

Artículo publicado en el Repositorio Institucional del IMTA

<i>Título</i>	Efecto del manejo de peces en la remoción de coliformes fecales en una laguna facultativa.
<i>Autor / Adscripción</i>	Armando Rivas Hernández Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
<i>Publicación</i>	Ingeniería Hidráulica en México, 12(3): 27-33
<i>Fecha de publicación</i>	1997
<i>Resumen</i>	Se analiza el efecto de peces del género Tilapia en la remoción de coliformes fecales, en reactores batch, utilizando agua de una laguna facultativa. La constante de mortandad bacteriana decayó proporcionalmente con el incremento del número de peces, por lo que se concluye que éstos afectan la eficiencia de remoción de patógenos en lagunas facultativas y de maduración, al reducir la velocidad de remoción de coliformes fecales.
<i>Identificador</i>	http://hdl.handle.net/123456789/1220

Efecto del manejo de peces en la remoción de coliformes fecales en una laguna facultativa

Armando Rivas Hernández

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Se analiza el efecto de peces del género Tilapia en la remoción de coliformes fecales, en reactores batch, utilizando agua de una laguna facultativa. La constante de mortandad bacteriana decaió proporcionalmente con el incremento del número de peces, por lo que se concluye que éstos afectan la eficiencia de remoción de patógenos en lagunas facultativas y de maduración, al reducir la velocidad de remoción de coliformes fecales. Estudios anteriores refieren que uno de los factores principales que intervienen en la remoción de bacterias es el pH, con valores superiores a 8.5. En este estudio se obtuvieron valores de pH hasta de 9.9 en los reactores testigo, en donde al no haber depredación de algas por parte de los peces, se obtuvieron los mayores valores de decaimiento bacteriano. Con esta base, y contrariamente a las sugerencias de referencias anteriores, no se recomienda el uso de peces en lagunas facultativas o de maduración, pero sí pueden utilizarse en estanques posteriores al tratamiento, cuando ya se hayan obtenido las eficiencias de remoción calculadas en el diseño, lo que permitiría disminuir la DBO del efluente que por concepto de algas se descarga, y contribuiría con el cumplimiento de la norma. Se evitaría además levantar los lodos del fondo, los que disminuirían la penetración de la luz solar, y con esto reducirían la fotosíntesis y la producción del oxígeno requerido en los procesos de autoperificación.

Palabras clave: mortandad bacteriana, coliformes fecales, peces tilapia, algas, pH, oxígeno disuelto, lagunas de estabilización.

Introducción

Actualmente es poca la información disponible en cuanto a reducir la concentración de materia orgánica y de patógenos mediante el uso de peces en lagunas de estabilización. Sin duda alguna, es importante evaluar el riesgo de salud pública que pudiera generarse por producir peces en aguas residuales con un potencial de enfermedades, como lo muestran Buras *et al.* (1985) al estudiar los aspectos microbiológicos del desarrollo de peces en aguas residuales tratadas, y Fattal (1992) que experimenta con las tasas de contaminación de peces expuestos al agua contaminada. Cabe señalar la diferencia que se tiene en cuanto al manejo de peces con un propósito de saneamiento ambiental (remoción de contaminantes) y el del cultivo de peces con fines de producción de alimento (acuacultura). En este estudio se considera el enfoque ambiental, y se tienen como objetivos conocer el efecto de la remoción de coliformes fecales en una laguna

facultativa de aguas residuales domésticas mediante el manejo de tilapia; y determinar sus constantes de decaimiento en sistemas batch. Se presenta además una metodología para la realización de este tipo de bioensayos bajo condiciones de flujo discontinuo.

En México, el 49% de la infraestructura de tratamiento de aguas residuales corresponde a lagunas de estabilización (Contreras R.J., Pacheco H.F., 1996). Por sus costos reducidos de construcción, fácil operación y poco mantenimiento, se tiene la perspectiva de incrementar su número, principalmente en zonas rurales. De acuerdo con la OMS (1988), son la alternativa de tratamiento no convencional que teniendo un buen diseño, no requiere de desinfección con cloro, lo que se traduce en una reducción de costos y de prevención de formación de trihalometanos (agentes cancerígenos). El agua tratada en sistemas lagunares bien diseñados y operados, cumple con las normas establecidas para su reuso en riego, algunos tipos de industrias y en acuacultura.

En forma general, el tratamiento por sistemas de lagunas consiste en pasar agua cruda a través de estanques donde después de un tiempo dado se va transformando la materia orgánica en compuestos más sencillos (material estabilizado) y simultáneamente se va realizando la destrucción de microorganismos patógenos. En los mecanismos naturales de purificación intervienen principalmente bacterias y algas, pero existen también hongos, protozoarios y larvas de insectos como componentes de las cadenas tróficas.

Buck (1976, citado en Dinges, 1982), menciona que en Hungría se utilizan lagunas con peces para mejorar la calidad de agua de efluentes de plantas de tratamiento antes de ser descargadas al río Blaton. Gloyna (1971), recomienda el uso de peces de los géneros *Gambusia*, *Tilapia* y *Poecilia* para el control de mosquitos (larvas de los géneros *Culex* y *Anopheles*) en lagunas con problemas de operación, principalmente en lagunas facultativas y en las de maduración.

Sin embargo, por las características propias del agua residual dentro de las lagunas, debe de evaluarse la posibilidad del manejo de peces como un nivel trófico adicional que pudiera contribuir en la remoción de patógenos y por lo tanto en mejorar su eficiencia de tratamiento (Edwards, 1980; Edwards *et al.*, 1981a; Payne, 1984; Hephher y Pruginin, 1989).

Metodología

El experimento se realizó en reactores batch dentro de la laguna de tratamiento del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. De acuerdo con Sáenz R. (1992), es bajo condiciones en batch que debe realizarse la determinación de constantes cinéticas. Se hicieron tres bioensayos, en los cuales, mediante flotadores, se introdujeron los reactores en el agua de la laguna con el fin de equilibrar sus condiciones térmicas y disminuir la pérdida de oxígeno por incremento de temperatura del agua, como sucedió en pruebas anteriores realizadas con los reactores fuera de la laguna. Los reactores consistieron de tambos de plástico de 200 l de capacidad, color blanco (con el fin de reducir incrementos de temperatura por la acción solar), conteniendo diferentes densidades de peces, y se cubrieron con un plástico transparente para prevenir contaminación por microorganismos del aire, permitir el paso de la luz para la fotosíntesis y evitar pérdidas por evaporación. Se colocó además un tubo de PVC con el objeto de generar una interfase para el intercambio de oxígeno entre el interior y el exterior de los reactores.

Se utilizaron cuatro reactores conteniendo: cero peces (testigo), y densidades de tres, seis y nueve peces, respectivamente. Se emplearon tilapias (*Oreochromis sp.*), conseguidas en una unidad piscícola de la localidad. Se eligieron ejemplares no maduros, basándose en sus características sexuales externas (Huet, 1978); preferentemente juveniles, con longitud total promedio de 12.3 cm y peso promedio de 31.6 gr, ya que de acuerdo con Wheaton (1982) en este estadio es mayor su capacidad de adaptación a ambientes hostiles, además de que mantienen un metabolismo alto, lo que significaría un mayor consumo de materia orgánica en comparación con especies adultas.

Este aspecto fue importante para este estudio, puesto que teóricamente se esperaba que los peces filtraran mayores volúmenes de agua, con lo que se incrementaría la posibilidad de filtrar más coliformes fecales; lo anterior asumiendo la intervención de los peces en el proceso de tratamiento, como un componente de la autodepuración natural del ecosistema lagunar (Edwards, 1980; Payne, 1984; Olah, 1990).

Como parámetros de campo se midieron temperatura del agua y ambiental, pH, sólidos disueltos totales, transparencia y oxígeno disuelto. En hojas de campo se realizaron anotaciones del estado del tiempo (cielo, humedad, nubosidad), características del agua residual (color, olor, espumas, etc.) y mortalidad de peces. Los parámetros de laboratorio fueron nitrógeno amoniacal, DBO₅, DQO, coliformes totales y coliformes fecales. Los análisis se realizaron de acuerdo con el Standard Methods (1992).

Con el propósito de reducir el error que pudiera ocasionarse por variaciones en el tiempo, los muestreos se realizaron en el mismo horario, aproximadamente a las 10:00 Hrs. Para reducir errores durante los muestreos, se utilizaron frascos estériles de vidrio; las muestras no se refrigeraron, sino que se analizaron inmediatamente después de haber sido tomadas; las mediciones de campo se realizaron en el sitio de muestreo par evitar cambios de temperatura, de la concentración de oxígeno disuelto, de pH y de los sólidos disueltos por sedimentación.

Con el propósito de reducir el error que pudiera ocasionarse por variaciones en el tiempo, los muestreos se realizaron en el mismo horario, aproximadamente a las 10:00 Hrs. Para reducir errores durante los muestreos, se utilizaron frascos estériles de vidrio; las muestras no se refrigeraron, sino que se analizaron inmediatamente después de haber sido tomadas; las mediciones de campo se realizaron en el sitio de muestreo par evitar cambios de temperatura, de la concentración de oxígeno disuelto, de pH y de los sólidos disueltos por sedimentación.

Cálculo de decaimiento bacteriano

La constante de decaimiento bacteriano es una medida de proporcionalidad de la velocidad con que algunos microorganismos perecen en una laguna (Rico M. de Gante, 1992). Es esta una constante de reacción de primer orden cuya ecuación tiene lugar bajo la suposición de que la Ley de Chick rige la remoción de bacterias en lagunas de estabilización. Las condiciones ambientales de la laguna son hostiles para los agentes patógenos, haciéndolos disminuir en forma proporcional con el tiempo t cuando el flujo es discontinuo (Sáenz R. 1992).

A partir de la ecuación de Chick se determinó la ecuación para obtener la constante de decaimiento bacteriano en batch (Rico M. de Gante, 1992).

$$\frac{dN}{dt} = -K_b N$$

Separando variables e integrando

$$\int_{N_0}^{N_i} \frac{dN}{N} = -K_b \int_{t_0}^{t_i} dt$$

$$\ln \frac{N_i}{N_0} = -K_b t_i$$

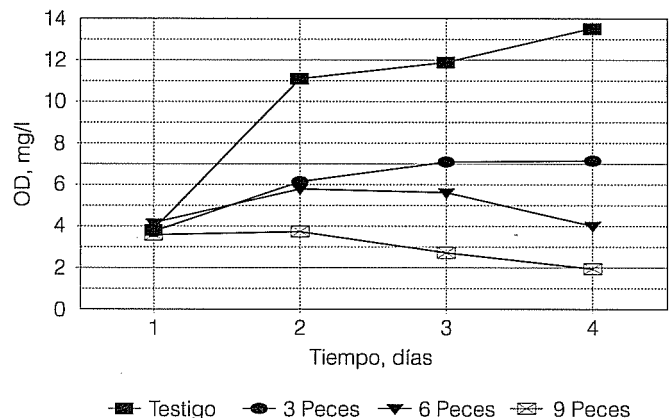
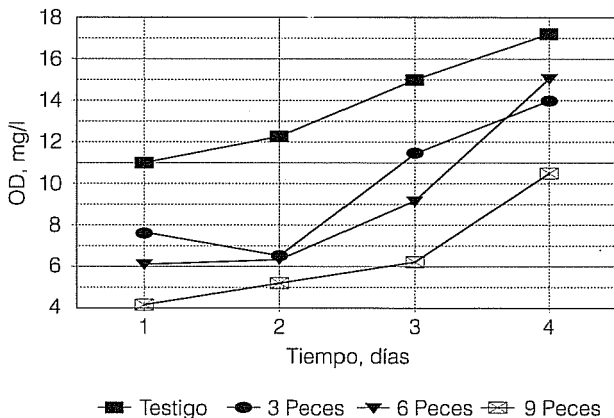
Donde:

- N_i = NMP de coliformes en 100 ml, en el tiempo i
- N_0 = NMP de coliformes en 100 ml, número inicial de coliformes
- t_i = tiempo, días
- t_0 = tiempo inicial, días
- K_b = constante de decaimiento bacteriano, días⁻¹

Aplicando el método de mínimos cuadrados se obtiene la siguiente expresión para el coeficiente K_b

$$K_b = \frac{-\left(\sum \ln \frac{N_i}{N_0}\right) t_i}{\sum t_i^2}$$

1. Oxígeno disuelto de los bioensayos segundo y tercero



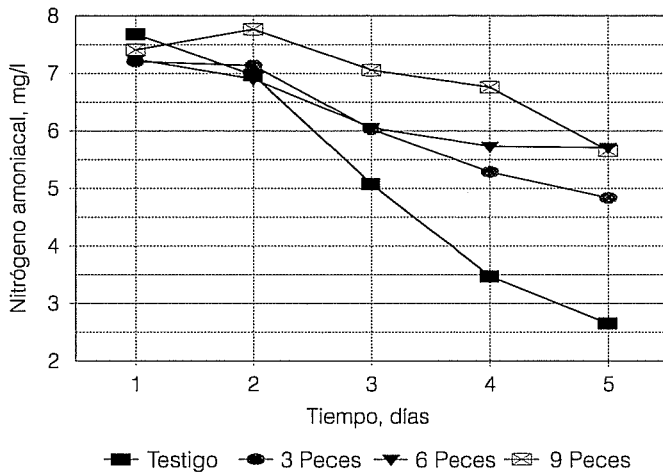
Resultados y discusión

Con relación a las observaciones de campo se tuvo que la temperatura promedio del agua, al momento de los muestreos fue de 25°C. El estado del tiempo general varió entre ligeramente nublado, hasta ligeras lloviznas por la noche. El color del agua en los reactores, predominantemente cambió de verde tenue a verde oscuro, lo que se observó de manera más marcada en los reactores testigo. Hubo aproximadamente un 10% de mortandad de peces, lo que de acuerdo con Edwards *et al.* (1981, a) pudo deberse a prácticas en su manejo.

Los resultados obtenidos de oxígeno disuelto (OD) conservan una proporcionalidad con las densidades de peces, de tal manera que en los testigo al no presentarse consumo de algas por peces se obtuvieron las concentraciones mayores, teniéndose el efecto contrario en los reactores con 9 peces (ilustración 1).

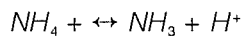
En el segundo bioensayo se observa un incremento con respecto al tiempo en los cuatro reactores, y en el tercer bioensayo, a pesar de conservarse la proporcionalidad entre oxígeno y número de peces, en el reactor con nueve peces se obtuvo una disminución del oxígeno con respecto al tiempo, efecto al cual se tiende en los reactores de tres y nueve peces. Esto pudo deberse a que la DQO inicial de segundo bioensayo (de 100 a 150 mg/l en los cuatro reactores) fue mayor que la DQO inicial del tercer bioensayo (de 18 a 30 mg/l), considerando que la DQO, para este experimento, es una medida indirecta de la concentración de nutrientes. En el tercer bioensayo, al tenerse baja concentración de nutrientes, la velocidad del consumo de las algas fue mayor que la de su producción, reflejándose en una menor cantidad de oxígeno en el reactor con mayor número de peces. No obstante, en los tes-

2. Nitrógeno amoniacoal (mg/l) de los bioensayos con peces

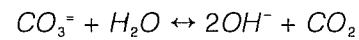
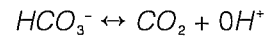
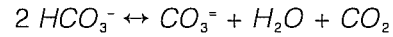


tigos de ambos bioensayos se presenta un incremento de la concentración de oxígeno con respecto al tiempo

El nitrógeno amoniacoal disminuyó en los cuatro reactores con respecto al tiempo, siendo su reducción mayor en el reactor testigo, y de manera general se presentó una proporcionalidad en cuanto al número de peces, donde la concentración final de nitrógeno amoniacoal fue mayor en los reactores con mayor número de peces (ilustración 2). Gloyna (1976) menciona que la reducción del nitrógeno amoniacoal está directamente relacionada con una alta concentración de oxígeno disuelto (oxidación), el que se produce durante la fotosíntesis de las algas, y el pH con valores cercanos o mayores a 9, donde se desarrolla la siguiente ecuación:



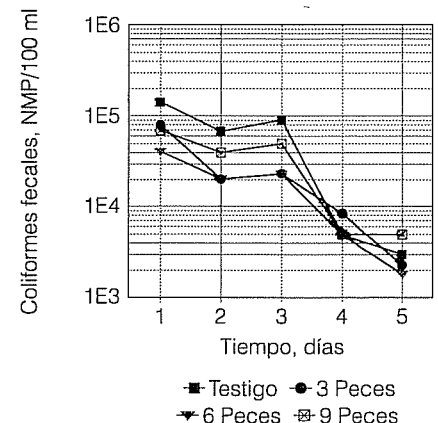
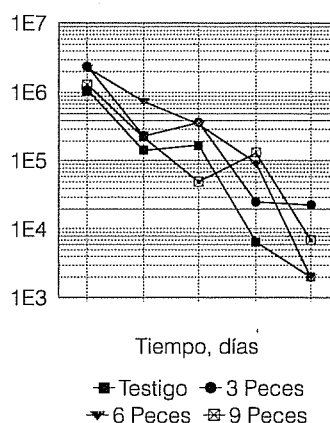
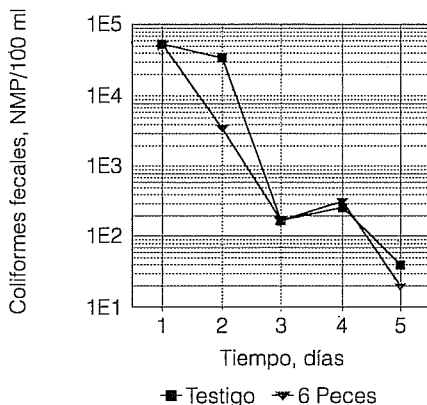
Entre el oxígeno disuelto y el pH se obtuvo una correspondencia, de tal modo que a mayor concentración de OD resultó mayor el pH. Este efecto (Goldman J. C. *et al.*, 1974) se debe a que la velocidad de asimilación de CO_2 como fuente de carbono por parte de las algas, para realizar la fotosíntesis, es mayor que la de su producción, dejando libres los iones oxhidrilos, los que al acumularse aumentan el pH.



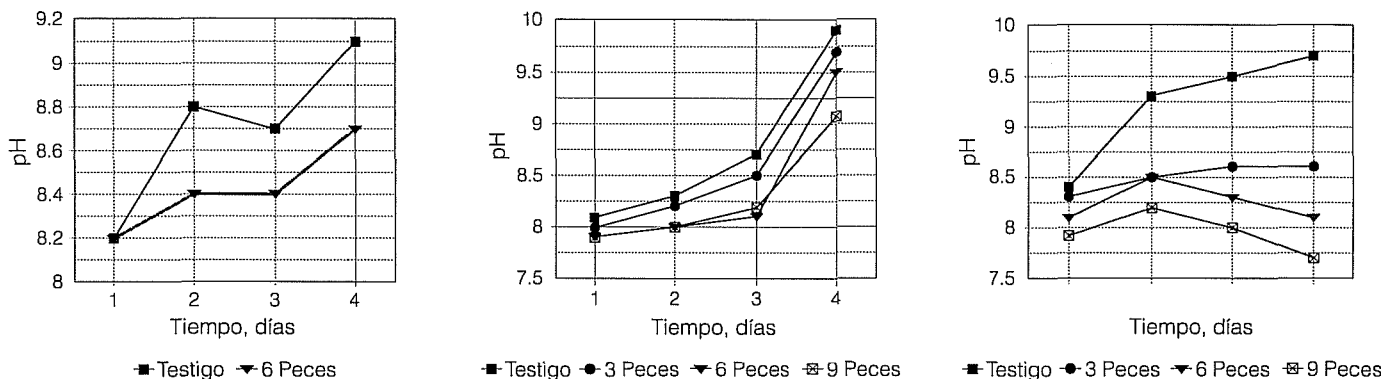
En la ilustración 3 se observa la disminución de coliformes fecales con respecto al tiempo, encontrándose que son suficientes de cinco a siete días para remover la mayor parte en condiciones batch. Podría esperarse un NMP en 100 ml menor de 1000 para un tiempo de retención entre 7 y 8 días, bajo estas condiciones, dependiendo del número inicial. El tiempo de retención de la laguna de estabilización de donde se tomó el agua para realizar este estudio es de 21 días para obtener la misma remoción de patógenos.

Se mencionan en la literatura varios factores que intervienen en el proceso de remoción, como son la sedimentación, al adherirse a las partículas con densidad mayor a la del agua, la reducción de nutrientes, la temperatura, depredación por otros microorganismos (protozoarios, rotíferos, etc.), adhesión a piel y tejidos de peces (Buras *et al* 1985, 1987; Fattal 1992), altos niveles de pH, generación de productos tóxicos extracelulares por algas, antagonismo microbiano, altos po-

3. Reducción de coliformes fecales de los tres bioensayos



4. Valores de pH de los tres bioensayos



tenciales de oxidación-reducción generados en cultivos con alta densidad de algas, luz solar (rayos ultravioleta) y sustancias húmicas. Pearson H. W. et al (1987) y Parhad (1974), concluyen que es el pH la variable que tiene mayor impacto en la mortandad bacteriana.

La ilustración 4 presenta los resultados obtenidos de pH en los tres bioensayos. Se observa un comportamiento similar al obtenido en los resultados de oxígeno disuelto teniéndose los valores mayores en los reactores testigo por la razón antes descrita.

Analizando la relación resultante entre el pH y la K_b (tabla 1) se tiene que en los bioensayos segundo y tercero se obtuvieron los valores mayores de pH y de K_b en los reactores testigo y el efecto contrario se presentó en los reactores con 9 peces. En el bioensayo primero, el pH fue mayor en el reactor testigo, sin embargo, la K_b fue ligeramente mayor en el reactor con 6 peces, similarmente como sucede en el reactor con 6 peces del segundo bioensayo, lo que pudo deberse a desviaciones normales del experimento, error en el muestreo o durante los análisis de laboratorio. Sin embargo, en los dos últimos bioensayos se analiza el efecto en cuatro reactores y se aprecia la tendencia de

una mayor remoción de patógenos con el incremento del pH, con correlaciones r^* de 0.73 y 0.97 respectivamente.

En la ilustración 5 se observa que la K_b tiende a disminuir conforme incrementa la densidad de peces, es decir, se reduce proporcionalmente con el pH.

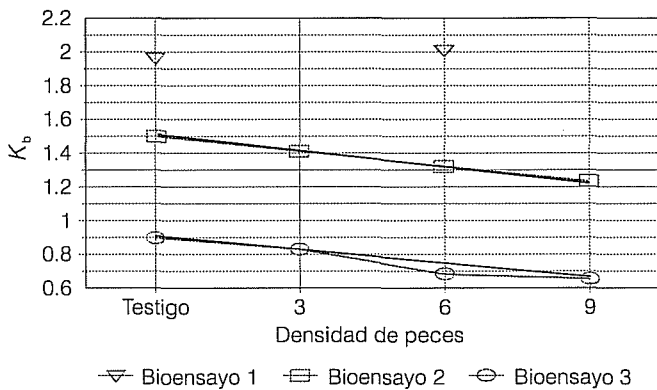
Resumiendo se tiene que las algas determinan la concentración de oxígeno, el oxígeno determina al pH, el pH determina la constante de decaimiento, y cerrando el círculo la densidad de peces determina la concentración de algas, por lo que la constante estuvo en función de la influencia de los peces.

Por lo anterior, no se recomienda el uso de peces en lagunas de estabilización, ya que además de reducir la velocidad de remoción de bacterias podrían levantar los lodos del fondo, con lo que se obstruiría el paso de la luz requerida para la fotosíntesis de las algas. Al disminuir el oxígeno, podrían generarse malos olores y destruir la estabilidad lograda en las lagunas. Sin embargo, considerando que estos peces son buenos removedores de algas, pueden aprovecharse en estanques posteriores para reducir la concentración de DBO que por concepto de algas se descarga.

1. Correlación entre la constante K_b y el pH

Bioensayo I			Bioensayo II				Bioensayo III			
Reactor	K_b	pH	Reactor	K_b	pH	r^*	Reactor	K_b	pH	r^*
Testigo	1.96	9.1	Testigo	1.55	9.9	0.73	Testigo	0.89	9.7	0.97
6 peces	2.01	8.7	3 peces	1.28	9.7		3 peces	0.83	8.6	
			6 peces	1.44	9.5		6 peces	0.68	8.1	
			9 peces	1.20	9.1		9 peces	0.65	7.7	

5. Relación K_b vs densidad de peces



Conclusiones

1.- Se observó remoción de coliformes fecales tanto en las muestras testigo como en los reactores con presencia de tilapia; y el decaimiento bacteriano fue mayor en los reactores testigo que en aquellos que tuvieron peces.

2.- La principal variable que intervino en la remoción de bacterias fue el pH. Esto quedó demostrado en los reactores testigo, en donde por no haber depredación de algas se desarrolló libremente su población, incrementándose el pH -especialmente con valores arriba de 8.5, y obteniéndose en estos reactores los mayores valores de decaimiento bacteriano.

4.- La remoción de patógenos es más rápida en sistemas batch (5 a 8 días) que en sistemas continuos (21 días).

5.- Los peces, por ser depredadores de fitoplankton, pueden utilizarse para disminuir la DBO del efluente, que por concepto de algas se descarga, con lo que se contribuye en el cumplimiento de la norma.

Recibido: marzo, 1996

Aprobado: mayo, 1997

Agradecimientos

Al Ing. Mauricio Rico Martínez por su asesoría, apoyo y comentarios. A la Bióloga Sofía Alida Barón Campis, por su apoyo en los muestreos, análisis de laboratorio y en la revisión del estudio.

Referencias

Buras N., Duek L. and Niv S. Reactions of fish to microorganisms in wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*, pp. 989-995 Oct. 1985,
 Buras N., Duek L., Niv S. Hopher B. and Sandbank E. Microbiological aspects of fish grown in treated wastewater. *Wat. Res.* Vol. 21 No 1, January, 1987.

Contreras R. J. y Pacheco H. F. Situación del tratamiento de las aguas residuales en México. Curso-taller internacional sobre lagunas de estabilización. Diseño, Operación, Mantenimiento y Rehabilitación. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 23 al 27 de septiembre de 1996.
 Dinges, R., Natural Systems for Water Pollution Control; Van Nostrand Reinhold Company, pp. 152-170. Holanda. 1982.
 Edwards, P. A Review of Recycling Organic Wastes Into Fish, with Emphasis on the Trophics; *Aquaculture*, (21): 261-279. Amsterdam, Holanda. 1980.
 Edwards, P., A. Sinchumpasak y M. Tabucanon. The Harvest of Microalgae from the Effluent of Sewage Fed High Rate Stabilization Pond by *Tilapia nilotica*. Part 2: Studies of the fish ponds. Parte 2: Studies of the fishponds; *Aquaculture*, (23): 107-147. Amsterdam, Holanda. 1981 [a].
 Fattal, B. y A. Dotan. Rates of Experimental Contamination of Fish Exposed to Polluted Water; *Wat. Res.* 26(12): p. 1621-1627. 1992.
 Gloyna E. F. Waste stabilization ponds. WHO. P. 108,138. 1971.
 Gloyna E. F., Malina J. F. and Davis E. M. Ponds as wastewater treatment alternative. *Water Resources Symposium No 9*. Center for Research in Water Resources, College of Engineering. Texas. 1976.
 Goldman J. C., Oswald W. J. And Jenkins. The kinetics of inorganic carbon limited algal growth. *WPCF*. Vol 46, No 3, March, p. 559, 1974
 Hopher, y Y. Pruginin. Cultivo de Peces Comerciales; editorial Trillas, 309 p. México, D.F. 1989.
 Huet M. Tratado de Piscicultura. 2a. edición, editorial Mundiprensa, Madrid, España., 1978.
 McJunkin E.. Agua y salud humana. OPS, OMS. LIMUSA, 1988.
 Oláh, J. Wastewater-Fed Fishculture in Hungary, en: Edwards, P. y S. Pullin (eds), *Wastewater-Fed Aquaculture*, pp. 79-89. Bangkok, Tailandia . 1990.
 Payne, A. Use of Sewage Waste in Warm Water Aquaculture; en: *Reuse of sewage effluent*, Thomas Teiford (ed), pp. 117-131. Londres, Inglaterra. 1984.
 Oláh, J. Wastewater-Fed Fishculture in Hungary, en: Edwards, P. y S. Pullin (eds), *Wastewater-Fed Aquaculture*, pp. 79-89. Bangko, K. Tailandia. 1990.
 Parhad N. M. and. Rao N.U. Effect of pH on survival of *Escherichia coli*. *Journal of WPCF*. Vol. 46, No. 5, May 1974.
 Payne, A. Use of Sewage Waste in Warm Water Aquaculture; en: *Reuse of sewage effluent*, Thomas Teiford (ed), pp. 117-131. Londres, Inglaterra. 1984.
 Pearson, H. et al. Physico-Chemical Parameters Influencing Faecal Bacterial Survival in Waste Stabilization Ponds; *Water Sci. Technology*, 19(12):145-152, Ltd. Londres, Inglaterra. 1987.
 Pearson H.W., Mara D.D. and Mills S.W. Rationalizing waste stabilization pond design: the biological factor. *Wat. Csi. Tech.* pp. 691-697. 1989.
 Rico, M., de Gante, M. Relación Funcional de Constantes de Decaimiento Bacteriano y el pH en Reactores; *Memorias del VIII Congreso Nacional "Acciones para un Ambiente Limpio"*, Cocoyoc, Morelos. 1992.
 Sáenz, R. Predicción de la Calidad del Efluente en Lagunas de Estabilización; OPS/OMS, pp. 41-51. Washington, D.C. 1992.

Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th edition. APHA.AWWA,WPCF. 1992

Wheaton. Acuacultura: diseño y construcción de sistemas; 1a. edición, AGT editor, p. 704, México, D.F. 1982.

Abstract

Rivas-Hernández A. "Effect of fish management on fecal coliform removal in facultative ponds" *Hydraulic Engineering in Mexico (in Spanish)*. Vol XII Num. 3, pages 27-33, September-December, 1997.

The effect of fish, of the genus *Tilapia*, on fecal coliform removal in a batch reactor with water from a facultative pond was analyzed. The bacterial mortality constant decreased proportionally as the number of fish increased. It was concluded that the number of fish influences the efficiency of pathogen removal in facultative and maturation ponds by reducing the fecal coliform removal rate. Prior studies indicated that one of the principal factors in bacterial removal is a pH above 8.5. In this study, a pH of up to 9.9 was obtained in the control reactors where, as there was no depredation of algae by fish, a greater decrease in bacteria was observed. Based on this observation, and contrary to suggestions in the literature, the use of fish is not recommended in facultative and maturation ponds, but rather in the tanks following treatment when the design removal efficiencies have been obtained. This will result in a lower effluent BOD, product of the algae, and contribute to compliance with standards. It will also prevent the need to dispose of the sludge, and will reduce the photosynthesis and oxygen production required for the self-purification process.

Key words: bacterial mortality, fecal coliforms, *Tilapia*, algae, pH, dissolved oxygen, stabilization ponds.