

1913
VI



**ESTUDIOS BASICOS PARA LA
RECUPERACION Y APROVECHAMIENTO DE LA
LAGUNA SAN VICENTE**

CALIDAD DE AGUAS

Secretario General del Consejo Federal de Inversiones
Ing. Juan José Ciáccera

Dirección de Cooperación Técnica
Ing. Susana B. de Blundi

Area de Infraestructura Hídrica
Ing. Oscar L.F. González Arzac

Coordinación
Prof. Ana Kahanowicz

Autores
Dr. Domingo A. Hernandez
Dra. María del Carmen Tortorelli

Colaboradores
Srita. Mariana Coll
Lic. José Luis Alberdi
Lic. Noemí O. Santamaría

Universidad Nacional de Luján
Departamento de Ciencias Básicas

H.1112

Noviembre, 1989

34467

0
~~X16~~ H.1112
H15

CONVENIO DE COOPERACION TECNICA UNLU-CFI

ESTUDIO DE CALIDAD DE AGUAS

PARA EL ESTUDIO DE BASE PARA LA RECUPERACION Y
APROVECHAMIENTO DE LA LAGUNA DE SAN VICENTE

INFORME FINAL

Director de Trabajos:

Dr. Domingo A. Hernández

Director Suplente de Trabajos:

Dra. María del Carmen Tortorelli

Apoyo Técnico:

Sta. Mariana Coll

Lic. José Luis Alberdi

Lic. Noemí O. Santamaría

División Biología - Departamento de Ciencias Básicas

Universidad Nacional de Luján

INTRODUCCION

El presente es el informe final correspondiente al "Estudio de Calidad de Agua" de la Laguna de San Vicente, en cuanto a la determinación de los parámetros físico-químicos y biológicos y a la realización de bioensayos con organismos acuáticos para la evaluación de la calidad de agua.

Las aguas continentales se caracterizan por una determinada composición, variable debido a causas estacionales y/o no cíclicas, la cual define la calidad de agua. Este no es un concepto absoluto, ya que cada uso o aplicación del agua exige propiedades peculiares. Así, por ejemplo, la calidad de agua para uso industrial es notablemente diferente de la requerida para la protección y reproducción de peces. Estas distintas calidades se definen por medio de parámetros específicos y las medidas de preservación de la calidad tienden a mantener a estos últimos dentro de valores aceptables para cada caso.

En la actualidad, se tiende a considerar como un sistema integrado al ambiente acuático junto a las actividades humanas que lo modifican y que dependen del mismo, con sus múltiples interacciones y reciprocidades. Esta visión global del problema ha permitido elaborar el concepto de uso múltiple del agua, según el cual la utilización de

una masa de agua para un dado propósito no debe perjudicar los otros usos posibles, entre los que figura la preservación de la vida acuática y las actividades recreativas (Branco, 1984; Newbold y Holmes, 1986; Fontaine y Lesht, 1987).

Una masa de agua es resultado del escurrimiento de agua de una superficie de terreno más o menos extensa, denominada cuenca hidrográfica. La calidad de agua está íntimamente asociada a las características geoquímicas del terreno y al uso que se le dé al suelo en el área de la cuenca (Branco y Rocha, 1977).

Como consecuencia de lo anterior, surge la necesidad de elaborar un diagnóstico de la calidad de agua, a fin de generar información que permita proponer medidas adecuadas de manejo para mantener el cuerpo de agua en condiciones óptimas.

Existen varias estrategias para la elaboración de este diagnóstico, tales como: a) la determinación de parámetros físico-químicos, bioquímicos y microbiológicos, y b) la realización de bioensayos en laboratorio y/o "in situ".

La primer estrategia genera información sobre el estado del cuerpo de agua en cuanto a sus condiciones abióticas y/o bióticas en un lapso determinado. Respecto de los parámetros físico-químicos y bioquímicos de calidad de agua, se procura seleccionar aquéllos que tengan en cuenta

el mayor número posible de usos del agua, aún los más exigentes, como la potabilidad y protección de la fauna ictica. Entre ellos, los parámetros más importantes se relacionan con la presencia de oxígeno disuelto, pH y ausencia de sustancias tóxicas y de organismos patógenos (Branco, 1984; Cairns, 1986; Cairns y Pratt, 1986; Steele, 1987; Singh y Rai, 1988). Aunque la obtención de los datos resulta ser, generalmente, el centro de la investigación, éstos sólo proveen información. La calidad de esta información depende del método de determinación de datos usado y del análisis de los mismos. En consecuencia, la efectividad de la decisión dependerá del proceso completo: elección de parámetros, estrategia de muestreo, métodos utilizados, análisis de los datos (Cairns y Pratt, 1986).

El examen microbiológico de muestras de agua se realiza con el objeto de determinar la calidad sanitaria de misma. En consecuencia, será posible prevenir probables riesgos para la salud humana, reconocer la existencia de contaminación de origen orgánico y, eventualmente, averiguar su posible procedencia (Geldrich, 1970; Gariboglio et al., 1977). La contaminación acuática por materia orgánica tiene origen, generalmente, en la descarga de efluentes domiciliarios y cloacales.

Tradicionalmente, se han utilizado técnicas de detección cuali y cuantitativas de bacterias indicadoras de contaminación, más que de organismos de patogenicidad reconocida. El grupo de las bacterias coliformes es

utilizado como principal indicador de contaminación de una fuente de agua para uso doméstico o recreacional. La densidad del grupo de las coliformes en una muestra de agua se considera como criterio significativo del grado de contaminación o de la calidad sanitaria del agua examinada.

Los bioensayos posibilitan la evaluación del impacto de los agentes contaminantes y de las condiciones físico-químicas del agua sobre la biota. Los bioensayos de laboratorio pueden ser mono- o multiespecíficos y son llevados a cabo en condiciones controladas de temperatura y fotoperíodo. Los primeros son diseñados para obtener información acerca de los efectos de la calidad de agua sobre la supervivencia y aspectos de la estructura y dinámica de una población dada.

Una estrategia alternativa que puede generar información más completa es la determinación de parámetros físico-químicos y bioquímicos de calidad de agua, complementados con la realización de bioensayos de laboratorio o "in situ". De esta forma se obtendrá una descripción de las condiciones del cuerpo de agua y del impacto de las mismas sobre la supervivencia o sobre aspectos estructurales y/o dinámicos de determinadas poblaciones. Para la realización de estos bioensayos, se deben elegir, como organismos de prueba, a especies representativas de la comunidad en estudio y de fácil manejo experimental (Hernández y Tortorelli, en prensa).

El objetivo de este estudio es aportar elementos de juicio para el diagnóstico de la calidad de agua de la Laguna de San Vicente, en cuanto a sus parámetros físico-químicos, bioquímicos y microbiológicos, y a la detección de posible contaminación de origen químico y orgánico, proponiendo medidas para su restauración y preservación. A tal efecto, se determinan aquellos parámetros de calidad de agua relacionados con los requerimientos del uso recreativo y de la preservación de la flora y fauna del sistema en estudio, a saber: temperatura, concentración de oxígeno disuelto, pH, turbidez, concentración de fosfatos, dureza, conductividad, salinidad, concentración de clorofila "a" y presencia de residuos de plaguicidas organoclorados y organofosforados. Se realizaron análisis microbiológicos de las muestras y se llevaron a cabo bioensayos en laboratorio para determinar la supervivencia de los primeros estadios de vida de una especie ictícola de importancia comercial y recreativa.

MATERIAL Y METODOS

A) DETERMINACION DE PARAMETROS FISICO-QUIMICOS Y BIOQUIMICOS DE CALIDAD DE AGUA:

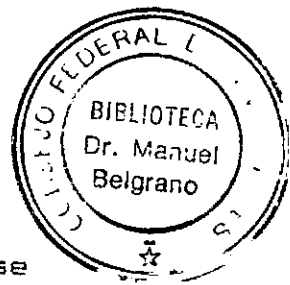
Se fijaron cuatro estaciones de muestreo: tres ubicadas en

la periferia del cuerpo de agua y una en la zona central. La primera estación (ORILLA 1) se encuentra ubicada en las cercanías del arroyo de drenaje de la laguna. La segunda estación (ORILLA 2) se halla en el extremo de la periferia del cuerpo de agua, cercana a la ruta de acceso al mismo, y la tercera (ORILLA 3), en la zona central parquizada. La última estación de muestreo (CENTRO) se ubica en la zona central de agua libre, a 30 m, aproximadamente, del terraplén.

En el campo, se llevaron a cabo las determinaciones de temperatura, pH, conductividad, salinidad, concentración de oxígeno disuelto, turbidez, concentración de fosfatos y dureza. Los cinco primeros parámetros fueron analizados en las estaciones ORILLA 1, ORILLA 2 y CENTRO, en la superficie y a 1m de profundidad. Los restantes fueron observados en las mismas estaciones, a nivel de la superficie del agua.

Además, se tomaron muestras para el análisis, en el laboratorio, de las concentraciones de clorofila "a" y plaguicidas órganoclorados y órganofosforados. En el primer caso, las muestras corresponden a las estaciones CENTRO y ORILLA 1 y 2, a nivel superficial. En el segundo caso, se tomaron muestras en las tres estaciones periféricas y en la zona central del cuerpo de agua.

Las condiciones de temperatura y pH se determinaron utilizando un pHmetro "Altronix", modelo TPA-1, con una



resolución de $0,1^{\circ}\text{C}$ y pH: $0,01$.

Para obtener datos sobre conductividad y salinidad, se utilizó un conductímetro "YCY", modelo 33M, con una aproximación de $2,5$ umhos/cm y $0,2$ ‰/‰, respectivamente.

La transparencia del agua se determinó, mediante un disco de Secchi de 30 cm de diámetro, como profundidad de visión del mismo y profundidad de alcance de la luz visible, expresadas en metros, considerando un valor del ajuste empírico de la constante C de $1,7$ (Margalef, 1983).

La concentración de oxígeno disuelto fue determinada mediante un electrodo de oxígeno disuelto "Orion", modelo 97-08, y el pHmetro "Altronix" antes mencionado, con una aproximación de $0,05$ mg/l.

Se utilizaron equipos de prueba "Merck", modelos Aquamerck, 8022 y 8039, para la detección de la concentración de fosfatos presentes en el agua, y de la dureza, respectivamente. En el primer caso, el análisis se basa en la determinación del fósforo inorgánico total mediante colorimetría con heptamolibdato de amonio, con una aproximación de $2,5$ mg/l. La dureza se determina mediante titulación complexométrica con Titriflex III frente a un indicador mixto, expresada como mg/l de carbonato de calcio presentes, con una aproximación de $2,5$ mg/l.

El material sólido en suspensión es analizado por filtración al vacío de la muestra a través de filtros de fibra de vidrio Wathman GFC, previamente lavados, secados durante una hora a 103°C y pesados. Una vez filtrada la muestra, se renueva el filtro y se seca a 103-105°C durante una hora, pesándolo inmediatamente. Se repite el ciclo de secado hasta llegar a obtener constancia de peso (0,5 mg). Se calcula la concentración de sólidos en suspensión de la muestra aplicando la siguiente ecuación:

$$\text{Residuos sólidos en suspensión (mg/l)} = (A - B) \times 1000 / V$$

donde A: peso del filtro más los residuos,

B: peso del filtro,

V: volumen de la muestra filtrado.

La precisión de la determinación varía con la concentración de material en suspensión de la muestra. Así, si la concentración de sólidos fuera de 15 mg/l, la desviación standard será de 5,2 mg/l, aproximadamente. Si fuera de 242 mg/l, el desvío standard será de 13 mg/l (A.P.H.A., 1981).

Las muestras necesarias para la detección de la concentración de clorofila "a" y plaguicidas se tomaron, por duplicado, en recipientes de vidrio oscuro, los que se mantuvieron a 4°C hasta la realización de los análisis correspondientes, en el laboratorio, según las recomendaciones de Ros (1979) y U.S.E.P.A. (1977).

La concentración de clorofila "a" fue determinada mediante el método espectrofotométrico desarrollado por Strickland y Parsons (1968), utilizando metanol como solvente, tal como recomiendan Sand-Jensen (1976), Tett et al. (1977) y Margalef (1983) para las extracciones a partir de plancton de agua dulce. Se utilizó un espectrofotómetro "Shimadzu", con impresora. Se analizó la absorbancia a 430, 630, 645, 665 y 750 nm, utilizando cubeta de cuarzo de 1 cm de trayecto óptico. Se consideró la medición a 750 nm como blanco de turbidez, aplicando el factor de corrección C cuando la lectura era superior a 0,002, donde:

$$C = F (D_{750} - 0,002) \quad F = 1, \text{ para lecturas a } 630, 645 \text{ y } 665 \text{ nm.}$$

D_{750} : absorbancia a 750 nm.

Para la determinación de la concentración de clorofila "a", expresada en $\mu\text{g}/\text{l}$, se tomó en cuenta la siguiente ecuación (Ros, 1979):

$$\text{Clorofila "a"} = 13,9 D_{665} V / B$$

donde: D_{665} : absorbancia a 665 nm,

B: volumen de la muestra,

V: volumen del extracto.

Si sólo se hubiera empleado como parámetro de comparación la concentración de clorofila "a", se hubiese descuidado la información que representa la composición relativa de los

pigmentos fotosintetizadores y que tiene importancia como indicadora de las características del ecosistema. En consecuencia se consideró el índice de Margalef (D_{430}/D_{665}), como un indicador del estado de eutroficación del sistema. D_{430} es la absorbancia del extracto a 430 nm, donde se obtiene la máxima excitación, y D_{665} , la correspondiente a 665 nm, donde absorbe la clorofila "a" (Margalef, 1983).

Las muestras para la detección de la concentración de residuos de plaguicidas correspondientes a las estaciones de la periferia de la laguna (ORILLA 1, 2 y 3) se reunieron entre sí para obtener dos réplicas, las que se consideraron como pertenecientes a ORILLA. Las muestras de ORILLA y CENTRO se sometieron a un método de extracción mediante cloruro de metileno y separación posterior en columna de Florisil con solventes de polaridad creciente, desarrollado por Sherma y Shafik (1975) y modificado por Thompson et al. (1977), según las recomendaciones de U.S.E.P.A. (1977).

Se cuantificó la presencia de residuos de HCB, --HCH, --HCH, HCH, HCH, heptacloro, heptacloro epóxido, aldrin, dieldrin, op'DDt, pp'DDT, op'DDE, pp'DDE, op'DDD y pp'DDD, entre los plaguicidas organoclorados, por medio de cromatografía gaseosa con detector de captura electrónica. El método utilizado presentó un límite de resolución de 0,01 ug/l.

Se analizó la presencia de residuos de etil-paratión, entre

los plaguicidas órganofosforados, mediante cromatografía gaseosa, con detector fotométrico de llama. El método usado permitió detectar concentraciones de residuos de plaguicidas del orden de 0,01 ug/l.

Es necesario hacer notar que se analizó, cuali y cuantitativamente, la presencia de los residuos de plaguicidas mencionados por ser éstos los más comúnmente usados para la evaluación de la "calidad de agua", según las recomendaciones de U.S.E.P.A. (1977), A.P.H.A. (1981) y Fontaine y Lesht (1987).

Los resultados obtenidos para los distintos muestreos fueron analizados estadísticamente mediante la dócima de hipótesis X^2 , con un nivel de significación del 95% (Steel y Torrie, 1960).

B) ANALISIS MICROBIOLÓGICO DEL AGUA:

Las muestras de agua fueron tomadas en las tres estaciones antes mencionadas (ORILLA 1, 2 y CENTRO). La recolección de las muestras, exceptuando aquéllas utilizadas para la detección de la presencia de Salmonella sp., se realizó usando recipientes de vidrio de 250 ml de capacidad, previamente esterilizados, a una profundidad aproximada de 30 cm., según las recomendaciones de A.P.H.A. (1981). Las muestras fueron transportadas al laboratorio en recipientes

refrigerados.

En el laboratorio, se procedió a efectuar siembras en medio "agar para recuento de placa standard". Este procedimiento provee un método estandarizado para determinar la densidad de bacterias heterótrofas aeróbicas (sólo sobreviven en presencia de oxígeno) y anaeróbicas facultativas (pueden sobrevivir, además, en ausencia de oxígeno) en el agua. Se trata de un método empírico porque las condiciones del medio de crecimiento no pueden satisfacer los requerimientos fisiológicos de todas las bacterias en la muestra de agua. En consecuencia, el número de colonias contadas puede ser menor al que realmente existe en el agua. Para facilitar la obtención de datos reales en el control de la calidad de agua se estandarizan los procedimientos, de acuerdo a las recomendaciones de A.P.H.A. (1981).

Se incubaron las placas de conteo, una vez sembradas con diluciones apropiadas, a $35^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ durante 48 horas. Se utilizaron duplicados por cada dilución y, además, placas control para comprobar la esterilidad del medio. Se contaron todas las colonias de las placas, utilizando un contador manual de colonias Quebec. Para el análisis de datos, se consideraron sólo aquellas placas que mostraban de 30 a 300 colonias. Los resultados se expresan en recuento total de colonias (UFC)/ml de muestra y representan el valor promedio de los conteos realizados en cinco réplicas por muestra.

El grupo de las coliformes comprende todas las bacterias aeróbicas y anaeróbicas facultativas, bacilos gram-negativos, no formadoras de esporas, que fermentan lactosa con formación de gas a 35°C dentro de las 24 a 48 horas de incubación. Proviene, generalmente, del resultado de la contaminación por materia orgánica del agua (A.P.H.A., 1981).

El ensayo standard para el grupo de las coliformes se llevó a cabo mediante la técnica de fermentación en tubos múltiples, que incluye ensayos presuntivos y confirmatorios.

Para el ensayo presuntivo, se utilizó caldo de cultivo lauril-sulfato triptosa. Para el test confirmatorio, se usó caldo de lactosa bilis verde brillante. Se consideró que la formación de gas, dentro de las 48 horas de incubación a 35°C, en el interior de los tubos de fermentación con caldo lauril-sulfato triptosa, constituía un test presuntivo positivo. Todos los tubos con resultado positivo fueron sometidos al test confirmatorio. Se consideró como resultado positivo, en este caso, a la formación de gas dentro de las 48 horas de incubación a la temperatura antes indicada, en el interior de los tubos de fermentación confirmatorios. Sobre la base de estos resultados positivos, se determinó el número más probable de coliformes (NMP) / 100 ml de muestra, como promedio de cinco réplicas por muestra. Se establecieron, además, los límites superior e inferior del intervalo de confianza del

95% para cada valor NMP determinado. Estos ensayos se llevaron a cabo según las recomendaciones de A.P.H.A. (1981).

De los cultivos positivos hallados en el test confirmatorio, se sembraron placas de agar EMB Levine con el objeto de identificar especies de bacterias coliformes típicas, sobre la base de cuatro ensayos de crecimiento (indol, rojo metilo, Vogel-Proskauer y citrato de sodio) denominados colectivamente como ensayos IMViC. Es posible identificar, así, las siguientes especies bacterianas : Escherichia coli, Enterobacter aerógenus y Citrobacter freundii.

Estos microorganismos y otros, como Salmonella sp., son los patógenos más importantes y comunes, cuya presencia puede ser demostrada en los cuerpos de agua. No existe un único procedimiento sencillo que pueda ser usado para aislar e identificar a estos organismos. Entre ellos, Escherichia coli es un microorganismo enteropatógeno, presente en la materia fecal de vertebrados superiores, es de interés sanitario y su presencia puede estar asociada a la de otros organismos patógenos. Salmonella sp., probablemente, sea responsable de la mayor parte de las enfermedades debidas al agua contaminada; su presencia en el medio acuático es un claro indicador de alto riesgo para la salud humana (A.P.H.A., 1981).

Se realizaron, además, muestreos simultáneos a los

anteriores, para la detección de serovariedades del género Salmonella. Las muestras se realizaron según la técnica del pliego de gasa sumergido, durante una hora (Moore, 1948). Las muestras se preenriquecieron en agua peptonada fosfatada, incubándose a 35°C por 24 h. Se inoculó 1 ml de la muestra preenriquecida en 100 ml de caldo Rappaport-Vassiliadis con peptona de soja (Vassiliadis et al., 1981). Luego de incubar a 42 ± 0,5°C durante 24 h., se aisló en agar verde brillante con desoxicolato de sodio 0,25% y agar sulfito de bismuto (ICMSF, 1982).

C) BIOENSAYOS EN LABORATORIO CON ORGANISMOS ACUATICOS:

Como organismos de prueba, se utilizaron ejemplares de bagre sapo o bagre amarillo, Rhamdia sapo. Este teleósteo es una especie muy común en los ecosistemas acuáticos de la Provincia de Buenos Aires y se la considera de importancia económica, tanto por el interés recreativo de su pesca como por su uso en cultivos comerciales semi-intensivos (Luchini y Avedaño Salas, 1982).

Se realizaron cuatro experiencias utilizando, en las dos primeras, alevinos de esta especie (individuos recién eclosionados que conservan vitelo del huevo y, por lo tanto, no requieren alimentación externa), y, en las dos siguientes, juveniles de diez días de vida (individuos que aún no han alcanzado la edad reproductiva).

Se obtuvo el desove de ejemplares adultos de Rhamdia sapo, provenientes de la laguna Chis-Chis, mediante inyección intraperitoneal de gonadotrofina coriónica, a razón de 250 U.I./kg en una única dosis (Cussac et al., 1985). Se realizó fecundación "in vitro" (Luchini y Cruz Rangel, 1983; Cussac et al., 1985) y los embriones obtenidos fueron mantenidos en agua dulce artificial (ADA) (Alvarado y Johnson, 1966), en recipientes apropiados, a temperatura (20 ± 1°C) y fotoperíodo (12 LD) constantes, hasta su eclosión, en un caso, y hasta alcanzar el estadio de juveniles de diez días, en el otro.

Las experiencias se realizaron utilizando agua de la laguna de San Vicente extraída en el mes de diciembre de 1988 (pH: 7,6; dureza: 32,0 mg de CaCO₃/l; temperatura: 19,7°C). El agua fue transportada adecuadamente al laboratorio. Se la filtró a través de filtros de fibra de vidrio (Whatman GFC) y se la mantuvo en las condiciones requeridas para las experiencias. Cuando fue necesario, se la diluyó en agua dulce artificial (ADA).

Se llevaron a cabo bioensayos de tipo semi-estático con renovación del agua cada 24 horas.

Los alevinos fueron mantenidos en recipientes de vidrio apropiados, expuestos al agua de la laguna en concentraciones del 100% y 50%, durante 48 hr. Se expusieron 30 individuos a cada concentración y, por cada una de ellas, se realizaron dos réplicas. Durante la

experiencia, se mantuvo la temperatura (20 ± 0,5°C), el fotoperíodo (12 LD) y la aireación constantes.

Se determinó la sobrevivencia cada 24 hr y los animales muertos fueron retirados. Los resultados se compararon con controles mantenidos en ADA, en condiciones similares a las indicadas. Los resultados obtenidos, que son el promedio de dos experiencias similares, fueron analizados estadísticamente mediante ANOVA de un factor combinado con el test de Dunnet (Steel y Torrie, 1960).

Se mantuvieron juveniles de diez días de bagre sapo en recipientes de vidrio apropiados, expuestos a concentraciones del 100% y del 50% del agua de la laguna de San Vicente, durante 14 días. Se colocó un número de 30 individuos por recipiente y se realizaron dos réplicas por cada concentración. La temperatura (20 ± 0,5°C), el fotoperíodo (12 LD) y la aireación se mantuvieron constantes durante las experiencias. Los controles fueron mantenidos en ADA, en similares condiciones. Los animales fueron alimentados cada 48 horas con alimento balanceado ("Shulet") en proporciones adecuadas.

Los resultados obtenidos son el promedio de dos experimentos similares y se analizaron estadísticamente mediante ANOVA de un factor combinado con el test de Dunnet (Steel y Torrie, 1960)

RESULTADOS Y DISCUSION

A) DETERMINACION DE PARAMETROS FISICO-QUIMICOS Y BIOQUIMICOS DE CALIDAD DE AGUA:

La temperatura y la cantidad de calor en el agua, además de ser importantes reguladores de la actividad fisiológica, se hallan relacionadas con la solubilidad de los gases, variaciones de densidad, hidrodinámica, estratificación e, incluso, con las variaciones de la toxicidad de los posibles xenobióticos presentes (Jones, 1962; Braum, 1978; Branco y Rocha, 1980; Margalef, 1983; Branco, 1984).

Los resultados obtenidos en la determinación de la temperatura superficial y a un metro de profundidad, en las estaciones muestreadas, se indican en la TABLA 1. No se observan diferencias estadísticamente significativas entre las mediciones efectuadas en cada muestreo ($p < 0,05$, χ^2) (Steel y Torrie, 1960).

La Organización Panamericana de la Salud no recomienda un valor guía para la temperatura del agua potable, por cuanto normalmente no es factible controlar este parámetro (O.P.S., 1985).

El pH (medida de la concentración de protones) está

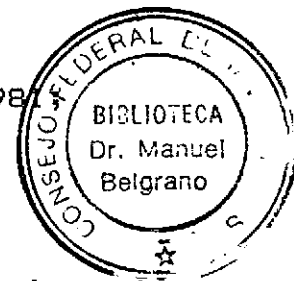
intimamente asociado con la presencia de dióxido de carbono, la dureza, la alcalinidad y la temperatura, además de afectar las condiciones fisiológicas de la flora y fauna (Margalef, 1983; Branco, 1984).

El pH de la mayoría de las aguas continentales oscila dentro del rango de 4 a 9. La mayoría de las aguas son levemente básicas, debido a la presencia de carbonatos y bicarbonatos (A.P.H.A., 1981). Este factor puede ser muy selectivo para la vida de los organismos acuáticos, ya que la mayor parte de ellos soportan una variación de pH entre 6 y 8 (Branco, 1984).

Los valores de pH hallados en las distintas estaciones y en los sucesivos muestreos se resumen en la TABLA 1, no observándose diferencias significativas entre los correspondientes a cada muestreo (X^2 , $p < 0,05$). Se observa una leve acidificación durante los meses de otoño e invierno, probablemente relacionada con un descenso estacional de la concentración de carbonatos y bicarbonatos en el agua. Los resultados observados se encuentran dentro del rango del valor guía recomendado por la O.P.S. para el agua potable (O.P.S., 1985).

Los niveles de oxígeno disuelto en aguas naturales y contaminadas dependen de los procesos físicos, químicos y bioquímicos, que predominan en el cuerpo de agua. El análisis del oxígeno disuelto (O.D.) es una determinación clave en el control de la contaminación del agua y en el

diagnóstico del estado del cuerpo de agua (A.P.H.A., 1981; Margalef, 1983).



La concentración de oxígeno disuelto en el agua de la laguna de San Vicente se eleva levemente durante los meses de verano (TABLA 1). Sus valores son siempre superiores al mínimo establecido para la sobrevivencia de la mayoría de los peces dulceacuícolas (4,0 mg O.D./l) (Margalef, 1983). La O.P.S. no establece valores guías en cuanto a la concentración de oxígeno disuelto en el agua potable (O.P.S., 1985).

La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una muestra de agua para transmitir una corriente eléctrica. Depende de la temperatura y de la concentración total de iones disueltos en el agua. Se considera que la conductividad para las aguas potables oscila entre 50 y 1500 umhos/cm, mientras que los valores en exceso contribuyen a la determinación de las características de los contaminantes que afectan al cuerpo de agua (A.P.H.A., 1981). Los resultados obtenidos en nuestros muestreos permiten ubicar los valores observados dentro de los indicados como aptos para el agua potable (TABLA 2, O.P.S., 1985). El descenso observado en los meses de mayo y junio podría deberse a la variación estacional de la temperatura. El aumento registrado en los meses de febrero y abril de 1989, por sobre los valores hallados el año anterior, se debe, probablemente, a la disminución del nivel del agua, producto de las escasas

TABLA 1: Temperatura, pH y concentración de oxígeno disuelto (O.D.) del agua de la laguna de San Vicente, en superficie (SUP) y a 1 m de profundidad (PROF), en las distintas locaciones y muestreos realizados. Las unidades de medición se indican entre paréntesis.

PARAMETRO	FECHA	ORILLA 1		ORILLA 2		CENTRO	
		SUP	PROF	SUP	PROF	SUP	PROF
T (°C)	21/1/1988	26,6	27,1	27,2	26,8	27,0	26,6
	22/3/1988	27,0	26,5	26,7	27,0	27,0	27,0
	27/4/1988	17,0	16,5	17,3	17,0	16,5	16,0
	21/5/1988	9,6	9,0	9,0	9,8	9,0	9,5
	29/7/1988	13,0	13,2	13,7	13,7	11,0	11,0
	18/9/1988	16,2	16,1	17,1	17,0	16,8	16,6
	14/11/1988	18,2	18,0	19,0	19,1	18,4	18,4
	20/2/1989	28,0	27,8	26,2	26,0	28,0	28,0
	3/4/1989	20,0	20,0	18,9	18,7	19,0	19,0
	pH	21/1/1988	8,0	7,8	8,2	7,9	8,1
22/3/1988		7,9	8,2	8,2	7,8	7,9	8,3
27/4/1988		6,9	6,3	7,1	6,6	6,7	6,5
21/5/1988		7,2	7,0	7,1	6,8	7,3	6,9
29/7/1988		6,5	6,8	6,5	6,7	6,8	7,0
18/9/1988		7,6	7,2	7,7	7,7	7,6	7,5
14/11/1988		7,8	7,7	7,6	7,7	7,6	7,6
20/2/1989		7,7	7,6	7,6	7,8	7,5	7,7
3/4/1989		6,9	7,0	7,1	7,2	7,0	7,2
O.D. (mg/l)		21/1/1988	6,3	5,7	6,8	6,2	6,0
	22/3/1988	6,3	6,4	6,4	6,8	6,4	6,5
	27/4/1988	7,0	6,9	7,2	7,3	6,6	6,8
	21/5/1988	6,9	7,2	7,0	7,1	6,7	6,9
	29/7/1988	9,7	9,5	8,2	8,0	8,0	7,8
	18/9/1988	8,8	8,7	8,1	8,0	8,0	8,0
	14/11/1988	9,5	9,4	8,4	8,2	8,0	8,0
	20/2/1989	7,5	7,7	10,0	9,8	9,6	9,4
	3/4/1989	7,1	6,8	7,1	7,0	7,0	6,7

precipitaciones verificadas en ese período. Las diferencias observadas entre los resultados de cada muestreo no son estadísticamente significativas (X^2 , $p < 0,05$).

La salinidad es un parámetro de observación importante en el análisis de la contaminación de origen industrial de un cuerpo de agua. Se define como el total de sólidos en el agua, después de que los carbonatos se han convertido en óxidos, los ioduros y bromuros han sido reemplazados por cloruros y la materia orgánica ha sido oxidada (A.P.H.A., 1981). La salinidad del cuerpo de agua estudiado, en las estaciones y muestreos realizados se encuentra por debajo del nivel de detección del equipo utilizado (0,2 ‰/oo, TABLA 2).

La turbidez del agua es causada por la presencia de material en suspensión, tal como arcillas, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, plancton y otros organismos microscópicos, e influye en la profundidad de penetración de las radiaciones luminosas. Los problemas ecológicos que plantea la excesiva turbidez se refieren principalmente a la cantidad de luz disponible para la fotosíntesis de las plantas verdes. De allí que, en estudios limnológicos, se mida sencillamente la profundidad de alcance de la luz visible, mediante el disco de Secchi. Considerando como constante empírica de ajuste el valor 1,7, a 1,35 veces la profundidad de visión del disco, se tiene el 10% de la iluminación de superficie y, a 2,7 veces, el 1% (Margalef, 1983). En la TABLA 3 se indican

TABLA 2: Valores de conductividad y salinidad registrados en la laguna de San Vicente. Se consideran determinaciones en superficie (SUP) y a 1 m de profundidad (PROF). Las unidades de medición se indican entre paréntesis.

PARAMETRO	FECHA	ORILLA 1		ORILLA 2		CENTRO	
		SUP	PROF	SUP	PROF	SUP	PROF
CONDUCTIVIDAD (umhos/cm)	21/1/1988	160	155	150	164	155	157
	22/3/1988	154	158	160	161	160	160
	27/4/1988	110	115	115	124	110	110
	21/5/1988	90	95	95	100	95	95
	29/7/1988	110	110	95	93	95	95
	18/9/1988	140	138	130	125	130	136
	14/11/1988	130	132	130	135	130	130
	20/2/1989	175	183	180	187	180	172
	3/4/1989	200	205	210	212	181	193
SALINIDAD (‰/oo)	21/1/1988	0	0	0	0	0	0
	22/3/1988	0	0	0	0	0	0
	27/4/1988	0	0	0	0	0	0
	21/5/1988	0	0	0	0	0	0
	29/7/1988	0	0	0	0	0	0
	18/9/1988	0	0	0	0	0	0
	14/11/1988	0	0	0	0	0	0
	20/2/1989	0	0	0	0	0	0
	3/4/1989	0	0	0	0	0	0

los resultados de la determinación de este parámetro en los muestreos realizados. Las diferencias entre los valores hallados en cada muestreo no son significativas (X^2 , $p < 0,05$). El aumento de la turbidez en los meses de febrero y abril de 1989 se debe a la disminución del nivel de las aguas, dada la escasez de precipitaciones en ese período.

Se entiende por material sólido en suspensión a la materia retenida en un filtro de fibra de vidrio standard después de la filtración de una muestra de agua (A.P.H.A., 1981). Se considera que está formada por materia inorgánica y orgánica.

La extinción de la luz depende de la presencia, tamaño y propiedades de las partículas en suspensión, independientemente de su color. Así, las aguas con partículas en suspensión muy pequeñas se ven azuladas, ya que dispersan y reflejan luz de baja longitud de onda. Las partículas mayores, especialmente las orgánicas, dispersan radiación de onda más larga y el agua que las contiene se ve siempre más amarillenta, independientemente del color propio de las partículas.

En la TABLA 3 se indican los valores del material sólido en suspensión obtenidos en la laguna de San Vicente. Corresponden a las características de un cuerpo de agua poco profundo, de alta turbidez. Los valores aumentan notablemente en el verano de 1989 debido a la marcada disminución del volumen de agua como resultado de la

TABLA 3: Turbidez, expresada como profundidad de visión del disco de Secchi, y concentración del material sólido en suspensión en la laguna de San Vicente. Las unidades de medición se indican entre paréntesis.

PARAMETRO	FECHA	ORILLA 1	ORILLA 2	CENTRO	
PROF. DE VISION DEL DISCO (m)	21/1/1988	0,10 (0,17) ^a	0,12 (0,20) ^a	0,15 (0,26) ^a	
	22/3/1988	0,09 (0,15) ^a	0,11 (0,19) ^a	0,13 (0,22) ^a	
	27/4/1988	0,10 (0,17) ^a	0,12 (0,20) ^a	0,15 (0,26) ^a	
	21/5/1988	0,10 (0,17) ^a	0,11 (0,19) ^a	0,15 (0,26) ^a	
	29/7/1988	0,10 (0,17) ^a	0,11 (0,19) ^a	0,15 (0,26) ^a	
	18/9/1988	0,09 (0,15) ^a	0,11 (0,17) ^a	0,17 (0,20) ^a	
	14/11/1988	0,10 (0,17) ^a	0,11 (0,19) ^a	0,17 (0,29) ^a	
	20/2/1989	0,06 (0,10) ^a	0,05 (0,09) ^a	0,09 (0,15) ^a	
	3/4/1989	0,05 (0,09) ^a	0,05 (0,09) ^a	0,08 (0,14) ^a	
	SOLIDOS EN SUSPENSION (mg/l)	21/1/1988	42,3	44,1	36,5
		22/3/1988	48,9	44,1	39,5
		27/4/1988	33,2	35,3	30,2
		21/5/1988	38,3	43,1	36,1
		29/7/1988	38,1	41,3	33,9
18/9/1988		33,6	39,2	31,6	
14/11/1988		35,7	39,8	32,3	
20/2/1989	51,0	54,4	33,8		
3/4/1989	71,1	66,1	60,1		

a:Valores de la profundidad de la luz visible, en m.

escasez de precipitaciones.

La dureza se define como un índice de la concentración total del ión polivalente calcio y, en menor medida, magnesio, expresados como carbonato de calcio. Es dependiente del pH y la alcalinidad. Los valores de dureza determinados para la laguna de San Vicente corresponden sólo al agua superficial de las estaciones indicadas y señalan la existencia de agua de tipo "blando" (TABLA 4). Se mantienen dentro de los valores guía establecidos por la O.P.S. para el agua potable (hasta 500 mg/l de carbonato de calcio; O.P.S., 1985) y dentro o levemente por debajo del valor aconsejable determinado por Obras Sanitarias de la Nación para el agua potable (30 a 100 mg Ca CO₃/l) (O.S.N., comunicación personal). Las diferencias entre las distintas localidades en los sucesivos muestreos no son estadísticamente significativas (X^2 , $p < 0,05$).

Los fosfatos y el nitrógeno tienen una gran importancia nutritiva para los fotosintetizadores. La presencia de fosfatos y nitrógeno en exceso en el agua desencadena el proceso de "eutroficación" del cuerpo de agua, caracterizado por el aumento de la producción primaria debida a las algas y a otros organismos autótrofos. Este aumento no sólo puede desequilibrar al ecosistema entero, causando una regresión del mismo, sino perjudicar seriamente el uso del agua para fines de abastecimiento y recreación debido al incremento de macrófitas y algas filamentosas (Margalef, 1983; Branco, 1984).

Las aguas continentales suelen ser pobres en nitrógenos y fosfatos, lo que determina una baja productividad primaria en los lagos y lagunas naturales clasificados como oligotróficos. Los cuerpos de agua naturalmente eutróficos (alta productividad primaria y riqueza en nutrientes) constituyen una excepción. Sin embargo, el aporte de aguas residuales, domésticas y provenientes del riego de cultivos, enriquecidas con abonos, y el uso de herbicidas y detergentes han determinado el desencadenamiento de procesos acelerados de eutrofización en numerosos cuerpos de agua.

Los valores de la concentración de fosfatos en los muestreos realizados se han mantenido por debajo del nivel de detección del equipo utilizado (1 mg/l) o han sido levemente superiores. Esto indica un bajo nivel de nutrientes en el agua (TABLA 4). Se han realizado mediciones en agua superficial y las diferencias entre las muestras provenientes de distintas localidades en cada muestreo no son estadísticamente significativas (χ^2 , $p < 0,05$).

La clorofila "a" constituye aproximadamente el 1-2 % del peso de la materia orgánica en todas las algas planctónicas. En consecuencia, su concentración en el agua es considerada como indicador preferencial de la biomasa (peso de la materia viva por unidad de superficie) estimada de fitoplancton.

TABLA 4: Dureza y concentración de fosfatos en el agua de la laguna de San Vicente. Las unidades de medición se indican entre paréntesis.

PARAMETRO	FECHA	ORILLA 1	ORILLA 2	CENTRO
DUREZA (mg de Ca CO ₃ /l)	21/1/1988	21,4	25,0	25,0
	22/3/1988	25,0	25,0	21,4
	27/4/1988	28,6	28,6	25,0
	21/5/1988	28,6	28,6	25,0
	29/7/1988	28,5	28,5	32,0
	18/9/1988	32,0	28,5	39,2
	14/11/1988	32,0	28,5	39,2
	20/2/1989	60,5	60,5	71,2
	3/4/1989	60,5	72,9	60,5
	FOSFATOS (mg/l)	21/1/1988	< 1	< 1
22/3/1988		< 1	< 1	< 1
27/4/1988		< 1	< 1	< 1
21/5/1988		< 1	< 1	< 1
29/7/1988		1,2	1,0	< 1
18/9/1988		1,8	1,8	2,0
14/11/1988		1,0	1,0	< 1
20/2/1989		5,0	1,0	1,0
3/4/1989		< 1	< 1	< 1

Las valoraciones de clorofila "a" en agua dulce oscilan entre 0,1 y 100 ug/l. La concentración considerada como límite entre aguas eutróficas y oligotróficas es de 5 ug/l. Las primeras las superan, mientras que las segundas se encuentran por debajo de ese nivel (Margalef, 1983).

Los resultados observados en la laguna de San Vicente, hasta el presente, se resumen en la TABLA 5 y superan levemente el límite de la condición oligotrófica antes mencionada. Se observa una leve disminución de los valores en los meses de invierno, debida a la reducción de la densidad fitoplanctónica por condiciones climáticas adversas en ese período. No resulta explicable, sobre la base de los resultados de los restantes parámetros de calidad de agua, el marcado descenso de la concentración de clorofila "a" observado en el mes de septiembre de 1988. Este muestreo fue realizado 24 horas después de una aplicación de un herbicida, paraquat, para el control de las malezas acuáticas. La concentración de clorofila "a" asciende a partir de noviembre, registrando valores sensiblemente mayores a los del año anterior, debido, probablemente, a las altas temperaturas ambientales y a la escasez de precipitaciones registradas durante el verano.

Los valores del índice de Margalef (D_{430}/D_{665}) en sistemas naturales oscilan entre 3,2 y 6. Por debajo de este nivel, el índice corresponde a condiciones de alta productividad (Margalef, 1983). Como este indicador depende de numerosos factores, no es posible establecer relaciones

cuantificables simples, por lo que el índice de pigmentos sólo tiene el valor de un indicador ecológico poco preciso (Mathis, 1972; Margalef, 1983). Los valores de este índice en los muestreos realizados se mantienen dentro del rango indicado o son levemente inferiores (TABLA 5).

Los plaguicidas que tienen importancia en relación con la calidad del agua incluyen compuestos órganoclorados y órganofosforados, y sus derivados. También lo son los herbicidas de acción prolongada.

Desde un punto de vista ecológico y sanitario, la contaminación por tóxicos se relaciona con la presencia de sustancias biorresistentes, las que tienden a acumularse y concentrarse en los ecosistemas acuáticos.

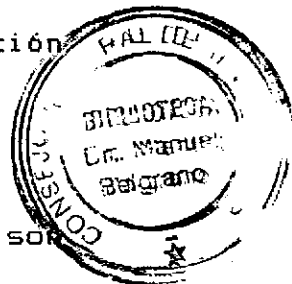
Los plaguicidas llegan hasta los ambientes acuáticos directamente, cuando se los utiliza para combatir malezas acuáticas o plagas relacionadas con los ecosistemas dulceacuícolas, o indirectamente por el drenaje de aguas provenientes de zonas cultivadas. Los desechos industriales derivados de la fabricación de plaguicidas también constituyen un aporte indirecto que pueden recibir los cuerpos de agua (Mehendale, 1982; Loewengart et al., 1983; Fontaine y Lesht, 1987).

Los plaguicidas órganoclorados tienden a ser fijados en el suelo y son transportados por el agua, incorporándose en las cadenas tróficas del ecosistema acuático, sin

TABLA 5: Concentración de clorofila "a" e índice de pigmentos (D_{430}/D_{665}) para la laguna De San Vicente. Los resultados son el promedio de dos determinaciones; los valores entre paréntesis indican el desvío estándar.

PARAMETRO	FECHA	ORILLA 1	ORILLA 2	CENTRO
CLOROFILA "A" (ug/l)	21/1/1988	11,1 (2,3)	12,8 (3,4)	9,5 (2,1)
	22/3/1988	12,2 (1,5)	10,7 (4,5)	11,7 (3,0)
	27/4/1988	14,3 (4,4)	11,2 (3,6)	10,7 (4,3)
	21/5/1988	12,7 (3,3)	8,1 (2,5)	9,1 (2,9)
	29/7/1988	8,0 (2,1)	18,1 (5,3)	11,2 (3,9)
	18/9/1988	3,5 (1,0)	3,6 (2,3)	5,1 (2,7)
	14/11/1988	27,3 (8,2)	20,1 (3,5)	25,2 (9,0)
	20/2/1989	29,4 (7,1)	34,2 (2,5)	27,5 (5,6)
	3/4/1989	15,3 (3,9)	13,9 (4,2)	11,8 (2,7)
D_{430}	21/1/1988	3,0 (0,2)	2,9 (0,1)	3,1 (0,3)
	22/3/1988	3,4 (0,3)	3,2 (0,4)	3,6 (0,2)
	27/4/1988	2,9 (0,1)	2,7 (0,2)	3,4 (0,2)
	21/5/1988	3,3 (0,1)	3,0 (0,2)	2,8 (0,3)
	29/7/1988	3,7 (0,3)	3,5 (0,9)	3,2 (1,1)
D_{665}	18/9/1988	3,0 (0,7)	2,9 (0,3)	3,1 (0,5)
	14/11/1988	3,0 (0,2)	2,7 (0,5)	2,8 (0,7)
	20/2/1989	3,0 (0,5)	2,9 (0,8)	3,0 (0,6)
	3/4/1989	3,2 (0,2)	3,0 (0,5)	3,1 (0,3)

degradarse, lo que facilita los procesos de bioacumulación y biomagnificación.



Los insecticidas órganofosforados, mucho más solubles, son transportados a los ambientes acuáticos con más facilidad, donde se descomponen rápidamente, aunque sus efectos tóxicos son pronunciados. Inhiben la acetilcolinesterasa, afectando al sistema nervioso animal.

Los resultados de las determinaciones de plaguicidas órganoclorados y órganofosforados llevadas a cabo en el agua de la laguna de San Vicente se resumen en la TABLA 6. En ningún caso, se ha detectado la presencia de los plaguicidas ensayados por sobre el nivel de resolución del método (0,01 ug/l).

Los resultados de los estudios realizados indican la existencia de condiciones aparentemente estables en el espejo de agua. No se observan indicios de contaminación química.

A partir de observaciones directas del área, se evidencia la existencia de dos ambientes con características ecológicas marcadamente diferentes: una extensa zona de abundante vegetación acuática y un reducido espejo de agua. La falta de indicios claros de eutroficación notable del cuerpo de agua no coincide con lo esperado en tales circunstancias. En consecuencia, esto implicaría una

TABLA 6: Plaguicidas organoclorados (HCB, HCH, HCH, --HCH, HCH, heptacloro, heptacloro epóxido, aldrin dieldrin, op'DDT, pp'DDT, op'DDE, pp'DDE, op'DDD, pp'DDD) y organofosforados (etil-paratión) en el agua de la laguna de San Vicente. Las unidades de medición se indican entre paréntesis.

PARAMETRO	FECHA	ORILLA(1+2+3)	CENTRO
ORGANOCOLORADOS (ug/l)	27/4/1988	< 0,01	< 0,01
	21/6/1988	< 0,01	< 0,01
	29/7/1988	< 0,01	< 0,01
	18/9/1988	< 0,01	< 0,01
	14/11/1988	< 0,01	< 0,01
	20/2/1989	< 0,01	< 0,01
	3/4/1989	< 0,01	< 0,01
ORGANOFOSFORADOS	27/4/1988	< 0,01	< 0,01
	21/6/1988	< 0,01	< 0,01
	29/7/1988	< 0,01	< 0,01
	18/9/1988	< 0,01	< 0,01
	14/11/1988	< 0,01	< 0,01
	20/2/1989	< 0,01	< 0,01
	3/4/1989	< 0,01	< 0,01

condición de fragilidad del cuerpo de agua.

Se requieren estudios geomorfológicos e hidrológicos del área con el objeto de determinar el origen del aporte de agua a la laguna, a partir de lo cual sería posible explicar la génesis del fenómeno observado.

B) ESTUDIO MICROBIOLÓGICO DEL AGUA DE LA LAGUNA DE SAN VICENTE:

La calidad microbiológica de las aguas naturales es variable. El indicador bacteriano fundamental es el grupo de los microorganismos coliformes en general. Si bien no todos ellos son de origen fecal exclusivamente, están siempre presentes en grandes cantidades en las heces del hombre y de otros vertebrados. La detección de bacterias coliformes fecales (termorresistentes), en particular, Escherichia coli, constituye una prueba definitiva de contaminación fecal. Los métodos usados para detectar y confirmar la presencia de bacterias coliformes tratan de comprobar una o más de las propiedades de esos microorganismos.

En general, en ecosistemas acuáticos, las bacterias tienden a acumularse en la película superficial del agua, en la interfase aire-agua, y su número es mayor en el litoral,

que en el centro de los cuerpos de agua (Margalef, 1983).

Los resultados observados en cuanto al recuento total de bacterias (UFC) y al número más probable de coliformes presentes (NMP) se indican en la TABLA 7. Es posible establecer la existencia de una moderada carga bacteriana que se incrementa marcadamente hacia el verano, favorecida por el aumento de la temperatura y la reducción del volumen de agua de la laguna. El recuento total de bacterias y la presencia de coliformes son más elevados en las orillas, especialmente en las cercanías del arroyo de drenaje de la laguna, que en el centro del espejo de agua.

Por otra parte, se observan variaciones marcadas en los resultados obtenidos semanalmente, en una misma estación del año. La carencia de datos geomorfológicos e hidrológicos de la zona impide relacionar estas variaciones con las probables fuentes de aporte de agua a la laguna y su posible contaminación de origen orgánico.

A partir de los tests IMViC realizados sobre la base de los resultados positivos de los ensayos confirmatorios de la presencia de coliformes, fue posible identificar la presencia de Escherichia coli y de Citrobacter freundii en los muestreos correspondientes a los meses de marzo de 1988 y enero de 1989. No fue detectada la presencia de Enterobacter aerógenes en esos meses. En los restantes muestreos, ninguna de las tres especies mencionadas fue detectada.

TABLA 7: Recuento total de bacteria (UFC/ml) y número más probable de coliformes (NMP/100 ml) en el agua de la laguna de San Vicente. Los valores entre paréntesis indican los límites inferior y superior del intervalo de confianza del 95%.

MUESTREO	ANAL. MICROBIOL.	CENTRO	ORILLA 1	ORILLA 2
7/3/1988	UFC/ml	132	29	255
	NMP/100 ml	1609 (635-5805)	1609 (635-5805)	1609 (635-5805)
14/3/1988	UFC/ml	32	9	35
	NMP/100 ml	542 (180-1405)	542 (180-1405)	1609 (635-5805)
21/3/1988	UFC/ml	656	880	712
	NMP/100 ml	1609 (635-5805)	1609 (635-5805)	1609 (635-5805)
27/3/1988	UFC/ml	72	81	95
	NMP/100 ml	542 (180-1405)	918 (303-3222)	918 (330-3222)
1/7/1988	UFC/ml	25	20	18
	NMP/100 ml	130 (35-302)	172 (43-486)	172 (43-486)
8/7/1988	UFC/ml	10	15	12
	NMP/100 ml	79 (25-187)	141 (37-343)	175 (44-503)
19/7/1988	UFC/ml	7	21	32
	NMP/100 ml	70 (23-168)	141 (37-343)	175 (44-503)
27/7/1988	UFC/ml	8	12	15
	NMP/100 ml	63 (21-154)	109 (31-253)	109 (31-253)
2/11/1988	UFC/ml	8	20	31
	NMP/100 ml	70 (23-168)	94 (28-219)	221 (57-698)
9/11/1988	UFC/ml	35	60	73
	NMP/100 ml	345 (117-999)	542 (180-1405)	918 (303-3222)
16/11/1988	UFC/ml	9	15	25
	NMP/100 ml	79 (25-187)	141 (37-343)	348 (118-1005)
23/11/1988	UFC/ml	11	16	20
	NMP/100 ml	109 (31-253)	141 (37-343)	141 (37-343)
3/1/1989	UFC/ml	120	135	158
	NMP/100 ml	1609 (635-5805)	1609 (635-5805)	1609 (635-5805)
10/1/1989	UFC/ml	193	342	820
	NMP/100 ml	918 (303-3222)	1609 (635-5805)	1609 (635-5805)
18/1/1989	UFC/ml	152	223	712
	NMP/100 ml	918	1609	1609

TABLA 7: Continuación.

MUESTREO	ANAL. MICROBIOL.	CENTRO	ORILLA 1	ORILLA 2
26/1/1989	UFC/ml	(303-3222) 160	(635-5805) 650	(635-5805) 805
	NMP/100 ml	1609 (635-5805)	1609 (635-5805)	1609 (635-5805)
2/5/1989	UFC/ml	25	37	37
	NMP/100 ml	221 (57-698)	345 (117-999)	542 (180-1405)
9/5/1989	UFC/ml	13	28	38
	NMP/100 ml	70 (23-168)	94 (28-219)	70 (23-168)
16/5/1989	UFC/ml	351	709	763
	NMP/100 ml	1609 (635-5805)	1609 (635-5805)	1609 (635-5805)
24/5/1989	UFC/ml	241	326	390
		918 (303-3222)	1609 (635-5805)	1609 (635-5805)

TABLA 8: Detección de la presencia de Escherichia coli, Citrobacter freundii, Enterobacter aerógenes y Salmonella sp. en el agua de la laguna de San Vicente. Los resultados positivos se indican con (+).

MUESTREO	TESTS IMViC			SALMONELLA sp.
	<u>E.coli</u>	<u>C.freundii</u>	<u>E.aerogenes</u>	
7/3/1988	+	+	-	-
14/3/1988	+	-	-	-
21/3/1988	+	+	-	-
27/3/1988	-	+	-	-
1/7/1988	-	-	-	-
8/7/1988	-	-	-	-
19/7/1988	-	-	-	-
27/7/1988	-	-	-	-
2/11/1988	-	-	-	-
9/11/1988	-	-	-	-
16/11/1988	-	-	-	-
23/11/1988	-	-	-	-
3/1/1989	+	+	-	-
10/1/1989	+	+	-	-
18/1/1989	-	+	-	-
26/1/1989	+	-	-	-
2/5/1989	-	-	-	-
9/5/1989	-	-	-	-
16/5/1989	-	-	-	-
24/5/1989	-	-	-	-

Los muestreos y ensayos realizados para la detección de serovariedades del género Salmonella dieron, en todos los casos, resultados negativos.

Estos resultados se resumen en la TABLA 8 e indican la presencia de coliformes enteropatógenas en los meses de verano, mientras que los organismos patógenos de mayor riesgo para la salud humana, como Salmonella sp., están ausentes.

C) BIOENSAYOS EN LABORATORIO PARA LA EVALUACION DE LA CALIDAD DE AGUA DE LA LAGUNA DE SAN VICENTE:

El modelo biológico utilizado en las experiencias es el bagre sapo o bagre amarillo, Rhamdia sapo. Este teleósteo es una especie muy común en los ecosistemas acuáticos de la provincia de Buenos Aires y se la considera de importancia económica, tanto por el interés recreativo de su pesca como por su uso en cultivos comerciales semi-intensivos (Luchini y Avedaño Salas, 1982).

Los resultados de las experiencias llevadas a cabo con alevinos expuestos a concentraciones del 100% y del 50% del agua de la laguna, durante 48 horas, no son significativamente diferentes (X^2 , $p < 0,05$) de los controles, mantenidos en agua dulce artificial (ADA)

(TABLA 9).

Respecto de los bioensayos llevados a cabo, durante 14 días, con juveniles de 10 días de vida expuestos a concentraciones del 100% y del 50% del agua de la laguna de San Vicente, los resultados no son significativamente diferentes de los controles, mantenidos en ADA (χ^2 , $p < 0,05$; TABLA 10).

En consecuencia, la sobrevivencia de los primeros estadios de vida del bagre sapo (Rhamdia sapo) expuestos al agua de la laguna de San Vicente no resulta afectada en las condiciones experimentales. Las observaciones realizadas permiten indicar que el desarrollo de esta especie, en los bioensayos realizados, no resulta afectado.

D) CONCLUSIONES:

De acuerdo a los resultados obtenidos en los distintos estudios realizados, es posible establecer las siguientes conclusiones:

- Los resultados observados respecto de los parámetros de calidad de agua, tales como pH, conductividad, salinidad, dureza, presencia de residuos de plaguicidas órganoclorados y órganofosforados, se encuentran dentro de los valores recomendados por

TABLA 9: Supervivencia de alevinos de bagre sapo expuestos al agua de la laguna de San Vicente. Los resultados se expresan en porcentaje de supervivencia. (n=120).

TIEMPO (hs)	CONTROL (ADA)	AGUA DE LA LAGUNA	
		100%	50%
0	100	100	100
24	97	98*	99*
48	95	97*	96*

n : número de animales expuestos a cada concentración y en el control.

* diferencia no estadísticamente significativa respecto de los controles (X^2 , $p < 0,05$).

TABLA 10: Supervivencia de juveniles de diez días de bagre sapo expuestos al agua de la laguna de San Vicente. Los resultados se expresan en porcentaje de supervivencia. (n = 120).

TIEMPO (días)	CONTROL (ADA)	AGUA DE LA LAGUNA	
		100%	50%
0	100	100	100
1	100	99,2*	100*
2	100	99,2*	99,2*
3	99,2	98,3*	99,2*
4	98,3	98,3*	98,3*
5	98,3	98,3*	98,3*
6	97,5	98,3*	98,3*
7	97,5	97,5*	97,5*
8	95,8	97,5*	97,5*
9	95,0	97,5*	97,5*
10	95,0	97,5*	95,0*
11	95,0	97,5*	95,0*
12	95,0	95,0*	94,2*
13	94,2	95,0*	94,2*
14	94,2	95,0*	93,3*

n : número de animales expuestos a cada concentración y en el control.

* diferencia no estadísticamente significativa respecto de los controles (X^2 , $p < 0,05$).

la O.P.S. (1985) para el agua potable.

- No se observan indicios de contaminación de origen químico.

- Los valores de la concentración de clorofila "a" y la baja concentración de nutrientes hallados demuestran una leve tendencia a la eutroficación del espejo de agua.

- El cuerpo de agua presenta condiciones aparentemente estables, pero de una marcada fragilidad, dada la existencia de dos ambientes con características ecológicas diferentes: una extensa zona de vegetación acuática y un reducido espejo de agua. La falta de indicios claros de eutroficación en el espejo de agua no coincide con lo esperado en esas condiciones.

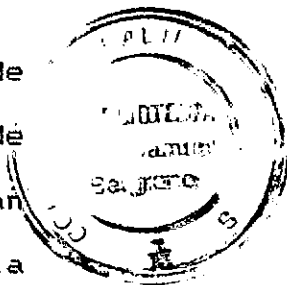
- Se evidencia una carga bacteriana moderada y notablemente variable a lo largo de las estaciones del año y dentro de cada estación, en los sucesivos muestreos semanales realizados.

- Se identificó la presencia de microorganismos coliformes enteropatógenicos, como Escherichia coli y Citrobacter freundii, en los muestreos correspondientes al verano. Se verificó la ausencia de microorganismos de alta patogenicidad, como las serovariedades de Salmonella sp.

- Se requieren estudios hidrológicos y geomorfológicos de la zona, con el objeto de relacionar la presencia bacteriana indicada con el origen del aporte de agua a la laguna, .

- Los bioensayos realizados con los primeros estadios

de vida del bagre sapo (Rhamdia sapo), especie de interés ecológico y económico, con el objeto de evaluar la calidad de agua de la laguna, han demostrado que, en las condiciones experimentales, la supervivencia y el desarrollo de los organismos no ha resultado afectado.



E) RECOMENDACIONES:

Teniendo en cuenta las conclusiones anteriores, nos permitimos recomendar:

- Controlar la moderada carga bacteriana existente en el agua de la laguna, evitando el aporte de materia orgánica, proveniente, generalmente, de los efluentes domiciliarios y cloacales o de las industrias elaboradoras de alimentos. En especial, nos parece importante extremar esta precaución durante los meses de verano, en los que aumenta la presencia de coliformes enteropatógenas.
- Mantener la buena calidad de agua detectada, en cuanto a los restantes parámetros físico-químicos y bioquímicos de calidad de agua determinados en este estudio, aplicando una técnica de control de malezas que no afecte el estado indicado, por incorporación en exceso de agentes químicos al agua y/o por

putrefacción de los restos vegetales. Respecto de esta última, el hecho de que no se la tenga en consideración al programar el control de las malezas acuáticas de la laguna podría determinar un agravamiento de la presencia bacteriana detectada.

- Prevenir la posible contaminación del agua por hidrocarburos o sus productos de combustión, no detectada mediante los estudios realizados, a través de la restricción o prohibición de aquellas actividades recreativas o de otra índole, que impliquen la utilización de combustibles derivados del petróleo, en el ámbito de la laguna.

REFERENCIAS

- ALVARADO, R. H. and S. R. JOHNSON. 1966. The effects of neurohypophysial hormones on water and sodium balance in larval and adults bullfrogs (Rana catesbiana). Comp. Biochem. Physiol. 18: 549-561.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1981. Standard Methods for the examination of water and wastewater, 15th ed., A.P.H.A., Washington, D.C., 1134 pp.
- BRANCO, S. M. 1984. Limnología sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales. Secretaría General de

- la Organización de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Ser. Biología, Monogr. Nº 28, 115 pp.
- BRANCO, S. M. e A. A. ROCHA. 1977. Poluição, proteção e usos múltiplos de represas. CETESB, Sao Paulo: 185 pp.
- . 1980. Ecologia: Educação ambiental. CETESB, Sao Paulo: 206 pp.
- BRAUM, E. 1978. Ecological aspects of the survival of fish eggs, embryos and larvae. En: "Ecology of freshwater fish production", S. D. Gerking, ed. Blackwell, Oxford Univ.: 102-131.
- CAIRNS, J., Jr. 1986. Management of water quality and natural habitats to enhance both human and wildlife needs. En: "Environmental Regeneration. II: Managing water resources". J. Cairns, Jr. and R. Patrick, eds. Praeger Publ., Philadelphia, Penn.: 86-99.
- CAIRNS, J., Jr. and J. R. PRATT. 1986. Developing and sampling strategy. En: "Rationale for sampling and interpretation of ecological data in the assessment of freshwater ecosystems". American Society for Testing and Materials, Special Technical Testing, Publ. Nº 894: 168-186.
- CUSSAC, V. E., M. MATKOVIC y M. C. MAGGESE. 1985. Desarrollo embrionario de Rhamdia sapo (Valenciennes, 1840) Eigenmann y Eigenmann, 1988 (Pisces, Pimelodidae) II. Organogénesis media, organogénesis tardía y eclosión. Rev. Brasil. Biol. 45: 149-160.
- FONTAINE, T. D. and B. M. LESHT. 1987. Contaminant management strategies for the Great Lakes: Optimal

- solutions under uncertain conditions. J. Great Lakes Res. 13 (2): 178-192.
- GARIBOGLIO, M., A. MARIAZZI y L. MONTICELLI. 1977. Estudio bacteriológico de una zona del Río de la Plata destinada a uso recreacional. Limnobiós 1 (5): 167-175.
- GELDREICH, E. 1970. Applying bacteriological parameters to recreational water quality. J. A.W.W.A. 62: 113-120.
- HERNANDEZ, D. A. y M. C. TORTORELLI. Evaluación de la calidad de agua de un ambiente acuático sometido a efluentes contaminantes. En "Manual de Limnología". G. Tell y E. Lopretto, eds. (en prensa).
- INTERNATIONAL COMMISSION ON MICROBIOLOGICAL SPECIFICATIONS FOR FOODS. 1982. Microorganismos de los alimentos 1. Técnicas de análisis microbiológico. Ed. Acribia. Zaragoza, España.
- JONES, J. R. E. 1962. Fish and River pollution. En: "River Pollution II. Causes and effects", L. Klein, ed.. Butterworths, London: 254-310.
- LOEWENGART, G. V., W. A. BRUNGS, R. A. CONWAY, J. S. MEYER, D. I. MOUNT and D. H. WILLIS. 1983. Workshop summary and conclusions: Hazard assessment of effluents. En: "Environmental hazard assessment of effluents", H. L. Bergman, R. A. Kimerle, A. W. Maki, eds., SETAC, Special Publ. Ser., Pergamon Press, N. Y.: 339-359.
- LUCHINI, L. and M. AVEDAÑO SALAS. 1984. Preliminary data on larval survival of South American catfish (Rhamdia sapo). Aquaculture 42: 175-177.
- LUCHINI, L. y C. CRUZ RANGEL. 1983. Uso de gonadotrofina

- coriónica humana en la reproducción artificial de Rhamdia sapo (Val.) Eig. Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral 14: 79-86.
- MARGALEF, R. 1983. Limnología. Ed. Omega, S. A., Barcelona: 1010 pp.
- MATHIS, B. J. 1972. Chlorophyll and Margalef pigment ratio in a mountain lake. Amer. Mid. Nat. 88: 232-235.
- MEHENDALE, H. M. 1982. Some comments on health risks of environmental and industrial pollution in India. J. Environ. Biol. 3 (3): 91-96.
- MOORE, B. 1948. The detection of paratyphoid carriers in towns by means of sewage examination. Monthly Bull. Minist. Hlth. (London) 7: 241-248.
- NEWBOLD, C. and N. T. H. HOLMES. 1986. Nature conservation: Water quality criteria and plants as water quality monitors. En: "Annual Conference, 1986", Institute of Water Pollution Control, Birmingham, Conference Paper Nº 12: 17 pp.
- ORGANIZACION PANAMERICANA DE LA SALUD. 1985. Guías para la calidad del agua potable. Volumen 1: Recomendaciones. O.P.S., Publ. Cient. Nº 481:136 pp.
- ROS, J. 1979. Prácticas de Ecología. Ed. Omega, Barcelona: 181 pp.
- SAND-JENSEN, K. 1976. A comparison of chlorophyll determination on unstored and stored plankton filters by methanol and acetone. Vatten 4: 337-341.
- SHERMA, J. and T. M. SHAFIK. 1975. A multiclass, multiresidue analytical method for pesticide residues in air. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 3: 55-59.

- SINGH, D. F. and M. A. RAI. 1988. Studies on the limnology of Bada Talab. Environ. Biol. 9 (1): 69-72.
- STEEL, R. G. and J. H. TORRIE. 1960. Principles and procedures of statistics with special references to biological sciences. McGraw Hill, New York.
- STEELE, T. D. 1987. Water quality monitoring strategies. Hydrol. Sc. J. 32 (2): 207-213.
- STRICKLAND, J. D. H. and T. R. PARSONS. 1968. A practical manual of seawater analysis. Fish. Res. Bd. Can., Bull. No 167: 213 pp.
- TETT, P. M., G. KELLY and G. M. HORNBERG. 1977. Estimation of chlorophyll a and pheophytin a in methanol. Limnol. Oceanogr. 22: 579-580.
- THOMPSON, J. F., S. J. REID and E. J. KANTOR. 1977. Multiclass, multiresidue analytical method for pesticides in water. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 5: 105-108.
- VASSILIADIS, P., D. TRICHOPOULUS, J. PAPADAKIS, V. KALAPOTHAKI and C. SERIE. 1979. Brilliant green deoxicholate agar as an improved selective medium for the isolation of Salmonella. Ann. Soc. Berge Méd. Trop. 59: 117-120.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1980. The sampling and analysis of water for pesticides. En: "Federal Register", U.S.E.P.A., eds., Section 10, A: 1-26.