

Estudio para el tratamiento de agua residual del camal de la ciudad de Portoviejo

Juan Carlos Ortiz Toala^{1*}, Raisa Annabel Solórzano Suárez¹,
Alexandra Córdova Mosquera², Mabel Laz Mero²

¹⁾ Universidad Técnica de Manabí, UTM. Portoviejo, Ecuador.

²⁾ Departamento de Procesos Químicos, Alimentos y Biotecnología.
Facultad de Ingeniería y Ciencias Aplicadas, Universidad Técnica de Manabí. Ecuador.

(*) jortiz8110@utm.edu.ec

Recibido: 08/12/2023

Revisado: 26/02/2024

Aceptado: 15/03/2024

Resumen

Las aguas residuales de los camales o mataderos se generan en el proceso de sacrificio de los animales; mezclados con los residuos de limpieza y desinfección adquieren cargas contaminantes, de manera que exigen ser tratadas antes de ser vertidas a desagües. Por este motivo, el objetivo de esta investigación es caracterizar las propiedades fisicoquímicas del agua residual del camal de Portoviejo, analizar las diferentes operaciones unitarias y desarrollar un esquema basado en la implementación de una planta piloto de tratamiento, asegurando que el efluente tratado cumpla con los criterios de descargas al sistema de alcantarillado. Para realizar este trabajo se elaboraron dos sistemas de tratamientos A y B operando en simultáneo, el primero constó de coagulación-floculación y lodos activados; mientras que el segundo únicamente de lodos activados, evaluando los parámetros de calidad medidos al inicio y al final de los tratamientos. Las aguas residuales del matadero presentaron gran inestabilidad en sus características fisicoquímicas, reflejando altos valores de desviación estándar obtenidos en las muestras iniciales. Las remociones de los dos tratamientos aplicados al efluente del camal permitieron la reducción de nutrientes y materia orgánica en considerable proporción, demostraron que con los métodos propuestos se cumplen los límites establecidos por las normativas nacionales e internacionales.

Palabras claves: mataderos; agua residual; tratamiento; normativas; viabilidad.

Abstract

Study for the treatment of wastewater from the Portoviejo city slaughterhouse. Wastewater from slaughterhouses or abattoirs is generated in the process of slaughtering animals; mixed with cleaning and disinfection residues, it acquires pollutant loads, so it must be treated before being discharged into the sewage system. For this reason, the objective of this research is to characterize the physicochemical properties of the wastewater from the Portoviejo slaughterhouse, analyze the different unit operations and develop a scheme based on the implementation of a treatment-pilot plant, ensuring that the treated effluent meets the criteria for discharge into the sewage system. To carry out this work, two treatment systems A and B were developed, operating simultaneously, the first consisted of coagulation-flocculation and activated sludge, while the second consisted only of activated sludge, evaluating the quality parameters measured at the beginning and end of the treatments. The wastewater from the slaughterhouse presented great instability in its physicochemical characteristics, reflecting high values of standard deviation obtained in the initial samples. The removals of the two treatments applied to the slaughterhouse effluent allowed the reduction of nutrients and organic matter in considerable proportion, demonstrating that the proposed methods comply with the limits established by national and international regulations.

Keywords: slaughterhouses; wastewater; treatment; regulations; feasibility.

Introducción

El agua residual es el líquido que se genera como consecuencia del uso del agua en actividades antrópicas, dónde se mezcla con otras sustancias y simultáneamente adquiere carga contaminante, misma que puede ser mineral u orgánica; las impurezas incorporadas pueden presentarse de manera disuelta, suspendida o coloidal¹. El agua se consume en hogares, instituciones, empresas e industrias y al convertirse en residual es enviada al sistema de alcantarillado, siendo transportada por una red de desagüe subterránea que terminan liberándose en ríos, lagos o mares sin ningún tipo de tratamiento previo².

Un camal o matadero es un establecimiento encargado de la producción de carne. De acuerdo con Philipp *et al.*³, es una industria muy grande debido a que la carne es una parte importante de la dieta en muchos países del mundo y su producción ha mostrado un crecimiento lineal a través de los años a nivel mundial, en consecuencia, se estima que su productividad siga en aumento. A pesar de ser una industria muy amplia en el país y a nivel mundial, el tratamiento de las aguas residuales de los mataderos sigue siendo un desafío, especialmente en países en desarrollo^{4,5}.

Uno de los problemas ambientales generales del Ecuador es

que la mayoría de los ríos y lagos de las regiones de la Costa, Sierra y Oriente, están contaminados por aguas residuales industriales, urbanas y domésticas, lo que conlleva a la degradación ambiental⁶. Parte de estas aguas contaminadas provienen de camales, teniendo en cuenta que la Agencia Ecuatoriana de Aseguramiento de la Calidad del Agro (AGROCALIDAD) y Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca (MAGAP)⁷ identificaron más de 200 camales en el país y que éstos generan aguas residuales. El 45% están ubicados en zonas montañosas de la Sierra, el 38% en la Costa y el 17% ubicados en la Amazonía y Galápagos, en su mayoría manejadas por municipios.

El volumen de agua residual que produce un camal se genera durante las diversas etapas en el proceso de sacrificio de los animales, mezclado con los residuos de las operaciones de limpieza y desinfección que se llevan a cabo en el interior del establecimiento⁸. Las cargas de desechos en estas aguas constituyen altos niveles de contaminación que conducen a cambios constantes que influyen directamente en los ecosistemas terrestres y marinos⁹. La producción de carne en los camales trae consigo un volumen de agua residual que se genera, estimándose que el consumo de agua promedio por cabeza de ganado es: 0,26 m³ en porcinos, 0,67 m³ en bovinos y 0,17 m³ en ovinos¹⁰.

Las aguas residuales de los mataderos son complejas y no pueden descargarse en alcantarillas o cuerpos de agua naturales sin un tratamiento previo. Rinquest *et al.*¹¹ manifiestan que el efluente sin tratar puede aumentar significativamente las cargas de aguas residuales y contaminantes ambientales, causando eutrofización y desoxigenación de los sistemas de agua natural. Orssatto *et al.*¹² la composición de descarga en los camales generalmente se compone de: grasa, sal, proteína y fibra; algunas de estas aguas también contienen microorganismos patógenos y no patógenos, nutrientes, metales pesados, detergentes e incluso medicamentos veterinarios.

En el camal existen operaciones de pretratamiento como cribado y desengrasado para la descarga de sus aguas residuales, pero en el drenaje no se limpian completamente después de la operación, por lo que no existe un tratamiento completo óptimo que indique que el efluente cumpla la normativa del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA) de descarga en el alcantarillado dentro del país. Abdouni *et al.*¹³ proponen que el tratamiento de aguas residuales en mataderos es una decisión fundamental para el crecimiento nacional, debe implementarse de acuerdo con las normativas nacionales y ser económicamente sostenible, ya que la descarga al medio ambiente del agua contaminada afecta el equilibrio de los ciclos biogeoquímicos y, por otra parte, aumenta la presencia de microorganismos infecciosos.

La implementación de una planta de agua residual para este tipo de descarga considera dos operaciones de tratamientos. El primario de coagulación-floculación consiste en un proceso físico-químico de separación sólido-líquido para la eliminación de materia orgánica coloidal y sólidos en suspensión presente en

las aguas residuales^{14,15}. Mientras que el secundario es un proceso biológico que tiene la capacidad de metabolizar y convertir la materia orgánica a través de oxidación biológica presente en suspensión o disuelta por intervención de microorganismos presentes, el tratamiento se lleva a cabo en sistema aerobio, debido a que su principal rol es que los microorganismos degraden y eliminen los compuestos orgánicos que contenga el agua residual¹⁶.

Según explica Silva *et al.*¹⁷, las empresas a menudo en sus aguas residuales destinan los lodos a sus alcantarillados, en donde se sedimenta, lo que produce la generación de otros desechos volátiles indeseables, como el caso de gases de metano, un contaminante ambiental. Desde el punto de vista de Metcalf¹⁸ las características físicas, químicas y microbiológicas de las aguas residuales industriales son tan variadas como la propia industria, pero toda esta agua debe ser adsorbida por el medio natural sin poner en peligro la salud y el bienestar de los seres vivos.

Por esa razón es importante asegurar la calidad de las aguas residuales, dado que el tratamiento es esencial para evitar tales problemas junto con una metodología de investigación de caracterización periódica del agua enfocadas en examinar los parámetros de calidad fisicoquímicos necesarios para el comportamiento de un flujo residual industrial¹⁹. Posiblemente, si se implementa un tratamiento para este tipo de agua residual se obtendrá un agua tratada con características físicas, químicas y microbiológicas que cumplan las normativas de descarga al sistema de alcantarillado público.

En Ecuador existen muy pocos estudios realizados sobre tratamientos de aguas residuales especializados en remediar la descarga de aguas negras al desagüe de un centro de faenamiento animal, pese a que este vertido de agua contaminada es una problemática a nivel nacional para los ecosistemas. Cabe mencionar que la mayoría de plantas de tratamiento municipales son incapaces de eliminar las elevadas densidades típicas de agua residual que generan estas industrias²⁰. Para una eficiencia y eficacia óptima de un tratamiento el diseño del proceso debe ser específico a la producción de los mataderos, a su vez, regirse a las necesidades de la planta de remediación de agua residual.

El objetivo de este estudio es caracterizar las propiedades fisicoquímicas del agua residual de un camal en la ciudad de Portoviejo, analizar las diferentes operaciones unitarias y desarrollar un esquema basado en la implementación de una planta piloto de tratamiento con sus respectivas valoraciones económicas sobre la factibilidad del proyecto a escala industrial, asegurando que las descargas tratadas cumplan con los criterios de calidad del agua de ser descargados al sistema de alcantarillado a nivel nacional e internacional.

Materiales y métodos

La investigación se desarrolló con la aplicación de metodología de estudio científico del tipo aplicada, explicativa y experimen-

tal, empleando diferentes etapas de tratamientos para la remediación de descarga actual de agua residual en el camal de la ciudad de Portoviejo. Los análisis de la experimentación se desarrollaron en el Laboratorio de Saneamiento de Portoaguas y en el Laboratorio de Saneamiento y Calidad del Agua de la Universidad Técnica de Manabí. Desde el punto de vista de Ramos²¹ el diseño experimental que se aplicó para el tratamiento de datos fue cuasi experimental manipulando la información con el programa estadístico de Microsoft Excel obteniendo estadística descriptiva e inferencial.

Preparación de la muestra

La experimentación inició con la toma de muestras en la jornada de faenamiento del camal de 14:00 p.m. a 22:00 p.m. de lunes a sábado con una duración total de monitoreo de seis meses. El muestreo aplicado fue de tipo compuesta, siguiendo las directrices de la Norma Técnica Ecuatoriana INEN 2176: 2013²², debido a que su sistema de pretratamiento acumulaba toda la descarga de cada periodo discontinuo de faena por hora durante todo el día. La recolección se efectuó en el sitio de descarga de aguas residuales del camal posterior al desengrasado una vez cada dos semanas, considerando los días y jornadas más críticos de producción. Para los tratamientos aplicados, se recogió un volumen total de 20 litros por tratamiento; en cada toma de muestra el líquido se colocó en recipientes herméticos y fue transportado en condiciones de oscuridad para los respectivos análisis.

Análisis de caracterización del agua residual

Los parámetros analizados en el agua residual se seleccionaron con base en una búsqueda de documentaciones estrictamente relacionadas con el mismo tipo de efluente. Se evaluaron tanto en la muestra previa al tratamiento como en el agua tratada, donde se utilizaron distintos equipos con sus correspondientes técnicas.

Los análisis de calidad fisicoquímicos y microbiológicos se siguieron con las metodologías propuestas de acuerdo con manuales y protocolos especializados^{23,24}, que incluyen técnicas nefelométricas, volumétricas, colorimétricas, fotométricas y número más probable (NMP). Dentro de los parámetros físicos valorados está la conductividad, potencial de hidrógeno (pH), salinidad, temperatura y sólidos disueltos totales (TDS), realizados en un equipo multiparámetros, Marca YINMIK, modelo BLE-9909; también se efectuó el análisis de turbidez en un turbidímetro Apera TN500 TURBIDITY, los sólidos suspendidos totales (TSS) en espectrofotómetro HACH DR3900, y mediante volumetría parámetros químicos como: alcalinidad, cloruros y dureza total; hierro total en un colorímetro Checkers HC (ppm Iron) de HANNA y fósforo total en un colorímetro Checkers HC (ppm Phosphorus HR) de HANNA; cantidad de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) donde se utilizó una incubadora DB600; cantidad de demanda química de oxígeno (DQO) en digestor HACH DRB 200 y leída en espectrofotómetro HACH DR3900; cantidad de nitritos y nitratos en las

muestras, se hizo la lectura de los valores en el espectrofotómetro GENESYS 180; y para la determinación de nitrógeno total de Kjeldahl (NTK) se manejaron los equipos de SpeedDigester K-436 y Buchi Destillation Unit K-355. Con respecto al parámetro microbiológico se estableció la estimación de la cantidad de coliformes fecales mediante la inoculación de la muestra en medio de cultivo con Lactose Broth y EC Broth.

El camal de Portoviejo dispone de un pretratamiento, que consta de un sistema de cribado para retener materia sólida de mayor tamaño, como coágulos de sangre, pedazos de huesos y contenido ruminal, las medidas de la rejilla son: un alto de 0,65 m, un largo de 0,8 m y un espacio entre barras de 0,01 m. Luego, sigue un desengrasador con el que pueden inmovilizar el excedente de grasa, las dimensiones son: un largo de 0,65 m, un ancho de 0,5 m y una altura de 1,2 m, junto con una canastilla móvil que retiene los aceites de 0,25 m de ancho, un largo de 0,25 m y una altura de 0,13 m. Por último, una captación que hace de presedimentador, cuya función es retener la mayor cantidad de sólidos sedimentables, posee un tiempo de retención hidráulico aproximado de 1,5 horas, una altura de 1,2 m, un largo de 2 m, un ancho de 0,5 m y un volumen de 1 m³.

Aplicación del tratamiento de agua residual

Para estudiar el comportamiento del tratamiento del agua residual fueron establecidos dos métodos semicontinuos operando en simultáneo. El primero, denominado A, constó de un tratamiento primario basado en el proceso de coagulación-floculación, seguido por un tratamiento secundario de lodos activados. Mientras que el segundo, designado B, constituye únicamente de la ejecución de un digestor aerobio de lodos activados.

Tratamiento primario: coagulación-floculación

La técnica de coagulación-floculación se llevó a cabo en un test de jarra cuyo objetivo fue experimentar las diferentes eficiencias del proceso por dosificación, tiempo y revoluciones de coagulante y polímero administrado²⁵. Mediante el test de jarra (Phipps & Bird 7790-960 Jar Tester) se evaluó la eficiencia preliminar de los coagulantes de sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$), policloruro de aluminio ($Al_2(OH)_3Cl$) y cloruro férrico ($FeCl_3$) preparados al 1% con diferentes dosis trabajando con 1 litro de muestra, pero con diferentes velocidades de agitación de revoluciones en cada etapa²⁶. Se definió una agitación rápida durante 1,5 minutos, una agitación lenta de 15 minutos y un tiempo de sedimentación de 10 minutos, tal como se muestra en la tabla 1. Además, para evaluar la eficiencia del agente químico, se realizó el análisis del comportamiento referente a la adición del coagulante en función de un parámetro de calidad.

Tabla 1. Configuraciones utilizadas en las mezclas de agentes coagulantes en cada ensayo.

Ensayo	$FeCl_3$	$Al_2(SO_4)_3$	$Al_2(OH)_3Cl$
Mezcla rápida (rpm)	300	200	200
Mezcla lenta (rpm)	75	63	63
Tiempo de sedimentación (min)	10	10	10

Fuente: Azabache *et al.*²⁶.

Para conseguir una mejor floculación de los flóculos formados y disminuir el tiempo de sedimentación, se planteó agregar un polímero catiónico (ISA-C8030) en la etapa de mezcla lenta con el coagulante que presentó mejor eficiencia. Fue preparado al 1% añadiendo lentamente al agua con agitación constante y con una pequeña elevación en la temperatura con el fin de disolver todo el polvo blanco granulado, una vez homogeneizado se dejó en reposo 30 minutos antes de usarlo en el tratamiento para lograr la mayor eficacia.

Tratamiento secundario: reactor discontinuo de lodos activados

El tratamiento de lodos activados consistió en el tratamiento de la muestra en un reactor de mezcla completa con la capacidad de tratar la muestra enlazado con un sedimentador secundario y eliminación de lodos²⁷. Para acondicionar los microorganismos presentes del agua residual con el fin de crear el lodo activado capaz de degradar la materia contaminante presente, se empleó el modelo de tratabilidad biológica a escala pre piloto, tal como se muestra en la tabla 2.

La formación de lodos climatizados de la tratabilidad biológica fue usada en proporciones iguales para el tratamiento de remediación para descarga al sistema de alcantarillado público, cuando se implementó el reactor aerobio de lodos activados en ambos tratamientos. En la figura 1 se observa la distribución de los reactores discontinuos de lodos activados similar al sistema propuesto por Rodríguez *et al.*²⁹, donde la alimentación del reactor se realizó por gravedad por diferencia de altura en donde el flujo fue controlado por válvulas de venocllisis, el sistema de goteo fue realizado en un recipiente plástico transparente de 29,5 cm de largo, 16 cm de ancho y 11,5 cm de alto con una salida de alimentación de 2 cm de altura.

El diseño de los reactores fue a partir de un recipiente plástico transparente de 0,3 cm de espesor, 40 cm de largo, 27 cm de ancho y 39 cm de alto. El volumen útil que trabajó el reactor fue de 15 L, el volumen que ocupó el lodo activado de la etapa de aclimatación fue de 1,5 L por reactor con una salida del licor de mezcla situada a 6 cm de altura. Para el sistema de aireación

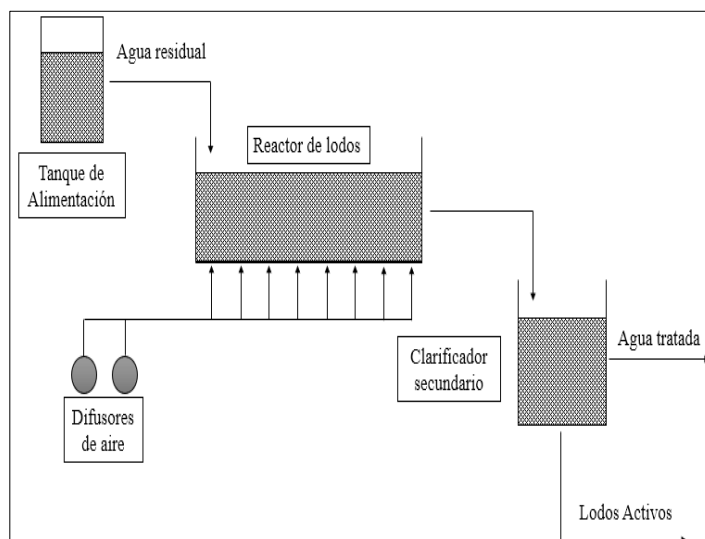


Fig. 1: Distribución escalonada del reactor discontinuo de lodos activados. Fuente propia.

de los reactores, se usaron dos aireadores Heto Model X-8 de doble salida adaptadas con 8 piedras difusoras de burbuja fina de 10 cm de longitud y 1,5 cm de ancho a un Flujo de 16 L/min de aire ubicados en la base del reactor, de tal manera que estén colocados en sitios estratégicos con la finalidad de tener todo homogeneizado y representar un estado de mezcla completa. En la fase de sedimentación se usó un recipiente cilíndrico plástico de 20,5 cm de diámetro y 25,5 cm de alto, con una salida lateral de 5,5 cm de altura del agua clarificada y una purga de lodos situada en la parte inferior del equipo.

Parámetros cinéticos

El método estándar para determinar los coeficientes cinéticos midiendo el cambio en la concentración del sustrato a lo largo del tiempo se usa en los modelos de reactor por lotes y puede calcularse con el balance de masa del sustrato para un reactor continuo de mezcla perfecta³⁰. Usando ecuaciones cinéticas discretas se puede determinar si hay suficiente tiempo de aireación en la etapa de reacción seleccionado para producir el grado deseado de descomposición mediante la acción de microorganismo en el proceso de lodos activados.

Tabla 2. Resumen del procedimiento para la tratabilidad biológica a escala pre-piloto.

Volumen de aireación	15 litros de agua de desecho		
Volumen de la porción alimentada	800 ml		
Procedimiento de alimentación	Extraer 1000 ml de la cámara de aireación. Asentar durante 30 min en un cilindro de 1000 ml. Decantar y descartar 800 ml. Rellenar el cilindro hasta 1000 ml con desecho fresco y regresar a la cámara de aireación.		
Fase	Frecuencia de alimentación	Velocidad promedio de alimentación, ml/hr	Tiempo de retención, h
Aclimatación	Una vez cada 8 horas	100	150
Formación de lodo	Una vez cada 4 horas	200	75
Estudios de velocidad	Una vez cada 2 horas	400	37,5
Estudios de velocidad	Una vez cada hora	800	18,75
Estudios de velocidad	Una vez cada 0,5 hora	1600	9,38

Fuente: Kemmer y McCallion²⁸.

El parámetro de la velocidad de consumo de sustrato se expresa comúnmente por unidad de masa de biomasa presente en el reactor, representada por la siguiente expresión³¹:

$$q_s = \frac{(S_a - S_e)}{\theta_H X} \quad (Ec. 1)$$

donde q_s = velocidad específica de consumo de sustrato, S_a = concentración de sustrato en la alimentación, S_e = concentración en la corriente de salida, θ_H = tiempo de residencia hidráulica y X = concentración de biomasa en el reactor. El modelo cinético de Michaelis-Menten expresa de la velocidad de consumo específico de sustrato para un caso general^{32,33}:

$$q_s = q_{max} \frac{S}{K_s + S} \quad (Ec. 2)$$

donde q_{max} = velocidad máxima de consumo específico de sustrato, S = concentración de sustrato y K_s = constante de saturación del sustrato. La velocidad de consumo específico de sustrato puede ser expresada en términos de la cinética de tipo Monod por:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{kXS}{K_s + S} \quad (Ec. 3)$$

donde $k = \mu_{max}$ = tasa máxima de utilización del sustrato por unidad de peso de microorganismos. Despejando la fórmula hasta obtener una función lineal obtenemos:

$$\frac{\bar{X}dt}{S_0 - S_f} = \frac{K_s}{k} \cdot \frac{1}{S} + \frac{1}{k} \quad (Ec. 4)$$

donde \bar{X} = concentración promedio de biomasa en el reactor, S_0 = concentración de sustrato en la alimentación y S_f = concentración en la corriente de salida. La expresión gráfica queda expresada en $\bar{X}dt/dS$ vs $1/S$ dando una tendencia lineal, donde la pendiente e intercepción de la recta son K_s/k y $1/k$, respectivamente.

El balance de masa empleado para la tasa de producción de biomasa de una reacción puede ser expresado por la fórmula correspondiente a la velocidad neta de crecimiento específico³¹:

$$\frac{1}{\theta_H} = \frac{\mu_{max}S_e}{k_s + S_e} - k_d \quad (Ec. 5)$$

donde k_d = coeficiente de respiración endógena. Reordenando la fórmula para calcular el coeficiente de respiración endógena queda:

$$k_d = \frac{\mu_{max}S_e}{k_s + S_e} - \frac{1}{\theta_H} \quad (Ec. 6)$$

La concentración de microorganismo en forma de biomasa en el afluente se puede obtener de la siguiente a manera:

$$X = \frac{Y(S_a - S_e)}{(1 + \theta_H k_d)} \quad (Ec. 7)$$

donde Y = producción de biomasa por consumo de sustrato.

Despejando la fórmula para calcular la producción de biomasa

por consumo de sustrato:

$$Y = \frac{X(1 + \theta_H k_d)}{(S_a - S_e)} \quad (Ec. 8)$$

Calidad del lodo del reactor aerobio

Para evaluar la calidad del lodo creado en el reactor biológico aerobio del tratamiento fue determinada por el análisis del índice volumétrico (IVL), de acuerdo con la metodología propuesta por el Standard Methods²⁴. El parámetro de calidad del lodo se calcula a través de las fórmulas propuestas por Kemmer y McCallion²⁸.

$$IVL = \frac{C_v}{C_s} \times 1000 \quad (Ec. 9)$$

donde C_v = volumen asentado (prueba del cono de Imhoff), ml/L y C_s = sólidos suspendidos en el licor mixto, mg/L. Así mismo, fue determinada la edad del lodo en el funcionamiento del reactor biológico aerobio, mediante la siguiente fórmula:

$$Edad\ del\ lodo = \frac{C_s}{C_i} \times D \quad (Ec. 10)$$

donde C_s = sólidos en el recipiente de aireación, mg/L; C_i = sólidos que entran al recipiente, mg/L y D = retención en días.

Resultados y discusión

Caracterización fisicoquímica inicial del agua residual del camal

Los datos registrados de los parámetros de calidad del agua residual del camal, con un total de doce muestras durante un semestre de análisis y estudio, se presentan en la tabla 3. De acuerdo con las normativas seleccionadas de Ecuador (Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente), Nicaragua (Decreto Ejecutivo N°. 21-2017) y Venezuela (Normas oficiales para la calidad del agua en Venezuela) los valores de conductividad, pH y ST están dentro de los límites de descarga al sistema de alcantarillado público. Sin embargo, se observó que los valores de fósforo total, NTK, DQO y DBO₅ se encuentran muy por encima de los que establecen las normativas; entre los límites permisibles de la normativa ecuatoriana los TSS en ocasiones se encontraban fuera de norma y, de igual manera, en la normativa nicaragüense la cantidad de hierro total incumplió ocasionalmente el límite establecido.

El pH promedio del efluente indica que el agua residual del camal es poco alcalina, valores cercanos a estos fueron reportados por Medina-Valderrama *et al.*³⁴ y Quille Calizaya y Donaires Flores³⁵, cabe señalar que el agua residual ácida influye en la corrosión y una básica en el aumento de precipitado de sales formando incrustaciones, ambas afectan el balance químico y ecológico del cuerpo receptor en los drenajes³⁶. Por consiguiente, el cálculo de la dureza total relaciona a un tipo de agua residual muy dura, infiriéndose la presencia de altas concentraciones de calcio y magnesio, aunque en la ciudad de Portoviejo utilizan el servicio de agua potable para la limpieza, en el

Tabla 3. Caracterización fisicoquímica inicial del agua residual antes de los tratamientos ensayados.

Parámetro	Unidad	Valor promedio ± Desviación [12]	Norma Ecuador	Norma Nicaragua	Norma Venezuela
Turbiedad	NTU	64,66 ± 37,29	-	-	-
Conductividad	µS/cm	1210,44 ± 547,76	-	5000	-
pH		7,85 ± 0,65	6 - 9	6 - 9	6 - 9
Salinidad	%	0,57 ± 0,28	-	-	-
Temperatura	°C	22,71 ± 2,36	-	-	-
TDS	mg/L	628,79 ± 263,49	-	-	-
TSS	mg/L	156,48 ± 73,36	220*	400	400
ST	mg/L	773,23 ± 318,93	1.600	1.500	1.600
Cloruro	mg/L	456,44 ± 172,42	-	-	-
Alcalinidad	mg/L	417,38 ± 269,49	-	-	-
Dureza total	mg/L	389,22 ± 190,46	-	-	-
Hierro total	mg/L	6,87 ± 3,65	25	10	25
Fósforo total	mg/L	27,34 ± 19,05	15*	12*	10*
Nitritos	mg/L	9,80 ± 7,79	-	-	-
Nitratos	mg/L	744,53 ± 580,57	-	-	-
NTK	mg/L	250,38 ± 28,23	60*	60*	-
DQO	mg/L	5976,31 ± 2.382,91	500*	900*	900*
DBO ₅	mg/L	2683,13 ± 598,90	250*	400*	350*
IB	-	0,46 ± 0,08	-	-	-
Coliformes fecales	NMP/100ml	13733,33 ± 3.925,98	-	-	-

pH: Potencial de hidrógeno. TDS: Sólidos disueltos totales. TSS: Sólidos suspendidos totales. ST: Sólidos totales. NTK: Nitrógeno total de kjeldahl. DQO: Demanda química de oxígeno. DBO₅: Demanda bioquímica de oxígeno. IB: Índice de biodegradabilidad. [12]: Doce muestras compuestas por monitoreo de seis meses. *: Parámetro fuera de los límites permisible por las normas. Ecuador: Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, Libro VI Anexos 1. Nicaragua: Decreto Ejecutivo N°. 21-2017. Venezuela: Normas oficiales para la calidad del agua en Venezuela.

camal las grandes generaciones que desecha el faenamiento incrementan el valor de este parámetro.

La medida de hierro total obtenida se encuentra levemente por debajo del rango para mataderos (hierro ≤ 14) reportados por Fonfría y Ribas³⁷. El agua residual del matadero en su composición contiene gran parte sangre de bovino y porcino, de modo que la tonalidad del color rojizo del agua predomina por la presencia de iones de hierro que al estar expuestos al aire se oxidan lentamente formando un precipitado de ion férrico, lo que ocasiona que aumente la turbidez e intensifique el color a oscuro³⁸. Es fundamental la presencia de nitrógeno y fósforo en el agua ya que son nutrientes esenciales para los ciclos de la materia, tanto en la vida marina como para el medio ambiente que los rodea, además de aportar en el crecimiento de macro y microorganismos en las fuentes de agua²⁴. En la caracterización se aprecia la existencia de iones naturales de nitrógeno como nitritos y nitratos, los valores de estos parámetros presentan una concentración elevada muy descentralizada, es decir, en cada caracterización del agua residual el valor de nitritos y nitratos varió considerablemente en las muestras iniciales. Mientras que, el NTK posee una concentración inferior a nitratos con una dispersión notable, comportamiento semejante fue proporcionado por Garneró³⁹. La cantidad de fósforo total medido de muestra una concentración moderadamente elevada con una variación sumamente dispersa, conducta similar fue reportada

por Ruiz *et al.*⁴⁰. La presencia de altas concentraciones de estas sustancias en masas de agua manifiesta problemas especiales causando una eutrofización más rápida en los canales receptores, lo que provoca una rápida disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) ralentizando los ciclos bioquímicos³².

La mayoría de los valores obtenidos de TSS, DQO y DBO₅ presentan una alta dispersión debido a la composición del agua residual, este comportamiento varía con la cantidad de faenamiento diario que representan las altas concentraciones de materia orgánica, valores con el mismo comportamiento, pero con mayor concentración fueron reportados por Pabón y Suárez⁴¹. Este acontecimiento origina una señal alarmante de sobrecarga de contaminantes orgánicos a la red de alcantarillado público por superar los límites permisibles para su descarga, razón por la cual se requiere tomar acciones para reducir la carga orgánica minimizando el impacto ambiental de estas aguas residuales hasta cumplir normativas.

Con frecuencia, este camal emplea peróxido de hidrógeno para actividades de limpieza en la jornada de trabajo, este compuesto químico en contacto con el agua residual reacciona con la materia orgánica teniendo un efecto oxidante que permite mineralizar los compuestos, incluso los poco biodegradables; la interacción prolongada con el agente interviene en el crecimiento de la contaminación por microorganismos y oxida los

compuestos inorgánicos hasta el punto de obtener dióxido de carbono e iones⁴². Por ese motivo, el índice de biodegradabilidad (DBO₅/DQO) promedio del camal de Portoviejo es de 0,46, indicando que el contenido orgánico presente es biodegradable por lo que es factible aplicar un tratamiento biológico al agua residual que se descarga al sistema de alcantarillado público⁴³.

Evaluación de coagulantes químicos

Con la prueba de jarras se evaluó el comportamiento de tres diferentes coagulantes en las mismas condiciones de dosificación. Este tipo de procedimiento analiza la reducción de la turbidez, no obstante, el objetivo del tratamiento es la descarga al sistema de alcantarillado y debido a la naturaleza del agua residual del camal fue establecido el análisis de DQO como variable representativa de este proceso, la alta concentración de carga orgánica que está presente en la muestra inicial incide en el elevado valor del parámetro (figura 2).

Al finalizar esta etapa se identificó que el coagulante que tiene mayor eficiencia de remoción fue el cloruro férrico a diferencia del sulfato de aluminio y el policloruro de aluminio, presentando un resultado preliminar con un 62,80% de remoción de materia orgánica. De acuerdo con Zerbato *et al.*⁴⁴, esto fue debido a que el uso de cloruro férrico tiene ventajas sobre otros coagulantes al tratarse con agua residual, incluida su eficacia en un amplio rango de pH y temperatura, así mismo esta produce iones trivalentes de mayor peso molecular que son esenciales para el proceso de coagulación para la sedimentación de flóculos formados.

Dosificación óptima con cloruro férrico y polímero catiónico

La determinación de la remoción de DQO con diferentes variaciones de dosificación del cloruro férrico y con una dosis de 0,75 ml de polímero catiónico, valor propuesto en función del coagulante por Azabache *et al.*²⁶, dio como resultado una curva de dispersión en donde se observaron los puntos representativos de este análisis (figura 3).

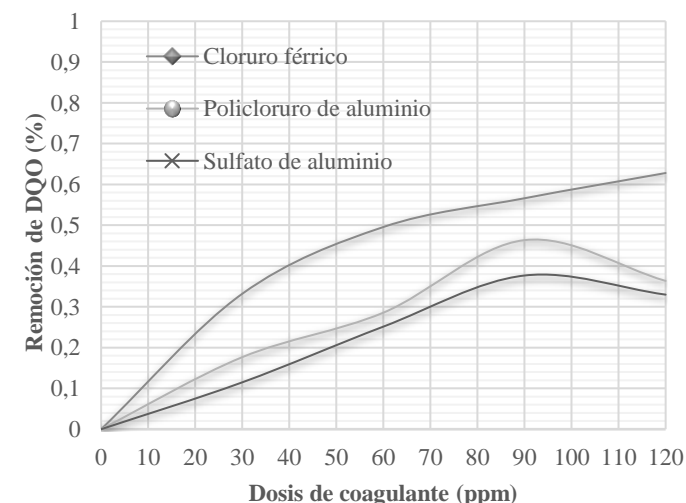


Fig. 2: Evaluación preliminar de coagulantes.

Como se observó, destaca como dosis óptima de cloruro férrico la dosificación en la que se aplicaron 280 ppm junto con 7,5 ppm de polímero catiónico por obtener el mejor porcentaje de remoción de DQO de un 67,67%. El porcentaje de remoción obtenido es cercano al reportado por Garneró³⁹ del agua residual del efluente de un frigorífico con un valor de 71,1%, sin embargo, ellos ajustaron el pH a 6 con una dosis similar de cloruro férrico correspondiente a 280 ppm, lo que les permitió conseguir una leve mejora en eficiencia con el coagulante.

Operación de la planta pre piloto

El tratamiento A constó de un recipiente con el agua pretratada, esta se administraba en el proceso de coagulación-floculación donde se homogeniza la mezcla añadiendo cloruro férrico y polímero catiónico en dosis óptima por medio de la prueba de jarra.

Posteriormente, el agua tratada pasaba por un sedimentador con sistema de purga y salida de agua que alimentaba al reactor de lodos activados con un volumen de 15 litros, inyectando por medio de un aireador 16 L/min con un tiempo de residencia hidráulico de 3,75 días, junto con un clarificador secundario que dispone de un sistema de purga. La tabla 4 presenta los datos de la caracterización obtenida del agua tratada.

El tratamiento B constó de un recipiente con el agua fresca que fue de alimentación para el reactor de lodos activados con un volumen de 15 litros, inyectando por medio de un aireador 16 L/min con un tiempo de residencia hidráulico de 5 días, junto con un clarificador secundario que dispone de un sistema de purga. La tabla 5 presenta los datos de la caracterización obtenida del agua tratada.

En el tratamiento primario de la tabla 4 (coagulación, floculación y sedimentación) el agua residual se mezcló con el coagulante y floculante, la sal de cloruro férrico en contacto con

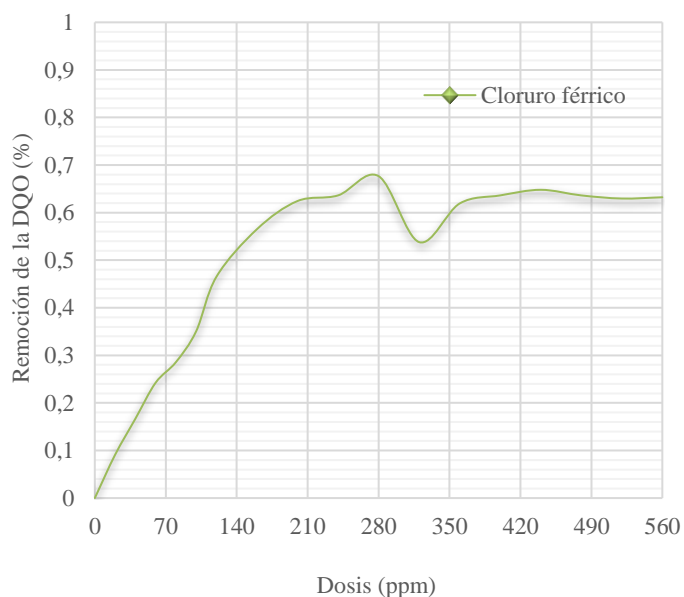


Fig. 3: Reducción de DQO con cloruro férrico y polímero catiónico al 1%.

Tabla 4. Caracterización del agua residual tratada por el primer tratamiento.

Parámetro	Unidad	A ₁	A ₂	A ₃	% R
Turbidez	NTU	68,43 ± 0,06	27,40 ± 0,20	22,83 ± 0,23	66,63
Conductividad	μS/cm	1442,67 ± 4,16	1574,67 ± 2,31	1423,00 ± 7,81	1,36
pH		7,87 ± 0,04	7,04 ± 0,01	7,02 ± 0,01	10,80
Salinidad	%	0,67 ± 0,06	0,77 ± 0,06	0,67 ± 0,06	0,00
Temperatura	°C	26,20 ± 0,10	25,40 ± 0,10	24,60 ± 0,10	6,11
TDS	mg/L	763,33 ± 1,15	733,33 ± 1,53	693,33 ± 4,93	9,17
TSS	mg/L	293,67 ± 6,66	49,33 ± 1,15	138,67 ± 0,58	52,78
ST	mg/L	1057,00 ± 6,08	782,67 ± 2,52	832,00 ± 4,36	21,29
Cloruro	mg/L	359,89 ± 59,98	699,78 ± 39,99	323,23 ± 20,81	10,19
Alcalinidad	mg/L	1139,54 ± 116,10	1441,19 ± 153,59	227,91 ± 25,30	80,00
Dureza total	mg/L	426,67 ± 48,88	240,00 ± 27,71	192,00 ± 16,00	55,00
Hierro total	mg/L	7,67 ± 2,31	33,37 ± 0,55	0,50 ± 0,01	93,43
Fósforo total	mg/L	19,33 ± 0,58	11,33 ± 0,58	0,47 ± 0,06	97,59
Nitritos	mg/L	24,90 ± 0,10	1,75 ± 0,05	1,18 ± 0,02	95,28
Nitratos	mg/L	587,50 ± 11,07	459,12 ± 3,12	65,06 ± 0,81	88,93
NTK	mg/L	263,80 ± 10,70	235,78 ± 10,70	31,52 ± 3,50	88,05
DQO	mg/L	8068,15 ± 14,56	2958,56 ± 61,56	255,79 ± 0,96	96,83
DBO	mg/L	3614,00 ± 116,76	1848,33 ± 120,23	178,33 ± 5,51	95,07
IB	-	0,45 ± 0,01	0,63 ± 0,05	0,70 ± 0,02	-
Coliformes fecales	NMP/100ml	13733,33 ± 3.925,98	876,67 ± 63,51	183,33 ± 11,55	98,67

A₁: Agua residual después del pretratamiento. A₂: Agua tratada del sedimentador primario de coagulación-floculación.

A₃: Agua tratada del clarificador secundario del reactor de lodos activados. % R: Remoción total de parámetros fisicoquímicos.

Tabla 5. Caracterización del agua residual tratada por el segundo tratamiento.

Parámetro	Unidad	B ₁	B ₂	% R
Turbidez	NTU	68,43 ± 0,06	49,23 ± 0,15	28,06
Conductividad	μS/cm	1442,67 ± 4,16	1273,33 ± 8,14	11,74
pH		7,87 ± 0,04	7,34 ± 0,06	6,77
Salinidad	%	0,67 ± 0,06	0,57 ± 0,06	15,00
Temperatura	°C	26,20 ± 0,10	25,07 ± 0,06	4,33
TDS	mg/L	763,33 ± 1,15	637,00 ± 2,65	16,55
TSS	mg/L	293,67 ± 6,66	208,00 ± 1,00	29,17
ST	mg/L	1057,00 ± 6,08	845,00 ± 3,00	20,06
Cloruro	mg/L	359,89 ± 59,98	216,60 ± 20,81	39,81
Alcalinidad	mg/L	1139,54 ± 116,10	127,36 ± 25,30	88,82
Dureza total	mg/L	426,67 ± 48,88	144,00 ± 16,00	66,25
Hierro total	mg/L	7,67 ± 2,31	0,28 ± 0,01	96,30
Fósforo total	mg/L	19,33 ± 0,58	0,93 ± 0,15	95,17
Nitritos	mg/L	24,90 ± 0,10	5,51 ± 0,01	77,85
Nitratos	mg/L	587,50 ± 11,07	58,41 ± 0,07	90,06
NTK	mg/L	263,80 ± 10,70	44,36 ± 5,35	83,19
DQO	mg/L	8068,15 ± 14,56	378,60 ± 1,41	95,31
DBO ₅	mg/L	3614,00 ± 116,76	192,33 ± 2,52	94,68
IB	-	0,45 ± 0,01	0,51 ± 0,01	-
Coliformes fecales	NMP/100ml	13733,33 ± 3.925,98	346,67 ± 11,55	97,48

B₁: Agua residual después del pretratamiento. B₂: Agua tratada del clarificador secundario del reactor de lodos activados.

% R: Remoción total de parámetros fisicoquímicos.

el agua del camal se disocia en iones de cloruro y hierro con el fin de desestabilizar las cargas y sedimentarse en partículas de mayor peso molecular, debido a esto el contenido presenta un incremento de cloruros en un 94,44% y un 335,22% en hierro. A partir de la etapa A₂ del tratamiento se observó un cambio significativo en la remoción de turbidez con un 59,96% trabajando con las dosis óptimas, valores similares fueron reportados en Castro *et al.*⁴⁵, obteniendo aproximadamente un 55,3%

trabajando con 320 ppm de coagulante. Esto fue debido a que este proceso causó la precipitación de los componentes contaminantes suspendidos y coloidales presentes generando aproximadamente un 30% de lodos a partir del agua residual, dentro de sus parámetros destacó una reducción sobresaliente en el análisis microbiológico de 93,09% en la presencia de coliformes fecales.

Los valores de remoción para TSS fueron de 83,20% y un 21,85% para nitrato cuando se evaluó esta etapa, pero las estimaciones presentadas por Azabache *et al.*²⁶, fueron en presencia de concentraciones iniciales más elevadas por lo que presentó una baja reducción de TSS con un 1,79%, pero con un porcentaje similar de reducción en un 20% para nitrato con la misma configuración del test de jarra, aunque trabajó con 40 ppm de cloruro férrico y 15 ppm de polímero catiónico durante 35 minutos de sedimentación. De igual manera, se apreció un leve cambio en la remoción del valor de NTK se redujo un 10,62% trabajando con las condiciones iniciales, no obstante, en el análisis obtenido en Garneró³⁹ es sumamente superior la remoción dando un 68,8% ajustando el pH a 6 con 280 ppm de dosis óptima de cloruro férrico.

El porcentaje de remoción que presentó este tratamiento fue de 63,33% para la materia orgánica presente en el análisis de DQO, pero el valor obtenido es ligeramente inferior por Boughou *et al.*⁴⁶ del agua residual de Rabat, Marruecos que cuenta con un matadero municipal situado en Yacoub Al Mansour con un valor de 54,40% con la condición de trabajar con un pH de 5,83. Sin embargo, ellos emplearon una dosis inferior de cloruro férrico correspondiente a 28,8 ppm, además de una configuración diferente del test de jarra que consistió en una mezcla rápida de 120 rpm por 30 segundos y una mezcla lenta de tan solo 40 rpm por 20 minutos, lo que les permitió conseguir esa eficiencia.

El índice de biodegradabilidad (DBO₅/DQO) del agua residual tratada con cloruro férrico y polímero catiónico se elevó hasta 0,63 implicando que se precipitó en forma de lodos aproximadamente 1/3 de materia orgánica poco biodegradable e indicando que el contenido orgánico presente en el agua residual por naturaleza ahora es muy biodegradable, de modo que es muy viable aplicar un tratamiento biológico al agua residual tratada⁴³.

En las tablas 4 y 5 se observó una mejoría notable en la mayoría de los parámetros analizados de los valores del agua tratada por el reactor de lodos activados, la cantidad de materia orgánica biodegradable DBO₅ del agua tratada, el valor de remoción oscila entre 90,35% para A y 94,68% para B con un tiempo de retención hidráulica de 3,75 y 5 días respectivamente, se encontraron levemente mayor del rango reportado para sistemas de reactores biológicos para tratamientos de agua residual Sombatsompop *et al.*⁴⁷. En cuanto a la remoción de DBO₅ reportados por Oktafani *et al.*⁴⁸, fue del 72,23% en el tratamiento de aguas de matadero de pollos mediante GAS-SBR con un tiempo de aireación de 2 horas. Por otro lado, Pabón y Suárez Gélvez⁴¹, quienes aplicaron un arranque y operación de un tratamiento combinado para los efluentes de frigoríficos que consistió de cribas, desarenador, sedimentador primario, homogeneización, reactor de lodos activados y filtro biológico, lograron porcentajes de remoción de DBO₅ de un 46,4% en el proceso aerobio.

En relación con las eficiencias de remoción de DQO alcanzadas tanto para el tratamiento A como para B fueron de 91,35% y 95,31%, respectivamente, se encontraron dentro del rango reportado para otros sistemas de tratamientos biológicos de lodos activados⁴⁹. Autores como Carrasquero *et al.*⁵⁰, lograron una remoción entre 90,92% y 93,78% de la DQO en su fase aeróbica trabajando con un efluente de un matadero de reses, usando un reactor por carga secuencial (SBR) de tres fases: la primera anaerobia de 1,5 horas, la segunda aeróbica de 10 horas y la última anóxica de 2,5 horas. Esta reducción en los reactores aerobios del parámetro nos proporciona la medida de DQO degradable del agua residual por medio de la diferencia de entrada y salida del proceso aerobio piloto⁵¹.

Se llevó a cabo un análisis de los datos recopilados durante la eliminación del DQO en dos los tratamientos biológicos de A y B. Los resultados, que se pueden apreciar en la tabla 6, indican que, según la prueba de normalidad de Kolmogórov-Smirnov, no se observan diferencias significativas en el porcentaje de remoción de DQO en los datos analizados ($p > 0,05$). En consecuencia, se puede afirmar que los datos siguen una distribución normal.

Tabla 6. Pruebas de normalidad

Pruebas de normalidad				
	Tratamientos	Kolmogórov-Smirnov		
		Estadístico	gl	Sig.
% Remoción	A	0,102	32	0,200
DQO	B	0,118	32	0,200

No obstante, en la prueba de Levene detallada en la tabla 7, se detecta la falta de homogeneidad entre las varianzas ($p < 0,05$), lo que resalta diferencias significativas en las varianzas de ambos tratamientos. Por consiguiente, se procede a llevar a cabo una prueba no paramétrica de U de Mann-Whitney.

Tabla 7. Prueba de homogeneidad de varianza

	Estadístico de Levene	gl ₁	gl ₂	Sig.
% Remoción DQO	4,285	1	62	0,043

Al analizar los resultados de la tabla 8 mediante la prueba U de Mann-Whitney, se identifican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos utilizados ($p < 0,05$).

Esto se refleja claramente en la figura 4, donde se aprecia que el tratamiento B presenta un mejor rendimiento en términos del porcentaje de remoción de DQO en el proceso biológico de lodos activados.

Tabla 8. Prueba de U de Mann-Whitney de muestras independientes para remoción de DQO

Resumen de prueba de hipótesis			
	Hipótesis nula	Prueba	Sig.
1	La distribución de % Remoción DQO es la misma entre las categorías de tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	0,00

Se muestran significaciones asintóticas. El nivel de significación es de 0,05.

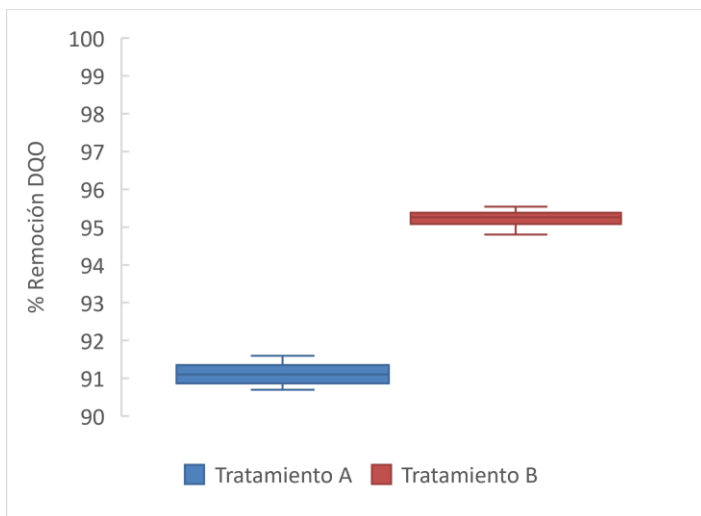


Fig. 4: Remoción de DQO en tratamientos biológicos de A y B.

Se observó un buen porcentaje en las eficiencias de remoción de fósforo total, tanto para el tratamiento A como para B fueron de 95,88% y 95,17% respectivamente, se encontraron valores mayores al rango reportado por Rahimi *et al.*⁴⁹, obteniendo una eficiencia que varía entre 76% al 90% para sistemas de tratamientos biológicos de reactores discontinuos. En cuanto con la cantidad de TKN de las aguas tratadas, el valor de remoción oscila entre 86,63% para A y 83,19% para B, dichos porcentajes se encuentran ligeramente dentro del rango reportado por Sombatsompop *et al.*⁴⁷, con un valor entre 86% a 93% para sistemas de reactores biológicos secuenciales para agua residual. Pero en los análisis reportados por Carrasquero *et al.*⁵², se logró una remoción inferior en fósforo total con 56% y cercana en NTK con 81% en su fase aeróbica trabajando con un efluente proveniente de un matadero de reses, usando un reactor por carga secuencial (SBR) con un tiempo de retención hidráulica de 12 horas en tres fases: anaerobia, aerobia y anóxica.

La remoción de la cantidad de sales de bicarbonato, cloruros, sulfatos, calcio, magnesio y sodio medidos por medio del análisis de dureza total obtuvieron un 20% para A y un 66,25% para B; mientras que, la reducción de iones inorgánicos en el tratamiento biológico de lodos activados en forma de cloruros presentó un 53,81% para A y 39,81% para B. Autores como Calderón *et al.*⁵³, lograron una remoción inferior de 15,30% en dureza total y 28,53% en cloruros con la aplicación de microorganismo eficaces EM® como inóculos microbianos en las aguas residuales domésticas en las lagunas de oxidación de Subtanjalla con un tiempo de residencia de un mes y medio. En tratamientos convencionales estos dos parámetros no muestran una reducción significativa en procesos aerobios, pero con el uso de los microorganismos eficientes en tratamientos biológicos a través de su digestión aceleran la degradación natural de los compuestos orgánicos y destruyen las impurezas de los microorganismo patógenos⁵⁴; condición similar sucede con la biomasa activa de los reactores de los tratamientos A y B, por lo que el lodo activado creado a partir de la misma agua residual del camal posee un comportamiento semejante a este tipo

de microorganismos y por ende presenta una agua tratada con valores inferiores de los que ingresó al reactor.

En las aguas residuales de mataderos y frigoríficos en general es posible conseguir buenos porcentajes de remoción de los parámetros del agua al aplicar un tratamiento aerobio debido a la composición de estas aguas. En el tratamiento A el porcentaje de remoción en ciertos análisis fue menor al tratamiento B debido a la implementación del proceso primario de coagulación-floculación.

La remoción total de carga alcanzada en ambos tratamientos presenta buenos porcentajes en la caracterización del agua tratada, el tratamiento A dispone de remociones promedio en su mayoría más elevadas como un 66,63% de turbidez; 93,43% de hierro total; 97,59% de fósforo total; 88,05% de NTK; 96,83% de DQO; 95,07% de DBO₅ y 98,67% de coliformes fecales. Por su parte, el tratamiento B dispone de remociones promedio levemente inferior como un 28,06% de turbidez; 96,30% de hierro total; 95,17% de fósforo total; 83,19% de NTK; 95,31% de DQO; 94,68% de DBO₅ y 97,48% de coliformes fecales.

Para que el agua residual del camal pueda ser descargada al sistema de alcantarillado público se debe comprobar el cumplimiento de los límites permisibles de las normativas del país, dado que esta no debe poner en peligro la salud y el bienestar de los seres vivos que la rodean, tal es el caso de las de normas de Ecuador, Nicaragua y Venezuela que establecen valores máximos para ciertos parámetros como son conductividad, pH, temperatura, TSS, ST, hierro total, fósforo total, nitrógeno total Kjeldahl, DQO y DBO₅. La ejecución de ambos tratamientos con sus respectivos tiempos de residencia hidráulica y operaciones demuestran que los procesos propuestos cumplen los límites establecidos por estas tres normativas, por lo tanto, el agua tratada por estos sistemas puede ser descargada al alcantarillado público.

Esquema del diseño de plantas

En la ejecución del diseño de la planta se registraron diversas variables vinculadas a las operaciones de los tratamientos, donde V es volumen en m³, Q es caudal en m³/d, S es DQO en mg/L y X son sólidos suspendidos volátiles en mg/L. En la figura 5 se registraron las diversas operaciones del primer tratamiento denominado A, que consistió en un tratamiento de coagulación-floculación seguido de un reactor de lodos activados. Mientras que, en la figura 6 se registraron las diversas operaciones del segundo tratamiento denominado B que consistió únicamente de un tratamiento secundario de un reactor de lodos activados.

Parámetros cinéticos

Para identificar los parámetros cinéticos del proceso biológico, es necesario conocer primero la velocidad específica de consumo de sustrato por cada uno de los tratamientos que se resuelve con la ecuación 1:

$$(A) q_s = \frac{(S_a - S_e)}{\theta_H X} = \frac{(2958,56 - 255,79) \text{ mg/L}}{(3,75 \text{ d})(1484 \text{ mg/L})} = 0,624 \frac{\text{mg DQO}}{\text{mg SSV} * \text{d}}$$

$$(B) q_s = \frac{(S_a - S_e)}{\theta_H X} = \frac{(8068,15 - 378,60) \text{ mg/L}}{(5 \text{ d})(1484 \text{ mg/L})} = 0,832 \frac{\text{mg DQO}}{\text{mg SSV} * \text{d}}$$

En la figura 7 se puede ver la representación gráfica de la función lineal de la ecuación 4 para el cálculo de las constantes cinéticas k y K_s obtenidas a partir del modelo cinético.

De acuerdo con los datos de la figura 6, se determinaron los valores de k= 0,624 mg DQO/mg SSV*d y K_s=0,044 mg DQO/L para el tratamiento A; y para el tratamiento B fueron k= 1,039 mg DQO/mg SSV*d y K_s=0,062 mg DQO/L.

Para el cálculo del coeficiente de respiración endógena se utilizó la ecuación 6 dando:

$$(A) k_d = \frac{\mu_{max} S_e}{k_s + S_e} - \frac{1}{\theta_H} = \frac{(0,624)(255,79)}{(0,044 + 255,79)} - \frac{1}{3,75} = 0,0357 \text{ d}^{-1}$$

$$(B) k_d = \frac{\mu_{max} S_e}{k_s + S_e} - \frac{1}{\theta_H} = \frac{(1,039)(378,6)}{(0,062 + 378,6)} - \frac{1}{5} = 0,0839 \text{ d}^{-1}$$

Para el cálculo de la producción de biomasa por consumo de sustrato se utilizó la ecuación 8 dando los siguientes valores:

$$(A) Y = \frac{X(1 + \theta_H k_d)}{(S_a - S_e)} = \frac{(1155)(1 + (3,75)(0,0357))}{(2958,56 - 255,79)} = 0,999 \frac{\text{mg SSV}}{\text{md DQO}}$$

$$(B) Y = \frac{X(1 + \theta_H k_d)}{(S_a - S_e)} = \frac{(1484)(1 + (5)(0,0839))}{(8068,15 - 378,6)} = 1,003 \frac{\text{mg SSV}}{\text{md DQO}}$$

La determinación de los índices volumétricos de los tratamientos se utilizó la ecuación 9:

$$(A) IVL = \frac{C_v}{C_s} \times 1000 = \frac{10,5 \text{ ml/L}}{311 \text{ mg/L}} * 1000 = 33,76 \text{ mg/L}$$

$$(B) IVL = \frac{C_v}{C_s} \times 1000 = \frac{24 \text{ ml/L}}{473 \text{ mg/L}} * 1000 = 50,74 \text{ mg/L}$$

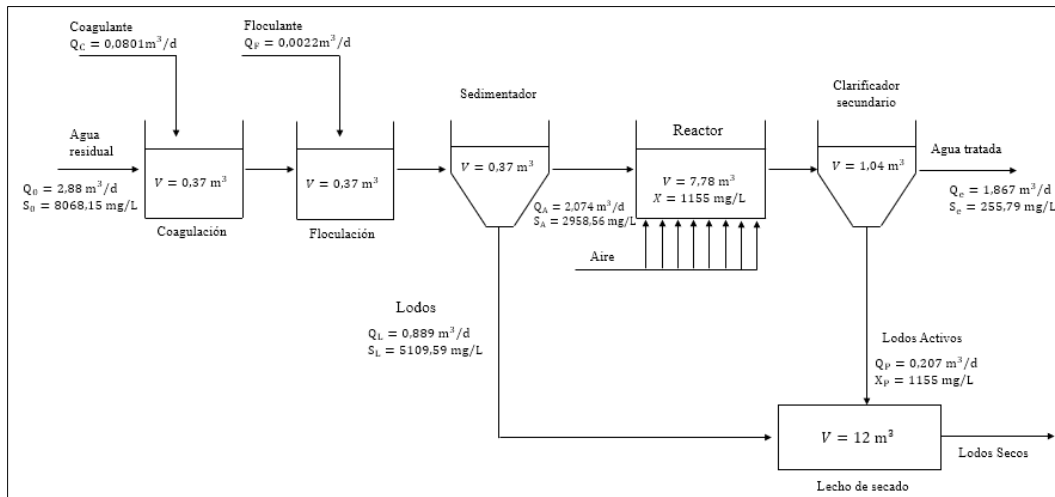


Fig. 5: Esquema de tratamiento A. Fuente propia

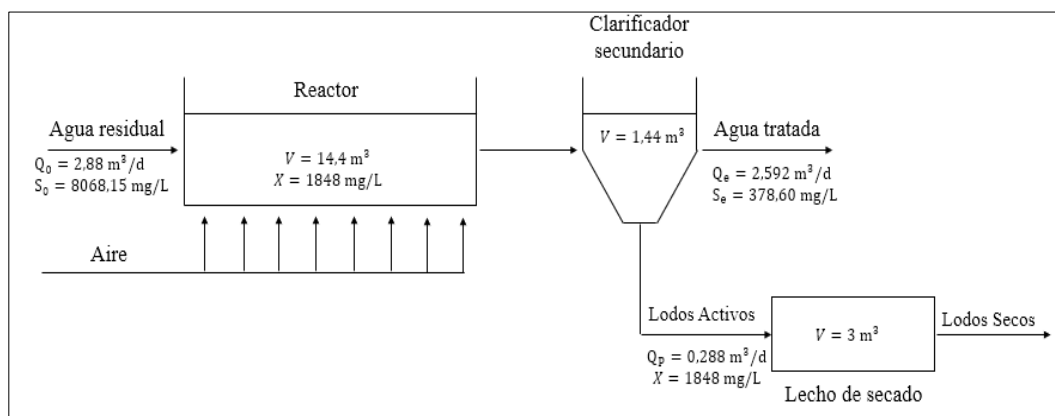


Fig. 6: Esquema de tratamiento B. Fuente propia.

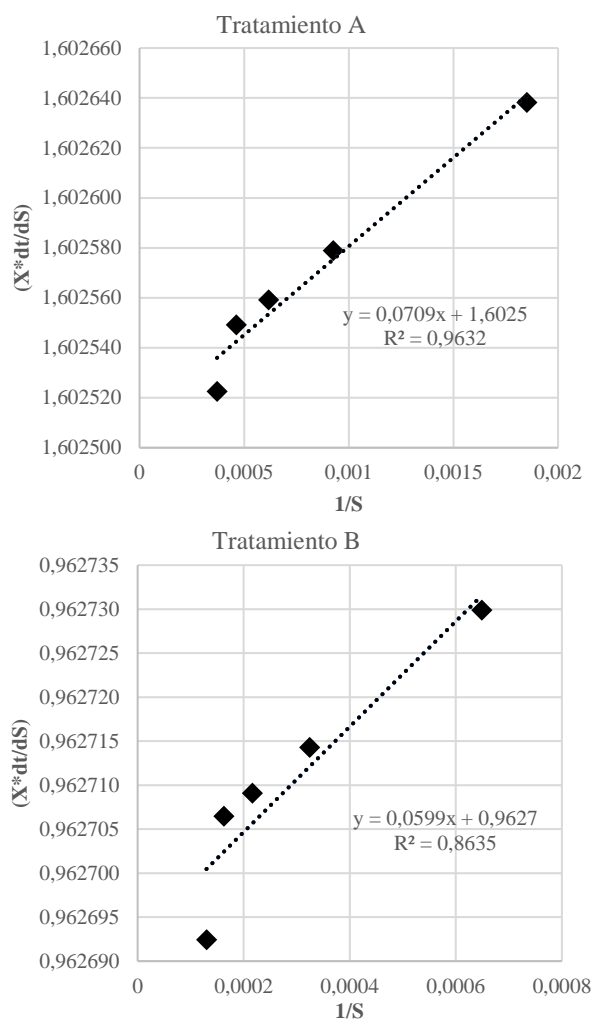


Fig. 7: Funciones lineales del modelo Michaelis-Menten de lodos activados para tratamiento en A y B.

Mientras que para la edad del lodo de los procesos biológicos se utilizó la ecuación 10:

$$(A) \text{ Edad del lodo} = \frac{C_s}{C_i} \times D = \frac{1500 \text{ mg/L}}{782,67 \text{ mg/L}} * 3,75 \text{ d} \\ = 7,187 \text{ días}$$

$$(B) \text{ Edad del lodo} = \frac{C_s}{C_i} \times D = \frac{2400 \text{ mg/L}}{1057 \text{ mg/L}} * 5 \text{ d} \\ = 11,353 \text{ días}$$

En la tabla 9 se muestran los parámetros de los coeficientes ci-

Tabla 9. Parámetros cinéticos.

Coefficientes cinéticos	Símbolo	Unidad	A	B
Índice de biodegradabilidad	IB	-	0,63	0,45
Tiempo de residencia hidráulica	Θ_H	d	3,75	5,00
Velocidad específica de consumo de sustrato	q_s	mg DQO/mg SSV.d	0,624	0,832
Tasa máxima de crecimiento	k	mg DQO/mg SSV.d	0,624	1,039
Constante de saturación del sustrato	K_s	mg DQO/L	0,044	0,062
Coefficiente de respiración endógena	k_d	d ⁻¹	0,357	0,839
Producción de biomasa por consumo de sustrato	Y	mg SSV/mg DQO	0,999	1,003
Índice volumétrico de lodos	IVL	mg/L	33,76	50,74
Edad de los lodos	-	d	7,187	11,353

néticos durante los dos tipos de tratamientos fueron obtenidos a partir de los modelos y ecuaciones propuestas.

Como se observó en A y B, los coeficientes cinéticos están en relación de una fuente de sustrato de materia orgánica como es el DQO y una biomasa en el reactor a partir de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) del agua residual del camal. De acuerdo con Carreño *et al.*⁵⁵, para diseñar los reactores de lodos activados deben establecerse parámetros cuantitativos medibles como los coeficientes cinéticos que reflejen efectivamente las características de las aguas residuales tratadas, las capacidades del reactor, los requerimientos y funcionamiento de las aguas residuales que se tratan.

Conforme a la relación entre el IVL y las características de sedimentación de los lodos activados propuesta por Grady *et al.*⁵⁶, para valores menores de 80 mg/L se clasifica como excelente, indicando una buena calidad y compactación de los lodos formados.

La influencia de la edad de los lodos en el tratamiento secundario radica en la eficiencia de los mismos. Rodríguez *et al.*²⁹, en su estudio evaluaron la variación de sustrato y biomasa respecto a diferentes edades de los lodos, con lodos de 10 días obtuvieron alta remoción de sustrato en comparación con el valor de remoción con lodos de 5 días, sin embargo, lodos de 15 días removieron una cantidad de sustrato cercana a la obtenida con lodos de 10 días, incluso destacó el aumento de biomasa. De acuerdo con Gil⁵⁷, lodos inferiores a 5 días crecen rápido, pero son constituidos por flóculos muy diminutos que decantan deficientemente, mientras que de mayor edad generan flóculos grandes con mayor sedimentabilidad, pero con menor crecimiento microbiano, elevada concentración de lodos con alta edad sin retirar provoca una condición de inanición, causante de la menor remoción de materia orgánica. La edad de lodos obtenida se encuentra en el rango adecuado, donde se busca mantener un equilibrio en el cual la cantidad de lodos diarios retirados sea proporcional al crecimiento bacteriano diario.

Viabilidad económica

La viabilidad económica del tratamiento A constó de gastos de de equipo, electricidad y capital de inversión, además de insumos químicos que se usaron en el proceso de coagulación-floculación, donde el costo del cloruro férrico fue de \$120,86/mes

Tabla 10. Capital total de inversión.

A. Costo directos	A	B
A.1. Equipo comprado	\$5.351,62	\$1.996,20
A.2 Instalación de equipo	\$2.515,26	\$938,21
A.3 Instrumentos y control (instalados)	\$963,29	\$359,32
A.4 Tuberías (instalados)	\$3.532,07	\$1.317,49
A.5 Eléctricos (instalados)	\$588,68	\$219,58
A.6 Edificios (incluye servicios)	\$963,29	\$359,32
A.7 Mejoras del terreno	\$535,16	\$199,62
A.8 Servicios auxiliares (instalados)	\$3.746,14	\$1.397,34
A.9 Terreno	\$321,10	\$119,77
Total directos (A)	\$18.516,62	\$6.906,85
B. Costo indirecto		
B.1 Ingeniería de supervisión	\$1.766,04	\$658,75
B.2 Gastos de construcción	\$2.194,17	\$818,44
B.3 Contratista	\$1.123,84	\$419,20
B.4 Contingentes	\$2.247,68	\$838,40
Total indirectos (B)	\$7.331,72	\$2.734,79
Capital fijo para la inversión (A+B)	\$25.848,34	\$9.641,64
C. Capital de trabajo	\$4.602,40	\$1.716,73
Inversión Total (A+B+C)	\$30.450,73	\$11.358,38

y del polímero catiónico es de \$4,09/mes. Mientras que, el tratamiento B costó únicamente de los gastos de equipo, fuentes de energía e inversión para su funcionamiento. Sin embargo, la biomasa activa necesaria en los reactores aerobios se realizó en función de los lodos climatizados formados a partir de la tratabilidad biológica a escala pre piloto de la misma agua residual del camal, lo que hizo viable y económico la formación de estos lodos activados.

La tabla 10 hace referencia al valor estimado de capital de inversión total de los tratamientos por medio del método de factores de Lang, modificados por Peters y Timmerhaus con un valor de \$30.450,73 para A y \$11,358,38 para B.

La cotización de equipos de la planta de tratamientos de aguas residuales para tratar un caudal de 2,88 m³/d que produce el matadero es de \$5.351,62 para A y \$1.996,20 para B que des-

cargara al sistema de alcantarillado público. Mientras que, Andrade *et al.* (2021)⁵⁸, estimó una planta de tratamiento de agua residuales de baja carga orgánica con un caudal de 1.479,6 m³/d para parroquias del cantón Riobamba con un valor de \$31.699,40 que descargara a un cuerpo de agua dulce teniendo en cuenta materiales de buena calidad para su construcción. La relación costo del equipo sobre caudal es de 21,42 en Riobamba mientras que en los métodos A y B para el matadero son 1858,20 y 693,13, respectivamente. Considerando la gran diferencia que existe entre ellas, hay que tener en cuenta que el de Riobamba está diseñado para trabajar en presencia de menores características fisicoquímicas alrededor de unas veinte veces inferior a diferencia de las altas concentraciones que se presentan en el camal.

La valoración que se obtuvo de la implementación de la planta del camal en Portoviejo es de seis a dieciséis veces menor a la estimación del autor propuesta con anterioridad, aunque la finalidad de descarga es distinta la estimación económica es viable al valorar un gasto sumamente inferior en el diseño de una planta de tratamiento de agua residual para este tipo con estas características fisicoquímicas del agua.

Se estima un precio promedio de los lodos activos como fertilizante o composta orgánica generados a partir de la planta de tratamiento residual con un valor de \$0,59 por cada kilogramo producido de biomasa (QuimiNet).

La tabla 11 muestra el flujo de caja representando los ingresos y egresos al cabo de cinco años, con un ingreso constante para A de \$32.072,40 y para B de \$18.351,36.

Como se detalla en la tabla 12, se tiene una tasa de interés del 15%, y con los cálculos obtenidos en el flujo de caja se obtuvo un valor actual neto de \$7.935,51 para A y \$1.604,94 para B; con una tasa interna de retorno de 25,55% y 20,82%, respectivamente, demostrando que se obtiene mejor viabilidad y rentabilidad económica para la implementación de una planta de tratamiento de agua residual en el camal de Portoviejo con la propuesta A.

Tabla 11. Flujo de caja.

		A				
Año	0	1	2	3	4	5
Ingresos	\$0,00	\$32.072,40	\$32.072,40	\$32.072,40	\$32.072,40	\$32.072,40
Egresos	\$30.450,73	\$20.621,19	\$20.621,19	\$20.621,19	\$20.621,19	\$20.621,19
Flujo de Caja	-\$30.450,73	\$11.451,21	\$11.451,21	\$11.451,21	\$11.451,21	\$11.451,21
		B				
Año	0	1	2	3	4	5
Ingresos	\$0,00	\$18.351,36	\$18.351,36	\$18.351,36	\$18.351,36	\$18.351,36
Egresos	\$11.358,38	\$14.484,20	\$14.484,20	\$14.484,20	\$14.484,20	\$14.484,20
Flujo de Caja	-\$11.358,38	\$3.867,16	\$3.867,16	\$3.867,16	\$3.867,16	\$3.867,16

Tabla 12. VAN y TIR.

	A	B
Tasa de interés	15%	15%
VAN	\$7.935,51	\$1.604,94
TIR	25,55%	20,82%

Conclusiones

El agua residual del camal de Portoviejo presenta una alta concentración y dispersión en su caracterización fisicoquímica, este comportamiento varía según a la cantidad de faenamiento diario que representan las altas variaciones de materia orgánica, inorgánica y metales.

Los tratamientos A y B aplicados al agua residual del camal obtuvieron buenos porcentajes en la eliminación de materia contaminante. El tratamiento A mostró mayor remoción de los parámetros fisicoquímicos a diferencia del B con un tiempo de retención hidráulica menor, sin embargo, en éste se utilizaron agentes químicos por el proceso de coagulación-floculación. La operación del tratamiento A tuvo una eficiencia de remoción de 96,83% de DQO, 95,07% de DBO₅ y 52,78% de TSS, mientras que el tratamiento B obtuvo una remoción de 95,31%, 94,68% y 29,17%, respectivamente.

Con base en los resultados después de los reactores aerobios se determina que es factible utilizar los lodos climatizados formados a partir de la tratabilidad biológica a escala pre piloto. Además, la viabilidad económica de la propuesta de la planta de tratamiento de agua residual del camal evidencia la rentabilidad que comprende, tanto el tratamiento A como B, no obstante, el tratamiento A es la opción con mejor beneficio teniendo como punto a favor mayor ingreso de capital obtenido a partir de la biomasa como fuente de composta orgánico.

La ejecución de ambos tratamientos con sus respectivas operaciones demuestra que los procesos propuestos con las condiciones establecidas cumplen los límites establecidos por las normativas de Ecuador: Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, Libro VI Anexos 1; Nicaragua: Decreto Ejecutivo N°. 21-2017 y Venezuela: Normas oficiales para la calidad del agua en Venezuela, por lo que el agua tratada por estos sistemas puede ser descargada al sistema de alcantarillado público.

Agradecimientos

Los autores expresan su agradecimiento a la Universidad Técnica de Manabí por permitir el uso de los instrumentos y equipos de la institución, en especial a la Ing. Alexandra Córdova PhD por ser una tutora responsable y estar pendiente en el desarrollo del trabajo. Al Lcdo. Oswaldo García por su constante guía en los análisis realizados en el laboratorio y al Camal Municipal de Portoviejo que permitió el acceso a sus instalaciones para la realización de este estudio.

Referencias

1. ML Quispe Pérez, LC Piñas Rivera, JR Del Valle Gonzáles, F Aguirre Chávez. Aplicaciones Tecnológicas de tratamiento de aguas residuales. México: Nosótrica Ediciones (2020).
2. GR Pajares Echevarria, W Quiroz Marquina, GI Galarreta Oliveros, B Álvarez Lujan. Diseño del proceso de tratamiento de

aguas residuales municipales para reducir la contaminación hídrica en el distrito de Samanco. **INGnosis**, **3(1)**, 84–100 (2017).

3. M Philipp, K Masmoudi Jabri, J Wellmann, H Akrouit, L Bous-selmi, S-U Geiße. Slaughterhouse Wastewater Treatment: A Review on Recycling and Reuse Possibilities. **Water**, **13(22)**, 3175 (2021).
4. H Falla-Cabrera. Reciclaje de residuos y desechos De las industrias cárnicas y lácteas en América Latina. Procanor, Quito Ecuador, 155 p. (2006).
5. D Muñoz Muñoz. Sistema de tratamiento de aguas residuales de matadero: para una población menor 2000 habitantes. **Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial: BSAA**, **3(1)**, 87–98 (2005).
6. G Da Ros. La contaminación de aguas en Ecuador: Una aproximación económica. Quito-Ecuador: ABYA-YALA (1995).
7. Agencia Ecuatoriana de Aseguramiento de la Calidad del Agro (AGROCALIDAD), Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuicultura y Pesca (MAGAP). Bienestar Animal Faenamiento de Animales de Producción (2018).
8. MA Musa, S Idrus. Physical and Biological Treatment Technologies of Slaughterhouse Wastewater: A Review. **Sustainability**, **13(9)**, 4656 (2021).
9. M Baquerizo, M Acuña, M Solis-Castro. Contaminación de los ríos: caso río Guayas y sus afluentes. **Manglar**, **16(1)**, 63–70 (2019).
10. D Borja, KS Llangarí, HB Moina. Cuantificación de efluentes de aguas residuales del Camal Frigorífico Riobamba. **Ciencia Digital**, **3(2)**, 783–794 (2019).
11. Z Rinqest, M Basitere, SKO Ntwampe, M Njoya. Poultry slaughterhouse wastewater treatment using a static granular bed reactor coupled with single stage nitrification-denitrification and ultrafiltration systems. **Journal of Water Process Engineering**, **29**, 100778 (2019).
12. F Orssatto, MHF Tavares, FM da Silva, E Eyng, L Fleck. Optimization of nitrogen and phosphorus removal from pig slaughterhouse and packing plant wastewater through electro-coagulation in a batch reactor. **Revista Ambiente & Água**, **13** (2018).
13. AE Abdouni, S Bouhout, I Merimi, B Hammouti, K Haboubi. Physicochemical characterization of wastewater from the Al-Hoceima slaughterhouse in Morocco. **Caspian Journal of Environmental Sciences**, **19(3)**, 423–429 (2021).
14. F Renault, B Sancey, J Charles, et al. Chitosan flocculation of cardboard-mill secondary biological wastewater. **Chemical Engineering Journal**, **155(3)**, 775–783 (2009).
15. Y Lorenzo-Acosta. Estado del arte de tratamiento de aguas por coagulación-floculación. **ICIDCA Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar**, **XL(2)**, 10–17 (2006).
16. G Moeller, AC Tomasini Ortiz. Microbiología de lodos activados: Memorias curso internacional de sistemas integrados de

- tratamiento de aguas residuales y su reúso para un medio ambiente sustentable. Bogotá (2004).
17. JP da Silva, MA Brand, PRC Soares, M de L Salamon, TM Rodrigues, G Güttler. Compaction as a sustainable alternative to dried sludge from poultry slaughterhouse wastewater for energy generation. **Ciencia Rural**, **51**, e20200320 (2021).
 18. Metcalf. Ingeniería Sanitaria: Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales. España: Labor S.A. (1985).
 19. A Noyola Robles, E Vega González, J Ramos Hernández, C Calderón Mólgora. Alternativas de tratamientos de aguas residuales. 3rd ed. México: IMTA (2000).
 20. F Osorio Robles, JC Torres Rojo, M Sánchez Bas. Tratamiento de aguas para la eliminación de microorganismos y agentes contaminantes: Aplicación de procesos industriales a la reutilización de aguas residuales. Madrid: Ediciones Díaz de Santos (2010).
 21. C Ramos Galarza. Diseño de Investigación experimental. **CienciAmérica**, **10(1)**, 1–7 (2021).
 22. INEN. Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 2176:2013. Agua. Calidad del Agua. Muestreo de técnicas de Muestreo. Primera Edición (2013).
 23. HACH COMPANY. Manual de Análisis de Agua. Segunda edición en español (2000).
 24. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Baird R, Bridgewater L. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23rd ed. Washington D.C: American Public Health Association (2017).
 25. F Abouelenien, YA Trabik, M Shukry, et al. A Pilot Model for the Treatment of Slaughterhouse Wastewater Using Zeolite or Psidium-Leaf Powder as a Natural Coagulant, Followed by Filtration with Rice Straw, in Comparison with an Inorganic Coagulant. **Processes**, **10(5)**, 887 (2022).
 26. Y Azabache, E Murrieta, P García Mora, M Ayala, G Caceres, M Garcia. Tratamiento del agua residual de un matadero: Eficiencia del proceso de coagulación - floculación. **Agroindustrial Science**, **10(1)**, 23–27 (2020).
 27. M Caravali, ML Lote, LC Echeverry. Evaluación de los Parámetros Físicoquímicos en un Reactor Discontinuo de Lodos Activados para el Tratamiento de Aguas con Metanol. **Ingeniería**, **22(1)**, 98–110 (2017).
 28. FN Kemmer, J McCallion. Manual del Agua. Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones. Mexico: McGraw-Hill/Interamericana de Mexico, S. A. de C. V. (1989).
 29. T Rodríguez Chaparro, EA Pérez Navarrete, E Vivas Mora. Determinación de las constantes cinéticas y estequiométricas en un biorreactor de lodos activados convencional a escala (laboratorio para las aguas residuales de un frigorífico). **Revista Ciencia e Ingeniería Neogranadina**, **13(1)**, 9–16 (2003).
 30. Metcalf. Wastewater engineering treatment and resource recovery. McGraw-Hill (2013).
 31. W Schmidell Netto, HM Soares, C Etchebehere, R Javier Menes, NC Bertola, E Martín Contreras. Tratamiento Biológico de águas Residuárias. 1st ed. Florianópolis: Tribo da Ilba (2007).
 32. RS Ramalho. Tratamiento de aguas residuales. Barcelona: REVERTÉ, S. A. (2021).
 33. A Orozco Jaramillo. Bioingeniería de aguas residuales: Teoría y diseño. 2nd ed. Bogotá, Colombia: Acodal (2014).
 34. C Medina-Valderrama, W Uriarte-Tirado, E Cardenas-Vásquez, S Orrego-Zapo. Tratamiento de aguas residuales de camales mediante tecnologías avanzadas de oxidación: proceso fenton. **Revista INGENIERÍA UC**, **27(2)**, 165–174 (2020).
 35. G Quille Calizaya, T Donaires Flores. Tratamiento de efluentes líquidos y sólidos de camal municipal Ilave. **Revista de Investigaciones Altoandinas - Journal of High Andean Research**, **15(1)**, 65-72 (2013).
 36. AM Perojo-Bellido de Luna, Y Aguilera-Corrales, A Villar-Aneiros, Y de la C Avilés-Aguilera. Caracterización de las aguas residuales generadas en la producción de conjugados monovalentes en el Instituto Finlay de Vacunas. **Vaccinomonitor**, **31(2)**, 60–67 (2022).
 37. RS Fonfría, Ribas JP. Ingeniería ambiental: contaminación y tratamientos. Barcelona, España: MARCOMBO, S. A. (1989).
 38. MR Lapeña. Tratamiento de aguas industriales: Aguas de proceso y residuales. Barcelona, España: MARCOMBO, S. A. (1990).
 39. JA Garnero. Evaluación del cloruro de hierro (III) como coagulante en el tratamiento de efluentes de la industria frigorífica. A. Congreso Internacional de la mejora continua y la innovación en las organizaciones (2005).
 40. I Ruiz, MC Veiga, P de Santiago, R Blázquez. Treatment of slaughterhouse wastewater in a UASB reactor and an anaerobic filter. **Bioresource Technology**, **60(3)**, 251–258 (1997).
 41. SL Pabón, JH Suárez Gélvez. Arranque y operación a escala real de un sistema de tratamiento de lodos activos para aguas residuales de matadero. **Ingeniería e Investigación**, **929(2)**, 53–58 (2009).
 42. SB Monge, AMT Silva, C Bengoa. Manual técnico sobre procesos de oxidación avanzada aplicados al tratamiento de aguas residuales industriales. España: PROGRAMA CYTED (2018).
 43. DH Ahn, WS Chang, TI Yoon. Dye stuff wastewater treatment using chemical oxidation, physical adsorption and fixed bed biofilm process. **Process Biochemistry**, **34(5)**, 429–439 (1999).
 44. MG Zerbato, E Carrera, MS Eliggi, et al. Cloruro Férrico para la coagulación optimizada y remoción de enteroparásitos en agua. **AUGM DOMUS**, **1**, 18–26 (2009).
 45. R de PV de Castro, VM de Mello, VMF Alexandre, MC Cammarota. Physico-chemical and enzymatic pre-treatment for wastewater from slaughterhouse. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, **24(5)**, 975–981 (2019).
 46. N Boughou, I Majdy, E Cherkaoui, M Khamar, A Nounah. Effect of pH and time on the treatment by coagulation from

- slaughterhouse of the city of Rabat. *MATEC Web of Conferences*, 149, p. 02091 (2018).
47. K Sombatsompop, A Songpim, S Reabroid, P Inkong-ngam. A comparative study of sequencing batch reactor and movingbed sequencing batch reactor for piggery wastewater treatment. *Maejo International Journal of Science and Technology*, **5(02)**, 191–203 (2011).
48. B Oktafani, L Siami, R Hadisoebroto, T Tazkiaturrizki, R Ratnaningsih. The effect of aeration time on chicken slaughterhouse water treatment using GAS-SBR. *Journal of Physics: Conference Series*, **1402(3)**, 033011 (2019).
49. Y Rahimi, A Torabian, N Mehrdadi, B Shahmoradi. Simultaneous nitrification–denitrification and phosphorus removal in a fixed bed sequencing batch reactor (FBSBR). *Journal of Hazardous Materials*, **185(2)**, 852–857 (2011).
50. SJ Carrasquero Ferrer, DC Marquina Gelvez, JG Soto López, S Vilorio Rincón, MC Pire Sierra, AR Díaz Montiel. Remoción de nutrientes en aguas residuales de un matadero de reses usando un reactor biológico secuencial. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, **25(2)**, 43–60 (2015).
51. E Ronzano, JL Dapena. Tratamiento biológico de las aguas residuales. Ediciones Díaz de Santos (2015).
52. S Carrasquero, E Matos, F Saras, M Pire, G Colina, A Díaz. Evaluación de la eficiencia de un reactor por carga secuencial tratando aguas residuales provenientes de un matadero de reses. *Revista de la Facultad de Ingeniería Universidad Central de Venezuela*, **29(3)**, 7–16 (2014).
53. DF Calderón Huamaní, PP Huaranca Contreras, JJ Díaz Rodríguez. Tratamiento Aguas Residuales Mediante Tecnología de Microorganismos Eficientes – Substanzjalla, Ica - Perú. *ÑAWPARISUN - Revista de Investigación Científica*, **1(3)**, 13–18 (2019).
54. K Rodríguez-Jorge, R Aguila-Michelena, J de la C Bello-Céspedes, L Ortega-Viera, G Michelena-Álvarez. Tratamiento biológico con microorganismos eficientes, para reducir la carga contaminante en aguas residuales de la industria azucarera y los derivados. *ICIDCA Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, **57(2)**, 83–96 (2023).
55. UF Carreño Sayago, JJ Perez, D Cote Montañez, AL Agatón. Modelación de un sistema de lodos activados en el sector de las curtiembres de San Benito Bogotá. *Producción + Limpia*, **11(2)**, 9–21 (2016).
56. L Grady, G Daigger, H Lim. *Biological Wastewater Treatment*. 2nd ed. New York: Marcel Dekker, Inc., (1999).
57. M Gil Rodríguez. Modelo dinámico del proceso secundario de depuración de aguas residuales urbanas. *Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería*, **14(4)**, 525–538 (1998).
58. ML Andrade Avalos, DF Borja Mayorga, MJ García Veloz. Diseño y cotización de una planta de tratamiento de aguas residuales para parroquias rurales del Cantón Riobamba - Provincia de Chimborazo-Ecuador. *Conciencia Digital*, **4(2)**, 198–214 (2021).