
Tratamiento de aguas residuales con tecnologías alternativas en una pequeña unidad doméstica-productiva

Wastewater treatment in a small domestic-productive unit, using alternative technologies

Cynthia Pérez Rodríguez
Juana María Coto Campos
Viviana Salgado Silva
Jacqueline Herrera Núñez
José Francisco Fernández Araya
Cristina Benavides Benavides

Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico.
Escuela de Química. Universidad Nacional. Costa Rica.
lamrhi.una@gmail.com

Recibido el 30 de junio de 2012. Corregido el 28 de agosto de 2012. Aceptado el 28 de octubre de 2012.

RESUMEN: Se evaluó el sistema de tratamiento de aguas residuales instalado en una pequeña unidad doméstica-productiva ubicada en la zona de Escazú de la provincia de San José, mediante la medición de la demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, fosfatos solubles, nitratos, sólidos totales, sólidos sedimentables, turbiedad, pH y coliformes fecales, en seis muestreos. Además, se realizaron tres muestreos en el Río Catalina, receptor del efluente final, en épocas de transición seca-lluviosa, lluviosa, transición lluviosa-seca, en los que se evaluaron oxígeno disuelto, fosfatos solubles, nitratos, sólidos totales, turbiedad, pH, coliformes fecales y macroinvertebrados bentónicos. La calidad del agua del río se expresó mediante el Índice de la Calidad de Agua de la Fundación Nacional de Sanidad de los Estados Unidos de América (ICAFNS) y el índice biótico BMWP-CR. El sistema estudiado resultó efectivo en la remoción de los contaminantes del agua, y con excepción de los coliformes fecales, el efluente final cumplió con los límites permisibles para cada uno de los parámetros establecidos para el reúso de aguas residuales tratadas con fines agrícolas y para el vertido de aguas residuales en cuerpos receptores. En términos generales, puede concluirse que el efluente del sistema de tratamiento no afecta la calidad del agua del Río Catalina.

PALABRAS CLAVES: Tratamiento de aguas residuales domésticas, índices de calidad de agua.

ABSTRACT: A small producer has built in his property a low cost non-conventional wastewater treatment, characterized by maintenance and operation easiness, and aesthetical suitability; complemented with the implementation of

environmentally friendly practices. The system involves reduction in water consumption, utilization of biodegradable products, treatment of wastewater and reuse, use of alternative energies, gravity watering, among others. Sewage and grey waters of the house are collected separately; the first one goes to a biodigester, followed by two small ponds with floating vegetation. Grey waters are treated in a series of three small ponds, with aquatic plants. The effluents of both subsystems are getting together and conducted to other two ponds; the final effluent is discharged into the Catalina River, where it was determined the Water Quality Index of the NSF and the BMWP Index, modified to Costa Rica. The system was evaluated for nine months; it was very successful in reduction of BOD, phosphates and nitrates, however, it is not as effective in the removal of fecal coliformes. In general terms, the effluent does not affect the water quality of the Catalina River.

KEYWORDS: Domestic wastewater treatment. Water Quality Indexes

La contaminación de las principales cuencas de Costa Rica, por las aguas residuales sin tratar, de origen industrial, agropecuario y doméstico, se ha convertido en uno de los problemas de mayor incidencia sobre el entorno ambiental y el desarrollo socioeconómico del país.

La Cuenca del Río Grande de Tárcoles es una de las más importantes del país, por la amplia variedad de factores que involucra, relacionados tanto con las opciones de aprovechamiento de sus recursos naturales como con las implicaciones de los impactos ambientales y sociales que ocasionan las actividades humanas. El deterioro en la calidad del agua en los cauces de esta cuenca está determinado por descargas municipales e industriales, alcantarillados sanitarios, escorrentía urbana y drenaje agrícola, debido principalmente al uso inadecuado del suelo. Todo ello afecta no solo los terrenos de vocación agrícola, sino también los pequeños remanentes de bosques en las riberas de los ríos y en las cabeceras de subcuencas hidrológicamente importantes por su papel en la recarga de acuíferos y en la regulación de la escorrentía superficial.

Una de las implicaciones más serias que enfrenta esta cuenca y su subcuenca del Río Tiribí, es la contaminación por desechos orgánicos, producto de las aguas servidas de un sector mayoritario de población urbana que está conectada a la red de alcantarillado sanitario. Al no existir plantas de tratamiento, los efluentes del alcantarillado son vertidos directamente a este río, con todas las implicaciones sanitarias y de contaminación química, física y biológica que esto conlleva. Además, el empleo de tanques sépticos por otra porción de la población crea una presión ambiental significativa, ya que estos, en su mayoría, operan bajo deficientes condiciones, debido, entre otras razones, a problemas de excedencia de su capacidad, errores de diseño y deficiencias en la ubicación. De igual forma, la presencia de pequeñas unidades productivas, principalmente dedicadas a actividades agropecuarias, que utilizan técnicas convencionales altamente impactantes, sustenta la preocupación en torno al deterioro de esta zona.

En la búsqueda de vías alternativas para solucionar la problemática existente, un pequeño productor de la zona de Escazú implementó un sistema de manejo de aguas y aguas residuales, de manera simultánea a la utilización de prácticas productivas amigables, en una unidad que

combina tanto las actividades domésticas como las agrícolas. Dicha unidad, que se encuentra situada en las cercanías de la Zona Protectora de los Cerros de Escazú (ZPCE), y tiene como actividad principal la producción de plantas ornamentales, es la única en su categoría en la zona que gestiona las aguas y las aguas residuales, con el empleo de técnicas innovadoras, de bajo costo y de fácil mantenimiento.

Adicionalmente, debido a que las aguas generadas en dicha unidad son finalmente depositadas en el Río Catalina, que se encuentra en las cercanías de una zona de protección y de recarga acuífera, se justifica la importancia de este sistema como una opción viable que contribuye al manejo adecuado del recurso hídrico superficial. Asimismo, la unidad doméstica-productiva en estudio podría convertirse en un sistema modelo a adoptar por otras unidades productivas que utilizan estrategias de producción tradicionales altamente demandantes de insumos (como agroquímicos, agua y energía); ofrece, de esta manera, la oportunidad de generar aportes que conduzcan al mejoramiento del manejo de las aguas en ellas, para minimizar sus impactos ambientales y su inversión en la producción agrícola.

Este estudio se realizó debido al interés del propietario de evaluar la efectividad y eficiencia del sistema y de las condiciones operativas, así como para promover su utilización en otras unidades productivas-domésticas similares.

MATERIALES Y MÉTODOS

La unidad productiva – doméstica está ubicada en San Antonio de Escazú, en las cercanías de la Zona de Protección Cerros de Escazú y tiene como principal actividad la producción de plantas ornamentales, en conjunto con las actividades domésticas. Opera bajo condiciones amigables con el ambiente, que incluyen, entre otras, la conservación de suelos, el control de la erosión, y el tratamiento y la reutilización de las aguas residuales.

En la Figura 1 se presenta el sistema de tratamiento de las aguas residuales y se indican los cinco puntos de muestreo en el sistema y los dos puntos en el Río Catalina que atraviesa la propiedad. No se incluyó como último punto de muestreo del sistema de tratamiento la salida de las lagunas de piscicultura, debido a que estaban en construcción durante la realización del estudio; por lo tanto, el punto 5 representa la calidad del agua que en ese momento se disponía en el cuerpo receptor. La tabla 1 incluye la descripción de los puntos de muestreo.

Para la determinación de la calidad física y química del agua en el cuerpo receptor de las aguas residuales tratadas, se realizaron tres muestreos a mitad de la corriente y a profundidad media del cauce, entre las 7:00 y las 9:00 a.m., en los meses de junio (transición seca-lluviosa), agosto (lluviosa) y noviembre (transición lluviosa-seca) del año 2006.

Adicionalmente, se realizaron dos muestreos de macroinvertebrados bentónicos en distintos hábitats en los dos puntos del río, en octubre y diciembre del 2006. Para los muestreos se usó la metodología descrita por Roldán (1996). Los organismos atrapados en la red triangular se preservaron en etanol al 80%, se transportaron al laboratorio y se identificaron taxonómicamente hasta el nivel de género o familia, con ayuda de un estereoscopio Wolfe y claves elaboradas por De la Lanza, Hernández y Carvajal (2000), McCafferty (1981), Merrit y Cummins (1996), Roldán (1996), Springer y Hanson (s. f.) y Vargas (1974). En el sistema de tratamiento, se efectuaron muestreos puntuales entre las 7:00 y las 9:00 a.m., todos los meses de junio a noviembre de 2006.

La información sobre precipitación pluvial durante el período de muestreo se obtuvo de los datos reportados por el Instituto Meteorológico Nacional en su estación del Barrio El Carmen, Escazú (latitud: 9°53'30,2", longitud: 84°08'23,0").

Para los análisis físicos y químicos se utilizaron los métodos analíticos descritos en *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (American Public Health Association, 1998) (Tabla 2).

La colecta, transporte y tratamiento de las muestras de agua se realizaron según la metodología establecida por USEPA (1986) y sus posteriores revisiones y modificaciones.

Tabla 2

Métodos analíticos empleados en la caracterización de las aguas y aguas residuales

Parámetro	Unidades	Descripción
Turbidez	NTU	Medición con turbidímetro digital H Scientific Inc. Mod. DRT-15CE
Temperatura	°C	Medición <i>in situ</i> con un oxigenómetro YSI Inc. Mod. 58
Oxígeno disuelto	mg/L O ₂	Medición <i>in situ</i> con un oxigenómetro YSI Inc. Mod. 58
Sólidos totales	mg/L de sólidos	Muestra de agua evaporada a 103-105°C por 24 horas. Peso del residuo a peso constante
pH	Unidades de pH	Lecturas de pH con pH-metro HI 9025C
Nitratos	mg/L N-NO ₃ ⁻	HPLC DIONEX Mod. 2000i/SP
Fosfatos	mg/L P-PO ₄ ³⁻	Método colorimétrico del cloruro de estaño, con un espectrofotómetro UV-Vis Thermo Spectronic
DBO ₅	mg/L O ₂	Diferencia de concentración de oxígeno disuelto en 5 días y a 20°C
DQO micro*	mg/L O ₂	Adaptación de Kruis, F. (1999). Valoración con sulfato de hierro (II)
Coliformes	Número más	Análisis estadístico de la dispersión al azar de

fecales	probable/100 mL de muestra	microorganismos en la muestra
---------	-------------------------------	-------------------------------

Para el cuerpo receptor se calcularon los Índices de Calidad de Agua de la Fundación Nacional de Sanidad (ICAFNS) de los Estados Unidos de América (Mitchell, Stapp y Bixby, 1993) y el Índice BMWP-CR, descrito en MINAE (2007a).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Descripción del sistema de tratamiento de aguas residuales

El sistema estudiado involucra la separación de las aguas negras (de los inodoros) y las aguas grises (de la cocina, la lavandería y la ducha) producidas en una vivienda, su tratamiento, su uso y su disposición final.

El subsistema de tratamiento de las aguas grises se compone de un tanque de sedimentación de 0,50 m de profundidad y de una serie de tres lagunas con vegetación flotante, con dimensiones de 3,00 m de largo, 1,35 m de ancho y 0,60 m de profundidad (figura 1). La vegetación flotante consiste de *Eichhorniacrassipes* de la familia *Pontederiaceae* (lirios) en las dos primeras lagunas y de *Elodea* de la familia *Hydrocharitaceae* (elodea) en la última.

El subsistema de aguas negras consta de un biodigestor de bolsa, alimentado por las aguas negras producidas en la vivienda, estiércol y residuos de grasa vegetal provenientes de una microempresa de alimentos. El biogás es almacenado para su uso en la cocción de alimentos. El efluente final es tratado inmediatamente en una laguna con lirios, de 2,28 m de largo, 1,75 m de ancho y una profundidad de 0,20 m; y posteriormente en otra laguna que posee el mismo tipo de vegetación flotante, de 3,15 m de largo, 0,75 m de ancho y 1,00 m de profundidad.

Finalmente, los efluentes de ambos subsistemas se dirigen a dos lagunas similares a las descritas, la primera con lirios y la segunda con lirios, elodea y lechuga de agua (*Pistia stratiotes*, familia *Araceae Ataceal*), cuyas dimensiones son 3,15 m de largo, 0,75 m de ancho y 0,60 m de profundidad. El efluente final se utiliza directamente en el riego de plantas ornamentales y la otra se descarga en el Río Catalina.

Comportamiento del subsistema de tratamiento de aguas grises

En el efluente del subsistema el valor medio de DBO₅ fue de 5 ± 1 mg/L, el cual se encuentra en el límite inferior del rango esperado para aquellas aguas que han sido tratadas y serán reusadas en actividades agrícolas, y que resulta claramente inferior a los 50 mg/L permitidos por la legislación costarricense para las aguas residuales vertidas a un cuerpo receptor (MINAE b, 2007). El porcentaje de remoción promedio fue del 80%, característico de las lagunas de maduración, las cuales, según García *et al* (2006), presentan reducciones entre el 75 y el 85%. Los valores de DQO en la salida fluctuaron entre 8 ± 1 y 25 ± 1 mg/L; con una eficiencia promedio de remoción del 78%.

Este subsistema resultó efectivo en la remoción de DBO₅ y DQO, pues se obtuvieron, en ambos casos, valores en el efluente final que cumplen con los límites permisibles establecidos para la

descarga de aguas residuales a cuerpos receptores (MINAE a, 2007) y con los valores recomendados para el reúso de aguas con fines agrícolas.

La relación entre la DBO₅ y la DQO del influente del subsistema de aguas grises osciló entre 0,40 y 0,60, lo que indica que son aguas entre biodegradables y muy biodegradables (Hernández, 1996). Este índice se ve favorecido por el uso en la vivienda de productos de limpieza biodegradables.

El comportamiento con respecto a los sólidos totales fue variable, mientras que la presencia de sólidos sedimentables no fue significativa en el influente ni en el efluente.

La turbiedad a la salida del subsistema osciló entre $0,51 \pm 0,01$ y $2,47 \pm 0,01$ NTU y todos los valores se encuentran dentro del rango recomendado para el reúso de aguas tratadas con fines agrícolas, que varía entre menos de 0,2 y 35 NTU. La remoción de turbiedad fue en promedio del 67%.

El subsistema mostró una alta efectividad en la remoción del fosfato soluble; en el efluente se midieron valores entre no detectables y $0,034 \pm 0,002$ mg/L, y se alcanzó una reducción promedio del 91%; sin embargo, no fue totalmente eficiente en la remoción de nitratos, aunque en el efluente se obtuvieron concentraciones bajas, entre $0,07 \pm 0,01$ y $0,11 \pm 0,01$ mg/L. La tendencia mostrada sugiere la necesidad de incorporar distintas plantas acuáticas que muestren mejores resultados en la absorción de este nutriente.

La mayor debilidad de este subsistema se presentó en la remoción de coliformes fecales, en donde se alcanzaron reducciones entre 0 y 100 %. El 50% de los valores obtenidos en el efluente durante el período de muestreo resultó superiores a los límites permisibles para la descarga de aguas residuales en cuerpos receptores, así como las concentraciones recomendadas para el reúso de aguas en agricultura y en piscicultura (Mora, 1998). Dicho comportamiento justifica la necesidad de incorporar sistemas alternativos que permitan mejorar la calidad del efluente final, como por ejemplo, la desinfección por exposición a la radiación solar, cuya efectividad ha sido demostrada al obtenerse porcentajes de remoción que varían entre el 98 % y el 99 % (Coto, 1999).

Comportamiento del subsistema de tratamiento de aguas negras

Durante el período de estudio, el subsistema resultó eficiente en la remoción de la DBO₅, con porcentajes que oscilaron entre 43 y 81%, y de la DQO, que alcanzó, en el 50% de los muestreos, porcentajes de remoción superiores al 83%. Los valores de ambas fueron inferiores al límite máximo permisible para la descarga de aguas residuales en cuerpos receptores (MINAE, 2007b).

El subsistema exhibió una disminución de los sólidos totales y presentó una remoción promedio del 54%. En la segunda etapa del tratamiento, los sólidos sedimentables presentaron valores que fluctuaron entre $0,10 \pm 0,05$ y $19,00 \pm 0,05$ mL/L, sobrepasando en dos ocasiones el límite máximo de 1 mL/L permitido por la normativa nacional. La turbiedad en el efluente fue siempre menor con respecto a la presentada en el influente. Se alcanzó una reducción promedio del 88%, con un rango de valores entre $0,92 \pm 0,01$ y $24,62 \pm 0,01$ NTU.

La concentración de fosfato soluble fue menor en el efluente que en el influente, con porcentajes de reducción entre 44 y 98%. La concentración promedio fue de $9,005 \pm 0,002$

mg/L, la cual se ubica por debajo de los 25 mg/L permitidos para el vertido de aguas residuales en cuerpos receptores (MINAE, 2007a).

El comportamiento mostrado con respecto a los nitratos fue variable. La tendencia general fue presentar una mayor concentración en el efluente, con una alta predominancia de los procesos de nitrificación ocurridos en las lagunas.

Al igual que en el subsistema de tratamiento de aguas grises, el mayor inconveniente encontrado en el de tratamiento de aguas negras fue la presencia de altos niveles de coliformes fecales (entre $1,10 \times 10^4$ y $1,10 \times 10^6$ NMP/100 mL), significativamente mayores a las permisibles para el reúso y vertido de aguas residuales.

Los valores de pH fluctuaron entre $7,17 \pm 0,01$ y $8,18 \pm 0,01$, valores que se ubican dentro del rango permitido por la legislación ambiental nacional para aguas de vertido (MINAE, 2007b).

Comportamiento del sistema integrado de tratamiento de aguas residuales

Para evaluar la eficiencia del sistema integrado de tratamiento, se consideraron los valores obtenidos en el influente del subsistema de aguas grises, en la primera laguna a la salida del biodigestor (subsistema de aguas negras) y en el efluente final, una vez que las aguas de ambos subsistemas se han mezclado y tratado (figura 1).

La carga orgánica por persona por día se estima en 0,054 kg de DBO₅, por lo que para la unidad productiva-doméstica estudiada, la carga corresponde a 0,27 kg de DBO/día. Para el efluente final, se obtuvieron valores de DBO₅ entre $1,3 \pm 0,3$ mg/L y 11 ± 1 mg/L, con un promedio de $5,4 \pm 0,8$ mg/L; los cuales se encuentran muy cercanos al límite inferior del rango permitido para aguas tratadas que serán reusadas con fines agrícolas, el cual oscila entre 5 y 45 mg/L, y al valor aceptado para aguas naturales de 5 mg/L (Flanagan, 1992); de igual forma, se encuentra muy por debajo del límite máximo permisible para aguas clase 2 y de los 40 mg/L permitidos para aguas residuales que serán reusadas (MINAE, 2007a).

El sistema total muestra un excelente comportamiento en la remoción de DBO₅, lo cual da la oportunidad, en términos de este parámetro, de reutilizar el agua tratada para las actividades propias de la unidad doméstica-productiva, o bien, la descarga de estas al cuerpo de agua receptor sin ocasionar un impacto significativo.

En todos los muestreos realizados se presentó reducción de la DQO en el efluente final y se obtuvieron entre 21 ± 1 mg/L y 100 ± 1 mg/L; con porcentajes de remoción entre 79% y 94%, con un promedio del 87%. Estos resultados evidencian una notable eficacia del sistema total en la remoción de DQO. En el 100% de los muestreos, los valores de DQO en el efluente final cumplieron con el límite permisible de 150 mg/L (MINAE 2007) y con los valores recomendados para el reúso de agua para riego, entre 20 y 200 mg/L.

Se observó un comportamiento variable y una clara deficiencia del sistema en la remoción de coliformes fecales. Los coliformes en el efluente final mostraron valores muy variables que oscilaron entre 40 NMP/100 mL y $4,30 \times 10^5$ NMP/100 mL. Dicho comportamiento pone en evidencia la necesidad de realizar mejoras en el sistema actual; ya que, para las aguas

residuales que serán reusadas en el riego de cultivos no alimenticios, los coliformes fecales no deben exceder los 1000 NMP/100 mL y para la recreación o consumo, previo tratamiento, el límite máximo permitido es de 100 NMP/100 mL (MINAE 2007).

La concentración de fosfato soluble en la última etapa del sistema de tratamiento presentó valores muy bajos en tres de los muestreos realizados, un poco más altos en uno de los muestreos y más altos en los dos restantes, correspondientes a los meses de agosto y setiembre del 2006. Posteriormente a estos dos muestreos, los lirios de las lagunas fueron renovados, por lo que la reducción aumentó, debido a que este tipo de plantas, al poseer un sistema radicular denso y largo tiene una alta capacidad para captar el fósforo que se fija en los primeros 15 cm de la columna de agua (Tejada, com. per. 2007). Se consiguieron reducciones de entre 73% y 98%, porcentajes que evidencian una alta eficiencia del sistema en la remoción de este nutriente. A partir del tercer muestreo, se observó una progresiva disminución de los fosfatos en esta etapa del sistema, hasta obtener un valor de $0,639 \pm 0,002$ mg/L en el último muestreo, valor que se encuentra muy por debajo de los 25 mg/L, establecido como límite máximo permisible para aguas residuales vertidas a un cuerpo receptor (MINAE, 2007a).

Las concentraciones de nitrato fueron variables, con valores entre $3,15 \pm 0,01$ mg/L y $22,50 \pm 0,01$ mg/L, y un valor medio de $10,59 \pm 0,01$ mg/L. En el 50% de los muestreos la concentración de nitrato del efluente se ubicó por debajo del límite máximo permisible de 10 mg/L, para aguas que pueden emplearse en acuicultura y riego de plantas (MINAE, 2007a). Este comportamiento obliga a prestar atención al rendimiento del sistema en la remoción de este nutriente, con el fin de mejorar su eficiencia y, por tanto, la calidad del efluente final. Una de las alternativas puede enfocarse a variar las especies de plantas acuáticas usadas, tomando como referencia experiencias como la descrita por Janjit, Jae Seong y Su Won (2007), quienes demuestran que plantas como la *Z. latifolia* presenta una gran eficiencia en la remoción de nutrientes en los humedales artificiales de flujo superficial, sistemas semejantes a las lagunas evaluadas.

El sistema es eficiente en la disminución de sólidos totales, en porcentajes entre el 71% y el 90%. La concentración de sólidos sedimentables se vio determinada principalmente por el subsistema de aguas negras, ya que el aporte del subsistema de aguas grises es bajo en comparación con este. La eficiencia del sistema en la reducción de este tipo de sólidos fue muy alta, entre el 93% y 100%, con un promedio superior al 98%. El 100% de las muestras presentaron valores por debajo del límite máximo permisible de 1 mL/L para aguas residuales que serán vertidas a algún cuerpo de agua (MINAE, 2007b).

La turbiedad del efluente final mostró valores muy bajos: entre $0,53 \pm 0,01$ NTU y $8,49 \pm 0,01$ NTU, con un promedio de $3,12 \pm 0,01$ NTU. El 83 % de los valores se encontró por debajo de los 5 NTU recomendados por la Organización Mundial de la Salud (Flanagan, 1992) y con el 100% de los valores inferiores a 25 NTU, valor meta establecido para aguas clase 2 (MINAE, 2007a), que comprende las actividades de riego de plantas y de acuicultura desarrolladas en la unidad productiva- doméstica evaluada. Todos los valores fueron inferiores al rango establecido para el reúso de agua con fines agrícolas, que oscila entre 0,2NTU y 35 NTU.

El pH del efluente final varió entre $6,24 \pm 0,01$ y $8,18 \pm 0,01$, por lo que se encuentra dentro de los límites permisibles, entre 5 y 9, para el vertido de aguas residuales a cuerpos receptores (MINAE, 2007a).

El sistema estudiado resultó efectivo en la remoción de los contaminantes del agua. De acuerdo con las variables físicas, químicas y bacteriológicas evaluadas durante el período de muestreo, con excepción de los coliformes fecales, el efluente final logró cumplir con los límites permisibles para cada uno de los parámetros establecidos para el reúso de aguas residuales tratadas con fines agrícolas y para el vertido de aguas residuales en cuerpos receptores (MINAE, 2007a).

Calidad del agua en el Río Catalina, cuerpo receptor del efluente final

El porcentaje promedio de saturación de oxígeno disuelto en el punto anterior a la descarga fue superior al 84% y en el posterior fue de 86%. En todos los muestreos, ambos puntos presentaron valores superiores al 60%, mínimo requerido para aguas superficiales (Flanagan, 1992).

Los mayores valores de oxígeno disuelto se obtuvieron durante la época de transición lluviosa-seca, en la que se presentó la menor concentración de materia orgánica; así como la turbiedad más baja, lo cual favorece la entrada de luz y, consecuentemente, el proceso de fotosíntesis. La menor cantidad de oxígeno disuelto se presentó en la época lluviosa, comportamiento que puede asociarse a una mayor incorporación de sólidos al cuerpo receptor, ocasionada por la erosión y escorrentía superficial de las laderas colindantes. Durante la época de transición seca-lluviosa, se obtuvo un comportamiento intermedio entre ambas épocas con valores muy similares en ambos puntos de muestreo.

En los dos puntos de muestreo en el Río Catalina, los valores de DBO₅ se mantuvieron por debajo de los 5 mg/L aceptados para aguas naturales (Flanagan, 1992). En el punto anterior, la descarga la DBO₅ osciló entre 0,9mg/L \pm 0,1 y 3 \pm 1 mg/L; mientras que en el punto posterior fluctuó entre 0,4 mg/L \pm 0,1 y 2 \pm 1 mg/L.

El comportamiento mostrado por los coliformes fecales en ambos puntos de muestreo fue variable, presentó concentraciones entre 430 y 4000 NMP/100 mL, valores bastante mayores a los 200 NMP/100 mL, recomendados para aguas naturales (Flanagan, 1992). Los valores más altos se obtuvieron durante la época lluviosa, comportamiento atribuible a la escorrentía proveniente de las parcelas dedicadas a la ganadería y que se ubican aguas arriba del primer punto de muestreo. En la época de transición seca-lluviosa se observó una marcada diferencia en los valores en coliformes entre ambos puntos de muestreo, mucho mayores después de la descarga de las aguas residuales tratadas. En la transición lluviosa-seca, los coliformes fueron también mayores en el sitio muestreado posterior a la unidad doméstica-productiva estudiada; no obstante, las concentraciones en ambos puntos fueron semejantes. Este comportamiento puede asociarse tanto a las descarga de las aguas del sistema de tratamiento, como a la presencia de ganado vacuno en las cercanías.

La concentración de fosfato fue mayor en el río antes de la descarga de las aguas residuales tratadas, aunque todos los valores se encontraron por debajo de los 5 mg/L recomendados para aguas naturales (Flanagan, 1992).

Los nitratos presentaron valores más altos después de la descarga, en promedio 1,60 \pm 0,01 mg/L, comportamiento que pone en evidencia la influencia de las aguas residuales provenientes de la unidad doméstica-productiva estudiada y las limitaciones del sistema en cuanto a la

remoción de este nutriente. Por su parte, aguas arriba se obtuvo una concentración promedio de $0,78 \pm 0,01$ mg/L. No obstante, ambos puntos presentaron valores notablemente por debajo de los 5 mg/L establecidos para aguas Clase 1 (MINAE, 2007) y de la concentración máxima de 50 mg/L nitratos (Flanagan, 1992).

Los sólidos totales fueron siempre más altos en el punto ubicado antes de la unidad doméstica-productiva, que en el sitio posterior a la descarga de las aguas tratadas. El valor medio, aguas arriba fue de 88 ± 4 mg/L y aguas abajo de 45 ± 4 mg/L. En los dos puntos de muestreo los sólidos totales no sobrepasaron las 1500 mg/L recomendadas por la Organización Mundial de la Salud (Flanagan, 1992); aunque sí los 20 mg/L, que según Salgado, 1999, es la concentración máxima que debería encontrarse en las aguas naturales.

En el punto anterior a la descarga, la turbiedad promedio fue de 7,61 NTU, mientras que en el posterior fue de 9,56 NTU. Todos los valores se ubicaron por debajo de los 25 NTU establecidos para aguas clase 1 (MINAE, 2007a).

Los valores promedio del ICAFNS indicaron que la calidad del Río Catalina es buena y presenta mejor calidad en las épocas de transición. La calidad, tanto aguas arriba como aguas abajo, fue semejante, lo cual muestra que las actividades de la unidad estudiada y la descarga de las aguas residuales tratadas no causan un impacto negativo sobre este cuerpo receptor.

Los organismos macrobentónicos más comunes aguas arriba pertenecen a las familias *Baetidae*, *Hydropsychidae*, *Simuliidae* y *Tipulidae*. Aguas abajo, las familias con mayor abundancia fueron *Baetidae*, *Simuliidae*, *Calopterygidae* e *Hydropsychidae*.

Cuadro 3. Promedio de Índices ICAFNS y BMW-CR y calidad del agua, Río Catalina

Punto de muestreo	Índice ICAFNS	Calidad del agua	Índice BMW-CR	Calidad del agua
Antes de la descarga	80	Buena	48	Regular
Después de la descarga	77	Buena	50	Regular

En términos generales, con excepción de los coliformes fecales, puede concluirse que el efluente del sistema de tratamiento estudiado no afecta de manera significativa la calidad del agua del Río Catalina.

Conclusiones

- El sistema de tratamiento de aguas residuales evaluado mostró una alta eficiencia en la remoción de sólidos totales, de turbiedad, de nutrientes y de materia orgánica, esto último evidenciado por una clara disminución de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y de la demanda química de oxígeno (DQO). Se lograron obtener, en el efluente final, valores muy por debajo de los aceptados por la legislación costarricense.

- Por el contrario, el sistema no resultó lo suficientemente eficiente en la remoción de coliformes fecales, lo que no permite cumplir con las normas nacionales relativas a este parámetro. Resulta necesario mejorar la calidad del efluente final, introduciendo nuevas opciones de tratamiento y optimizando las condiciones actuales del sistema de tratamiento.
- En el período de estudio se determinó que las aguas del Río Catalina, tanto antes como después de la unidad productiva – doméstica, tienen una buena calidad según el ICAFNS. No obstante, al considerar únicamente la calidad bacteriológica, utilizando los coliformes fecales como parámetro indicador, el río presenta limitaciones de uso para consumo humano; sin embargo, se puede considerar para otros usos.
- Aplicando el índice BMWP-CR, las aguas del Río Catalina presentaron una calidad regular en el punto muestreado antes de la unidad doméstica-productiva evaluada, en los dos muestreos realizados; mientras que en el punto posterior a dicha unidad, resultó regular en el primer muestreo y en el segundo mostró una buena calidad.
- La calidad del agua en el tramo evaluado del Río Catalina refleja que la descarga de las aguas residuales tratadas en la unidad productiva-doméstica no causan impactos negativos determinantes sobre dicho cuerpo receptor.

Referencias

- American Public Health Association (APHA). (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [Métodos estandarizados para el análisis de agua y agua de desecho]*. (20° Ed.). American Water Works Association, Water Environment Federation, United States of America. 2-55 a 2-58, 2-60 a 2-61, 2-8 a 2-9, 4-2 a 4-3 a 4-86 a 4-91, 4-103, 4-108 a 4-109, 4-129 a 4-131, 4-139 a 4-145, , 5-2 a 5-6.
- Coto, J. M. (1999). Efecto de los sólidos sedimentables en la desinfección de aguas por exposición a la radiación solar. *Primeras Jornadas Iberoamericanas sobre Energías Renovables*, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- De la Lanza, G., Hernández, S. y Carvajal, J. (2000). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)*. México: Plaza y Valdés, S.A.
- Flanagan, P. (1992). Parameters of Water Quality. Interpretation and Standards [*Parámetros de calidad de agua. Interpretación y estándares*]. (2nd Ed.). *Environmental Research Unit*. Dublin, Ireland. 16, 37, 67, 78, 83, 93, 111, 162.
- García, I., Betancort, J., Salas, J., Peñate, B., Piedre, J. y Sardón, N. (2006). *Guide for the Treatment of Urban Wastewater in Small Settlements [Guía para el tratamiento de aguas de*

desecho urbanas en pequeños asentamientos]. España: (1st Ed.). Editorial Instituto Tecnológico de Canarias, S.A.

Hernández, A. (1996). *Depuración de aguas residuales*. (3^o Ed., 2^o Imp.). España: Paraninfo, S.A.,

Janjit, I., Jae Seong R. y Su Won, Y. (2007). Nutrient Removals by 21 Aquatic Plants for Vertical Free Surface –Flow (VFS) Constructed Wetlands [Remoción de nutrientes por 21 plantas acuáticas en humedales construidos de flujo vertical y superficie libre]. *Ecological Engineering* 2(9), 287 -293.

McCafferty, P. (1981). *Aquatic Entomology. The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and their Relatives* [Entomología acuática. Guía ilustrada para pescadores y ecólogos sobre insectos y sus parientes]. USA: Jones and Bartlett Publishers.

Merrit, R. y Cummins, K. (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* [Introducción a los insectos acuáticos de Norteamérica]. (3^o Ed). USA.: Kendall/Hunt Publishing Company.

MINAE. (2007a). *Reglamento para la clasificación y la evaluación de cuerpos de agua superficiales*. Ministerio de Ambiente y Energía, República de Costa Rica, San José. 4, 6, 7, 10, 11, 15, 18-25, 64.

MINAE. (2007 b). *Reglamento de vertido y reúso de aguas residuales*. Ministerio de Ambiente y Energía, República de Costa Rica, San José.

Mitchell, M., Stapp, W. B. y Bixby, K. (1993). *Manual de campo del Proyecto del Río. Una guía para monitorear la calidad del agua del Río Bravo*. (3^o Ed.). New Mexico State University. Las Cruces, Nuevo México. Estados Unidos.

Mora, D. (1998). Actualización de los criterios microbiológicos para evaluar la calidad del agua en sus diferentes usos. *Revista Costarricense de Salud Pública*, 7(13), 8-9.

Roldán, G. (1996). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Bogotá, Colombia: Presencia S.A.

Salgado, V. (1999). *Calidad del agua en la Quebrada Salitral, La Guácima, Alajuela*. Tesis de Licenciatura en Biología Tropical. Universidad Nacional, Costa Rica.

Springer, M. y Hanson, P. (s. f). *Artrópodos de agua dulce de Costa Rica*. (Inédito).

Vargas, M. (1974). Llave gráfica para la identificación de larvas de las familias más comunes de dípteros acuáticos. *O'BIOS*, 2(7), 17-38.