

Nutrientes en 39 lagunas costeras mexicanas

Francisco Contreras E., O. Castañeda L., R. Torres-Alvarado y F. Gutiérrez M.

¹ Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Depto. de Hidrobiología. Apdo. Postal 55-532. C.P. 09340. México, D.F.

(Rec. 23-V-1994. Rev. 30-VIII-1995. Acep. 7-III-1995)

Abstract: An analysis of 39 Mexican coastal lagoons most in tropical environments, shows no nutrient limitation for primary productivity: even minimum nutrient values are higher than those of similar systems (mostly of temperate zones). In some cases, nutrient variations are large and indicative of heterogeneity. The N:P ratio is more important than simple nutrient concentrations. Using this ratio, coastal lagoons are classified as limited in nitrogen (<5) or phosphorus (>10).

Key words: Nutrients, N:P ratio, coastal lagoons, Mexico.

Es indudable que las variaciones en la cantidad de nutrientes y sus fuentes, juegan un papel primordial en todos los ecosistemas acuáticos (Nixon 1981). También es cierto y ha sido comprobado reiteradamente, que las concentraciones usuales de estas sales en los ecosistemas costeros sobre todo los situados en latitudes tropicales, rebasan por mucho a sus similares en otras latitudes (Contreras 1985, 1993).

La presencia de nutrientes determina en primera instancia la cantidad de productividad primaria del sistema, base fundamental de una parte sustancial de la trama trófica acuática. La relación es tan estrecha que otros factores como son la luz y la presencia de CO₂ han sido relegados como posibles limitantes de este proceso, claro que lo anterior no es una regla. Los fenómenos más comunes asociados a los nutrientes son: o su carencia o su exceso; ambos con severas consecuencias en la biota acuática. La escasez de nutrientes está asociada a aguas oligotróficas, esto es, con áreas o sistemas acuáticos completos con una mínima producción primaria. En el otro extremo, se encuentran las aguas o sistemas distróficos o hipereutróficos, en donde la generación continua y masiva de bio-

masa, principalmente fitoplanctónica, auspicia serios problemas en los flujos energéticos.

El problema de la eutrofización (correctamente dicho, eutrofización) se ha estudiado en todo el mundo, sobretodo porque representa una amenaza constante y en los últimos años se ha acelerado debido a los aumentos de la población y los asentamientos humanos en las costas. De las conclusiones más relevantes a que se ha llegado es la que asocia la actividad humana a los incrementos de la eutrofización, ocasionados por la carencia de control en el vertimiento de desechos. Para contrarrestar lo anterior, varios países han tomado serias medidas en el control de la calidad del agua que es vertida, tanto en el océano como en los ecosistemas costeros, por lo que es necesario implementar políticas regionales para lograr beneficios comunes.

Lo anterior de debió, desgraciadamente, a algunos problemas en la salud humana como lo son diversos tipos de intoxicaciones por ingestión de mariscos (causados indirectamente por surgencias masivas de fitoplancton, tipo marea roja), que obligó a tomar estas medidas. Estas surgencias masivas de fitoplancton son causadas

principalmente por insumos inusuales de nutrientes asociados a otros factores secundarios (Vollenweider *et al.* 1992).

Independientemente de lo anterior, en los ecosistemas costeros tropicales o subtropicales no ha existido una investigación metódica sobre estos problemas y actualmente, sólo se cuenta con algunos datos aislados para poder establecer cuales serían las concentraciones normales de nutrientes en algunas áreas costeras de nuestro país. Bajo esta perspectiva, en el presente documento se presentan los resultados derivados de muestreos realizados a lo largo de quince años y en 39 lagunas costeras, con el objetivo de contribuir a un mejor conocimiento sobre los fenómenos asociados a la presencia, casi siempre excesiva, de nutrientes en los ecosistemas costeros mexicanos.

Áreas de estudio: Las lagunas estudiadas en la costa del Golfo de México están distribuidas a lo largo de 2,250 km de línea litoral. Las del Pacífico en 853 km (Secretaría de Pesca

1987). Los ecosistemas aquí descritos representan aproximadamente 508,900 ha de superficies estuarinas, esto es, el 32% del total nacional. Fig. 1. La lista de lagunas se da a continuación, anotando sus extensiones. Los números de la figura son los que se usan en las gráficas posteriores.

| NOMBRE | EXTENSION (HA) |
|----------------------------------|----------------|
| GOLFO DE MÉXICO | |
| 1.- Lag. Madre. Tamps. | 200 000 |
| 2.- Lag. Pueblo Viejo, Ver. | 1 000 |
| 3.- Lag. Tamiahua, Ver. | 77 000 |
| 4.- Lag. Tampamachoco, Ver. 1980 | 1 500 |
| 5.- Lag. Tampamachoco, Ver. 1990 | 1 500 |
| 6.- Estuario Tuxpan, Ver. | |
| 7.- Lag. La Mancha, Ver. | 150 |
| 8.- Lag. Mandinga, Ver. | 3 250 |
| 9.- Lag. Camaronera, Ver. | |
| 10.- Lag. Alvarado, Ver. | 10 000 |
| 11.- Lag. Tlalixcoyan, Ver. | 1 800 |
| 12.- Lag. Sontecomapan, Ver. | 900 |
| 13.- Rio Calzadas, Ver. | |
| 14.- Lag. el Ostión, Ver. | 1 270 |

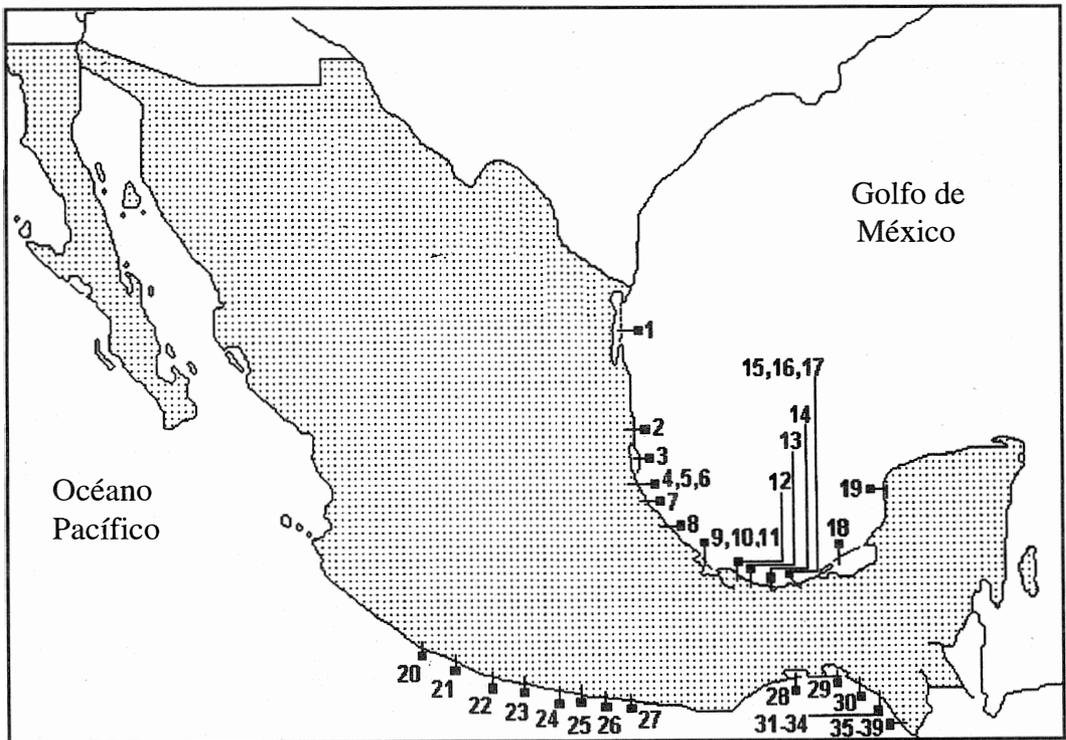


Fig. 1. Lagunas costeras en este estudio.

| | |
|---------------------------|---------|
| 15.- Lag. el Carmen, Tab. | 8 800 |
| 16.- Lag. Machona, Tab. | 6 500 |
| 17.- Lag. Mecocacán, Tab. | 5 200 |
| 18.- Lag. Términos, Camp. | 196 000 |
| 19.- Lag. Celestúm, Yuc. | 3 000 |

PACIFICO

| | |
|-------------------------------------|--------|
| 20.- Lag. Nuxco, Gro. | 6 300 |
| 21.- Lag. Mitla, Gro. | 36 000 |
| 22.- Lag. San Marcos, Gro. | 21 000 |
| 23.- Lag. Chautengo, Gro. | 34 000 |
| 24.- Lag. Corralero, Oax. | 3 500 |
| 25.- Lag. Chacahua, Oax. | 1 000 |
| 26.- Lag. Pastoría, Oax. | 2 100 |
| 27.- Lag. Manialtepec, Oax. | 1 640 |
| 28.- Lag. Superior e Inf, Oax. | 74 000 |
| 29.- Lag. Mar Muerto, Oax./Chis. | 68 000 |
| 30.- Lag. La Joya-Buenavista, Chis. | 6 180 |
| 31.- Lag. Buenavista, Chis. | 600 |
| 32.- Lag. Carretas, Chis. | 2 000 |
| 33.- Lag. Pereyra, Chis. | 1 300 |
| 34.- Lag. Bobo, Chis. | 250 |
| 35.- Lag. Cerritos, Chis. | 1 000 |
| 36.- Lag. Chantuto, Chis. | 710 |
| 37.- Lag. Teculapa, Chis. | 400 |
| 38.- Lag. Panzacola, Chis. | 150 |
| 39.- Lag. Campón, Chis. | 900 |

MATERIAL Y METODOS

Las técnicas de evaluación fueron las siguientes: la salinidad por medio de un salinómetro de inducción marca Beckman RS-07C; el oxígeno disuelto por el método de Winkler modificado por Strickland y Parsons (1968), el nitrógeno total inorgánico es la suma de amonio, nitratos y nitritos (Solórzano 1969, Bendschneider y Robinson 1952, respectivamente); los fosfatos por Murphy y Riley (1962) y el fósforo total por medio de la técnica sugerida por la Inland Waters Directore (1974), originalmente Menzel y Corwin (1965). Se calculó la relación $N-NH_4^+/N$ tot. y el índice N:P (inorgánico).

Las gráficas que se presentan con el fin de comparar las diferentes lagunas, tienen las siguientes características: Los límites mínimo y máximo presentados en los intervalos, corresponden al promedio mensual del muestreo, no así el promedio, el cual está calculado sobre la totalidad de muestras tomadas a lo largo del ciclo anual. Lo anterior es con la finalidad de tener un valor que reflejara, de algún modo, la "tendencia" del ecosistema en cuestión con respecto al parámetro elegido. Algunos de estos promedios "reales" son el resultado de más de 200 mediciones.

RESULTADOS

Amonio. El intervalo promedio en lagunas costeras ocurre generalmente entre los 5 y los 10 $\mu\text{g-at/l}$ (70-140 mg/m^3). De las 39 lagunas muestreadas, en 21 se obtuvieron estos valores lo que equivale al 62% del total. El amonio es una forma muy común en estos ecosistemas y su permanencia es constante a lo largo del ciclo anual. Al calcular la relación entre el amonio y el resto de las formas nitrogenadas ($N-NH_4^+/N-NH_4^++N-NO_3^-+N-NO_2^-$) en la mayoría de los casos, el valor oscila entre 50 y 90%, en ocasiones su disminución está relacionada con una mayor actividad fotosintética o una mayor oxigenación del agua, aunque no es una regla. Los valores máximos promedio detectados están ligados con sistemas de características distróficas como es el caso de la zona pantanosa del río Calzadas (13) que llegó a manifestar 526 $\mu\text{g-at/l}$ de promedio, equivalentes a 7,364 mg/m^3 . En ecosistemas relativamente comunicados con el mar como lo son las lagunas costeras, los promedios más elevados correspondieron a sistemas con problemas de alteración ambiental como es el caso de la laguna del Ostión (14) y Tampamachoco 1990 (5). En cambio, los mínimos están relacionados con sistemas con una mayor influencia de aguas oceánicas como lo es el estuario Tuxpan (6) o de aguas oligotróficas como en Celestúm (19). En general la cantidad de amonio presente en las aguas lagunares, está íntimamente relacionada con procesos biológicos de características heterotróficas, tanto en la columna de agua como en los sedimentos.

Nitratos más nitritos. Los valores promedio de estas formas nitrogenadas tienden a ser más bajos comparados con los del amonio. En 33 de las 39 lagunas (82%), el intervalo oscila entre cantidades que van de 0.01, a un eventual máximo de 5 $\mu\text{g-at/l}$ (70 mg/m^3). Un promedio estadístico de todos los valores arroja una cifra de 3.5 $\mu\text{g-at/l}$ (49 mg/m^3). Frecuentemente los máximos se alcanzan durante la época de lluvias. Las seis lagunas restantes, quienes presentan los promedios más elevados, son ecosistemas que reflejan una influencia dulceacuícola dominante a lo largo del año; de hecho, tres de éstas (24, 25 y 27) se encuentran incomunicadas del océano adyacente. La excepción, por lo que respecta a sus extremadamente elevados

valores, sigue siendo la zona pantanosa del río Calzadas (13), cuyo promedio anual es de 32.3 $\mu\text{g-at/l}$ (452.2 mg/m^3).

Nitrógeno total. Calculado por la suma de las formas nitrogenadas inorgánicas, los intervalos promedio más comunes son entre 5.0 y 10.0 $\mu\text{g-at/l}$ y de 10.0 a 15.0 $\mu\text{g-at/l}$ (70 a 210 mg/m^3). Este promedio se debe promordialmente a la contribución del amonio al nitrógeno total.

Ortofosfatos. El intervalo promedio fluctúa entre los 0.01 y los 5.0 $\mu\text{g-at/l}$ (0.31 y 155 mg/m^3). Este valor se presenta en 27 lagunas (69%), por lo que podría considerarse como el valor normal. Cabe destacar que las tres lagunas del Golfo de México que sobresalen son Tampamachoco (1990) y el río Calzadas; en el primer caso se trata de un ecosistema que ha resentido severas alteraciones y en el segundo, de un sistema pantanoso cuyas características propias lo sitúan con tendencias naturales hacia la hipertrofia. Las lagunas que rebasan los 5 $\mu\text{g-at/l}$ por parte del Pacífico, a excepción de Corralero, corresponden a sistemas situados en la parte meridional del estado de Chiapas.

Fósforo total. En 15 lagunas (44%) se manifiesta un intervalo entre 5.0 y 10.0 $\mu\text{g-at/l}$

(70-140 mg/m^3), aunque hay lagunas que llegan a alcanzar 20, 25 o 30 $\mu\text{g-at/l}$ de valor promedio anual (240, 775 y 930 mg/m^3 , respectivamente).

Fósforo orgánico. Obtenido de la resta entre el fósforo total y los ortofosfatos, refleja actividades biológicas importantes en el ciclo del fósforo. Se detectó una fuerte tendencia a su incremento, junto con la temperatura, hacia la región del Pacífico Sur.

Índice N:P. El índice N:P (inorgánico) en lagunas costeras tiende a ser bajo, esto es, que manifiesta una relativa limitación de formas nitrogenadas. Una relación mayor a 6:1 está relacionada con ecosistemas con influencia marina a lo largo del ciclo anual. En la región del sur de México (estados de Oaxaca y Chiapas) se manifiesta una tendencia al incremento de formas de fósforo lo que hace que el índice N:P llegue a ser inverso, esto es, una mayor cantidad de fósforo que de nitrógeno. Se detectaron lagunas que llegan a reflejar valores tan bajos como 0.027 lo que equivale a 37:1 de P:N. Lo anterior es un extremo, pero cabe hacer notar que en algunas lagunas, se presentan valores inversos de este índice en alguna época del año.

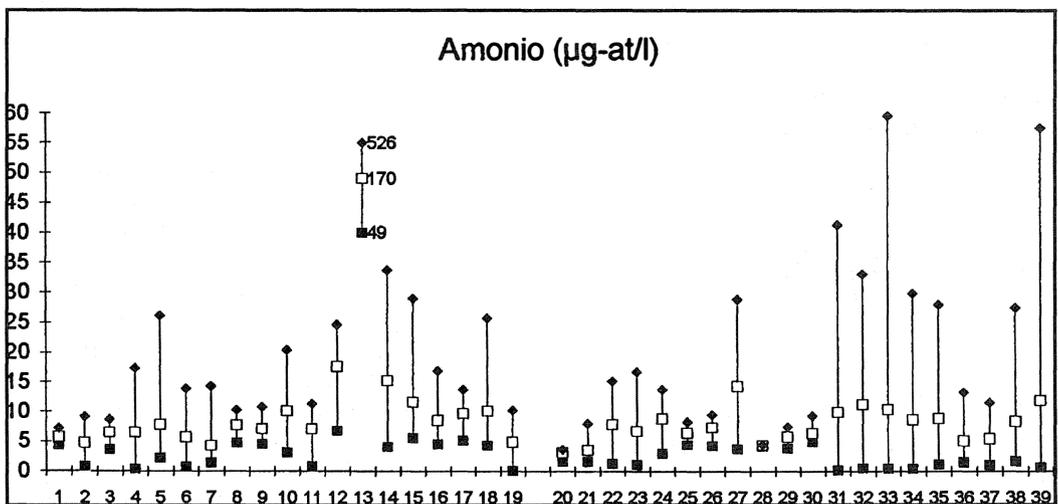


Fig. 2. Variación en la concentración de amonio para 39 Lagunas costeras.

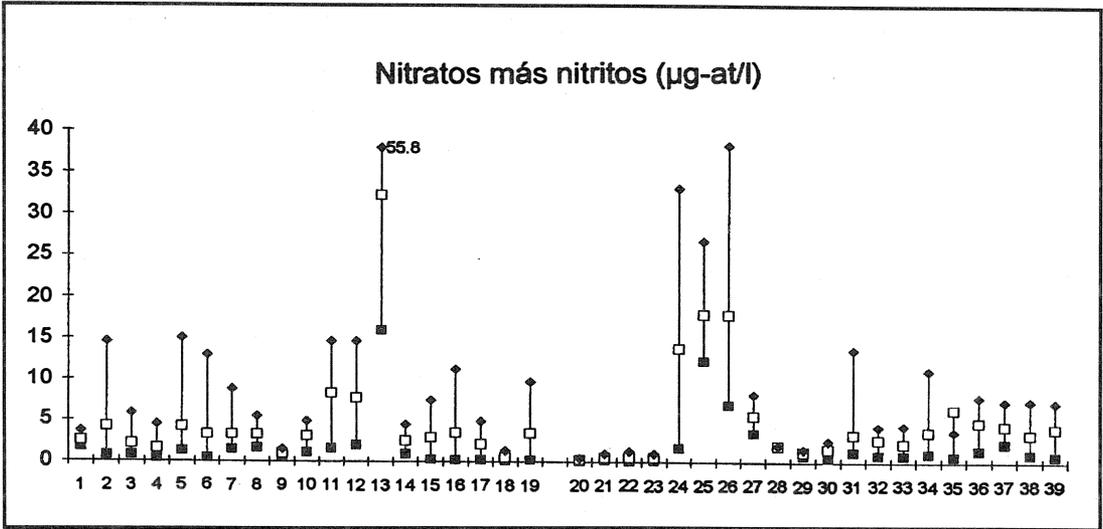


Fig. 3. Variaciones en la concentración de nitratos mas nitritos para 39 lagunas costeras.

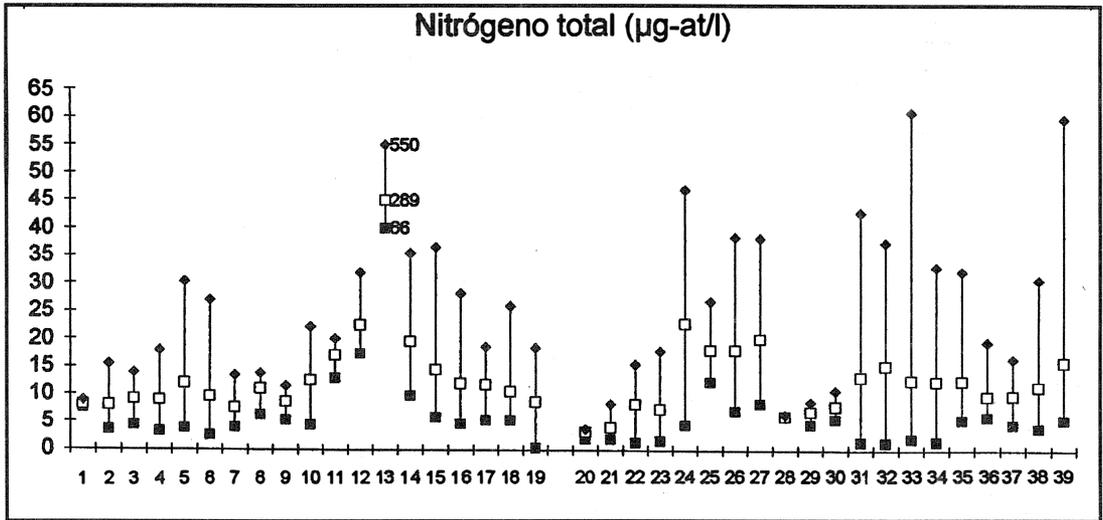


Fig. 4. Variaciones en la concentración de nitrógeno total para 39 lagunas costeras.

DISCUSION

Las variaciones estacionales de los nutrientes son amplias. Las concentraciones más elevadas se sitúan después del período de lluvias, cuando además de los elementos autóctonos, se suman los provenientes del arrastre terrígeno originado por los ríos (Postma 1969, Lickens 1972, Head 1976, Barnes 1980, Nixon 1980, 1981). Las concentraciones mínimas se detectan después del florecimiento fitoplanctónico

primaveral; pero aún en estos meses los nutrientes se detectan en cantidades superiores a las disponibles en la zona marina cercana.

En las gráficas presentadas puede apreciarse que en un gran número de lagunas, los valores más elevados en la concentración de nutrientes ocurre precisamente en este período. Otro fenómeno de importancia en la disponibilidad de nutrientes son los procesos de regeneración de los mismos, que son llevados a cabo en la interfase sedimento-agua por medio de actividades

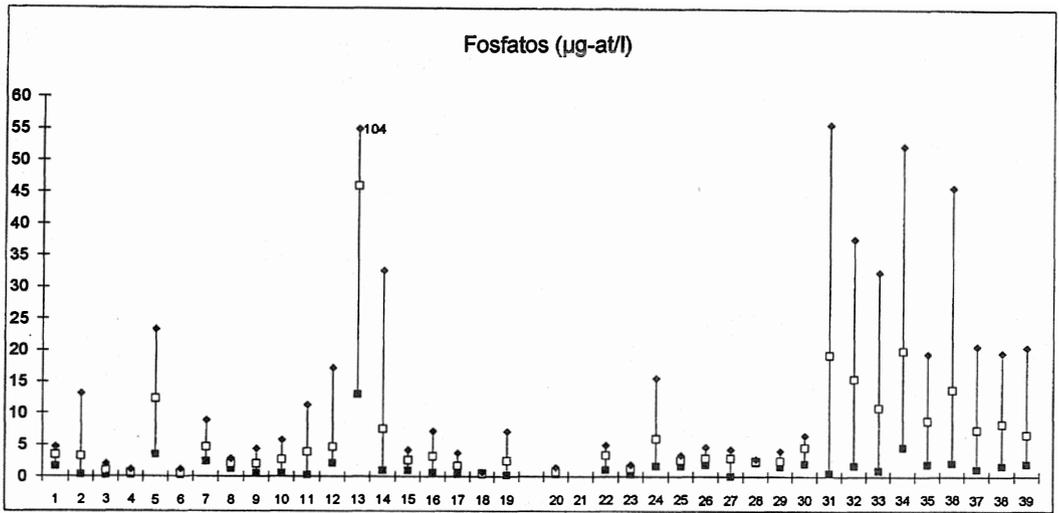


Fig. 5. Concentración de ortofosfatos para 39 lagunas costeras.

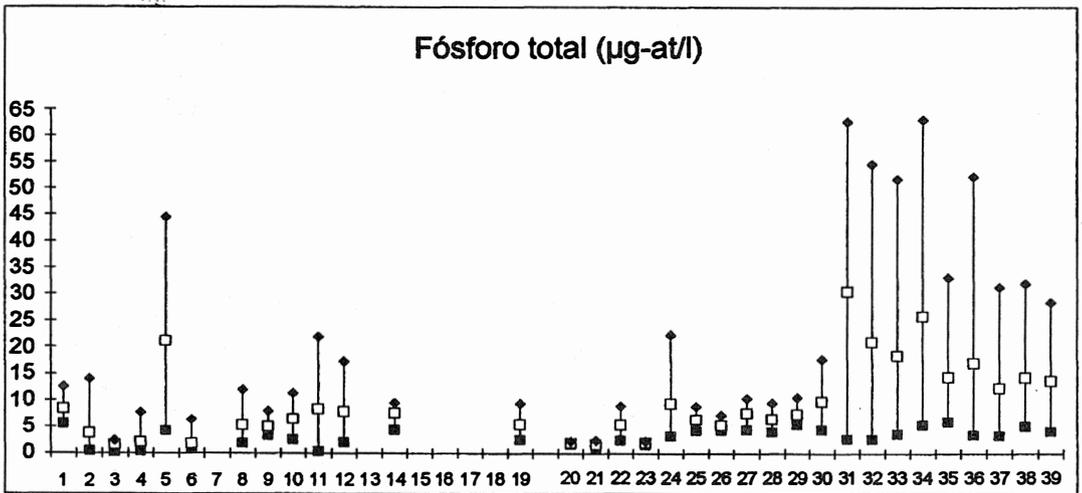


Fig. 6. Variaciones en la concentración de fósforo total para 39 lagunas costeras.

bacterianas, en donde existe una relación muy estrecha entre el siministro de materia orgánica y la presencia de nutrientes (Hargrave y Connolly 1978, Klump 1980, Klump y Martens 1981); lo anterior corrobora una vez, más el concepto de que las lagunas costeras mantienen un estado de eutroficación constante.

Con respecto a las formas nitrogenadas, la dominante es el amonio y cuya relación con respecto al nitrógeno total inorgánico va del 60 al 98 %, lo anterior tiene una fuerte relación

con la presencia y dominancia con formas nanofitoplanctónicas quienes manifiestan una considerable aportación a la biomasa total del fitoplancton (Malone 1970, McCarthy *et al.* 1974, Contreras y Castañeda 1992), ya que como se ha comprobado, el nanofitoplancton capta preferentemente nitrógeno regenerado (amonio), mientras que el microfitoplancton lo hace con formas nitrogenadas nuevas (nitratos).

Los mínimos valores en esta relación suceden durante la época de secas y cuando se detecta

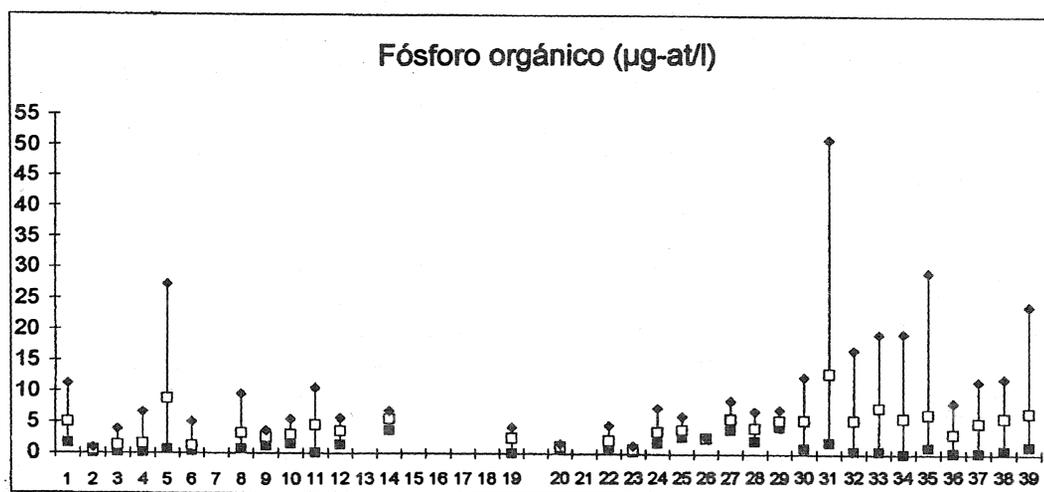


Fig. 7. Concentración de fósforo orgánico para 39 lagunas costeras.

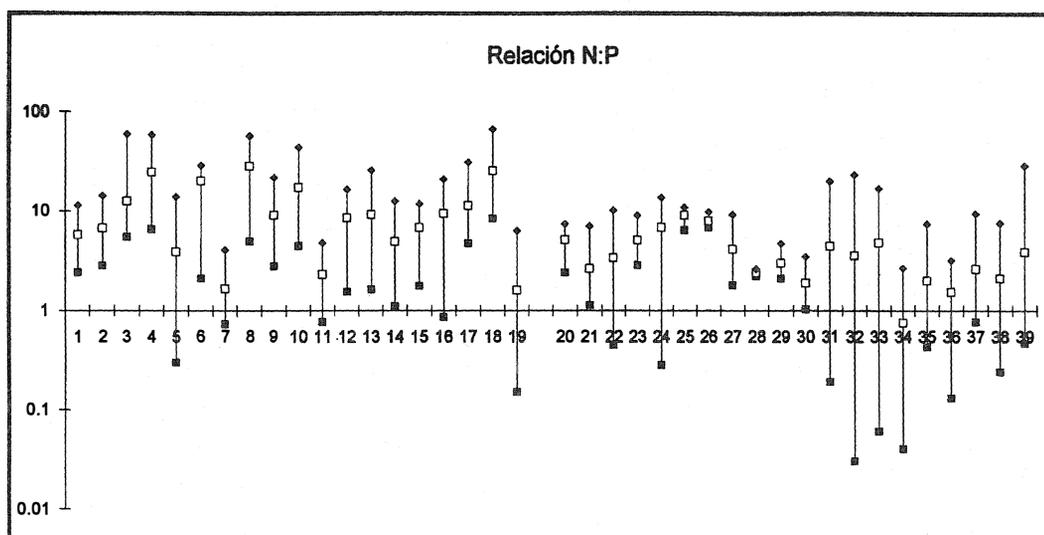


Fig. 8. Variaciones en la relación N:P. para 39 lagunas costeras.

una mayor oxigenación del sistema. Los máximos se ubican en lapsos de características heterotróficas (invierno) y en zonas aisladas en donde los procesos de descomposición de la materia orgánica dominan, como en el caso del fondo lagunar.

Las formas fosfatadas son frecuentes en las lagunas, su presencia y cantidad son considerablemente mayores a las reportadas en sistemas similares de otras latitudes. Un efecto de estas

concentraciones es la respuesta que se detecta en la presencia de la clorofila *a*, con quien guarda una estrecha relación (Vollenweider y Kerekes 1983, Contreras y Kerekes 1993). Los fosfatos son la causa fundamental de los fenómenos de eutroficación tan comunes en los sistemas costeros (Mee 1977). Como puede apreciarse en las gráficas, las lagunas en donde la concentración de fosfatos es elevada, éstas se caracterizan por poseer estados tróficos altos y

de hecho han sido considerados como tales por ejemplo el río Calzadas (13) y la laguna de la Joya-Buenavista (30) (Contreras y Zabalegui 1991).

Por las concentraciones detectadas en las lagunas costeras, todo parece indicar que éstas distan por mucho de ser limitantes para los procesos de la producción primaria. Sin embargo en áreas y ecosistemas costeros, no es tanto la presencia sino la relación entre nutrientes lo que adquiere relevancia (Redfield 1958, Redfield *et al.* 1963, Rhee 1978, Doremus *et al.* 1980). Así, una relación N:P menor a 5 es interpretada como una limitación de nitrógeno; una mayor a 10 se considera como indicativa de una limitación de fósforo y se establece que de 5 a 10 es indiferente (Rinaldi *et al.* 1992).

Los valores de N:P mayores de 10 están asociados a sistemas con una marcada influencia oceánica como las lagunas de Tamiahua (3), Tampamachoco (4,5), Tuxpan (6), Alvarado (10) y Términos (18). Las que poseen una relación menor a 5, están asociadas con elevados suministros de formas fosfatadas que regularmente se introducen en las lagunas por medio de los escurrimientos continentales, en estos casos pueden ser naturales o culturales. En la laguna de Celestún (19), en donde aparentemente existe una limitación de nitrógeno, éste podría ser explicado por la presencia de una profusa vegetación sumergida, lo que provocaría una baja disponibilidad de sales nutritivas en la columna de agua.

Las cantidades normales en la concentración de los nutrientes en las lagunas costeras sitúan a estos ecosistemas con tendencias a la eutrofia, por lo que un suministro adicional de éstos, pone en serio peligro su ya relativa estabilidad. La eutroficación ha sido planteada como una alteración grave en muchos ecosistemas acuáticos incluyendo zonas costeras y donde el aumento de sales nutritivas ha ocasionado, indirectamente, severos problemas de salud (Vollenweider *et al.* 1992).

Además de lo anterior e independientemente de la importancia que como recurso natural poseen estos ecosistemas, son muchas las incógnitas alrededor de las interacciones entre los productores primarios y los nutrientes, base fundamental de la trama trófica acuática.

Finalmente, existen numerosos trabajos científicos alrededor de la cantidad de nutrientes en lagunas costeras; sin embargo, esta es la

primera ocasión en que se pretende establecer, con base en un número significativo de ecosistemas costeros, una proposición con fines comparativos.

RESUMEN

Con base en investigaciones realizadas en 39 lagunas costeras mexicanas, que en su mayoría están situadas en latitudes de características tropicales, se determinó que no existe una limitación de nutrientes hacia el proceso de la productividad primaria, porque aún en las épocas cuando se presentan las concentraciones mínimas, éstas son por arriba de las detectadas en otros sistemas similares, sobre todo los situados en latitudes templadas. En algunos casos las variaciones de nutrientes son amplias y delatan la heterogeneidad en el comportamiento de estas sales. De lo anterior se deduce que la relación entre nutrientes, esto es, el índice N:P juega un papel más importante que la concentración de cada uno de los nutrientes por sí mismo. Con base en este índice es posible clasificar a las lagunas con limitación de nitrógeno (<5) o de fósforo (>10).

Palabras clave: Nutrientes, índice N:P, lagunas costeras, México.

REFERENCIAS

- Barnes, R. S. K. (ed.). 1980. Coastal lagoons. Cambridge - Studies in modern biology. Cambridge Univ. 106 p.
- Bendschneider K. & R. J. Robinson. 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea-water. *J. Mar. Res.* 11: 87-96.
- Contreras E. F. 1985. Comparación hidrológica de tres lagunas costeras del estado de Veracruz, México. *Univ. y Ciencia. UJAT* 2: 47-56.
- Contreras E. F. 1993. Ecosistemas costeros mexicanos. CONABIO-UAMI, México. 415 p.
- Contreras, E. F. & O. Castañeda L. 1993. Contribución del nanofitoplancton en la cantidad de clorofila *a* de dos sistemas lagunares del estado de Chiapas, México. *Inv. Mar. CICIMAR* 7: 61-73.
- Contreras, E. F. & J. Kerekes. 1993. Total phosphorus-chlorophyll relationships in tropical coastal lagoons in Mexico. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 448-451.
- Contreras, E. F. & L. M. Zabalegui. 1991. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en la laguna La Joya Buenavista. *Chis., Méx. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.* 18: 207-215.
- Doremus, C. M., S. W. Nixon, P. F. Roques & S. K. Seitzinger. 1980. Nitrogen limitation in the ocean versus phosphorus limitation in lakes: An analysis of possible regulatory mechanisms, *Environmental Science Research*, Vol. 19. Poster 8 *In* P. G. Falkowski (ed.). Primary productivity in the sea. Plenum.

- Hargrave, B. T. & G. F. Conolli. 1978. A device to collect supernatant water for measurement of the flux of dissolved compound across sediment surface. *Limnol. Oceanogr.* 23: 1005-1010.
- Head, P. C. 1976. Nutrient studies and primary productivity in inshore waters. *In* J. B. Pearce (ed.). *Man's influence on the marine environment.*
- Inland Waters Directore. 1974. Analytical methods manual. Ottawa.
- Klump, J. V. 1980. Benthic nutrient regeneration and the mechanisms of chemical sediment-water exchange in an organic-rich coastal marine sediment. Ph.D. Dissertation, University of North Caroline, Chapel Hill, North Caroline.
- Klump, J. V. & C. S. Martens. 1981. Biochemical cycling in an organic-rich coastline marine basin 2. Nutrient sediment-water exchanges processes. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 45: 101-121.
- Lickens, G. E. (ed.). 1972. Nutrients and eutrophication. *Limnol. Oceanogr. Pub. Esp.* 1: 378 p.
- Malone, T. C. 1971. The relative importance of nanoplankton and netplankton as primary producers in tropical oceanic and neritic phytoplankton communities. *Limnol. and Oceanogr.* 16: 633-639.
- McCarthy, J. J., W. Rowland & M. E. Loftus. 1974. Significance of nanoplankton in the Chesapeake Bay estuary and problems associated with measurements of nanoplankton productivity. *Mar. Biol.* 24: 7-16.
- Mee, D. 1977. Coastal lagoons, p. 441-490 *In* J. P. Riley y R. Chester (eds.). *Chemical Oceanography* 7.
- Menzel D. W. & N. Corwin. 1965. The measurements of total phosphorus in seawater based on the liberation of organically bound fractions by persulfate oxidation. *Limnol. Oceanogr.* 10: 282-282.
- Murphy J. & J. P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphates in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27: 31-36.
- Nixon, W. S. 1980. Between coastal marshes in estuarine productivity and water chemistry. *In* P. Hamilton & McDonald, K. (eds.). *Estuarine and Wetland Processes.* Plenum. Nueva York.
- Nixon, S. W. 1981. Freshwater inputs and estuarine productivity, p. 31-57 *In* R. D. Cross, & D. L. Williams (eds.). *Proceedings of the National Symposium on Freshwater inflow to Estuaries.* U. S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services. (FWS/OBS-81/04, Vol 1.)
- Postma, H. 1969. Chemistry of coastal lagoons, p. 421-430 *In* A. C. Ayala & F. B. Pheger (eds.). *Lagunas costeras. Un Simposio.* UNAM/UNESCO., Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.
- Redfield, A. C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* 46: 206-221.
- Redfield, A. C., B. H. Ketchum & F. A. Richards. 1963. The influence of organisms on the composition of seawater, p. 26-77 *In* M. N. Hill (ed.). *The sea 2.* Wiley-Interscience, Nueva York.
- Rhee, G-Yull. 1978. Effects of N:P atomic ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition, and nitrate uptake. *Limnol. and Oceanogr.* 23: 10-25.
- Rinaldi A., G. Montanari, A. Ghetti., C. R. Ferrari & A. Ferrari. 1992. Eutrophy and dystrophy in the Goro lagoon, p. 457-470 *In* R. A. Vollenweider, R. Marchetti & R. Viviani. (eds.). *Marine coastal eutrophication.* Elsevier Sci. Pub.
- Secretaría de Pesca. 1987. Carta básica nacional de información pesquera. DGI. SNIIP.
- Strickland J. D. H. & T. R. Parsons. 1968. A manual of sea water analysis. Fish. Res. Bd of Canada, Ottawa. 310 p.
- Solórzano L. 1969. Determination of ammonia in natural water by the phenol-hypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.* 14: 799-801.
- Vollenweider, R. A. & J. Kerekes. 1982. Eutrophication of waters, monitoring, assesment and control. Final report. OECD Coperative program on monitoring of inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD. Paris. 154 p.
- Vollenweider, R. A., R. Marchetti & R. Viviani (eds.). 1992. *Marine coastal eutrophication.* Elsevier Sci. Pub. 1310 p.