



REMOCIÓN DE NITRÓGENO DE EFLUENTES DE FEEDLOT MEDIANTE UN FILTRO PERCOLADOR COMO TRATAMIENTO SECUNDARIO

NITROGEN REMOVAL FROM FEEDLOT WASTEWATER WITH A TRICKING FILTER AS SECONDARY TREATMENT

Fleite¹ S.N.; Gonzalez¹, J.; De los Santos¹ C.; Ciaparelli¹ I.; Iorio¹, A., García¹ A. R.

¹Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, FAUBA, Universidad de Buenos Aires

fleite@agro.uba.ar

Resumen

Los establecimientos de engorde bovino a corral (EEC) generan residuos sólidos y efluentes líquidos que presentan un gran potencial contaminante. No existen parámetros sitio-específicos para el tratamiento de dichos efluentes, implicando un severo riesgo para el ambiente, en especial para los recursos hídricos. El objetivo general del presente trabajo fue analizar la viabilidad de uso de un filtro percolador (FP), como proceso unitario secundario en el tratamiento de efluentes provenientes de EEC, empleando como relleno arcilla expandida. Para ello se recolectó efluente de un EEC ubicado en Marcos Paz, Provincia de Buenos Aires y se lo sometió a un tratamiento primario. Asimismo, se diseñó y construyó un filtro percolador (FP) tipo a escala de laboratorio al que se le hizo circular por 7 días consecutivos el efluente tratado previamente. Diariamente se monitorearon los cambios en las propiedades físicas, para lo cual se tomaron muestras donde se midió: NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , NKT, y N-Org. Se concluyó que el tratamiento empleado fue efectivo en la remoción de la carga orgánica y nitrogenada del efluente, a través de los procesos de nitrificación y denitrificación; adecuándose a los parámetros de vuelco establecidos por la Autoridad competente (ADA).

Palabras clave: Efluente, Feedlot, Tratamiento, Filtro percolador.

Introducción

Un feedlot o establecimiento de engorde bovino a corral (EEC) es un área confinada con comodidades adecuadas para la alimentación completa de ganado con propósitos productivos (Pordomingo, 2003). Este sistema de producción tiene como objetivo lograr la mayor cantidad de kilos de carne en el menor tiempo y superficie posible, siendo el producto principal la carne. Sin embargo, este tipo de producción genera residuos sólidos y efluentes líquidos, ambos con una gran potencialidad contaminante (García et al., 2015).

Los efluentes poseen una alta concentración de nutrientes (especialmente nitrógeno, fósforo y potasio), elementos traza (como cobre y zinc), materia orgánica (MO) y patógenos. El nitrógeno se encuentra mayoritariamente en su forma reducida (amonio, NH_4^+) y el fósforo como fosfato soluble (García et al., 2013). Al llegar a las aguas superficiales los nutrientes y la materia orgánica (MO) contenidos en estos efluentes pueden causar la eutroficación de dichos sistemas disminuyendo su calidad (García et al., 2015). Estas características ponen el foco en la necesidad de un sistema de tratamiento de efluentes adecuado.

El tratamiento de cualquier efluente se lleva a cabo en el contexto de una serie de procesos y operaciones unitarias cuyo propósito es disminuir la carga contaminante hasta un objetivo dado. Uno de los sistemas más robustos son los reactores de película fija denominados filtros percoladores (FP). Éstos consisten en un reactor usualmente circular relleno con un material de elevada superficie específica, sobre el que se aplica el agua o efluente a tratar en forma de gotas y sobre el que se desarrollan biofilms bacterianos (Von Sperling, 2017; Tchobanoglous, 2003). Su estructura está conformada por tres componentes principales: un sistema de distribución que aplica el agua al relleno, el relleno mismo que provee la superficie para el crecimiento de microorganismos, y el sistema de soporte estructural que a su vez también provee los medios para el drenaje de agua y la circulación del aire (Wang et al., 2005).

Bajo este marco de importancia, se tendrá por objetivo analizar la viabilidad de uso de un filtro percolador (FP) como un proceso unitario secundario en el sistema de tratamiento de efluentes de EEC, empleando como relleno arcilla expandida.

Materiales y métodos

El efluente se recolectó de un EEC comercial localizado en el partido de Marcos Paz, provincia de Buenos Aires, perteneciente a la región Pampa Ondulada. La necesidad del pretratamiento está dada por la elevada carga orgánica del efluente crudo acumulado en las lagunas, que supera ampliamente los requerimientos operativos para que se produzca la nitrificación (Tchobanglous, 2003). Por consiguiente, se hace necesario bajar la carga orgánica del efluente antes de aplicar el sistema propuesto. Para ello se realizó un tratamiento primario previo que consistió en la sedimentación asistida con coagulante, proceso que ha sido optimizado en trabajos previos (Fleite et al., 2018). Se empleó FeCl_3 como coagulante, alcanzando una remoción de MO del 80%. Con el efluente resultante, denominado *efluente pretratado* (EPT) de aquí en más, se desarrollaron todos los ensayos.

Se diseñó y fabricó un FP a escala de laboratorio (1:100), en un arreglo de recirculación continua tipo *semi-batch*. El diseño se basó en lineamientos establecidos en bibliografía (Wang et al., 2005; Tchobanglous, 2003).

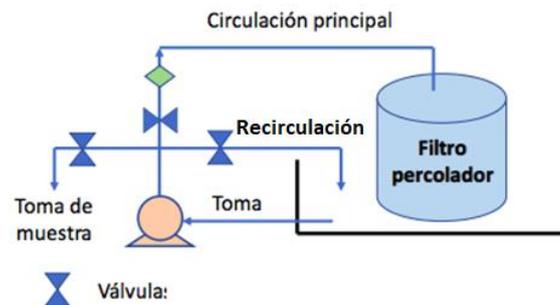


Figura 1. Diagrama del diseño del filtro percolador.

Se utilizó arcilla expandida o piedra leca (PL) como relleno compuesto por arcillas expandidas de 1,5 cm de diámetro promedio y una superficie específica de $55 \text{ m}^2/\text{m}^3$. El proceso se desarrolló en un período de 5 días de recirculación del efluente en continuo. Se estableció un sistema digital de control para mantener la temperatura constante alrededor de 20°C y de monitoreo del caudal de circulación, empleando un sensor digital de temperatura y un caudalímetro de turbina conectados a un circuito de registro. Diariamente, se extrajeron muestras del efluente a partir de la toma (figura 3) para evaluar los parámetros químicos de interés. Las mismas fueron almacenadas en recipientes plásticos y guardados a 4°C hasta la realización de los análisis. En las muestras del efluente pretratado (EPT) y en las recolectadas durante el lapso de 5 días de filtrado (ET), se midieron las siguientes variables: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amonio (NH_4^+), y nitrógeno Kjeldahl Total (NKT) (APHA, 1998). Asimismo, se obtuvo el N orgánico (N-Org) como la diferencia entre el NKT y el NH_4^+ ; y el nitrógeno total (NT) como la suma de todas las especies nitrogenadas. Además, se midió el oxígeno disuelto diariamente empleado una sonda potenciométrica. El contenido inicial de nitrógeno en el relleno también fue determinado, mediante una extracción con ácido sulfúrico al 50%, y su posterior determinación como nitrógeno Kjeldahl.

Resultados

En primer lugar, se analizó la variación de nitrógeno total (NT). Como se puede observar en la figura 2, el mismo disminuyó paulatinamente hasta el cuarto día, siendo todas las variaciones diarias estadísticamente significativas. Este comportamiento indica que el sistema tuvo una pérdida neta de nitrógeno dada, como se postuló anteriormente, por la denitrificación. Al comparar los valores obtenidos de NKT para el relleno en su condición inicial y final del tratamiento, mostró una variación no significativa (menor al 5%), confirmando la pérdida de NT del sistema. De esta forma, se alcanzó una remoción total final de NT de 65,8%.

El NO_3^- presentó durante los primeros dos días un incremento y luego disminuyó significativamente. El aumento inicial se puede deber a que la tasa de nitrificación superó la de denitrificación durante los primeros días. Luego, entre los días dos y tres la tasa de nitrificación igualó a la de denitrificación, reflejándose en el plateau alcanzado por el NO_3^- (no hubo diferencias estadísticamente significativas entre estos días), y a partir del día tres disminuyó la denitrificación debido al aumento de OD. Esto último podría deberse a la disminución de la cantidad de materia orgánica biodegradable, y por consiguiente a la disminución de la demanda biológica de oxígeno (DBO) (Chapra, 2008). A pesar de verse favorecido el proceso de nitrificación en los últimos días del ensayo, el NO_3^- no se acumuló debido a que la asimilación pasó a ser el proceso dominante, favorecido por el aumento de la biomasa microbiana, evidenciado por un aumento del N-Org a partir del 3er. día de ensayo (Figura 2).

Con respecto a la denitrificación observada, debe tenerse en cuenta que hay un impedimento difusional en la fase sólida a la transferencia de oxígeno, lo cual crea micrositos de poca o nula oxigenación, en este caso, dentro de la piedra leca. Este fenómeno permite la coexistencia de nitrificación y denitrificación con niveles bajos a intermedios de oxígeno disuelto, coincidiendo con lo hallado por Uemoto et al. (2014).

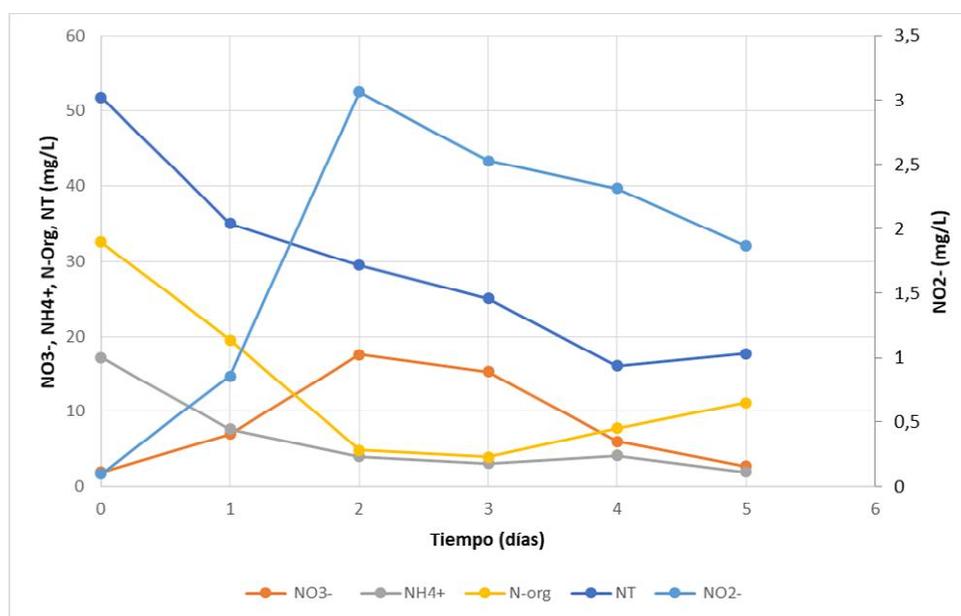


Figura 2. Variación de la concentración de las distintas especies nitrogenadas a través del tiempo. Nótese que el nitrito se halla graficado en el eje derecho para que su variación sea apreciable frente a los demás componentes.

El N-Org presentó un comportamiento opuesto al NO_3^- . Entre el primer y el segundo día disminuyó marcadamente, luego se mantuvo constante los días dos y tres, entre los cuales no hubo diferencias estadísticamente significativas, y a partir de ese momento aumentó levemente los últimos días (figura 2). La disminución inicial se puede deber a la mineralización N-Org presente en el efluente, y su posterior nitrificación. Como se mencionase previamente, se constató este hecho al comparar los valores obtenidos de NKT para el relleno en su condición inicial y final del tratamiento (variación menor al 5%). A partir del tercer día, las comunidades microbianas ya estaban desarrolladas en el filtro (manifestándose por la alta demanda de oxígeno) por lo que comienza a prevalecer la asimilación tanto de NH_4^+ como de NO_2^- y NO_3^- . Esta es la razón por la cual aumenta el N-Org, pero disminuye el NT. Se halló una relación estadísticamente significativa / negativa (p -valor $<0,02$, Pearson $-0,97$) entre N-Org y NO_2^- , y significativa / positiva entre N-Org y NT (p -valor $<0,04$, Pearson $0,84$).

El NH_4^+ por su parte presentó una disminución continua durante todo el tratamiento, llegando a una remoción efectiva del 88,5%. Si bien durante los primeros días hubo mineralización del N-Org, este proceso fue siempre menor que la nitrificación. Hacia el final del tratamiento, hubo una alta tasa de asimilación, que se puede observar en la disminución de NH_4^+ y en el aumento simultáneo de N-Org. Los datos revelaron una correlación estadísticamente significativa entre



el NH_4^+ y las variables: N-Org (p-valor <0,008, Pearson 0,93); NT (p-valor <0,08, Pearson 0,93) y NO_2^- (p-valor <0,04, Pearson - 0,87).

Por último, el NO_2^- aumentó marcadamente hasta el segundo día, y luego disminuyó. Las variaciones fueron estadísticamente significativas todos los días excepto entre el 3 y 4. Se puede entender que en principio se acumuló debido a un proceso de nitrificación incompleta, y luego disminuyó pudiendo ser asimilado como N-Org. Al comparar los resultados con aquellos obtenidos por Vayenas (1997) y Uemoto et al. (2014), se puede destacar la rapidez con la que se produjo la reacción. El autor encontró un aumento significativo en la concentración de NO_2^- recién 14 días luego de la puesta en funcionamiento del filtro (utilizando un relleno de gravas). Ello evidenciaría un mejor rendimiento por parte de la PL con respecto a rellenos pétreos convencionales.

Conclusión

A partir del análisis de los resultados se puede concluir que las hipótesis planteadas sobre la efectividad de los FP para tratar efluentes orgánicos biodegradables y sobre su capacidad de desarrollar la nitrificación y denitrificación de manera conjunta son válidas para el relleno PL. Sobre todo, teniendo en cuenta que el nitrógeno total, amoniacal y nitrato alcanzaron niveles aceptables de vuelco. A partir de este estudio futuras investigaciones podrían ahondar en el estudio del uso de filtros percoladores para el tratamiento de efluentes de EEC. Asimismo, sería interesante profundizar sobre el uso de rellenos plásticos, para encontrar las condiciones óptimas para su uso con este efluente en particular.

Bibliografía

- APHA (American Public Health Association).** 1998. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Diaz De Santos S.A., Madrid, España.
- Chapra, S. C.** 2008. *Surface water-quality modeling*. Waveland press.
- Fleite S.N., García A.R., De los Santos C.N., de Iorio A.F., Cassanello M.** 2018. Cattle feedlot wastewater treatment by an optimized coagulation-flocculation strategy. Libro de Resúmenes del VII Congreso de la SETAC, San Luis, Argentina. ISBN 978-987-778-472-5.
- Fleite, S. N.** 2014. Capacidad asimilativa de ríos y arroyos de la pampa húmeda frente al vertido de efluentes de sistemas de engorde a corral (feedlots): Proceso TMDL. Biblioteca de la Facultad de Agronomía. UBA. Argentina.
- García, A. R., et al.** 2015. Observaciones, desafíos y oportunidades en el manejo de efluentes de feedlot en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ecol. Austral*, 25:000-000.
- García, A. R., Fleite, S. N., Vázquez Pugliese, D., & De Iorio, A. F.** 2013. Feedlots and Pollution - A Growing Threat to Water Resources of Agro-Production Zone in Argentina.
- INTA.** 2009. Carta de suelos de la provincia de Buenos Aires, Serie San Vicente VII.
- Maisonnave, R. C.** 2002. Consecuencias ambientales de la producción de carne bovina en sistemas intensivos confinados. Tesis de maestría UBA. Biblioteca Leloir, FCEN, UBA.
- Pordomingo, A. J.** 2003. Gestión ambiental en el feedlot. Guía de buenas prácticas. INTA Anguil, 90.
- Tchobanoglous, et al. Metcalf & Eddy.** 2003. Wastewater engineering: treatment and reuse, 4.
- Uemoto, et al.** 2014. Biological filter capable of simultaneous nitrification and denitrification for Aquatic Habitat in International Space Station. *Life sciences in space research*, 1, 89-95.
- US Environmental Protection Agency (USEPA).** 2003. National pollutant discharge elimination system permit regulation and effluent limitations guidelines and standards for concentrated animal feeding operations: Final rule. Federal Register, 68(29), 7175-274.
- Vayenas, D. V., Pavlou, S., & Lyberatos, G.** 1997. Development of a dynamic model describing nitrification and denitrification in trickling filters. *Water Research*, 31(5), 1135-1147.
- Von Sperling, M.** 2017. Activated sludge and aerobic biofilm reactors. IWA publishing.
- Wang, L. K., Pereira, N. C., & Hung, Y. T.** 2005. Handbook of environmental engineering. Humana Press.