

# Calidad bacteriológica del sistema lagunar de san Ignacio-Navachiste, Sinaloa.

Diana Escobedo Urías\*  
Ma. Teresa Hernández Real\*  
Nancy Herrera Moreno\*  
Ana E. Ulloa Pérez\*  
Yuri Chiquete Ozono\*

## Resumen

A fin de determinar fluctuaciones en la calidad del agua del Sistema Lagunar de San Ignacio - Navachiste, Sinaloa en un ciclo anual, se efectuaron durante marzo de 1998 a febrero de 1999, 11 muestreos superficiales en 18 puntos. Se tomaron «in situ» datos de temperatura, salinidad, pH y profundidad del disco de Secchi; y se obtuvieron muestras para el análisis de oxígeno disuelto, nutrientes, coliformes totales y fecales y sólidos suspendidos totales. Se aplicó el índice sugerido en Canter (1977), el cual consiste en comparar los resultados obtenidos con los valores estipulados en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para los usos: Recreativo con Contacto Primario y Protección de la Vida Acuática. Se observó calidad regular durante los meses de marzo, septiembre, octubre, diciembre y enero, debido a valores de pH y coliformes fecales fuera de la Norma. El resto del año la calidad fue buena. Se observaron diferencias espaciales con altas concentraciones de nutrientes, bajas salinidades, pH y oxígeno disuelto frente al Dren San Antonio, el cual transporta aguas residuales municipales y agrícolas. Estacionalmente, las mayores concentraciones de nutrientes se midieron durante el invierno. Se sugiere implementar un sistema de tratamiento de aguas residuales antes de incorporarlas a la zona costera.

## Abstract

From March 1998 to February 1999, monthly surface samplings were made in 18 points to assess the water quality of San Ignacio - Navachiste Lagoon System, Sinaloa. The variables, temperature, salinity, pH and Secchi disk, were measured in situ and samples for determination of nutrients, dissolved oxygen, total and fecal coliforms and total suspended solids were taken. To determine the water quality we applied the Canter's Index, which consists of comparing the values obtained with primary recreational use and protection of aquatic life uses established in the Ecological Criteria of Water Quality. We found regular quality during March, September, October, December and January, due to low pH's and high fecal coliforms. The other months the water quality was good. We observed high nutrient concentration and low pH, salinity and dissolved oxygen in the receiving site of municipal and agricultural discharges. Seasonally, the highest nutrients values were measured during winter. From the results, we suggested wastewater treatment before their discharge to the coastal zone.

## Introducción

Los sistemas lagunares estuarinos son áreas relevantes por ser zonas de cría, alimentación y captura de especies de importancia comercial, además de ser áreas estratégicas para la transportación, ya que en ellos se asientan la mayor parte de las veces los puertos. Estas características han ocasionado un alarmante incremento y crecimiento de los asentamientos humanos situados en estas zonas, lo que ha originado un au-

mento considerable en el volumen de aguas residuales producto de las actividades antropogénicas, que aportan entre otros contaminantes, grandes cantidades de materia orgánica, detergentes, microorganismos patógenos y sustancias tóxicas, que causan alteraciones en el equilibrio ecológico de los cuerpos receptores y son factores que determinan que las aguas costeras dejen de ser óptimas para la pesca, la acuicultura y la recreación (Cifuentes et al., 1972).

En los 10,000 km. de litoral mexicano se incluyen 125 lagunas costeras, de las cuales 15 se

\* Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. Unidad Sinaloa. (CIIDIR - Sinaloa.)

localizan en el estado de Sinaloa y están consideradas dentro de las más productivas del noroeste, ya que sostienen importantes pesquerías tanto ribereñas como de altamar (Flores-Verdugo, et al., 1993). Estas áreas son muy sensibles a la contaminación química y bacteriológica debido al gran tiempo de residencia de las sustancias, lo que origina alta retención de los contaminantes incorporados (Mee, 1977).

De manera general, la calidad del agua se define como la relación cuantitativa entre la densidad del indicador y el riesgo potencial para su uso. Los estándares de calidad del agua están descritos en términos de niveles de concentración permisibles para un uso determinado de un cuerpo de agua y generalmente, están establecidos por una serie de reglamentos oficiales. En México, los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores se establecen en las Normas Oficiales Mexicanas basadas en la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA).

Entre los parámetros que se utilizan para establecer si la calidad del agua es adecuada para un fin específico, está la cuantificación de microorganismos que tienen las cualidades necesarias para ser utilizados como indicadores de contaminación microbiológica. Estos organismos contenidos en el agua están asociados con los aportes de aguas residuales, y su importancia se relaciona con los riesgos que para la salud representa la propagación de enfermedades infecciosas (James, 1979 en Wong y Barrera, 1996). El indicador bacteriológico más utilizado es el grupo de organismos coliformes fecales, ya que su presencia en sistemas acuáticos es evidencia de contaminación de origen fecal. Sin embargo, la utilización de un solo parámetro puede conducir a resultados erróneos al caracterizar un cuerpo de agua considerando únicamente el peligro potencial de patógenos, por lo que estos análisis deben ser simultáneos con el registro de otros parámetros físicos y químicos que caractericen la calidad del agua, además de la evaluación de los niveles de contaminación bacteriológica (Orlob, 1956 en: Wong y Barrera, 1996).

El municipio de Guasave, Sinaloa, cuenta con una franja costera de 50 km de longitud que corresponde al 7.6 % total del estado. El cuerpo costero más importante es el formado por las lagunas de San Ignacio, Navachiste y Macapule con un área aproximada de 220 km<sup>2</sup>. Esta área recibe aproximadamente un total de 709,660 m<sup>3</sup> al año de aguas residuales generadas en la ciudad de Guasave (H. Ayuntamiento de Guasave, 1996), además de las generadas en la amplia zona agrícola adyacente en la que se practica una agricultura intensiva. Se ha determinado que las descargas urbanas contribuyen con un 26% de la carga total y que aportan altos contenidos de materia orgánica y bacteriológica, así como algunos tóxicos que provienen de las descargas industriales conectadas a las redes municipales de alcantarillado, y sólo el 28% reciben algún tipo de tratamiento (Poder Ejecutivo Federal, 1995).

Aun cuando la importancia ecológica y económica de la zona costera del Municipio de Guasave es ampliamente conocida debido a que es área de cría, alimentación y captura de especies económicamente relevantes, los trabajos de investigación efectuados en la región son sumamente escasos, y destacan el efectuado por la SARH (1974) en los drenes de descarga en los municipios Guasave y Ahome, en el que se analizaron concentraciones de bacterias coliformes, nutrientes y plaguicidas en un único muestreo; y el efectuado por Páez-Osuna et al., (1991) quienes trabajaron con metales traza en bivalvos.

Muy pocos trabajos como el que aquí se reporta, se han realizado en cuerpos costeros de la región norte de Sinaloa; y entre ellos puede mencionarse el efectuado por Escobedo y Sigala (1991) quienes trabajaron sobre hidrología y calidad del agua del Estero El Capoa, Sinaloa; el de Hernández, et al. (1995) quienes determinaron importantes fluctuaciones espaciales y temporales de la calidad bacteriológica de las lagunas de Topolobampo; y el análisis efectuado por Hernández y Escobedo (1996) sobre la calidad del agua del Sistema Lagunar de Topolobampo, en el periodo de 1987 a 1995, donde determinaron una paulatina degradación de la calidad por incremento en las descargas de aguas residuales incorporadas; y finalmente Escobedo (1997),

quien observó una fuerte influencia de los aportes municipales y agrícolas sobre la hidrología de la Laguna de Santa María, Sinaloa.

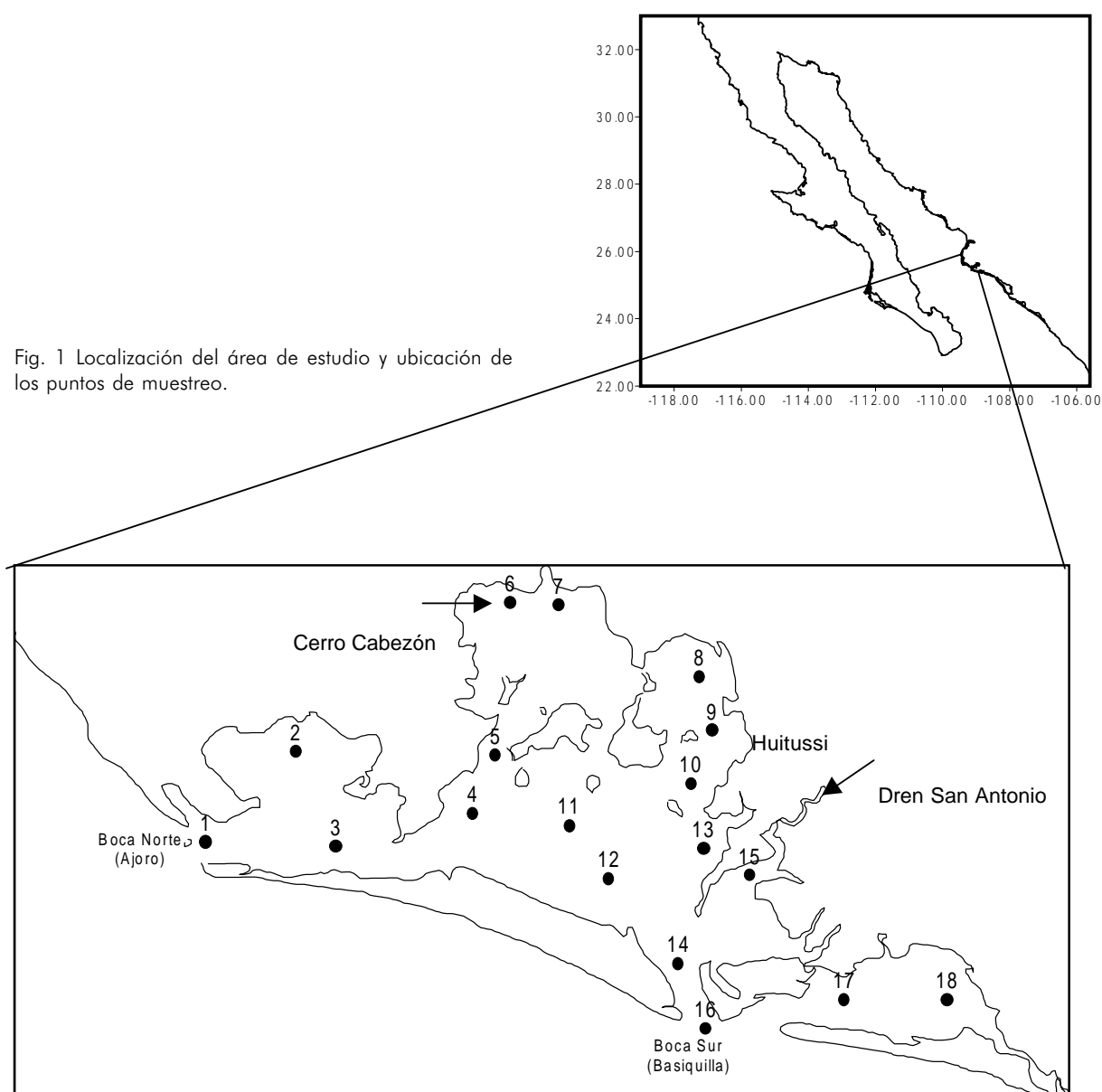
### Materiales y métodos

Se efectuaron monitoreos mensuales en el área de estudio en 18 puntos de muestreo (Fig. 1) durante el periodo que va de marzo de 1998 a febrero de 1999; en los que se midió «in situ» en

la superficie de la columna de agua las variables: temperatura, salinidad, pH y profundidad del disco de Secchi. Se tomaron y preservaron muestras para el análisis de oxígeno disuelto, nutrientes (nitratos, nitritos, amonio y fósforo reactivo), coliformes totales y fecales, y sólidos suspendidos totales.

Los datos de temperatura y salinidad se midieron con un salinómetro de campo Beckman y el pH con un potenciómetro Corning modelo 3D.

Fig. 1 Localización del área de estudio y ubicación de los puntos de muestreo.



Se tomaron muestras de agua mediante un botella Van Dorn de 2.2 ls de capacidad para los análisis de oxígeno disuelto, nutrientes y sólidos suspendidos totales; mientras que las muestras para el análisis bacteriológico se tomaron en bolsas de plástico estériles de 250 ml de capacidad. La determinación de oxígeno disuelto se efectuó por el método Winkler con la modificación de azida por tratarse de aguas con gran contenido de materia orgánica (técnica 4500-OC, APHA, 1989); los nutrientes se analizaron por las técnicas espectrofotométricas descritas en Strickland y Parsons (1972) para cada caso. La determinación de coliformes totales y fecales se llevó a cabo por la técnica de tubos de fermentación múltiple según lo recomendado en la Norma Oficial Mexicana NOM-AA-42-1981 (Secretaría de Patrimonio y Fomento Industrial, 1981). Para los sólidos suspendidos totales se utilizó el método gravimétrico, de acuerdo a la técnica No. 2540D (APHA, 1989).

A los datos obtenidos se les aplicó el Índice de Calidad del Agua descrito en Canter (1977), el cual es factible de aplicar a cualquier número de puntos y variables analizadas, y tomando en consideración él o los usos más sensibles del cuerpo de agua en cuestión que para el caso de este sistema, son: Protección de la Vida Acuática y Uso Recreativo con Contacto Primario. Con base en

tales usos, se consideraron los niveles máximos permitidos de acuerdo a los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (SEDUE, 1990) (Tabla I). En este índice las variables físicas que se hallen fuera de norma (temperatura, aspectos estéticos) contribuyen con un peso unitario; las variables químicas (NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, PO<sub>4</sub>, etc.) poseen doble peso y las bacteriológicas (C.F.) el triple. Para asignar la calidad del agua, los puntos negativos se suman de forma que tendrá un valor numérico de cero el agua cuya totalidad de variables se encuentran dentro de las Normas y por lo tanto su calidad será excelente. Si el valor numérico está entre -1 y -10, la calidad del cuerpo de agua es buena; la calidad es regular cuando la asignación numérica se halle entre -11 y -30, en tanto que la calidad será mala cuando el valor se encuentre por abajo de -30.

Por otra parte, y con la finalidad de observar cambios espaciales de las variables monitoreadas, los datos colectados se procesaron mediante un programa de interpolación bidimensional y graficados en ambiente Windows para crear las isóneas de concentración correspondientes. Para los cambios temporales, se graficaron los valores promedio de los resultados obtenidos por época del año, correspondiendo a los periodos de enero a marzo, el invierno; abril a junio, la primavera; julio a septiembre, el verano; y octubre a diciembre, el otoño.

**Tabla I. Valores permitidos en los Criterios Ecológicos de Calidad del agua de acuerdo a sus usos.**

PARAMETRO	UNIDADES	USOS Protección de la Vida Acuática
<b>FISICO</b>		
Temperatura	°C	Naturales +1.5
Estética		Sin color, olor o materia flotante
<b>QUIMICO</b>		
pH	UpH	No > de 0.2 del natural
Oxígeno Disuelto	mg/l	> 5.0
Grasas y aceites		ausentes
Nitratos	mg/l	< 0.040
Nitritos	mg/l	< 0.002
Fosfatos	mg/l	< 0.002
<b>BACTERIOLOGICO</b>		
Coliformes Totales	NMP/100 ml	< 70 (*)
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	< 200

(\*) Uso en acuicultura

## Resultados

### 1) Calidad del agua.

De acuerdo a los estándares de calidad de agua para usos Recreativos con Contacto Primario y Protección de la Vida Acuática establecidos en los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua, la calidad fluctuó entre buena y regular durante el período de muestreo. De los parámetros analizados, los que presentaron valores que los sitúan fuera de Normas fueron el pH del cual se obtuvieron valores entre 6.05 y 8.94, y las bacterias

coliformes fecales, las cuales estuvieron en un rango de concentración de  $< 30$  org/100 ml a 1500 org/100 ml. Para estas últimas, la concentración no debe exceder de 200 organismos como número más probable en 100 mls de agua, y no más del 10% de las muestras mensuales debe exceder de 400 orgs/ 100 ml, tanto para la protección de la vida acuática en aguas costeras, como para el uso recreativo con contacto primario. En cuanto al potencial hidrógeno (pH), sus valores no deben tener fluctuaciones mayores a las 0.2 unidades de pH, tomando como base el valor natural estacional.

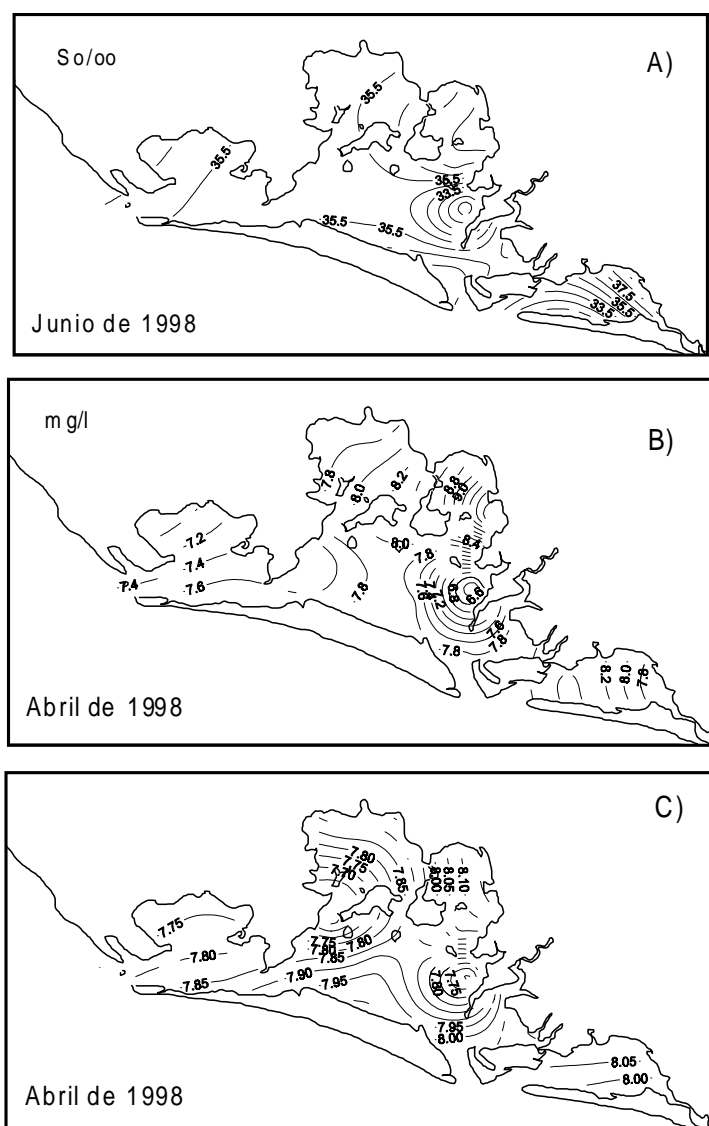


Fig. 2 Distribución espacial de la salinidad (A), de oxígeno disuelto (B) y de pH (C) en la laguna de San Ignacio-Navachiste, durante el periodo de muestreo.

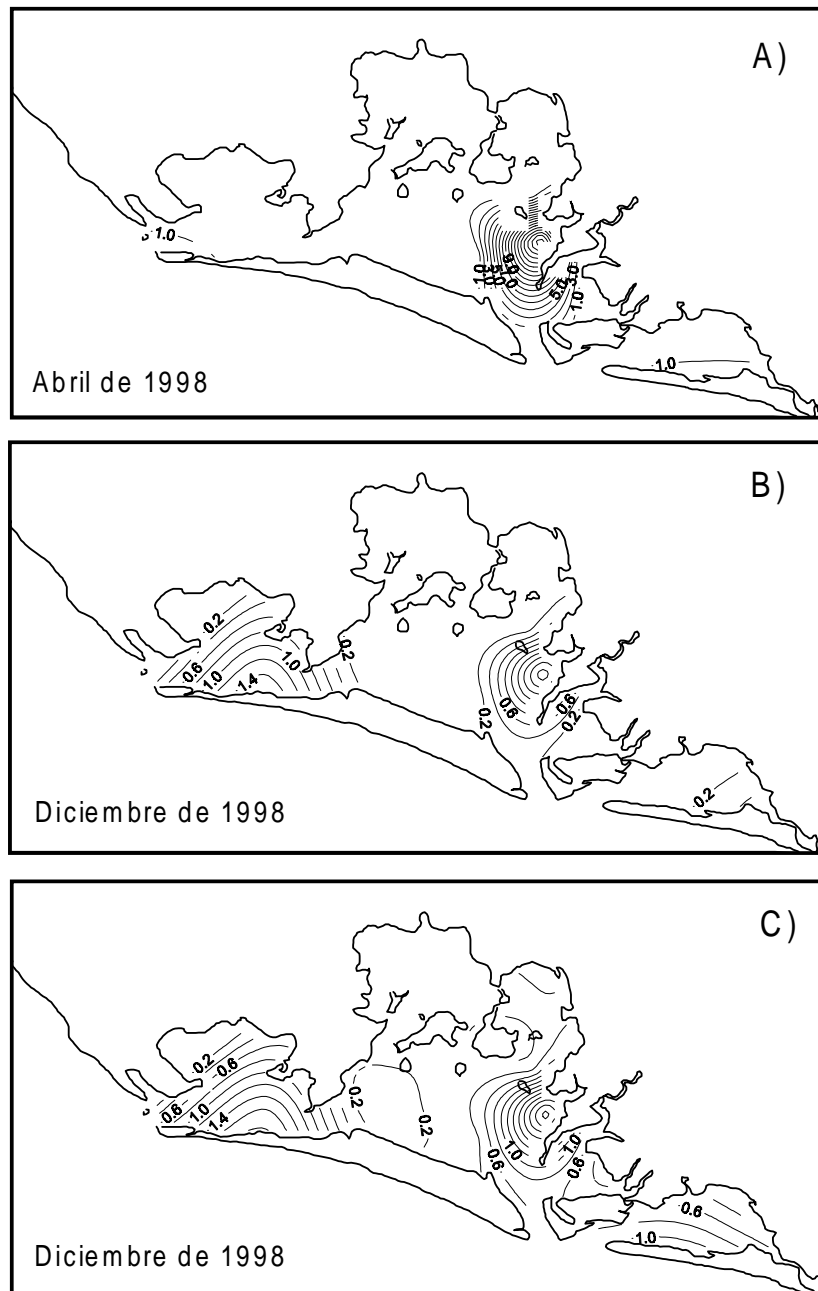


Fig. 3 Distribución espacial de nitratos (A), nitritos (B) y de ortofosfatos (C), en el área de estudio.

## 2) Distribución espacial

Los resultados obtenidos muestran una influencia importante de aguas residuales sobre la Laguna de San Ignacio, principalmente las transportadas por el Dren San Antonio, ya que se observaron bajos valores de salinidad, pH y oxígeno disuelto (Fig. 2) y altas concentraciones de nutrientes (Fig. 3) frente al punto de descarga sobre el cuerpo lagunar. Por su parte las descargas del campo

pesquero El Huitussi contribuyen con altas concentraciones de coliformes fecales (Fig. 4).

## 3) Distribución temporal

Se observaron variaciones estacionales de temperatura con los valores promedio máximos durante el verano y mínimos en el invierno, y valores extremos de 32.7 y 15.4 °C. Las máximas salinidades medias se determinaron también du-

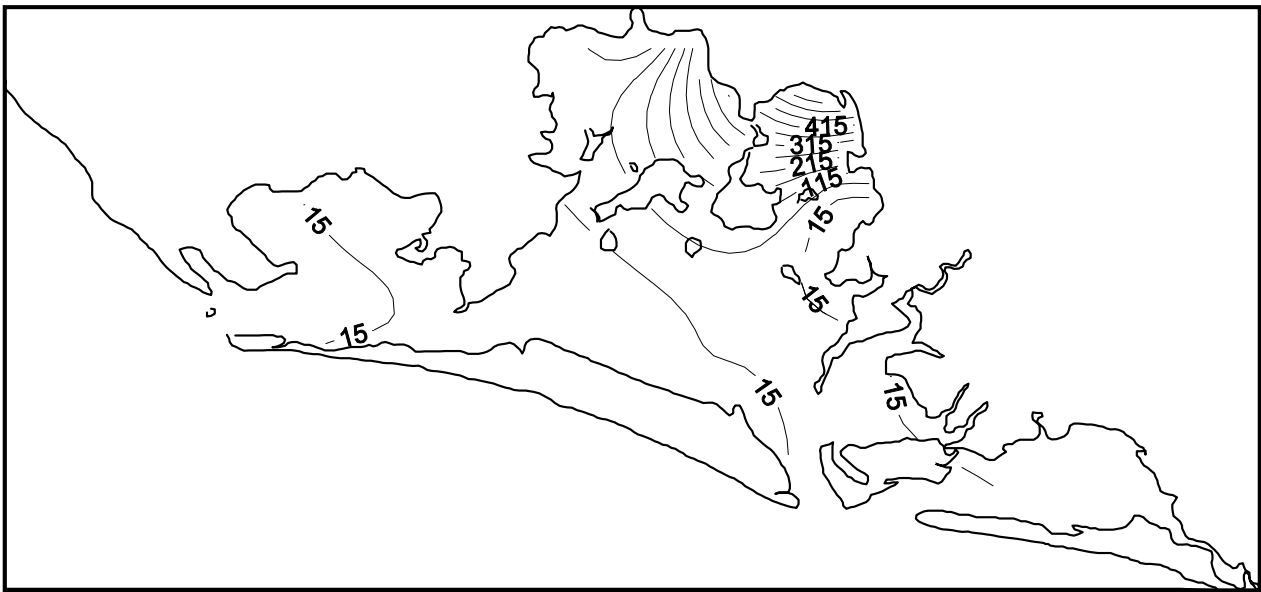


Fig. 4 Distribución espacial de coliformes fecales (NMP/100 ml) en el sistema Lagunar durante el mes de octubre de 1998.

rante el verano y las mínimas en primavera, con valores extremos de 45 y 30‰. En el caso del pH, se observaron valores promedio máximos durante el otoño y mínimos en verano, mientras que las concentraciones medias de oxígeno disuelto fueron mayores en invierno y menores durante el verano (Fig. 5).

Para las bacterias coliformes, las mayores concentraciones se midieron durante el invierno, con valores promedio de 101 y 88 org/100 ml para coliformes totales y fecales respectivamente, y los valores mínimos durante la primavera. El rango de concentración de los organismos varió de < 30 a 1500 org/100 ml en ambos casos.

Por otro lado, los promedios máximos para todas las formas de nitrógeno fueron medidos durante el invierno mientras que los mínimos se obtuvieron durante el verano. Las concentraciones promedio de ortofosfatos se mantuvieron en el mismo rango de magnitud, con una ligera tendencia de valores máximos durante el otoño, y mínimos durante la primavera (Fig. 6).

### Discusión

Los resultados obtenidos muestran fluctuaciones en los valores de temperatura producto de la estacionalidad, ya que se midieron los valores máxi-

mos de temperatura en el verano y mínimos durante el invierno, lo cual corresponde al máximo y mínimo de irradiación solar respectivamente (Fig. 5).

La salinidad en las lagunas costeras muestra variaciones considerables tanto en el espacio como en el tiempo, ya que algunas de ellas reciben afluentes de ríos cuyo volumen cambia en cada estación, u otras, en su carácter de receptoras de aguas residuales, reciben aportes dulceacuícolas que alteran su contenido de sales disueltas (Ffyn, 1969). Estudios realizados en diversas lagunas en el mundo presentan este comportamiento, con marcada influencia de los aportes fluviales, pluviales y antropogénicos (Nixon, 1982; Banderas, 1994). Esta situación también se manifiesta en nuestra área de estudio, ya que observamos las menores salinidades en la zona cercana a la descarga del Dren San Antonio (Fig. 2 A), que transporta las aguas residuales de la amplia zona agrícola adyacente a la zona de estudio, además de una buena parte de las aguas municipales e industriales. Las máximas salinidades se midieron durante el verano, lo cual se debe a que la evaporación supera a la precipitación, y es originada por las altas temperaturas que se registran en la zona, situación reportada comúnmente para las lagunas costeras de la zona (Gilmartin y Revelante, 1978).

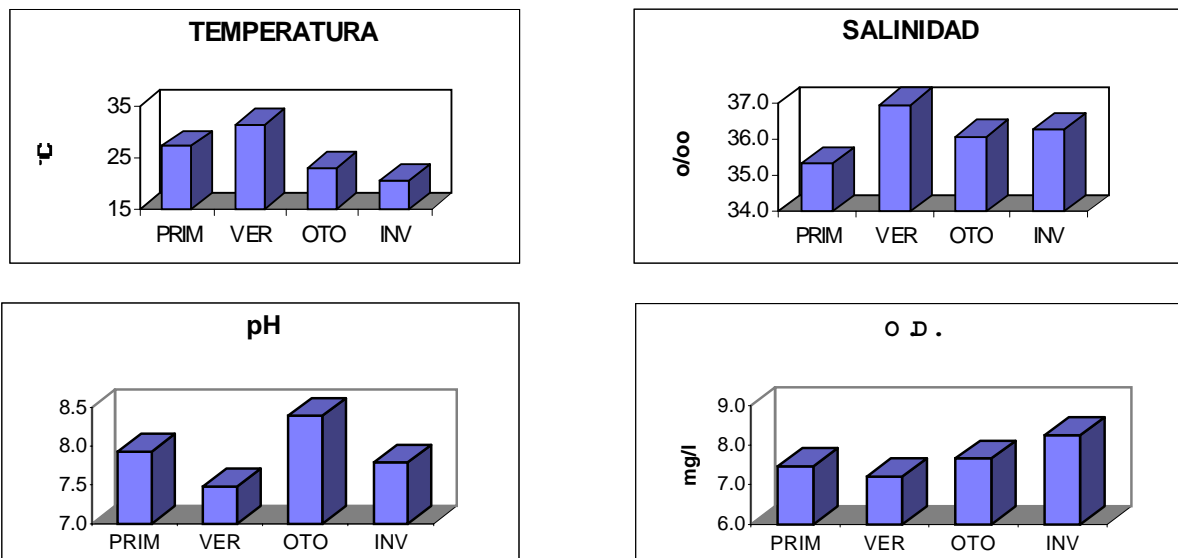


Fig. 5 Valores promedio de temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto en la Laguna de San Ignacio-Navachiste, durante el periodo de estudio.

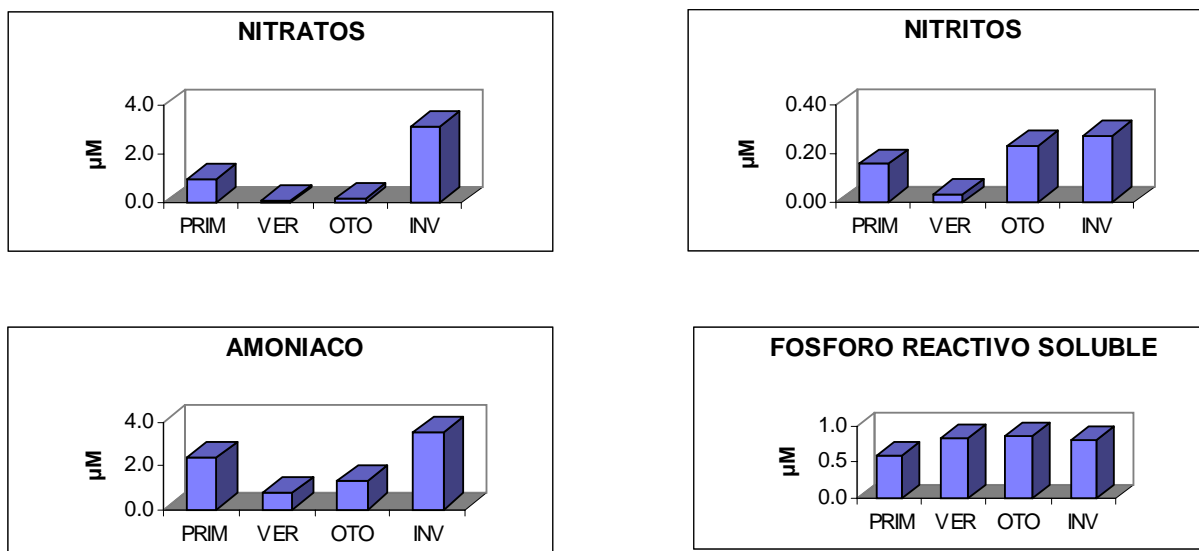


Fig. 6 Valores medios de nitratos, nitritos, amoníaco y ortofosfatos solubles durante el periodo de 1998 a febrero de 1999.

De acuerdo a Riley y Chester (1971), dentro del rango de salinidad normalmente encontrado en los océanos, la temperatura es el factor más importante para la solubilidad de los gases; si aplicamos esta idea, es probable que los valores máximos de oxígeno disuelto medidos durante el invierno (Fig. 5), pudieran ser producto de esta variable, además del efecto de mezcla turbulenta originada por el viento. Especialmente, las menores concentraciones se midieron frente a la descarga del Dren San Antonio, debido a una

mayor utilización de oxígeno en esa área para la oxidación de las grandes cantidades de materia orgánica incorporadas, comportamiento que se ha observado también en otras lagunas costeras del estado de Sinaloa (Ortega-Salas y Stephenson, 1976; Hernández Real, 1992; De la Lanza, 1994; Hernández y Escobedo, 1996; Escobedo, 1997).

Para el caso de los nutrientes nitrogenados, los valores máximos detectados durante el invierno pudieran ser originados, de acuerdo a lo re-



portado por Escobedo (1977), por la influencia de las descargas de aguas residuales principalmente de origen agrícola, ya que en esa época se realiza el cultivo de hortalizas, las cuales requieren de una gran cantidad de fertilizantes, lo que contribuye a aumentar la concentración de nutrientes en la zona costera.

Las mayores concentraciones de fósforo reactivo soluble durante las épocas de verano y otoño, y mínimas durante invierno y primavera, pudieran ser producto principalmente de los aportes pluviales, ya que los valores máximos corresponden a la época de lluvias que se observan en el área de estudio.

El patrón temporal de las concentraciones de bacterias coliformes se vió afectado principalmente por la temperatura, la irradiación y el aporte de terrígenos, por lo que se obtuvieron los valores máximos durante el invierno, cuando son menores el estrés térmico y la radiación ultravioleta a los que son sometidas las bacterias. Por otro lado, durante esta época se observaron las mayores concentraciones de sólidos suspendidos totales, los cuales pudieran ser producto, de acuerdo a Nixon (1982), de la resuspensión de sedimentos por efecto del viento, y que fueron un sustrato adecuado para su crecimiento incrementando su viabilidad (Zobell, 1957).

Los resultados obtenidos al aplicar el índice de Canter mostraron una calidad del agua de buena a regular a lo largo del presente trabajo, siendo los principales factores de degradación las concentraciones de coliformes fecales fuera de normas y bajos valores de pH. Sin embargo, es importante mencionar que para la determinación de la Calidad del Agua de la laguna, no se tomaron en cuenta las concentraciones de nutrientes ya que en las Normas Oficiales se marcan valores límite de nitratos, nitritos y fósforo muy bajos (Tabla I).

Tal decisión se tomó debido a que, sin bien las actividades agrícolas, industriales y domésticas aportan cantidades significativas de nutrientes a la zona costera, hay múltiples mecanismos que afectan su concentración y que en

estas áreas contribuyen en forma importante al incremento de su concentración inicial. Entre tales factores se encuentran procesos de remineralización del material orgánico de origen vegetal o animal, que se llevan a cabo por mecanismos físicos (disolución, lixiviación), químicos (hidrólisis, oxidaciones) y/o biológicos (actividad por bacterias, hongos y otros) (De la Lanza, 1994). Por otra parte, Millán-Nuñez et al., (1981) mencionan que en lagunas costeras valores de ortofosfatos superiores a 4  $\mu\text{M}$  pueden tener su origen en esteros. Perkins (1974) y Carman y Wulff (1989) mencionan que altas concentraciones de nutrientes pueden ser liberadas desde sedimentos reductores, a lo que contribuyen también las altas temperaturas originadas por las altas condiciones climáticas y batimetría (Arenas y De la Lanza, 1981); mientras que Mee (1977) menciona que los bosques de manglar son tributarios de grandes cantidades de nutrientes tanto orgánicos como inorgánicos, lo que les confiere a las lagunas costeras su alto potencial productivo.

Además, estudios realizados en alrededor de 20 lagunas costeras por Nixon (1982) han demostrado rangos de concentración de 1 a 5  $\mu\text{M}$  para fosfatos y los nitratos se han encontrado entre 1 y 100  $\mu\text{M}$ . En la Laguna de La Cruz, Sonora, Castro Longoria y Grijalva Chon (1991) reportaron fosfatos del orden de 0.21 a 3.6  $\mu\text{M}$ , nitros de 0.42 a 3.8  $\mu\text{M}$  y nitritos de indetectable a 0.38  $\mu\text{M}$ . Soto Balderas y Alvarez Borrego (1991) entre otros, han reportado también altas concentraciones de nutrientes en lagunas costeras del Noroeste de México. Por otra parte, pueden encontrarse lagunas costeras muy productivas bajo cualquier condición ambiental (temperatura, salinidad, pH, turbidez o nutrientes), siempre que la concentración de oxígeno disuelto se halle en niveles adecuados para la vida de las especies (Nixon, 1982).

Con base en lo anterior, consideramos que los valores de nutrientes detectados en la Laguna de San Ignacio - Navachiste se encuentran dentro de los rangos normales reportados para lagunas costeras de todo el mundo, y que pueden ser producto de los mecanismos mencionados y no únicamente por impacto antropogénico.

Sugerimos se aplique tratamiento a las aguas residuales incorporadas al sistema lagunar, con la finalidad de evitar el incremento en la degradación de la calidad del agua, que pudiera ocasionar problemas de salud a las comunidades aledañas, además de afectar fuertemente la calidad de las especies capturadas y/o cultivadas en la zona.

### Agradecimientos

A la Sociedad Cooperativa de Extracción "Las Penitas" por las facilidades brindadas en los recorridos efectuados en la laguna. Al Sr. José Pino Ruelas por su valiosa ayuda en la coordinación de las salidas a campo. A los Laboratorios Verduzco, S.A. de la ciudad de Guasave, Sinaloa y a la Estación Oceanográfica de Topolobampo, por las facilidades brindadas al inicio de este trabajo.

### Bibliografía

APHA, 1989. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. (17 th ed.). American Public Health Association, Washington, D.C.

Arenas, V. Y G. De la Lanza., 1981. The effect of dried and cracked sediments on the availability of phosphorus in a coastal lagoon. *Estuaries*. 4(3): 206-212.

Banderas, T.A., 1994. Impacto ambiental de los desarrollos hidroagrícolas sobre las lagunas costeras del Noroeste Mexicano. En: De la Lanza Y Cáceres (Eds.). *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. UABCS. pp. 471-492.

Canter, L.W., 1977. *Environmental impact assessment*. Mac Graw Hill Serie, New York, N.Y. p. 104.

Carman, R. y F. Wulff, 1989. Adsorption capacity of phosphorus in Baltic Sea sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Academic Press Limited. 2, 456-477.

Castro Longoria, R. y M. Grijalva-Chon, 1991. Variabilidad espacio temporal de nutrientes y seston en la laguna costera de La Cruz, Sonora. *Ciencias Marinas*. 17(2): 83-97.

Cifuentes, J. L., R. Rodríguez y A. Zarur, 1972. Panorama general de la contaminación de las aguas en México. En : M. Ruivo (Ed). *Marine Pollution and Sea Life*. FAO, Fishing News Books, Roma. pp. 100-106.

De la Lanza Espino, G., 1994. Química de las lagunas costeras y el litoral mexicano. En: De la Lanza y

Cáceres. (Eds). *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. UABCS. pp. 127-198.

Escobedo, U.D., y R. Sigala., 1991. *Algunos aspectos hidrológicos y calidad del agua del estero El Capoa, Valle del Carrizo, Sinaloa*. (Informe Técnico) Estac. Ocean. del Pacífico Centro. Sria. de Marina. DIGONAV. Topolobampo, Sinaloa.

Escobedo Urías, D., 1997. *Hidrología, nutrientes e influencia de las aguas residuales en la Laguna de Santa María, Sinaloa*. CICIMAR - IPN. Tesis de Maestría. 87 p. La Paz, B.C.S.

Flores-Verdugo, F., O. Calvario y M.A. Cárdenas, 1993. Características ambientales de los humedales de Sinaloa y Nayarit. *Humedales costeros de México*. 2(1): 11-16. Ofna. de humedales para las Américas en México. ITESM-Guaymas.

Foyn, E., 1969. Waste disposal and pollution in coastal lagoons. In: UNAM-UNESCO. (Eds.). *Memorias del Simposio Internacional Lagunas Costeras*. Nov. 28-30, 1967. México, D.F. pp. 281-290.

Gilmartin, M. and N. Revelante, 1978. The phytoplankton characteristics of the Barrier Islan Lagoons of the Gulf of California. *Estuarine and Coastal Marine Science*. Academic Press Inc. (London) Ltd. 7, 29-47.

H. Ayto. del Municipio de Guasave, 1996. *Plan municipal de desarrollo de Guasave (1996-1998)*. Guasave, Sinaloa. 187 p.

Hernández Real, M. T., 1992. *Variabilidad espacio-temporal de condiciones físicas y químicas en el Sistema Lagunar de Teacapán-Agua Brava, Sinaloa-Nayarit, durante septiembre y diciembre de 1989*. Secretaría de Marina. Estación Oceanográfica de Topolobampo Sinaloa. 29 p.

Hernández Real, M.T., D. Escobedo y M. Grajeda, 1995. Water quality at the lagoon complex of Topolobampo, Sinaloa, México. CINVESTAV-IPN. (Eds.). *Res. First Inter. Meeting of Microbial Ecology*. Mayo 8-12, 1995. México, D.F.

Hernández Real, M.T. y D. Escobedo Urías, 1996. "Calidad del agua del Sistema Lagunar de Topolobampo, Sinaloa. Periodo 1987-1995." Informe Técnico. Estac. Ocean. del Pacífico Centro. Sria. de Marina. DIGONAV. 22 p.

Mee, L.D., 1977. Coastal lagoons. In: Riley and Chester. (Eds.). *Chemical Oceanography*. pp. 441-490.

Millán-Núñez, E., F. Ortiz-Cortez y S. Alvarez-Borrego, 1981. Variabilidad temporal y espacial de nutrientes y fitoplancton en una laguna costera a finales de verano. *Ciencias Marinas*. 7(1): 103-128.

Nixon, S. W., 1982. Nutrient dynamics, primary production and Fisheries yields in Lagoons. SCOR/IABO/UNESCO (Eds.). *Oceanológica Acta*, . Proceedings of the International Symposium on Coastal Lagoons.. Bordeaux. 8-14 Sept., 1981. p 357-371.

Ortega-Salas, A. y R. Stephenson, 1976. *Some aspects of the hydrography and hydrochemistry of the Yavaros en Huizache-Caimanero Lagoon Complex in North-West Mexico*. (Informe.) Centro de Ciencias del Mar y Limnología. U.N.A.M.

Pález-Osuna, F., P.H. Zazueta y F.G. Izaguirre, 1991. Trace metals un bivalves form Navachiste Lagoon, México. *Marine Pollution Bulletin*. 22(6): 305-307.

Perkins, E. J., 1974. *The biology of estuaries and coastal waters*. Academic Press, London. 678 p.

Poder Ejecutivo Federal, 1995. *Programa de medio ambiente. 1995-2000*.

Riley, J. P. and R. Chester, 1971. *Introduction to Marine Chemistry*. Academic Press, London. 465 p.

SARH, 1974. *Estudio y medición de la contaminación de agua producida por aguas de retorno agrícola*. (Memoria). Dirección General de Uso del Agua y Prevención de la Contaminación. Dirección de la Prevención de la Contaminación. México.

Secretaría de Patrimonio y Fomento Industrial, 1981. *Análisis de agua. Determinación del número mas probable de coliformes totales y fecales*. Norma Oficial Mexicana. NOM-AA-42-1981. 13 p.

SEDUE, 1990. *Gaceta ecológica*. Vol. II. México D.F. 124 p.

Soto Balderas, M. G. y S. Alvarez Borrego, 1991. Nutrientes inorgánicos en los canales de inundación de las marismas de una laguna costera del noroeste de Baja California. *Ciencias Marinas*. 17(3).

Strickland, J.D. y T.R. Parsons, 1972. *A practical handbook for the sea water analysis*. Fisheries Research Board of Canada. Bull. 167. (2nd ed.).

Wong Chang, I. Y G. Barrera Escorcia, 1996. Niveles de contaminación microbiológica en el Golfo de México. p. 383-397. En: A.V. Botello, J. L. Rojas-Galaviz, J. A. Benitez, D. Zárate-Lomeli. (Eds.). *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica, 5. 666 p.

Zobell, C., 1957. The ecology of sulfate reducing bacteria. In: *Sulfate reducing bacteria, their relation to the secondary recovery of oil*. Science Symp. St. Bonaventure University. October 23-24.