferencias ambientales como menor oxigenación, escasa profundidad e incluso menor dinámica de intercambio entre masas de agua por una morfología más compleja del área de estudio. Kemp *et al.* (1982) y Valiela *et al.* (1978) atribuyen la dominancia del amonio o nitrato a los aportes fluviales, por lluvia, aguas subterráneas o bien como resultado de un largo período de equilibrio entre los canales de vegetación terrestre y las plantas muertas en descomposición, así como a los desechos domésticos.

En el área de estudio el volumen de agua subterránea o por lluvia es inapreciable, como aporte continental de bajo contenido de nitrato. Para las localidades de Atravezado, Caimán y Anima el sistema hidrográfico del Río Culiacán asentado a la

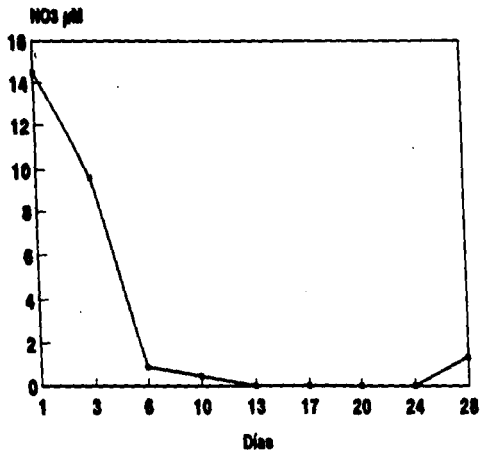
Atravezado



Calmán



Bataoto



Anima

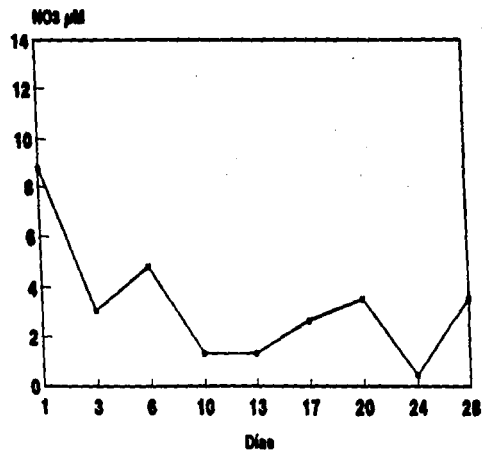


Fig.14 Variación del contenido de nitrato en la Laguna Ensenada del Pabellón.

entrada de la laguna en confluencia con las aguas marinas, es el más importante aporte de nitrato. De acuerdo con Raz-Guzmán y Sosa Luna (1982) las halófitas pueden contener de 2 a 60% de proteína y representar una fuente potencial de amonio a través de su descomposición y posteriormente pasar a NO_3^- condición que pudo suceder en esas localidades. En ambientes anaeróbicos Smith *et al.* (1985) señalan que una parte del nitrato puede transformarse en amonio por reducción y calcularon para el ecosistema deltáico del Río Atchafalaya (Louisiana) una variabilidad temporal en la tasa de desnitrificación de 0.02 a 0.07 $\mu\text{gN-NO}_3/\text{g}$ de sedimento por hora entre los meses de invierno y verano. En Bataoto se determinó una desnitrificación de 0.98 $\mu\text{mol NO}_3/\text{día}$, consecuencia de las condiciones reductoras y de la escasez de oxígeno. Sin embargo el proceso inverso de nitrificación se presentó alternado en un orden de 0.43 $\mu\text{mol NO}_3/\text{día}$ que representa el (43%) de la desnitrificación. De acuerdo con Nishio *et al.* (1983) aproximadamente el 30% del NO_2^- producido por nitrificación es consumido por desnitrificación; ésto permite explicar para Bataoto el descenso en el contenido de las formas oxidadas del nitrógeno (NO_2^- , NO_3^-) durante los primeros 10 días, a lo cual se suma la escasa influencia de la marea en la renovación del agua.

Contrariamente a lo esperado desde el punto de vista de las condiciones de oxido/reducción, el mayor intervalo en el contenido de nitrato (0.0 a 14.48 μM) correspondió a Bataoto (Tabla 3) de condiciones anaeróbicas, sin embargo las descargas de los drenes agrícolas y actividad de los ingenios posiblemente tuvieron un mayor aporte de nitrato, cuyo potencial de aporte fue menor respecto a lo registrado de 40.7 μM de NO_3^- por Ardisson (1980) en Chachalacas y como muestra Cámara Durán (1994) en la caracterización de los tres colectores principales de aguas residuales en el Valle agrícola del Río Yaqui, con niveles de 7 a > 8 000 $\mu\text{gat N/L}$ en aguas exclusivamente de retorno agrícola.

La variación en el contenido de nitrato no solo es producto del aporte biótico; según Day *et al.* (1989) los factores físicos como marea, descargas de río y vientos, interactúan más en el control de la concentración de nutrientes como el nitrato y nitrito. En tanto el amonio depende más de factores, como el intercambio de agua intersticial retenida en el sedimento, la regeneración béntica y actividad del fitoplancton (Taegue, 1983) *in* Caffrey y Day (1986). Al respecto en el estuario del Río Patuxen, Kemp y Jenkins (1984), determinaron al amonio como la forma dominante del nitrógeno reciclado en la columna de agua y en la región béntica; por otra parte la principal forma del

nitrógeno nuevo es el nitrato de tributarios y señala que cuando el nitrógeno reciclado (NH_4^+) excede al entrante (NO_3^-) en una relación superior 2:1, la mayor parte del amonio deriva de efluentes residuales o fuentes alóctonas. En el área de estudio el nitrógeno reciclado y el entrante fueron similares con una relación 1:1 para Atravezado, Caimán y Anima lo cual manifestó una mayor contribución de factores como el fitoplancton y la vegetación. De acuerdo con Ward y Twilley (1986) los detritos vegetales son la fuente de nitrógeno en los estuarios dominados por el NO_3^- y donde el equilibrio con el amonio persiste.

En contraste en Bataoto la relación fue 9:1. Según el citado autor en este caso es posible considerar que el suministro de amonio en gran parte lo constituyeron fuentes alóctonas, como son efluentes residuales de un origen más antropogénico con la intermitencia de las máximas descargas asociadas a drenes tanto de los ingenios como de las zonas agrícolas. Sin embargo la acumulación de material vegetal muerto (halófitas, manglar y hojarasca de los cultivos) la escasa circulación y el nulo intercambio por marea, debieron favorecer la descomposición y en consecuencia la amonificación.

Diversos autores han manifestado la dominancia de los ríos en sistemas estuarinos con una amplia variabilidad en los nitratos como es el caso de los ríos Atchafalaya y Hudson con 3.0 a 12 μM y el Patuxent de 0.9 a 25.1 μM de NO_3^- , que según Caffrey y Day (1986) pueden tener variaciones en días o incluso en horas; tomando como base la amplia variabilidad de Ensenada del Pabellón 0.44 a 14.48 $\text{NO}_3^- \mu\text{M}$ ésta se puede atribuir al predominio del Río Culiacán, excluyendo el área de Bataoto asociada a la agroindustria.

El contenido promedio de pleamar de 4.44 μM y el de bajamar de 2.71 μM manifestó en sequía, un aparente aporte por marea, que dejó aproximadamente un remanente del 40% en el interior de la Ensenada del Pabellón. Como la boca del Río Culiacán se encuentra a unas decenas de metros de la boca marina de la Tonina, la masa de agua marina con los aportes del río, se movilizan hacia el interior de la laguna. Como reflejaron los registros de Conde (1991) que observó los valores más altos de 4 μM tanto en la Boca del Río Culiacán como los de 2 μM en Mapachero y los Cuates a 30 km de la Boca de la Tonina; al igual que en el presente estudio, donde en el centro de la laguna el promedio fue de 3.16 a 6.48 μM en Atravezado, Caimán y Anima (a 35 km de la Boca de la Tonina) con un decremento hacia las zonas interiores. Sin embargo las aguas

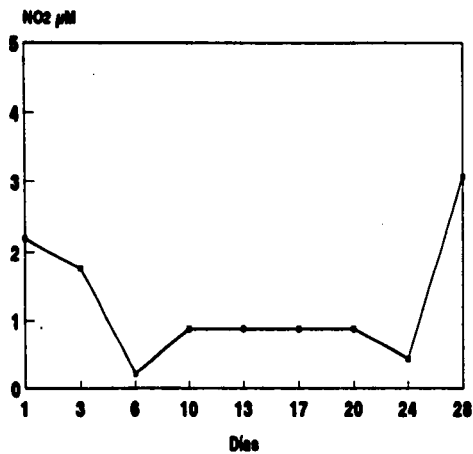
oceánicas no pueden aportar al sistema N-NO₃; como diversas investigaciones muestran que al sur del Golfo de California las concentraciones oscilan en un intervalo menor de 0.1 a 1.5 µM de NO₃ (Codispoti, 1976; Álvarez Borrego, 1978; Martínez, 1988; Holguin, 1989), por lo tanto en la Ensenada del Pabellón la variación en el contenido de nitrato dependerá más de las condiciones hidrológicas fluviales dominantes.

Para determinar la influencia de la marea en la Laguna Ensenada-Pabellón se consideraron las fases lunares en 60 días y se observó en Atravezado y Caimán una correspondencia inversa entre el contenido de nitrato y la fase ($r=-0.420$ $p \leq 0.05$ y $r=-0.012$ $p \geq 0.05$; Tabla 1) respectivamente. Particularmente el máximo de nitrato 9.65 µM se determinó en una bajamar de luna llena y el mínimo de 2.19 µM en una pleamar ($> \%$) de luna de cuarto menguante (Figuras 13 y 14). Caffrey y Day (1986) observó que los nitratos se correlacionan negativamente con la salinidad debido a que frecuentemente el descenso de salinidad va asociado a un mayor volumen de aportes continentales de agua dulce (avenidas de ríos, lluvias) con alto contenido de nitrato. Esto mismo se observó hacia áreas más interiores, ya que en Bataoto (a 36.5 km de la boca marina) se registraron contenidos nulos de nitrato, además de la anaerobiósis.

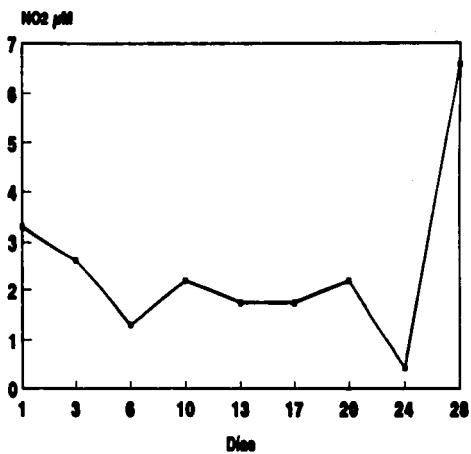
• Nitrito

Entre las reacciones de óxido-reducción del ciclo del nitrógeno, los iones amonio, nitrato son dominantes y el nitrito es producto intermedio (Wada y Hattori, 1971). En los ecosistemas estuarinos diversas investigaciones frecuentemente señalan concentraciones indetectables de nitrito como representativas de la condición natural de estos ecosistemas (Álvarez Borrego y Camacho, 1987). Condición que se observó en Ensenada del Pabellón ya que el intervalo fue de 0.0 a 6.58 µM, dos veces menor al de nitrato y tres al de amonio, constituyendo la forma del nitrógeno menos representada (Fig.15). En los sistemas estuarinos del Golfo de California regularmente los niveles de nitrito van desde 0.0 µM en el Estero el Sargento, Son. (Botello y Valdez, 1990), pasando por niveles promedio de 0.38 µM en La Cruz, Son. (Castro, 1992), hasta de 0.03-0.89 µM de NO₂ del Estero Zacatecas, La Paz B.C.S (Cervantes-Duarte y Godínez, 1988, 1991). Entre otros autores, Arenas (1970) considera altos los registros de 0.15 µM en Bahía Yavaros y de 1.20 µM de NO₂/L en el estero Moroncarit, 5.5 veces inferiores al máximo observado en el presente estudio.

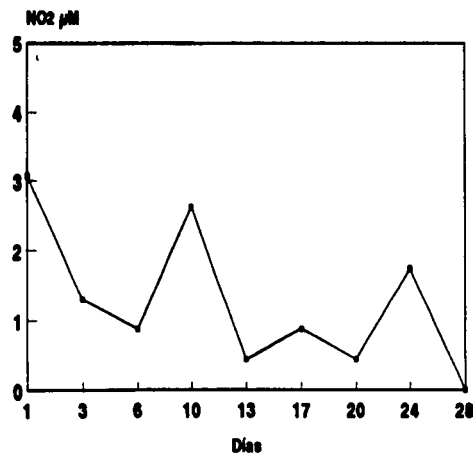
Atravezado



Caimán



Bataoto



Anima

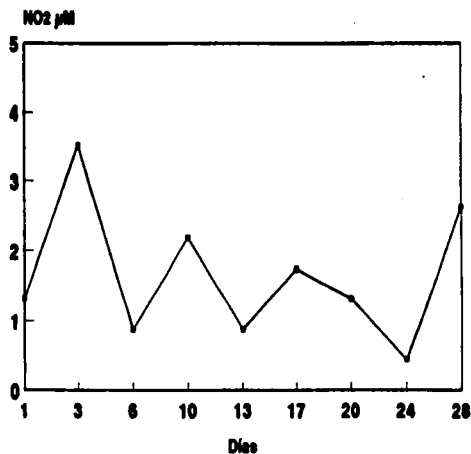


Fig.15 Variación del contenido de nitrato en la Laguna Ensenada del Pabellón.

Comparativamente en la Laguna de Chachalacas, Ardisson(1980) registró 0.031 mgNO₂/L (equivalente a 2.21 µM), tres veces inferior a lo detectado en Ensenada El Pabellón, lo que marcó contenidos de nitrito poco frecuentes tanto para sistemas no perturbados como bajo condiciones de impacto. Consecuentemente el sistema Ensenada del Pabellón se encuentra dentro de los ambientes estuarinos con los niveles más altos de nitrito, semejante a la Laguna de Alvarado donde la concentración de nitrito de 0.0 a 7.4µM fue en promedio 35 veces más alta respecto a la Laguna de Términos, de acuerdo a la comparación hecha por Lozano (1993) con base en un estudio de 1978 cuando la laguna estaba considerada en una etapa de preindustrialización (Botello, 1978) donde los nitritos fueron de 0.28 µmolNO₂. Ward y Twilley (1986) registró niveles altos de 0.4 - 3.4 µmol NO₂ en el estuario del Río Choptank (Maryland) como producto de una fuerte influencia del nitrógeno descargado por drenes agrícolas. En el área de estudio probablemente el patrón del contenido de nitrito indicó el particular efecto de los drenes y lavado de suelo agrícola que específicamente contribuyen con una carga importante de nutrientes empleados en la fertilización, si se considera que la zona de cultivo aledaña consume 110m³/s (canal San Lorenzo) de los cuales hasta el 15% del volumen disponible (16.5 m³/s) en algunos casos se vierte al sistema como agua de retorno agrícola. El Valle Agrícola del Río Yaqui desaloja un volumen promedio de 15.6 m³/s (492 millones de m³ anuales) de agua cruda hacia los sistemas estuarinos y representa el 18% de la disponibilidad total del agua para riego (Cámara Durán,1994).

Las diferencias de factores físico ambientales (mareas, clima, y geomorfología) son importantes al determinar el grado de variabilidad de las condiciones químicas y de la dinámica de procesos biológicos. En el contenido de nitrógeno, las variaciones ambientales por marea marcaron en el área de estudio, dos descensos en el contenido de nitrito que coincidieron con los puntos más bajos de la bajamar con un intervalo de 0.22 a 3.50 µM que representó la condición media durante el período de estudio. De manera similar como efecto de la marea, en el estero Zacatecas, Lechuga et al.(1986) observaron los contenidos más bajos de nitritos en marea baja y un aumento de la concentración en marea alta como producto de la entrada de las aguas de la Bahía de la Paz más abundantes en nutrientes dado el aporte procedente de la Cd. de la Paz.

A la localidad de Caimán correspondió el máximo de este nutriente (6.58 µM) y condiciones aeróbicas altas de (5.3 mlO₂/L). Al respecto Cervantes-Duarte (1988) sugiere que en condiciones aeróbicas, con disponibilidad de nutrientes y escasa turbiedad los

procesos que originan la degradación bacteriana (amonificación, nitrificación y desnitrificación) no son un factor importante en el reciclaje del nitrógeno, sino que hay una influencia significativa de la marea y otros aportes. En consecuencia es posible que los factores químicos no rigan o limiten los procesos metabólicos en una estación como Caimán, y que a través de la marea la alta concentración del nitrito provenga de la zona agrícola.

En Bataoto se registró una de las menores concentraciones de nitrito $1.26 \mu\text{M}$, en cuyo caso puede ser consecuencia de una alta reducción dadas las condiciones hipóxicas del lugar registradas hasta los 12 días de iniciado el estudio donde la formación de amonio fue dominante y probablemente represente una contribución para las zonas circundantes; sin embargo condiciones contrastantes de zonas aeróbicas francas como en Atravezado, Caimán y Anima fueron de mayor contenido de nitrito, y que sea posible difundirlo por el efecto de marea. De acuerdo con Grundmanis y Murray (1977) el proceso de nitrificación bacteriana por arriba de $5 \mu\text{gat O}_2/\text{L}$ oxida al amonio a nitrito y nitrato. El proceso opuesto de desnitrificación del nitrito a nitrógeno se da en concentraciones por abajo de los $2 \mu\text{gat O}_2/\text{L}$. A pesar de que esto indica que los dos procesos pueden ser excluyentes; en el área de estudio donde la concentración de nitrato fue inversamente proporcional al nitrito, mostró tasas diarias de nitrificación en Atravezado y el Anima de $0.58 \mu\text{M}$, y en Caimán de $1.31 \mu\text{M}$ de NO_3^- , a las cuales corresponden en el mismo intervalo de tiempo a velocidades diarias de desnitrificación de $0.51 \mu\text{mol}/\text{día}$, $0.87 \mu\text{mol}/\text{día}$, y $0.43 \mu\text{mol}/\text{día}$ como NO_2^- respectivamente. En muestras de la Laguna Huizache y Caimanero Rodríguez Medina (1989), registró tasas máximas de nitrificación de $0.06 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{L}/\text{día}$ (equivalente a $0.96 \mu\text{mol}/\text{día}$) en tanto para los nitritos las tasas fueron variables de 0.01 a $0.03 \text{ mg N-NO}_2^-/\text{L}/\text{día}$ (equivalentes a 0.21 y $0.65 \mu\text{mol}/\text{día}$ respectivamente) y la desnitrificación se mantuvo en $0.09 \text{ mg N-NO}_2^-/\text{L}/\text{día}$ (equivalente $1.95 \mu\text{mol}/\text{día}$). Las tasas de nitrificación de nitratos calculadas por el autor, mostraron valores intermedios a los obtenidos entre Atravezado y Caimán. En tanto la tasa de desnitrificación fue cuatro veces mayor que la registrada en Atravezado y El Anima, y dos veces mayor a la de Caimán.

En Bataoto la nitrificación no se detectó, siendo la desnitrificación dominante con tasas de 0.31 y $0.98 \mu\text{mol}/\text{día}$ para NO_2^- y NO_3^- respectivamente, en los primeros 5 días de iniciado el estudio. La tasa diaria de desnitrificación fue $0.12 \mu\text{mol NO}_3^-/\text{día}$ para una segunda fase, donde se registró un incremento de $0.43 \mu\text{mol NO}_2^-/\text{día}$ como producto de

la desnitrificación. Las desnitrificaciones registradas en Bataoto bajo condiciones de mayor contenido de oxígeno 0.36 ml/L (equivalente a 16.0 $\mu\text{gat O}_2/\text{L}$), contrario a lo propuesto por Grundmanis y Murray (1977) de $<2 \mu\text{gat O}_2/\text{L}$; al desaparecer el proceso de desnitrificación aún en presencia de 16.0 $\mu\text{gat O}_2/\text{L}$. Dicha situación puede ser consecuencia de la alta condición reductora y no de la presencia de oxígeno. Por lo anterior en Bataoto una localidad con alto impacto el 100% lo constituye el proceso de desnitrificación. En Atravezado, localidad sin impacto, la nitrificación fue dominante con un 53.22% y el restante 46.78% correspondió a la desnitrificación; en El Anima la desnitrificación representó el 60% y para Caimán el mismo proceso tuvo el 24.71%. Kemp y Jenkins (1984) en el ambiente estuarino del Río Patuxent calcularon intervalos de nitrificación y desnitrificación de 10-300 $\mu\text{mol N}/\text{m}^2/\text{h}$; Sorensen (1978) con una desnitrificación de 50-100 $\mu\text{mol N}/\text{m}^2/\text{h}$; Nishio *et al.* (1983) con un intervalo de nitrificación de 10-40 $\mu\text{mol N}/\text{m}^2/\text{h}$ y el de Billen (1978) con 30 a 120 $\mu\text{mol N}/\text{m}^2/\text{h}$, reportados para la nitrificación. Todos mayores a las tasas de cambio calculadas por día en el área de estudio.

Los cambios de la marea en el contenido de nitrógeno reflejan un activo proceso de difusión en el cuerpo de agua, que se observó al comparar los valores promedio de NO_2 en pleamar y bajamar. Esto mostró que en el flujo la cantidad de nitrito fue de 2.11 μM , mayor a la del reflujo de 1.52 μM , lo que se interpretó como una ganancia de 0.59 $\mu\text{mol N}$ de NO_2 para la Ensenada del Pabellón. Arenas (1979), en la laguna de Huizache y Caimanero para el flujo y reflujo registró, una ganancia de 0.66 $\mu\text{mol N-NO}_2$.

Ensenada El Pabellón aparentemente puede representar un enriquecimiento de nitrito para el Golfo de California, en donde estos no rebasan la unidad con 0.05 μM y 0.50 μM en un promedio de 10 años de estudio según Holguin (1989), Codispoti (1976) respectivamente.

El volumen de agua que se intercambia en cada movimiento de marea, está en relación a la velocidad de la corriente, y con los estados de la marea, además de la batimetría y aportes fluviales. Para realizar el balance de nutrientes en el sistema lagunar en estudio, se tomó en cuenta básicamente la marea en la Ensenada del Pabellón con base en el análisis del cambio de altura diario: en pleamar que fue de $290,255 \times 10^3 \text{ m}^3$ y en baja mar de $58,560 \times 10^3 \text{ m}^3$ lo que significa que el 20.17 % del volumen permanece en la laguna. Por otra parte en el balance del nitrógeno se consideró el

promedio de cada nutriente tanto para pleamar como para bajamar y se refirió al cambio de volumen con cada tipo de marea, calculando una ganancia del 14% N-NO₂ equivalente a 89.01 kg N-NO₂, para los NO₃ fue del 12.31% que representa 158.6 kg N-NO₃ y para el amonio del 14.23% que son 306.2 kg N-NH₄⁺. El movimiento de marea permitió la salida del 80% del nitrógeno inorgánico disuelto (NH₄⁺, NO₂, NO₃) captado en la laguna. Arenas (1979) en la laguna de Huizache y Caimanero establece en el estero el Ostial un balance hidrológico de $28 \times 10^6 \text{ m}^3$ en el que el sistema recibe 171.6 kg N de nitrito y sufre una pérdida por salida de nitrato que resulta mayor en cantidad, y calculó 233 kg de NH₄ como ganancia al interior de la laguna, semejante al calculado en Ensenada El Pabellón. Sin embargo es importante señalar que esto va en función de las condiciones meteorológicas, geomorfológicas y del régimen hidrológico (aportes y mareas) de cada área de estudio.

Tabla 2. De resultados hidrología y sistemas experimentales luz y oscuridad.

Fecha 19 01 91

	Atravezado			Caimán			Batacto			Anima	
	luz	obs	ext	luz	obs	ext	luz	obs	ext	obs	ext
O.D (m/L)			4.30			4.30			3.28		4.30
DGO (mg/L)			1.44			1.44			2.50		1.44
NH4 (µM)			7.14			8.67			20.14		5.10
NO3 (µM)			4.82			3.51			14.48		8.77
NO2 (µM)			2.19			3.29			3.07		1.32
S (%)			22			21			1.0		22
T (°C)			19			19			19		20

Fecha 21 01 91

	Atravezado			Caimán			Batacto			Anima	
	luz	obs	ext	luz	obs	ext	luz	obs	ext	obs	ext
O.D (m/L)	3.17	4.10	4.30	3.70	3.70	4.50	0.61	0.20	0.82	2.05	2.05
DGO (mg/L)	0.28	0.86	1.15	2.59	2.02	2.88	0.58	0.86	5.47	2.88	2.59
NH4 (µM)	7.14	3.08	1.02	35.72	15.31	9.18	41.83	183.28	4.08	11.22	15.31
NO3 (µM)	3.07	1.32	1.75	1.75	4.82	1.75	5.28	0.44	9.85	1.75	3.07
NO2 (µM)	1.32	0.88	1.75	2.19	2.19	2.63	3.95	0.44	1.31	3.07	3.51
S (%)	22	24	24	17	18	14	2	4	0	16	16
T (°C)	19			18			18.3			19	

Fecha 24 01 91

	Atravezado			Caimán			Bataoto			El Anima	
	luz	obs	ext	luz	obs	ext	luz	obs	ext	obs	ext
O.D (m/L)	4.3	4.6	5.7	5.1	2.9	5.3	0.2	0	0.41	3.5	4.1
DQO (mg/L)	1.73	1.44	1.44	2.88	4.61	3.46	4.32	6.34	5.76	2.88	3.46
NH4 (µM)	8.67	4.59	4.08	14.80	13.77	11.73	96.93	137.7	7.85	10.71	6.63
NO3 (µM)	6.58	5.70	3.51	5.26	5.70	5.70	0.87	7.89	0.87	5.70	4.82
NO2 (µM)	1.32	0.44	0.22	2.19	1.32	1.32	1.32	0.44	0.68	0.44	0.68
S (‰)	22	24	24	20	22	21	1.0	6.0	0.0	24	18
T (°C)	19			18			18			19	

Fecha 28 01 91

	Atravezado			Caimán			Bataoto			El Anima	
	luz	obs	ext	luz	obs	ext	luz	obs	ext	obs	ext
O.D (m/L)	4.2	2.3	4.8	1.6	1.5	3.9	0	0	1.0	4.3	4.4
DQO (mg/L)	0.72	0.43	0.29	1.30	1.44	0.72	4.75	6.48	5.18	1.44	0.66
NH4 (µM)	0.0	11.02	0.0	24.49	28.57	3.06	91.83	132.65	2.04	5.10	3.06
NO3 (µM)	2.63	3.07	3.51	4.82	6.58	7.46	1.32	1.75	0.44	3.95	1.32
NO2 (µM)	1.75	2.19	0.88	3.07	3.07	2.19	1.75	3.07	2.83	3.51	2.19
S (‰)	24	24	25	20	21	22	9	14	1.0	24	24
T (°C)	20			21			22			20	

Fecha 31 01 91

	Atravezado			Caimán			Bataoto			El Anima		
	luz	obs	ext	luz	obs	ext	luz	obs	ext	obs	ext	
O.D (m/L)	4.1	4.9	4.8	3.9	3.9	4.5	0.2	0.0	1.6	5.2	5.7	
DOO (mg/L)	1.73	4.61	2.30	3.46	5.18	4.61	6.34	7.49	6.34	4.03	4.03	
NH4 (µM)	4.08	6.12	3.06	23.47	10.20	4.08	1.02	132.65	1.02	6.12	6.12	
NO3 (µM)	4.39	3.95	3.95	5.70	8.33	9.65	1.75	0.22	0.0	1.32	1.32	
NO2 (µM)	2.19	1.32	0.88	1.75	1.75	1.75	0.88	0.88	0.44	0.88	0.88	
S (‰)	24	24	24	20	19	16	6	14	0.0	18	16	
T (°C)	15			15			19			16.5		

Fecha 04 02 91

	Atravezado			Caimán			Bataoto			El Anima		
	luz	obs	ext	luz	obs	ext	luz	obs	ext	obs	ext	
O.D (m/L)	5.7	2.3	4.2	6.0	3.3	3.7	0	0	0.36	3.7	3.2	
DOO (mg/L)	1.58	1.87	4.90	5.62	14.72	3.48	5.76	10.22	6.62	2.88	3.17	
NH4 (µM)	2.04	13.26	6.12	26.53	12.24	8.16	0.0	71.42	0.0	17.34	9.18	
NO3 (µM)	5.26	4.39	3.95	8.77	10.09	7.89	0.44	0.0	0.0	0.88	2.63	
NO2 (µM)	0.88	1.32	0.88	4.82	2.63	1.75	0.88	0.0	0.88	2.19	1.75	
S (‰)	23	23	22	12	14	15	2	10	0	19	16	
T (°C)	22			20.8			22			21		

Fecha 07 02 91

	Atravezado			Caimán			Bataoto			El Anima	
	luz	obs	ext	luz	obs	ext	luz	obs	ext	obs	ext
O.D (m/L)	7.17	1.64	5.12	12.29	3.48	4.71	0.0	0.0	0.0	4.71	6.14
DQO (mg/L)	2.02	1.73	2.02	3.74	4.90	7.78	7.63	12.38	7.20	2.88	6.34
NH4 (µM)	3.06	13.26	5.10	14.28	21.42	12.24	34.69	3.06	0.0	16.33	7.14
NO3 (µM)	6.14	3.51	3.07	2.19	3.95	6.14	0.0	0.0	0.0	3.51	3.51
NO2 (µM)	0.44	1.32	0.88	3.51	3.51	2.19	0.88	0.0	0.44	1.32	1.32
S (‰)	20	22	19	16	16	7	6	2	0	18	14
T (°C)	25			26			22			24.5	

Fecha 11 02 91

	Atravezado			Caimán			Bataoto			El Anima	
	luz	obs	ext	luz	obs	ext	luz	obs	ext	obs	ext
O.D (m/L)	-	3.17	4.71	4.30	3.28	4.30	0.0	0.0	0.0	4.30	4.61
DQO (mg/L)	-	1.73	2.30	5.47	3.45	3.45	82.16	5.16	7.20	2.30	3.17
NH4 (µM)	-	6.12	5.10	16.32	16.32	8.16	51.02	56.16	4.06	6.12	5.10
NO3 (µM)	-	1.32	0.44	0.44	1.75	2.19	0.88	0.58	0.0	0.0	0.44
NO2 (µM)	-	0.88	0.44	2.63	1.97	0.44	0.0	0.0	1.75	0.22	0.44
S (‰)	-	24	25	20	22	19	3	6	0	23	24
T (°C)		22.8		23			22			22	

Fecha 14 02 91

	Atravezado			Caimán			Bataoto			El Anima	
	luz	obs	ext	luz	obs	ext	luz	obs	ext	obs	ext
O.D (m/L)	-	3.26	4.86	4.30	3.63	4.30	0	0	0	4.91	5.07
DGO (mg/L)	-	5.18	6.05	5.76	5.62	5.78	28.8	7.06	6.91	7.49	7.92
NH4 (µM)	-	1.02	5.10	14.29	14.29	14.29	58.16	3.06	2.04	7.14	8.16
NO3 (µM)	-	3.95	3.51	13.8	7.02	14.03	1.75	0.88	1.32	0.68	3.51
NO2 (µM)	-	2.63	3.07	6.14	4.82	6.58	0.0	0.0	0.0	3.95	2.63
S (%)	-	26	26	15	20	15	5	2	1	20	20
T (°C)	24.2			24			24			25	

obs= obscuridad

ext= exterior

Tabla 3. Estadísticos básicos para fisicoquímicos de la Laguna Ensenada del Pabellón

	Atravezado			Caimán			Bataoto			Anima	
	Luz	Oscura	Exterior	Luz	Oscura	Exterior	Luz	Oscura	Exterior	Oscura	Exterior
O.D (m/L)											
Mínimo	1.17	1.64	4.20	1.60	1.50	3.70	0.0	0.0	0.0	2.05	2.05
Máximo	5.70	4.90	5.70	12.29	3.90	5.30	0.61	0.20	3.28	5.20	6.14
Promedio	4.70±1.51	3.28±1.17	4.81±0.47	5.05±3.18	3.21±0.75	4.40±3.42	0.47±0.21	0.025±0.07	0.52±1.06	4.15±1.00	3.91±1.23
DOO(mg/L)											
Mínimo	0.28	20.43	0.29	1.30	1.44	0.72	0.58	0.86	2.59	1.44	0.86
Máximo	2.02	5.18	6.05	5.76	14.72	7.78	92.16	12.38	7.20	7.49	7.92
Promedio	1.07±0.68	2.23±1.72	2.55±1.85	4.03±1.63	5.24±4.11	4.01±2.11	16.99±30.8	6.99±3.38	6.34±1.44	2.49±1.82	3.97±2.23
NH ₄ (µM)											
Mínimo	0.00	1.02	0.00	14.28	10.20	3.06	0.0	3.06	0.0	5.10	3.06
Máximo	8.67	13.26	7.14	35.72	28.57	14.29	96.93	163.26	20.14	17.34	15.31
Promedio	4.59±3.23	7.30±4.66	4.08±2.33	19.84±7.7	15.64±5.8	8.86±3.65	43.95±36.1	87.23±62.9	4.56±6.32	9.46±4.75	7.31±3.49
NO ₃ (µM)											
Mínimo	2.63	1.32	0.44	0.44	1.75	1.75	0.0	0.0	0.0	0.0	0.44
Máximo	6.58	5.70	4.82	13.60	10.09	14.03	5.26	7.89	14.46	5.70	8.77
Promedio	4.69±1.61	3.55±1.49	3.16±1.31	5.11±4.26	6.03±2.59	6.48±3.87	2.97±1.62	3.58±3.16	2.97±5.31	2.97±1.93	3.26±2.47
NO ₂ (µM)											
Mínimo	0.44	0.44	0.22	1.75	1.32	0.44	0.0	0.0	0.0	0.22	0.44
Máximo	2.19	2.63	3.07	6.14	4.82	6.58	3.95	3.07	3.07	3.95	3.51
Promedio	1.49±0.61	1.45±0.72	1.22±0.91	3.27±1.50	2.72±1.12	2.46±1.74	1.41±1.25	0.87±1.04	1.26±1.03	1.87±1.44	1.95±0.97
S(‰)											
Mínimo	20.0	22.0	19.0	12.0	14.0	7.0	1.0	2.0	0.0	16.0	14.0
Máximo	24.0	26.0	26.0	20.0	22.0	22.0	12.0	14.0	1.00	24.0	24.0
Promedio	22.4±1.51	23.9±1.12	23.6±2.12	17.9±3.02	19.0±3.02	16.1±4.71	5.0±2.71	8.5±4.89	0.0	20.25±3.0	18.75±3.6
T (°C)											
Mínimo	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	18.0	18.0	18.0	16.5	16.5
Máximo	25	25.0	25.0	26.0	26.0	26.0	24.0	24.0	26.0	25.0	25.0
Promedio	20.0±3.34	20.6±3.28	20.6±3.13	20.7±3.6	20.7±3.6	20.5±3.5	20.7±2.17	20.7±2.17	20.7±2.13	20.7±2.88	20.7±2.88

II.- INTERFASE SEDIMENTO-AGUA

En esta sección se analizan los resultados de la serie de cámaras experimentales a fin de evaluar la movilización de nutrientes a través de la interfase sedimento-agua bajo condiciones de exposición a la luz y en oscuridad.

EFECTO LUZ

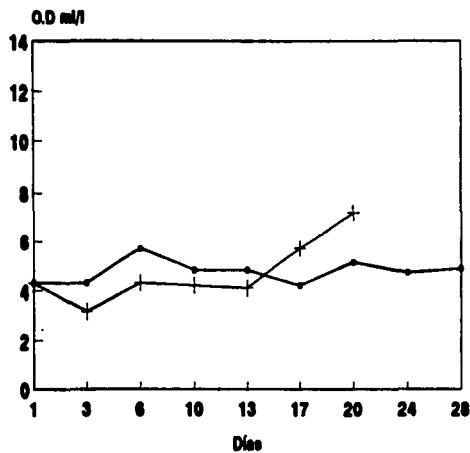
◆ Oxígeno Disuelto

El oxígeno en las cámaras bénticas marcó una estrecha asociación con los movimientos de marea. Los promedios de 4.70, 5.05 ml/L (Tabla 3) en Atravezado y Caimán, respectivamente, definieron el carácter aeróbio de las cámaras bénticas iluminadas, las cuales registraron un incremento hacia el final del período de estudio cuya tasa de cambio fue de ± 0.4 ml O_2 /L/día en ambos casos, ésto a los 20 días fue más evidente en el control (Atravezado) el oxígeno alcanzó hasta 7.17 ml/L mientras el ambiente natural se mantuvo en 4.71 ml/L. En Bataoto bajo condiciones de iluminación el nivel de oxígeno fue de indetectable a 0.61 ml/L, la anóxia se alcanzó a los 10 días en tanto el exterior fue de 1.15 ml/L (Fig. 16). En particular De la Lanza (en prensa) en un estudio previo en Ensenada El Pabellón señala que Atravezado fue la única localidad donde el oxígeno fue equivalente a una productividad de 777 μ g/L/día bajo condiciones de iluminación. La cual resulta poco mayor que la productividad calculada de 500 μ g/L/día para la Laguna Huizache y Caimanero, Sin. por Rodríguez Medina (1989).

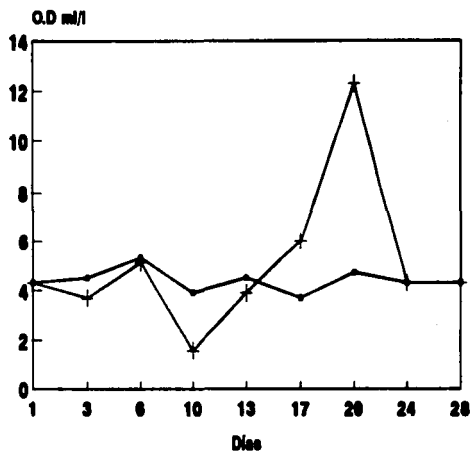
En Caimán se observó la variación más fuerte (1.15 - 12.29 ml/L) entre los 10 y 20 días, cuando registró el máximo, que se consideró de escasa confiabilidad, dada la dificultad técnica para obtener el agua del sistema experimental, que posiblemente resultó, en la adición de burbujas de aire a la muestra.

Bajo condiciones de iluminación, la variación en el contenido inicial y final de oxígeno fue de 3.17 a 7.17 ml/L en Atravezado, en Caimán de 3.70 a 4.30 ml/L y en Bataoto de 0.61 a 0.0 ml/L, esto marcó en 27 días para Atravezado y Caimán una diferencia de 4 y 0.6 ml/L respectivamente (Tabla 3). Rodríguez Medina (1989) registró

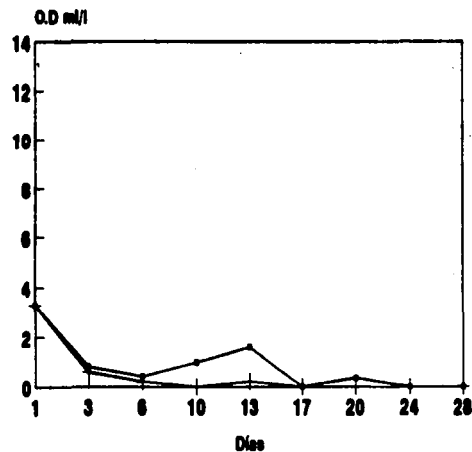
Atravezado



Calmán



Bataoto



Anima

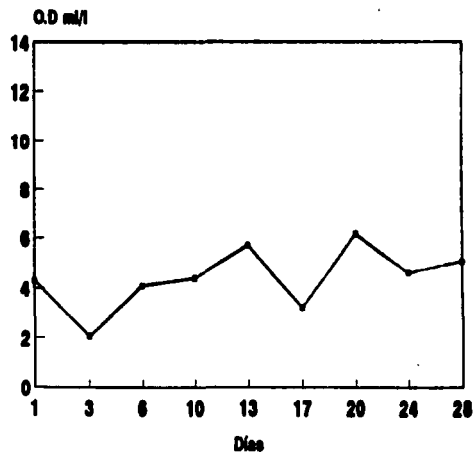


Fig.16 Variación de oxígeno disuelto en la interfase sedimento-agua a la luz(+)y del exterior(-) en la Laguna Ensenada el Pabellón.

entre el contenido inicial y final una diferencia de 1.95 mgO₂/L en dispositivos experimentales semejantes expuestos a la luz por cuatro días.

◆ **Demanda Química de Oxígeno**

En el exterior se determinó una demanda química de oxígeno de 0.29 a 7.92 mg O₂/L, en tanto el intervalo en los sistemas sedimento-agua fue mayor de 0.28 -92.16 mg O₂/L (equivalente a 34.07 mgC/L) Tabla 2 y3. Arenas y De la Lanza (1981) en condiciones experimentales de exposición a la luz con simulación de marea, en sedimentos colectados de la laguna Huizache y Caimanero para un período de incubación de 5 días registraron una DQO de 0-30 mg C/L.

En Atravezado y Caimán al inicio del estudio los sistemas experimentales se comportaron igual dentro que fuera, mientras a los 24 días se registró una variación temporal y espacial de la demanda química de oxígeno en el exterior, en Bataoto el sistema experimental, mostró en 24 días la mayor carga orgánica y la menor en el agua circundante (Fig. 17). En esta localidad las diferencias entre la cámara y el ambiente externo (92.16 mg O₂/L y 7.2 mg O₂/L, respectivamente) señalaron un enriquecimiento en materia orgánica sedimentaria de poco más de 13 tantos potencialmente consumidora de oxígeno. Variaciones locales que pueden estar directamente relacionadas con la actividad de los ingenios durante la temporada de estío.

Particularmente en Bataoto el oxígeno de 0.0 y 3.28 ml /L (equivalente a 0.0-4.69 mg O₂/L) no cubrió el total de la demanda química (92.16 mg O₂/L de DQO), ejercida por el sedimento, ya que fue un 99 % mayor al oxígeno disponible en el exterior.

En la interfase sedimento-agua de Bataoto, la actividad biótica pelágica y bentónica es limitada por el oxígeno disuelto y sujeta a fuertes presiones por efecto de los drenes industriales y agrícolas, ya que el aporte de materia orgánica excedió a la capacidad de depuración del sistema y propicia su acumulación gradual.

Atravezado

Calmán

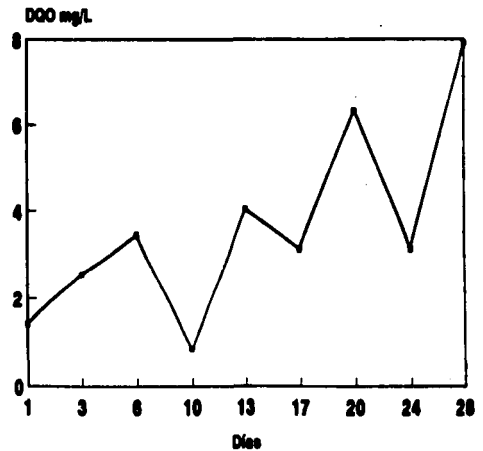
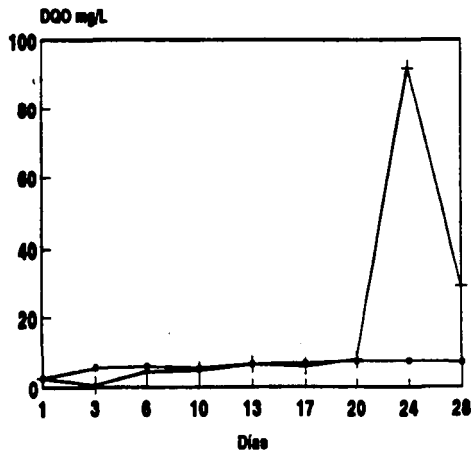
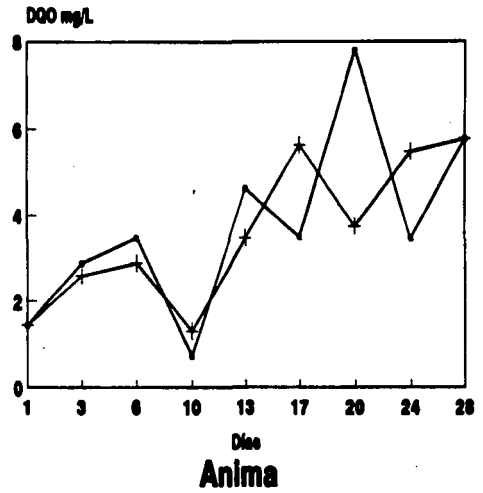
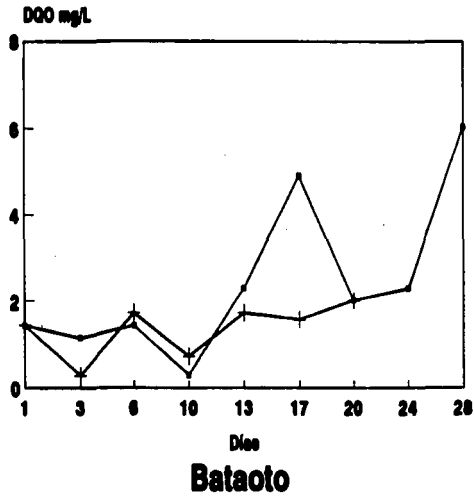


Fig.17 Variación de la DQO en la interfase sedimento-agua a la luz(+) y del exterior(•) en la Laguna Ensenada del Pabellón.

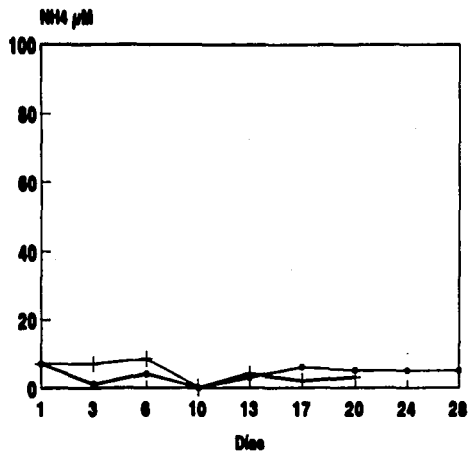
◆ Amonio

El amonio en el exterior de las cámaras fue inferior (0.0 - 20.14 μM) a los registros de las cámaras bénticas iluminadas (0.0 - 96.93 μM) en Atravezado, Caimán y Bataoto, pero fueron un 50% menor al nivel de amonio registrado a la oscuridad (Tabla 2 y 3). Esto hace significativo el efecto de la luz en la columna de agua, por la asimilación del fitoplancton y la contribución de nitrógeno hecha por degradación de la materia orgánica en los sistemas sedimento-agua. Rizzo (1990) en sistemas experimentales semejantes, observó que el amonio fue significativamente reducido en domos expuestos a la luz representando el 25% de lo observado a la oscuridad. Boyton *et al.* (1980) calcularon que el amonio liberado del sedimento es suficiente en tiempo para satisfacer el 65 % de la demanda diaria estimada del fitoplancton y para reponer el suministro a la columna de agua. Lo que puede aplicarse al área de estudio ya que el nivel más alto fue para el sedimento.

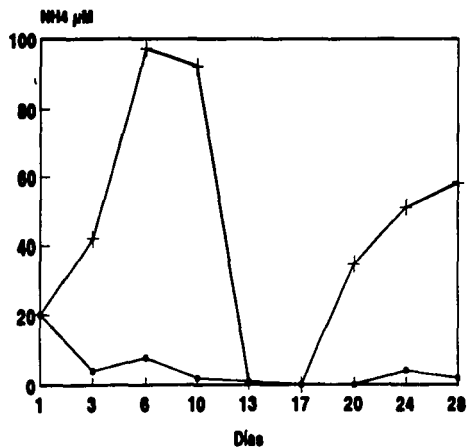
La localidad Atravezado para amonio mostró el máximo de 8.67 μM a los seis días y el mínimo 0.0 μM a los trece días, niveles que en Caimán se triplicaron 24.49 - 26.53 μM entre los días 10 y 17. En Bataoto el efecto luz marcó los mayores niveles con un incremento de 20.14 a 96.93 μM que va del día 3 al 10 de experimentación (Fig. 18). En Atravezado y Caimán se calculó una tasa de incremento de 0.51 y 0.76 $\mu\text{mol NH}_4/\text{día}$, respectivamente, en Bataoto fue del orden de 10.76 $\mu\text{mol NH}_4/\text{día}$. Rodríguez Medina (1989) en sistemas experimentales semejantes, al décimo día calculó una tasa de incrementó de 14.4 $\mu\text{mol N-NH}_4/\text{día}$, similar al determinado en Bataoto. Entre la tasa del control (Atravezado) y la de Bataoto hubo una diferencia de 10 μM que representa un 92.93% de N-NH₄ adicional; sin embargo en Bataoto, es necesario señalar que las condiciones existentes de alto contenido de materia orgánica en el sedimento, baja tensión de oxígeno y baja dinámica, incrementen la tasa.

En Bataoto se observaron las más fuertes variaciones, con máximos que excedieron los 60 μM para varios días de observación, en tanto que para el control (Atravezado) el máximo intervalo fue 8.67 μM cuya diferencia fue mínima, respecto al exterior con niveles máximo de 7.14 μM de NH₄ (Tabla 3). En un análisis previo para el área de estudio De la Lanza (en prensa) atribuye incrementos hasta de 100 % y los niveles indetectables, tanto al dren como a los siguientes complejos procesos locales; las actividades antropogénicas en el área circundante (agroindustria), geomorfología (batimetría, confinamiento y su influencia en la circulación) y la marea y/o la acción

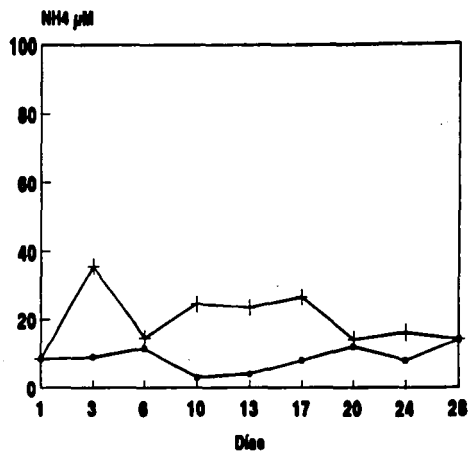
Atravezado



Bataoto



Caimán



Anima

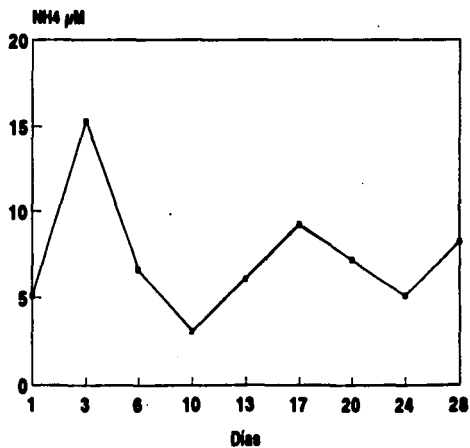


Fig.16 Variación del contenido de amonio en la interfase sedimento- agua a la luz(+) y del exterior(-) en la Laguna Ensenada del Pabellón.

sinérgica en orden de importancia, siendo los resultados dependientes de la dinámica de cada localidad.

◆ Nitrato.

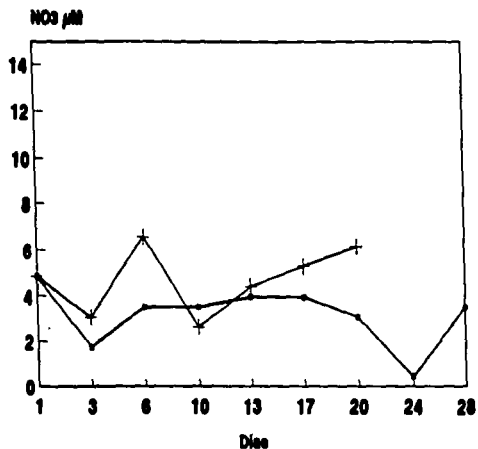
El ambiente externo para nitrato mostró un intervalo de 0.44 - 14.48 μM que por escasa diferencia superó a lo determinado experimentalmente en las cámaras iluminadas de 0.0 a 13.6 μM (Fig. 19). En todas las localidades se registraron ascensos y descensos (nitrificaciones y desnitrificaciones), la variación señaló en promedio niveles de 4.69 μM para Atravezado, para Caimán de 5.11 μM ; pero específicamente en Bataoto a partir de los seis días la tendencia fue a la desnitrificación con tasas de 2.72 $\mu\text{mol NO}_3/\text{día}$. Rizzo (1990) en domos transparentes colocados en el Estuario del Río York registró una reducción en el contenido de nitrato cuya tasa de cambio fue de 1.33 $\mu\text{mol N/h}$ (equivalente a 31.92 $\mu\text{mol N/día}$), la cual fue 10 veces más alta a la calculada en el área de estudio. En el resto de las localidades hubo un incremento en nitrato cuya tasa de nitrificación para Atravezado fue de 0.96 $\mu\text{mol/día}$, en Caimán de 1.17 $\mu\text{mol/día}$ y en Bataoto de 0.13 $\mu\text{mol/día}$. Tasas diarias de cambio calculadas a los 13 días que escasamente representan el 7 % de lo observado por Rizzo (1990) cuya tasa de nitrificación fue de 0.66 $\mu\text{mol N/h}$ (equivalente a 15.84 $\mu\text{mol N/día}$).

◆ Nitrito.

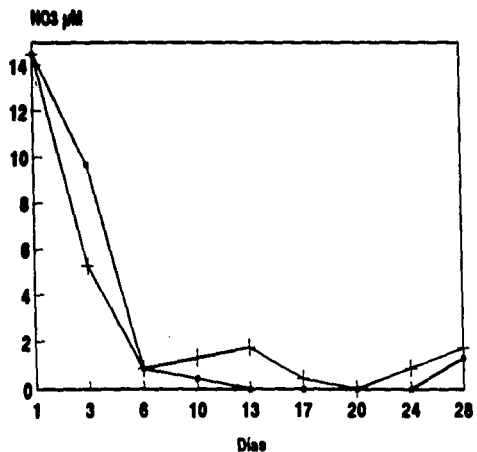
En Atravezado a los 14 días de exposición a la luz el máximo de nitrito fue 2.19 μM los niveles que decayeron posteriormente. Para Caimán a partir de los 10 días se registró un ascenso hasta 6.14 μM que lo ubicó como el sistema de mayor contenido, asociado a niveles de 6.0 ml/L de oxígeno dentro de las cámaras bénticas. En Bataoto a los dos días de exposición a la luz, se observó el máximo 3.95 μM , semejante al de la localidad control; a partir de los 6 días se alcanzaron niveles de 0.0 μM bajo condiciones de anaerobiosis (Figuras. 16 y 20).

Los sistemas sedimento-agua iluminados, mostraron velocidades distintas de desnitrificación de nitrito de 0.34 $\mu\text{mol NO}_2/\text{día}$ en Atravezado, de 0.55 $\mu\text{mol NO}_2/\text{día}$ en Caimán y en Bataoto de 0.87 $\mu\text{mol NO}_2/\text{día}$, no obstante que a los 13 días en esta última localidad se registró un incremento de nitrito que se calculó en una tasa de nitrificación de

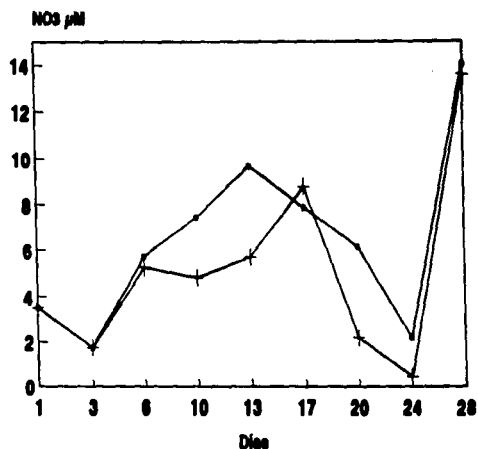
Atravezado



Bataoto



Caimán



Anima

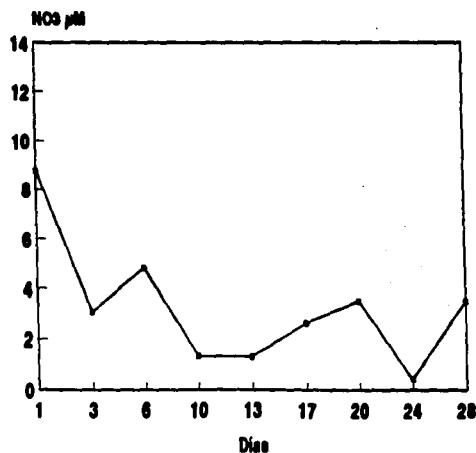


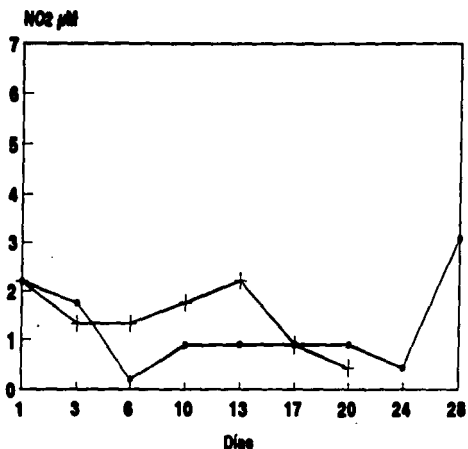
Fig.19 Variación del contenido de nitrato en la interfase sedimento- agua a la luz(+)- y del exterior(→) en la Laguna Ensenada del Pabellón.

0.27 $\mu\text{mol NO}_2/\text{día}$. En sistemas experimentales iluminados pero incubados por 24 horas en condiciones de anoxia Smith *et al.* (1985) calcularon una desnitrificación de 2.5 $\mu\text{mol N/h}$ (equivalente a 60.7 $\mu\text{mol N/día}$) atribuida al cambio de nitrito más nitrato en sedimentos del estuario del Río Atchafalaya. Para la suma de ambos nutrientes (NO_2 y NO_3) en Bataoto predominó la desnitrificación con una tasa calculada en 3.59 $\mu\text{mol NO}_2/\text{día}$.

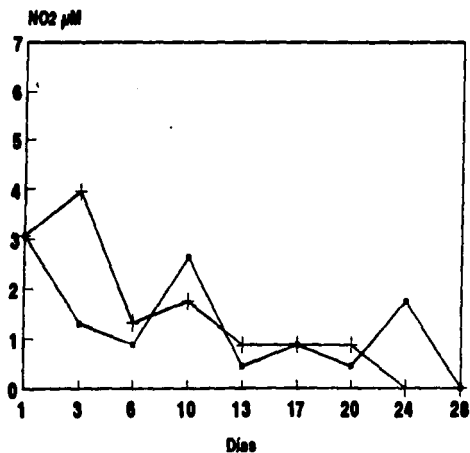
Para los sistemas experimentales la relación entre nitrito y nitrato señaló que en Atravezado y Caimán el mínimo de nitrito, estuvo desfasado tres días con respecto al mínimo de nitrato. En tanto para Bataoto a los 6 días fue evidente la alternancia entre los incrementos de nitrito y los descensos de nitrato ($r = -0.664$ $p < 0.05$; Tabla 4). Con una fuerte variación entre los máximos de nitrito (Atravezado 2.19 μM , Caimán 6.14 μM , Bataoto 3.95 μM de NO_2) y de nitrato (Atravezado 6.58 μM , Caimán 13.6 μM y Bataoto 5.26 μM de NO_3) todos ellos con una marcada tendencia a la mayor nitrificación. Lo que difiere de lo observado por Rodríguez Medina (1989) que registró bajo condiciones de iluminación entre los máximos de cada nutriente (NO_2/NO_3) una diferencia que resultó baja de 0.05 mgN/L (equivalente a 3.5 μM), señalando que pudo ser consecuencia de un proceso de desnitrificación sumamente activo. Para el área de estudio entre ambos nutrientes la diferencia fue más significativa (hasta 7 μM) manifestando la posible influencia de otros factores no controlados entre la nitrificación y la desnitrificación.

Entre las formas del nitrógeno evaluadas bajo condiciones de iluminación el amonio marcó un intervalo de 0.0-96.93 μM , el nitrito fue de 0.0-6.14 μM y el nitrato desde 0.0 a 13.6 μM , siendo el amonio el compuesto dominante, para los sistemas iluminados; el contenido fue tres veces mayor al observado en el agua circundante 0.0 - 20.14 μM de NH_4^+ (Tabla 3), contrastó con los niveles de nitrito y nitrato donde la diferencia alcanzó 1 μM entre la interfase sedimento-agua y el ambiente externo. Comparativamente en los sistemas expuestos a la luz fue evidente el predominio del proceso de amonificación que se mantuvo.

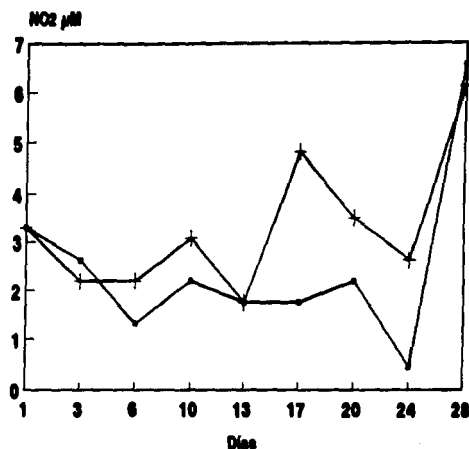
Atravezado



Bataoto



Caimán



Anima

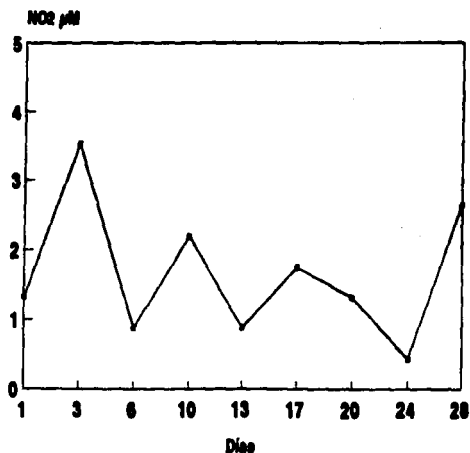


Fig.20 Variación del contenido de nitrito en la interfase sedimento- agua a la luz(+) y del exterior(-) en la Laguna Ensenada del Pabellón.

EFECTO DE OSCURIDAD

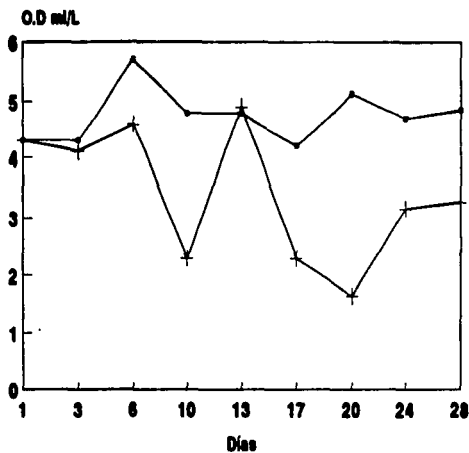
◆ Oxígeno disuelto.

Las cámaras bénticas a la oscuridad en todas las localidades, hacia el final del período de estudio, registraron un descenso en los niveles de oxígeno; para Atravezado (control), el nivel más bajo (1.64ml/L) se alcanzó a los 20 días, para Caimán a los 10 días (1.5 ml/L) y en El Anima a los 3 días el mínimo (2.05ml/L). Particularmente para Bataoto a los 6 días marcó la condición crítica de anaerobiósis de 0.0 ml/L, más rápido que bajo el efecto luz (11 días) Fig. 21.

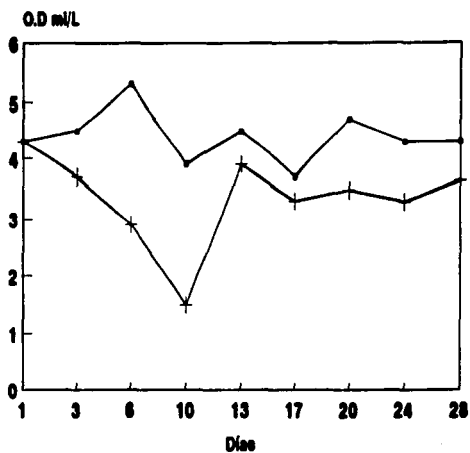
Entre el contenido inicial y final de oxígeno a la oscuridad, la variación fue de 4.10 a 3.28 ml/L para Atravezado (control), en Caimán de 3.70 a 3.63 ml/L y en Bataoto de 0.20 a 0.0 ml/L (Fig. 21), lo que representó una diferencia de 0.82 a 0.07 ml/L de reducción para el período de estudio (27 días). Rodríguez Medina (1989) registró un descenso de 3.35 ml/L en 7 días, mucho mayor al cálculo del presente estudio en oscuridad. Boyton *et al.* (1980) para sistemas experimentales semejantes interpretaron la reducción en los niveles de oxígeno como respiración béntica y calcularon un intervalo de 2.1 - 4.1 g O₂/m²/día para los sedimentos del Río Patuxen. El cambio durante el período de estudio equivaldría aproximadamente a una reducción por respiración de 6.31 a 0.62 mg/m²/día entre Atravezado (control) y Bataoto.

En ambos cámaras experimentales (luz/oscuridad) la concentración final de oxígeno registró a la oscuridad un contenido de 3.28ml/L en Atravezado, de 3.63ml/L en Caimán y de 0.0 ml/L en Bataoto y a la luz fueron de 7.17, 4.30 y 0.0 ml/L respectivamente, lo que marcó una diferencia máxima de 3.89 ml/L (equivalente a 5.56 mg/L), apoyada en una correlación significativa entre el número de días y el oxígeno (Tabla 4). Para sistemas experimentales semejantes colocados en el Río York tributario de la Bay Chesapeake, Rizzo (1990) entre las dos condiciones registró, una amplia diferencia (11.2 mg O₂/L), en la concentración final de oxígeno de 12.5 mg O₂/L a la luz y en oscuridad de 1.3 mg O₂/L. En ambos sistemas acuáticos denota la influencia de la luz en el contenido de oxígeno a través de posible fotosíntesis.

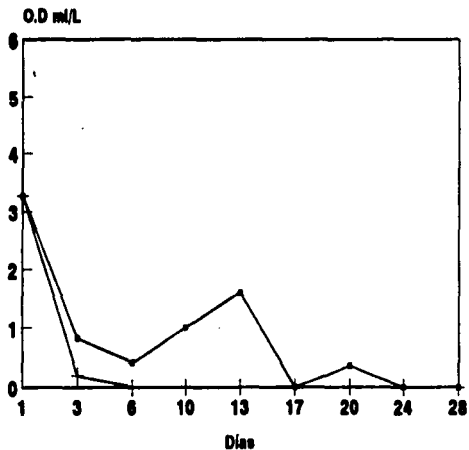
Atravezado



Calmán



Bataoto



Anima

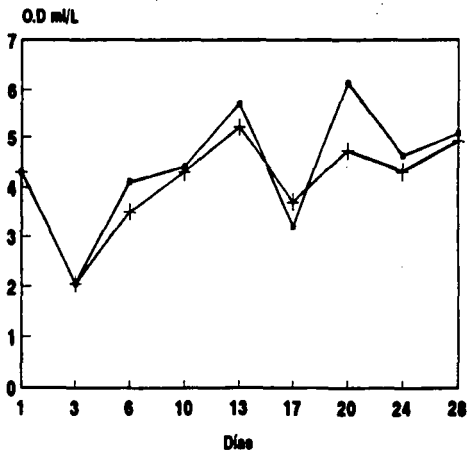


Fig.21 Variación de oxígeno disuelto en la interfase sedimento-agua en obscuridad(+) y del exterior(⊕) en la Laguna Ensenada del Pabellón.

◆ Demanda Química de Oxígeno.

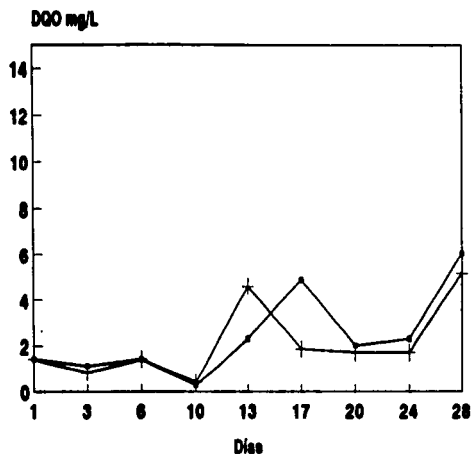
Bajo condiciones de obscuridad la DQO marcó un intervalo de 0.43 a 14.78 mgO₂/L siendo los niveles más bajos para el control (Atravezado) y los mayores para Caimán, en tanto para el agua circundante el promedio fue 4.21 mgO₂/L (Tabla 3).

Así mismo el control mostró el máximo 5.18 mgO₂/L a los 13 días lo que contrasta con el sistema expuesto a la luz que se mantuvo constante (± 2 mg/L) durante el período de estudio. Para Caimán y Bataoto se registraron los máximos de 14.78 y 12.38 mgO₂/L, respectivamente; un descenso posterior de sus niveles permitió calcular entre un 33 y 40% de degradación de la materia orgánica (Fig. 22). En Caimán el máximo fue 2.5 veces mayor al registrado a la luz (Fig. 17), ésto equivale a una diferencia de 9.16 mg/L, que permitió observar un enriquecimiento a la obscuridad por disminución de la tasa de descomposición, y marcó una importante contribución de la reserva de material orgánico en el sedimento. En tanto en Bataoto a la obscuridad la carga orgánica fue 7 veces menor respecto al sistema iluminado lo que representó una diferencia de 79.78 mg/L. De acuerdo con Rodríguez Medina (1989) una disminución de hasta 11.6 mg/g de materia orgánica en obscuridad podría interpretarse como que al suprimir la actividad fotosintética no hubo síntesis de materia orgánica y sólo se degradó la ya presente al inicio del experimento.

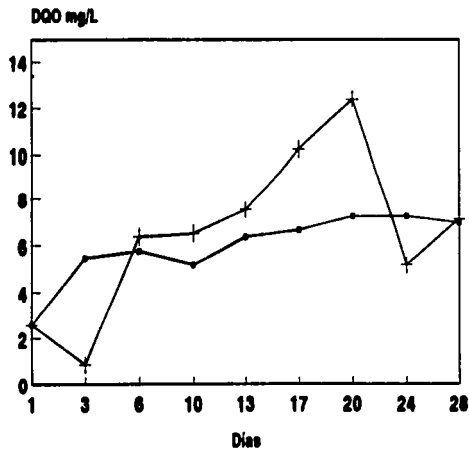
En el control (Atravezado) a la obscuridad hubo mayor similitud entre los niveles de la DQO (0.43-5.18 mg/L) y el oxígeno disuelto (1.64 - 4.9 ml/L equivalente a 2.34 -7.0 mg/L) incluso a partir de los 13 días ambas variables fueron iguales, lo que marcó un equilibrio entre el oxígeno demandado y el oxígeno disponible en la laguna.

A partir de los 6 días la DQO tanto en Caimán de 14.78 mgO₂/L como en Bataoto de 12.38 mgO₂/L, fue mayor al oxígeno disuelto de (3.3 ml/L equivalente a 4.71 mg/L y de 0.20 ml/L equivalente 0.28 mg/L respectivamente), mientras en el exterior el oxígeno disuelto fue de 0.0 a 3.28 ml/L (equivalente a 0.0-4.69 mg/L). Lo que denota que en ambas localidades; la cantidad de oxígeno disuelto no satisfacía lo requerido por la materia orgánica sedimentaria para su descomposición (Fig. 21 y 22)

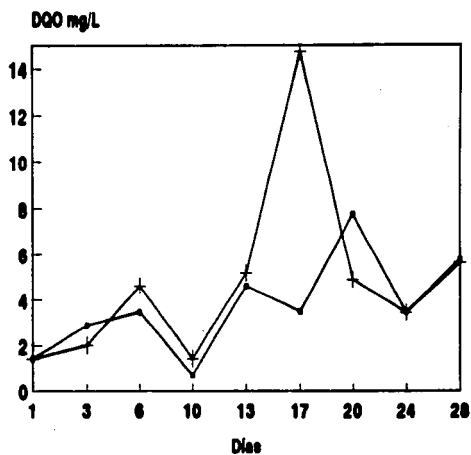
Atravezado



Bataoto



Calmán



Anima

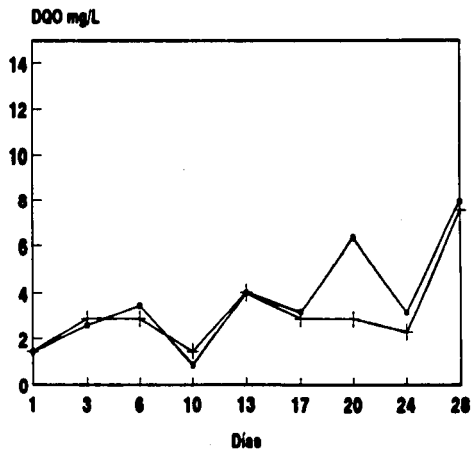


Fig.22 Variación de la DQO en interfase sedimento-agua en oscuridad(+) y del exterior(•) en la Laguna Ensenada del Pabellón.

• Amonio.

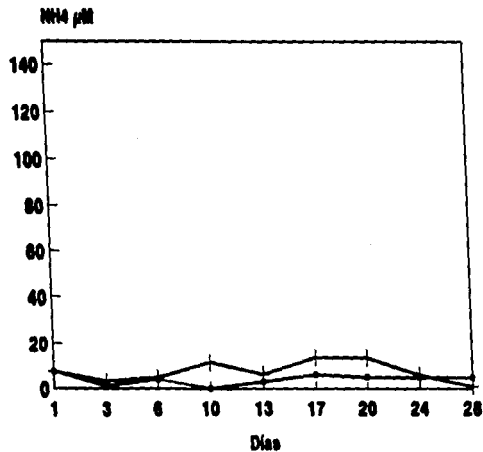
En general la concentración de amonio fue mayor (1.02 a 163.26 μM) siendo 1.6 veces más alta bajo condiciones de obscuridad que a la luz (0.0 - 96.93 μM), en tanto para el agua circundante el nivel máximo fue de 20.14 μM de NH_4^+ (Tabla 3). Para condiciones experimentales semejantes en la laguna de Huizache y Caimanero, Rodríguez Medina (1989) señaló que el contenido de amonio en obscuridad fue 1.8 veces mayor que a la luz, condición similar a la observada en el presente análisis.

En la obscuridad las cámaras bénticas constituyeron dos grupos uno de escasos niveles de amonio (7.30 - 15.64 μM) donde se incluye Atravezado (control), Caimán y Anima, y el de niveles máximos que marcó Bataoto con las oscilaciones más amplias y un intervalo de 3.06 - 163.26 μM (Fig. 23). Esto representó una diferencia del 90 % entre las primeras localidades no impactadas y la impactada (Bataoto).

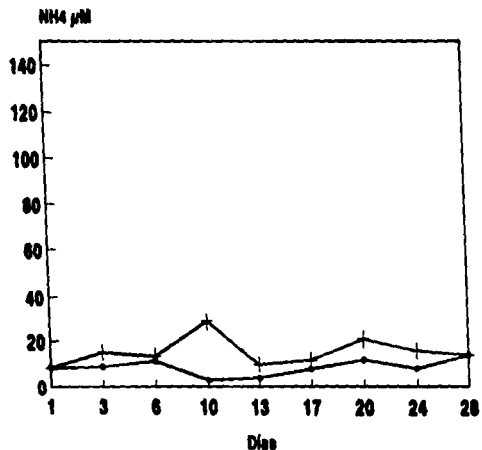
En Atravezado (control) la condición de obscuridad a los 10 días señaló el máximo 11.02 μM , mientras a la luz y en el agua circundante el contenido fue nulo. En Caimán entre los 10 y 20 días, las cámaras bénticas, registraron dos ascensos 28.57 y 21.42 μM que duplicaron los niveles determinados en el control (Atravezado). Para el Anima y Bataoto a los tres días se observó el máximo de 11.22 y 163.26 μM , respectivamente, mayor al contenido de 4.08 μM en el agua circundante. Períodos para los cuales se calculó una tasa de incremento de 1.60 $\mu\text{mol NH}_4^+/\text{día}$ en Atravezado, 3.7 $\mu\text{mol NH}_4^+/\text{día}$ en Caimán, 2.04 $\mu\text{mol NH}_4^+/\text{día}$ en el Anima y la más alta de 40.70 $\mu\text{mol NH}_4^+/\text{día}$ en Bataoto. En sistemas experimentales semejantes Rodríguez Medina (1989) registró incrementos de amonio entre los 6 y 10 días que corresponden a una tasa de incremento de 32 $\mu\text{mol N-NH}_4^+/\text{día}$. Las tasas de incremento en obscuridad fueron aproximadamente 4 veces mayores a las calculadas en la interfase sedimento-agua iluminada. Esto hace evidente el efecto de obscuridad sobre las condiciones de reducción y producción de amonio.

A la obscuridad entre los días 3 y 10 el amonio registró un incremento total promedio de 42.64 μM con tasas de liberación variables que van de 5.91 $\mu\text{mol NH}_4^+/\text{m}^2/\text{día}$ en Atravezado, de 5.06 $\mu\text{mol NH}_4^+/\text{m}^2/\text{día}$ en el Anima, de 7.65 $\mu\text{mol NH}_4^+/\text{m}^2/\text{día}$ en Caimán, hasta los 13.85 $\mu\text{mol NH}_4^+/\text{m}^2/\text{día}$ en Bataoto, las cuales fueron de un 40 a 50 % mayores a las obtenidas a la luz. Para la Laguna Huizache y Caimanero Rodríguez

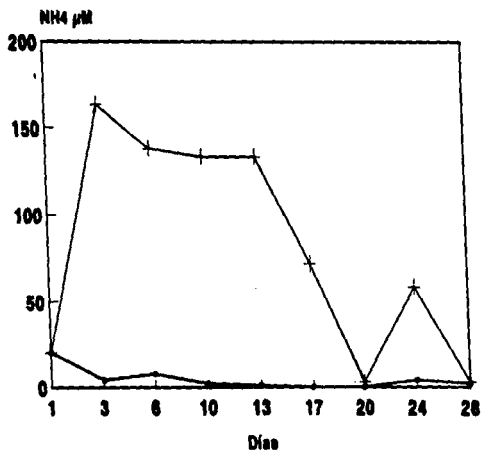
Atravezado



Calmán



Bataoto



Anima

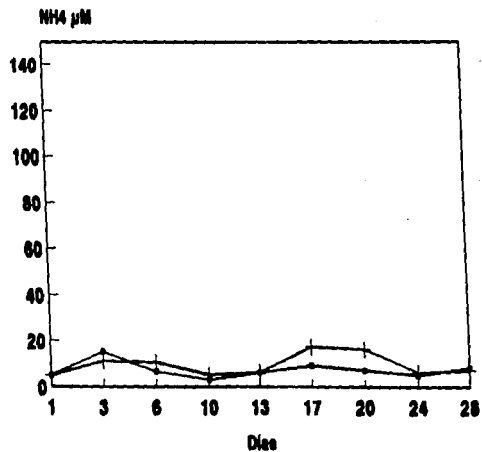


Fig.23 Variación del contenido de amonio en interfase sedimento-agua en obscuridad(+) y del exterior(*) en la Laguna Ensenada del Pabellón.

Medina(1989) encontró que la tasa de liberación de amonio a la obscuridad fue 3 veces mayor respecto a la luz.

◆ **Nitrato.**

En las localidades de Atravezado, Caimán, Anima, y Bataoto bajo condiciones de obscuridad la variación del nitrato fue de 0.0 a 33.95 μM , mayor a la del agua circundante 0.44 - 14.48 μM (Tabla 3). Para sistemas experimentales semejantes colocados en la obscuridad con sedimentos del estuario del Río Atchafalaya, Teague *et al.* (1988) encontraron una diferencia de 28.6 μM entre la columna de agua y la cámara. En el presente análisis la diferencia fue similar de 19 μM , sin embargo se deben considerar las características ambientales y actividades antropogénicas propias de cada ecosistema.

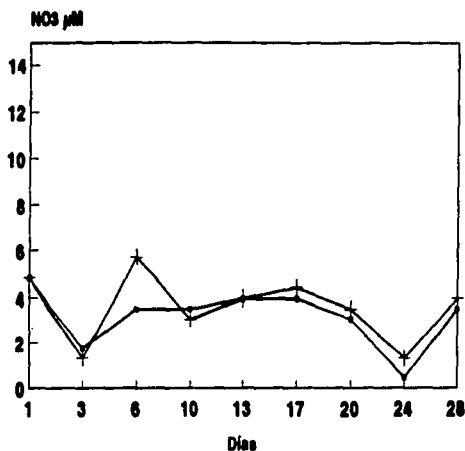
En las cuatro localidades se presentó alternancia de la nitrificación y desnitrificación; la mejor tendencia a la desnitrificación fue en Bataoto calculada en una tasa de 7.02 $\mu\text{mol NO}_3/\text{día}$.

En Caimán a los 20 días se registró un contenido máximo de 33.95 μM , incluso fue la cámara béntica de mayor concentración promedio de 9.08 μM . En Bataoto el intervalo fue menor, de 0.0 a 7.89 μM con el máximo de nitrato detectado a los 10 días, (Fig. 24); esto puede señalar un predominio del proceso de desnitrificación a la obscuridad con condiciones críticas de oxígeno. En cada localidad las tasas de nitrificación fueron de 1.46 $\mu\text{mol NO}_3/\text{día}$ en Atravezado, 0.43 $\mu\text{mol NO}_3/\text{día}$ en Caimán, 1.31 $\mu\text{mol NO}_3/\text{día}$ en el Anima, e incluso hasta de 2.48 $\mu\text{mol NO}_3/\text{día}$ en Bataoto. Rizzo (1990) observó para el nitrato a la obscuridad una tasa de nitrificación de 0.64 $\mu\text{mol N/h}$ (equivalente a 15.36 $\mu\text{mol N/día}$) que fue 6 veces mayor a la observada en la Laguna Ensenada del Pabellón.

◆ **Nitrito.**

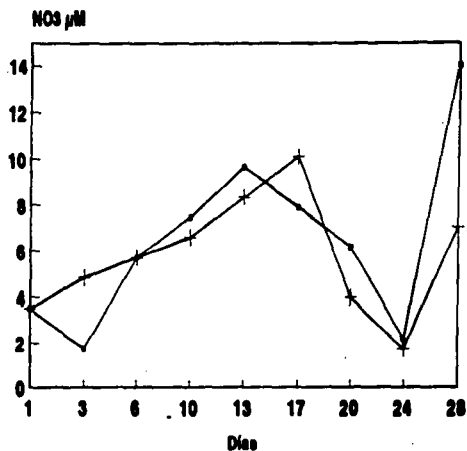
En la interfase sedimento-agua a la obscuridad los nitritos mostraron niveles de 0.0 a 10.09 μM , siendo el máximo a los 10 días en Caimán, que incrementó un 50 % más con respecto a su equivalente a la luz.

Atravezado



Bataoto

Caimán



Anima

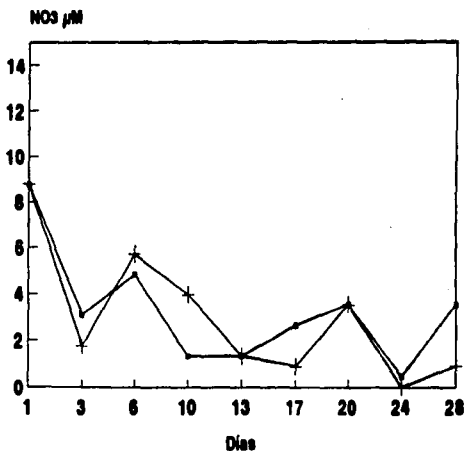
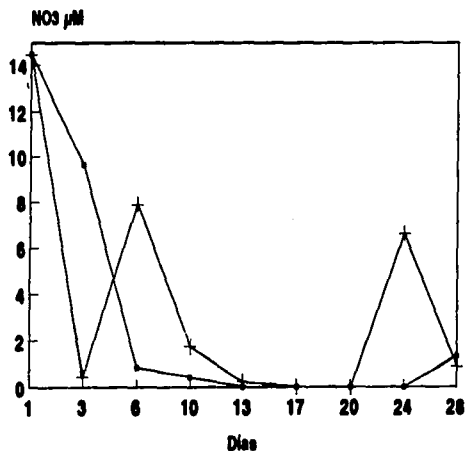


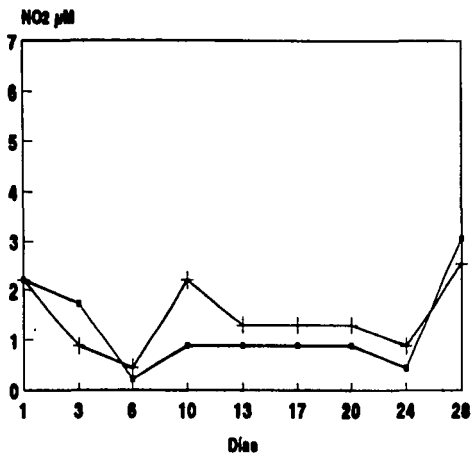
Fig.24 Variación del contenido de nitrato en la interfase sedimento- agua en oscuridad(-+) y del exterior(+) en la Laguna Ensenada del Pabellón.

Simultáneamente para El Anima el nitrito marcó una relación inversa con el oxígeno; un aumento en nitrito se asoció a un descenso de oxígeno. En Bataoto la condición de obscuridad mantuvo los niveles más bajos 0.0-3.07 μ M y a los 10 días el máximo de 3.07 μ M correspondió con el máximo de 2.63 μ M del exterior; a partir de los 6 días se estableció la anaerobiósis. En este caso al presentarse a la obscuridad un período de anaerobiósis prolongado, probablemente la dinámica de los procesos biológicos estuvo fuertemente dirigida hacia la desnitrificación, a diferencia del estado aeróbico y de obscuridad establecido en Atravezado, Caimán y Anima donde la nitrificación marcó en promedio niveles de nitrito 3 veces más altos. Autores como Seitzinger y Nixon (1984) señalan que el abundante suministro de materia orgánica y la baja concentración de oxígeno en los sedimentos ofrecen condiciones favorables para la desnitrificación. Condiciones que se cumplieron en Bataoto donde la desnitrificación fue más activa hasta amonio. Kemp y Jenkins (1984) señalan que entre detritos y sedimentos, la presencia de microespacios, semejan sistemas que permiten coexistir condiciones metabólicas diferentes de aerobiósis y anaerobiósis en lugares próximos. Mecanismos por los cuales también los dos procesos de transformación del nitrógeno pueden co-ocurrir en un mismo sedimento, considerándolo como una evidencia indirecta de que la mayoría del nitrato reducido en la desnitrificación es proporcionado por la nitrificación; incluso esto puede servir para explicar las alternancias de ambos procesos y justificar incrementos y decrementos.

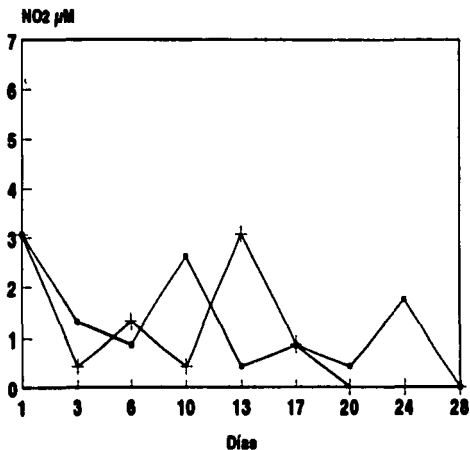
Como los observados a los 10 días de obscuridad cuando se registró un incremento de 2.19 μ M para Atravezado, en Caimán de 3.07 μ M, para el Anima de 3.51 μ M, y en Bataoto de 3.07 μ M de NO₂ (Fig. 25) que coincidió con reducciones en el contenido de nitrato que van de 1 a 6 μ M en las cuatro unidades experimentales. Rodríguez Medina (1989) a partir del décimo tercer día para cámaras experimentales semejantes, también observó una relación alterna entre el contenido de nitrito y nitrato. Lo que demuestra una fuerte relación entre ambos procesos, nitrificación y desnitrificación.

La velocidad de desnitrificación fue de 0.14 μ mol NO₂/día en Atravezado, de 0.39 μ mol NO₂/día en Caimán, de 0.87 μ mol NO₂/día en el Anima y la más alta de 1.31 μ mol NO₂/día en Bataoto. Estas representaron la mitad del valor calculado a la luz para Atravezado y Caimán y en Bataoto fue 1.5 veces mayor respecto de su equivalente a la luz. En esta última localidad cabe señalar que la velocidad de desnitrificación fue 9 veces mayor bajo la influencia de los drenes que sin ella. En condiciones de obscuridad

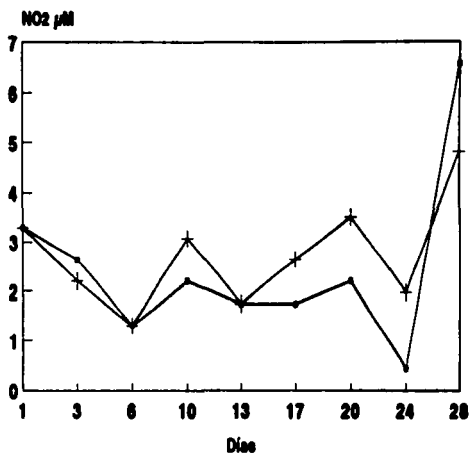
Atravezado



Bataoto



Caimán



Anima

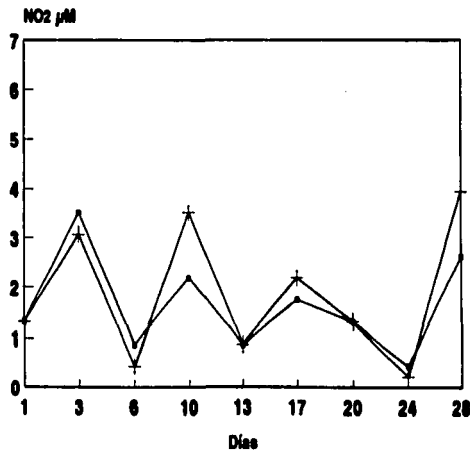


Fig.25 Variación del contenido de nitrito en la interfase sedimento- agua en oscuridad(+)
y del exterior(•) en la Laguna Ensenada del Pabellón.

para sedimentos expuestos a los efluentes de una planta de tratamiento de aguas Corredor y Morrell(1994) observaron desnitrificaciones de 9.6 $\mu\text{mol N/h}$ (equivalente a 230.4 $\mu\text{mol N/día}$) de nitrato a nitrito que corresponden a un fuerte incremento en el potencial de incorporación de nitrógeno oxidado por parte de la comunidad microbiana. Así mismo señalan que sus resultados corroboran lo que con frecuencia se ha manifestado acerca del posible papel de los manglares como eficientes sistemas de depuración natural. En el área de estudio de igual forma una tasa de desnitrificación mayor en la zona de influencia de los drenes posiblemente reflejo una capacidad semejante pero en otro orden de magnitud.

De las formas nitrogenadas a la obscuridad, el amonio (1.02 - 163.26 μM) dominó sobre los niveles de nitrito (0.0-10.09 μM) y nitrato (0.0 - 33.95 μM) y fueron aproximadamente dos veces mayores respecto a su equivalente a la luz (Tablas 2 y 3). En el Estuario Tama, Japón, de acuerdo con Nishio *et al.*(1983) en los sistemas sedimento-agua, un enriquecimiento (17.7 %) de amonio respecto al agua circundante, es evidencia de la producción de amonio por descomposición de la materia orgánica en el sedimento; para el área de estudio esto puede marcar a la fase sedimentaria como una fuente potencial de amonio a partir de la descomposición.

BALANCE DE NUTRIENTES

Al comparar los nutrientes (NH_4^+ , NO_2 , NO_3) evaluados se observó a partir del análisis estadístico que fue evidente el efecto de la luz, sobre una menor proporción de nutrientes liberados respecto a la obscuridad (Tabla 4). Desde el análisis estadístico más elemental hasta procedimientos más complejos son técnicas de indudable valor para la interpretación de resultados. Sin embargo la herramienta estadística, es un elemento de inferencia, que sólo toma parte de los datos para establecer un juicio sobre todo el conjunto, por ello siempre tendrá un grado de incertidumbre vinculado a la interpretación o conclusión final.

Tabla 4. Coeficientes de correlación (r) significativos dado el nivel de confianza del 95% al exterior y del efecto luz y obscuridad, presentados en orden decreciente.

Exterior		Luz		Obscuridad	
correlaciones	r	correlaciones	r	correlaciones	r
°C Vs DQO	-0.700	NO_2 Vs NO_3	-0.664	Marea Vs °C	-0.688
DQO Vs S%	-0.693	Marea Vs °C	-0.661	No.días Vs O_2	-0.667
Marea Vs °C	-0.688	Marea Vs NH_4	-0.595	O_2 Vs NH_4	-0.657
O_2 Vs DQO	-0.463	No.días Vs O_2	-0.429	Marea Vs NH_4	-0.542
NO_2 Vs NH_4	0.556	No.días Vs Flujo	-0.226	DQO Vs S%	-0.537
NO_2 Vs NO_3	0.551	Flujo NH_4 Vs NH_4	0.602	Flujo NH_4 Vs O_2	-0.578
No.días Vs DQO	0.499	Flujo NO_3 Vs NO_2	0.591	No. días Vs Flujo	-0.331
Marea Vs NH_4	0.315	Flujo NO_3 Vs S%	0.584	Flujo NH_4 Vs NH_4	0.795
		Flujo NO_2 Vs O_2	0.572	Flujo NO_2 Vs NO_2	0.699
		Flujo NO_3 Vs O_2	0.556	Flujo NO_3 Vs NO_2	0.596
		Flujo NO_2 Vs NO_2	0.544	No.días Vs DQO	0.331
		No. días Vs DQO	0.430		
F calculada	0.935	F calculada	1.757	F calculada	3.996
p	0.569	p	0.286	p	0.004

De acuerdo con Rodríguez Medina (1989) a partir del contenido total de nitrógeno iniciales ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2 + \text{NO}_3$), tomado como 100 %, puede calcularse un aporte de N total hacia el final del período de estudio de la interfase hacia el agua suprayacente. En el presente análisis, el contenido de materia orgánica cambió directamente con respecto al tiempo ($r= 0.430$ $p < 0.05$) y los nutrientes a la luz ($r=-0.266$) y obscuridad ($r=-0.331$) Tabla 4, marcaron una relación inversa lo que indicó que mientras la materia orgánica aumenta con el tiempo el flujo de nutrientes se reduce , condición que se tomó en cuenta para el balance de nutrientes (Tabla 5).

Tabla 5. Contenido inicial y final del nitrógeno total (NH_4 , NO_3 , NO_2) en la interfase sedimentaria y cálculo del porcentaje de aporte o pérdida de nitrógeno a la luz y obscuridad.

Localidad	Contenido inicial N.tot. (μM)	Contenido final		Aporte de N %		Pérdida de N%	
		Luz	Obs	Luz	Obs	Luz	Obs
Atravezado	14.1	9.64	7.6	31.63	46.09	---	---
Caimán	15.47	14.3	26.1	7.56	---	---	68.90
Bataoto	37.39	59.91	3.94	---	89.54	58.95	---
El Anima	15.19	---	11.9	---	21.19	---	---

Obs = Obscuridad

Con base en la Tabla 5, el contenido inicial del nitrógeno total ($\text{NH}_4 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3$) para exposición a la luz mostró un aumento con respecto al contenido final y que no se observó a la obscuridad en Bataoto, posiblemente como resultado de una escasa retención de los compuestos inorgánicos del nitrógeno. Lo que representa finalmente un aspecto potencial para la Laguna Ensenada El Pabellón. Arenas y De la Lanza (1990) señalan que el efecto de inhibición de la actividad biótica propicia una reducción para la adsorción de NH_4^+ y además el confinamiento en dispositivos experimentales modifica las condiciones para la adsorción posterior de nutrientes. Para el presente estudio la inhibición de la actividad biótica por efecto de la obscuridad pudo contribuir a la reducción observada en Bataoto bajo estas condiciones

Rodríguez Medina (1989) observó para la Laguna Huizache y Caimanero un aporte del 17.02% de su reserva para obscuridad y de 19.15 % a la luz, como resultado del efecto combinado de mineralización y acumulación de amonio en el estrato superficial así como de la condición de luz y obscuridad. Un porcentaje semejante se obtuvo a la obscuridad en el Anima (21.19%), en tanto los sistemas a la luz en Ensenada Pabellón

difieren totalmente de la Laguna Huizache y Caimanero (con un 7 al 50%), que puede ser consecuencia de respuestas locales por equilibrio del marco abiótico - biótico (geomorfología, corrientes, fisicoquímica, actividad tectónica, etc.).

FLUJO DE NUTRIENTES (NH₄, NO₂, NO₃).

En esta sección los sistemas experimentales sometidos a condiciones de luz y oscuridad se comparan con base al nivel de flujo estimado por aplicación de la primera ley de Fick's, corregida por la porosidad del sedimento. Cálculo que predice el flujo de nutrientes inorgánicos del sedimento al agua (-) y de la columna de agua al sedimento (+).

En el área de estudio los sistemas iluminados mostraron una mezcla de flujos positivos y negativos siendo los aportes del sedimento al agua (-) menos frecuentes con respecto a la condición de oscuridad; pero de niveles más altos especialmente para las formas oxidadas del nitrógeno (NO₂, NO₃) (Tabla 6).

Flujo de amonio (con luz).

En las cámaras iluminadas de Atravezado el flujo de amonio presentó dos etapas una hasta los 10 días con flujos (-) del sedimento al agua y la segunda a partir de los 13 días donde la dirección del flujo (+) fue del agua al sedimento. En contraste con Caimán y Bataoto el flujo de amonio fue predominante del sedimento al agua. Rizzo (1990) en sedimentos del Río York, observó que en promedio la liberación de amonio en el domo transparente fue del agua al sedimento con $-28 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$. Niveles distintos a los del área de estudio, cuyo intervalo fue de -0.545 a $-14.188 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ para flujos del sedimento al agua. Para los aportes del agua al sedimento los valores fueron de 1.090 a $2.181 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ (Tabla 6). Bajo el mismo análisis de la primera ley de Fick's, en ecosistemas de la zona templada, como pueden ser los de América del Norte, diversas investigaciones señalan que el flujo de amonio puede ir desde niveles tan bajos como 0.70 a $4.5 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{día}$ (equivalentes de 0.029 a $0.187 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$) observados en el estuario del Río Potomac por Callender y Hammond (1982) hasta los $3,450 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{día}$ (equivalentes a $143.75 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$) registrados en aguas costeras de Georgia Bight, U.S (Knox, 1986). En tanto en ecosistemas tropicales como Puerto Rico para la zona costera, los flujos de amonio son de $-0.858 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ y al oeste de la Isla en lagunas costeras, el intervalo va de -1.8 a $-216.2 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ (Corredor y Morrell 1985, 1989). Para los ecosistemas al Sureste de nuestro país en Yucatan, Valdés (1994) calculó un flujo promedio de $-182.39 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ para amonio. Lo determinado en Ensenada del Pabellón

Tabla 6. Flujo de nutrientes calculado por la ecuacion de Fick's en ambiente sedimento-agua a la luz, siendo los Flujos (-) del sedimento al agua y los (+) del agua al sedimento.

Luz	Flujo de NH ₄ μmol/m ² /h			Flujo de NO ₂ μmol/m ² /h			Flujo de NO ₃ μmol/m ² /h		
	Alrz	Caimán	Bataoto	Alrz	Caimán	Bataoto	Alrz	Caimán	Bataoto
210191	-3.271	-14.188	-3.498	0.221	0.226	-0.235	-0.877	0	0.390
240191	-2.453	-1.641	-8.273	-0.567	-0.448	-0.039	-1.574	0.225	0
280191	0	-11.456	-8.320	-0.448	-0.453	0.078	0.451	1.354	-0.078
310191	-0.545	-10.365	0	-0.675	0	-0.039	-0.225	2.026	-0.155
4 0291	2.181	-8.820	0	0	-1.583	0	-0.672	-0.451	-0.039
7 0291	1.090	-1.090	-3.214	0.226	-0.680	-0.039	-1.574	2.026	0
110291	--	-4.362	-4.349	--	-1.129	0.156	--	0.897	-0.078
140291	--	0	-5.200	--	0.226	0	--	0.220	-0.038

Tabla 7. Flujo de nutrientes calculado por la ecuacion de Fick's en ambiente sedimento-agua en obscuridad, siendo los Flujos (-) del sedimento al agua y los (+) del agua al sedimento.

Obscura	Flujo de NH ₄ μmol/m ² /h				Flujo de NO ₂ μmol/m ² /h				Flujo de NO ₃ μmol/m ² /h			
	Alrz	Caimán	Bataoto	Anima	Alrz	Caimán	Bataoto	Anima	Alrz	Caimán	Bataoto	Anima
210191	-1.090	-3.277	-14.750	-2.186	0.448	0.226	0.077	0.226	0.220	-1.574	0.818	0.877
240191	-0.272	-1.090	-12.055	-2.181	-0.113	0	0.039	0.226	1.508	0	-0.624	-0.451
280191	-5.891	-13.605	-12.102	-1.090	-0.675	-0.453	-0.039	-0.680	0.225	0.451	-0.116	-1.349
310181	-1.835	-3.271	-12.197	0	-0.226	0	-0.039	0	0	0.877	-0.019	0
4 0291	-3.817	-2.181	-6.618	-4.362	-0.226	-0.453	0.078	-0.226	-0.225	-1.126	0	0.897
7 0291	-4.362	-4.907	-0.283	-4.912	0.226	-0.680	0.039	0	-0.225	1.123	0	0
110291	-0.545	-4.362	-5.011	-0.545	-0.226	-0.789	0.156	0.113	-0.451	0.225	-0.585	0.225
140291	2.181	0	-0.094	0.545	0.226	0.907	0	-0.680	-0.225	3.596	0.039	1.349

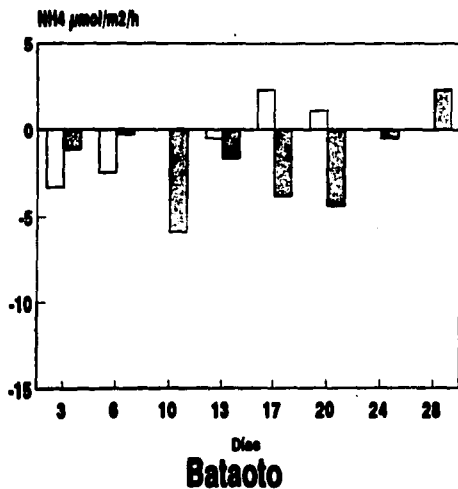
Alrz= Atravezado

se puede considerar dentro de los niveles normalmente registrados para ecosistemas estuarinos.

Para los sistemas iluminados los máximos flujos de amonio del sedimento al agua correspondieron a Caimán (-14.188 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$) aún cuando es una localidad alejada (por 5 Km) de la zona con mayor incidencia de las actividades humanas. Como Bataoto cuyo aporte máximo (-8.320 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$) fue 2 veces menor, incluso a los 13 días fue nulo (Fig.26), no obstante que para este período las concentraciones de nitrito 0.44 μM y nitrato 1.75 μM para el agua circundante no justifican la reducción del flujo a niveles indetectables. Siendo posiblemente resultado de un efecto de adsorción del sedimento o de la actividad microbiana. En sistemas experimentales semejantes (iluminados) con sedimento de la Laguna Huizache y Caimanero, Rodríguez Medina(1989) señaló a los 10 días una fuerte reducción de amonio asociada a contenidos de nitrito indetectables (0.002 mgNO_2/L) y nitrato (0.004 mgNO_3/L) como resultado de un efecto de adsorción a material en suspensión o de su asimilación por bacterias durante la descomposición de sustratos pobres en nitrógeno. Zieman *et al.*(1984) señalan que sustratos como las hojas de manglar frescas y verdes o viejas y amarillas son extremadamente bajas en nitrógeno contienen solamente 0.5 a 1.7% N en peso seco. Mientras pastos tropicales marinos contienen más N típicamente de un 2 a 4% en pesos seco. En tanto la vegetación halófila muestra contenidos de 28.80 % C, de 3.86 % de N y 0.14% de P de acuerdo con Arenas citado por Rodríguez Medina (1989). Esto podría marcar la dominancia de cierto tipo de material en los sedimentos del área de estudio.

De acuerdo con la ecuación de Fick's, a la luz el flujo de amonio del sedimento al agua (-) representó en Atravezado el 6.81%, Caimán un 57.49% y el 35.69% en Bataoto (Fig. 27), en tanto el porcentaje se incrementó hasta en un 15% más a la obscuridad lo que manifestó un aumento considerable. No así para el NO_3 el cual para la zona de influencia de los drenes (Bataoto) se redujo al 6.97% en contraste con el control que marcó un fuerte incremento al 84.91%. La difusión del nitrito se redujo aún más a 5.55% bajo impacto (Bataoto) y sin impacto (Atravezado) fue de 26.68% (Fig. 27).

Atravezado



Caimán

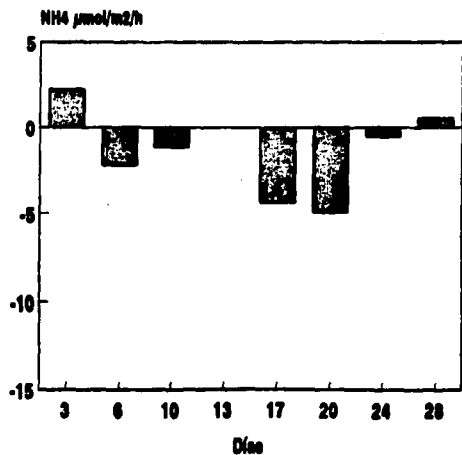
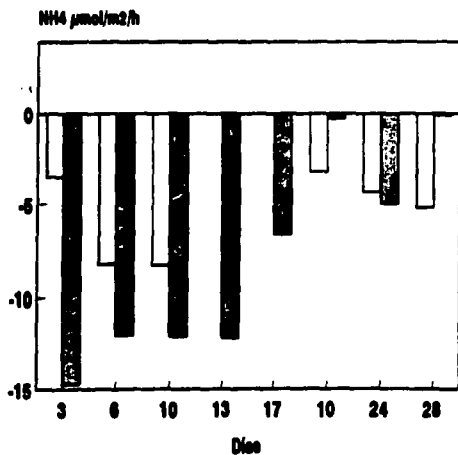
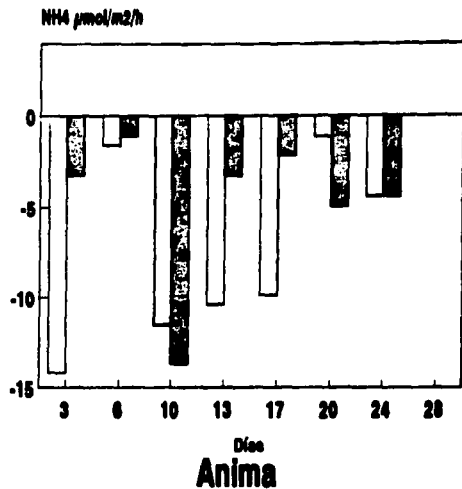
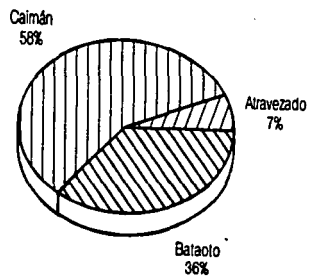
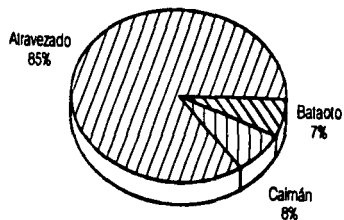


Fig.26 Flujo de amonio en la Laguna Ensenada del Pabellón en la interfase sedimento-agua, bajo condiciones de luz \square y oscuridad \blacksquare . El signo(-) representa el flujo del sedimento al agua y el(+) del agua al sedimento.

Amonio



Nitrato



Nitrato

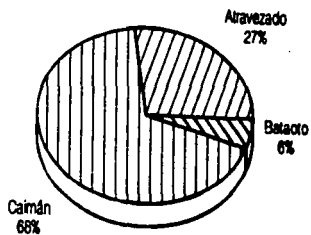


Fig.27 Porcentaje del flujo de nutrientes aportado del sedimento al agua(-) por localidad a la luz.

Flujo de nitrato (con luz).

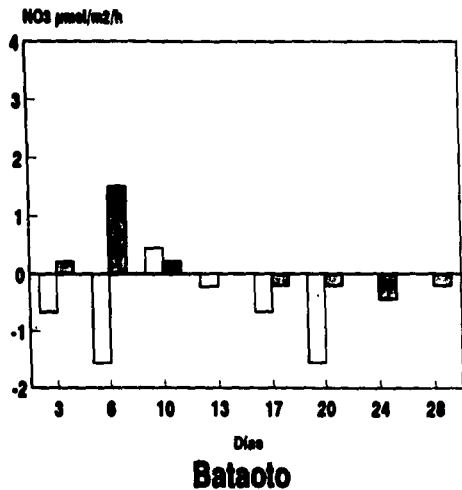
En las cámaras iluminadas de Atravezado y Bataoto, el flujo de nitrato para el 90% del período de estudio fue del sedimento al agua, en tanto para Caimán el flujo fue del agua al sedimento en el 90% del período de estudio. En sistemas experimentales iluminados Rizzo (1990) observó flujos del sedimento al agua para el 70% de su estudio y mediante el análisis de diversos elementos ambientales señala que el flujo de amonio esta más significativamente relacionado con factores bióticos y los niveles de respiración, que con los abióticos mientras los nitratos no tuvieron correlación con las variables dentro del análisis estadístico.

Tabla 8. Flujo de nitrato calculado por la ecuación de Fick's reportado por diversos autores, siendo los valores (-) del sedimento al agua y los (+) del agua al sedimento.

Autor		Flujo $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$
Callender y Hammond (1982)	Río Potomac	-0.069 a -0.262
Rizzo (1990)	Río Yorck	-5.00
Corredor y Morrell (1989)	Laguna La Parguera	-0.01 a 7.97
Corredor y Morrell (1985)	Puerto Rico	-0.036 a -0.510
Valdés (1994)	Laguna de Chelem	-1.95
Valdés (1994)	Laguna de Chelem	0.14 a 0.77
Corredor y Morrell (1989)	Laguna La Parguera	0.02 a 0.20

Los datos anteriores, mostraron que los flujos de nitrato de -0.039 a $-1.574 \mu\text{mol NO}_3 / \text{m}^2/\text{h}$, en Ensenada del Pabellón tuvieron intervalos más pequeños y guardan mayor semejanza con lo observado en el área de estudio a diferencia del amonio. Incluso el máximo ($-1.574 \mu\text{mol NO}_3 / \text{m}^2/\text{h}$) del presente análisis marcó una escasa diferencia con lo registrado en la Laguna de Chelem por Valdés (1994). Cabe señalar que del sedimento al agua los flujos máximos de nitrato $-1.574 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ fueron para el control (Atravezado), en tanto el mínimo se registró en Bataoto con un aporte de -0.039 a $-0.155 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ (Fig. 28). Para los flujos del agua al sedimento el intervalo fue de 0.123 a $2.026 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ mayor a lo registrado en la Laguna de Chelem y en La Parguera ecosistemas tropicales.

Atravezado



Calmán

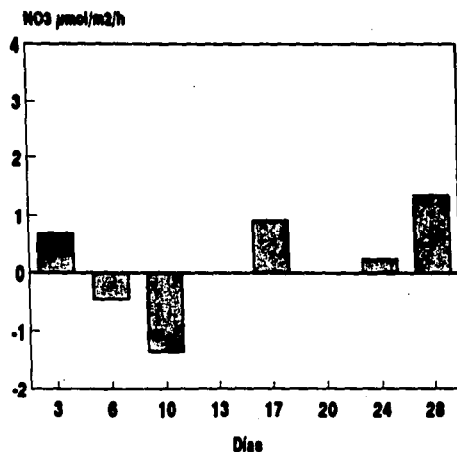
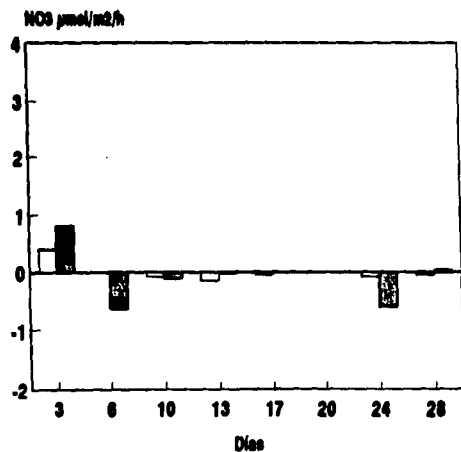
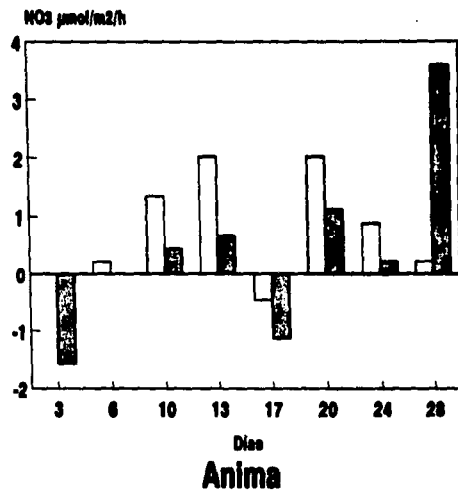


Fig.28 Flujo de nitrato en la Laguna Ensenada del Pabellón en interfase sedimento-agua bajo condiciones de luz \square y oscuridad \blacksquare . El signo (-) representa el flujo del sedimento al agua y el(+) del agua al sedimento.

De esta forma a la luz el flujo máximo de nitrato se obtuvo en Caimán y fue del agua al sedimento siendo 4.5 veces más altos que su equivalente del sedimento al agua registrado en el control, en tanto el aporte máximo de amonio también se observó en Caimán pero el sentido fue del sedimento al agua.

Flujo de nitrito (con luz).

En las cámaras iluminadas el intervalo general de flujo de nitrito del sedimento al agua fue de -0.039 a $-1.583 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ (Tabla 6). Con esto la variación se reduce para el caso de aportes del agua al sedimento 0.078 a $0.226 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$. Por aplicación de la primera ley de Fick's Valdés (1994) calculó en la Laguna de Chelem, un promedio de $-0.530 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ de flujo de nitrito del sedimento al agua. Valor que representa la mitad del intervalo calculado en el área de estudio; no obstante la literatura reporta niveles mayores de 2 a $98 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ (Valdés, 1995); pero no especifica si se obtuvieron bajo condiciones experimentales de luz y oscuridad.

Para los sistemas iluminados especialmente en Bataoto el flujo de nitrito fue mínimo comparado con Atravezado, Caimán y el Anima (Fig. 29).

En Ensenada del Pabellón para las cámaras iluminadas hubo una dominancia del flujo de nitrito del sedimento al agua con el 84.8% en tanto el flujo del agua al sedimento representó el 15.17% lo que es posible interpretar como una consecuencia de altas cargas en el sedimento. El flujo de nitrito del agua al sedimento representó el 11% del flujo máximo de nitrato.

En la localidad Atravezado utilizada como control (sin impacto) a la luz el flujo dominante del sedimento al agua fue para amonio, nitrato y el menor aporte correspondió al nitrito. Bajo la influencia de los drenes agroindustriales (Bataoto) el flujo se incrementó notablemente para el amonio y disminuyó para nitrato y nitrito (Tabla 6). En consecuencia para Ensenada El Pabellón la liberación de amonio en los drenes fue 2.6 veces mayor que sin impacto (Atravezado). En la Laguna de Chelem, Valdés (1994) resalta el hecho de que los mayores flujos promedio de amonio fueron del sedimento al agua y siempre se encontraron en sitios con una fuerte influencia de las actividades humanas.

Atravezado

Calmán

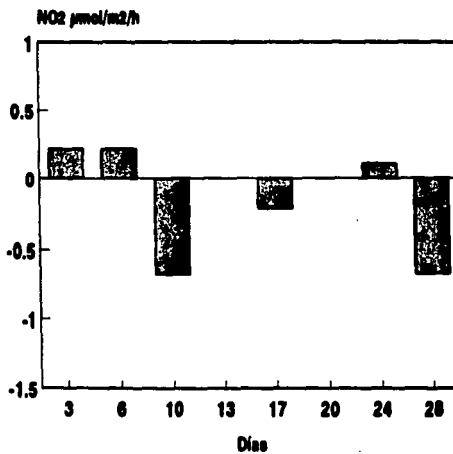
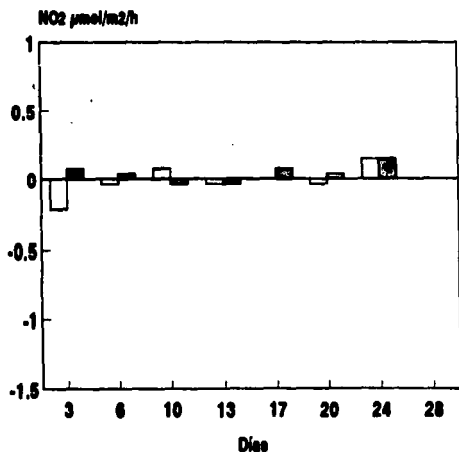
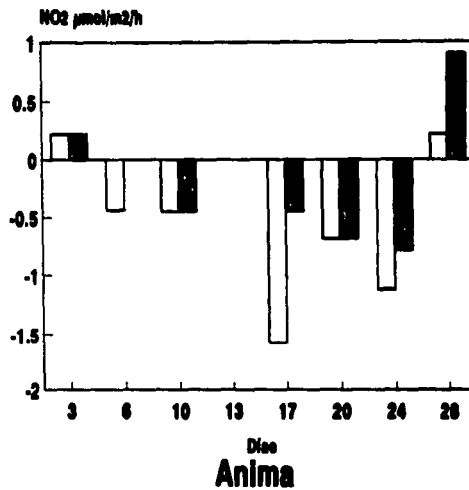
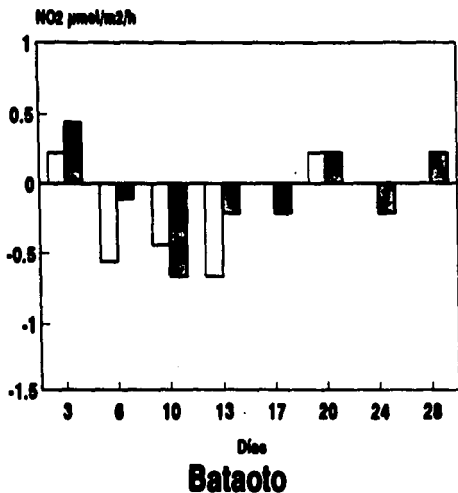


Fig.29 Flujo de nitrato en la Laguna Ensenada del Pabellón en interfase sedimento-agua bajo condiciones de luz (□) y oscuridad (■). El signo(-) representa el flujo del sedimento al agua y el(+) del agua al sedimento.

En Atravezado el flujo de nitrato mostró ser 12 veces más alto, al igual que el nitrito cuyo aporte fue 6.5 veces mayor. De acuerdo con Arenas (1979) la apertura de terrenos para el desarrollo agrícola propicia menor retención de lluvia, mayor escorrentía y rápida desnitrificación de los suelos por exportación de nitrógeno, lo que se traduce en el sistema lagunar en un azolvamiento más acelerado y mayor ingreso de nitrógeno. Sin embargo en el área de estudio, esto sólo se cumplió para el amonio cuyo aporte si mostró un incremento considerable en las zonas afectadas por la actividad agroindustrial, con acumulación de materia orgánica y una mayor amonificación.

Flujo de amonio (en oscuridad).

En Atravezado, Caimán y Bataoto dominó el flujo de amonio del sedimento al agua, esto manifestó la existencia de un importante stok de amonio proveniente del sedimento. En tanto para el Anima se presentaron algunos períodos con flujos del agua al sedimento. Arenas y De la Lanza (1990) señalan que en la laguna Huizache y Caimanero durante la época de sequía, el 2% del nitrógeno proviene de los sedimentos como producto del efecto de desecación y resquebrajamiento y que 1/3 de la movilización de amonio fue debida a los procesos bioquímicos de liberación.

Bajo condiciones de oscuridad los flujos de amonio del sedimento al agua estuvieron entre -0.094 y $-14.750 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ (Fig. 26) y para el caso del agua al sedimento de 0.545 a $2.186 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ el nivel fue 7 veces menor a la liberación ejercida por el sedimento (Tabla 7). Bajo el mismo análisis de la ecuación de Fick's en sistemas con tratamiento en oscuridad Rizzo (1990) obtuvo un rango medio de amonio de $-112 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$. Ocho veces mayor al estimado en el presente estudio. Así mismo en un ensayo previo para el área de estudio De la Lanza (en prensa) en condiciones de oscuridad experimentalmente, estimó un intervalo de aporte del sedimento de 0.12 a $9.3 \mu\text{mol N}/\text{m}^2/\text{h}$ para amonio. Dato semejante al valor obtenido en el presente análisis por la ecuación de Fick's. Corredor y Morrell (1989) en un estudio sometieron a pruebas estadísticas rigurosas los flujos de nitrógeno obtenidos por el método experimental de incubaciones y los teóricos calculados por la ecuación de Fick's y demostraron que entre ambos grupos de datos la diferencia no fue significativa; la ecuación predice los flujos y su dirección con un alto nivel de confianza. En consecuencia ambos métodos consiguen evaluaciones sumamente próximas al flujo real generado en el ambiente y por la biota asociada.

Condición que se cumplió para el área de estudio; ambos procedimientos llegaron a una estimación similar del flujo de amonio.

A la obscuridad a lo largo del período de estudio en el Control (Atravezado) fue evidente el predominio del flujo del sedimento al agua siendo el máximo de amonio $-5.891 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$, 1.7 veces mayor a su equivalente a la luz (de $-3.271 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$).

El mayor nivel de flujo ($-14.750 \mu\text{mol NH}_4/\text{m}^2/\text{h}$) se registró en Bataoto, pero también mostró aportes nulos tanto de amonio como de nitrito y nitrato, que ocurrieron independientemente de la condición aerobia o anaerobia del lugar. De acuerdo con Valiela *et al* (1978) los niveles generales de nutrientes en un ecosistema están dados por la interacción de numerosos factores, como el suministro de agua de lluvia, subterránea, el efecto de marea, la vegetación y recientemente por las áreas urbanas y agrícolas cercanas que pueden contribuir a la variación e incremento del nitrógeno.

En condiciones de obscuridad el flujo de amonio del sedimento al agua en Bataoto representó el 49.88% del flujo total en el área de estudio, el 10.34 % para el Anima, 13.92% para Atravezado y en Caimán 25.84 % (Fig. 30).

Flujo de nitrato (en obscuridad).

En Ensenada del Pabellón para los sistemas experimentales entre los flujos de nitrato del sedimento al agua los intervalos de -0.019 a $-1.574 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$, y los flujos del agua al sedimento con 0.039 a $3.596 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ (Tabla 7) observaron una variación del 50% aproximadamente (Fig. 28). En sistemas experimentales semejantes colocados a la obscuridad en el estuario del Río York por la ecuación de Fick's Rizzo (1990), calculó flujos de nitrato de $\leq 2 \mu\text{mol N}/\text{m}^2/\text{h}$ con dirección variable, solo para el 39% del período de muestreo encontró flujos del sedimento al agua. En el área de estudio el flujo de nitrato registró niveles semejantes, al igual la dirección del flujo fue variable y marcó tres casos: a) Atravezado con dos etapas la primera, en los 10 primeros días de experimentación con un 50% con flujos del agua al sedimento y la segunda hasta los 28 días (50%) con aportes del sedimento al agua b) Bataoto donde la liberación de nitrato del sedimento al agua dominó para el 70 % y marcó dos aportes nulos a los 17 días y c) en Anima y Caimán el 80% del período de estudio tuvieron aportes del agua al sedimento.

En Ensenada El Pabellón se calculó que el aporte en Caimán representó el 39.82%, para el Anima fue un 27.19%, en Atravezado con 16.59% y Bataoto con el 16.40% (Fig. 30), del total.

Si se compara el flujo de nitrato en ambos cámaras experimentales (luz/ obscuridad) en general el nivel de aporte del sedimento al agua en ambos casos fue semejante, en contraste con los flujos del agua al sedimento que a la obscuridad mostraron una variación más amplia, el máximo marcó una diferencia de $1.5 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ respecto a su equivalente a la luz.

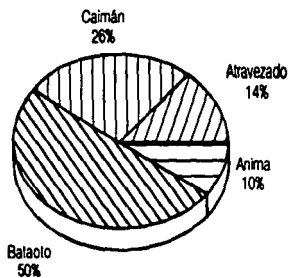
Flujo de nitrito (en obscuridad).

Los flujos de nitrito de -0.039 a $-0.789 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ tanto del sedimento al agua como del agua al sedimento que fueron de 0.039 a $0.907 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ (Tabla 7) mostraron a la obscuridad una variación reducida (Fig. 29). Con aplicación de la ecuación de Fick's en la Laguna de Chelem, Valdés (1995) calculó flujos máximos de nitrito de $-1.73 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ del sedimento al agua. Niveles dos veces más altos a los obtenidos en Ensenada del Pabellón.

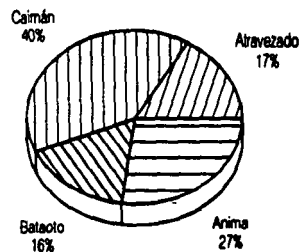
Los aportes del agua al sedimento fueron escasos en Caimán y El Anima incluso presentó registros nulos. Para la comunidad del bentos marino de Georgia Bight, U.S Knox (1986) encontró un máximo flujo de nitrito de $72 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{día}$ (equivalente a $3 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$). Dicho valor es 3.8 veces más alto al obtenido para el área de estudio. Del efecto luz/ obscuridad en Caimán el flujo de nitrito del sedimento al agua bajo obscuridad fue 2 veces menor a su equivalente a la luz. En el Estuario del Río York Rizzo (1990) señala respecto al tratamiento en obscuridad que el flujo de nitrito de $1.75 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ comprendió menos del 3% del flujo total de nitrógeno en sistemas experimentales. En el presente análisis de manera similar el flujo de nitrito fue la forma menos representativa de los nutrientes a la obscuridad.

En Ensenada El Pabellón, el flujo total de nitrito del sedimento al agua, en Bataoto represento el 1.41 %, en Atravezado el 26.63 %, el Anima con 28.81% y el máximo en Caimán con el 43.14% (Fig. 30). Bataoto fue el menos representativo, el flujo del

Amonio



Nitrato



Nitrito

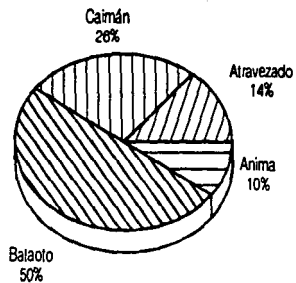


Fig.30 Porcentaje del flujo de nutrientes aportado del sedimento al agua (-) por localidad a la obscuridad.

sedimento al agua marcó el mínimo en tanto el aporte de nitrato del agua al sedimento se registró la mayor parte del período de estudio.

El control (Atravezado) tuvo flujos dominantes del sedimento al agua para amonio, nitrato y nitrito; el aporte fue similar en los dos últimos nutrientes. Bajo la influencia de los drenes (Batacto) el flujo de amonio fue 3 veces mayor con respecto al control, el nitrato se mantuvo constante en tanto para nitrito el flujo cambio de dirección siendo del agua al sedimento y 3.6 veces menor a lo observado sin impacto.

El intercambio de nutrientes evaluado en la interfase sedimento agua por empleo de la ecuación de Fick's de acuerdo con Rizzo (1990) mostró para el tratamiento obscuro una diferencia significativa para el amonio liberado de $112 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ con respecto al iluminado cuya liberación fue de $28 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ menor a la obscura. Lo que difiere de la localidad control en el presente análisis, donde el amonio liberado fue similar en ambos sistemas experimentales (luz/ obscuridad).

En tanto el aporte de nitrito en la interfase sedimento-agua a la obscuridad en Atravezado (control), registró un flujo dominante del sedimento al agua de $-0.293 \mu\text{mol NO}_2/\text{m}^2/\text{h}$, que fue en promedio 2 veces menor al flujo $-0.563 \mu\text{mol NO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ con luz.

Así mismo de la liberación de nitrato a la obscuridad el control marcó en promedio niveles de $-0.281 \mu\text{mol NO}_3/\text{m}^2/\text{h}$ y para las cámaras iluminadas de $-0.944 \mu\text{mol NO}_3/\text{m}^2/\text{h}$ así a la luz el aporte de nitrato fue 3.5 veces mayor que en la obscuridad. En condiciones experimentales semejantes en el Estuario del Río York, Rizzo (1990) generalmente observó que los nitratos en el domo transparente ingresan del sedimento al agua en niveles de $-5 \mu\text{mol NO}_3/\text{m}^2/\text{h}$, en contraste con el domo obscuro donde solamente una fracción se libera ($\leq 2 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$), siendo en este caso a la luz 2.5 veces mayor el aporte. En Ensenada El Pabellón el flujo de nitrato también fue del sedimento al agua con un aporte 3.5 veces mayor que su equivalente en obscuridad.

Considerando el aporte total del sedimento al agua para los nutrientes evaluados (NH_4^+ , NO_2 , NO_3) en obscuridad y a la luz, en el área de estudio, es posible calcular el porcentaje con el cual contribuye cada nutriente: 91.14 % para el amonio, 4.88% para nitrato y el 3.96% para nitrito en condiciones de obscuridad. De la misma forma en las

cámaras iluminadas, el flujo de amonio fue del 88.55%, el nitrato alcanzó el 5.35% y el nitrito un 6.09 %, lo que manifestó un incremento a la luz para las formas oxidadas. Para el Estuario del Río York, Rizzo (1990) señala que el flujo de nitrito comprende menos del 3% del flujo de nitrógeno, mientras el amonio en promedio registró el 85% pero puede ir desde el 37 al 100% del nitrógeno total; semejante a lo observado en el presente análisis ya que en ambos casos la liberación de amonio fue mayoritaria y la de nitrito escasa, esto hizo evidente la dominancia de la amonificación independientemente de la condición experimental (luz/ oscuridad).

En los estuarios y lagunas las aguas provenientes de los ríos se mezclan con las marinas constituyendo una tercer masa de agua que se mueve a su vez por efecto de la marea. Con esta condición la calidad física o química del agua dependerá en principio del estado de la marea y del nivel del mar, del flujo del río o incluso de la precipitación (Arenas, 1979), siendo el flujo altamente dependiente de la dinámica en consecuencia influye en la concentración de nutrientes en el agua (Corredor y Morrell 1989). Para determinar lo anterior en el presente análisis se calculó la ecuación de regresión lineal entre flujos (de NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) y altura de la marea.

Tabla 8. Correlaciones (r) entre la marea y el flujo de nutrientes para luz y oscuridad.

Localidad	Amonio (r)		Nitrito (r)		Nitrato (r)	
	luz	Obs	luz	Obs	luz	Obs
Atravezado	-0.094	0.101	0.195	0.196	-0.830	-0.427
Caimán	0.756	0.196	-0.329	-0.141	0.265	-0.718
Anima		-0.057		-0.426		-0.272
Bataoto	-0.685	0.634	0.092	-0.077	0.538	-0.137
F calculada	1.887	10.182	1.990	3.996	1.394	4.023
p-calculada	0.148	0.000	0.130	0.004	0.286	0.004

obs= oscura

Considerando el criterio del valor de r entre la marea y los flujos de amonio y nitrato, los resultados fueron significativos para la localidad de Caimán ($r = 0.756$ $p < 0.05$) y

Bataoto ($r=-0.685$ $p<0.05$) del efecto luz (Tabla 8). En oscuridad las correlaciones no fueron significativas excepto en Bataoto ($r = 0.634$ $p<0.05$). No obstante que con anterioridad en Bataoto se señaló que la dinámica hidrológica por marea, no tiene influencia alguna. En este caso el resultado de la regresión se interpretó como un efecto de la adición externa de nutrientes por los drenes.

El flujo de nitrito no se asocio con la marea, excepto para el Anima en oscuridad donde la correlación fue $r= -0.426$ $p<0.05$; ésto manifestó que la marea tuvo escasa interacción con la movilización del sedimento.

El flujo de nitrato mostró mayor relación con la marea en Atravezado y Bataoto bajo el efecto luz ($r= -0.830$ $p<0.05$ y $r=0.538$ $p<0.05$, respectivamente) y en oscuridad para Caimán (Tabla 8). En tanto en Atravezado a la oscuridad la correlación fue menos significativa ($r= -0.427$) esto deja una mayor influencia de los procesos físicos que los bióticos con una gran heterogeneidad espacial.

Dada la captación de nutrientes durante el proceso de formación de los detritos el material retenido tiene mucho más alto valor energético que las plantas o restos de animales por si solos. De esta forma como parte importante del flujo de nutrientes además de los procesos físicos y químicos se encuentran los mecanismos biogénicos del sedimento.

Debido a que los procesos de remineralización y liberación de nutrientes en la interfase sedimento-agua, son influenciados significativamente por la actividad biótica, como Arenas y de la Lanza (1990) lo han señalado y no fue incluida como variable a determinar en este trabajo, a continuación se presentan algunas investigaciones y propuestas de otros autores, asociadas a la presente contribución.

Schramm (1991) sugiere que el meio y macrobentos pueden contribuir a la regeneración de nutrientes, en la liberación de nitrógeno y fosforo total a partir de poblaciones como la del mejillón *Mytilus edulis* para la cual midió una liberación de 1.4 a 75.5 $\mu\text{mol N}$, en el Mar del Norte. Enoksson y Ruben-Berg (1983) han señalado algunos bivalvos (*Macoma balthica*) poliquetos (Arenícolas) y crustáceos (Corophium)

como responsables de una alta tasa de producción de amonio por excreción (con un 60 a 270% de incremento).

Callender y Hammond (1982) observaron en algunas regiones del río Potomac una dominancia de oligoquetos, como *Scolecoclepidus viridis*, que se asoció a un rápido incremento vertical del amonio intersticial, de 75 a 150 μmol a 10 cm de profundidad.

Rodríguez Medina (1989) señala la presencia de *Macoma teuta* en la laguna Huizache y Caimanero como posible mecanismo de movilización del nitrógeno.

En Ensenada del Pabellón según Salgado (1993), dentro de las especies más frecuentes hay una dominancia de los moluscos con catorce especies y una abundancia de 6,049 individuos totales colectados, sobre los crustáceos representados por 12 especies y con abundancias de 1,835 organismos en el total de colectas. Puesto que es un ecosistema con una fuerte incidencia del flujo del sedimento al agua (Tablas 6 y 7) y dada la dominancia faunística de los moluscos de la clase Bivalvia y Gasterópoda, éstos pueden tener una participación importante en la redistribución de nutrientes. Phillips (1984) observó que los flujos y movilización de material disuelto desde el sedimento, donde se encontró una importante actividad del bentos sobre todo de bivalvos, la liberación era 2 a 3 veces mayor que en aquellos sitios donde la difusión fue molecular. Al revisar la distribución de especies de Salgado (1993), en localidades como Atravezado con escaso flujo de amonio, ésta se caracterizó por la presencia de solo dos especies de bivalvos, en tanto para Bataoto con máximo flujo de amonio se encontraron cinco especies de bivalvos, por lo anterior en Bataoto es posible que la comunidad biótica (2.5 veces mayor en número de especies respecto al control o Atravezado) sea parte importante en la liberación de amonio, sin olvidar que en este sitio la carga orgánica de los drenes también es un factor que contribuye al proceso.

Así mismo, en el proceso de detritificación los crustáceos también participan activamente incorporando grandes cantidades de materia orgánica del sedimento, por ejemplo Ziemann (1984) determinó que crustáceos como *Penaeus duorarum* podían contener proporciones hasta del 15% de carbono procedente del mangle. Flores Verdugo *et al.* (1990) en el sistema Teacapán Agua Brava, señala que poblaciones de *Uca*

sp. y *Goniopsis pulcra* tienen un papel importante en la degradación del detrito al aumentar de 1 a 3 ordenes de magnitud la degradación de hojas en presencia de altas densidades poblacionales. Análogamente en Ensenada Pabellón también destaca la presencia de los géneros; *Penaeus*, *Uca* y *Goniopsis* como posibles elementos activos en los procesos de detritificación, haciendo referencia a la fauna reportada por Salgado (1993), Tabla 9 .

Tabla 9. Macromoluscos y crustáceos más frecuentes según Salgado (1993) en localidades cercanas a las del presente estudio.

Atravezado	Calmán	Bataoto
Bivalvos	Bivalvos	Bivalvos
<i>Chione subrugosa</i>	<i>Chione subrugosa</i>	<i>Mytella strigata</i>
<i>Crassostrea corteziensis</i>	<i>Protothaca asperima</i>	<i>Chione subrugosa</i>
	<i>Crassostrea corteziensis</i>	<i>Protothaca asperima</i>
Gasterópodos	<i>Mytella strigata</i>	<i>Crassostrea corteziensis</i>
<i>Nassarius luteosoma</i>	<i>Teodoxus luteofasciatus</i>	
<i>Cerithium stercusmuscarum</i>		Gasterópodos
<i>Cerithidea cf. mazatlanica</i>	Gasterópodos	<i>Cerithidea cf. mazatlanica</i>
	<i>Cerithidea cf. mazatlanica</i>	
Crustáceos	<i>Nassarius luteosoma</i>	Crustáceos
<i>Penaeus vannamei</i>	<i>Acteocina inculta</i>	<i>Goniopsis pulcra</i>
<i>Goniopsis pulcra</i>	<i>Crepidula striolata</i>	<i>Uca vocator ecuadoriensis</i>
<i>Pachygrapsus transversus</i>		<i>Aratus pisonii</i>
<i>Clibanarius panamensis</i>	Crustáceos	
<i>Petholistes armatus</i>	<i>Penaeus vannamei</i>	
<i>Callinectes spp.</i>	<i>Uca vocator ecuadoriensis</i>	
	<i>Callinectes spp.</i>	

Se observó una relación entre la difusión de amonio ($-0.545 \mu\text{mol}/\text{m}^2 / \text{h}$) con un nivel alto de marea (1.4 m), asociada con una mayor diversidad representada por 12

especies, mientras que en sitios con influencia de los drenes, con intervalo de marea menor y flujos máximos de amonio de $-14.750 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$, la diversidad fue menor de 8 especies (Tabla 9). Estas condiciones sumadas a algunos otros factores ambientales como pueden ser la salinidad, el tipo de sedimento, la presencia o ausencia de vegetación, posiblemente favorecieron la distribución local de ciertos grupos faunísticos, como los bivalvos, que en Bataoto registraron un mayor número de especies (cuatro), respecto a Atravezado donde la riqueza de este grupo fue menor (dos).

La Tabla 9 muestra que *Penaeus vannamei* y *Callinectes spp.* sólo se registraron en áreas sin influencia de los drenes. Otros organismos, como *Crassostrea corteziensis* se asociaron a sitios con y sin impacto, comportamiento que pudiera ser reflejo de la amplia capacidad de la comunidad biótica, para acoplarse tanto a condiciones ambientales tan variables y complejas como son, las que se conjuntan de manera natural en los ecosistemas estuarinos, como a las generadas por impacto de las descargas agroindustriales. Según Salgado (1993) los desechos agroindustriales al parecer fueron una limitante para la distribución de varias especies comunes al interior del sistema y a la vez permitieron el establecimiento de otras que son tolerantes al impacto como: *Uca vocator*, *Goniopsis pulcra*, *Cerithidea mazatlanica*, *C. montagnei*, *Anadara grandis*, *Theodoxus luteofasciatus* y *Crassostrea corteziensis*. Sin embargo es importante señalar que su presencia en estos sitios no necesariamente muestra su carácter tolerante o de indicadores de impacto, ya que algunos organismos pueden desplazarse siendo capaces de evadir condiciones poco favorables y otros son sesiles.

CONCLUSIONES

Con base en los escurrimientos fluviales fundamentalmente y la marea, se calculó un tiempo de residencia en la laguna de 13 días, lo que coloca al río como un factor importante en la distribución salina en la temporada seca (invierno) lo cual puede permitir una mitigación a los impactos procedentes de la agroindustria.

En la laguna Ensenada El Pabellón el predominio del proceso de desnitrificación en localidades con impacto agroindustrial, como Bataoto y El Anima alcanzó un 100 y 60% respectivamente, en tanto en el área de Atravezado considerada como control la nitrificación fue dominante con 53.22% y en Caimán con 75%. Lo anterior denota el aporte de altas cargas orgánicas y la tendencia a una condición reductora general. Dicha carga orgánica en la interfase sedimento-agua excedió en 13 tantos, la concentración de oxígeno disuelto contenido en la columna de agua y en consecuencia la incapacidad de degradación aeróbica en Bataoto, sitio donde se ubica el principal dren agrícola y de la industria azucarera de la región.

La carga orgánica autóctona y alóctona fundamentalmente retenida en los sedimentos, es una fuente potencial de amonio en particular para Bataoto, donde la amonificación en aguas no iluminadas alcanzó más del 50% de la concentración en aguas iluminadas. La potencialidad de incrementar la concentración de este ión bajo tales condiciones fue de 10 a 12 veces mayor respecto al nitrito y nitrato tanto para condiciones no impactadas como impactadas.

Para el nitrógeno inorgánico total ($\text{NH}_4 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3$) a nivel de la interfase sedimento- agua la difusión en áreas sin impacto representó el 31.63 % que decreció a un 7.56 % bajo condiciones de resuspensión del sedimento por la dinámica del paso de las lanchas. A consecuencia del alto impacto de las fuertes cargas orgánicas (Bataoto), se retiró de la columna de agua hasta el 59% que puede representar posteriores difusiones por cambios en la dinámica hidrológica. La alta difusión del nitrógeno total del sedimento al agua en aguas no iluminadas puede incrementarse aproximadamente un 15% más que su equivalente en aguas iluminadas sin impacto y hasta un 89 % bajo impacto agroindustrial.

Los flujos de nitrito y nitrato en la interfase sedimento-agua en aguas iluminadas pueden ser hasta dos veces mayores que lo observado en aguas no iluminadas, en tanto el amonio mostró flujos semejantes en ambos casos. El proceso de difusión y el inverso de inmovilización entre la interfase sedimento-agua fue altamente heterogéneo en espacio y tiempo; ésto fue consecuencia de la interacción de factores físicos y químicos locales así como de la actividad biótica. Esta situación fue más notoria en Bataoto y El Anima de alto y mediano impacto.

La aplicación de la ecuación de Fick's, para el cálculo de la difusión de nutrientes fue semejante a lo estimado por el método gráfico para el control y el resto de las localidades. De dicha ecuación se calculó que la difusión de amonio del sedimento al agua en Bataoto localidad colindante a los drenes agrícolas de aguas no iluminadas, representó el 49.88% del flujo total (equivalente $63.10 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$) y el 13.92% (equivalente $17.61 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$) para Atravezado localidad control. En aguas iluminadas se redujo a un 35.69% del flujo total para los drenes agrícolas y a un 6.81% para el control, que representó un flujo total de $32.85 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ y de $6.26 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$, respectivamente.

La difusión de nitrato del sedimento al agua para la zona de influencia de los drenes, en aguas no iluminadas representó el 16.40% del flujo total, equivalente a $1.11 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ y para la localidad control fue del 16.59% que correspondió a $1.12 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$. En aguas iluminadas para la zona de influencia de los drenes se redujo al 6.97%, en contraste con el control que marcó un fuerte incremento al 84.91%, lo que corresponde a $0.38 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ y $4.72 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ del flujo total, respectivamente.

La difusión del nitrito del sedimento al agua en ausencia de luz, mostró el más bajo porcentaje de 1.41% en sitios con impacto (Bataoto) y el mayor 26.63% sin impacto (Atravezado) equivalentes a 0.08 y $1.45 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$, respectivamente. En aguas iluminadas el flujo se incrementó a 5.55% bajo impacto (Bataoto) y a 26.68% sin impacto (Atravezado), equivale a un flujo total de 0.35 y $1.69 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$, respectivamente.

Lo anterior señalo que el sedimento libera predominantemente iones amonio bajo condiciones de impacto y como un patrón generalizado en aguas no iluminadas. La difusión de nitrito y nitrato fue mayor posiblemente como consecuencia del alto grado de adsorción - saturación de amonio en las partículas en suspensión y por lo tanto mayor

difusión al agua. Aunado a esto se debe considerar el efecto de factores tales como el transporte de masas de agua al interior de la laguna, las variaciones en la concentración de los aportes continentales y en el sedimento, la remoción hecha por la vegetación, la transformación microbiana, cambios en la desnitrificación y otros procesos de reducción del nitrógeno, así como los posibles cambios que resulten del incremento de la actividad biológica.

La mayor tendencia a la nitrificación se presentó en sitios sin influencia de la descarga agroindustrial y la dominancia de la desnitrificación fue 9 veces mayor en zonas con influencia de los drenes. Una acelerada producción de amonio que representó hasta un 96% adicional en zonas influenciadas, hizo evidente el efecto de los drenes sobre el predominio de los procesos de amonificación y desnitrificación, con mayor incidencia de períodos de anóxia y reducción, lo que representó un cambio del ecosistema en función de las tasas de reciclaje, respiración y productividad, y constituyó para la zona oceánica adyacente una fuente potencial de exportación de nutrientes (NH_4 , NO_2 , NO_3) a partir de los procesos químicos y microbianos desarrollados en la interfase sedimento- agua.

LITERATURA CITADA

- Alvárez-Borrego S., J.A. Ribera, G.Gaxiola Castro, M.de J Acosta Ruiz y R.A. Schwartzlose 1978. Nutrientes en el Golfo de California. *Ciencias Marinas* 5(2):53-66
- Alvárez-Borrego S. y V.F.Camacho Ibar, 1987. Dinámica de nutrientes de las aguas intersticiales de sedimentos con macroflora en un laguna costera. 2° congreso latinoamericano de Ciencias del Mar An.Cientif.Univ.Nal. Agraria, Lima, Perú II:5-17
- Ardisson Herrera P. L., 1980. Evaluación de las alteraciones provocadas por los desechos de ingenios azucareros en la laguna de Chachalacas, Veracruz. Tesis de Licenciatura. Fac. de Ciencias, Univ. Nal. Autón. de México. 125p
- Arenas Fuentes V., 1970. Informe final de las investigaciones correspondientes a hidrología y productividad en los planes piloto de Escuinapa y Yavaros. Informe Depto. Cien.del Mar y Limnol. Inst.Biol. Univ. Nal. Autón. de México: 191-233
- Arenas Fuentes V., 1979. Balance anual de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en el sistema lagunar Huizache y Caimanero, Sinaloa, México. Tesis Dr. . Fac. de Ciencias, Univ. Nal. Autón. de México, D.F .
- Arenas Fuentes V. y De la Lanza Espino G., 1980. Organic carbon budget of a Coastal lagoon in North West Mexico. Published by sixth annual conference the Coastal Society University San Diego, Calif.: 179-195
- Arenas Fuentes V. y De la Lanza Espino G., 1981. The effect of dried and cracked sediment on the availability of phosphorus in a coastal lagoon. *Estuaries* 4(3):206-212.
- Arenas Fuentes V. y De la Lanza Espino G., 1990. El metabolismo como determinante de intercambio de nutrientes en sedimentos ricos en materia orgánica en una laguna costera. *Ciencias Marinas* 16(13): 45-62.
- ASTM 1982 Manual de aguas para uso industrial. Limusa. México 457 p
- Aston, S. R., 1980. Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries. Ed. E.Olausson and I. Cato. New York, 451 p .
- Berner, R.A., 1980. Early Diagenesis: A theoretical approach. Princeton University.241pp.
- Billen, 1978. A budget of nitrogen recycling in North sea sediments off the Belgian Coast. *Est.Coastal Mar. Sci.* 7:127-146
- Botello V. A., 1978. Variación de los parámetros hidrológicos en las épocas de sequía y lluvias (mayo-noviembre de 1974) en la laguna de Terminos, Campeche, México. An. Centro.Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal.Autón. México 5(1) 159-178

Botello V.A. y Valdez H.E., 1990. Hidrología seston y nutrientes en el estero Sargento, Sonora México. Res. VIII Cong.Nal. Oceanog. In: Serie: Bibliográfica comentada sobre Ecosistemas Costeros Mexicanos. Vol II Litoral del Pacífico. O.Castañeda y F. Contreras (Compiladores). CONABIO/ UAM-I / CDELM. 496 p.

Boyton, Walte R., Kemp W.M. and Osborne C.G., 1980, Nutrient fluxes across the sediment-water interface in the turbi zone of a Coastal plain Estuary. In Estuarine Perspectives Ed. Kennedy, New York, 93-109

Caffrey M. J. and J. W. Day Jr., 1986. Control of the variability of nutrients and suspended sediments in a gulf coast estuary by climatic forcing and spring discharge of the Atchafalaya River. Estuaries, 9(4A):295-300.

Callender E. and Hammond D.E., 1982. Nutrint exchange across the sediment-water interface in the Potomac River estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 15:395-413.

Cámara Durán O. A., 1994. Impacto de la agricultura bajo riego sobre la calidad del agua: caso del valle del Yaquí, Sonora. Ingeniería Hidráulica en México, 9(3):57-71.

Castro L. y J.M. Grijalva Ch., 1992. Variabilidad espacio-temporal de nutrientes y seston en la laguna costera La Cruz, Sonora. Res. IX Congr.Nal. Oceanogr. In: Serie: Bibliográfica comentada sobre Ecosistemas Costeros Mexicanos. Vol II Litoral del Pacífico. O. Castañeda y F. Contreras (Compiladores). CONABIO/ UAM-I / CDELM. 496 p.

Cervantes Duarte, R. y Guerrero Godínez R., 1988. Variación espacio-temporal de nutrientes de la Ensenada de la Paz, B. C. S., México. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México, 15 (2):129-142.

Cervantes Duarte R., Aguiñaga García.A. y Guerrero Godínez R., 1991. Variación estacional de temperatura, salinidad y nutrientes en la Ensenada de la Paz, B.C.S. (1986-1988) Rev.Inv. Cient. 2 (2), 56-63

CNA, 1990. Características de los distritos de riego Vol.II Tomo I región sureste. México, 276 p

CNA, 1992. Características de los distritos de riego año agrícola 1991. Región noroeste, centro norte y noreste. Informe No.5 236 p.

Codispoti A.I. and F.A.Richards 1976; An analysis of th horizontal regime of denitrification in the eastern tropical North Pacific. Limnol Oceanogr. 21(3): 379-388.

Cole, G. A., 1988. Manual de Limnología. Hemisferio Sur. Uruguay 405 p

Conde G. J., 1991. Análisis hidrológico y de contaminación en Bahía Ensenada del Pabellón-Aitata, Sinaloa. Tesis de Lic., Fac. de Ciencias, Univ. Nal. Autón. México, D.F.

- Corredor, J.E. and Morell J.M., 1985. Inorganic nitrogen in coral reef sediments. *Marine Chemistry*,16(1):379-384.
- Corredor J.E. and Morell J.M., 1989. Assessment of inorganic nitrogen fluxes across the sediment-water interface in a Tropical Lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 28:339-345
- Corredor, J.E. and Morell J.M., 1994. Nitrate depuration of secondary sewage effluents in mangrove sediments. *Estuaries*,17(18):295-300.
- Childers, D.L and J.W. Day Jr., 1990. Marsh-water column interaction in two Louisiana Estuaries. II Nutrient dynamics. *Estuaries* 13 (4):404-417.
- Dauer M. D. and J. A. Ranasinghe., 1992. Effects of low dissolved Oxygen Events on the macrobenthos of the lower Chesapeake Bay. *Estuaries*, 15(3):384-391.
- Day, W. J. Jr., 1983. Carbon dynamics of estuarine ponds receiving treated sewage wastes. *Estuaries*, 6(1):10-19.
- Day, W. J., Hall Ch.A., Kemp M., 1989. Estuarine mixing. In: *Estuarine Ecology*. Ed. Wiley, New York, pp 558.
- De la Lanza Espino G., (en prensa) Hidrology and diffusion of sediment nutrients in peripheral agroindustrial drains in a coastal lagoon to the northwest of Mexico. *Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México*.
- De la Lanza Espino G., 1987. Química de la fase sedimentaria en las lagunas costeras. In: Contribuciones en hidrobiología. Ed. Gómez A.S. y Arenas F.V. Univ.Nal. Atón de México.278 p
- De la Lanza Espino G. y Rodríguez Medina M., 1990. Caracterización regional de la laguna de Caimanero, Sinaloa, México a través de algunas variables geoquímicas. *Ciencias Marinas* 16 (3) 27-44
- De la Lanza Espino G. y Conde G.J., 1992. Hidrología y contaminación en la laguna Ensenada del Pabellón, Sin.Res. IX Congr.Nal. Oceanogr. In: Serie: Bibliográfica comentada sobre Ecosistemas Costeros Mexicanos. Vol II Litoral del Pacífico. O. Castañeda y F. Contreras (Compiladores). CONABIO/ UAM-I / CDELM. 496 p.
- De la Lanza Espino G. y Rodríguez Medina M., 1993. Nutrient exchange between subtropical lagoon and the marine environment. *Estuaries*,16(2):273-279 ..
- Enoksson W.M and Ruben-Berg J.R., 1983. A system for determining exchanges between sediment and water exemplified by nitrogen flux under controlled oxygen conditions. In: Hallberg,R.(Ed). *Environmental Biogeochemistry*. *Ecol.Bull.*35:243-250

Flores-Verdugo F., González-Farías F., Ramírez-Flores O., F. Amezcua Linares, A. Yañez Arancibia, M. Álvarez Rubio, y J.W. Day, Jr., 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava Lagoon, Estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries* 13 (2):219-230

Flores-Verdugo, F.J., C.M. Agraz-Hernández y A. Nuñez-Pastén., 1991. Distribución estructura y defoliación de los manglares en el ecosistema Lagunar-Estuarino de Bahía de Altata Ensenada del Pabellón. In: Arenas-Fuente, V. y Flores-Verdugo, F.J (Coord) 1991 Ecología de los manglares, productividad acuática y perfil de comunidades en ecosistemas Lagunares-Estuarinos de la costa noroccidental de México. Parte I: Ensenada del Pabellón, Bahía de Altata y Bahía de Mazatlán. Informe técnico. DGAPA. Clave: In-202389. 350 p.

García E., 1981. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana) 3a.ed. Instituto de Geografía Univ. Nal. Autón. de México 246 p.p

Gardner S. W., S. P. Seitzinger, J. M. Malczyk., 1991. The effects of sea salts on the forms of nitrogen released from estuarine and freshwater sediments: Does ion pairing affect ammonium flux. *Estuaries*, 14(2):157-166.

González Farías F., Páez-Osuna, Bojórquez-Leyva, V. y Hernández-Garza, M., 1988. Determinación de los niveles de contaminación del agua en las lagunas costeras del estado de Sinaloa. Informe presentado a la Sría. de Desarrollo Urbano y Ecología Sinaloa. 40 p.p

Gómez A. S. y S.E Gómez N., 1993. Plancton de Ensenada de Pabellón, Sinaloa, México Res. V. Cong. Latinoamer. de Cienc. del Mar. In: Serie: Bibliográfica comentada sobre Ecosistemas Costeros Mexicanos. Vol II Litoral del Pacífico. O. Castañeda y F. Contreras (Compiladores). CONABIO/ UAM-I / CDELM. 496 p.

Grundmanis V. and Murray J.W., 1977. Nitrification and denitrification in marine sediments from puget sound. *Limnol. Oceanogr.* 22(5): 804-813

Hendrickx M.E y J. Salgado 1992 New records of two species of brachyuran crabs (Decapoda: Brachyura) from tropical coastal lagoons, Pacific coast of Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 40(1):149-150 In: Serie: Bibliográfica comentada sobre Ecosistemas Costeros Mexicanos. Vol II Litoral del Pacífico. O. Castañeda y F. Contreras (Compiladores). CONABIO/ UAM-I / CDELM. 496 p.

Holguín, Valdéz J.E y J.J. Lara Lara., 1989. Productividad primaria en el Golfo de California efectos del evento del niño 1982-1983. *Ciencias Marinas* 15 (2):34-50.

INEGI., 1981. Carta Topográfica El Dorado Sinaloa G13C72, esc:1:50 000 Inst.Nal. de Estadística Geografía e Informática. México.

Flores-Verdugo F., González-Farías F., Ramírez-Flores O., F.Amezcuca Linares, A.Yañez Arancibia, M.Alvárez Rubio, y J.W.Day, Jr., 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava Lagoon, Estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries* 13 (2):219-230

Flores-Verdugo, F.J., C.M. Agraz-Hernández y A.Núñez-Pastén., 1991. Distribución estructura y defoliación de los manglares en el ecosistema Lagunar-Estuarino de Bahía de Altata Ensenada del Pabellón. In: Arenas-Fuente, V. y Flores-Verdugo, F.J (Coord) 1991 Ecología de los manglares, productividad acuática y perfil de comunidades en ecosistemas Lagunares-Estuarinos de la costa noroccidental de México. Parte I: Ensenada del Pabellón, Bahía de Altata y Bahía de Mazatlán. Informe técnico. DGAPA. Clave: In-202389. 350 p.

García E., 1981. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana) 3a.ed. Instituto de Geografía Univ. Nal. Autón. de México 246 p.p

Gardner S. W., S. P. Seitzinger, J. M. Malczyk., 1991. The effects of sea salts on the forms of nitrogen released from estuarine and freshwater sediments: Does ion pairing affect ammonium flux. *Estuaries*, 14(2):157-166.

González Farías F., Páez-Osuna, Bojórquez-Leyva, V. y Hernández-Garza, M., 1988. Determinación de los niveles de contaminación del agua en las lagunas costeras del estado de Sinaloa. Informe presentado a la Sría. de Desarrollo Urbano y Ecología Sinaloa. 40 p.p

Gómez A. S. y S.E Gómez N., 1993. Plancton de Ensenada de Pabellón, Sinaloa, México Res. V. Cong. Latinoamer. de Cienc. del Mar. In: Serie: Bibliográfica comentada sobre Ecosistemas Costeros Mexicanos. Vol II Litoral del Pacífico. O. Castañeda y F. Contreras (Compiladores). CONABIO/ UAM-I / CDELM. 496 p.

Grundmanis V. and Murray J.W., 1977. Nitrification and denitrification in marine sediments from puget sound. *Limnol. Oceanogr.* 22(5): 804-813

Hendrickx M.E y J. Salgado 1992 New records of two species of brachyuran crabs (Decapoda: Brachyura) from tropical coastal lagoons, Pacific coast of Mexico. *Rev.Biol.Trop.*40(1):149-150 In: Serie: Bibliográfica comentada sobre Ecosistemas Costeros Mexicanos. Vol II Litoral del Pacífico. O. Castañeda y F. Contreras (Compiladores). CONABIO/ UAM-I / CDELM. 496 p.

Holguín, Valdéz J.E y J.J. Lara Lara., 1989. Productividad primaria en el Golfo de California efectos del evento del niño 1982-1983. *Ciencias Marinas* 15 (2):34-50.

INEGI., 1981. Carta Topográfica El Dorado Sinaloa G13C72, esc:1:50 000 Inst.Nal. de Estadística, Geografía e Informática. México.

- INEGI., 1981. Carta Topográfica Laguna Caimanero, Sinaloa G13C62, esc:1:50 000 Inst.Nal. de Estadística Geografía e Informática. México.
- INEGI., 1981. Carta Topográfica Bahía de Altata, Sinaloa G13C61, esc:1:50 000 Inst.Nal. de Estadística Geografía e Informática. México.
- INEGI., 1981. Carta Topográfica Península de Lucenilla, Sin. G13C71, esc:1:50 000 Inst.Nal. de Estadística Geografía e Informática. México.
- INEGI, 1992. Anuario estadístico del estado de Sinaloa, México 350 p
- Instituto de Geofísica, 1991. Tablas de Grivel y Calendario de mareas; Baja California Sur y Mazatlan México. UNAM, 260 p.
- Jordan E. T., J. W. Pierce, D. L. Corbell., 1986. Flux of particulate matter in the tidal marshes and subtidal shallows of the Rhode River estuary. *Estuaries*, 9(48):310-319.
- Jorgensen K. S., 1989. Annual pattern of denitrification and nitrate ammonification in estuarine sediment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 55(7):1841-1847.
- Kemp M.W., R.L. Wetzel, W.R. Boyton, Ch.F.D'Elia and J.C. Stevenson, 1982. Nitrogen cycling and estuarine interfaces: some current concepts and research directions. In *Estuarine comparisons*. Ed. Kennedy. 209-229
- Kemp, M. W and Marck C. Jenkins, 1984. The coupling of nitrification and denitrification in two estuarine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 29 (3) 609 -619
- Kennish M.J., 1986. *Ecology of Estuaries: Physical and Chemical Aspects*. Vol. 1, CRC Press, New Jersey. 254 pp.
- Knox, G.A., 1986. Sediment-water interactions in nutrient dynamics. In *Estuarine ecosystems: A systems approach*. Vol. 2, CRC Press, Florida. 230pp
- Lechuga D. H. C., J. G. Pámanes, J. J. B. Guzmán., 1986. Condiciones ecológicas de una laguna costera de la costa oeste del Golfo de California. *Turbiedad y clorofila "a"*. *Ciencias Marinas*, 12(1):19-31.
- Lovett, J.R., 1968. Vertical temperature gradient variations related to current shear and turbulence. *Limnol. and Oceanogr.*, 3(1):127- 141.
- Lozano Montes H. M., 1993. Comparación hidrológica entre la laguna de Alvarado, Veracruz y Terminos, Campeche durante el ciclo anual de 1987. Tesis Lic. Fac. Ciencia UNAM México 43 p.
- Margalef, R., 1983. Limnología Omega Barcelona 1009 p
- Martínez Córdova L. R., 1988. Estudio previo al establecimiento de una planta termoeléctrica en Puerto Libertad, Sonora, México. *Ciencias Marinas* 13 (1) 93-111

Millán N.R. y A.M. Rivas Lozano, 1988. Nutrientes y clorofilas en la Bahía de Todos Santos (mayo 1983). *Ciencias Marinas* 14(4): 23-42

Murgel B.S., 1984. *Limnología sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales*. OEA. (serie de Biología, No.26) Washington, 120 pp.

Nishio, T., I. Koike and A. Hattori 1983; Estimates of denitrification and nitrification in coastal and estuarine sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 45(2):444-450

Nemerow, N.L., 1986. *Industrial water pollution origins, characteristics and treatment*. Ed. Addison-Wesley Publishing, California. 733 pp

Peterson, 1973. *A field guide to mexican birds*. Boston USA 298 p

Peraza Vizcarra, 1973. *Características hidrológicas y distribución de los sedimentos en el sistema estuarino Bahía de Altata-Ensenada del Pabellón*, Sin. Tesis, Lic., Univ. Nal. Autón. de B.C. México 64 p

Phillips Neal W., 1984. Role of diferent microbes and substrates as potential suppliers of specific, essential nutrients to marine detritivores. *Bull. Marine Sci.* 35 (3): 283-298

Raz-Guzmán Macbeth, M.L.A y Sosa Luna, M.R.A., 1982. *Evaluación de la degradación de la vegetación halófila y su importancia en el sistema lagunar Huizache-Caimanero*, Sin., México. Tesis Lic. Fac. Ciencias Univ. Nal. Autón de México 97 p.

Rizzo William M., 1990. Nutrient exchanges between the water column and a subtidal benthic microalgal community. *Estuaries* 13(3):219-225.

Rodier J., 1981. Análisis de aguas. Omega, México. 1059 p

Rodríguez Medina M., 1989. Estudio in situ de la degradación de la halófila *Salicornia subterminalis* y su relación con los mecanismos de movilización de nutrimentos a través de la interfase sedimento - agua, en el sistema lagunar Caimanero y Huizache Sin. México. Tesis doctoral. Fac. Ciencias Univ. Nal. Autón. de México. 86 pp

SARH, 1970. Boletín Hidrológico. No. 12 Datos de la región NE: hidrométricos climáticos, y azolve.

SARH, 1960 - 1992 *Tarjetas de resumen de datos climáticos (temperatura, precipitación, evaporación, vientos) de las estaciones Culiacán y El Dorado*, Sin. Serv. Meteor. Nal. de México.

Salgado Barragan J., 1993. *Caracterización de las comunidades de macromoluscos y crustáceos decapodos del sistema lagunar de Ensenada del Pabellón*. Sinaloa México: composición taxonómica, diversidad, abundancia y distribución. Tesis M en C. Fac. Ciencias Univ. Nal. Autón. de México. 76 pp

Salgado García A., 1992, Control de la contaminación ambiental en la industria azucarera y alcoholera. Tesis Lic. ESIQIE Instituto Politécnico Nacional. México. 78pp

Sánchez Santillan N., 1994, Influencia cualitativa y cuantitativa de los factores climáticos que inciden en la salinidad y temperatura del agua de la laguna de Tampamachoco, Veracruz.(1979-1986). Tesis M en C Fac. Ciencias Univ.Nal.Autón. de México.96 pp

Seitzinger, S. P., Scott W., Nixon, and M.E. Pilson 1984; Denitrification and nitrous oxide production in a coastal marine ecosystem. *Limnol.Oceanogr.* 29(1):73-83.

Sikora,W.B. and Björn K., 1985. Factors influencing the salinity regime of lake Pontchartrai, Louisiana,a shallow coastal lagoon:Analysis of a long-term data set. *Estuaries*8(2A):170-180

Sorensen, J., 1978. Capacity for denitrification and reduction of nitrate to ammonia in a coastal marine sediment. *Appl.Environ.Microbiol.* 35: 301-305

Smith,C.J, R.D. DeLaune and W.H. Patrick Jr. 1985; Fate of riverine nitrate entering an estuary: I. denitrification and nitrogen burial. *Estuaries* 8(1):15-21

Stern M. K., J.W. Day,Jr., and K. G.Teague 1986; Seasonality of materials transport through a coastal freshwater marsh: Riverine versus tidal forcing. *Estuaries* 9(4A):301-308

Strickland, J.D. H. and Parsons, T.R., 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Fish. Res. Bd. Canada Bull.* 167: 305

Schramm W., 1991. Managed coastal waters for oyster culture in Japan. In: *Ecosystems of the world: Managed aquatic ecosystems.* Vol.29 *Oceanogr.Inst. New York*

Teague,K.G., Ch.J.Madden, and J.W. Day Jr., 1988. Sediment-Water oxygen and nutrient fluxes in a river-dominated estuary. *Estuaries* 11(1): 1-9

Tenore, Kenneth R., and M.R. Roman, 1984. Detritus dynamics in aquatic ecosystems an overview. *Bulletin of Marine Science* 35(31):257-260

Tovilla Hernández C., 1991. Oceanografía geológica Golfo de California. In. *Oceanografía de Mares Mexicanos.* Comp. De la Lanza Espino G. México D.F 569 p.p

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

Valdés Lozano D.S., 1995. Procesos que regulan el nitrógeno inorgánico y variaciones estacionales de la hidrología, en la Laguna de Chelem, Yucatan. Tesis Dr. *Inst.Cien. del Mar y Limnol. Univ.Nal.Autón de México.* p 154-166

Valiela, I. , J.M.Teal, S.Volkman, D.Shafer and E.J. Carpenters., 1978. Nutrient and particulate fluxes in a salt marsh ecosystem: Tidal exchanges and inputs by precipitation an groundwater. *Limnol. Oceanogr.* 23(4):798-812

- Vernberg, W. B., 1983. Responses to estuarine stress. In. Ecosystems of the world: Estuaries and enclosed seas. Ed. Ketchum Bostwich H. Vol.26 Oceanogr.Inst. New York. p43-63
- Wada, Eitaro and Hattori Akihiko, 1971. Nitrite metabolism in the euphotic layer of the central north pacific ocean. *Limnol. Oceanogr.* 16(5) 766-772
- Ward, Larry G. and R.R. Twilley, 1986. Seasonal distributions of suspended particulate material and dissolved nutrients in a coastal plain estuary. *Estuaries* 9(3):156-168.
- Warren R.F, Gary L.P. and R.D. Kalke, 1986. Ecological effects from the balance between new and recycled nitrogen in Texas coastal waters. *Estuaries* 9(4A):284-294.
- Wetzel, R.L., Wolaver T.G., J.C.Zieman and K.L.Webb, 1980. Nutrient interactions between salt marsh, mudflats, and estuarine water. In *Estuarine Perspectives* Ed. Kennedy, New York, 123-133
- Welsh, B.L and F.Craing., 1991. Mechanisms controlling summertime oxygen depletion in western long Island Sound. *Estuaries* 14(3): 265-278
- Wolaver, T.G., S. Hutchinson and M.Marozas, 1986. Dissolved and Particulate organic carbon in the North inlet estuary, South Carolina: what controls their concentrations?. *Estuaries* 9(1): 31-38.
- Yañez-Arancibia A., 1986. Ecología de la Zona Costera AGT Editor, S.A. México 189 p.
- Zieman, J.C., S.A. Macko and A.L. Mills., 1984. Role of seagrasses and mangroves in estuarine food webs: temporal and spacial changes in stable isotope composition and amino acid content during decomposition. *Bulletin Marine Science* 35(3):380-392.