

ESTUDIO DE LA AUTODEPURACIÓN MICROBIOLÓGICA Y FÍSICO-QUÍMICA DE AGUAS RESIDUALES POR LAGUNAJE PROFUNDO*

L. M. Berná**; F. Torrella**; A. Soler***; J. Sáez***; M. Llorens*** & I. Martínez***

Recibido: enero 1987

SUMMARY

Microbiological and physicochemical study of wastewater self-depuration in a deep pond system

A study of the chemical and microbiological self-depuration process of urban waste-waters in a deep-pond stabilization system (15000 m³) is presented. The pond is localized in the Campus of the University of Murcia (Spain). The study covers two independent periods of waste-water stabilization: November 1984-July 1985 and September 1985-March 1986. The pond was completely emptied between the two periods.

Among the various physiological parameters studied, the following are presented in this paper: temperature, dissolved O₂, alkalinity, pH, and BOD₅. Microbiological analysis included total and fecal coliforms, fecal streptococci, *Clostridium perfringens*, and coliphages, all of them being water pollution indicators.

In the geographical area where the lagoon is located (SE Spain), the self-depuration process is relatively fast in surface waters (0-2 m). Periods of 30 to 50 days permit a significative decrease in the organic matter content (70% BOD₅) and the microbial indicators (99.9% total and fecal coliforms, 90% *C. perfringens*; 100% fecal streptococci, and 85% coliphages). Nevertheless, the selfdepuration process shows a diminished rate in the deep layers of the lagoon (under 2 m) because of the environmental conditions prevailing in them: low temperature and oxygen. The latter aspect is magnified in periods of water stratification, when a pronounced anaerobiosis is generated under the thermocline and the temperature remains below 15 °C.

In the area where the self-depuration system has been studied, the reutilization of the waters of deep pond systems does not present chemical or microbiological risks for certain uses (e.g., irrigation), if surface waters are used after an appropriate self-depuration period. The latter depending on the organic load and the thermal regime under which the system has evolved.

Keywords: Wastewater. Self-depuration. Microbiology. Physico-chemistry.

RESUMEN

Se ha realizado un seguimiento temporal del proceso de autodepuración microbiano y químico de aguas residuales de tipo urbano embalsadas en un estanque de estabilización profundo (15000 m³), situado en el Campus de la Universidad de Murcia. Se presentan los resultados de dos periodos independientes de lagunaje (noviembre 1984-julio 1985 y septiembre 1985-marzo 1986), separados por una etapa intermedia en la que se vació la laguna.

El estudio de los parámetros físico-químicos: temperatura, oxígeno disuelto, pH, DBO₅ y alcalinidad, se complementó con análisis microbiológicos de coliformes totales y fecales, estreptococos fecales, *Clostridium perfringens* y colifagos, indicadores del grado de contaminación del agua.

Los resultados obtenidos permiten afirmar que en el SE de España, donde está situada la laguna, el proceso autodepurador en superficie es relativamente rápido, ya que en periodos de 30 a 50 días se consiguen notables descensos de la carga orgánica (70% de la DBO₅) y microbiana (99,9% de coliformes totales y

* Este trabajo ha sido subvencionado por el proyecto CAICYT 18-82 (Agroenergética-Fuentes de Biomasa).

** Departamento de Microbiología. Facultad de Biología. Universidad de Murcia.

*** Departamento de Química Técnica. Facultad de Ciencias Químicas y Matemáticas. Universidad de Murcia.

fecales, 90% de *C. perfringens*, 100% de estreptococos fecales, 85% de colifagos). No obstante, el proceso de autodepuración se entorpece sensiblemente en las zonas profundas, debido a las condiciones ambientales que en ellas se dan, sobre todo en las épocas de estratificación de las aguas cuando se produce una marcada anaerobiosis bajo la termoclina y la temperatura se mantiene inferior a los 15 °C.

En la zona geográfica donde ha sido estudiado el proceso autodepurador, la reutilización de las aguas embalsadas en estanque profundo para ciertos usos (por ejemplo, riego) no presenta riesgos de base química o microbiológica, siempre que se usen las aguas de superficie después de un período adecuado de autodepuración, variable según la carga orgánica y el régimen térmico bajo el que se desarrolle el sistema.

Palabras clave: Aguas residuales. Autodepuración. Microbiología. Físico-química.

INTRODUCCIÓN

La autodepuración de aguas residuales en estanques de estabilización es un proceso que requiere escaso control operacional y bajo costo de mantenimiento, por lo que en la actualidad ha adquirido una gran importancia y su uso está generalizado en varios países (BOWLES *et al.*, 1979).

El presente trabajo se centró en el seguimiento de la evolución de la autodepuración microbiana y química de aguas residuales de origen urbano, sometidas a lagunaje en estanque de estabilización profundo (de 6 a 7 metros de profundidad). La autodepuración de aguas residuales por lagunaje profundo es un fenómeno que se ve favorecido en zonas de clima cálido con respecto a las de clima frío (ELLIS, 1983), lo que apoya el interés de este tipo de sistema depurador en el SE de España, zona de clima cálido por excelencia.

Las aguas residuales de origen urbano plantean dos graves inconvenientes para su reutilización o su simple vertido a un sistema acuático natural. Por una parte, su elevado contenido en materia orgánica provoca la progresiva eutrofización de los sistemas naturales y, por otra, se produce un aporte de microorganismos de origen fecal (bacterias, virus, hongos, protozoos, etc.) con el consiguiente riesgo potencial de transmisión de enfermedades infecciosas. El estudio de la evolución de estos dos aspectos de calidad del agua se ha realizado mediante medidas del contenido en materia orgánica por la DBO₅. Entre los parámetros físico-químicos se han estudiado los niveles de oxígeno disuelto, alcalinidad, pH y temperatura, además de las fuentes de nitrógeno (NH₄⁺) y fósforo (PO₄⁻³). Estos últimos, junto con los aspectos de producción del sistema formarán parte de próximas publicaciones. En cuanto a la microbiología de la laguna se han realizado análisis de: coliformes totales y fecales, estreptococos fecales, *Clostridium perfringens* y bacteriofagos específicos de *Escherichia coli* C.

El descenso de microorganismos de origen fecal en las lagunas de estabilización es un fe-

nómeno complejo que implica factores físico-químicos y biológicos (POLPRASERT *et al.*, 1983; SOLER *et al.*, 1984). El presente trabajo reúne datos esenciales para conocer la viabilidad del lagunaje profundo en la zona del SE de España.

MATERIALES Y MÉTODOS

LAGUNA EXPERIMENTAL

El estanque donde se ha efectuado este trabajo, cuyo esquema se presenta en la figura 1, tiene unas dimensiones de 85 × 40 m de perímetro y 8 m de profundidad máxima, con una capacidad de 15.000 m³ en fase de máximo llenado. Ha sido construido por la Universidad de Murcia en el Campus de Espinardo para el tratamiento de las aguas residuales de un complejo residencial de niños y ancianos y de varios centros universitarios.

El proceso depurador se ha seguido durante dos períodos. El primero, con un tiempo de llenado de noviembre a diciembre de 1984 y posterior estudio del agua residual embalsada desde enero a julio de 1985. Tras el vaciado, se inició un segundo llenado durante septiembre-octubre de 1985, seguido de un período de estudio del sistema desde noviembre a marzo de 1986.

TOMA DE MUESTRAS

Se llevaron a cabo mediante una pequeña embarcación y dos tipos de aparatos de muestreo. Durante el primer período se utilizó un muestreador de pértiga con botellas estériles que se abrían a distintos niveles hasta una profundidad de 2 m. En este período sólo se estudió regularmente la capa superficial hasta los 2 m. Durante el segundo período pudo disponerse de un muestreador de capas, tipo «Solar Lake» (JØRGENSEN *et al.*, 1979) con el que se tomaron muestras de toda la columna de agua hasta el fondo. En ambos casos la toma de muestras se realizó con una periodicidad quincenal.

PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Durante la primera etapa del estudio e inmediatamente después de recogida la muestra se midió el pH mediante un pH-metro Radiometer. En el segundo

período, el pH se midió «in situ» mediante un electrodo sumergible HANNA Hi8424. el oxígeno disuelto se estimó a cada profundidad mediante un medidor YSI modelo 85, y la temperatura con un medidor Crison modelo T637. La alcalinidad y las medidas de DQO y DBO, se realizaron siguiendo los métodos del «Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater (A.P.H.A., 1980)» y «L'analyse de l'eau» (RODIER, 1976).

PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS

Para la detección y recuento de microorganismos, las muestras se tomaron en botellas de vidrio Pyrex esterilizadas y se mantuvieron a 4-5 °C hasta el momento de los análisis, efectuados siempre antes de 6 horas desde la recogida de muestras. El análisis de coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales se realizó según el método del número más probable (NMP), siguiendo las recomendaciones de la APHA (1980) con algunas modificaciones (EVANS *et al.*, 1981; E.P.A., 1983). Los recuentos de *C. perfringens* se realizaron por el método de «siembra en profundidad en gel» (O.M.S., 1977) y los recuentos de colifagos específicos de *E. coli* C, según la metodología habitual de la doble capa de agar con las modificaciones descritas por CAMPOS (1980).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

La evolución de los distintos parámetros físico-químicos queda recogida en las figuras 2 a 5 y en las tablas 1 y 2.

Los perfiles de temperatura del primer período (fig. 2), muestran una evolución progresiva desde unas condiciones iniciales de casi homogeneidad térmica vertical (febrero-marzo) hasta una marcada estratificación en época más calurosa, situándose la termoclina entre 1'5 y 2'5 m en el mes de julio. En el segundo período de muestreo (fig. 3), se observa el inicio del desarrollo de la termoclina en el mes de marzo. En ambos casos, y a partir de los tres metros de profundidad, las temperaturas oscilan entre los 8 y los 12 °C, no alcanzando los 15 °C hasta bien entrada la primavera. En superficie, se alcanzan temperaturas de 25 °C en los meses de verano, pero durante los de invierno, no se sobrepasan los 12 °C, factor éste de gran influencia en el enlentecimiento de los procesos degradadores de los microorganismos.

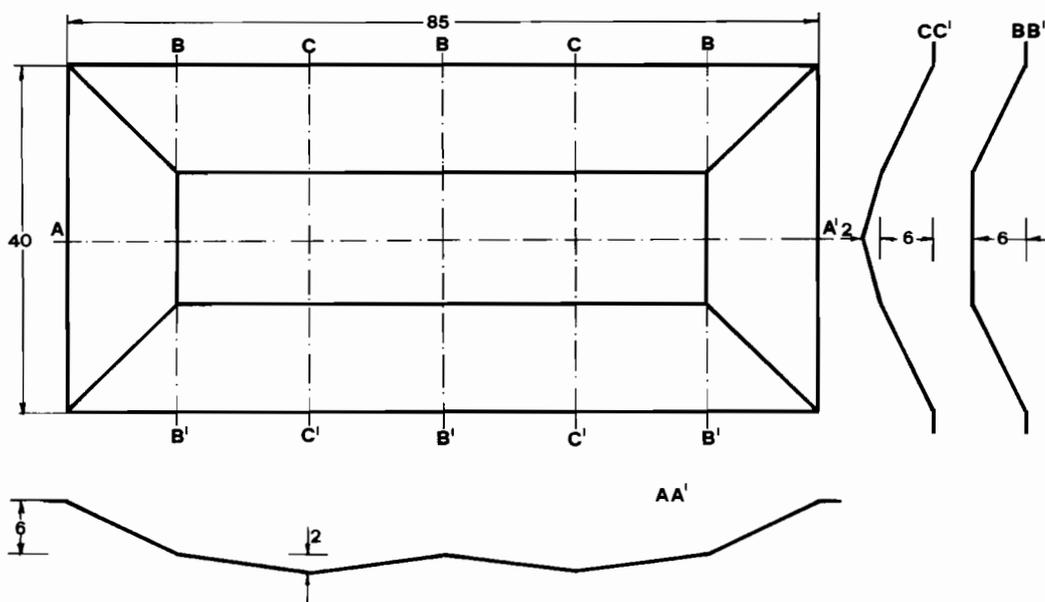


FIGURA 1. Planta y perfiles del estanque de depuración de aguas residuales construido en el Campus de la Universidad de Murcia (dimensiones expresadas en metros).

Ground plan and cross section of the wastewater self-depuration pond built in the Campus of the University of Murcia (dimensions in meters).

TABLA 1. A) Valores de pH durante el primer período de muestreo en superficie, 1 y 2 m de profundidad. B) Valores de pH en perfiles completos desde superficie hasta fondo durante el segundo período en la laguna de autodepuración.

A) pH values during the first sampling period in the surface, 1 and 2 m deep layers. B) pH values in the water column from surface to bottom during the second sampling period in the self-depuration pond.

A) PROFUNDIDAD	20/2/85	6/3/85	20/3/85	1/4/85	15/5/85	29/5/85	12/6/85	26/6/85	8/7/85
Superficie	7'74	8'50	7'97	8'07	9'62	9'95	9'16	9'13	9'29
1 m	7'77	8'01	7'94	8'07	9'13	9'60	9'12	9'18	9'32
2 m	7'74	8'01	7'91	7'99	7'97	7'79	7'68	7'89	8'59
B) PROFUNDIDAD	30/10/85	13/11/85	4/12/85	17/12/85	8/1/86	22/1/86	5/2/86	19/2/86	5/3/86
Superficie	7'64	7'97	8'10	7'78	7'80	7'62	7'55	7'99	9'54
1 m	7'64	8'00	7'64	7'89	7'77	7'60	7'56	7'98	9'36
2 m	7'61	8'00	7'66	7'83	7'79	7'61	7'54	7'96	8'04
3 m	7'64	7'95	7'67	7'80	7'77	7'61	7'53	7'83	7'66
4 m	7'63	—	7'69	7'78	7'75	7'62	7'54	7'64	7'60
5 m	7'66	—	7'74	7'83	7'80	7'61	7'57	7'43	7'57
6 m	—	—	—	—	7'80	7'62	7'57	7'43	7'53
Fondo	7'64	—	7'73	7'81	7'79	7'62	7'55	7'45	7'49

Partiendo de una situación inicial de anaerobiosis, después del llenado de la balsa en época fría, la concentración de oxígeno disuelto fue aumentando progresivamente hasta alcanzar la sobresaturación en las capas superficiales (fig. 4). Este efecto fue debido al aporte de oxígeno por la acción fotosintética del fitoplancton. La capa aerobia fue profundizando a medida que lo hizo la termoclina (figs. 4 y 5). Los procesos de respiración por microorganismos facultativos en una primera etapa, las respiraciones anaerobias y las fermentaciones, determinaron condi-

ciones de anaerobiosis incluso en superficie durante los primeros meses después del llenado. Las condiciones de anaerobiosis quedaron localizadas en el hipolimnion una vez establecidas la termoclina y las poblaciones de fotosintéticos en la zona eufótica superficial de la laguna.

Durante el primer mes de almacenamiento de agua, se observó una acusada disminución de DBO_5 (70%). Este descenso fue detectado hasta los dos metros (máxima profundidad analizada) en el primer ciclo de muestreo (fig. 6) y en toda

TABLA 2. A) Alcalinidad (en mg de CO_3Ca por litro) en superficie, 1 y 2 m de profundidad, durante el primer período de muestreo. B) Alcalinidad en perfiles completos, desde superficie hasta fondo, durante el segundo período en la laguna de autodepuración.

A) Alkalinity (mg $CaCO_3$ per liter) in the surface, 1 and 2 m deep layers during the first sampling period. B) Alkalinity in the water column from surface to bottom during the second sampling period in the self-depuration pond.

A) PROFUNDIDAD	20/2/85	6/3/85	20/3/85	1/4/85	15/5/85	29/5/85	12/6/85	26/6/85	8/7/85
Superficie	328	328	328	324	244	202	230	238	260
1 m	330	332	330	324	292	202	232	248	264
2 m	326	334	332	330	308	380	420	486	366
B) PROFUNDIDAD	30/10/85	13/11/85	4/12/85	17/12/85	8/1/86	22/1/86	5/2/86	19/2/86	5/3/86
Superficie	296	324	278	276	266	274	268	284	190
1 m	288	320	270	270	274	276	276	274	176
2 m	292	328	296	288	280	278	276	290	240
3 m	286	342	298	290	286	286	266	290	240
4 m	290	—	294	290	268	286	286	292	274
5 m	292	—	296	292	278	288	268	290	266
6 m	—	—	—	282	276	288	282	284	256
Fondo	296	—	294	270	280	290	288	292	294

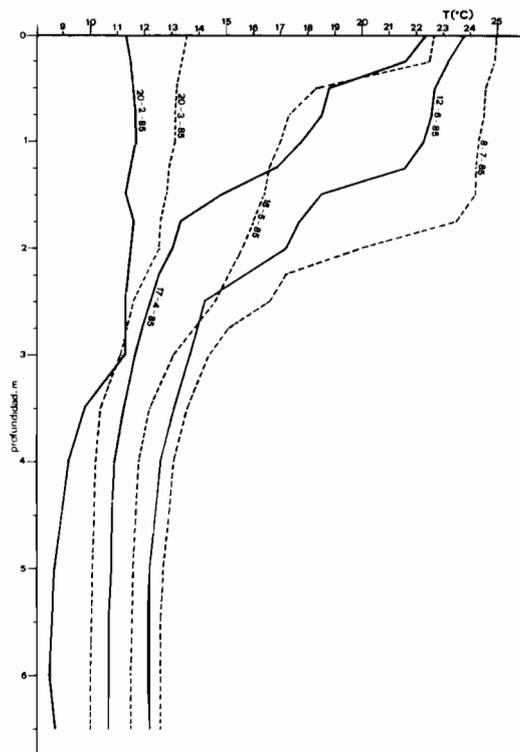


FIGURA 2. Evolución de los perfiles de temperatura en la laguna de autodepuración durante el primer período de muestreo (febrero 1985 a julio 1985). La zona de termoclina inicia su aparición en el mes de marzo y queda estabilizada a partir de julio a los 2 metros de profundidad, aproximadamente.

Temporal change in temperature profiles during the first sampling period in the self-depurating pond (February 1985 to July 1985). The thermocline begins to appear by March and stabilizes by July, approximately at 2 m of depth.

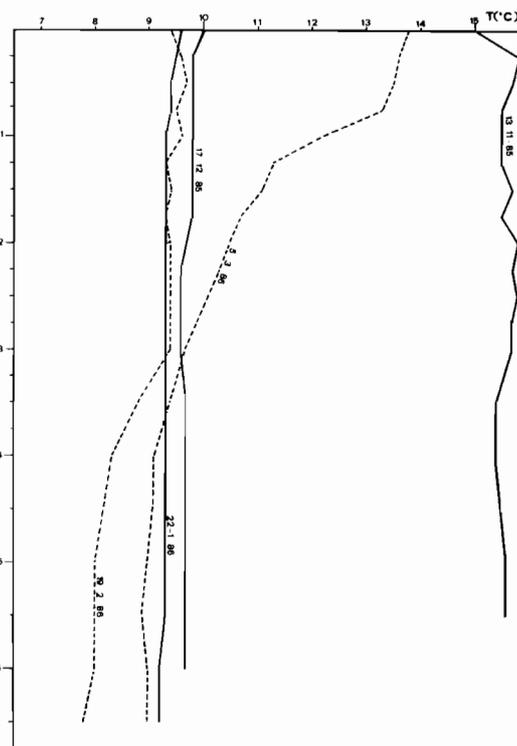


FIGURA 3. Evolución de los perfiles de temperatura en la laguna de autodepuración durante el segundo período de muestreo (noviembre 1985 a mayo 1986). En el mes de marzo se inicia, como en 1985 (ver fig. 2), la formación de la termoclina.

Temporal change in temperature profiles during the second sampling period in the self-depurating pond (November 1985 to May 1986). As in the 1985 period, the thermocline starts its formation from March on.

la columna (fig. 7) en el segundo ciclo. Aunque esta disminución pueda ser debida en parte a la acción de los microorganismos, las bajas temperaturas no favorecen el metabolismo de las formas vivas. Un factor principal de descenso de la DBO_5 fue, sin duda, la sedimentación a los barros de fondo. Transcurrida la etapa inicial de autodepuración, los valores de DBO_5 en superficie tienden a disminuir lentamente. En profundidad, los niveles de DBO_5 no muestran una clara tendencia a la disminución sino que, al contrario, hacia el final de los ciclos se observó un incremento (figs. 6 y 7). Esto último se debe, probablemente, a la redisolución y digestión anaerobia de la materia previamente sedimentada. La liberación de sustancias reductoras por parte de los microorganismos en la zona

hipolimnética contribuye sin duda a los incrementos de DBO_5 observados.

La evolución del pH y de la alcalinidad (tablas 1 y 2) constatan valores altos de pH en capas superficiales, debido al consumo de CO_2 como consecuencia de la intensa actividad fotosintética producida por la elevada concentración de fitoplancton. Este efecto es muy marcado en los meses de marzo-julio cuando la temperatura facilita el desarrollo de sucesivas poblaciones fitoplanctónicas en base a los nutrientes liberados por la digestión bacteriana y zooplanctónica. La alcalinidad disminuye sensiblemente en las zonas iluminadas del epilimnion, coincidiendo este hecho con el desarrollo fitoplanctónico, la alta tensión parcial de oxígeno y el aumento de pH del medio. El con-

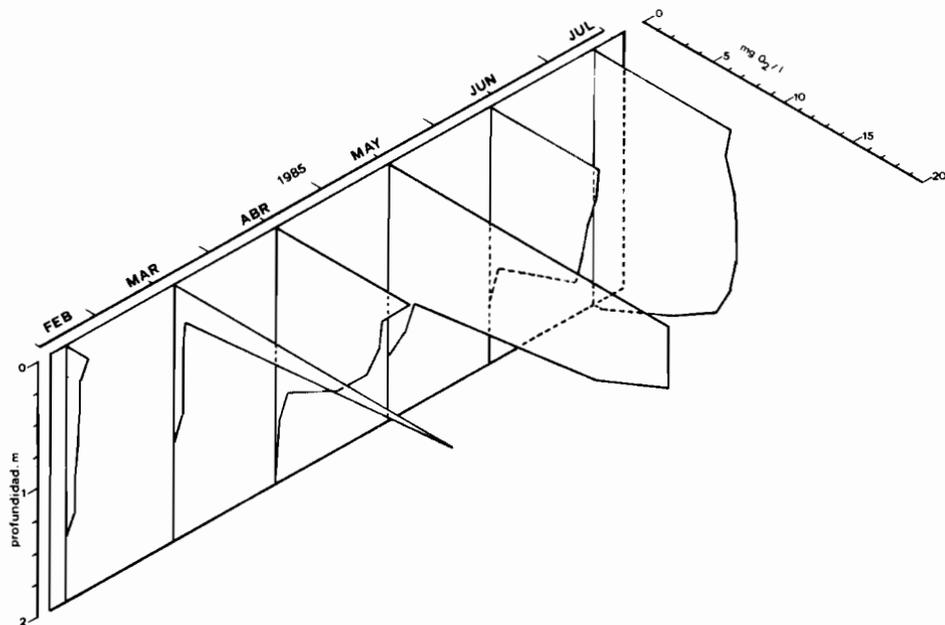


FIGURA 4. Concentración de oxígeno disuelto desde 0 a 2 metros de profundidad durante el primer período de muestreo. Se representan los datos de un solo muestreo por mes.

Dissolved oxygen concentration from 0 to 2 m during the first sampling period. Data from only one sampling day per month are showed.

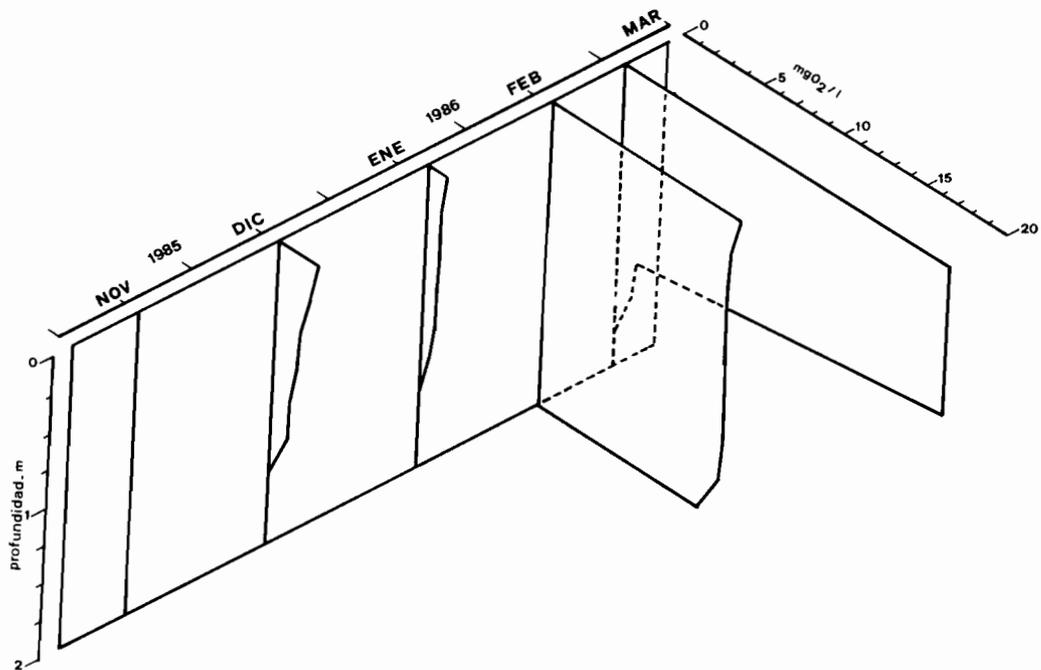


FIGURA 5. Concentración de oxígeno disuelto desde 0 a 2 metros de profundidad durante el segundo período de muestreo. Se representan los datos de un solo muestreo por mes.

Dissolved oxygen concentration from 0 to 2 m during the second sampling period. Data from only one sampling day per month are showed.

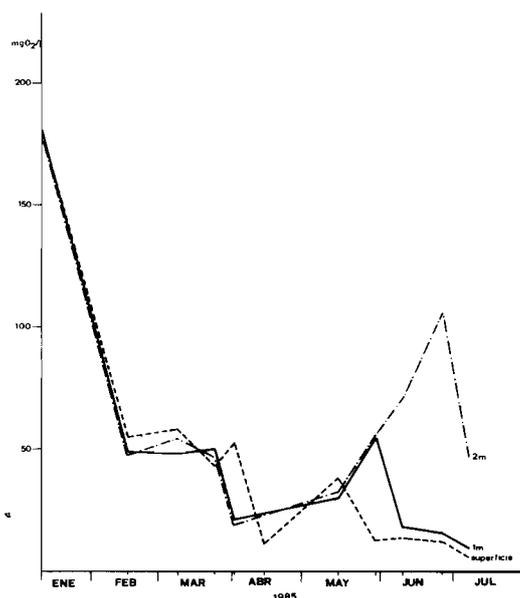


FIGURA 6. Valores de DBO₅ en superficie, 1 y 2 metros de profundidad en la laguna de autodepuración durante el primer período de muestreo.

Values of DBO₅ in the surface, 1 and 2 m deep layers on the self-depuration pond during the first sampling period.

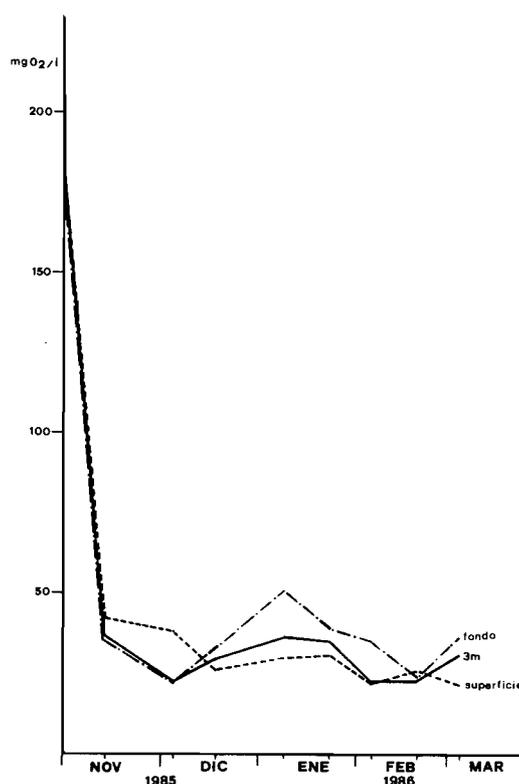


FIGURA 7. Valores de DBO₅ en superficie, 3 metros y agua del fondo (6,5 a 7 m) en la laguna de autodepuración en el segundo período de muestreo.

Values of DBO₅ in the surface, 3 m and bottom waters (6.5 to 7 m depth) in the self-depuration pond during the second sampling period.

TABLA 3. Características microbianas y fisico-químicas del agua de alimentación de la laguna (valores medios de 5 análisis). NTK = Nitrógeno total determinado por Kjeldahl.

Micribiological and physicochemical characteristics of the water used to feed the self-depuration pond (average of 5 independent analysis). NTK = Total nitrogen by Kjeldahl.

A)	
PARÁMETROS MICRIBIOLÓGICOS	MICROORGANISMOS/ML
Colifagos	7.4×10^3
<i>Clostridium perfringens</i>	1×10^2
Coliformes totales	4.1×10^4
Coliformes fecales	1.9×10^4
Estreptococos fecales	4.1×10^3
B)	
PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	mg/l
DBO ₅	180
DQO	460
Sólidos en suspensión	250
Fósforo (PO ₄ ³⁻)	18
NTK	27
Nitrógeno (NH ₄ ⁺)	20
Alcalinidad (CO ₃ Ca)	270

sumo de CO₂ y/o HCO₃⁻ por parte de las microalgas debe ser un factor decisivo en este aspecto de la evolución del sistema.

PARÁMETROS MICRIBIOLÓGICOS

La tabla 3, que muestra las características de un análisis tipo del agua que alimenta la laguna, presenta resultados propios de un agua residual de origen urbano.

Durante el período de llenado de la laguna (figs. 5 y 6, hasta la flecha del eje de abscisas), los niveles de diversos indicadores microbiológicos muestran descensos acusados con oscilaciones propias debidas a los aportes intermitentes hasta que se completó el llenado. Esta disminución osciló entre un 30% y un 99% según el parámetro considerado y dependiendo de interrupciones temporales del llenado como

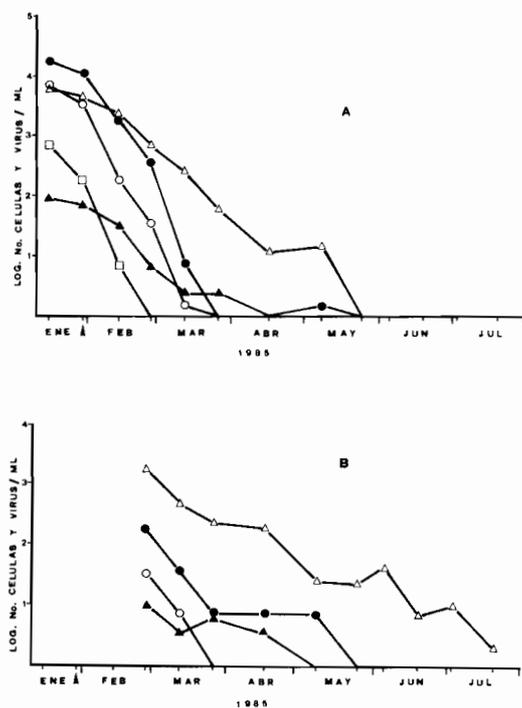


FIGURA 8. Evolución temporal de la concentración de microorganismos indicadores de contaminación fecal durante el primer período de lagunaje. A, aguas superficiales (0-15 cm); B, aguas de 2 m de profundidad. La flecha en el eje de abscisas indica el momento de terminación del llenado de la laguna. (●) coliformes totales; (O) coliformes fecales; (Δ) colifagos específicos de *E. coli* C; (□) estreptococos fecales; (▲) *Clostridium perfringens*.

Changes in the concentration of the various fecal pollution indicators during the first sampling period. A, surface waters (0-15 cm); B, 2 m deep samples. The arrow in the abscissa axis points the moment when the filling of the pond was completed. (●) total coliforms; (O) fecal coliforms; (Δ) coliphages specific of *E. coli* C; (□) fecal streptococci; (▲) *Clostridium perfringens*.

ocurrió en noviembre-diciembre de 1985 (fig. 6). El proceso de autodepuración al que se ven sometidas las aguas desde el mismo momento de su vertido en la balsa explica los descensos iniciales de la contaminación.

Una vez completado el llenado de la laguna, hecho que en los dos períodos de estudio coincidió con el mes de enero, el proceso autodepurador avanza con gran rapidez en superficie (figs. 8A y 9A). En la capa superficial, la mayoría de indicadores de contaminación fecal desaparecen y escapan a la detección (menos de 0,3 unidades por ml) entre los primeros 30 a 50 días. El proceso se entelrece en capas más profundas, como muestran las figuras 8B, 9B y 9C. En las mismas figuras 8 y 9 se puede obser-

var que mientras los coliformes fecales, coliformes totales y estreptococos fecales experimentan descensos similares, los colifagos y *Clostridium perfringens* son más persistentes en las aguas. Estos dos últimos grupos mostraron una progresiva estratificación en la columna de agua a medida que avanzó el proceso autodepurador, con un mayor acúmulo en capas profundas (figs. 10B y 11B). La persistencia de estos últimos organismos en la zona profunda, incluso cuando las aguas de superficie presentan un nivel de autodepuración muy aceptable (figs. 10A y 10B), supone un claro riesgo para la posible reutilización de las aguas de profundidad. Una elevada concentración de colifagos, es indicio de la presencia de virus animales en el lugar (GRABOW *et al.*, 1984; GRABOW *et al.*, 1986). No obstante, el tema está en discusión (GOYAL, 1983) y la opción más aconsejable es no dar determinados usos a aguas depuradas que presenten un recuento fágico elevado.

Los resultados obtenidos en cuanto a la físico-química y la microbiología del sistema han mostrado que la autodepuración de aguas residuales en la zona del SE de España presenta dos fenómenos distintos: 1.º) el que se produce en la zona superficial, con una autodepuración rápida y efectiva, y 2.º) el que se produce en la zona profunda, en la que las condiciones ambientales (anaerobiosis, ausencia de fitoplancton, baja temperatura) determinan un retardo en el proceso autodepurador, permitiendo la acumulación de ciertos organismos de origen fecal. En la zona superficial, la acción directa del fitoplancton a través de la oxigenación de las aguas, la mayor temperatura y el desarrollo de importantes y puntuales poblaciones zooplánctónicas de protozoos y rotíferos (detectadas en este trabajo, aunque no cuantificadas), permiten una dinámica de autodepuración comparable a la de sistemas de lagunas con alta tasa de crecimiento de algas (FALLOWFIELD *et al.* 1985).

El sistema de lagunaje empleado ha mostrado tiempos de autodepuración de aguas residuales en superficie similares a otros sistemas de optimización del proceso (WALKER *et al.*, 1977; HEJKAL *et al.*, 1983; POLPRASET *et al.*, 1983; FALLOWFIELD *et al.*, 1985). Además, el sistema descrito presenta la ventaja de poder almacenar un mayor volumen de agua para su depuración. No obstante, deberá tenerse mucha precaución en cuanto a la reutilización del agua acumulada en las zonas profundas de la laguna, debido a los riesgos sanitarios antes mencionados. Globalmente considerado, la tecnología de depuración de aguas residuales por lagunaje profundo es altamente prometedora en zonas de clima cálido como es el caso de la Región de Murcia.

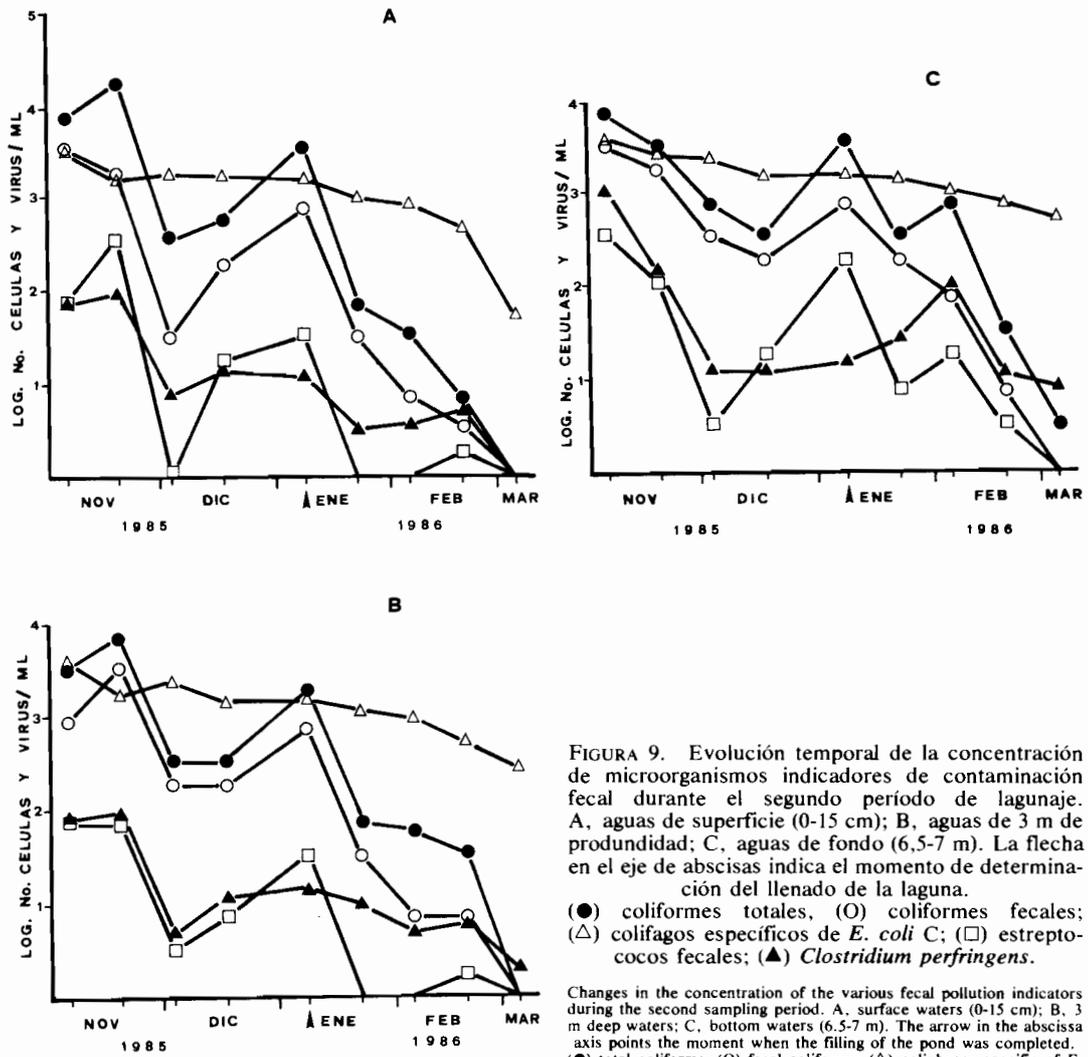


FIGURA 9. Evolución temporal de la concentración de microorganismos indicadores de contaminación fecal durante el segundo período de lagunaje. A, aguas de superficie (0-15 cm); B, aguas de 3 m de profundidad; C, aguas de fondo (6,5-7 m). La flecha en el eje de abscisas indica el momento de determinación del llenado de la laguna.

(●) coliformes totales, (○) coliformes fecales; (△) colifagos específicos de *E. coli* C; (□) estreptococos fecales; (▲) *Clostridium perfringens*.

Changes in the concentration of the various fecal pollution indicators during the second sampling period. A, surface waters (0-15 cm); B, 3 m deep waters; C, bottom waters (6.5-7 m). The arrow in the abscissa axis points the moment when the filling of the pond was completed.

(●) total coliforms; (○) fecal coliforms; (△) coliphages specific of *E. coli* C; (□) fecal streptococci; (▲) *Clostridium perfringens*.

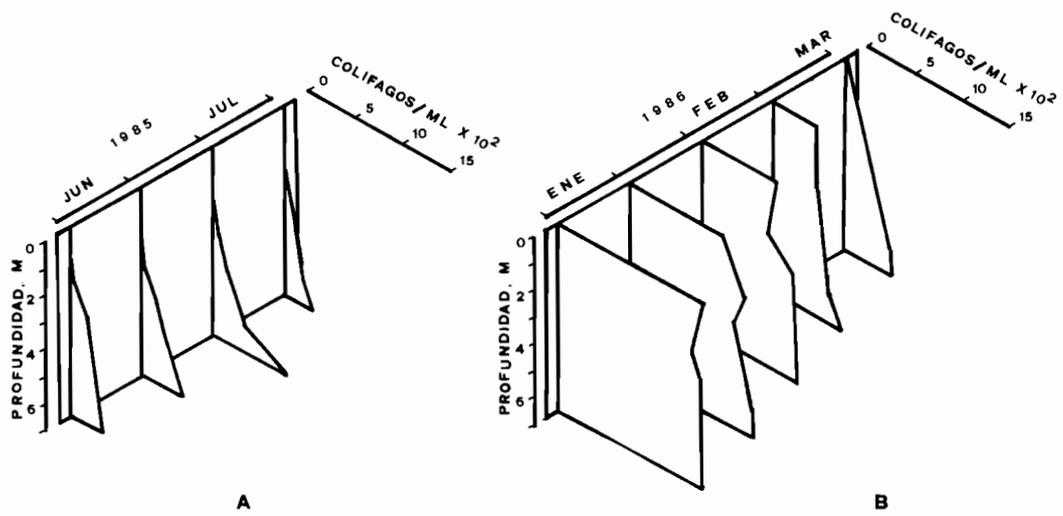


FIGURA 10. Variación de la concentración de colifagos de *E. coli* C, respecto de la profundidad y el tiempo en dos fases de distintos periodos de lagunaje. A, aguas altamente depuradas del primer periodo; B, aguas en proceso de autodepuración del segundo periodo.

Change in the concentrat coliphages of *E. coli* C with respect to depth and time in two phases od different periods of self-depuration. A, highly depurated waters from the first sampling period; B, waters in the process of self-depuration from the second sampling period.

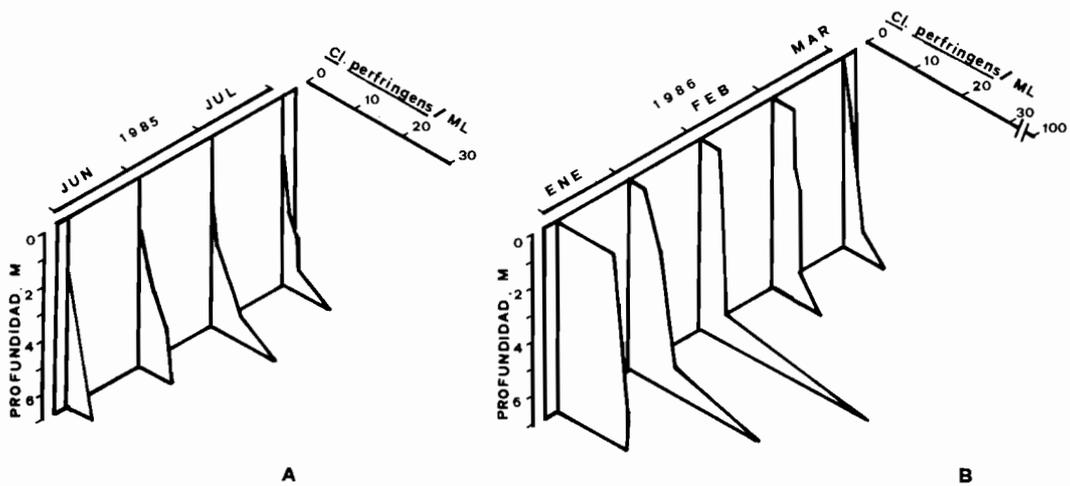


FIGURA 11. Variación de la concentración de *Clostridium perfringens* respecto de la profundidad y el tiempo en dos fases de distintos periodos de lagunaje. A, aguas altamente depuradas del primer periodo; B, aguas en proceso de autodepuración del segundo periodo.

Change in *Clostridium perfringens* concentrations with respect to depth and time in two phases of different periods of self-depuration. A, highly depurated waters from the first sampling period; B, waters in the process of self-depuration from the second sampling period.

BIBLIOGRAFÍA

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1980. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 15th ed. American Public Health Association Inc., Washington, D.C.
- BOWLES, D. S.; MIDDLEBROOKS, E. J. & REYNOLDS, J. H. 1979. Coliform decay rates in waste stabilization ponds. *J. Water Pollut. Contr. Fed.*, 51: 87-99.
- CAMPOS, P. 1980. *Dinámica de las poblaciones de colifagos en las aguas y su papel como indicadores biológicos de la contaminación fecal bacteriana*. Memoria de Licenciatura. Universidad Murcia. Facultad Ciencias, Murcia.
- ELLIS, K. V. 1983. Stabilization ponds: Design and operation. *C.R.C. Environm. Control*, 13: 69-102.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1983. *Assessment of Microbiology and turbidity Standards for Drinking Water*. United States Environmental Protection Agency (Ed.), Washington, D.C.
- EVANS, T. M.; WAARVICK, C. E.; SEIDLER, R. J. & LECHEVALIER, M. V. 1981. Failure of the Most-Probable-Number technique to detect coliforms in drinking water and raw water supplies. *Appl. Environm. Microbiol.*, 41: 130-138.
- FALLOWFIELD, H. J. & GARRETT, M. K. 1985. The treatment of wastes by algal culture. *J. Appl. Bacteriol. Symposium Supplement*, 187S-205S.
- GOYAL, S. M. 1983. Indicators of viruses. In: G. Berg (Ed.), *Viral pollution of the environment*. 211-230. CEC. Press. Inc. Boca Raton, Flo.
- GRABOW, W. O. K.; COUBROUGH, P.; NUPEN, E. M.; BATEMAN, B. W. 1984. Evaluation of coliphages as indicators of the virological quality of sewage-polluted water. *Water S.A.*, 10: 7-14.
- GRABOW, W. O. K.; COUBROUGH, P. 1986. Practical Direct Plaque Assay for Coliphages in 100-ml Samples of Drinking Water. *Appl. Environ. Microbiol.* 52: 430-433.
- HEJKAL, T. W.; GERBA, C. P.; HENDERSON, S. & FREEZE, M. 1983. Bacteriological, virological, and chemical evaluation of a wastewater-aquaculture system. *Water Res.*, 17: 1.749-1.755.
- JORGENSEN, B. B.; KUENEN, J. G. & COHEN, Y. 1979. Microbial transformations of sulfur compound in a stratified lake (Solar Lake, Sinai). *Limnol. Oceanogr.* 24: 799-822.
- O.M.S. 1977. *Directives applicables a la surveillance sanitaire de la qualite des eaux littorales*. Organisation Mondiale de la Sante (Ed.), Copenhagen.
- POLPRASERT, C.; DISSANAYAKE, M. G. & THANH, N. C. 1983. Bacterial die-off kinetics in waste stabilization ponds. *Journal WPCF*, 55: 285-296.
- RODIER, J. 1976. *L'analyse de l'eau*. Ed. Dunod, Paris.
- SOLER, A.; MORENO, J.; SÁEZ, J. & MORENO, M. D. 1984. Continuous flow treatment of raw wastewater in deep ponds. *3.º Congreso Mediterráneo de Ingeniería Química*. Barcelona.
- WALKER, J.; CARBONELLE, B.; LECLERC, H. 1977. Auto-epuration microbienne par lagunage. *Water Res.*, 11: 17-29.