

Flujos de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, México

Nutrient fluxes and net metabolism in Lobos coastal lagoon, México.

Valenzuela-Siu Mónica¹,
Arreola-Lizárraga José Alfredo¹,
Sánchez-Carrillo Salvador²
y Padilla-Arredondo Gustavo¹.

¹Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., Unidad Sonora Carr. a las Tinajas, predio El Tular, A.P. 349, C.P.85454, Guaymas, Sonora, México. aarreola04@cibnor.mx

²Instituto Tecnológico de Sonora Campus Obregón 5 de febrero 818 sur, Col. Centro. Cd. Obregón, Sonora.

Valenzuela-Siu M., J. A. Arreola-Lizárraga, S. Sánchez-Carrillo y G. Padilla-Arredondo. 2007. Flujos de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, México. *Hidrobiológica* 17(3): 193-202.

RESUMEN

Se presentan los flujos de nutrientes y metabolismo neto en la laguna costera Lobos, una laguna semi-árida subtropical del Golfo de California, México. En verano e invierno se realizaron muestreos de parámetros físico-químicos y nutrientes en agua en la laguna, mar adyacente y dren aportador de aguas residuales agrícolas. Los flujos de nutrientes y el metabolismo neto del ecosistema fueron estimados con el modelo biogeoquímico LOICZ. El tiempo de renovación del agua fue de 5 días en verano y de 12 días en invierno. La laguna fue sumidero de nitrógeno en verano ($\Delta\text{NID} = - 5645 \text{ mol día}^{-1}$) y en invierno ($\Delta\text{NID} = - 136,575 \text{ mol día}^{-1}$), fuente de fósforo en verano ($\Delta\text{FID} = + 360 \text{ mol día}^{-1}$) y sumidero en invierno ($\Delta\text{FID} = - 15,809 \text{ mol día}^{-1}$). En verano, el metabolismo neto del ecosistema (MNE) fue heterótrofo ($- 0.38 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) y dominó el proceso de desnitrificación ($- 0.1 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); en invierno, el MNE fue autótrofo ($+ 16.49 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) y dominó la fijación de nitrógeno ($+ 1.1 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Estos resultados sugieren la hipótesis de que las lagunas costeras semi-áridas subtropicales de la costa este del Golfo de California tienen cambios estacionales, funcionando con procesos dominantes de desnitrificación y metabolismo neto heterótrofo durante verano y con procesos dominantes de fijación de nitrógeno y metabolismo neto autótrofo en invierno.

Palabras clave: laguna costera, flujos de nutrientes, metabolismo neto, modelo LOICZ.

ABSTRACT

Fluxes of nutrients and net metabolism were estimated in coastal lagoon Lobos, a semi-arid subtropical lagoon from Gulf of California, Mexico. Sampling runs were carried out during summer and winter, seawater samples for nutrients were collected in coastal lagoon, offshore and a channel waste-water, physico-chemical parameters were measured *in situ*. Fluxes of nutrients and net metabolism were estimated using LOICZ biogeochemical model. Flushing time was 5 days in summer and 12 days in winter. Lobos coastal lagoon was a sink of nitrogen in summer ($\Delta\text{DIN} = - 5645 \text{ mol day}^{-1}$) and in winter ($\Delta\text{DIN} = - 136,575 \text{ mol day}^{-1}$), and it was a source of phosphorus in summer ($\Delta\text{DIP} = + 360 \text{ mol day}^{-1}$) and sink in winter ($\Delta\text{DIP} = - 15,809 \text{ mol day}^{-1}$). During summer, Net Ecosystem Metabolism (NEM) of Lobos lagoon was heterotrophic ($- 0.38 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) and denitrification process was observed ($- 0.1 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); during winter the NEM was autotrophic ($+ 16.49 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) and nitrogen fixation process was observed ($+ 1.1 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). These results suggest the hypothesis that coastal lagoons semi-arids subtropicals from Eastern coast on Gulf of California have seasonal changes, dominant processes of denitrification and net metabolism heterotrophic during summer, while dominant processes of nitrogen fixation and net metabolism autotrophic during winter.

Key words: coastal lagoon, nutrient fluxes, net metabolism, model LOICZ.

INTRODUCCIÓN

Los balances biogeoquímicos en ecosistemas costeros permiten evaluar las cargas, los flujos y el destino de nutrientes, así como el metabolismo neto del ecosistema (MNE) (Smith & Atkinson, 1994; Kemp *et al.*, 1997). El MNE es positivo (autótrofo) cuando la producción excede la respiración y negativo (heterótrofo) cuando la respiración excede la producción (Odum, 1969); el balance entre carbono orgánico y carga de nutrientes es crítico para determinar el balance entre autotrofia y heterotrofia (Caffrey, 2003). Debido a que la magnitud de la producción primaria y la respiración varía ampliamente entre los ecosistemas acuáticos, desde oligotróficos hasta eutróficos, esto inherentemente aplica al MNE (Caffrey, 2004).

Las estimaciones de los flujos de nutrientes y el MNE, mediante modelos biogeoquímicos, representan una medida cuantitativa y son útiles para establecer comparaciones entre distintos ecosistemas marinos, así como para predecir efectos que pueden presentarse por cambios futuros (Eyre & Mckee, 2002; Tappin, 2002).

Un método para construir balances biogeoquímicos es el uso de modelos de caja o de balance de masa. Gordon *et al.* (1996), presentaron un modelo biogeoquímico de balance de masa que permite cuantificar la capacidad de los ecosistemas costeros para transformar, acumular o exportar materia disuelta y proporciona información sobre: el balance hidráulico, el balance salino, los flujos de nutrientes y la estequiometría para llegar a conocer el MNE. Este modelo fue utilizado en el proyecto LOICZ (Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone: www.loicz.org) del programa Geósfera-Biósfera, cuyo objetivo fue describir y comprender los cambios que están ocurriendo en este sistema y la forma en que la actividad humana contribuye a estos cambios (Talaue-McManus *et al.*, 2003).

Webster *et al.* (2000), indicaron que las consideraciones importantes en la utilización del modelo biogeoquímico LOICZ están relacionadas con: (1) efecto del promedio temporal en cuerpos de agua costeros con fuertes variaciones estacionales, (2) efecto del promedio horizontal en cuerpos de agua con gradientes de salinidad y otras cargas de sustancias disueltas y (3) efecto del promedio vertical en cuerpos de agua que presentan estratificación de salinidad.

Los supuestos del modelo biogeoquímico LOICZ se han cumplido satisfactoriamente en lagunas costeras hipersalinas: Araruama, Brasil (Souza *et al.*, 2003), San Quintín, México (Camacho-Ibar *et al.*, 2003). Adicionalmente, en otra laguna costera hipersalina semi-árida subtropical del Golfo de California (Guaymas), Botello-Rubalcaba (1999) y Arreola-Lizárraga *et al.* (2004b), utilizaron este modelo biogeoquímico mostrando su utilidad en el conocimiento de la respuesta del ecosistema a cargas antropogénicas de nutrientes, así como en la gestión ambiental para prevenir los efectos de eutrofización.

El objetivo del presente estudio fue estimar los flujos de nutrientes y metabolismo neto durante condiciones de verano e invierno en la laguna costera Lobos, una laguna receptora de aguas residuales agrícolas, representativa de las lagunas semi-áridas subtropicales del Golfo de California.

MATERIALES Y MÉTODOS

La laguna costera Lobos se localiza en 27° 18' y 27° 21' N y 110° 28' y 110° 36' O, en la costa este del Golfo de California y tiene una superficie de 101.6 km² (Fig. 1). Se originó por sedimentación terrígena diferencial derivada del prisma deltaico del Río Yaqui (Lankford, 1977) y de acuerdo con los criterios de Kjerfve y Magill (1989), es una laguna del tipo "restringida", considerando que está comunicada permanentemente con el mar a través de dos bocas; tiene una circulación por mareas bien definida, es influenciada fuertemente por vientos y es bien mezclada verticalmente.

La laguna Lobos está influenciada por: (1) un clima muy seco con una tasa anual de evaporación (2100 mm) superior a la precipitación (320 mm) (García, 1988) y (2) por las masas de agua de la provincia oceanográfica Golfo Inferior caracterizadas por intervalos anuales de temperatura del agua de 18 -26 °C y de 34 - 36 ups de salinidad (Roden & Emilsson, 1980). Las lluvias y sus escorrentías, así como aguas residuales agrícolas, son las únicas fuentes de agua dulce.

Los muestreos consistieron en registrar parámetros físico-químicos (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto) y recolectar muestras de agua para determinar nutrientes (nitritos, nitratos, amonio y ortofosfatos) en la laguna, el mar adyacente y el dren colector que descarga aguas residuales agrícolas (Fig. 1). Los muestreos fueron realizados durante mareas vivas y mareas muertas en agosto 2004 (verano) y enero 2005 (invierno); durante el periodo de estudio los aportes de aguas residuales agrícolas fueron únicamente en invierno.

En cada sitio de muestreo se registraron los parámetros físico-químicos *in situ* con un equipo multisensor marca Hydrolab, modelo Recorder; asimismo se recolectó 1L de agua subsuperficial en botes de plástico, las muestras de agua fueron mantenidas en hielo durante su transporte al laboratorio. Los nutrientes se determinaron mediante métodos químicos (Parson *et al.*, 1984) filtrando previamente la muestra de agua con filtros marca Gelman, tipo A/E con capacidad de retención de 1 µm.

Con el propósito de incorporar datos consistentes al modelo biogeoquímico, se realizó un levantamiento batimétrico que se utilizó para estimar el volumen de agua de la laguna. Las lecturas de profundidad se realizaron con una ecosonda gráfica GARMIN modelo GPSMAP 188C. Los valores del nivel del mar fueron calculados por predicción de marea con el sistema de cómputo

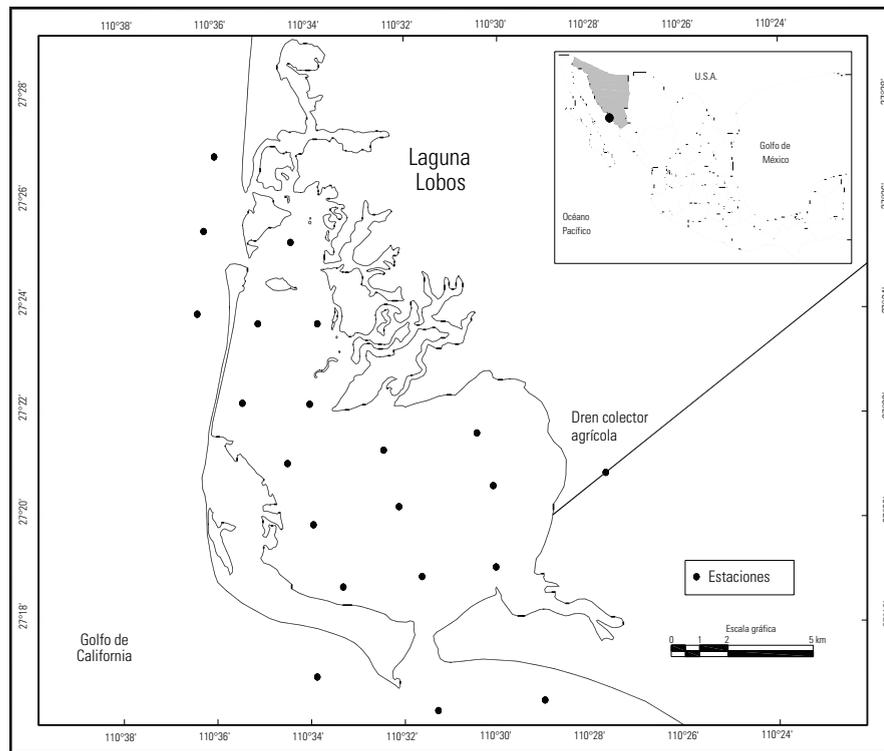


Figura 1. Área de estudio mostrando las estaciones de muestreo.

Mar versión 0.53 (González, 2001). Las alturas del nivel del mar se midieron al inicio y al final de los levantamientos batimétricos para corregir el efecto de la marea. El volumen de agua de la laguna fue estimado con el sistema de cómputo CivilCad, se trazaron secciones transversales cada 50 m a todo lo largo de la laguna y se determinó el área hidráulica de cada sección, medida ésta desde el fondo marino hasta el nivel 0.00 referido al nivel medio del mar (nmm). Posteriormente se calcularon los volúmenes multiplicando la semisuma de áreas contiguas por la distancia entre secciones.

Los datos de precipitación y evaporación se obtuvieron de una estación meteorológica de la Comisión Nacional del Agua ubicada a 8 km de la laguna Lobos. Los gastos de agua residual agrícola vertidos por el colector No. 2 del Valle del Yaqui durante el periodo noviembre 2004 – febrero 2005 (invierno) fueron proporcionados por el Distrito de Riego No. 40 del Valle del Yaqui.

Para determinar si había diferencias en las variables físico-químicas y los nutrientes entre las condiciones de verano e invierno, se aplicó un análisis de varianza no paramétrico (ANOVA) con una significancia de $p < 0.05$ y los resultados se presentaron mediante gráficos de cajas y bigotes. El paquete estadístico utilizado fue STATGRAPHICS Plus 4.1

Los flujos de nutrientes y el metabolismo neto del ecosistema se estimaron mediante el modelo biogeoquímico LOICZ, descrito en Gordon *et al.* (1996).

Descripción del modelo.

El modelo se construye en tres etapas que consisten en: (1) balance de agua, (2) balance de sal y (3) balance de materiales no conservativos. Las ecuaciones generales que se utilizan para calcular estos balances son:

$$dV/dt = V_Q + V_P + V_G + V_O - V_E + V_R \dots\dots\dots (Ec. 1)$$

$$d(VS)/dt = V_P S_P - V_E S_E + V_R S_R + V_X(S_{OCN} - S_{SIS}) \dots\dots\dots (Ec. 2)$$

$$d(VY)/dt = V_R Y_R + V_X(Y_{OCN} - Y_{SIS}) + \Delta Y \dots\dots\dots (Ec. 3)$$

Donde:

V_Q son aguas residuales agrícolas, V_P son lluvias, V_G es el aporte del manto freático (en nuestro caso se asumió a cero), V_O son otros aportes (en nuestro caso se asumió a cero), V_E es evaporación y V_R es el flujo residual, que contiene el volumen en el sistema.

S_{OCN} y S_{SIS} son las salinidades del océano y sistema (laguna Lobos), respectivamente. S_P , S_E y S_R es el promedio de salinidad que se debe a la precipitación, evaporación y flujo residual entre dos fronteras, ejemplo: el océano y el sistema.

ΔY es el flujo del material no conservativo (FID y NID). Y_R es el valor promedio del material no conservativo entre dos fronteras. Y_{OCN} , Y_{SIS} son los valores promedio del material no conservativo del océano y sistema, respectivamente.

Balance de agua.

La ecuación 1 describe la conservación del volumen de agua. En el caso de la laguna Lobos el balance entre los flujos de entrada y salida de agua dulce del sistema debe ser igual al volumen almacenado dentro del sistema.

$$V_R = -V_P + V_E$$

En el periodo de estudio el aporte de aguas residuales agrícolas a la laguna Lobos ocurrió exclusivamente en invierno, de tal forma que en verano se asumió a cero.

$$V_R = -V_P - V_Q + V_E$$

Balance de sal.

La ecuación 2 describe la sal que es adicionada o removida del sistema por circulación del agua. Los procesos de circulación que mueven la sal incluyen no solamente V_R , sino también el intercambio del agua de la boca de la laguna (ejemplo. mezcla) con el flujo neto del agua. La mezcla (V_X) libera agua al océano y remueve agua de la laguna. El balance de sal se calculó asumiendo estado estacionario:

$$V_X = V_R S_R / (S_{SIS} - S_{OCN})$$

S_R es la salinidad asociada al flujo residual y representa el promedio entre la salinidad de la laguna (S_{SIS}) y la salinidad del mar adyacente (S_{OCN}).

Los balances de agua y sal describen, en conjunto, los procesos advectivos y de mezcla entre la laguna y el mar adyacente.

Balance de nutrientes.

La ecuación 3 describe el balance de masa de cualquier material no conservativo Y . Nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y fósforo inorgánico disuelto (FID) que se intercambiarán entre el mar adyacente y la laguna costera con base en los criterios establecidos en el balance de agua y sal.

Las ecuaciones generales para el cálculo de los flujos de nutrientes se ejemplifican con el flujo del fósforo ΔFID :

$$\Delta FID = -V_R FID_R - V_X (FID_{OCN} - FID_{SIS})$$

donde, FID_{OCN} y FID_{SIS} representan las concentraciones molares del fósforo inorgánico disuelto en el mar adyacente y en la laguna Lobos, FID_R es la concentración asociada al flujo residual (promedio entre FID_{SIS} y FID_{OCN}). La misma ecuación se utilizó para el cálculo de ΔNID .

Estimaciones de MNE y (Nfij – Desnit).

El metabolismo neto del ecosistema (MNE), que representa la diferencia entre la producción de carbono (p) y la respiración (r) fue estimado con la siguiente ecuación:

$$(p-r) = -\Delta FID \times (C:P)_{part}$$

donde $(C:P)_{part}$ es la razón carbono a fósforo en la materia orgánica particulada que está siendo reciclada en la laguna costera. En la estimación se asume el índice molar de Redfield (1934) C:P (106:1).

El balance entre fijación de nitrógeno y desnitrificación fue estimado con la ecuación:

$$(Nfij - Desnit) = \Delta NID_{obs} - \Delta FID \times (N:P)_{part}$$

donde ΔNID_{obs} es el flujo no conservativo de NID estimado y la expresión $\Delta FID \times (N:P)_{part}$ es el flujo no conservativo de NID esperado. $(N:P)_{part}$ es la razón nitrógeno a fósforo y representa la cantidad de fósforo atribuida a la descomposición de la materia orgánica, asumiendo el índice molar de Redfield (1934) (16:1). Se ha establecido que la diferencia entre el DNID observado y el DNID esperado es equivalente a la diferencia entre la fijación de nitrógeno y la desnitrificación.

Las estimaciones del balance de agua, balance salino, flujos de nutrientes, metabolismo neto y (Nfij – Desnit), se realizaron tanto para verano como para invierno.

RESULTADOS

La temperatura del agua tuvo intervalos de 29 – 32 °C en verano y de 16 – 21 °C en invierno, con una diferencia de 12 °C entre los valores promedio de ambas estaciones; las concentraciones de oxígeno disuelto tuvieron intervalos de 3 - 6 mg l⁻¹ en verano y de 7 – 10 mg l⁻¹ en invierno; la salinidad registró intervalos de 35 – 42 ups en verano y de 37 – 39 en invierno. En todas estas variables se observaron diferencias estadísticas significativas entre verano e invierno (Fig. 2).

Las concentraciones promedio de nitrito más nitrato (NO_2+NO_3) fueron similares entre verano (1.2 μM) e invierno (1.1 μM), con un mayor intervalo en invierno (Fig. 3a); las concentraciones promedio de amonio (NH_4^+) se incrementaron en tres órdenes de magnitud del verano (0.6 μM) al invierno (2 μM) (Fig. 3b); y las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) fueron más altas y con mayor variación en invierno (Fig. 3c). Las concentraciones promedio de fósforo inorgánico disuelto (FID) disminuyeron de verano (1.2 μM) a invierno (0.6 μM), aunque en verano se observó un amplio intervalo (Fig. 3d). Exclusivamente, las concentraciones de amonio y NID tuvieron diferencias significativas entre verano e invierno.

Los valores de salinidad fueron mayores en la laguna con respecto al mar adyacente tanto en verano como en invierno; las concentraciones de NID fueron más altas en el mar adyacente en ambas estaciones del año; las concentraciones de FID fueron más altas en la laguna en verano y más altas en el mar adyacente en invierno (Tabla 1).

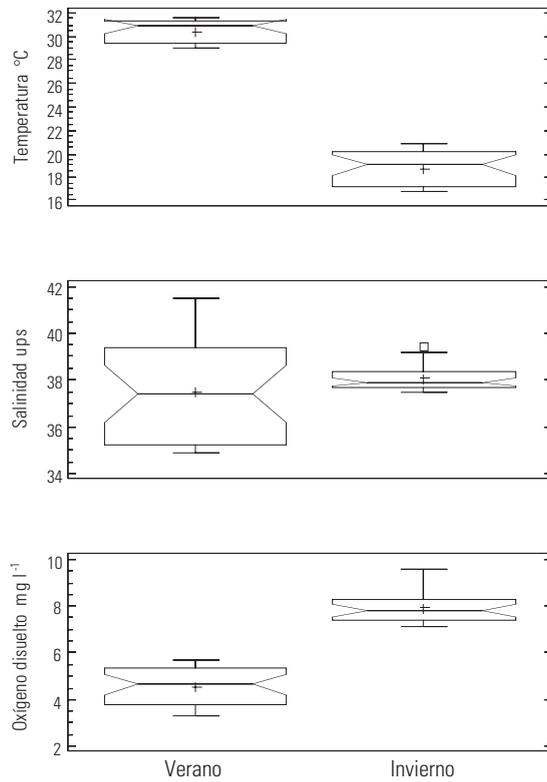


Figura 2. Temperatura (a), salinidad (b) y oxígeno disuelto (c) durante verano e invierno en la laguna Lobos, México.

Los balances de agua y sal indicaron tiempos de residencia de 5 y 12 días para verano e invierno, respectivamente (Fig. 4). En verano, los flujos de nitrógeno fueron negativos y los flujos de fósforo fueron positivos; en invierno, los flujos de nitrógeno y fósforo fueron negativos (Fig. 5). En verano, el metabolismo neto del ecosistema (MNE) fue heterótrofo y dominó el proceso de desnitrificación; en invierno, el MNE fue autótrofo y dominó la fijación de nitrógeno (Tabla 2).

DISCUSIÓN

El marcado cambio de la temperatura del agua entre verano e invierno ($\approx 12\text{ }^{\circ}\text{C}$) en la laguna Lobos es explicado por la advección de masas de agua del mar adyacente caracterizadas por valores de temperatura superficial de $26\text{ }^{\circ}\text{C}$ en verano y de $17\text{ }^{\circ}\text{C}$ en invierno (Roden & Emilsson, 1980), así como por el intercambio de calor con la atmósfera, que en esta región árida presenta oscilaciones anuales $> 14\text{ }^{\circ}\text{C}$ de temperatura (García, 1988). Los valores de oxígeno disuelto se duplicaron en invierno con respecto al verano como resultado de la influencia de la temperatura del agua en la mejor solubilidad del gas, mientras que las mayores tasas de descomposición de materia orgánica demandaron mayor consumo de oxígeno en verano.

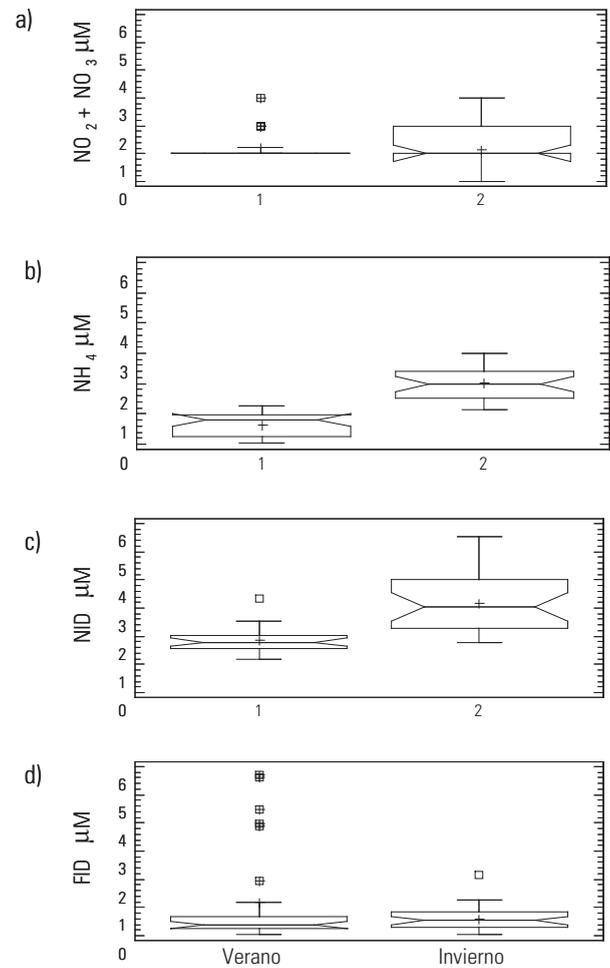


Figura 3. Concentraciones de nitrito+nitrato (a), amonio (b), nitrógeno inorgánico disuelto (c) y fósforo inorgánico disuelto (d), durante verano e invierno en la laguna Lobos, México.

La escasa variabilidad de la salinidad del agua en cada estación, como entre estaciones del año, también es atribuida a la advección de las masas de agua del mar adyacente caracterizadas por salinidades relativamente altas con poca variación a través del año: 35 – 36 ups (Roden & Emilsson, 1980); en el interior de la laguna la salinidad se incrementó debido a que la evaporación fue mayor en verano, aunque este aumento estuvo limitado por la tasa de renovación del agua de la laguna que fue de 5 días. El aporte de aguas residuales durante invierno no significó un cambio en los valores de salinidad y esto también mostró el comportamiento hidrológico de un sistema bien mezclado.

El balance de agua en la laguna Lobos está en función de la pérdida de agua por evaporación que es compensada por el aporte de agua del mar, así como por los aportes de agua por lluvias y aguas residuales. En verano, la evaporación superó en casi cuatro veces a la precipitación, esto implica que la pérdida de agua en la laguna por evaporación fue compensada principalmente por el ingreso de agua del mar adyacente. En invierno, el

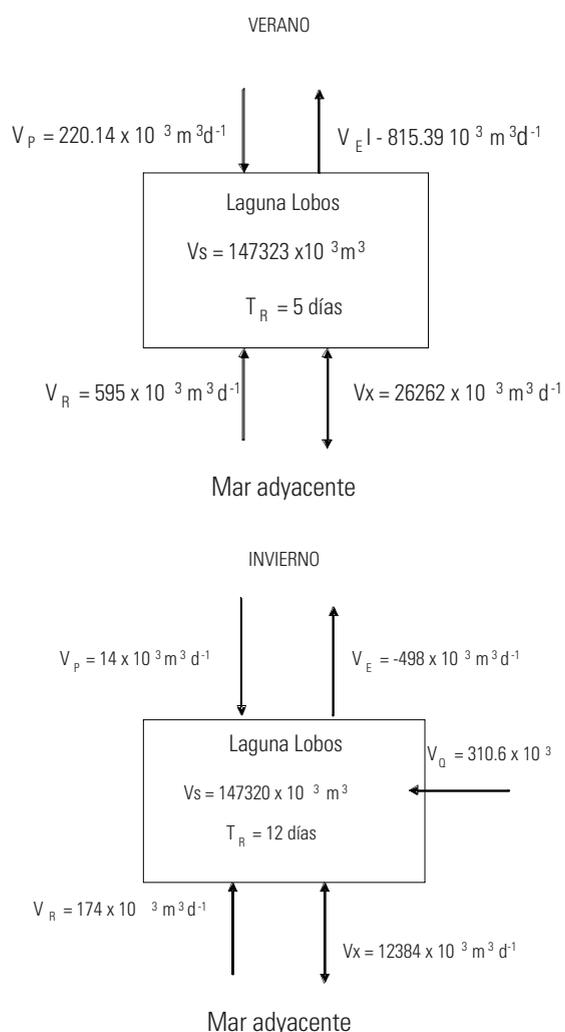


Figura 4. Balance de agua y sal en verano e invierno en la laguna Lobos, México.

aporte de aguas residuales compensaron alrededor del 60 % de la pérdida de agua, el resto fue compensado principalmente por el ingreso de agua de mar mediante el intercambio por mareas, debido a que las lluvias fueron escasas.

El enfoque de clasificación de lagunas costeras en (1) obstruidas, (2) restringidas y (3) de barreras múltiples, representa tres tipos geomorfológicos cuya magnitud del intercambio de agua con el océano va de menor a mayor, respectivamente (Kjerfve & Magill, 1989). Este criterio ayuda al entendimiento de procesos biogeoquímicos en las lagunas debido a que éstas son fuertemente influenciadas por mareas, entrada de agua dulce y vientos, y las respuestas hidrodinámicas a cada uno de estos factores dependen de las características de sus bocas por donde se regula el intercambio de agua con el océano.

La laguna Lobos califica como "restringida" y las tasas de renovación del agua estimadas fueron de cinco días en verano y doce días en invierno, esta variación estacional estuvo en función de la magnitud de las tasas de evaporación que incidieron en la magnitud de la pérdida de agua y en la diferencia de salinidad entre la laguna y el mar, lo cual modificó el volumen de mezcla. Estas tasas de renovación del agua (< 12 días) que favorecen la capacidad de dilución de la laguna Lobos, coincide con lo observado en otras lagunas costeras de esta región semiárida del Golfo de California cuyas tasas de renovación del agua son también de pocos días: La Cruz (Botello-Ruvalcaba & Valdés-Holguin, 1997) y Las Guásimas (Padilla-Arredondo *et al.*, 2000) (Tabla 3).

En verano las fuentes de nutrientes a la laguna Lobos se atribuyeron principalmente a las escorrentías por lluvias y el reciclaje interno, debido a que en verano ocurren la mayor precipitación y además Gilmatin y Revelante (1978) observaron que durante el verano, en estas lagunas de la costa este del Golfo de California, el reciclaje interno puede ser una fuente importante de nutrientes considerando que el intercambio de agua por efecto de mareas estuvo asociado con el incremento en la concentración de los mismos.

En invierno, las fuentes de nutrientes se atribuyen principalmente a las aguas residuales agrícolas y al mar adyacente, debido a que en el periodo de estudio las descargas de aguas residuales agrícolas fueron exclusivamente en invierno. En el Valle del Yaqui, las tasas de fertilización son de 250 kg N ha⁻¹ (Beman *et al.*, 2005) y cerca del 66 % del N aplicado en fertilizantes es perdido, del cual entre el 20 – 40 % se va, principalmente en forma de amonio, a las aguas residuales en los drenes colectores agrícolas (Harrison & Matson, 2003) que tienen como destino a las lagunas costeras. Adicionalmente, en invierno-primavera

Tabla 1. Salinidad y nutrientes del agua en la laguna costera Lobos y mar adyacente.

		n	Sal (ups)	FID (µM)	NID(µM)	NH ₄ /NID	NID/FID
Verano	Mar	6	36.6 + 1.5	1.140 + 1.4	2.025 + 0.6	0.34 + 0.5	1.8 + 0.4
	Laguna	28	37.9 + 2.3	1.180 + 1.8	1.854 + 0.5	0.34 + 0.8	1.6 + 0.3
Invierno	Mar	6	37.5 + 0.1	0.885 + 0.9	4.023 + 1.6	0.60 + 0.7	4.5 + 1.8
	Laguna	28	38.0 + 0.5	0.595 + 0.5	3.145 + 1.0	0.64 + 0.5	5.3 + 2.1

Los valores corresponden al promedio + desviación estándar.

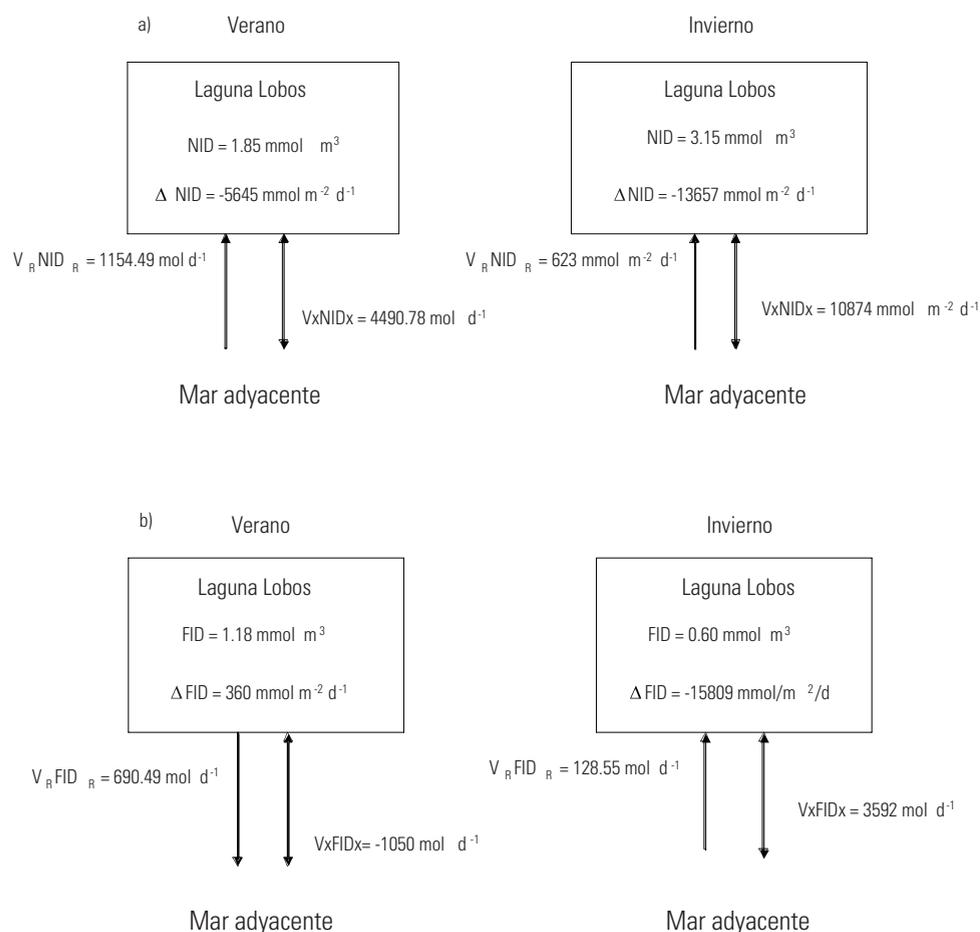


Figura 5. Balance de nitrógeno inorgánico disuelto (a) y fósforo inorgánico disuelto (b) durante verano e invierno en la laguna Lobos, México.

ocurren surgencias generadas por vientos a lo largo de la costa este del Golfo de California (Lluch-Cota, 2000), sugiriendo ser una fuente de nutrientes dado el buen intercambio de agua entre laguna y mar; tal como ha sido observado por Camacho-Ibar *et al.* (2003) en la laguna San Quintín, en el noroeste del Pacífico mexicano.

La concentración de nutrientes en cualquier punto en el tiempo representa un balance entre ingresos, procesos internos y egresos (Caffrey, 2004). El índice molar N:P en la laguna Lobos fue de 1.6:1 en verano y 5.3:1 en invierno; de acuerdo con Howarth (1988), esto implica que el nutriente limitante en la producción primaria de la laguna Lobos es el nitrógeno. El cambio estacional del índice molar está asociado principalmente a las cargas de nutrientes; en invierno, el principal factor causal de que las concentraciones de amonio en el agua tuvieron un aumento de tres órdenes de magnitud con respecto al verano fue debido a los aportes de aguas residuales agrícolas; en verano, no obstante que hubo mayor concentración de FID, la concentración de NID fue más baja que en invierno y la diferencia la representó fundamentalmente la menor concentración de amonio.

Los flujos de NID indicaron que la laguna funcionó como sumidero de nitrógeno tanto en verano como en invierno, pero la magnitud del flujo fue mayor en invierno y estuvo asociado principalmente al aporte de amonio por las aguas residuales; además, también su concentración en el agua se incrementó en tres órdenes de magnitud con respecto al verano. Los flujos de FID indicaron que la laguna se comportó como fuente durante el verano y como sumidero durante el invierno, aunque la exportación de fósforo en verano fue mínima comparada con la incorporada a la laguna en invierno, lo que también es explicado por los aportes de aguas residuales agrícolas.

El modelo LOICZ no hace estimaciones individuales de producción o respiración, sin embargo es apropiado para hacer estimaciones estacionales o anuales del MNE en un cuerpo de agua (Caffrey, 2004). En la laguna Lobos, durante el verano, el MNE fue heterótrofo y dominó el proceso de desnitrificación. Dittmar y Lara (2001) mostraron que los aportes de materia orgánica por manglares pueden modificar los flujos de nitrógeno y fósforo en estuarios y ser fuentes netas de nutrientes. Twilley (1998), en Rookery Bay estimó que el detritus de manglar contribuyó con 345 g C m⁻² año⁻¹.

Tabla 2. Síntesis de los flujos de nutrientes y metabolismo neto del ecosistema en la laguna costera Lobos, México.

Características	Valores	Unidades
Superficie	101.60	Km ²
Volumen	147.32	Km ³
Verano		
ΔFID	+0.004	mmol m ⁻² día ⁻¹
ΔNID	-0.06	mmol m ⁻² día ⁻¹
(p-r)	-0.38	mmol m ⁻² día ⁻¹
(nfix-denit)	-0.1	mmol m ⁻² día ⁻¹
Heterótrofo		
Desnitrificación		
Invierno		
ΔFID	-0.15	mmol m ⁻² día ⁻¹
ΔNID	-1.34	mmol m ⁻² día ⁻¹
(p-r)	+16.49	mmol m ⁻² día ⁻¹
(nfix-denit)	+1.1	mmol m ⁻² día ⁻¹
Autótrofo		
Fijación de N		

¹ y observaron que la descomposición de esta materia orgánica mantuvo condiciones heterotróficas en la bahía. En la región semiárida del Golfo de California, los manglares aportan la mayor cantidad de hojarasca durante el verano (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2004a), y esto es consistente con la condición heterotrófica observada en la laguna Lobos. En invierno, el MNE fue autótrofo y dominó la fijación de nitrógeno (Tabla 2). Caffrey (2004) mostró que estimaciones de cargas de NID en 9 estuarios de la costa este de USA tuvieron un intervalo desde 1 mmol⁻² día⁻¹ hasta 20 mmol⁻² día⁻¹, observando que el MNE fue significativamente ($R^2 = 0.68$, $p < 0.01$) más autótrofo bajo condiciones de altas tasas de cargas de NID. En la laguna Lobos el MNE estimado fue desde -0.38 mmol⁻² día⁻¹ (verano) hasta +16.49 mmol⁻² día⁻¹ (invierno) lo que sugiere que la autotrofia en invierno está influenciada por las cargas de

amonio de aguas residuales y que es consistente con los flujos y concentraciones de NID observadas.

En la costa este del Golfo de California se encuentra un conjunto de lagunas costeras semiáridas subtropicales influenciadas por las masas de agua de la provincia oceanográfica Golfo Inferior, tres de éstas: La Cruz, Las Guásimas y Altata fueron consideradas como casos de estudio en el proyecto LOICZ con información de una estación del año o de su condición anual; estos resultados se compararon con los obtenidos en la laguna Lobos y se observó que durante la estación de verano son fuente de fósforo y tienden a ser sumideros de nitrógeno, además en esta estación del año domina la desnitrificación y el metabolismo heterotrófico (Tabla 3).

Tabla 3. Comparación de resultados del modelo biogeoquímico LOICZ en lagunas costeras semi-áridas subtropicales del Golfo de California.

	¹ Altata	² La Cruz	³ Guásimas	Lobos	
	Anual	Verano	Verano	Verano	Invierno
ΔNID (mmol m ³)	-118	-830	6,116	-5645	-136575
ΔFID (mmol m ³)	75	563	605	360	-15809
TR del agua (días)	29	21	3	5	12
p-r (mmol m ⁻² día ⁻¹)	-17.2	-2	-1.7	-0.38	+16.49
nfix-denit (mmol m ⁻² día ⁻¹)	-2.8	-0.4	-0.1	-0.1	+1.1
	Heterótrofo	Heterótrofo	Heterótrofo	Heterótrofo	Autótrofo
	Desnitrificación	Desnitrificación	Desnitrificación	Desnitrificación	Fijación N

¹ Flores-Verdugo *et al.* (1997); ² Botello-Ruvalcaba y Valdés-Holguin (1997); ³ Padilla-Arredondo *et al.* (2000).

Estos resultados sugieren la hipótesis de que las lagunas costeras semi-áridas subtropicales del Golfo de California ubicadas en la provincia oceanográfica Golfo Inferior, tienen cambios estacionales, funcionando con procesos dominantes de desnitrificación y metabolismo neto heterótrofo durante verano y con procesos dominantes de fijación de nitrógeno y metabolismo neto autótrofo durante invierno.

En México, el desarrollo de modelos biogeoquímicos en ecosistemas costeros se encuentra en una etapa temprana. Los elementos que aporta este estudio en el entendimiento de los flujos de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, son indicativos del potencial de aplicación que pueden tener los modelos biogeoquímicos en manejo y gestión ambiental.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo en campo y laboratorio brindado por el personal técnico adscrito a los laboratorios de Calidad de Agua y Manejo Costero del CIBNOR, S. C. Unidad Sonora. El estudio fue financiado por la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología a través del proyecto: SEMARNAT-CONACyT 2002-C01-0147.

REFERENCIAS

- ARREOLA-LIZÁRRAGA, J. A., F. J. FLORES-VERDUGO & A. ORTEGA-RUBIO. 2004A. Structure and litterfall of an arid mangrove stand on the Gulf of California, México. *Aquatic Botany* 79 (2): 137-143.
- ARREOLA-LIZÁRRAGA, J. A., G. PADILLA-ARREDONDO & A. ORTEGA-RUBIO. 2004B. Experiencias de manejo en la zona costera del Pacífico: la bahía de Guaymas, un caso específico. In: E. Rivera-Arriaga, G. J. Villalobos, I. Azuz Adeath, F. Rosado May (Eds.). *El Manejo Costero en México*. Universidad Autónoma de Campeche, SEMARNAT, CETYS-Universidad, Universidad de Quintana Roo. pp. 375 - 386.
- BEMAN, J. M., K. R. ARRIGO & P. A. MATSON. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434: 211-214.
- BOTELLO-RUVALCABA, M. A. 1999. Physical, chemical, biological and management aspects of coastal ecosystems facing eutrophication. Ph. D. Thesis, Hull University, England. 256 p.
- BOTELLO-RUVALCABA, M. & E. VALDEZ-HOLGUÍN. 1997. Estero la Cruz, Sonora. In: Smith, S. V., Ibarra-Obando, P. R. Boudreau & V. F. Camacho-Ibar (Eds.). *Comparison of carbon, nitrogen and phosphorus fluxes in mexican coastal lagoons*, LOICZ Reports and Studies No. 10, LOICZ, texel, the Netherlands. pp. 84.
- CAFFREY, J. M. 2003. Production, respiration and net ecosystem metabolism in U. S. estuaries. *Environmental Monitoring and Assessment* 81: 207-219.
- CAFFREY, J. M. 2004. Factors Controlling Net Ecosystem Metabolism in U.S. Estuaries. *Estuaries* 27 (1): 90-101.
- CAMACHO-IBAR, V., D. CARRIQUIRY & V. SMITH. 2003. Non- conservative P and N fluxes and Net Ecosystem Production in San Quintín Bay, México. *Estuaries* 26 (5): 1220-1237.
- DITTMAR, T. & R.J. LARA. 2001. Do mangroves rather than rivers provide nutrients to coastal environments south of the Amazon River? Evidence from long-term flux measurements. *Marine Ecology Progress Series* 213: 67-77.
- EYRE, B. D. & L. J. MCKEE. 2002. Carbon, nitrogen, and phosphorus budget for a shallow subtropical coastal embayment (Moreton Bay, Australia). *Limnology & Oceanography* 47 (4): 1043 - 1055.
- FLORES-VERDUGO, F. J. Y G. DE LA LANZA-ESPINO. 1997. Bahía de Altata - Ensenada del Pabellón, Sinaloa. In: S.V. Smith, S. Ibarra-Obando, P. R. Boudreau y V. F. Camacho-Ibar (Eds.). *Comparison of carbon, nitrogen and phosphorus fluxes in mexican coastal lagoons*, LOICZ Reports and Studies No. 10, ii + 84 pp. LOICZ, texel, the Netherlands.
- GARCÍA, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía, Universidad Autónoma de México, México, D.F., 217 pp.
- GILMARTIN, M. & N. REVELANTE. 1978. The phytoplankton characteristics of the barrier island lagoons of the Gulf of California. *Estuarine & Coastal Marine Science* 7: 29 - 47.
- GONZÁLEZ, J. J. 2001. Mar version 0.53 <http://oceanografia.cicese.mx/predmar/index.html>.
- GORDON, D. C. JR, P. R. BOUDREAU, K. H. MANN, J. E. ONG, W. L. SILVERT, S. V. SMITH, G. WATTAYACOM, F. WULFF & T. YANAGI (1996). *LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines*, LOICZ Reports & Studies No. 5, 96 p.
- HARRISON, J. A. & P. A. MATSON. 2003. Patterns and controls of nitrous oxide emissions from water draining a subtropical agricultural valley. *Global Biogeochemistry Cycles* 17 (3): 1080 - 1093.
- HOWARTH R. W. 1988. Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Annual Review Ecology* 19: 89 - 110.
- KEMP, W. M., E. M. SMITH, M. MARVIN-DIPASQUALE & W. R. BOYNTON. 1997. Organic carbon balance and net ecosystem metabolism in Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 150: 229 - 248.
- KJERFVE, B. & K. E. MAGILL. 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. *Marine Geology* 88 : 187-199.

- LANKFORD, R. R. 1977. Coastal lagoon of Mexico, their origin and classification. In: M. Wiley (ed.) *Estuarine Process*. Academic Press, Inc. New York, pp. 182-215.
- LLUCH-COTA, S. 2000. Coastal upwelling in the eastern Gulf of California. *Oceanologica Acta* 23 (6): 731-740.
- ODUM, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262 – 270.
- PADILLA-ARREDONDO, G., J. A. ARREOLA-LIZÁRRAGA & C. LECHUGA-DEVÉZE. 2000. Las Guásimas coastal lagoon, Sonora, México. In: V. F. Camacho-Ibar, V. Dupra, J. I. Marshall-Crossland, F. Wulff, S. V. Smith & C. J. Crossland (Eds.). *Estuarine Systems of the Latin American Region (Regional Workshop V) and estuarine systems of the Arctic Region: carbon, Nitrogen and phosphorus fluxes*. LOICZ Reports and Studies No. 23, 96 p.
- PARSON, T. R., Y. MAITIA & C. M. LALLI. 1984. *A manual of Chemical and Biological Methods for Sea Water Analysis*. Pergamonn Press, Oxford. 135 p.
- REDFIELD, A. C. 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. pp. 177-192. James Jhonstone Memorial Volume, Liverpool, England.
- RODEN, G. I. & I. EMILSSON. 1980. *Oceanografía física del Golfo de California*. Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM Contribución No. 90, 67 p.
- SMITH, S. V. & M. J. ATKINSON. 1994. Mass balance of nutrient flux in coastal lagoons. In: B. Kjerfve (ed.), *Coastal Lagoons Processes*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp. 133 – 155.
- SOUZA, M. F. L., B. KJERFVE, B. KNOPPERS, W. F. L. SOUZA & R. N. DAMASCENO 2003. Nutrient budgets and trophic state in a hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 57: 843-858.
- TALAE-McMANUS, L., S. V. SMITH & R. W. BUDDEMEIER. 2003. Biophysical and socio-economic assessment of the coastal zone: the LOICZ approach. *Ocean & Coastal Management* 46: 323-333.
- TAPPIN, A. D. 2002. An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: current estimates and uncertainties. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55: 885-901.
- TWILLEY, R. R. 1998. Coupling of mangroves to the productivity of estuarine and coastal waters. In: B. O. Janson (Ed.), *Coastal-Offshore Ecosystem Interactions*. Springer Verlag, Berlin, Germany pp. 155 – 180.
- WEBSTER, I. T., J. S. PARSLow & S. V. SMITH. 2000. Implications of spatial and temporal variation for biogeochemical budgets of estuaries. *Estuaries* 23 (3):341-350.

Recibido: 19 de julio de 2006.

Aceptado: 10 de octubre de 2007.