

APLICACIÓN DE ECO TECNOLOGÍAS PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES Y CRÍA DE PECES

APPLICATION OF ECO-TECHNOLOGIES FOR WASTEWATER TREATMENT AND FISH GROWTH

M.R. Peña¹

Resumen

Las ecotecnologías del tipo lagunas de estabilización (LEs) y humedales construidos (HCs) han sido ampliamente utilizadas para el tratamiento de aguas residuales biodegradables de diferente origen. También en algunos casos, los efluentes de estos sistemas se han utilizado para la irrigación de cultivos o la cría de peces de agua dulce en reservorios para tal efecto. En estos últimos casos es de particular importancia conocer los criterios de diseño y forma de proyectar estas unidades piscícolas, así como también, es necesario entender los riesgos potenciales para la salud humana asociados con esta práctica. De este modo, el presente trabajo pretende ofrecer una visión general y racional para el manejo de esta problemática desde los principios de la Ingeniería Ecológica. Finalmente, le queda al lector el ejercicio de criticar, mejorar, trasladar y aplicar responsablemente estos conceptos y criterios a su situación particular.

Abstract

Ecotechnologies such as waste stabilisation ponds (WSP) and constructed wetlands (CWs) have been widely used and applied for biodegradable wastewater treatment from different sources. The final effluents from those systems have been also used in crop irrigation and fish farming of fresh-water fish species in quite a few cases. In the latter, it is particularly important to know proper design criteria and the right engineering techniques to implement safely such fish-farming units. Moreover, the related potential human health risks to this practice are to be properly understood and tackled. Thus, the present work is aimed at giving a thorough and rational overview to manage this situation based on ecological engineering principles. Finally, the reader will be faced with the critics, improvement and responsible implementation of these concepts and criteria to his particular situation.

Palabras claves: aguas residuales, cría de peces, eco-tecnologías, tratamiento de aguas.

¹ Universidad del Valle, Instituto Cinara. Director Grupo GISAM. AA 25157. Cali, Colombia.
E-mail: miguelpe@univalle.edu.co

Key words: eco-technologies, fish growth, wastewater, water treatment.

1. Introducción

En la jerga de la ingeniería ambiental o ingeniería ecológica contemporánea cuando nos referimos a eco-tecnologías o sistemas naturales de tratamiento estamos realmente hablando de aquellos sistemas construidos por el hombre bajo criterios de ingeniería, pero que simulan el comportamiento de ecosistemas acuáticos naturales del tipo humedales o lagunas superficiales.

De este modo, las tecnologías más utilizadas y conocidas dentro de esta categoría son las lagunas de estabilización (LEs) y los humedales construidos (HCs) tanto de flujo superficial como sub-superficial. Nótese que éstas eco-tecnologías han sido profusamente utilizadas en diferentes regiones del planeta fundamentalmente para depurar aguas residuales biodegradables. Esto se logra aprovechando el establecimiento de una comunidad biológica acuática en el caso de las LEs (i.e., comunidad microbiológica y de micro y macro-invertebrados) o mixta en el caso de los HCs (i.e., comunidad microbiológica, de micro y macro-invertebrados mas plantas superiores).

Estas comunidades llevan a cabo las transformaciones de elementos como el C, N, P, S más otros elementos traza según los ciclos bio-geoquímicos de los mismos en la biosfera. En este punto se resalta que con aguas biodegradables normalmente estos sistemas no presentan limitaciones de nutrientes (N &P) y por lo tanto, son sistemas eutróficos y más exactamente hipertróficos. Aguas normalmente tratadas con éstas eco-tecnologías provienen de actividades como la industria de alimentos lácteos y cárnicos, industria azucarera, sacrificio industrial de ganado, aguas domésticas y municipales, y más recientemente se trabaja en aplicaciones especializadas como la bio-remediación de lixiviados de rellenos sanitarios y aguas de la industria minera (Peña, 2011).

Para el caso que nos ocupa, esto es, la cría y producción de peces de agua dulce, es posible entonces diseñar estas eco-tecnologías con el propósito de recuperar los nutrientes (N&P) utilizando la producción de biomasa del tipo zoo y fitoplancton o también la producción de plantas acuáticas flotantes como *Lemna sp.* (lenteja de agua). De este modo, la idea es desarrollar una red trófica que comprende desde los productores primarios hasta los predadores superiores, que en este caso serian las especies ícticas de valor comercial. De esta forma se materializa el concepto de servicios ecosistemicos para eco-sistemas construidos, los cuales tradicional y únicamente han sido utilizados para el servicio de depuración o descontaminación del agua; este servicio ahora se complementa con la producción alimentaria de proteína de alto valor nutritivo.

Este trabajo pretende entonces mostrar los principales conceptos que deben tenerse en cuenta al momento de proyectar eco-tecnologías para el tratamiento de aguas residuales con la recuperación integrada de nutrientes en forma de biomasa superior, esto es, especies ícticas de reconocido valor comercial. Hacia el final del texto se presentan algunas consideraciones para el manejo de la contaminación acuática producida en pisci-factorías de agua dulce a escala industrial.

2. Sistemas naturales integrados para tratamiento de aguas residuales (SNTAR) y cría de peces

Los SNTAR que se describen a continuación pueden ser utilizados de dos formas complementarias para recuperar el Nitrógeno presente en las ARs biodegradables. De este modo, el tratamiento de la ARs en lagunas de estabilización (LEs) o en humedales construidos (HCs) puede ser seguido de reservorios para la cría de peces directamente con los efluentes tratados a nivel secundario o también mezclando estos efluentes con aguas superficiales adecuadas para los reservorios de piscicultura.

Lagunas de Estabilización. La tecnología de LEs es uno de los métodos naturales más importantes para el tratamiento de aguas residuales. Las LEs son fundamentalmente reservorios construidos en tierra por la mano del hombre, que comprenden una o varias series de lagunas anaerobias, facultativas y de maduración. El tratamiento primario se lleva a cabo en la laguna anaerobia (LA), la cual se diseña principalmente para la eliminación de materia orgánica suspendida (SST) y parte de la fracción soluble de materia orgánica (DBO_5). La etapa secundaria en la laguna facultativa (LF) elimina la mayoría de la fracción remanente de la DBO_5 soluble por medio de la actividad coordinada de microalgas y bacterias heterotróficas. El principal objetivo de la etapa terciaria en lagunas de maduración (LM) es la eliminación de patógenos y nutrientes (principalmente Nitrógeno). Las LEs se constituyen en la tecnología de tratamiento de aguas residuales más costo-efectiva para la eliminación de microorganismos patógenos y esto se logra por medio de mecanismos de desinfección natural. Las LEs son particularmente adecuadas para países tropicales y subtropicales dado que la intensidad del brillo solar y la temperatura ambiente son factores claves para la eficiencia de los procesos de degradación (Mara *et al.*, 1992).

Lagunas anaerobias (LA). Estas son las unidades más pequeñas de la serie, usualmente tienen una profundidad de 2-5 m y reciben cargas orgánicas volumétricas mayores a $100 \text{ g DBO}_5 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Estas altas cargas orgánicas producen condiciones anaerobias estrictas (oxígeno disuelto ausente) en todo el volumen de la laguna. En términos generales, las LA funcionan como tanques sépticos abiertos y trabajan extremadamente bien en climas calientes. Una LA correctamente diseñada puede alcanzar eliminaciones de DBO_5 alrededor del 60% a temperaturas de $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Tiempos de retención hidráulico (TRH) de 1 día son suficientes para aguas residuales con una DBO_5 de hasta 300 mg l^{-1} y temperaturas superiores a $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Los ingenieros diseñadores siempre han mostrado preocupación por las posibles molestias generadas por olores. Sin embargo, los problemas de olores pueden minimizarse con un diseño adecuado de las unidades siempre y cuando la concentración de SO_4^{2-} en el agua residual sea menor a 500 mg l^{-1} . La eliminación de materia orgánica en LA es gobernada por los mismos mecanismos que ocurren en cualquier reactor anaerobio (Mara *et al.*, 1992; Peña, 2002).

Lagunas facultativas (LF). Estas lagunas son de dos tipos: LF primarias que reciben aguas residuales crudas, y LF secundarias que reciben aguas sedimentadas de la etapa primaria (usualmente el efluente de una LA). Las LF son diseñadas para eliminación de DBO_5 con base en una baja carga orgánica superficial que permite el

desarrollo de una población algal activa. De esta forma, las microalgas generan el oxígeno requerido por las bacterias heterotróficas para oxidar la DBO_5 soluble. Una población saludable de algas le confiere un color verde oscuro a la columna de agua. Las LF pueden ocasionalmente tornarse rojas o rosadas debido a la presencia de bacterias fotosintéticas púrpuras oxidantes del sulfuro (Mara y Pearson, 1986). Este cambio en la ecología de las LF ocurre debido a ligeras sobrecargas. De esta forma, el cambio de coloración en LF es un buen indicador cualitativo del funcionamiento del proceso de degradación. La concentración de algas en una LF con funcionamiento óptimo depende de la carga orgánica y de la temperatura, pero frecuentemente se encuentra entre 500 a 2000 μg clorofila-a l^{-1} . La actividad fotosintética de las algas ocasiona una variación diurna de la concentración de oxígeno disuelto y los valores de pH. Variables como la velocidad del viento tienen efectos importantes en el comportamiento de la LF, ya que se genera mezcla del contenido de la laguna. Tal como lo señalan Mara et al. (1992), un buen grado de mezcla produce una distribución uniforme de DBO_5 , oxígeno disuelto, bacterias y algas, y en consecuencia una mejor estabilización del agua residual. Mayores detalles técnicos de la eficiencia del proceso y los mecanismos de eliminación pueden consultarse en Mara et al. (1992) y Curtis (1994). La Fig. 1 presenta un modelo resumido de la ecología de las LF. Nótese que a partir de este modelo se evidencia la posibilidad de ensamblar una comunidad biológica más compleja con la participación de especies ícticas, y eventualmente de moluscos y crustáceos que podrían eventualmente explotar diferentes nichos dentro del estanque para generar así una recuperación del N en forma de biomasa con valor agregado representado en su potencial nutricional.

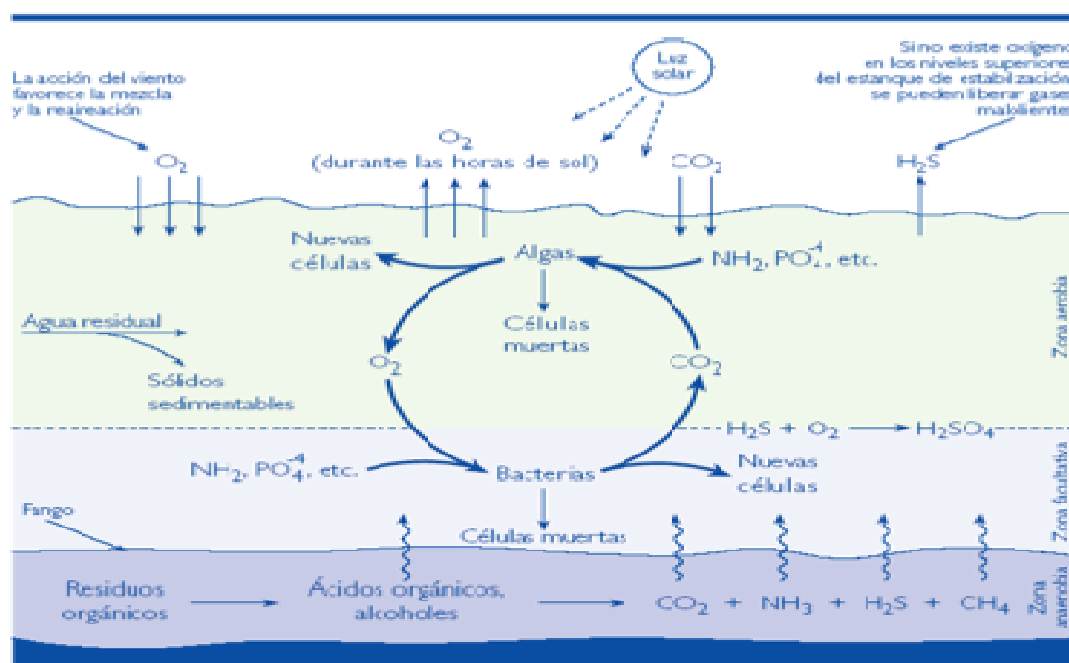


Figura 1. Representación simplificada de la ecología de LFs.
Fuente: Roldán & Ramírez (2008).

Lagunas de maduración (LM). Estas lagunas reciben el efluente de LF y su tamaño y número depende de la calidad bacteriológica requerida en el efluente final. Las LM son unidades poco profundas (1.0-1.5 m) y presentan menos estratificación vertical al tiempo que exhiben una buena oxigenación a través del día en todo su volumen. La población de algas es mucha más diversa en LM comparada con LF. Por lo tanto, la diversidad algal se incrementa de laguna en laguna a lo largo de la serie. Los principales mecanismos de eliminación de patógenos y de coliformes fecales en particular son gobernados por la actividad algal en sinergia con la foto-oxidación. Mayores detalles sobre estos mecanismos de eliminación en LM pueden consultarse en Curtis (1994).

De otro lado, las LM solo alcanzan una pequeña eliminación de DBO_5 , pero su contribución a la eliminación o recuperación de nitrógeno y fósforo es más significativa. Mara & Pearson (1998) reportan una eliminación de nitrógeno total del 80% en todo el sistema de lagunas (LA+ LF+ LM), y de esta cifra el 95% corresponde a la eliminación de amonio. Es de resaltar que la mayoría del nitrógeno amoniacal se elimina en las LM. Entre tanto, la eliminación total de fósforo en los sistemas de lagunas es baja, usualmente < 50% (Mara et al., 1992; Mara & Pearson, 1986).

Para la cría de peces se recomienda entonces tener una serie de LEs constituida por LA + LF + LM. A continuación de la LM se debe diseñar y construir una laguna o estanque para la cría de peces, la cual se dimensiona con base en la carga superficial de nitrógeno según el método propuesto por Mara et al. (1993). De este modo, la laguna o estanque de peces debe diseñarse con una carga superficial máxima de Nitrógeno ($\lambda_s = 4.0 \text{ Kg. NTK ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Si $\lambda_s > 4.0$ entonces hay riesgo de anoxia y muerte de los peces en horas de la noche por la respiración algal; si $\lambda_s < 4.0$ entonces el cultivo algal (i.e., biomasa) no es óptimo y la cantidad de algas por unidad de volumen es baja, lo que ocasiona baja producción de peces.

Humedales Construidos: Los HCs son sistemas de tratamiento de aguas residuales basados en plantas macrófitas, y pueden ser definidos como SN, en los cuales las macrófitas acuáticas (plantas que crecen en suelos saturados de agua) tienen una función vital en relación con la depuración del agua residual (Brix, 1993). Los contaminantes en los sistemas con macrófitas son eliminados por una variedad compleja de procesos físicos, químicos y biológicos, incluyendo sedimentación, filtración, adsorción en el suelo, degradación microbiológica, nitrificación y denitrificación, decaimiento de patógenos y metabolismo de las plantas. Las macrófitas eliminan contaminantes por asimilación directa dentro de sus tejidos, además proveen superficie de contacto y un ambiente adecuado para que los microorganismos asociados transformen los contaminantes y reduzcan sus concentraciones. La transferencia de oxígeno dentro de la zona radicular es otro proceso que contribuye a la oxidación de contaminantes por la creación de un ambiente aerobio para algunas poblaciones bacterianas. Los sistemas de tratamiento basados en macrófitas pueden ser clasificados de acuerdo con la forma de vida dominante. En la Tabla 1 se muestra dicha clasificación según Brix (1994).

El agua fluye horizontalmente a través de las raíces de las plantas y el medio filtrante, luego el efluente tratado es recolectado en un canal de salida o tubería. La eliminación de contaminantes depende principalmente de la interacción entre el medio filtrante y el ecosistema conformado por la rizosfera y las poblaciones microbianas adheridas al medio y las raíces. Dependiendo del tipo de planta se puede tener un ecosistema con micorrizas donde se conforman cadenas tróficas más amplias (Brown, 1994). El lecho tiene una pendiente típica menor al 2% y el material se coloca sobre un recubrimiento impermeable para prevenir infiltraciones y asegurar el control del nivel de agua. El medio tiene una profundidad típica de 0.30 a 0.70 m. Los sistemas más grandes en uso en los Estados Unidos están en Crowley, Louisiana, con un caudal de diseño de 13.000 m³ d⁻¹ (Reed et al., 1995).

La Fig. 2 presenta un esquema de los HCs de flujo sub-superficial que son los más utilizados en el país para tratar ARs provenientes de pequeñas localidades e industrias.

Tabla 1. Clasificación de los HCs ó SN basados en macrófitas.

Tipología de planta	Uso de las plantas	Tipología de HCs
Plantas de raíces profundas	Las plantas de raíces profundas ayudan a reducir el nivel freático y a reducir la infiltración de agua subterránea.	HCS de flujo sub-superficial con plantas de raíces profundas.
Plantas de raíces superficiales	Las plantas de raíces superficiales ayudan a reducir el nivel freático y a reducir la infiltración de agua subterránea.	HCS de flujo sub-superficial con plantas de raíces superficiales.
Plantas de raíces profundas y superficiales	Las plantas de raíces profundas y superficiales ayudan a reducir el nivel freático y a reducir la infiltración de agua subterránea.	HCS de flujo sub-superficial con plantas de raíces profundas y superficiales.

Fuente: Peña et al. (2003).

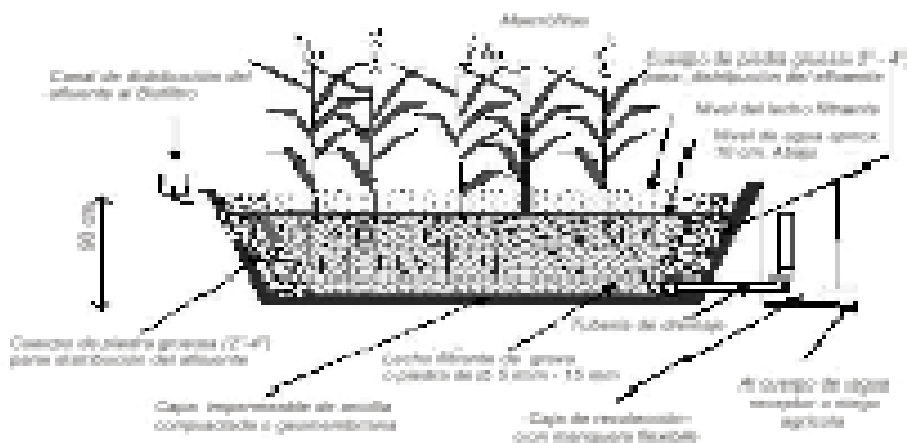
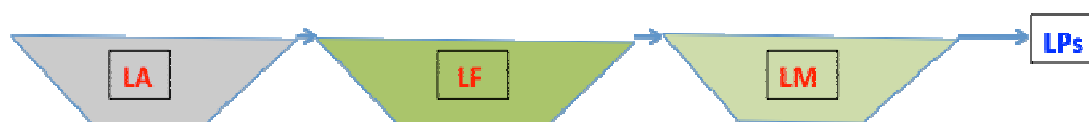


Figura 2. Esquema de un HC de flujo sub-superficial horizontal.

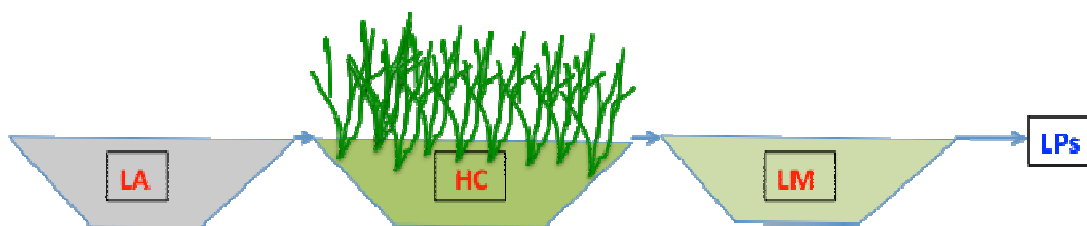
Fuente: Sucher & Holzer (1999).

A continuación del HC, bien sea este de flujo superficial o sub-superficial, se recomienda proyectar la laguna o estanque de peces según los criterios ya mencionados en el aparte anterior, esto es, con base en los valores de λ_s .

Con los apartes presentados anteriormente resulta plausible mostrar la integración de dos servicios eco-sistémicos dentro de estas tecnologías naturales de descontaminación. Así pues, además de tratar ARs biodegradables también se puede integrar la recuperación del N vía la producción de biomasa de alto valor nutricional en forma de proteína animal (i.e., pescado cultivado). A continuación en la Fig. 3 se muestran dos esquemas básicos integrados de tratamiento de ARs y producción piscícola utilizando el recurso agua proveniente de actividades humanas como el consumo residencial, comercial e industrial de aguas biodegradables.



a) Tren de tratamiento con LEs (LA + LF + LM) y entrega a laguna de peces (LPs).



b) Tren de tratamiento con LA + HC + LM y entrega a laguna de peces (LPs).

Figura 3. Esquemas básicos de tratamiento de ARs e integración con lagunas de peces.

Cifras sobre producción piscícola: La experiencia de cría de peces en sistemas de LEs que tratan ARs es una práctica difundida en varias regiones del planeta, y los rendimientos de producción de biomasa de especies ícticas en estas condiciones son buenos. La Tabla 2 presenta algunas cifras de producción de biomasa íctica bajo las condiciones ya mencionadas.

Tabla 2. Producción de biomasa íctica en algunos países.

País	Área lagunas (Ha)	Tipo de pez	Producción (ton ha ⁻¹ año ⁻¹)
Alemania	233	Carpa común	0.5
China	8000	C. plateada y común	1.5 – 11.0
India	3000	Carpa y Tilapia	3.0 – 8.0

Vietnam	> 5000	T. Mozambique y Nilótica	4.0 – 7.0
Perú	2.0	T. Nilótica	11.2

Fuente: Mara et al. (1992).

Por lo tanto, es completamente plausible la producción de biomasa de alto valor nutricional en forma de pescado cultivado en estanques. De la Tabla 2 se resalta que la producción de pescado del sistema lagunar de Calcuta en la India, suministra en promedio el 17% de la demanda total de esta proteína en dicha ciudad. Sin embargo, cuando se cultivan peces en lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales, se deben tener en cuenta los riesgos potenciales para la salud pública, asociados con al menos tres (3) grupos de contaminantes: i) microorganismos patógenos, ii) metales pesados y iii) compuestos orgánicos del tipo agro-químicos (i.e., pesticidas y herbicidas).

Las directrices OMS de calidad para el uso seguro del agua residual y excretas en acuicultura, presentan los grupos de organismos patógenos (i.e., bacterias, virus, protozoarios, y trematodos) a controlar, así como los niveles de riesgo aceptables para la transmisión de infecciones por esta práctica (OMS, 2006). En este mismo documento y complementariamente en las directrices de calidad de agua para riego de la FAO se encuentran las concentraciones máximas admisibles de los compuestos químicos antes mencionados (OMS, 2006; FAO, 1985). Nótese que si las aguas usadas provienen de actividad doméstica o comercial, es muy posible que la presencia de metales pesados y compuestos orgánicos de difícil degradación estén en concentraciones menores a los valores límites establecidos en las normas que protegen la salud humana. Sin embargo, las aguas provenientes de la industria, y de la escorrentía urbana o agrícola si pueden tener concentraciones apreciables de estas sustancias, y por lo tanto, pueden representar un riesgo potencial alto para los grupos humanos expuestos al consumo de los peces producidos en las lagunas que tratan estas aguas.

3. Consideraciones sobre tratamiento de los efluentes de pisci-factorías convencionales

En términos generales, las ARs producidas en pisci-factorías convencionales son efluentes muy diluidos en virtud de los volúmenes de agua necesarios para el proceso productivo de peces. Las Tablas 3 y 4 presentan datos de caracterizaciones típicas de este tipo de efluentes en el país.

Tabla 3. Efluente piscícola de Tilapa roja en la Yunga, Popayán.

Parámetro	Efluente
Temperatura (°C)	16.46±0.69 N=33
pH (un)	6.42±0.15 N=33
Oxígeno disuelto (mg l ⁻¹)	2.92±0.56 N=33
Conductividad eléctrica (µScm ⁻¹)	135.67±16.19 N=33
DBO ₅ (mg l ⁻¹)	82.1±30.0 N=20
DQO (mg l ⁻¹)	154.60±38.42 N=16
SST (mg l ⁻¹)	114.90±39.60 N=17
Sólidos disueltos (mg l ⁻¹)	91.66±17.09 N=32
Nitrógeno Total Kjeldahl (mg l ⁻¹)	4.21±1.45 N=18
N-NH ₃ (mg l ⁻¹)	1.05±0.38 N=22
Fósforo P-PO ₄ ³⁻ (mg l ⁻¹)	1.58±0.62 N=16

Fuente: Fernández & Caicedo (2010).

Tabla 4. Calidad de agua de entrada y salida en diez estaciones piscícolas de trucha del Departamento del Cauca.

ESTACION	PARÁMETROS (Entrada/Salida)							
	O.D. mg l ⁻¹	pH un	Temp. °C	DBO ₅ mg l ⁻¹	Turbiedad NTU	SST mg l ⁻¹	Fósforo Total mg l ⁻¹	NTK mg l ⁻¹
Chiliglo	11,3/9,9	6,6/6,4	11/14,5	0,74/1,01	3,0/5,4	3/9	0,35/1,12	0,16/0,63
Corozal	9,6/7,5	6,4/6,4	12/12,5	1,7/3,03	2,2/2,0	2/3	0,11/0,19	0,16/0,42
San Roque	9/8,3	7/6,6	12/15	0,91/1,52	3,5/4,3	3/9	0,26/0,5	0,26/0,53
Quintero	8,8/5,4	6,7/6,4	10/11	0,83/1,56	1,3/2,9	2/5	0,46/0,86	0,68/1,35
Río Ovejas	8/6,4	7,2/7,31	15/15	0,45/0,91	24,2/35,8	41/63	0,44/0,62	0,90/1,02
Santa Clara	10,2/8,4	6,3/5,9	11/11	0,91/2,93	3,2/3,4	4/7	0,02/0,26	0,45/0,64
La Playa	8/7,5	6,2/5,7	12/13	1,02/1,19	5,6/9,2	4/16	0,38/1,10	0,6/0,68
Los Corrales	10,2/7,5	5,9/5,4	11/11	0,93/2,89	5,2/7,4	6/22	0,26/0,80	0,18/0,31
Juantama	9,2/8,6	6,2/6,5	13/13	0,51/1,03	3,8/9,6	7/13	0,46/0,60	0,09/0,37
El Diviso	9,2/6,6	7,1/6,9	15/15	0,85/5,66	3,0/4,0	4,5/6	0,14/0,27	1,03/2,09

Fuente: Fernández & Caicedo (2010).

Para lograr un tratamiento adecuado y Costo-Efectivo de las ARs, es necesario que estas tengan una carga orgánica y de nutrientes mínima, de modo tal que la comunidad microbiana necesaria para el tratamiento se pueda desarrollar de forma saludable y profusa al interior de los reactores o unidades biológicas de depuración. Sin embargo, como se puede ver en las Tablas 3 y 4, los efluentes piscícolas son bastante diluidos, por lo cual requieren unidades de tratamiento muy grandes, que además no alcanzan eficiencias operacionales altas por la dilución misma del sustrato (C, N, & P). De este modo, el tratamiento de los efluentes piscícolas convencionales requiere de innovaciones tecnológicas que permitan primero la minimización y manejo adecuado de los excesos de alimento que se aplican a los peces durante su cultivo. Por lo tanto, aplicando los principios de la ecología industrial se deben diseñar e implementar primero estrategias para un manejo optimizado de los sedimentos en los estanques piscícolas, y esto se debe complementar eventualmente con lagunas o humedales de plantas flotantes tipo *Lemna sp.* (Lenteja de agua) para lograr el desarrollo de ciclos cortos pero efectivos de recuperación de C, N & P en forma de biomasa vegetal y animal con alto valor nutritivo. Este es un tema de investigación que recientemente se empezó a trabajar a nivel nacional con recursos del Min-Agricultura para mejorar la cadena productiva de la piscicultura.

4. Conclusiones

- La aplicación de los principios de la ingeniería ecológica a ecosistemas construidos con propósitos de bio-remediación de contaminantes de fácil degradación, permite la integración de servicios ecosistémicos como la recuperación de nutrientes (N & P) en forma de biomasa con alto valor agregado en virtud de su contenido proteico (i.e., especies ícticas con un apreciado valor comercial).
- Las calidades microbiológica y físico-química de las ARs determinan el nivel de tratamiento requerido y por lo tanto, la ubicación de las lagunas de peces en la serie, de tal manera que se minimicen los riesgos de transmisión de enfermedades infecciosas, o el surgimiento de patologías crónicas de mediano y largo plazo.
- La reutilización del efluente de un STAR para procesos productivos como la piscicultura contribuye a la sostenibilidad del recurso hídrico dado que además de reutilizar el agua, también se recuperan elementos constituyentes de la contaminación acuática como el C, N & P. Al mismo tiempo, esta práctica puede generar impactos importantes en la seguridad alimentaria sobre todo en pequeñas comunidades de zonas semiáridas y áridas.
- El tratamiento de los efluentes de pisci-factorías convencionales de tamaño industrial requiere aproximaciones metodológicas desde la ecología industrial para la minimización y buen manejo del alimento y nutrición de los peces, adecuado manejo de los flujos de agua, manejo de sedimentos en los estanques de cría, y recuperación de los nutrientes disueltos en la columna de agua.

- Finalmente, es necesario un mayor trabajo interdisciplinario en esta área del conocimiento, pues necesitamos desarrollos tecnológicos propios con un alto componente de innovación, que sean amigables con el ambiente además de sostenibles en el largo plazo.

5. Referencias

Brix, H. (1993). Wastewater treatment in constructed wetlands: System design, removal processes, and treatment performance. In: *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. pp 9-21.

Brix, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wellands. *IAWQ Water- Science and Technology*. Vol. 29, No.4. pp.71-78.

Brown, D.S. (1994). "Constructed wetlands in the USA" in *Water Quality International*. Vol 4. pp 24-28.

Curtis, T.P. (1994). *The effect of sunlight on mechanisms for the die-off of faecal coliform bacteria in waste stabilisation ponds*. Ph.D thesis. School of Civil Engineering, University of Leeds. Leeds, UK.

FAO (1985). Calidad del agua para la agricultura. Naciones Unidas. Roma, Italia.

Fernández, J. & Caicedo, J.R. (2010). Informe final del proyecto *Desarrollo y adaptación de tecnología para el tratamiento de efluentes piscícolas*. Universidad del Cauca, CREPIC & Min-Agricultura. Popayán, Cauca.

Mara, D.D. & Pearson, H.W. (1986). Artificial freshwater environments: Waste stabilisation ponds. In: *Biotechnology*. Vol8. (ed. W. Schoenborn), pp. 177-206. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft.

Mara, D.D., Alabaster, G.P., Pearson, H.W. & Mills, S.W. (1992). *Waste Stabilisation Ponds: A Design Manual for Eastern Africa*. Lagoon Technology International. Leeds, England.

Mara, D. D., Edwards, P., Clark, D. & Ayres, R. (1993). A rational approach to the design of waste-water-fed fish ponds. *Water Research*. Vol. 27, No 12. pp. 1797-1799.

Mara, D.D. & Pearson, H.W. (1998). Design manual for waste stabilisation ponds in Mediterranean countries. European Investment Bank. Lagoon Technology International. Leeds, England.

OMS (2006). Guide lines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. *Volume III. Wastewater and excreta use in aquaculture*. UNEP. Geneva, Switzerland.

Peña, M.R. (2002). *Advanced primary treatment of domestic wastewater in tropical countries: development of high-rate anaerobic ponds*. Ph.D thesis. School of Civil Engineering, University of Leeds. Leeds, UK.

Peña, M.R., van Ginneken, M. & Madera, C.A. (2003). Humedales de Flujo Sub-superficial: Una Alternativa Natural para el Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas en Zonas Tropicales. *Ingeniería & Competitividad*. Vol. 5, No 1. pp. 27-35.

Peña, M.R. (2011). *Sistemas Naturales para Descontaminación de Aguas y Servicios Ecosistemicos Relacionados*. Libro de Investigación (En proceso de escritura). Universidad del Valle, Cali. Colombia.

Reed, S.C., Crites, R.W. & Middlebrooks, E.J. (1995). *Natural Systems for Waste Management and Treatment* (2nd Ed). McGraw-Hill Inc. New York, USA.

Roldán, P.G. & Ramírez, J.J. (2008) *Fundamentos de limnología neotropical*. (2^a Ed). Universidad de Antioquia. Medellín. Colombia.

Sucher, A. & Holzer, R. (1999). *Bio-filtro: una Alternativa Viable para el Tratamiento de Agua Residual en Países Tropicales*. Proyecto Biomasa. Managua, Nicaragua.