



Tratamiento del agua residual de un matadero: Eficiencia del proceso de coagulación - floculación

Treatment of residual water from a slaughterhouse: Efficiency of the coagulation - flocculation process.

Yrwin Azabache^{1,*} ; Estrella Murrieta¹; Patricia García³; Marcos Ayala¹; Gerardo Caceres¹; María García²

¹ Facultad de Ecología, Departamento Académico de Ciencias Ambientales y Sanitaria, Universidad Nacional San Martín, Tarapoto, Perú.

² Facultad de Educación y Humanidades, Departamento Académico de Humanidades y Ciencias Sociales, Universidad Nacional San Martín, Tarapoto, Perú.

³ Facultad de Ciencias Agrarias, Departamento Académico de Agrosilvo Pastoral, Universidad Nacional San Martín- Tarapoto, Perú.

Resumen

El objetivo del presente trabajo fue evaluar los beneficios y eficacia del tratamiento de coagulación y floculación de las aguas residuales provenientes de un matadero. Para ello se analizaron muestras de 500 ml y se utilizó sulfato de aluminio (1%) y cloruro férrico (1%) como agentes coagulantes, polímero catiónico (1%) como agente floculante y gradientes de velocidad alta (150 – 300 r.p.m) y velocidad baja (37 – 75 r.p.m). Las concentraciones iniciales de contaminantes en el efluente fueron: pH (6,98 – 6,97), turbiedad (436 – 537 NTU), SST (430,6 – 228,8 ppm), oxígeno disuelto (1,17 – 2,11mg/L), nitratos (0 – 7,5 mg/L). Los mejores resultados se obtuvieron con la adición de 6 ml de sulfato de aluminio; 1 ml de polímero catiónico, una velocidad de mezcla de 200 r.p.m y un tiempo de sedimentación de 25 minutos, que disminuyeron las concentraciones de turbiedad 4,85 NTU, oxígeno disuelto 9,16 mg/L y STD 333,6 ppm. Asimismo, la adición de 2 mL cloruro férrico, 0,75 mL de polímero catiónico, una velocidad en mezcla rápida de 300 r.p.m y tiempo de sedimentación de 35 minutos, permitieron obtener como resultado 15,46 NTU, oxígeno disuelto 9,45 mg/L, STD 224,7 ppm, nitratos 6 mg/L.

Palabras clave: coagulación; floculación; efluentes; matadero.

Abstract

The objective of the present work was to evaluate the benefits and efficacy of the coagulation and flocculation treatment of wastewater from a slaughterhouse. For this, 500 ml samples were analyzed and aluminum sulfate (1%) and ferric chloride (1%) were used as coagulating agents, cationic polymer (1%) as a flocculating agent and high-speed gradients (150 – 300 rpm) and low speed (37 – 75 rpm). The initial concentrations of pollutants in the effluent were: pH (6.98 – 6.97), turbidity (436 – 537 NTU), SST (430.6 – 228.8 ppm), dissolved oxygen (1.17 – 2.11 mg/L), nitrates (0 – 7.5 mg/L). The best results were obtained with the addition of 6 ml of aluminum sulfate; 1 ml of the cationic polymer, a mixing speed of 200 rpm and a sedimentation time of 25 minutes, which decreased the turbidity concentrations 4.85 NTU, dissolved oxygen 9.16 mg/L and STD 333.6 ppm. Likewise, the addition of 2 mL of ferric chloride, 0.75 mL of the cationic polymer, a fast mixing speed of 300 rpm and a sedimentation time of 35 minutes, allowed to obtain as a result 15.46 NTU, dissolved oxygen 9.45 mg/L, STD 224.7 ppm, nitrates 6 mg/L.

Keywords: coagulation; flocculation; effluents; slaughterhouses.

1. Introducción

Uno de los mayores desafíos que enfrenta la humanidad, es la necesidad de desarrollar técnicas innovadoras más eficaces y económicas, para el tratamiento de aguas residuales industriales, de composición muy diversa y compleja, con diferentes materias primas e

insumos que proporcionan características particulares a cada tipo de agua residual generada (Carrasquero-Ferrer *et al.*, 2015).

En Latinoamérica el 70% de las aguas residuales no son tratadas y son devueltas completamente contaminadas a los ríos; asimismo el 80% de la población vive en ciudades o comunidades próxi-

mas a fuentes contaminadas (Yee-Batista; 2013), por lo que la contaminación tiene consecuencias ecológicas adversas que afectan a todos los seres vivos que se encuentran en la zona de influencia de los ríos. El tratamiento de aguas residuales es importante para volver a utilizar el agua, evitar su contaminación y la del ambiente (especialmente por sus efectos en la producción agropecuaria) y por salud pública (Larios-Meñoño *et al.*, 2015).

En el caso de la industria Agroalimentaria los vertimientos líquidos presentan concentraciones muy altas especialmente de materia orgánica grasas, sólidos y Coliformes fecales y su impacto sobre las redes de alcantarillados sanitarios se hacen más notorios en poblaciones medianas y pequeñas, situación que obliga a realizar tratamientos antes de sus descargas. Siendo los tratamientos químicos, los que ofrecen altas eficiencias en la remoción de contaminantes, pero a costos muy elevados tanto en la construcción como en la operación de plantas de tratamientos de aguas residuales (Maldonado y Ramon, 2013).

Dentro de las diferentes actividades industriales, los mataderos son considerados una de las actividades económicas con alto potencial contaminante, debido a que durante la ejecución de sus operaciones se obtienen cantidades significativas de desechos líquidos que contienen diferentes compuestos orgánicos como: sangre, estiércol, pelos, huesos, grasas, proteínas y otros contaminantes solubles que son eliminados con escaso o nulo tratamiento y vertidos hacia los cuerpos receptores (Paitan y Sifuentes, 2018; Ramírez, 2017). Estos desechos ocasionan el desarrollo y propagación del plancton y al mismo tiempo un incremento en la turbidez de agua. Debido a lo antes mencionado, se inicia un proceso de desaparición de la vegetación acuática y la consecuente pérdida de alimentos, hábitats y el oxígeno disuelto de la fotosíntesis (Moreno *et al.*, 2010).

En el Perú, la existencia de camales clandestinos provoca que sus vertimientos sean desechados de manera ilegal a través de diferentes puntos de descarga que contaminan a cuerpos de agua. Entre los muchos casos, se tiene el caso de Arequipa, en donde el colector Huaranguillo vierte aproximadamente el 12% de aguas residuales provenientes de camales directamente al río Chili sin ser sujetas a ningún tipo de tratamiento. En otros casos como en la provincia de Juliaca región Puno, las aguas de camales son vertidos a un solo desagüe que conecta a la

red principal, junto con ello también es vertido la sangre producto de la sangría, al desaguar todos estos líquidos sin tratamiento provocan en el trayecto del desagüe la putrefacción de estos residuos orgánicos, y la eutrofización de los ríos (DIRESA Huánuco, 2014).

Debido a que las aguas residuales sin tratar vertidas a los ríos generan un proceso de deterioro de la calidad del recurso hídrico, con impactos económicos, sanitarios y ecológicos (Carrasquero-Ferrer *et al.*, 2018), la presente investigación tuvo como propósito determinar las condiciones de las aguas residuales a la salida del camal y encontrar tratamientos fisicoquímicos que mediante coagulación – floculación se mejore la salida de sus aguas residuales hacia el sistema de alcantarillado.

2. Material y métodos

Toma de muestras

La toma de muestra se realizó en la zona de salida de los efluentes del camal municipal de la Rioja- San Martín, para ser trasladados al laboratorio de biología y química de la Facultad de Ecología de la UNSM.

Determinación de los parámetros iniciales del agua residual

Con la muestra de agua residual obtenida se procedió a obtener los datos de los parámetros iniciales con los siguientes equipos: turbiedad - Turbidímetro TURBIQUANT 1100 IR, pH - Equipo multiparámetro -OAKTON 600 series, Sólidos Solubles Totales - Equipo multiparámetro- OAKTON 600 series, oxígeno disuelto - Equipo de medición de oxígeno disuelto -HACH CO. (USA) / Modelo OX-2P y nitratos - equipo de medición de nitratos -HACH CO (USA) / Modelo NI – 11.

Pre-filtro

Para evitar posibles problemas en el funcionamiento de los equipos y mejores resultados en el proceso de coagulación floculación, se realizó un prefiltro al efluente del camal, ya que estas aguas contenían algunos residuos sólidos de tamaño significativo.

Desarrollo de pruebas

Determinación de la velocidad y dosis de coagulante óptimas

Para determinar la dosis óptima de coagulantes, se utilizó un equipo de pruebas de jarras, en el cual, se colocaron 500 ml de muestra y se adicionaron diferentes volúmenes de coagulantes al 1%; 1, 2, 3, 4, 5, 6 ml según correspondía. Se realizaron mezclas rápidas con un tiempo de 1,5 minutos de agitación para desestabilizar

las partículas coloidales y un mezclado lento de 15 minutos de agitación. Las velocidades de mezcla y tiempo de sedimentación utilizada se observan en el [Tabla 1](#).

Tabla 1

Composiciones utilizadas en las mezclas de agentes coagulantes en cada ensayo

Ensayo	1 ^{er}	2 ^{do}	3 ^{er}	4 ^{to}
Mezcla rápida (r.p.m)	300	250	200	150
Mezcla lenta (r.p.m)	75	63	63	37
Tiempo de sedimentación (min)	10	10	10	10

Determinación de la dosis óptima de floculante polímero catiónico

Una vez determinada la dosis óptima de coagulante, se procedió a calcular la dosis óptima de polímero catiónico que va a actuar como floculante en las pruebas con las velocidades y dosis óptimas de la prueba anterior. Para ello, durante la mezcla lenta se agregaron en las jarras de precipitado las dosis de 0,25; 0,5; 0,75; 1; 1,5; 2 ml polímero catiónico a cada vaso, para determinar cuál sería la dosis óptima de floculante.

Determinación del tiempo de sedimentación óptima

Una vez determinada la velocidad óptima, así como las dosis óptimas de coagulante y floculante, se determinó el tiempo óptimo de sedimentación. Para ello, se realizó la mezcla rápida y lenta aplicando esta vez las dosis óptimas de coagulante y floculante en cada uno de los vasos. Al terminar el tiempo de mezcla se otorgó un tiempo de sedimentación a cada vaso según corresponda de 5, 10, 15, 20, 25, 30 (para sulfato de aluminio) y de 10, 15, 20, 25, 30, 35 (para cloruro férrico).

Determinación de los parámetros finales del agua residual

Como parte última de proceso, con el efluente filtrado se procedió a medir las concentraciones de los parámetros finales; después del proceso, se realizó el procedimiento de la misma manera y con los mismos instrumentos utilizados en la medición de las concentraciones iniciales.

3. Resultados y discusión

Determinación de la velocidad y dosis de $Al_2(SO_4)_3$ óptimos

Para determinar la dosis óptima de sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$), se realizaron 4 ensayos de prueba de jarra utilizando dosis ascendentes en cada una de las 6 jarras.

Los resultados observados en la [Figura 1](#), muestran que los 4 ensayos permitieron una remoción óptima de turbiedad con rendimientos superiores al 90% en cuanto a remoción de la turbiedad, similares a los reportados por [Caldera et al. \(2011\)](#) con rendimientos entre 83 y 96 %. Asimismo, se puede deducir que los niveles de turbidez tienen un comportamiento inversamente proporcional a la dosis de sulfato de aluminio, a excepción de la dosis de 4 ml de $Al_2(SO_4)_3$ que tienen una ligera alza de turbidez en todos los ensayos.

De acuerdo con los resultados mostrados en la figura, se puede concluir que el ensayo donde se obtuvo una mejor reducción de la turbiedad y no se encontraron ningún alza en sus valores, corresponde al tercer ensayo (mezcla rápida 200 r.p.m. por 1,5 min.; mezcla lenta 63 r.p.m. por 15 min.) con una dosis de 6 ml mostró una mayor reducción de turbiedad con valores de 98 % - de 537 NTU iniciales a 10,58 NTU finales - y un pH de 6,97.

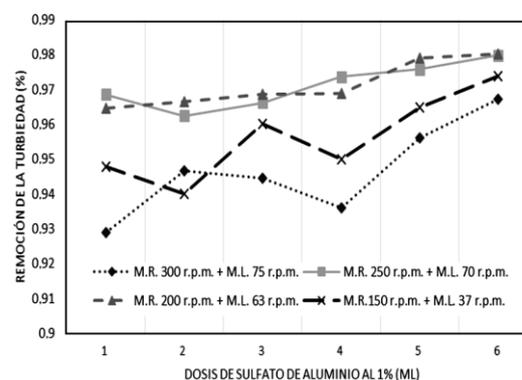


Figura 1. Remoción de la turbiedad de los ensayos con dosis de sulfato de aluminio.

Determinación de la dosis de polímero catiónico y tiempo de sedimentación para el $Al_2(SO_4)_3$ óptimo

Tomando los datos óptimos de la velocidad y de la concentración de $Al_2(SO_4)_3$ se determinó la concentración óptima de polímero catiónico al 1% y su tiempo de sedimentación. Siendo la dosis de 1 ml la que permitió tener una reducción de la turbiedad en más 98,3 %.

En cuanto al tiempo de sedimentación, en la [Figura 2](#) se pueden observar los resultados de los diferentes tiempos. Siendo el tiempo de sedimentación de 25 minutos la que mostró una excelente reducción de la turbidez de hasta 4,45 NTU o su equivalente a 99,1 %. En esta prueba se corroboró lo afirmado por [Morales et al. \(2012\)](#) que indican que el tiempo de sedimentación otorgados son inversamente proporcional a los niveles de turbidez y al tamaño

de la partícula suspendida que permita obtener un lodo cota concentración otorgue un fácil manejo.

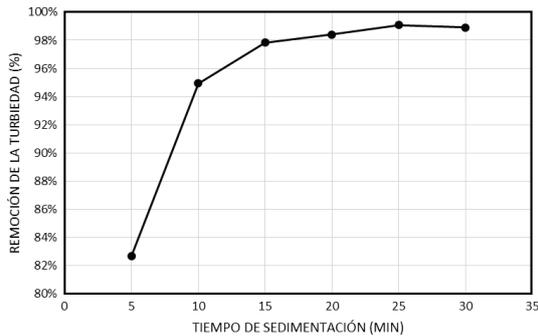


Figura 2. Remoción de turbidez de los ensayos con dosis de sulfato de aluminio, polímero catiónico y sedimentación.

Determinación de la velocidad y dosis de FeCl3 óptimos

Al igual que el ensayo anterior, para determinar la dosis óptima de cloruro férrico se aplicaron los cuatro ensayos descritos en la Tabla 1.

De los resultados se deduce que, a diferencia del sulfato de aluminio, en el caso del cloruro férrico los niveles de turbidez son directamente proporcional a la dosis suministrada. La prueba donde se obtuvo una mejor reducción de la turbidez corresponde al primer ensayo (mezcla rápida de 300 r.p.m y mezcla lenta de 75 r.p.m), a la dosis de 2 ml de floculante, obteniendo un rendimiento de 98,1 % - de 436 NTU iniciales a 8,19 NTU finales - y un pH de 7,81. Se debe tener en cuenta que el porcentaje de remoción de materia orgánica dependen de la temperatura y el pH (Ebeling et al., 2003), y en el caso del cloruro férrico se tiene una mayor eficiencia a medida que el pH de coagulación disminuye desde niveles de 8,0 a 5,0 (Trujillo et al., 2014).

Asimismo, en cuanto a la cantidad de polímero catiónico óptimo necesario para optimizar la reducción de la turbidez, se obtuvieron mejores resultados con una dosis de 0,75 ml de polímero catiónico y un tiempo de sedimentación de 35 minutos.

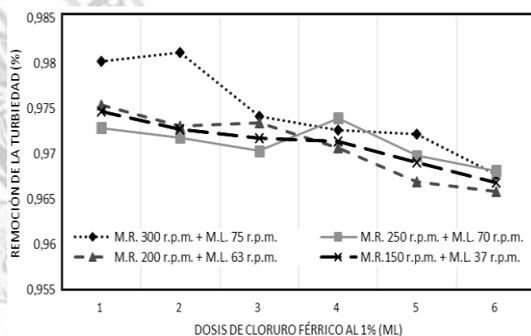


Figura 3. Remoción de turbidez de los ensayos con dosis de cloruro férrico.

Comparación de resultados de laboratorio con los LMP y VMA estipulados en las normas vigentes

Al comparar los resultados con los límites máximos permisibles para efluentes provenientes de mataderos (MINAM, 2009) con los parámetros de, el pH, nitratos y los sólidos en suspensión totales del presente trabajo. En cuanto al pH la norma establece que este parámetro se debe encontrar en un rango de 6 – 9, los resultados de nuestro proyecto arrojan un pH de 7,24 para el sulfato de aluminio y de 7,65 para el cloruro férrico; ambos niveles cumplen con el rango estipulado por la norma.

Tabla 2

Comparativo con el Decreto Supremo N° 2009-MINAM

Parámetro	Unidad	Al2(SO4)	FeCl3	D.S.N.° 2009
pH	-	7,24	7,65	6 al 9
Nitratos	mg/l	-	6	50
SST	mg/l	224,7	333,6	500
Temp.	°C	24 -27		< 35

En cuanto a los nitratos la norma estipula un máximo valor de 50 mg/L, los resultados de la segunda etapa con cloruro férrico obtienen un valor de 6,00 mg/L, es un valor bajo pero según norma este no lo sobrepasa; y por último para los sólidos en suspensión totales la norma estipula un valor máximo de 300 mg/L, en cuanto a la primera etapa con sulfato de aluminio se consiguió un nivel de 333,6 mg/L un valor que sobrepasa al valor dado por norma; para el cloruro férrico se consiguió un valor de 224,7 mg/L, este valor se encuentra dentro del rango de la norma. Es preciso recalcar que los niveles dados por la norma corresponden a un efluente que cuenta con todo un tratamiento completo, mientras que los niveles alcanzados por este proyecto son productos de una sola etapa que es parte de un tratamiento completo; así que los parámetros que puedan presentar niveles más altos que los dados por la norma, pueden alcanzar estos rangos con un tratamiento posterior (Andía, 2010).

Si bien los valores dados por esta norma corresponden a los VMA para efluentes no domésticos y con descarga en un sistema de alcantarillado, tomamos esta norma como referencia y apoyo, puesto que los efluentes de los camales no son considerados aguas domésticas y que en algunos lugares pueden ser derivados a un sistema de alcantarillado directamente. La norma estipula un rango para el pH de 6-9, tanto el sulfato de aluminio con 7,24 y

el cloruro férrico con 7,65, ambos cumplen con este rango dado por normatividad. Para los nitratos la norma nos alcanza un valor máximo de 80 mg/L, en cuanto a la segunda etapa con cloruro férrico el nivel fue de 6,00 mg/L un valor que se encuentra en el rango; para los sólidos en suspensión totales el valor máximo dado por norma es de 500 mg/L; para ambas etapas tanto para sulfato de aluminio con 333,6 mg/L y cloruro férrico con 224,7 mg/L, se cumple que los valores estén en el rango estipulado. En cuanto a la temperatura la normatividad estipula un valor que sea menor a los 35 °C, las muestras evaluadas en su totalidad contenían una temperatura que estaba dentro del rango de 24 – 27 °C, lo que la hace cumplir con lo estipulado por norma.

4. Conclusiones

Los análisis realizados a las muestras una ligera diferencia en la utilización y eficacia de ambos coaguladores obteniendo los siguientes resultados para los parámetros evaluados: Para el caso del Sulfato de aluminio se obtuvo: turbiedad 4,85 NTU, pH 7,24, oxígeno disuelto 9,16 mg/L, SST 333,6 mg/L; y para el caso del cloruro férrico: turbiedad 15,46 NTU, pH 7,65, oxígeno disuelto 9,45 mg/L, SST 224,7 mg/L, nitratos 6,00 mg/L.

Los resultados óptimos de las pruebas son diferentes para cada uso de los coagulantes; para el sulfato de aluminio (dosis de jeringa de 6 mL), conseguimos una velocidad en la mezcla rápida de 200 r.p.m y en mezcla lenta 63 r.p.m, con una dosis de jeringa floculante de 1 ml y un tiempo de sedimentación final de 25 minutos; mientras para el cloruro férrico (dosis de jeringa de 2 ml), se consiguió una velocidad en la mezcla rápida de 300 r.p.m y en mezcla lenta 75 r.p.m, con una dosis de jeringa de floculante de 0,75 ml y un tiempo de sedimentación final de 35 minutos.

Luego de realizar los cálculos se concluye que la dosis óptima para el proceso de coagulación-floculación con sulfato de aluminio es de 120 mg/L y polímero catiónico con 20 mg/L; mientras que para el proceso con cloruro férrico es de 40 mg/L y polímero catiónico con 15 mg/L.

El proceso de coagulación floculación influye de manera eficiente y positiva en cuanto a la reducción y/o remoción de los niveles de los parámetros evaluados se obtuvo una excelente reducción como es el caso de la turbiedad donde

se lograron datos excelentes, llegando a una reducción de casi el 99,1% con el Al₂(SO₄)₃ y de 96,4% con el FeCl₃.

ORCID

Y. Azabache  <https://orcid.org/0000-0003-1396-9745>

Referencias bibliográficas

- Andía, Y. 2010. Tratamiento de agua - coagulación y floculación. SEDAPAL. Lima, Perú.
- Caldera, F.; Oñate, H.; Rodríguez, T.; Gutiérrez, E. 2011. Eficiencia del sulfato de aluminio durante el tratamiento de aguas residuales de una industria avícola. *Impacto Científico* 6(2): 244-256.
- Carrasquero-Ferrer, S.; Maquina-Galvez, D.; Soto-López, J.; Viloria-Rincon, S.; Pire-Sierra, M.; Diaz-Montiel, A. 2015. Remoción de nutrientes en aguas residuales de un matadero de reses usando un reactor biológico secuencial. *Ciencia e Ingeniería Neograndina* 25(2): 43-60.
- Carrasquero-Ferrer, S.; Rodríguez-Ortiz, M.; Bernal-Vergara, J.; Díaz-Montiel, A. 2018. Eficiencia de un reactor biológico secuencial en el tratamiento de efluentes de una planta procesadora de productos cárnicos. *Revista Facultad de Ciencias Básicas* 14(1): 23-33.
- DIRESA Huánuco. 2014. Identificación y diagnóstico de los puntos de vertimientos de las aguas residuales de la ciudad de Huánuco. Huánuco, Perú.
- Ebeling, J.; Sibrell, P.; Ogden, S.; Summerfelt, S. 2003. Evaluation of chemical coagulation-flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from intensive recirculating aquaculture effluent discharge. *Aquacultural Engineering* 29(2): 23-42.
- Larios-Meño, J.; Gonzalez-Taranco, C.; Morales-Olivares, Y. 2015. Las aguas residuales y sus consecuencias en el Perú. *Revista de la Facultad de Ingeniería de la USIL* 2(2): 9-25.
- Maldonado, J.; Ramon, J. 2013. Sistema de tratamiento para aguas residuales industriales en mataderos. *Revista Ambiental: agua, aire y suelo* 1(1): 34-47.
- MINAM. 2009. Límites máximos permisibles (LMP) para efluentes de actividades agroindustriales tales como planta de camales y plantas de beneficio. DS N° 2009-MINAM. Lima, Perú. Disponible en: http://www.minam.gob.pe/consultaspublicas/wpcontent/uploads/sites/52/2014/02/lmp_camales.pdf
- Morales, R.; Pacheco, G.; Cervantes, F.; Landero, M.; Rosano-Ortega, G. 2010. Pruebas de tratabilidad del agua residual del rastro municipal (Industrial de Abastos Puebla, IDAP) Universidad Autónoma del Estado de Puebla, A.C. México. 10 pp.
- Moreno, D.; Quintero, J.; López, A. 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *Contacto* 78: 25-33.
- Paitan, M.; Sifuentes, G. 2018. Remoción de contaminantes de aguas residuales de un matadero de equinos por el método de electrocoagulación a nivel laboratorio. Trabajo para optar al título de Ingeniero en Industrias Alimentarias. Universidad Nacional del Centro del Perú, Huancayo. 91 pp.
- Ramírez, J. 2017. Propuesta de un sistema de tratamiento de los efluentes líquidos residuales generados en el matadero distrital de Patapo para reducir el impacto ambiental. Trabajo para optar al título profesional de Ingeniero Industrial. Universidad Católica Santo Toribio de Mogrovejo. Chiclayo, Perú.
- Trujillo, D.; Duque, L.; Arcila, J.; Rincón, A.; Pacheco, S.; Herrera, O. 2014. Remoción de turbiedad en agua de una fuente natural mediante coagulación/floculación usando almidón de plátano.
- Yee-Batista, C. 2013. Un 70% de las aguas residuales de Latinoamérica vuelven a los ríos sin ser tratadas. Banco Mundial, BIRF – AIF. Disponible en: <https://www.bancomundial.org/es/news/feature/2014/01/02/rios-de-latinoamerica-contaminados>