

EVALUACIÓN DE PROCESOS BIOLÓGICOS UNITARIOS EN LA REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE NUTRIENTES PARA MINIMIZAR LA EUTROFIZACIÓN

JULIO CÉSAR SALDARRIAGA*
DORA ÁNGELA HOYOS**
MAURICIO ANDRÉS CORREA***

RESUMEN

Se operaron dos sistemas de tratamiento biológico (anaerobio-anóxico-aerobio –A2O– o tren I y aerobio-anóxico o tren II, modificados con la adición de AnoxKaldnes como medio de soporte en las cámaras aerobias), en la eliminación simultánea de materia orgánica y nutrientes (nitrógeno y fósforo). Los arreglos contaron con un crecimiento de biomasa en suspensión en cámaras anaerobia y anóxicas y combinado (suspendido y adherido) en las aerobias. Durante la experimentación se garantizaron tasas de recirculación aerobio-anóxico que varían entre 100 y 300 %, aplicadas en iguales periodos experimentales, así mismo desde el sedimentador secundario hacia la cámara anaerobia en el tren I y hacia la anóxica en el tren II, con tasas del 100 %. El tiempo de retención hidráulica (TRH) varió entre 10 y 24 horas por tren y el tiempo de retención de sólidos (TRS) se mantuvo entre 15 y 20 días. Los procesos fueron evaluados empleando agua residual sintética, similar en composición al agua residual doméstica, preparada a partir de suero de leche en polvo y con la adición de macronutrientes y micronutrientes. Las remociones obtenidas durante toda la experimentación fueron superiores al 90 % en DQO y cercanas al 85 % en N y en P, valores que corresponden a las medianas de toda la experimentación, es decir, incluyen las respuestas logradas para las diversas tasas de recirculación (aerobio-anóxico) y para un periodo de investigación total de 14 meses.

* Ingeniero Sanitario y Magíster en Ingeniería Ambiental, Universidad de Antioquia. Docente, Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería e integrante del Grupo de Investigación en Ingeniería y Gestión Ambiental –GIGA–, Universidad de Antioquia. jcsalda@udea.edu.co

** Ingeniera Química, Magíster en Ingeniería Ambiental y Doctora en Ciencias Químicas, Universidad de Antioquia. Docente, Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería e integrante del Grupo de Investigación en Ingeniería y Gestión Ambiental –GIGA–, Universidad de Antioquia. dorangel@udea.edu.co

*** Ingeniero Sanitario y Magíster en Ingeniería Ambiental, Universidad de Antioquia. Docente, Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería e integrante del Grupo de Investigación en Ingeniería y Gestión Ambiental –GIGA–. Universidad de Antioquia. mcorrea@udea.edu.co

PALABRAS CLAVE: remoción biológica de fósforo; remoción biológica de nitrógeno; tratamiento biológico de aguas residuales; crecimiento adherido; organismos acumuladores de fósforo; eutrofización.

EVALUATION OF BIOLOGICAL UNIT PROCESSES IN THE SIMULTANEOUS REMOVAL OF NUTRIENTS TO MINIMIZE EUTROPHICATION

ABSTRACT

Two different systems of biological treatment were operated (anaerobic-anoxic-aerobic –A2O–, namely, arrangement I, and aerobic-anoxic, namely, arrangement II). After modification by the addition of AnoxKaldnes as a support medium for the aerobic chambers, they were used in the simultaneous elimination of organic material and two nutrients: nitrogen and phosphorus. The arrangements involved the growing of suspending biomass in anaerobic and anoxic chambers, and combined (suspended and attached) in the aerobic chambers. During the experiments, recirculation rates (aerobic-anoxic) within 100 and 300% were guaranteed, applied in the same experimental periods, from the secondary settler toward the anaerobic chamber in the arrangement I and toward the anoxic chamber in arrangement II, with rates of 100%. The hydraulic retention time (HRT) varied within 10 and 24 hours per arrangement, and the solids retention time (SRT) remained between 15 and 20 days. The processes were evaluated using synthetic residual water with composition similar to the found in the domestic residual water; it was prepared from milk powder whey with the addition of macro and micro-nutrients. The percentage of removal material during the experiments reached values larger than 90% in COD and close to 85% in N and P; these values correspond to the median of the experimental data, meaning that they include all the data obtained from the different recirculation rates (aerobic-anoxic) and for a total experimental period of 14 months.

KEY WORDS: biological phosphate removal; biological nitrogen removal; biological treatment of wastewater; attached growth; phosphorus accumulating organisms; eutrophication.

EVALUAÇÃO DE PROCESSOS BIOLÓGICOS UNITÁRIOS NA REMOÇÃO SIMULTÂNEA DE NUTRIENTES PARA MINIMIZAR A EUTROFIZAÇÃO

RESUMO

Operaram-se dois sistemas de tratamento biológico (anaeróbio-anóxico-aeróbio –A2O– ou arranjo I e aeróbio-anóxico ou arranjo II, modificados com a adição de AnoxKaldnes como meio de suporte nas câmaras aeróbias), na eliminação simultânea de matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo). Os arranjos contaram com um crescimento de biomassa em suspensão em câmaras anaeróbia e anóxicas e combinado (suspêndido e aderido) nas aeróbias. Durante a experimentação garantiram-se taxas de recirculação aeróbio-anóxico que variam entre 100 e 300 %, aplicadas em iguais períodos experimentais, assim mesmo desde o sedimentador secundário à câmara anaeróbia no arranjo I e para a anóxica no arranjo II, com taxas do 100 %. O tempo de retenção hidráulica (TRH) variou entre 10 e 24 horas por arranjo e o tempo de retenção de sólidos (TRS) manteve-se entre 15 e 20 dias. Os processos foram avaliados empregando água residual sintética, similar em composição à água residual doméstica, preparada a partir de soro de leite em pó e com a adição de macro e micronutrientes. As remoções obtidas durante toda a experimentação foram superiores a 90 % em DQO e próximas a 85 % em N e em P, valores que correspondem às medianas de toda a experimentação, isto é, incluem as respostas conseguidas para as diversas taxas de recirculação (aeróbio-anóxico) e para um período de pesquisa total de 14 meses.

PALAVRAS-CÓDIGO: remoção biológica de fósforo; remoção biológica de nitrogênio; tratamento biológico de esgotos; crescimento aderido; organismos acumuladores de fósforo; eutrofização.



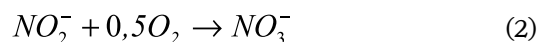
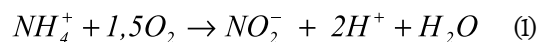
1. INTRODUCCIÓN

Los procesos biológicos en el tratamiento de aguas residuales (AR) se han dirigido desde hace varias décadas a la eliminación de materia orgánica (MO) y sólidos, y sólo hacia finales de los años ochenta y principios de los noventa, se dio real importancia a los efectos negativos que causan en los cuerpos receptores elementos como el nitrógeno (N) y el fósforo (P). La presencia de altas concentraciones de N y P en las masas de agua trae como consecuencia la acelerada eutrofización de lagos y embalses y el rápido decrecimiento de la concentración de oxígeno disuelto (OD). Compuestos como N, amoníaco (NH_3) y nitrito (NO_2^-) son potencialmente tóxicos para la vida acuática. La presencia de N dificulta el uso del recurso hídrico, en especial cuando se trata de sistemas de potabilización de agua, debido a los altos costos que demanda su tratamiento y por el riesgo a la salud de la población (Ronzano y Dapena, 1995; Gupta y Gupta, 2001).

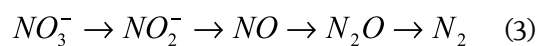
En los últimos años ha surgido un especial interés en la búsqueda de alternativas de remoción simultánea de nutrientes (N y P) que dejan como resultado modificaciones a tecnologías convencionales e innovaciones ingenieriles de procesos unitarios, dinámicos y estáticos (You *et al.*, 2003; Kargi, Uygur y Baskay, 2005). Las modificaciones tienen como fin llevar a cabo la remoción simultánea alternando dos o más condiciones: anaerobio, anóxico y aerobio (ANA-ANOX-AER).

En el proceso ANA se distinguen dos grupos bacteriales, uno capaz de acumular P (PAO, por sus siglas en inglés *phosphorus accumulating organism*) y otro de acumular glicógeno (GAO, por sus siglas en inglés *glycogen accumulating organism*). El primero toma en la etapa ANA la MO fácilmente biodegradable en forma de ácidos grasos volátiles (AGV) y la acumula en su interior como material de reserva (polihidroxibutirato PHB y polihidroxivalerato PHV). En condiciones AER, las bacterias utilizan el PHB y el PHV para generar energía, que luego se emplea en el crecimiento y acumulación de P en forma de polifosfato intracelular (Oehmen *et al.*, 2007). Tam-

bién ocurre en este ambiente la oxidación del NH_4^+ hasta nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-), en un proceso denominado nitrificación y que se representa con las ecuaciones 1 y 2.



En el ambiente ANOX las bacterias desnitrificantes reducen NO_2^- y NO_3^- a N gas (N_2), liberado finalmente a la atmósfera, según se resume con la ecuación 3 y que ha permitido identificar diferentes grupos con facultad de extraasimilar P (Zou *et al.*, 2006; Carvalho *et al.*, 2007). Los organismos GAO compiten por sustrato fácilmente biodegradable con PAO, bajo condiciones ANA sin extraasimilar ni liberar P (Whang y Park, 2006).



Otra variable importante en la eliminación de nutrientes es el tiempo de retención de sólidos (TRS) o de retención celular, que es responsable del control del proceso biológico, debido a que PAO requiere valores bajos de la variable limitando la eliminación biológica de N, lo que se asocia con la baja tasa de crecimiento de las nitrificantes (Pai *et al.*, 2001; You *et al.*, 2003) y favorece el lavado de la biomasa. En consecuencia, la inclusión de un medio de soporte en la cámara AER se ha planteado para favorecer el crecimiento adherido, debido a la retención de la biomasa nitrificante, disminuyendo la retención del lodo y el tiempo de retención hidráulica (TRH) del proceso.

En consecuencia, los sistemas que trabajan con crecimiento adherido con frecuencia se emplean en procesos de lodos activados modificados para mejorar la remoción de compuestos orgánicos y promover las tasas de nitrificación (Metcalf & Eddy, 2003). En este sentido, algunas modificaciones incluyen: agar, IFAS (por sus siglas en inglés *integrated fixed-film activated sludge* o lodos activados en película fija integrada, entre otros (Aqwise, 2011), evaluados con éxito en procesos de remoción mejorada de P (Sriwiyarat y Randall, 2005). Otros medios

incluyen: Linpor, Kaldnes, fibra sintética, *pellets* de polipropileno y fibras de carbón.

Una dificultad reportada por diferentes investigadores en el proceso de eliminación de P se asocia con la competencia entre grupos poblacionales (PAO-GAO) por el tipo de fuente de carbón empleado (Mino, Van Loosdrech y Heijnen, 1998; Oehmen *et al.*, 2005) y es así como en la última década, se han dirigido las investigaciones para favorecer la cinética de PAO sobre GAO y mejorar las eficiencias de eliminación de P. Otras variables de interés que son evaluadas incluyen: carga orgánica (relacionada con la afinidad por parte de los microorganismos y según relaciones N y P), temperatura, pH, alcalinidad y el aceptor de electrones. De éstas, la temperatura se convierte en un factor fundamental que influye en la vida de los microorganismos y que está relacionada con reacciones enzimáticas y velocidades de difusión dentro de la célula (Mulkerrins, Dobson y Colleran, 2004).

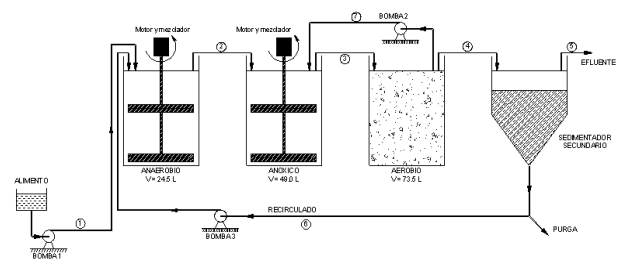
Las investigaciones indican que los cambios en la variación de la temperatura influyen tanto sobre PAO como GAO, y en este sentido, se ha identificado que las primeras son psicrófilas, donde las temperaturas inferiores a 10 °C favorecen su prevalencia sobre las últimas. De otro lado, un riguroso control de pH propicia los procesos de nitrificación, desnitrificación, liberación y extraasimilación de P (Mulkerrins, Dobson y Colleran, 2004). Los valores de pH cercanos a 8,0 unidades también son reconocidos por favorecer a PAO sobre GAO (Oehmen *et al.*, 2005).

El objeto del presente artículo es el de mostrar los resultados de la operación, en condiciones dinámicas y a escala de laboratorio, de dos tratamientos: un A2O (ANA-ANOX-AER) o tren I y un Ludzack-Ettinger (ANOX-AER) o tren II, ambos procesos alimentados con igual fuente de carbono, similar a un agua residual doméstica (ARD) de concentración media. Así mismo, se busca aportar soluciones a la compleja tarea de eliminación de nutrientes (N y P) presentes en vertimientos de ARD, reguladas en el Decreto 3930 de 2010.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

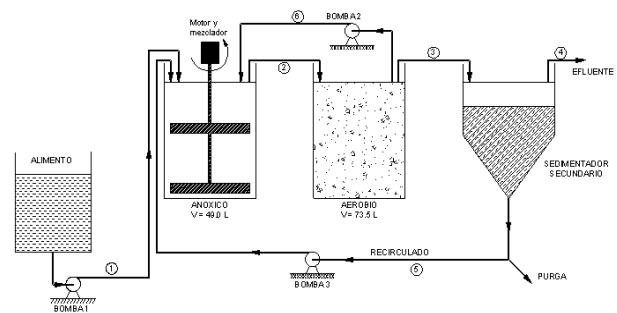
La investigación se realizó en los laboratorios del Grupo GIGA de la Universidad de Antioquia y empleó dos trenes destinados a la eliminación simultánea (N y P). El tren I incluye tres cámaras: ANA con volumen de 24,5 L, seguida de una ANOX de 49 L y una última AER de 73,5 L; el tren II emplea una cámara ANOX y otra AER, con volúmenes similares a los del tren I. Ambos trenes cuentan con una unidad final de sedimentación (ver esquemas en figura 1) y duró más de 14 meses.

a) Tratamiento A2O o Tren I



- (1) Bomba de alimento, (2) Conexión anaerobio-anóxico,
- (3) Conexión anóxico-aerobio, (4) Conexión aerobio-sedimentador secundario, (5) Línea efluente,
- (6) Recirculación sedimentador-anaerobio, (7) Recirculación aerobio-anóxico.

b) Tratamiento Anóxico-Aerobio o Tren II



- (1) Línea de alimentación, (2) Conexión anóxico-aerobio,
- (3) Conexión aerobio-anóxico, (4) Efluente final,
- (5) Recirculación sedimentador anóxico, (6) Recirculación aerobio-anóxico

Figura 1. Configuraciones empleadas en la experimentación



El sustrato sintético empleado como fuente de carbono y energía se basó en una mezcla sintética a base de suero de leche en polvo (con contenido en grasas, proteínas, sales y cenizas de 0,1 %, 3,38 %, 1,62 % y 6,43 %, respectivamente). El sustrato cumple con características similares a las de un ARD de concentración media y fueron adoptadas a partir de trabajos como los realizados por Su y Ouyang (1996) y Chuang *et al.* (1998). En la tabla 1 se muestra la composición del sustrato. Adicionalmente, se añadieron sales ricas en N y P, más microelementos.

Tabla 1. Composición del agua residual sintética (Trenes I y II)

Componente	Dosis (mg/L)
Suero de leche en polvo	320-1320*
$C_{12}H_{22}O_{11}$	16,2
$CH_3COONa \cdot 3H_2O$	37,5
KH_2PO_4	42,0
$(NH_4)_2SO_4$	78,0
$(NH_2)_2CO$	78,0
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	0,1
Solución de elementos traza (Smolders <i>et al.</i> , 1994)	0,3 mL/L

* Valor que varió según el tren de tratamiento en estudio

La concentración de MO de entrada en cada tren de tratamiento registró variaciones según el volumen de trabajo de las primeras cámaras (ANA en

tren I y ANOX en tren II), puesto que se cuenta con volúmenes variables. Se busca además favorecer la máxima liberación de P en la cámara ANA del tren I y en la ANOX del tren II. El agua residual sintética (ARS) presentó tendencias a la acidificación y se debió suplementar bicarbonato de sodio en concentraciones variables (0,07 a 0,18 g/L). El valor (mediana) de pH en el AR afluente se mantuvo cercano a las 7,00 unidades, y la experimentación se llevó a cabo durante 413 días.

De otro lado, se adicionó un 40 % del volumen útil, con medio de soporte tipo AnoxKaldnes (K1 y K3), cada uno de ellos en proporción del 50 %. En la tabla 2 se ilustran las características del medio de soporte empleado, y en la figura 2 se muestra el medio empleado.

El lodo de inóculo se tomó de la línea de retorno del sedimentador secundario hacia los reactores aerobios de la planta de tratamiento de aguas residuales de San Fernando, de las Empresas Públicas de Medellín. Algunas consideraciones de interés incluyen:

- Aspecto: bueno con olor normal y sin presencia de basuras
- Índice volumétrico de lodos (IVL) = 155,0 mL/g
- Concentración de sólidos volátiles = 7.200 mg/L
- pH = 8,4 unidades
- Organismos presentes: pedunculados, flagelados y ausencia de filamentosas.

Tabla 2. Características del material de soporte empleado en reactores aerobios

Característica	Anoxkaldnes K1	Anoxkaldnes K3
Diámetro nominal (mm)	9,1	25,0
Longitud nominal (mm)	7,2	12,0
Área superficial específica (m^2/m^3)	500	500
Gravedad específica (g/cm^3)	0,96	0,96

* Datos proporcionados por la empresa AnoxKaldnes en EE.UU.

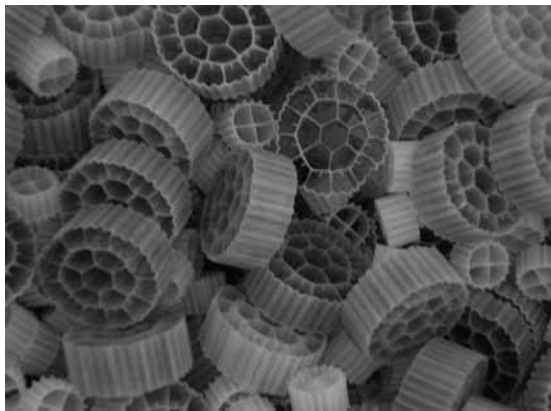


Figura 2. Medios de soporte empleados en reactores aerobios

El TRH en los sistemas osciló de valores altos a bajos de manera diferente, en cada uno de los trenes (15,2 a 32,3 horas en tren I y de 9,0 a 17,0 horas en tren II). Estas variaciones se deben, entre otros motivos, a la diferencia en el volumen total de los trenes (147,0 L tren I y 122,5 tren II). En cuanto a los tiempos de retención celular, los valores oscilaron entre 15 y 20 días, según lo sugerido por investigadores en procesos de eliminación conjunta de N y P (Oehmen *et al.*, 2005; Fongsatitkul, Wareham y Elefsiniotis, 2008). Los valores de TRH variaron también de acuerdo con las diferentes periodos y tasas de recirculación: días 1 a 90 (100 %); 91 a 215 (200 %); 216 a 264 (300 %) y, por último, 265 a 413 (200 %).

Las cámaras ANA y ANOX de cada sistema acoplado contaron con crecimiento suspendido. Así mismo, en las AER el crecimiento corresponde a una combinación entre crecimiento adherido y suspendido a un medio de soporte. La estabilidad del proceso se estableció a partir de los valores de eliminación de DQO, con valores de remoción final cercanos al 75 %.

Las configuraciones en estudio (A2O y Ludzack-Ettinger) sometidas a modificación, con adición del medio de soporte en cámara aerobia, buscaron evaluar el impacto sobre la biomasa nitrificante evitando el denominado lavado o *washout*, usualmente inducido por los bajos TRH y en especial

por la eliminación simultánea de P (Chuang *et al.*, 1998; Saito, Brdjanovic y Van Loosdrecht, 2004; Van Rijn, Tal y Schreier, 2006). Durante la experimentación se tomaron muestras periódicas de cada una de las cámaras que componen los trenes (entrada y salida). Las determinaciones de DQO, formas de N total (NT), NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , P total (PT), sólidos, etc. se ajustan a los métodos estandarizados (APHA-AWWA-WEF, 1998). También se realizó un seguimiento al pH, potencial de óxido reducción (POR) y OD.

3. RESULTADOS Y ANÁLISIS

Es importante resaltar que las altas variaciones en TRH de ambos trenes de tratamiento estuvieron sujetas al comportamiento de la biomasa en el tren correspondiente. Es decir, que el fenómeno de lavado primó sobre la posibilidad o no de disminuir dicha variable, sin perder de vista la eficiencia de eliminación de los contaminantes en estudio. En consecuencia, un lavado de lodos fue observado al aplicar diferentes periodos de recirculación AER-ANOX. En el tren I los valores inferiores a 15,2 horas de TRH ocasionaron pérdida inmediata de la biomasa en la cámara ANA y dificultades en la compensación o estabilización de los procesos biológicos.

En las tablas 3 y 4 se consigna la información correspondiente a la operación de los trenes de tratamiento. Así mismo se ilustran los valores de concentración (medianas) correspondientes con los afluentes (MO, N y P), sin incluir los efectos generados por los valores de caudal de entrada y los diferentes valores de recirculación interna (aerobio-anóxico) y externa (sedimentador secundario a cámaras anaerobia (tren I) y anóxica (tren II)). Los valores de entrada son: 688,5 mg DQO/L en tren I y 1128 mg DQO/L en tren II; 39,0 mg N total/L y 10,3 a 10,4 mg P total/L en trenes I y II, respectivamente. De otro lado, se reportan las medianas de variables como pH, temperatura, POR y el TRH máximo y mínimo, valores obtenidos en el efluente de cada una de las cámaras que componen el tren.



En las tablas 3 y 4 se incluyen los valores a la salida de cada uno de los clarificadores y se muestran las medianas efluentes entre cámaras y en clarificador de las variables MO, N y P.

Las concentraciones de NT y PT aplicadas alcanzan valores de 40 y 10 mg/L, respectivamente, que se ajustan a aguas residuales de concentración media (Metcalf & Eddy, 2003). Por otro lado, el mayor valor de concentración de MO reportado en el tren II obedece a que en esta configuración el afluente ingresa a la cámara ANOX con volumen de 49 L.

De acuerdo con las tablas 3 y 4, se observa que la variación de la temperatura no es significativa y nunca fue controlada durante la experimentación. En relación con las concentraciones de OD, esta variable se evaluó en todas las cámaras (trenes I y II), es decir, se evitó el ingreso de concentraciones altas en las cámaras ANA y ANOX (inferiores a 0,2 mg OD/L), para garantizar los procesos de liberación de P y la desnitrificación. En las cámaras aerobias, estos valores superan los 5,0 mg OD/L durante toda la experimentación, garantizando que la nitrificación no registrase limitaciones.

Tabla 3. Variables principales y condiciones de operación del tren I

Variable	Efluente cámara anaerobia	Efluente cámara anóxica	Efluente cámara aerobia	Salida del clarificador
TRS (días)	15-20	15-20	15-20	---
pH (unidades)	7,07	7,10	7,26	7,61
TRH (h)	3,6-6,8	4,6-10,2	7,0-15,3	---
POR (mV)	-228,0	-118,0	155,6	N.C.
OD (mg/L)	0,12	0,10	6,15	N.C.
Temperatura (°C)	23,7	23,6	23,4	N.C.
DQO (mg/L)	61,0	51,0	47,0	44,5
NT (mg/L)	11,0	6,5	7,0	6,8
PT (mg/L)	15,70	2,60	0,70	1,30

N.C. Dato no cuantificado

Tabla 4. Variables principales y condiciones de operación en el tren II

Variable	Efluente cámara anóxica	Efluente cámara aerobia	Salida clarificador
TRS (d)	15-20	15-20	15-20
pH (unidades)	6,87	7,26	7,63
TRH (h)	3,6-6,8	5,4-10,2	---
POR (mV)	-135,0	155,9	N.C.
OD (mg/L)	0,12	5,25	N.C.
Temperatura (°C)	23,8	23,6	N.C.
DQO (mg/L)	60,0	52,2	51,5
NT (mg/L)	3,50	4,40	4,00
PT (mg/L)	8,70	1,40	2,60

N.C. Dato no cuantificado

La aclimatación en ambos trenes se alcanzó después del primer mes de operaciones, y una vez lograda su estabilización, fue posible observar un acoplamiento en los procesos biológicos llevados a cabo en cada una de las cámaras. Las eliminaciones de MO, N y P mejoran hasta alcanzar valores cercanos a los promedios encontrados en cada tren. Otra condición especial está relacionada con las variaciones de la biomasa según las tasas de retorno aplicadas. Es decir, en el tren I, de acuerdo con las tablas 5 y 6, se observó una variación mayor acompañada de una pérdida de biomasa entre los periodos tercero y cuarto de recirculación, que a su vez causaron una baja en las eliminaciones de

los contaminantes. También una pérdida en las características de sedimentabilidad fue observada en la medida en que se alcanzaba mayor eliminación simultánea de nutrientes, condición que está acorde con lo planteado por Mulkerrins, Dobson y Colleran (2004), para procesos cuyo propósito sea la eliminación simultánea de este tipo de contaminantes.

En las figuras 3 y 4 se presenta el comportamiento en la eliminación de la MO según su paso por cada una de las cámaras que componen el tren de tratamiento. Se observa que la transformación alcanza un alto porcentaje de eliminación en las cámaras iniciales (medianas de 91 % en ANA tren I y 94,1 % en ANOX tren II).

Tabla 5. Comportamiento de los sólidos y valores de IVL asociados con recirculaciones (internas y externas) en tren I

Recirculación (%)	Anaerobio			Anóxico			Aerobio		
	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	IVL (mL/g)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	IVL (mL/g)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	IVL (mL/g)
100	2375	1274	N.D.	2609	1370	118,5	2486	1350	184,4
200	2865	2105	141,4	2850	2115	98,5	2775	2025	87,0
300	3185	2420	264,4	3170	2835	266,4	3155	2435	271,9
200	1870	1570	329,9	1722	1470	378,3	1760	1550	301,7
Mediana	2110	1730	240,6	2430	1810	248,5	2430	1810	249,3

Tabla 6. Comportamiento de los sólidos y del IVL, asociados con las recirculaciones (internas y externas) en tren II

Recirculación (%)	Anóxico			Aerobio		
	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	IVL (g/mL)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	IVL (g/mL)
100	2875	1813	250,0	2794	1579	246,0
200	1900	1650	91,6	1900	1530	73,8
300	2825	2500	254,3	2650	2380	261,1
200	2980	2685	295,5	2940	2550	315,9
Mediana	2550	2040	257,4	2595	2070	253,8

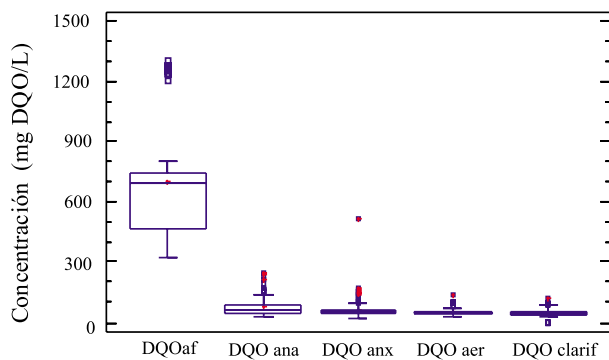


Figura 3. Comportamiento de la eliminación de la DQO en el tren I

La mayor eliminación de DQO alcanzada en el tren I correspondió al tercer periodo experimental con un 95,2 % de eficiencia. Por otra parte, el menor periodo fue el último que, con una pérdida de biomasa significativa, logró un 90,5 % de remoción. En el tren II las mayores eliminaciones se alcanzaron en los periodos tercero y cuarto con 96,4 %, el segundo periodo registró una diferencia no significativa en remoción con 93,6 %.

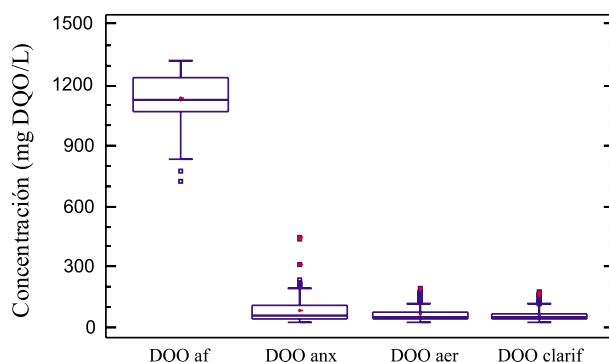


Figura 4. Comportamiento de la eliminación de la DQO en el tren II

En relación con la eliminación de N, las figuras 5 y 6 ilustran el comportamiento de la variable. El valor (mediana) alcanzado durante toda la experimentación fue del 82,5 % en el tren I y del 89,7 % en el tren II, con lo cual se corrobora la mayor eficiencia del proceso Ludzack-Ettinger, en la eliminación de este contaminante. En general, se observa una clara

influencia asociada con las tasas de recirculación, siendo más eficientes los periodos con recirculación entre 200 % y 300 %. Las altas eliminaciones de NT indican una respuesta positiva de los sistemas para transformar N hasta NO_2^- y NO_3^- (nitrificación) y, finalmente, la reducción de estas formas oxidadas a la forma gaseosa.

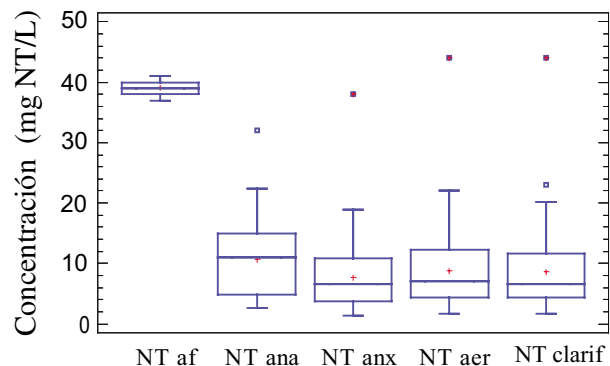


Figura 5. Eliminación de nitrógeno total en tren I

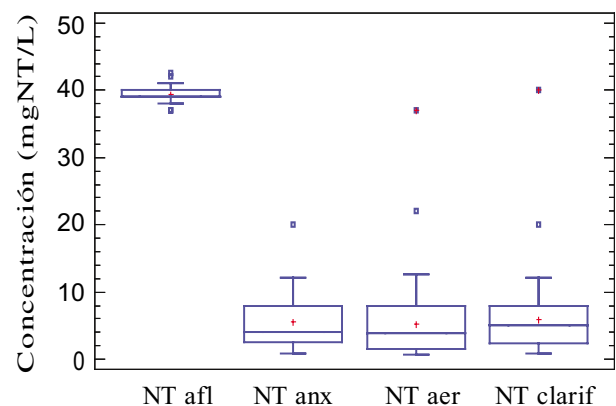


Figura 6. Eliminación de nitrógeno total en tren II

En relación con las formas de nitrógeno (NH_4^+ , NO_3^- y NO_2^-), en el tren I se observa del análisis global que entre las cámaras se presenta una transformación de NH_4^+ a especies oxidadas de 67,0 % (ANA-ANOX) y 96,6 % (ANOX-AER), respectivamente. Así mismo, el porcentaje de desnitrificación alcanzado durante todo el periodo experimental (413 días de operación) fue del 82,6 %. Por último, los valores medios efluentes de

NO_2^- en las diferentes cámaras están por debajo de lo sugerido por investigadores como Lee, Jeon y Park (2001), y puede afirmarse que con ello no afectan la extraasimilación de P anóxico y pueden servir como aceptores de electrones.

En el tren II, con un análisis similar al tren I, se observa que las formas de N, a su paso por las cámaras ANOX y AER, se comportan así: NH_4^+ registra una mediana de oxidación del 91 % en la cámara aerobia. De otro lado, las formas de NO_3^- formadas en la cámara aerobia son reducidas con una eficiencia cercana al 85 %. Por último, los NO_2^- no registran problemas para el proceso biológico y sus valores efluentes son bajos (inferiores a 0,14 mg/L) en efluente.

En relación con la eliminación biológica del P, se puede observar una mayor liberación del contaminante en la cámara ANA (tren I) que en la ANOX (tren II). Dicho comportamiento está asociado con las variables de operación y con la configuración propia del tren. Sin embargo, es importante resaltar que una cantidad eficiente de P ha sido eliminada en el tren II, permitiendo la eliminación de P sin un ambiente ANA, convirtiéndose en una alternativa viable dentro de los procesos biológicos.

En las figuras 7 y 8 se observa el comportamiento de P. En la figura 7, que identifica el tren I, se muestra que un 87,4 % del contenido inicial del PT ha sido eliminado, y una mediana final del proceso experimental arroja 1,3 mg P/L efluente. El valor máximo alcanzado en la cámara ANA fue de 49 mg P/L, seguido de 23,5 mg P/L en la ANOX. Ambas respuestas indican incrementos altos del P afluente (10,3 mg/L).

En relación con el tren II, la eliminación de P alcanzó valores (medianas) efluentes en la cámara ANOX de 8,65 mg/L y seguido de 2,6 mg/L, medidos a la salida de la cámara AER. La mediana efluente alcanzó una concentración de 2,6 mg PT/L, lo que significa una eliminación del 75 %.

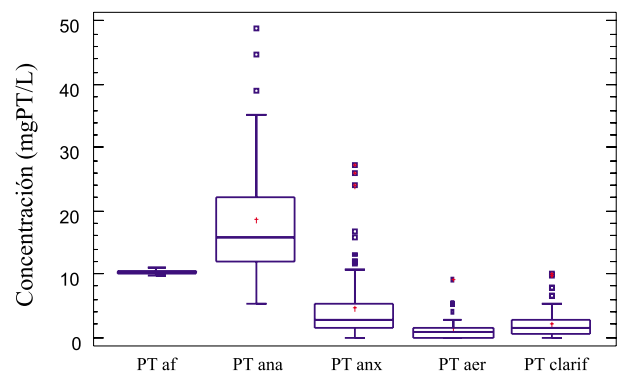


Figura 7. Variación de P total entre cámaras en el tren I

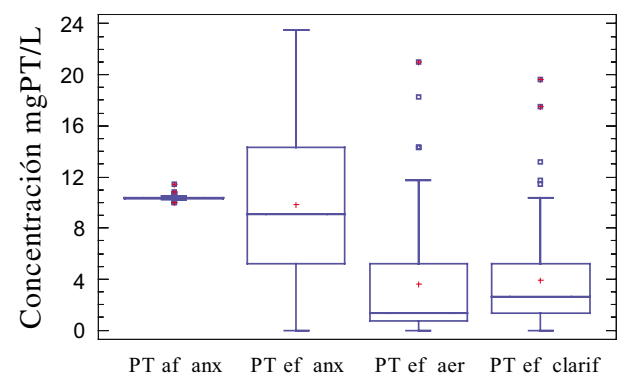


Figura 8. Comportamiento de P en el tren II

Por lo tanto, las respuestas de ambos trenes se ajustan con lo expuesto por investigadores como Huang, Li y Pan (2004), quienes sostienen que la eliminación de P se debe a la presencia de PAO y que su eficiencia de eliminación se asocia con su correspondiente aceptor de electrones. Entre otros autores, definen que existen dos grupos diferentes de organismos que eliminan P, un primer grupo que emplea sólo oxígeno como aceptor y un segundo grupo que, en ausencia de oxígeno, puede emplear NO_3^- .

4. CONCLUSIONES

Los dos procesos biológicos operados durante el periodo experimental permiten corroborar que la eliminación simultánea de nutrientes (N y P) es un proceso viable para países como Colombia, donde



se cuenta con descargas altas de estos elementos que ponen en riesgo los cuerpos de agua receptores, haciéndolos vulnerables a procesos como la eutrofización.

La respuesta en términos de eliminación de DQO y NT fue mejor en el tren II, donde se encontraron valores de 94,1 % y 89,7 % respectivamente. Sin embargo, una mejor eliminación de P fue observada en el tren I (87,4 %), frente al tren II (75 %). Así mismo, las eliminaciones de DQO y NT en el tren I fueron de 91,0 y 82,5 % respectivamente. De lo anterior se puede concluir que es viable no contar con la cámara anaerobia para la eliminación simultánea de MO, N y P y se alcanzan buenas eficiencias de operación. Sin embargo, debe aclararse que en este proceso es fundamental contar con un medio de soporte en la cámara AER. Los valores de eliminación cumplen con lo planteado en la nueva normativa ambiental colombiana (Decreto 3930 de 2010), excepto para la respuesta efluente de P del tren II.

Un control permanente de variables como pH, temperatura, POR y tipo de sustrato es indispensable para garantizar una exitosa eliminación de P, pues la liberación eficiente de P en anaerobio (tren I) y anóxico (tren II) permite corroborar que se favorece el predominio de PAO sobre GAO.

El desarrollo de la investigación y la presencia de NO_3^- en el reactor anóxico II permite concluir que sí es viable eliminar P y simultáneamente reducir las formas de NO_3^- y NO_2^- hasta N gas. Esta condición se debe a que, en ausencia de oxígeno, los organismos responsables de remover N y P pueden usar las especies oxidadas como aceptores de electrones.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad de Antioquia y al Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental –GIGA– el apoyo para esta investigación.

REFERENCIAS

- APHA-AWWA-WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th ed. Washington, D.C., 2005. 1368 p.
- Aqwise Wise Water Technologies Ltd. [consultado el 17 de febrero de 2011] Disponible en: <<http://www.aqwise.com/>>
- Carvalho, G.; Lemos, P. C.; Oehmen A. and Reis, M. A. M. (2007) "Denitrifying phosphorus removal: Linking the process performance with the microbial community structure". *Water Research*, vol. 41, No. 19 (November), pp. 4383-4396.
- Chuang, S. H.; Ouyang C. F.; Yuang, H. C. and You, S. J. (1998). "Evaluation of phosphorus removal in anaerobic-anoxic-aerobic system: Via polyhydroxyalkanoates measurements". *Water Science and Technology*, vol. 38, No. 1, pp. 107-114.
- Fongsatitkul, P.; Wareham, D. G. and Elefsiniotis P. (2008). "The influence of organic loading and anoxic/oxic times on the removal of carbon, nitrogen and phosphorus from a wastewater treated in a sequencing batch reactor". *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, vol. 43, No. 7 (June), pp. 725-730.
- Gupta, A. B. and Gupta, S. K. (2001). "Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm". *Water Research*, vol. 35, No. 7 (May), pp. 1714-1722.
- Huang, Y.; Li, Y. and Pan, Y. (2004). BICT biological process for nitrogen and phosphorus removal. *Water Science and Technology*, vol. 50, No. 6, pp. 179-188.
- Kargi, F.; Uygur, A. and Baskay, H. S. (2005). "Phosphate uptake and release rates with different carbon sources in biological nutrient removal using a SBR". *Environmental Management*, vol. 76, pp. 71-75.
- Lee, D. S.; Jeon, C. O. and Park, J. M. (2001). "Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system". *Water Research*, vol. 35, No. 16 (November), pp. 3968-3976.
- Metcalf & Eddy Inc. Wastewater engineering. Treatment and reuse. 4th ed. New York: McGraw-Hill, 2003, 1819 p.
- Mino, T.; Van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J. (1998). "Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process". *Water Research*, vol. 32, No. 11 (November), pp. 3193-3207.

- Mulkerrins, D.; Dobson, A. D. W. and Colleran, E. (2004). "Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters". *Environmental International*, vol. 30, No. 2 (April), pp. 249-259.
- Oehmen, A.; Lemos, P. C.; Carvalho, G.; Yuan, Z.; Keller, J.; Blackall, L. and Reis, M. A. M. (2007). "Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale". *Water Research*, vol. 41, No. 11 (June), pp. 2271-2300.
- Oehmen, A.; Vives, M. T.; Lu, H.; Yuan, Z. and Keller, J. (2005). "The effect of pH on the competition between polyphosphate-accumulating organisms and glycogen-accumulating organisms". *Water Research*, vol. 39, No. 15 (September), pp. 3727-3737.
- Pai, T. Y.; Ouyang C. F.; Su, J. L. and Leu, H. G. (2001). "Modelling the steady-state effluent characteristics of the TNCU process under different return mixed liquid". *Applied Mathematical Modelling*, vol. 25, No. 12 (December), pp. 1025-1038.
- Ronzano, E. y Dapena, J. L. (1995). *Tratamiento biológico de las aguas residuales*. Madrid: Díaz y Santos, 1995. 171 p.
- Saito, T.; Brdjanovic, D. and Van Loosdrecht, M. C. M. (2004). "Effect of nitrite on phosphate uptake by phosphate accumulating organisms". *Water Research*, vol. 38, No. 17 (October), pp. 3760-3768.
- Smolders, G. J. F.; Van der Meij J.; Van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J. (1994). "Stoichiometric model of the aerobic metabolism of the biological phosphorus removal process". *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 44, No. 7 (September), pp. 837-848.
- Su, J. L. and Ouyang, C. F. (1996). "Nutrient removal using a combined process with activated sludge and fixed biofilm". *Water Science and Technology*, vol. 34, No. 1-2, pp. 477-486.
- Sriwiyarat, T. and Randall, C. W. (2005). "Performance of IFAS wastewater treatment processes for biological phosphorus removal". *Water Research*, vol. 39, No. 16 (October), pp. 3873-3884.
- Van Rijn, J.; Tal, Y. and Schreier, H. J. (2006). "Denitrification in recirculating systems: Theory and applications". *Aquacultural Engineering*, vol. 34, No. 3 (May), pp. 364-376.
- Whang, Liang-Ming and Park, Jae Kwang. (2006). "Competition between polyphosphate- and glycogen-accumulating organisms in enhanced-biological-phosphorus-removal systems: Effect of temperature and sludge age". *Water Environmental Research*, vol. 78, No. 1 (January), pp. 4-11.
- You, S. J.; Hsu, C. L.; Chuang, S. H. and Ouyang, C. F. (2003). "Nitrification efficiency and nitrifying bacteria abundance in combined AS-RBC and A2O systems". *Water Research*, vol. 37, No. 10 (May), pp. 2281-2290.
- Zou, Hua; Du, Guo-Cheng; Ruan, Wen-Quan and Chen, Jian. (2006). "Role of nitrate in biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor". *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, vol. 22, No. 7 (July), pp. 701-706.