

REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE CARBONO, NITRÓGENO Y FÓSFORO DE AGUAS RESIDUALES EN UN SISTEMA HÍBRIDO UCT MODIFICADO

SIMULTANEOUS CARBON, NITROGEN AND PHOSPHORUS REMOVAL FROM WASTEWATER WITH A MODIFIED HYBRID UCT SYSTEM

JULIO CESAR SALDARRIAGA MOLINA

Facultad de Ingeniería Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental Universidad de Antioquia jcsalda@udea.edu.co

JUAN MANUEL GARRIDO FERNÁNDEZ

Departamento de Ingeniería Química, Escuela de Ingeniería Universidad de Santiago de Compostela, 2juanmanuel.garrido@usc.es

DORA ANGELA HOYOS AYALA

Facultad de Ingeniería Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental GIGA Universidad de Antioquia dorangel@udea.edu.co

MAURICIO A. CORREA OCHOA

Facultad de Ingeniería Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental GIGA Universidad de Antioquia Colombia mcorrea@udea.edu.co

Recibido para revisar Noviembre 4 de 2008, aceptado Mayo 12 de 2009, versión final Junio 16 de 2009

RESUMEN: Se operó un sistema UCT híbrido modificado a escala de laboratorio, compuesto por una cámara anaerobia, anóxica y aerobia conectadas en serie, en el que la biomasa crece en suspensión y adherida en torno a pequeñas partículas de un soporte plástico que se mantienen en suspensión en la cámara aerobia. Durante la operación se varió el Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) entre 18 y 10 horas, y se fijó el Tiempo de Retención de Sólidos (TRS) en 15 d y utilizando un agua residual sintética, con una composición similar a la de las aguas residuales urbanas para evaluar la eliminación simultánea de C, N y P de las aguas residuales. El sistema se alimentó continuamente durante 150 días con dos diferentes tipos de agua residual sintética, medio I y medio II. Desde el día 1 al 86 el agua residual se preparó con una mezcla de peptona y extracto de carne (medio I). A partir del día 87 hasta el final, se utilizó como fuente de carbono (medio II) con mezcla de acetato de sodio y ácido acético. Los resultados alcanzados muestran una alta eficiencia en la remoción de DQO y N cercanas al 90% y 85%, respectivamente, para los dos medios utilizados. En cuanto a la remoción de P, se encontró un mejor comportamiento cuando el sistema se alimentó con el medio II, alcanzando eficiencias por encima del 95%. La utilización de un soporte de partículas plásticas promovió el desarrollo de una biopelícula nitrificante y mejoró la estabilidad del sistema contra las perturbaciones que se produjeron en el reactor.

PALABRAS CLAVE: Proceso híbrido UCT modificado (University Cape Town); Remoción de materia orgánica (C); Remoción de nutrientes (N y P); Tratamiento biológico de aguas residuales; Crecimiento adherido.

ABSTRACT: A UCT modified hybrid system composed by an anaerobic, anoxic and aerobic chambers connected in series, was operated at laboratory scale. Biomass growth in the system was promoted both in suspension and adhered onto small granular plastic particles. The granular particles were maintained in suspension in the aerobic chamber. During the operation the Hydraulic Retention Time was varied from 18 to 10 hours. Solids Retention Time was 15 d. Two different synthetic wastewaters (medium I and II) with a similar composition than urban wastewater, were fed to the system. The reactor was operated to promote the removal of C, N and P in the wastewaters. The system was operated continuously during 150 days.

From operating day 1 till 86, the residual wastewater was prepared by diluting a peptone mixture and meat extract (medium I). From day 87 on, medium II was used, and a mixture of sodium acetate and acetic acid were used as carbon source. The results obtained have show a high removal efficiency of both COD and N of 90% and 85%, respectively. With regard to P removal, best results were obtained when the system was fed with medium II, achieving P efficiencies above 95%. The use of the plastic support particles made feasible the development of nitrifying biofilm. This improved the stability of the system against the disturbances that took place in the reactor.

KEYWORDS: Modified Hybrid UCT (University Cape Town); Phosphate biological removal; Nitrogen removal; Biological treatment of wastewater, biofil

1. INTRODUCCIÓN

Durante muchas décadas, los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales (AR), estaban dirigidos exclusivamente a la remoción de materia orgánica (MO) y sólidos suspendidos; y no fue hasta finales de los años 80 y principios de los 90, que se dio importancia a los efectos negativos causados sobre los cauces por la presencia en el AR descargada de altos contenidos de nitrógeno (N) y fósforo (P).

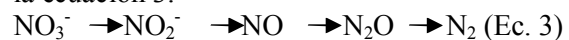
La presencia de altas concentraciones de estas especies contaminantes en las masas de agua, trae como consecuencia una acelerada eutrofización de lagos y embalses, que conlleva un rápido decaimiento de la concentración de oxígeno disuelto (OD). Además algunos de los compuestos de nitrógeno, amoníaco y nitrito en particular, son potencialmente tóxicos para la vida acuática. En general, la presencia de altas concentraciones de estos compuestos dificulta el eventual uso del recurso hídrico, en especial, cuando se trata de sistemas de potabilización de agua, dado que su tratamiento demanda altos costos y se podría poner en riesgo la salud de la población [1-3].

Por lo anterior, en los últimos años ha surgido un especial interés en la búsqueda de alternativas para la remoción conjunta de MO y nutrientes, que ha dejado como resultado, modificaciones a las tecnologías convencionales e innovaciones a los arreglos de los procesos biológicos unitarios, dinámicos y estáticos [4-8]. Recientes investigaciones, sugieren modificaciones al proceso, con el propósito de llevar a cabo la remoción simultánea. Las configuraciones

involucran procesos biológicos, alternando dos o más de las condiciones anaerobio, anóxico y aerobio (ANA-ANOX-AER).

En el proceso ANA (potencial redox por debajo de -100 mV), se distinguen las bacterias capaces de acumular P (Bacterias PAOs) y las capaces de acumular glicógeno (GAOs). Las primeras toman del medio en la etapa anaerobia la M.O fácilmente biodegradable, fundamentalmente ácidos grasos volátiles (AGV's), acumulándolo en su interior (material de reserva) en forma de Polihidroxibutirato (PHB) y polihidroxivalerato (PHV). En condiciones AER (potencial redox entre +50 y +300 mV y con oxígeno como aceptor de electrones), las bacterias Poli-P utilizan los compuestos orgánicos acumulados PHB y PHV para generar energía, que utilizan para el crecimiento y para la acumulación de P como polifosfato intracelular [9-11]. En esta fase ocurre además el proceso de oxidación del N amoniacal (N-NH_4^+) hasta las formas de nitratos (N-NO_2^-) y nitritos (N-NO_3^-), denominado nitrificación y representado de acuerdo con las $\text{NH}_4^+ + 1.5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$ (Ec. 1)
 $\text{NO}_2^- + 0.5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$ (Ec. 2)

Finalmente, en el reactor ANOX (potencial redox entre -50 y +50 mV y con óxidos de N como aceptores de electrones), las bacterias desnitrificantes reducen los nitritos y nitratos, a N gas (N_2), liberado a la atmósfera [12], según la ecuación 3.



En este proceso, se han observado diferentes grupos de organismos que tienen la facultad de extra-asimilar cierta cantidad de P [13-15]. Las

GAOs, se han reportado por ser capaces de competir por sustrato fácilmente biodegradable con las PAOs, bajo condiciones anaerobias, sin Los sistemas biológicos para la remoción de nutrientes, están estrictamente condicionados por el TRS, de sus siglas en inglés: *Sludge Retention Time - SRT*). Las bacterias extra-asimiladoras de P requieren bajos TRS, lo cual es controlado por medio de la purga frecuente de lodos. Esta situación, limita la eliminación biológica de N, debido a la baja tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes [5,17], que podrían ser lavadas del reactor durante la purga, por lo que se plantea una modificación en la etapa AER, favoreciendo el crecimiento adherido a medios de soporte y se garantiza la retención de la biomasa, variando así, los periodos de residencia (edad de lodos) e hidráulicos (TRH) del proceso. Por otro lado, los sistemas que trabajan con crecimiento adherido, son frecuentemente empleados en procesos de lodos activados, con el fin de mejorar la remoción de compuestos orgánicos y promover las tasas de nitrificación [18]. Actualmente, estos medios están siendo evaluados con éxito en procesos de remoción mejorada de P [19]. Se han sugerido entre otros, los siguientes medios de soporte: linpor y kaldnes [20], fibra sintética [21], biodiscos [4-5], pellets de polipropileno [22], fibras de carbón [23].

Otras dificultades encontradas en los sistemas biológicos destinados a la remoción eficiente de P, son la competencia entre grupos poblacionales (PAOs – GAOs) y el tipo de fuente de carbón utilizado [10-11,24-25]. Por lo tanto en la última década, se ha dirigido la investigación favoreciendo la cinética de las PAOs sobre las GAOs. Las primeras efectivamente liberan P anaerobio y son capaces de extra asimilarlo en exceso en el ambiente aerobio, a diferencia de las segundas. Dentro de las variables más relevantes que intervienen en el proceso de remoción de nutrientes se encuentran: carga orgánica (según la afinidad por parte de los microorganismos y de acuerdo con las mejores relaciones N y P), temperatura, pH y el aceptador de electrones.

La eliminación de nutrientes bajo condiciones limitadas de carbón, como en el caso de las AR

extra-asimilar P aerobio, ni liberarlo en la fase ecuaciones 1 y 2. anaerobia [16].

domésticas de concentración media deben garantizar relaciones DQO:N por encima de 7.5:1, más aún si eliminar también P. [26]. Igualmente, Barnard citado por los mismos autores, menciona que para estimular la remoción simultánea de P en el tratamiento de este tipo de aguas, dicha relación deberá ser de al menos 10:1 y concluyen que es indispensable adicionar una fuente externa de carbón a fin de lograr las adecuadas relaciones DQO:NTK que estimulen no sólo el proceso de remoción de N, sino también el de P.

Por otro lado, se ha demostrado que la temperatura es un factor fundamental que influye en la vida de todos los microorganismos y que dicha influencia está relacionada con reacciones enzimáticas y con velocidades de difusión del sustrato dentro de la célula [27-28]. Particularmente, se han observado cambios con la temperatura en las comunidades microbiales de PAOs y GAOs, que son vistas a partir de balances de masa de los productos internos como poli-hidroxialcanoatos (PHA), glicógeno y polifosfatos (poly-P) y con el empleo de técnicas de luz y microscopía electrónica [24]. Los investigadores logran confirmar que las PAOs son bacterias psicrófilas y que temperaturas de 10°C o menores, favorecen su crecimiento sobre las GAOs, debido a que estas bajas temperaturas pueden favorecer a las PAOs en el empleo de una o más rutas metabólicas diferentes, ayudando a la efectiva remoción de P.

Finalmente, un riguroso control de pH, permite propiciar todos los procesos involucrados de nitrificación, desnitrificación, liberación de fósforo y su extra asimilación [28]. El pH ha sido estudiado como una variable que favorece la proliferación de organismos capaces de competir por la misma fuente de carbón (PAOs-GAOs) y su relación con el proceso de remoción de P. Un trabajo realizado por [25], permitió concluir que valores cercanos a 8.0 unidades de pH, provee ventajas de PAOs sobre GAOs, evaluadas a partir de métodos químicos y microbiológicos, corroborado bajo diferentes fuentes de carbono.

El objeto de este trabajo de investigación es el de presentar los resultados durante la operación, bajo condiciones dinámicas y a escala de laboratorio, de un sistema UCT (University Cape Town) híbrido, alimentado continuamente durante 150 días con dos diferentes tipos de fuente de carbono, tiempos de retención hidráulica (TRH) que oscilaron entre 18 y 10 h, SRT de 15 días y un medio de soporte sintético mixto en la etapa AER, que sirve para evaluar la remoción simultánea de C, N y P de las aguas residuales con crecimiento adherido.

Adicionalmente, busca evaluar posibles soluciones a escala de laboratorio y posteriormente a escala real, en la eliminación de nutrientes (N y P) de las AR, que permitan enfrentar los problemas futuros en materia de vertimientos, que el país presenta y que serán regulados según las nuevas normativas ambientales que están siendo objeto de estudio en el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Esta investigación se realizó en el laboratorio de aguas del grupo de bioprocesos del Departamento de Ingeniería Química de la Universidad Santiago de Compostela, Campus Sur. En el desarrollo del proyecto, se utilizó un tren de tratamiento biológico denominado UTC híbrido, compuesto por tres etapas: ANA, ANOX y AER, ésta última etapa con crecimiento adherido sobre una combinación de medios según se muestra en la figura 1. El material de soporte cuenta con un medio granular rugoso de poli-etileno de alta densidad de diámetro promedio de 3 mm, gravedad específica 0.96 y un volumen aplicado equivalente de 3.5L. Adicionalmente, el soporte anoxaldnes (K3), con gravedad específica de 0.96, diámetro 25mm y un área superficial específica de $500\text{m}^2/\text{m}^3$, con un volumen aplicado de 4L.



Figura 1. Medios de soporte en reactor Aerobio

Figure 1. Support media in Aerobic Reactor

La biopelícula busca eliminar el efecto de lavado de biomasa y la reducción en los tiempos de retención hidráulica de la biomasa nitrificante frente a la de remoción de P, de acuerdo con metodologías empleadas por diferentes investigadores en la eliminación simultánea M.O, N y P [3,8,17,21,29,30,31,32]. Se operó el sistema con tres líneas de recirculación de biomasa; una desde la fase AER hacia la fase ANOX, otra desde la fase ANOX hacia la fase ANA y una última desde el clarificador hacia la fase ANOX (propia del sistema UCT). En la figura 2, se muestra el montaje experimental empleado.

El sistema a escala de laboratorio se construyó en acrílico con volumen efectivo de 33.0 Litros. Los volúmenes de trabajo se fijaron en 5.6 L fase ANA (17%), 7.6 L fase ANOX (23%) y los 19.8 L restantes en la fase AER (60%). Esta última cámara ocupada con el 40% en medio de soporte. El TRH para el sistema osciló entre 18 y 10 horas, y el SRT en 15 días [4-5,25-26]. Al final del tren de tratamiento, se ubicó un clarificador, que permitió la recirculación continua de lodos de retorno hacia el reactor ANA y una purga de lodos (remoción de P).

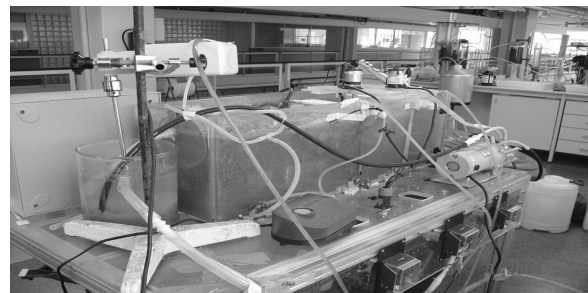


Figura 2. Montaje experimental del Sistema híbrido UCT a escala de laboratorio

Figure 2. Laboratory scale hybrid UCT system

El sistema se alimentó continuamente durante 150 días con dos diferentes tipos de agua residual sintética. Días 1 a 86, con AR (medio I: 500 mg/l DQO), preparada con una mezcla de peptona y extracto de carne. A partir del día 87 hasta el final, se utilizó como fuente de carbono (medio II: 440 mg/L DQO). En esta última, la fuente de carbón fue suministrada como acetato de sodio y ácido acético. Las características de este medio se presentan en la tabla I.

Adicionalmente, las concentraciones de N y P fueron variadas durante el experimento, para operar a diferentes relaciones de DQO/N y DQO/P, favoreciendo la remoción conjunta de N y P. En la tabla 2 se presentan las condiciones de operación del sistema en función del tiempo.

Durante el experimento se tomó muestras periódicamente del licor mezclado en cada una de las unidades de tratamiento (entrada y salida). También se determinaron las concentraciones de sólidos suspendidos volátiles (SSV) y sólidos suspendidos totales (SST) y se cuantificaron los parámetros: demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total (NT), carbón orgánico e inorgánico total (COT y CI), P total (PT), amonio, nitrito, nitrato y fosfato. Se realizó un seguimiento detallado a cada una de las fases de tratamiento, mediante la medición de las variables: pH, potencial redox y concentración de oxígeno disuelto (OD). Los análisis fueron llevados a cabo de acuerdo con las metodologías establecidas en los métodos estandarizados [33].

Tabla 1. Composición agua residual sintética tipo II.
Table 1 Composition of synthetic wastewater II.

Compuesto	Concentración (mg/L)
Acetato de Sodio	530.0
Acido Acético	0.183
K ₂ HPO ₄	58.0- 85.0
Urea	102.0-75.0
CaCl ₂	4.0
MgSO ₄	2.0
NaCl	7.0
Solución electros traza **	0.3 ml/l

**Solución de elementos traza de acuerdo a Smolder [34]

Tabla 2. Estrategia de operación del reactor biológico durante el periodo de estudio.

Table 2 Strategy of operation of the biological reactor during the study

Fase	Agua residual	Tiempo (d)	TRH (Horas)
1	I	1 - 42	12
2	I	43 - 86	18
3	II	87-100	18
4	II	101 - 114	15
5	II	115 - 133	12
6	II	134 - 150	10

3. RESULTADOS Y ANÁLISIS

Durante el periodo de operación, la fase AER presentó una concentración de OD cercana a los 5.5 mg/l, mientras que las dos cámaras restantes se conservaron con valores de 0.0 mg/l.

Con respecto a los valores de pH, estos siempre superaron las 7.0 unidades, con variaciones que van desde 7.17±0.35 (ANA), hasta los 7.66±0.55 en la AER. No fue necesaria la adición de alcalinidad externa para ajustar el pH del agua residual cruda (pH cercano a 5.0 unidades), lo que permitió inferir la alta capacidad amortiguadora del proceso. La temperatura no fue controlada durante la experimentación, pero el proceso pudo responder sin variaciones significativas de operación para valores que oscilaron entre 15.0 °C y 21.8 °C. El cambio en la concentración de carbono se muestra en la figura 3. Allí se observa que durante una gran parte del periodo experimental, ocurre una alta remoción de carga orgánica, cercana al 95%. Los primeros días de operación (0 a 30), reflejan un lavado de la biomasa, causado probablemente por la alta expansión del lecho (bulking) en el clarificador y a su vez influenciado por la pobre sedimentabilidad con la cual contó el lodo de inoculo. A partir del día 60 de operación, se reinoculó con lodos de una PTAR diseñada para la eliminación de fósforo. Con este nuevo lodo aunque cesó el lavado de biomasa, se observó también problemas de sedimentabilidad y para el día 70, los valores de Índice Volumétrico de Lodos (IVL), alcanzaron los 739 ml/g, valor que disminuyó gradualmente hasta alcanzar un promedio de 186 ml/g en el día 140. La

variación en el IVL permite inferir que el lodo al final del experimento presenta mayor extra asimilación de P, reflejada en una mejor sedimentabilidad. En relación con el N, se pudieron observar resultados satisfactorios debido a la alta eliminación alcanzada con la configuración del proceso propuesto. A partir del día 60, se observó valores de N total efluente, inferiores a 10 mg/l y la eficiencia de eliminación alcanzó valores superiores al 95% en algunos eventos. Sin embargo, se pudo establecer un valor promedio de eliminación del 85%. Los cambios en los TRH no produjeron variaciones significativas en las concentraciones efluentes de este parámetro.

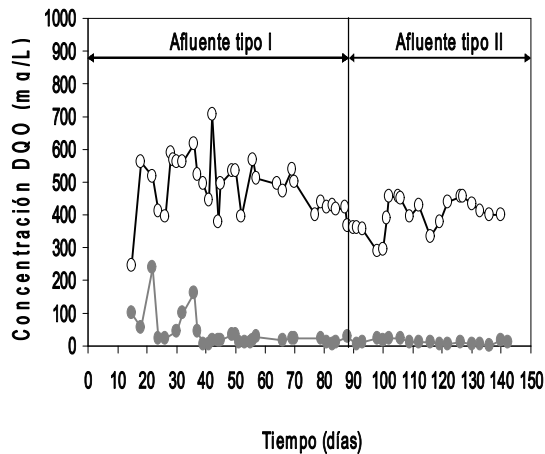


Figura 3. Evolución de la concentración de la materia orgánica (DQO); afluente (O) y efluente (●) del sistema a escala de laboratorio

Figure 3. Evolution of concentration organic material (COD); influent (O) and effluent (●) of scale laboratory system

En la figura 4, se puede observar la tendencia en remoción de N total, en términos de mg/l de N eliminado (influyente y efluente). Los altos valores de N efluente durante los primeros días de experimentación, obedecen a las altas concentraciones de ión amonio, reflejadas en la baja capacidad del sistema para nitrificar y desnitrificar y que se sustentan a partir del efecto de lavado de la biomasa, fenómeno descrito anteriormente.

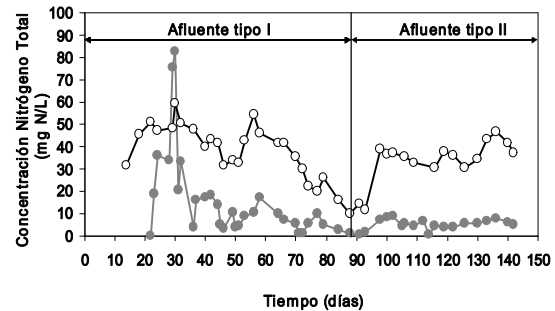


Figura 4. Evolución de la concentración de nitrógeno total (NT); afluente (O) y efluente (●) del sistema a escala de laboratorio.

Figure 4. Evolution of total nitrogen concentration (TN); inaffluent (O) and effluent (●) of scale laboratory system.

En la figura 5, se observa la tendencia de eliminación temporal para el P total. En ella puede observarse como el cambio en la fuente de energía (sustrato) provisto en el día 87, propició condiciones óptimas de remoción. También es importante considerar que a partir del día 133 de operación, la eliminación de P alcanzó valores efluentes inferiores a 1 mg-P/l, lo que indica una alta eficiencia de remoción en este tipo de sistemas (superior al 90%).

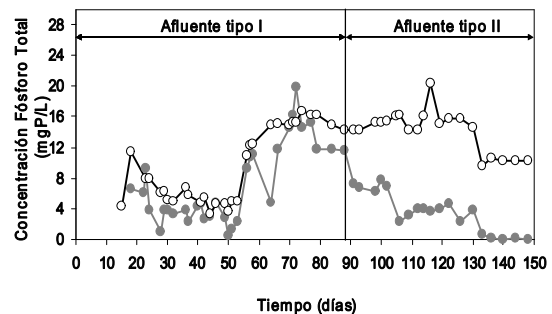


Figura 5. Evolución de la concentración de fósforo total afluente (O) y efluente (●) del sistema a escala de laboratorio

Figure 5. Evolution of total phosphorus concentration (TP); influent (O) and effluent (●) of scale laboratory system.

De otro lado, se pretendió replicar la metodología propuesta por [35], con el propósito de establecer la presencia de bacterias tipo PAOs, las cuales no pudieron ser cuantificadas mediante la aplicación de las ecuaciones. Sin embargo, se realizaron ensayos periódicos a

partir del día 74. Durante los ensayos iniciales se observó una baja acumulación de P al final de la prueba (cuatro horas después de aplicado el pulso de ácido acético), que puede interpretarse como una baja actividad de bacterias tipo PAOs y una posible dominancia de GAOs.

A partir del cambio en la composición del sustrato y la aplicación del medio II, (mezcla acetato de sodio y ácido acético), se observó un aumento gradual con el tiempo de la concentración de P total al final de las pruebas y se logró liberar P en los ensayos finales, alcanzando aún valores de hasta 85 mgP-PO₄³⁻/. Esto permite concluir que las características del AR y la conformación y operación del sistema de tratamiento, favorecieron el crecimiento de microorganismos tipo PAOs. Lo anterior se puede corroborar, al estudiar el comportamiento de los sólidos suspendidos totales y volátiles, donde las relaciones SSV/SST permitieron determinar que a partir del día 106, existieron variaciones entre cámaras ANA y AER de 0.87 y 0.77, respectivamente. Una baja relación está asociada con la acumulación de compuestos de polifosfato (inorgánico) que dan mayor peso a la biomasa, a diferencia de una alta que refleja mayor acumulación de compuestos orgánicos fácilmente biodegradables (AGV's) a nivel intracelular.

Durante la corrida experimental se realizaron medidas de la actividad del lodo, sin embargo, para garantizar una buena respuesta de los ensayos, se realizó al final de la experimentación (día 140), un ensayo de actividad heterotrófica del lodo de la cámara AER. En la determinación se contó con un volumen suficiente de lodo sin incluir el material de soporte (400 mL) y se realizó la curva correspondiente de decaimiento en la concentración de oxígeno (ver figura 6). Del ensayo se pudo obtener una actividad heterotrófica de 0.89 gO/gSSV-d., que indica que el lodo es capaz de remover materia orgánica en una proporción equivalente a más del doble de su peso.

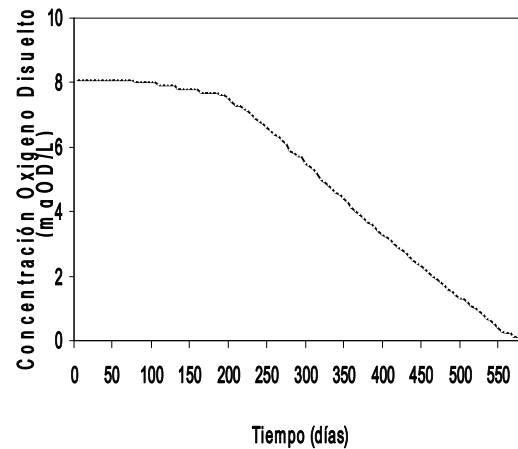


Figura 6. Ensayo de actividad heterotrófica del lodo aerobio

Figure 6. Heterotrophy activity test from aerobic sludge

Con base en los resultados obtenidos a la salida de la cámara ANX y conociendo que el porcentaje de recirculación AER - ANOX alcanza el 400%, se cuantificó entre los días 102 a 150, una eficiencia de remoción de nitratos superior al 92%. Lo que permite inferir que la cámara ANOX fue operada satisfactoriamente para realizar la reducción de nitratos a N molecular.

En cuanto a la eliminación de P en la cámara ANX, se pudo observar que a partir del día 100 y hasta el final, se presentó una remoción superior al 50% del P, alcanzando valores incluso del 70% en algunas lecturas. Esto puede asociarse con la posibilidad de contar con bacterias desnitrificantes extra-asimiladoras de P (DNPAOs), que dan cuenta de la eliminación conjunta de nitratos y de P.

Finalmente, puede mencionarse que en toda la literatura consultada, no se han encontrado trabajos de investigación similares, en los que el objeto sea la eliminación simultánea de nutrientes, bajo el uso de materiales de soporte similares a los estudiados en el presente trabajo.

4. CONCLUSIONES

El sistema de tratamiento tipo UCT modificado que contó con la presencia de material de soporte anoxikaldnes (K3) y el medio de polietileno tipo granular en la cámara aerobia, permitió eliminar simultánea y eficientemente carbono, nitrógeno y fósforo, alcanzando valores de máxima remoción de 95, 85 y 83%, respectivamente.

Los resultados obtenidos indican que el sistema presentó los mejores resultados en cuanto a remoción de nutrientes (P y N), cuando el reactor UCT modificado fue alimentado con el agua residual sintética tipo II, con acetato de sodio y ácido acético como fuente de carbono, dado que esta condición favorece la presencia en mayor proporción de las PAOs sobre las GAOs.

Durante el periodo experimental, el TRH fue gradualmente reducido de 18 a 10 horas, sin presentar deterioro significativo en los valores de eliminación de los contaminantes.

La evaluación de la presencia de poblaciones de PAOs – GAOs, siguiendo la metodología [35], es un excelente parámetro de valoración del desempeño de los sistemas de remoción de nutrientes, dado que permite definir el grado de actividad y el porcentaje de biomasa disponible para la eliminación del P.

El sistema de tratamiento de AR tipo UCT modificado, es una excelente alternativa para la remoción conjunta de carbono y nutrientes de las AR, no sólo por las altas eficiencias alcanzadas, sino también por sus bajos TRH.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar un especial reconocimiento al Grupo de Bioprocesos del Departamento de Ingeniería Química de la Universidad Santiago de Compostela y al Grupo GIGA de la Universidad de Antioquia. Se agradece la financiación prestada por el proyecto Biogramen, del Ministerio de Ciencia y Tecnología Español (referencia CTQ2005-04935) que hizo posible esta investigación.

REFERENCIAS

- [1] RONZANO, E. y DAPENA, J. L. Tratamiento Biológico de las Aguas Residuales. Madrid, Díaz y Santos S.A. p. 89 – 171, 1995.
- [2] RAMALHO R. S. Tratamiento de aguas residuales. Barcelona: Ed. Reverté S.A., 1991.
- [3] GUPTA, A. B. and GUPTA, S. K. Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm. *Water Research*, 35 (7): 1714-1722, 2001.
- [4] SU, J. L. and OUYANG, C. F. Nutrient removal using a combined process with activated sludge and fixed biofilm. *Water Science and Technology*, 34 (1-2): 477-486, 1996.
- [5] YOU, S. J., HSU, C. L., CHUANG, S. H. and OUYANG, C. F. Nitrification efficiency and nitrifying bacteria abundance in combined AS-RBC and A2O systems. *Water Research*, 37: 2281-2290, 2003.
- [6] KARGI, F. and UYGUR, A. Nutrient removal performance of a five-step sequencing batch reactor as a function of wastewater composition. *Process Biochemistry*, 38: 1039-1045, 2003.
- [7] KARGI, F., UYGUR, A. and BASKAYA, H. S. Phosphate uptake and release rates with different carbon sources in biological nutrient removal using a SBR. *Environmental Management*, 76: 71-75, 2005.
- [8] AKIN, B. S. and UGURLU, A. Monitoring and control of biological nutrient removal in a sequencing batch reactor. *Process Biochemistry*, 40: 2873-2878, 2005.
- [9] ALONSO, V., RUIZ, F., BORTONE, G., TILCHE, A., SORM, R., y WANNER, J. Eliminación biológica del fósforo en condiciones anóxicas. En: *Ingeniería Química*. España. pp. 109 – 114, Junio, 1998.

- [10] MINO, T. van LOOSDRECHT, M. C. M. and HEIJNEN, J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. *Water Research*, 32 (11): 3193 – 3207, 1998.
- [11] OEHMEN, A., LEMOS, P. C., CARVALHO, G., YUAN, Z.; KELLER, J., BLACKALL, L., REIS, M.A.M. Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale. *Water Research*, 41:2271-2300, 2007.
- [12] MEINHOLD, J., ARNOLD, E. AND ISAACS, S. Effect of nitrite on anoxic phosphate uptake in biological phosphorus removal activated sludge. *Water Research*, 33 (8): 1871-1883, 1998.
- [13] CARVALHO, G., LEMOS, P.C., OEHMEN A., REIS, M. A. M. Denitrifying phosphorus removal: linking the process performance with the microbial community structure. *Water Research*, 41: 4383 – 4396, 2007.
- [14] HU, ZHI-RONG, WENTZEL, M.C.; EKAMA, G.A. Anoxic growth of phosphate-accumulating organisms (PAOs) in biological nutrient removal activated sludge systems. *Water Research*, 36: 4927-4937, 2002.
- [15] HUA ZOU, DU GUO-CHENG, RUAN WEN-QUAN, JIAN CHEN. Role of nitrate in biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 22: 701 – 706, 2006.
- [16] LIANG-MING WHANG AND JAE KWANG PARK. Competition between polyphosphate- and Glycogen-accumulating organisms in enhanced-biological-phosphorus-removal systems: effect of temperature and sludge age. *Water Environmental Research*, 78 (1): 4 – 11, 2006.
- [17] PAI, T. Y., OUYANG, C. F., SU, J. L. and LEU, H. G. Modelling the steady-state effluent characteristics of the TNCU process under different return mixed liquid. *Applied Mathematical Modelling*, 25: 1025-1038, 2001.
- [18] METCALF and EDDY Inc. *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*, 4th Edition. Mc Graw-Hill. 2003.
- [19] SRIWIRIYARAT, T. and RANDALL, C. W. Performance of IFAS wastewater treatment processes for biological phosphorus removal. *Water Research*, 39, 3873-3884, 2005.
- [20] COMETT, I., GONZALEZ-MARTINEZ, S. and WILDERER, P. Treatment of leachate from the anaerobic fermentation of solid wastes using two biofilm support media. *Water Science and Technology*, 46 (11-12): 287-294, 2004.
- [21] LIU, J. X., VAN GROENESTIJN, J. W., DODEMA, H. J. and WANG, B. Z. Removal of nitrogen and phosphorus using a new biofilm-activated-sludge system. *Water Science and Technology*, 34 (1-2): 315-322, 1996.
- [22] TAKIZAWA, S., ARAVINTHAN, V. and FUJITA, K. Nitrogen removal from domestic wastewater using immobilized bacteria. *Water Science and Technology*, 34 (1/2):431-440, 1996.
- [23] WANG, Y. Y., PENG, Y. Z., LI, T. W., OZAKI, M., TAKIGAWA, A. and WANG, S. Y. Phosphorus removal under anoxic conditions in a continuous-flow A2N two-sludge process. *Water Science & Technology*, 50 (6): 37-44, 2004.
- [24] ERDAL, U. G., ERDAL, Z. K. and RANDALL, C. W. The competition between PAOs (phosphorus accumulating organisms) and GAOs (glycogen accumulating organisms) in EBPR (enhanced biological phosphorus removal) systems at different temperatures and the effects on system performance. *Water Science and Technology*, 47 (11): 1 – 8; 2003.
- [25] OEHMEN, A., VIVES, M. T., LU, H., YUAN, Z., KELLER, J. The effect of pH on the competition between polyphosphate-accumulating organisms and glycogen-

accumulating organisms. *Water Research*, 39:3727-3737, 2005.

[26] FONGSATITKUL, P., WAREHAM, D. G., ELEFSINIOTIS, P. 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.*, 43 (7):725-730, 2008.

[27] GRADY, C. P. L., Jr., DAIGGER, G. T. and LIM, H. C. *Biological wastewater Treatment*, 2nd edition. Marcel Dekker, Inc. New York, 1999.

[28] MULKERRINS D., DOBSON A. D. W., COLLERAN E. Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters. *Environmental International*, 30: 249-259, 2004.

[29] CHUANG, S.H., OUYANG C.F., YUANG, H. C. and YOU, S.J. Evaluation of phosphorus removal in anaerobic-anoxic-aerobic system – via polihydroxyalkanoates measurements. *Water Science and Technology*, 38 (1): 107 – 114, 1998.

[30] VAN RIJN, J.; TAL, Y. and SCHREIER, H. J. Denitrification in recirculating systems: theory and applications. *Aquacultural engineering*, 34: 364-376, 2006.

[31] SAITO, T., BRDJANOVIC, D., VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Effect of nitrite on phosphate uptake by phosphate accumulating organisms. *Water Research*, 38: 3760-3768, 2004.

[32] PATEL, A., ZHU, J. and NAKHLA, G. Simultaneous carbon, nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in a circulating fluidized bed bioreactor. *Chemosphere*, 65: 1103-1112, 2006.

[33] APHA-AWWA. *Standard Methods for examination of water and wastewater*. 20TH Ed. Washington. 1998

[34] SMOLDERS, G.J.F., VAN DER MEIJ J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J. J. Stoichiometric model of the aerobic metabolism of the biological phosphorus removal process. *Biotechnology and Bioengineering*, 44 (7): 837-848, 1994.

[35] LÓPEZ-VÁZQUEZ C. M., HOOIJMANS C. M., BRDJANOVIC D., GIJZEN H. J., VAN LOOSDRECHT M. C. M. A practical method for quantification of phosphorus-and glycogen-accumulating organism populations in activated sludge systems. *Water Environmental Research*, 79 (13): 2487-2498, 2007.