

DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Artículos

Tratamiento primario y ozonización de aguas residuales modelo de la producción de cápsulas blandas

Primary treatment and ozonation of model wastewater from the production of soft capsules

Eliet Veliz¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3253-4632>

Mayra Bataller², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7619-7880>

Niubis Ortega³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2770-2830>

Dayana Gil⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1561-6495>

¹Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Playa, La Habana, Cuba,
eliet.veliz@cnic.cu

²Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Playa, La Habana, Cuba,
mayra.bataller@cnic.cu

³Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Playa, La Habana, Cuba,
niubis.ortega@cnic.cu

⁴Centro de Inmunología Molecular, Playa, La Habana, Cuba,
dayana.gil8510@gmail.com



Autor para correspondencia: Eliet Veliz, eliet.veliz@cnic.cu

Resumen

El Centro Nacional de Investigaciones Científicas de Cuba desarrolló un medicamento a partir del extracto lipídico de frutos de la palma real cubana (*Roystonea regia*) destinado al tratamiento de la hiperplasia prostática benigna. El producto es un líquido oleoso que será encapsulado en cápsulas blandas de gelatina. En Cuba no existía instalación industrial para producir cápsulas blandas, por lo que se construyó una planta con este propósito, siendo necesario el estudio previo de aguas residuales modelo. Se evaluó un esquema de tratamiento a escala de laboratorio de tres etapas: trampa de grasas, sedimentación primaria y ozonización. En las dos primeras etapas se estudiaron tiempos de retención hidráulica de 15, 30 y 45 minutos, obteniéndose la mejor condición para 30 minutos. El proceso de ozonización se estudió con un diseño experimental 2^3 , con dos concentraciones de ozono en el gas (40 y 60 mgO₃/l), dos flujos de gas (10 y 20 l/h), y dos valores de pH (3 y 7); el tiempo de ozonización fue de 30 min. Se aplicaron dosis de ozono de 330, 500 y 660 mg O₃/l de agua tratada. El análisis estadístico mostró que los mejores resultados se obtuvieron con concentración de ozono: 60 mg O₃/l; flujo de gas: 10 l/h, y pH: 3. La combinación de las etapas de tratamiento permitió

alcanzar una eficiencia total de reducción de DQO (51.6 %), DBO₅ (64.7 %), ST (21 %), S_{Sed} (100 %), grasas y aceites (79.3%), detergentes (91.6%), nitrógeno (30.1%), fósforo (93.1%), turbidez (85.8%) y color (90.1%), garantizando cumplir con la norma cubana NC 27:2012.

Palabras clave: trampa de grasa, sedimentación, ozonización, cápsulas blandas, tratamiento de aguas residuales.

Abstract

The lipid extract of fruits of the royal palm Cubana (*Roystonea regia*), developed at the National Center for Scientific Research (CNIC), will be used in the treatment of benign prostatic hyperplasia (BPH). The product is a liquid oil to be encapsulated in soft gelatin capsules. In Cuba, there was no industrial plant for soft capsule production; a plant was built for this purpose, which was necessary for the previous study of the wastewater model. A treatment scheme to laboratory scale of three stages: Trap of fat, primary sedimentation, and ozonation was evaluated. In the first two stages, hydraulic retention times of 15, 30, and 45 minutes were studied, obtaining the best condition for 30 minutes. The ozonation process was carried out with an experimental design 2³, with two ozone concentrations in the gas (40 and 60 mg O₃/l), two gas flows (10 and 20 l/h), and two pH values (3 and 7); the ozonation time was 30 min. Ozone doses of 330, 500, and 660 mg O₃/l were applied. Statistical analysis showed that the best results were

obtained with ozone concentration: 60 mg O₃/l; gas flow: 10 l/h, and pH: 3. The combination of the treatment stages allowed achieve a total efficiency of reduction of COD (51.6 %), BOD₅ (64.7 %), ST (21 %), SSed (100 %), fats and oils (79.3 %), detergents (91.6 %), nitrogen (30.1 %), phosphorus (93.1 %), turbidity (85.8 %) and color (90.1 %), guaranteeing compliance with the Cuban NC standard 27: 2012.

Keywords: The trap of fat, sedimentation, ozonation, soft capsules, wastewaters treatment.

Recibido: 05/03/2021

Aceptado: 15/08/2021

Introducción

En el Centro Nacional de Investigaciones Científicas (CNIC) se desarrolló un medicamento obtenido a partir de extractos lipídicos de frutos de la palma real cubana (*Roystonea regia*), indicado para el tratamiento de la hiperplasia prostática benigna (HPB). Este producto contiene como



ingrediente activo ácidos grasos (oleico, láurico, palmítico y mirístico), comunes en la dieta y componentes de cualquier aceite vegetal.

Este producto es un líquido oleoso, por lo que su forma farmacéutica más idónea es la cápsula blanda de gelatina (CBG), donde los ingredientes farmacéuticos activos (IFA) se recubren por una película delgada conformada por gelatina (35-45 %), agua (~40 %) y plastificante (glicerol, sorbitol 15-25 %). Además, se pueden añadir colorantes (óxido de hierro rojo ci77491, óxido de hierro negro ci77499), conservantes, opacificantes y saborizantes. La gelatina es una proteína de origen animal que se obtiene principalmente de huesos bovinos y de la piel del cerdo, siendo este tipo de gelatina clara y plástica (Brian & Fridrun, 2004; Carolina, 2010). Las CBG poseen carácter hidrosoluble, alta velocidad de desintegración y resistencia a la oxidación (Fridrun, 2004).

En Cuba se decide construir una planta industrial de producción de CBG; sin embargo, al no existir una instalación industrial de este tipo, se desconoce la composición física, química y microbiológica de los residuales líquidos que se generan en el proceso, así como los tratamientos empleados para reducir o eliminar los niveles de contaminación. A partir de la literatura consultada se conocen los métodos de producción de CBG y procesos de limpieza (Brian & Fridrun, 2004; Carolina, 2010; DICT-CNIC, 2015), pero no brindan información sobre la composición de los residuales generados ni de los sistemas de

tratamiento empleados, por lo que el estudio de estos residuales y su tratamiento son esenciales y novedosos.

Se ha demostrado que varios compuestos farmacéuticos no son eliminados completamente en los tratamientos, los cuales se han encontrado en los efluentes de las plantas de tratamiento convencionales (Ternes *et al.*, 2002; Miao, Bishay, Chen, & Metcalfe, 2004; Stackelberg *et al.*, 2004; Hernando, Mezcua, Fernández-Alba, & Barceló, 2006; Manaia, Novo, Coelho, & Nunes, 2008; Deblonde, Cossu-Leguille, & Hartemann, 2011; Rivera-Utrilla, Sánchez-Polo, Ferro-García, Prados-Joya, & Ocampo-Pérez, 2013; Baresel *et al.*, 2015; Rodríguez-Narvaez, Peralta-Hernandez, Goonetilleke, & Bandalac, 2017), así como en las aguas superficiales, subterráneas y de consumo en varios países (Kolpin *et al.*, 2002; Boyd, Reemtsma, Grimm, & Mitra, 2003; Wiegel *et al.*, 2004; Dougherty, Swarzenski, Dinicola, & Reinhard, 2010; Stuart, Lapworth, Crane, & Hart, 2012; Leung *et al.*, 2013; Blair, Crago, Hedman, & Klaper, 2013; Chang, 2015; Sorensen *et al.*, 2015; Ebele, Abdallah, & Harrad, 2017; Gogoi *et al.*, 2018).

Algunos de los efectos adversos de la contaminación de residuales farmacéuticos incluyen la toxicidad acuática, desarrollo de resistencia en las bacterias patógenas, genotoxicidad, y aparición de compuestos considerados disruptores endocrinos que afectan la salud humana (Leung *et al.*, 2013; Vasquez, Lambrianides, Schneider, Kümmerer, & Fatta-Kassinos, 2014; O'Neill, 2016; Rubio, Delgado, & Amaya, 2017; Hogerzeil *et al.*, 2018).

Debido a que los procesos de tratamiento convencionales, sobre todo los biológicos, en ocasiones no representan una barrera segura frente a varios de los fármacos recalcitrantes o productos tóxicos industriales, es necesario introducir tecnologías avanzadas de tratamiento que puedan ser consideradas como tratamientos terciarios o de seguridad. Varias tecnologías se han evaluado con este propósito con buenos resultados; en la Tabla 1 se presenta un resumen de varios autores con los tipos de tratamiento que se emplean, contaminantes y principales resultados.

Tabla 1. Ejemplos de tecnologías evaluadas para reducir contaminantes tóxicos y recalcitrantes.

Tipo de agua	Contaminantes	Tratamiento	Resultados	Autor
Aguas residuales municipales	Farmacéuticos y disruptores endocrinos	Ozonización	Dosis O_3 : 2-5 $mg\ l^{-1}$. Eficiencias 90-99 %	Huber <i>et al.</i> (2005)
Superficiales y subterráneas	Pesticidas: carbamatos, compuestos clorofenoxi, organoclorados organofosfatos	Ozonización Ozono/ H_2O_2 Ozono/UV	• Aldicarb ($9.5\ mg\ l^{-1}$) - Dosis O_3: 1 $mg\ l^{-1}$, pH: 8.3. Ef: 100 % • Carbofuranos O_3/UV: DQO > 85 %. • Dicamba $6.4\ \mu g\ l^{-1}$: 3 $mg\ O_3$/7 $mg\ H_2O_2$ 100 % de eliminación	Ikehata & Gamal-El-Din (2005)

			• Dicofol $6.4 \mu\text{g l}^{-1}$: $1.5 \text{ mg O}_3/0.75 \text{ mg H}_2\text{O}_2$, pH: 9.4; 100 % de eliminación	
Superficiales y de consumo Aguas residuales municipales	Compuestos farmacéuticos: antipiréticos, analgésicos, antibióticos, antidepresivos, anticonvulsivos, anticonceptivos, citostáticos	Ozonización Ozono/ H_2O_2 Ozono/UV H_2O_2 /UV TiO_2 /UV	<u>Eficiencias 100 % de eliminación:</u> • Cefazolin y cephalosporin: H_2O_2/UV: $26 \text{ mg/l}/2.8 \times 10^{-6} \text{ Einst s}^{-1}$ • Azitromicina: dosis O_3: $3,5 \text{ mg l}^{-1}$ • Lincomicina (50 mg l^{-1}): TiO_2/UV: $1 \text{ g l}^{-1}/8.5 \text{ mW.m}^{-2}$, pH: 6.2 h • Ofloxacina ($560 \mu\text{g l}^{-1}$): dosis O_3: 14 mg l^{-1}, pH: 7.4 H_2O_2/UV: $5-10 \text{ mM}/2.5 \times 10^{-6} \text{ Einst s}^{-1}$ • Sulfadiazina $2 \mu\text{g l}^{-1}$, O_3: 2 mg l^{-1}, pH: 7 • Carbadox y trimetoprima:	Ikehata, Jodeiri y Gamal-El-Din (2006)

			Dosis O_3: 0.3 mg l^{-1}, pH: 7.5. • Carbamazepina (118 mg l^{-1}): Dosis O_3: 1 mg l^{-1}, pH: 5.5. • Ibuprofeno ($2 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$): $5 \text{ mg } O_3 \text{ l}^{-1}$ y $1.8 \text{ mg } H_2O_2 \text{ l}^{-1}$ • Propanolol y estrone: dosis O_3: 5 mg l^{-1}, pH: 7	
Efluentes de plantas de tratamiento aguas residuales	Ecotoxicidad acuática Estrógenos y 17β-hydroxyandrogeno	Planta piloto ozonización. ($30\text{-}36 \text{ m}^3/\text{h}$)	Dosis O_3: $0.6\text{-}1.1 \text{ g } O_3/\text{g DQO}$ Disminución de estrógeno-inmunorreactividad en 97.7 % y andrógeno-inmunorreactividad en 56.3 %. Reducción de hormonas esteroideas	Altmann <i>et al.</i> (2012)
Efluentes de tratamiento aguas residuales	Fármacos (47) y drogas (11)	Planta piloto ozonización y ultrasonido. ($50 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$)	Dosis ozono: $7\text{-}12 \text{ mg/l}$ Alta eficiencia en la mayoría de fármacos investigados Poca eficiencia con ultrasonido	Abellán-Soler (2013)

Disoluciones acuosas Aguas de consumo Efluentes de plantas de tratamiento	Benzotriazole, N, N-diethyl-m-toluamide, chlorophene, 3-Methylindole, nortriptyline	UV, UV-H ₂ O ₂ UV-Fe ²⁺ -H ₂ O ₂ UV-TiO ₂ UV-S ₂ O ₈ ²⁻ Foto-Fenton Fenton-Like Foto-Fent-Like Ozono/H ₂ O ₂	UV-S ₂ O ₈ ²⁻ > UV-TiO ₂ > UV-H ₂ O ₂ > UV Foto-Fenton > Foto-Fenton-Like > Fenton > Fenton-Like Mejores resultados en aguas reales: UV-TiO ₂ , Ozono/H ₂ O ₂ , Foto-Fenton.	Benitez, Acero, Real, Roldán y Rodríguez (2013)
Aguas residuales industriales y urbanas	Mat. Orgánica Metal. Pesados Ác. Orgánicos Aniones inorg.	Ozono (O ₃). O ₃ -Solar. O ₃ -Fotocatalítica. (O ₃ -Sol-Cat).	O ₃ -Solar-Cat > O ₃ -Solar > O ₃	Chávez <i>et al.</i> (2019)
Disoluciones acuosas	Sulfamethoxazol, Carbamazepina, Ibuprofeno	Membranas Nanofiltración	Eficiencias de retención: 98-100%	Nghiem, Schafer y Elimelech, (2005)
Agua ultrapura Efluentes municipales	Contaminantes farmacéuticos y pesticidas	Ultrafiltración (UF) Nanofiltración (NF)	NF: retención 70 % de la mayoría de los contaminantes evaluados UF: retención inferior al 50 %	Acero, Benítez, Teva y Leal (2010)

Efluentes secundarios municipales.	Contaminantes Farmacéuticos y pesticidas.	Carb.activ.(PAC) Carb.activ. granul. (GAC) Ultrafiltr. (UF). Coagulación	Mejores resultados: - PAC + UF - UF + GAC Coagulación: Baja eficiencia	Acero, Benítez, Real y Teva (2012)
Efluentes secundarios municipales	Contaminantes farmacéuticos y uso personal (Total: 31).	Filt.aren.(FA) O ₃ /H ₂ O ₂ . Carb. Activ. Biológ. (BAC)	Efic. Promedio (28 contaminantes) FA: 25% O ₃ /H ₂ O ₂ : 85% BAC: 90%	Gerrity <i>et al.</i> (2011)
Disoluciones acuosas	Cefalexina	Carbón activado granular y ozonización	GAC: 3 g/L Dosis O ₃ : 15-20 mgL ⁻¹ , pH:7-8 100% eliminación Cefalexina. 60% reducción DQO.	Akhtar, Imran, Zahoor y Amin (2016)
Efluentes secundarios municipales	Contaminantes Farmacéuticos y de uso personal	Filtración arena FA. Carbón activado granular GAC	Eficiencias: FA: Baja retención GAC: > 90 % de eliminación contaminantes 35-65 % de reducción de DQO	Reungoat, Escher, Macova y Keller (2011)

Entre las tecnologías de tratamiento, la ozonización y los procesos de oxidación avanzada (POAs) brindan buenos resultados para la eliminación o reducción de contaminantes farmacéuticos en la potabilización de agua y en el tratamiento de aguas residuales (Fernández *et al.*, 2020). Estos procesos son eficientes para aguas residuales municipales e industriales que contienen contaminantes orgánicos biorrefractarios y/o tóxicos como pesticidas, taninos, compuestos fenólicos (Alvares, Diaper, & Parsons, 2001; Ikehata & Gamal-El-Din, 2005; Ramírez, Espinosa, Fernández, Véliz, & Ramos, 2016; Cabrera *et al.*, 2016), detergentes (Ikehata & Gamal-El-Din, 2004), y otros químicos industriales (Chávez *et al.*, 2019), logrando en muchos casos la reducción de altas cargas orgánicas, y la mineralización parcial o completa de los contaminantes. Además, la ozonización es empleada para la reducción o eliminación de microorganismos patógenos (Veliz, Bataller, Fernández, & Fernández, 2012; Nasser, 2017).

Debido al poder oxidante del ozono, se ha empleado como reactivo químico para la oxidación de sustancias orgánicas (Alvares *et al.*, 2001; Beltrán, 2004) y mezclas de compuestos orgánicos para aumentar su biodegradabilidad (Paul & Debellefontaine, 2007), así como para obtener compuestos oxigenados como aldehídos, ácidos de cadena corta y alcoholes. El ozono es capaz de reaccionar con la mayoría de los elementos y llevar los óxidos inferiores a su estado superior de

oxidación (Ikehata & Gamal-El-Din, 2008). De igual forma es muy efectivo en la reducción o eliminación del color y olor. También aporta para mejorar la eficiencia de varias etapas de tratamientos de aguas y lodos residuales (Paul & Debellefontaine, 2007).

La combinación de procesos de tratamientos y la ozonización se ha evaluado con buenos resultados en aguas residuales de la industria farmacéutica (Abellán-Soler, 2013; Marcelino, Leao, Lago, & Amorim, 2017; Rodríguez-Narvaez *et al.*, 2017; Kıdak & Doğan, 2017) y de lavanderías industriales (Seo, Moon, & Lim, 2001), con altos contenidos de productos de limpieza y residuos de la producción, así como en aguas residuales domésticas para su reutilización (Bataller, Veliz, Fernández, Fernández, & Espinosa, 2014; Veliz, Fernández, Llanes, & Bataller, 2016).

Teniendo en cuenta lo antes expuesto, el presente trabajo tiene como objetivos caracterizar las aguas residuales modelo generadas en la producción de cápsulas blandas a escala de laboratorio, y establecer los parámetros de operación de un esquema de tratamiento que combine los procesos de retención de grasas, sedimentación primaria y ozonización, que garantice el cumplimiento de la norma cubana de vertimiento NC 27:2012. A partir de los resultados obtenidos se planteará una alternativa para el tratamiento de estas aguas residuales a mayores escalas.

Materiales y métodos

Para la obtención de las aguas residuales modelos se emplearon tres reactores de acero inoxidable de 500 ml. Un reactor contiene el principio farmacéutico activo (IFA)–Palmex; en otro se prepara la mezcla de gelatina y colorante, y en el último se almacena la gelatina preparada.

En los tres reactores se realizó el proceso de llenado y vaciado con los productos, quedando las paredes de los mismos impregnadas con restos de aceites del IFA, gelatina y colorantes. Posteriormente, estos reactores fueron lavados e higienizados siguiendo los procedimientos de limpiezas y productos químicos establecidos en plantas de producción de medicamentos oleosos (planta de producción Oleozón® del CNIC), similares a los que se producirán en la Planta de CBG. Los productos de limpieza empleados y su dosificación se presentan en la Tabla 2. El agua residual final se obtuvo a partir del mezclado de las aguas procedentes del lavado de los tres reactores en un tanque plástico de 30 l, y posteriormente se procedió a la caracterización física y química del agua.

Tabla 2. Productos empleados en la limpieza de los reactores.

Producto	Dosificación
Agua potable caliente (60-80 °C)	2 l de agua/l reactor
Detergente industrial	30-60 g/l
Desengrasante industrial	150 ml/l
Desincrustante industrial	5-10 %
Desinfectante industrial	70 %
Agua potable enjuague (~ 25 °C)	10 l agua/l reactor

Los procesos de tratamiento por trampa de grasa, sedimentación primaria y ozonización de los residuales modelos de la producción de cápsulas blandas se realizaron en una instalación experimental a escala de laboratorio (Figura 1).

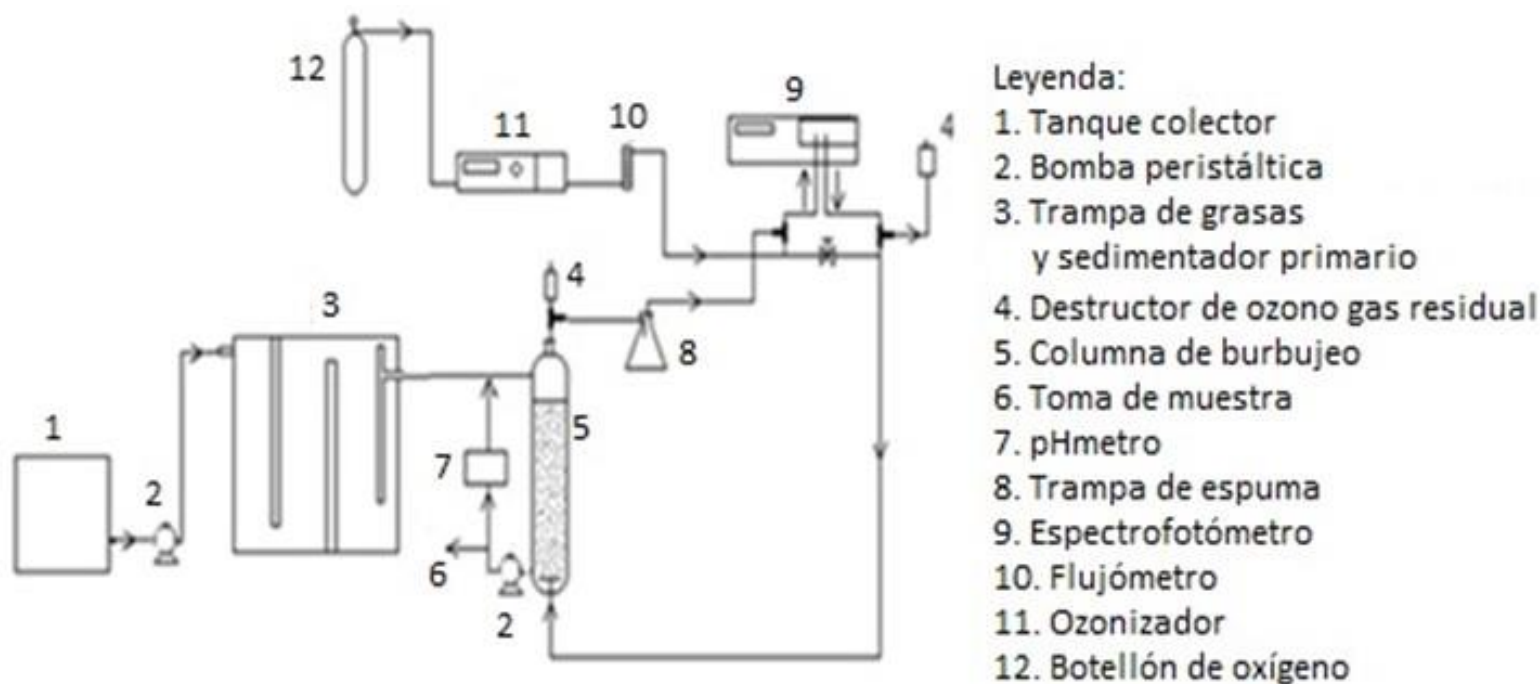


Figura 1. Esquema de la instalación experimental.

La Figura 2 muestra el esquema y la fotografía del tanque de tabiques intermedios de laboratorio. Este tanque agrupa los procesos de trampa de grasa y sedimentación primaria, y sus zonas de tratamiento:

- Zona I: retención de grasas y aceites. Flujo descendente.
- Zona II: retención de sólidos sedimentables. Flujo ascendente.
- Zona III: retención de sólidos sedimentables. Flujo descendente en el compartimento y ascendente por el tubo de salida.

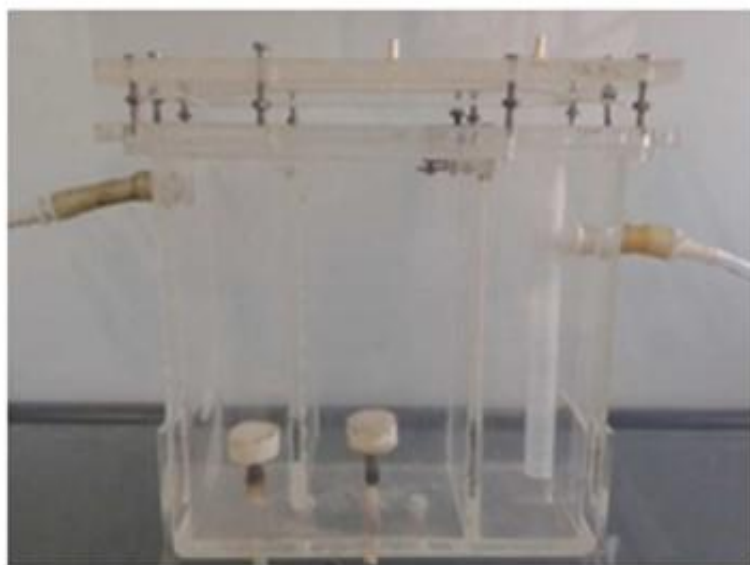
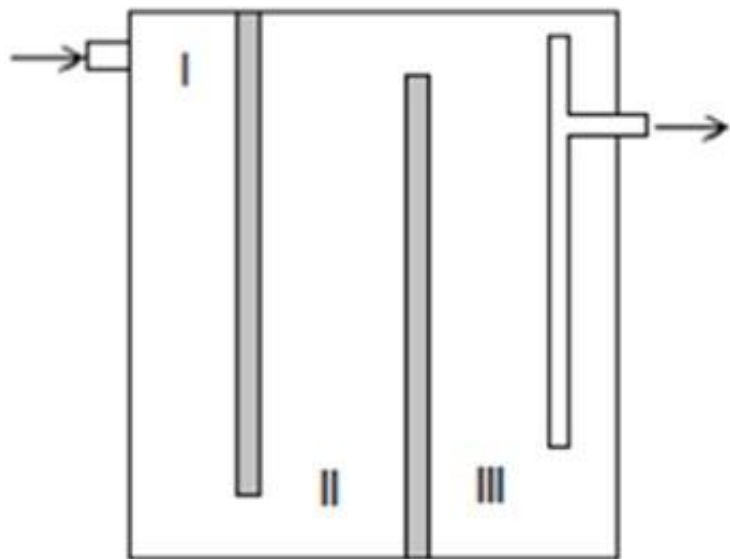


Figura 2. Esquema y foto del tanque de tabiques para trampa de grasas y sedimentación primaria: zonas I, II y III.

Las aguas residuales modelo fueron bombeadas hacia el tanque de tabiques con una bomba peristáltica Masterflex (modelo 7553-75, USA), con flujos que permitieron la evaluación de tres tiempos de retención hidráulica (TRH): 15, 30 y 45 min. Teniendo en cuenta el volumen efectivo del tanque de tabiques (Tabla 3) y los TRH seleccionados, se calcularon los flujos de agua a emplear en el estudio: 0.167; 0.083 y 0.055 l/min, respectivamente. Para la evaluación de la trampa de grasa y el sedimentador primario se seleccionaron como variables de respuesta los indicadores: grasas y aceites, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, detergentes (sustancias

activas al azul de metileno: SAAM), sólidos sedimentables totales, turbidez y color.

Tabla 3. Dimensiones del tanque de tabiques.

Compartimiento	Zona	Área transversal (cm)	Altura de líquido (cm)	Volumen de líquido (l)
1	I	8 x 5	18	0.72
2	II	8 x 8	18	1.22
3	III	8 x 5	14	0.56
Volumen efectivo total				2.50

Para evaluar la capacidad de sedimentación natural de los sólidos contenidos en el residual y establecer los THR se realizaron pruebas de sedimentación en conos de Imhoff. Se evaluó la eficiencia de la sedimentación en cuanto al volumen de partículas sedimentadas y turbidez en las aguas residuales.

Los efluentes del tanque de tabiques se colectaron y se sometieron a un proceso de ozonización. Se utilizó una columna de burbujeo de vidrio con un volumen útil de 600 ml ($d = 4$ cm y $h = 48$ cm) en operación semicontinua. Dispone en su parte inferior de un

dispersor de gas poroso de boro silicato (porosidad 0) y una salida de gas en su parte superior.

La mezcla oxígeno-ozono se obtuvo de un equipo generador de ozono (AQOZO-LAB, Cuba), alimentado con oxígeno comprimido, con una capacidad máxima de generación de ozono de 5 g/h. El gas ozono residual que no reacciona es destruido a la salida de la columna en un aditamento que contiene un catalizador con óxido de níquel producido en el CNIC. El flujo de gas se midió con un flujómetro modelo Gilmont. Los valores de concentración de ozono en el gas a la entrada y salida de la columna se determinaron a 256 nm en un espectrofotómetro Ultrospec III, Pharmacia, UK, con una cubeta de flujo de gas de material cuarzo y paso óptico de 1 mm, en condiciones normales o estándares de presión y temperatura. La determinación espectrofotométrica se basa en la Ley de Lambert-Beer, con el mismo principio de funcionamiento de los equipos analizadores de gas ozono comerciales. Este método ha sido aceptado por el Comité Europeo de Normalización (norma ISO 13964, 1998).

El control de pH del residual a tratar se realizó con un pHmetro Orión, modelo 720. La medición del pH se realizó en una línea de recirculación en la columna de ozonización durante los experimentos. Al residual líquido a tratar con ozono se le ajustó el pH al inicio de la experimentación y se mantuvo el pH controlado por adición de HCl 1N o NaOH al 5 %.

En la Figura 3 se presenta, de izquierda a derecha: bomba peristáltica, electrodo de pH, columna de ozonización, trampa de espuma, pHmetro y equipo ozonizador.



Figura 3. Sistema de ozonización.

En el estudio de la etapa de ozonización se realizaron pruebas preliminares con tiempos de tratamiento de 1 y 2 h. Luego se evaluó el

proceso con un diseño experimental 2^3 (Tabla 4), con tiempos de ozonización en todos los experimentos de 30 min. Se seleccionaron como variables respuesta: DQO, detergentes (SAAM), turbidez y color.

Tabla 4. Diseño experimental aplicado al estudio de ozonización.

Factores	Niveles	
Concentración de ozono en el gas (mg/l)	40	60
Flujo de gas (l/h)	10	20
pH	3	7

Para evaluar todo el esquema de tratamiento funcionando en conjunto, se emplearon las mejores condiciones de operación obtenidas en los estudios de cada etapa. Se tomaron muestras de agua sin tratar y a la salida de cada etapa de tratamiento, y se realizó una caracterización física y química considerando un mayor número de indicadores de contaminación, para comparar con la norma de vertimiento NC 27:2012.

Los ensayos analíticos se hicieron por triplicado por las técnicas descritas en el Standard Methods (APHA, AWWA, & WEF, 2005). turbidez: 2130-A; color: 2120-C; demanda química de oxígeno (DQO): 5220-D; demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5): 5210-Ñ; detergentes (sustancias activas al azul de metileno, SAAM): 5540; sólidos totales

(ST): 2540-B; sólidos sedimentables (Ssed): 2540-F; grasas y aceites (G y A): 5520-D; nitrógeno total: 4500-N; fósforo total: 4500-P-C; pH y conductividad eléctrica (CE). Para el procesamiento estadístico de los resultados se empleó el programa de computación Microsoft® Excel y el programa estadístico STATGRAPHICS Centurion XV.

Las ecuaciones de cálculo empleadas se presentan a continuación:

- Dosis de ozono aplicada DA (mg/l):

$$DA = \frac{CO_3 \text{ g (ent)} \times F_g}{V_L} \times t \quad (1)$$

Donde:

$CO_3 \text{ g (ent)}$: concentración de ozono en el gas a la entrada columna (mg/l).

F_g : flujo del gas (l/h).

V_L : volumen de agua residual a tratar (l).

t : tiempo o periodo de ozonización (h)

- Dosis de ozono consumida DC (mg/l):

$$DC = \frac{(CO_3 \text{ g (ent)} - CO_3 \text{ g (sal)}) \times F_g}{V_L} \times t \quad (2)$$

Donde:

$CO_3 \text{ g (ent)}$: concentración de ozono en el gas a la entrada columna (mg/l).

$CO_3 \text{ g (sal)}$: concentración de ozono en el gas a la salida columna (mg/l).

F_g : flujo del gas (l/h).

V_L : volumen de agua residual a tratar (l).

t : tiempo o periodo de ozonización (h).

- Eficiencia de transferencia gas-líquido ET (%):

$$ET = \frac{DC}{DA} \times 100 \quad (3)$$

Donde:

DC: dosis de ozono consumida (mg/l).

DA: dosis de ozono aplicada (mg/l).

Resultados

Caracterización física y química del agua residual modelo

En la Tabla 5 se muestran los valores promedio de los parámetros analizados en las aguas residuales modelo de la producción de cápsulas blandas (sin tratar) y su comparación con la norma cubana de vertimiento de residuales líquidos NC 27:2012 (alcantarillado).

Tabla 5. Valores promedios de la composición de las aguas residuales modelo sin tratar de la producción de cápsulas blandas.

Parámetros	Unidad	Promedio	NC 27:2012
Temperatura	°C	54.9 ± 1.8	< 50
pH	unidades	7.60 ± 0,02	6-9
Conductividad eléctrica	µS/cm	1 752 ± 13	< 4 000
DQO	mg O ₂ /l	1 010.4 ± 27.3	< 700

DBO ₅	mg O ₂ /l	519.0 ± 26.7	< 300
Sólidos totales	mg/l	1 990 ± 9.3	-
Sólidos sedimentables	ml/l	4.0 ± 0.23	< 10
Grasas y aceites	mg/l	102.1 ± 29.1	< 50
Detergentes (SAAM)	mg/l	27.9 ± 1.6	< 25
Nitrógeno total	mg/l	95.2 ± 2.5	-
Fósforo total	mg/l	20.0 ± 0.1	-
Turbidez	UNT	238.4 ± 22.8	-
Color	U Pt-Co	776.9 ± 17.2	-

Se aprecia que las aguas residuales modelos presentan altas concentraciones de compuestos que aportan DQO y DBO₅, así como elevados contenidos de grasas, aceites y detergentes. De igual forma, la turbidez del agua es considerable y su color se debe al óxido de hierro utilizado como colorante en la composición de las cápsulas, que al diluirse en las aguas de lavado le aporta una tonalidad rosada. La relación DBO₅/DQO es de 0.51, valor superior a 0.4, lo cual indica que el residual es moderadamente biodegradable (Menéndez & Pérez, 2007).

Proceso de tratamiento por trampa de grasa y sedimentación primaria

En la Tabla 6, Figura 4 y Figura 5 se presenta la eficiencia de sedimentación para diferentes tiempos de retención hidráulico. Se observa que a partir de los 30 min existe una estabilización en el volumen de sedimentos y en la turbidez del agua, por lo que se mantiene la eficiencia de sedimentación, aunque aún persisten partículas en suspensión que aportan aproximadamente 150 UNT.

Tabla 6. Eficiencia de sedimentación para diferentes tiempos.

Tiempo (min)	Volumen de sedimentación (ml/l)	Turbidez (UNT)	Reducción turbidez (%)
0	0	254.00	0
15	2.0	165.45	34.86
30	2.8	154.04	39.35
45	2.9	153.40	39.60
60	3.0	152.76	39.85
75	3.0	151.47	40.36
90	3.0	145.95	42.53

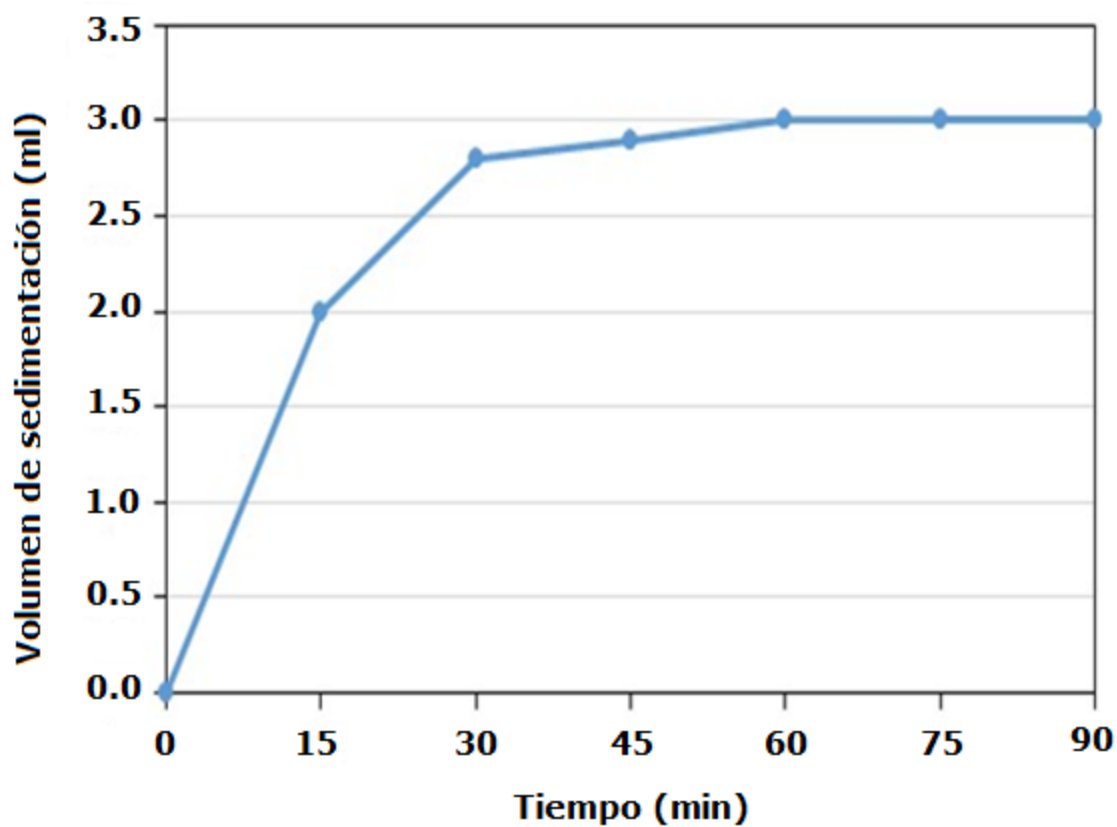


Figura 4. Volumen de sólidos sedimentados obtenidos para diferentes tiempos de tratamiento.

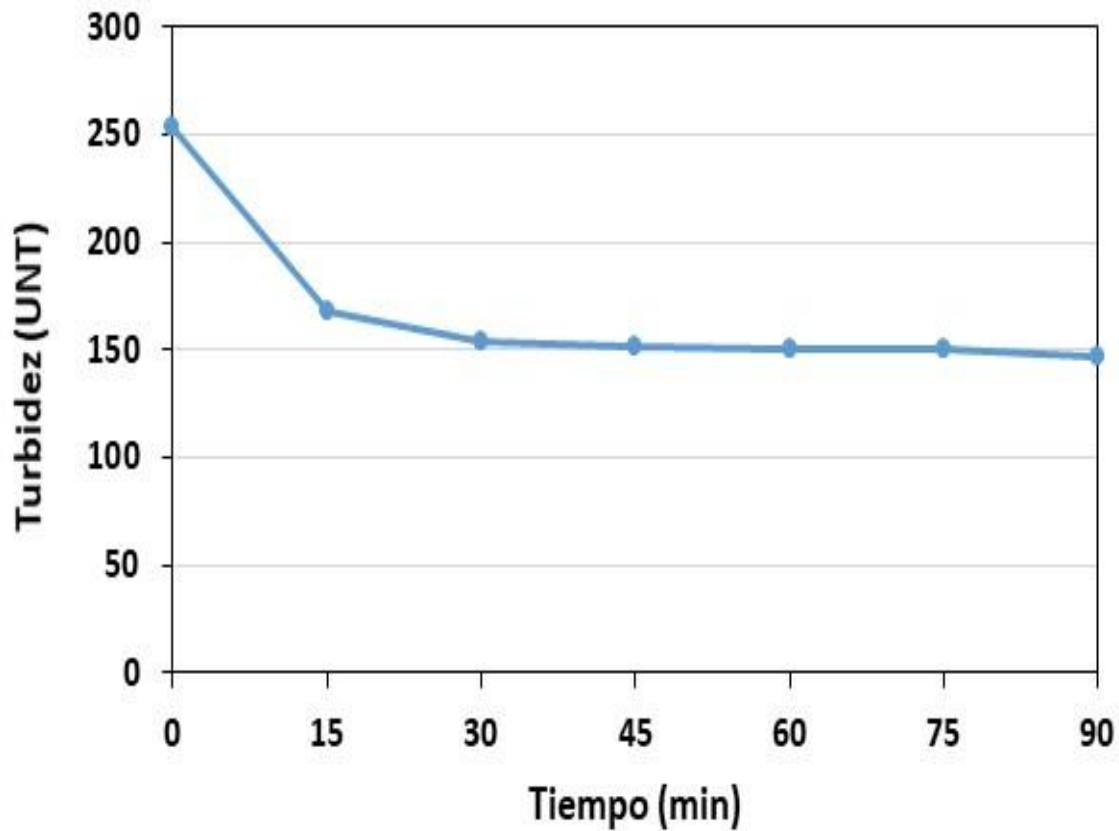


Figura 5. Turbidez de las muestras de agua obtenidas en diferentes tiempos de tratamiento.

De acuerdo con los resultados obtenidos en las pruebas de sedimentación se decidió realizar el estudio del funcionamiento de la trampa de grasa y el sedimentador para un tiempo inferior y otro superior al obtenido (30 min), quedando establecidos los tiempos de retención hidráulica (TRH) a evaluar de 15, 30 y 45 minutos.

Los valores promedios y comparación estadística de los parámetros físicos y químicos a diferentes TRH evaluados en el tratamiento por trampa de grasa y sedimentación primaria se presentan en la Tabla 7. Considerando que los valores de parámetros como grasas y aceites, turbidez y color, presentan diferencias estadísticamente significativas respecto al residual sin tratar (TRH = 0 min) y al tratado con 15 min, y que a su vez no difieren estadísticamente con los valores obtenidos a 45 min, se sugiere el TRH de 30 min para futuros escalados de estos procesos de tratamiento. Para los demás parámetros evaluados se obtienen con 15 min diferencias significativas con el agua sin tratar.

Tabla 7. Parámetros físicos y químicos de los residuales tratados por trampa de grasa y sedimentación primaria a diferentes TRH.

TRH (min)	G y A (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	SAAM (mg/l)	Ssed (ml/l)	Turbidez (UNT)	Color (U Pt-Co)
0	102.1 ± 29.1 ^a	519.0 ± 26.7 ^a	1 010.4 ± 27.3 ^a	27.9 ± 0.6 ^a	4 ± 0.2 ^a	238.4 ± 22.7 ^a	776.9 ± 17.2 ^a
15	89.0 ± 3.0 ^a	491.6 ± 2.6 ^b	1 006.7 ± 3.7 ^{ab}	18.4 ± 2.6 ^b	0 ^b	173.8 ± 4.5 ^b	531.6 ± 7.5 ^b
30	27.7 ± 2.7 ^b	485.0 ± 5.0 ^b	984.7 ± 3.6 ^b	16.5 ± 2.9 ^b	0 ^b	154.2 ± 5.3 ^c	467.9 ± 4.6 ^c
45	25.6	481.3	980.5	15.8	0 ^b	151.8	465.5

	$\pm 1.5^b$	$\pm 4.4^b$	$\pm 5.9^b$	$\pm 2.8^b$		$\pm 4.6^c$	$\pm 5.3^c$
--	-------------	-------------	-------------	-------------	--	-------------	-------------

Letras iguales en la misma columna: no existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias.

Letras diferentes en la misma columna: existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias.

En la Tabla 8 se observa que las mejores eficiencias de retención de grasas y aceites (72.9 y 74.9 %), reducción de turbidez (35.3 y 36.3 %) y de color (39.8 y 40.1 %) del agua residual tratada se logran a los 30 y 45 min de TRH, respectivamente. En la literatura se reportan valores similares de eficiencias de reducción de grasas y aceites en plantas de tratamiento de aguas residuales farmacéuticas: 50-77 % (Mariño & Constanza, 2017); 77 % (Ramos *et al.*, 2005); 69 % (Chamorro & Lorena, 2020), y en otros casos inferiores, 21 % (Pineda, 2020). En ninguno de los casos revisados se reportan los TRH.

Tabla 8. Eliminación (%) de parámetros físicos y químicos evaluados en el tratamiento por trampa de grasa y sedimentación primaria.

TRH (min)	G y A %	DBO ₅ %	DQO %	SAAM %	Ssed %	Turbidez %	Color %
15	12.8	5.3	0.4	34.1	100	27.1	31.6
30	72.9	6.6	2.5	40.8	100	35.3	39.8

45	74.9	7.3	2.9	43.3	100	36.3	40.1
----	------	-----	-----	------	-----	------	------

En cuanto a la eliminación de SAAM y sólidos sedimentables (Ssed), se logra una importante reducción a partir de los 15 min de TRH. El tratamiento es muy eficiente para la eliminación de los sólidos sedimentables contenidos en estas aguas (100 %) debido a que estos sólidos están constituidos fundamentalmente por partículas de gelatina que al enfriarse en el agua se compactan y precipitan. En el caso de la DQO y DBO₅ se obtienen muy bajas eficiencias de eliminación de tales indicadores debido a que los contaminantes orgánicos se encuentran fundamentalmente disueltos y no son eliminados en estas etapas de tratamientos físicos, aunque los valores presentan diferencias estadísticamente significativas con respecto al residual sin tratar.

Estudio del proceso de ozonización

Para el estudio de la ozonización se emplearon aguas residuales tratadas en la trampa de grasas y sedimentación primaria (sistema de tratamiento primario) bajo las condiciones de pretratamiento seleccionadas.

Tomando en consideración las ventajas de los procesos de oxidación avanzada descritos en la literatura, se decidió evaluar de manera preliminar la ozonización del agua residual modelo a pH 7 y 9, manteniendo estos valores de pH constantes durante el proceso. En ambos casos se aplicó en la corriente gaseosa de oxígeno una concentración de ozono de 60 mg/l y un flujo de gas de 20 l/h para tiempos de ozonización de 1 y 2 horas. Cada experimento se hizo por triplicado.

Los resultados se muestran en la Figura 6, donde se aprecia que existen diferencias estadísticamente significativas en la reducción de la DQO de las aguas tratadas a pH 7 y 9 en la primera hora de ozonización, pero esta diferencia llega a ser no significativa a las dos horas de tratamiento, y no se logran reducir los niveles de DQO por debajo del límite establecido por la NC 27:2012 (700 mgO₂/l). La eficiencia en términos de reducción de concentración de DQO fue de 31.1 y 23.4 % para pH 7 y 9, respectivamente, para un periodo de reacción de dos horas.

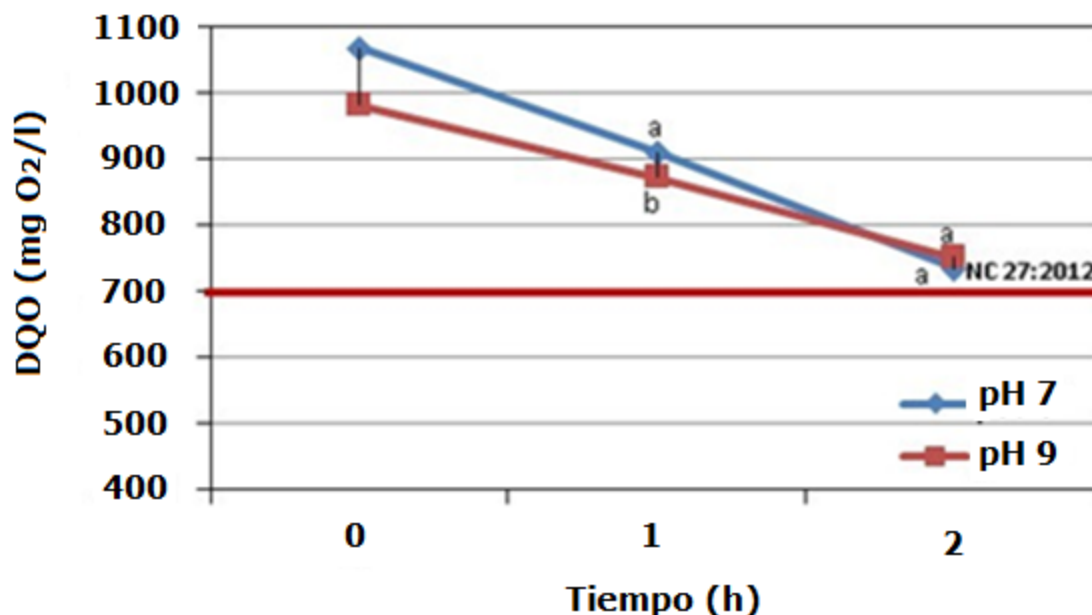


Figura 6. Comportamiento de la DQO durante el tiempo de ozonización a pH 7 y 9.

Autores como Ikehata *et al.* (2006) y Akhtar *et al.* (2016) reportan para varios medicamentos reducciones de DQO entre 50 y 82 %, en disoluciones con valores de pH entre 7 y 11, y tiempos de ozonización de hasta 1 h. Pedreros-Calvo, Valderrama, Agudelo, Pérez y Campo (2021) refieren para aguas residuales farmacéuticas reales eficiencias de 30.73 % de reducción de DQO, a valores de pH 9 y tiempos de ozonización de hasta 4.5 h, con dosis de ozono de hasta 10 g/h.

Los discretos resultados reportados en la Figura 5 contradicen lo planteado por otros autores (Alvares *et al.*, 2001; Beltrán, 2004;

Ikehata *et al.*, 2006; Jung, Kim, Yoon, Hwang, & Kang, 2012), los cuales refieren que la eficiencia de la aplicación del ozono es mayor a medida que aumenta el pH de las aguas a tratar, puesto que a pH básico el ozono se descompone para formar una mayor cantidad de radicales $\text{OH}^\cdot$, los cuales tienen la capacidad de oxidar una amplia variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos.

Sin embargo, lo anterior no siempre se cumple, ya que este aumento de la eficiencia depende de las características del agua residual a tratar, como los altos niveles de alcalinidad natural que presentan los residuales en este estudio ($> 350 \text{ mg/l CaCO}_3$). Según Alvares *et al.* (2001), Beltran-Heredia (2001), Beltrán (2004), y Kidak y Doğan (2017), la presencia de compuestos resistentes al ozono y compuestos inhibidores o secuestradores de radicales hidroxilos $\text{OH}^\cdot$, como los carbonatos y bicarbonatos presentes en el residual, pueden provocar la eliminación de los radicales $\text{OH}^\cdot$ generados con el aumento del pH. El nivel de alcalinidad presente en este caso pudiera provocar que la oxidación con ozono por vía radicalaria no sea favorecida y en consecuencia no se obtienen porcentajes elevados de eliminación de compuestos medidos como DQO.

En este sentido, Yasar, Ahmad, Chaudhry, Rehman y Khan (2007) plantean que con el aumento del pH se debe lograr una mayor rapidez en la eliminación de compuestos que aportan DQO. Sin embargo, en sus resultados experimentales se observa que al comparar los porcentajes de reducción de DQO a pH 7 y 9 solo se logra un aumento del 64 al 68

%, lo que indica que en este caso con el aumento del pH no se logran diferencias significativas. Al mismo tiempo refiere que con el tratamiento a valores de pH superiores a 9 se reduce la eficiencia de eliminación de DQO. Este comportamiento a pH superiores a 9.5 también lo reportaron Pedreros-Calvo *et al.* (2021).

Considerando que con la ozonización a pH 9 no se obtienen los resultados esperados, se decidió aplicar la ozonización con reacción por vía molecular a pH 3, manteniendo las mismas condiciones experimentales de los ensayos anteriores. Los resultados se muestran en la Tabla 9; se observa que en los primeros 30 minutos de ozonización se logra una importante reducción de la DQO (43.5 %), con diferencias estadísticamente significativas con respecto a la muestra sin tratar.

Dicho efecto en la reducción de la DQO a pH ácido pudiera deberse, además de la oxidación química, a otros factores asociados con la naturaleza de las gelatinas y el pH del agua. Mojgan, Hamid y Christian (2007) reportan que tanto las condiciones ácidas como básicas conducen a cargas netas de las moléculas de gelatina (positivas a pH 3 y negativas a pH 11), causando repulsión electrostática entre las cadenas, la expansión de su conformación y una tendencia más débil de las moléculas a formar una hélice o red tridimensional, y por tanto a su desnaturalización.

Las gelatinas presentan un alto contenido de proteínas, las cuales tienden a desnaturalizarse a valores de pH bajos y formar sólidos que se aglomeran y sedimentan, por lo que en las muestras tratadas no son

determinadas como materia orgánica por DQO, pudiendo ser ésta una de las causas de la efectividad del sistema. Luque (2009) refiere que todas las proteínas desnaturalizadas tienen la misma conformación, muy abierta y con una interacción máxima con el disolvente, por lo que una proteína soluble en agua al desnaturalizarse se hace insoluble y precipita.

Este efecto se observó durante los experimentos de ozonización, donde al acidular las aguas se forman pequeños sólidos en suspensión dentro de la columna, que por efecto del flujo de gas son arrastrados a la superficie y se adhieren a las paredes de la columna de ozonización.

Otra condición que pudiera favorecer el proceso es la presencia de hierro en el agua, aportado por los colorantes que se aplican a las gelatinas (óxido de hierro rojo o negro), que pueden catalizar el proceso de oxidación con ozono, mediado por radicales o directamente por el ozono.

En la Tabla 9 se observa que un incremento de la dosis de ozono de 1 a 4 g/l solo incrementa la eficiencia del tratamiento en un 12 %, de manera que con base en los criterios costo-beneficio no se justifica ozonizar a dosis mayores de 1 g/l.

Tabla 9. Reducción de DQO durante la etapa de ozonización a pH 3, concentración de ozono en gas de 60 mgO₃/l y flujo de gas de 20 l/h.

Tiempo de ozonización (h)	Dosis aplicada de ozono (g/l)	DQO (mg/l)	Eficiencia (%)
0	—	987.8 ± 31.6 ^a	—
0.5	1	557.8 ± 17.9 ^b	43.5
1	2	474.5 ± 9.9 ^c	51.9
2	4	438.6 ± 11.6 ^d	55.6

Letras diferentes en la misma columna: existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias.

En la Figura 7 se puede observar que a los 30 min de ozonización se logra reducir la DQO a valores inferiores de los exigidos por la norma NC 27:2012. Debido que la mayoría de las reacciones ocurrieron en los primeros 30 min de tratamiento, se decidió fijar este tiempo para la evaluación del diseño experimental 2³ propuesto, tomando en cuenta consideraciones económicas y la reducción de la dosis de ozono aplicada.

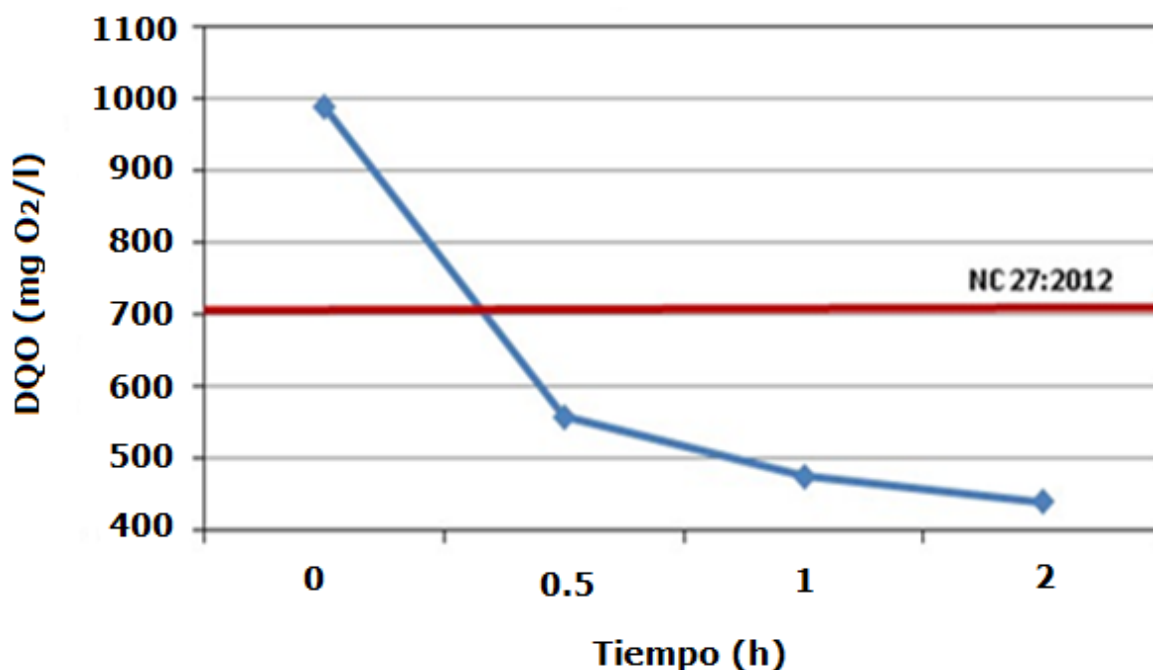


Figura 7. Variación de la DQO por ozonización a pH 3.

Teniendo en cuenta que los mejores resultados del estudio previo de ozonización se obtuvieron con pH 3, concentración de ozono y flujo de gas relativamente alto, se decidió evaluar un diseño experimental que agrupó estos tres factores en dos niveles (2^3), incluyendo una concentración de ozono y un flujo de gas menores. Este diseño permitió evaluar dosis de ozono inferiores a 1 g/l (0.66, 0.50 y 0.33 g/l) en términos de reducción de la DQO, detergente, turbidez y color, como variables dependientes o respuesta. En la Figura 8 y Figura 9 se observa que para la reducción de la DQO y detergentes (SAAM) todos los factores e interacciones (AB, BC, AC) son significativos, y se aprecia un

efecto importante con la disminución del pH, un aumento de la concentración de ozono $C(O_3)g$ y una disminución del flujo de gas (Fg). Lo anterior se evidencia claramente en los gráficos de efectos principales para ambos parámetros.

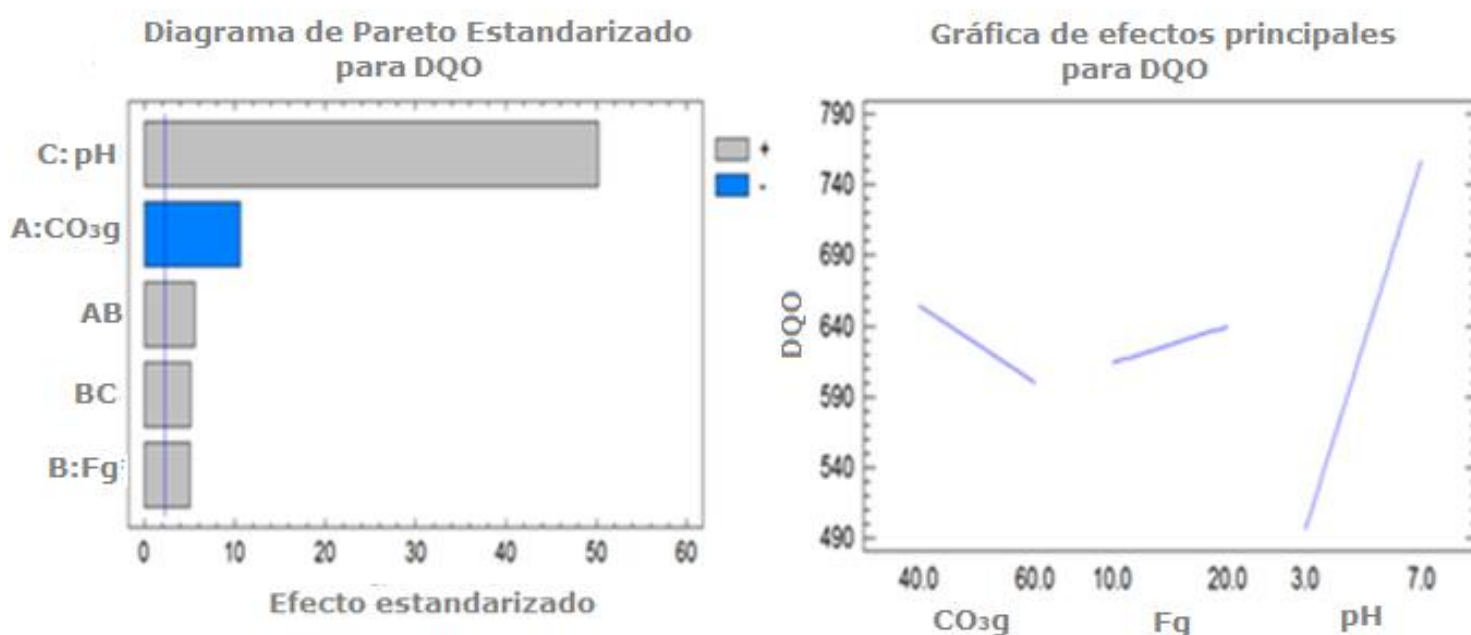


Figura 8. Diagrama de Pareto estandarizado y gráfico de efectos principales para la DQO.

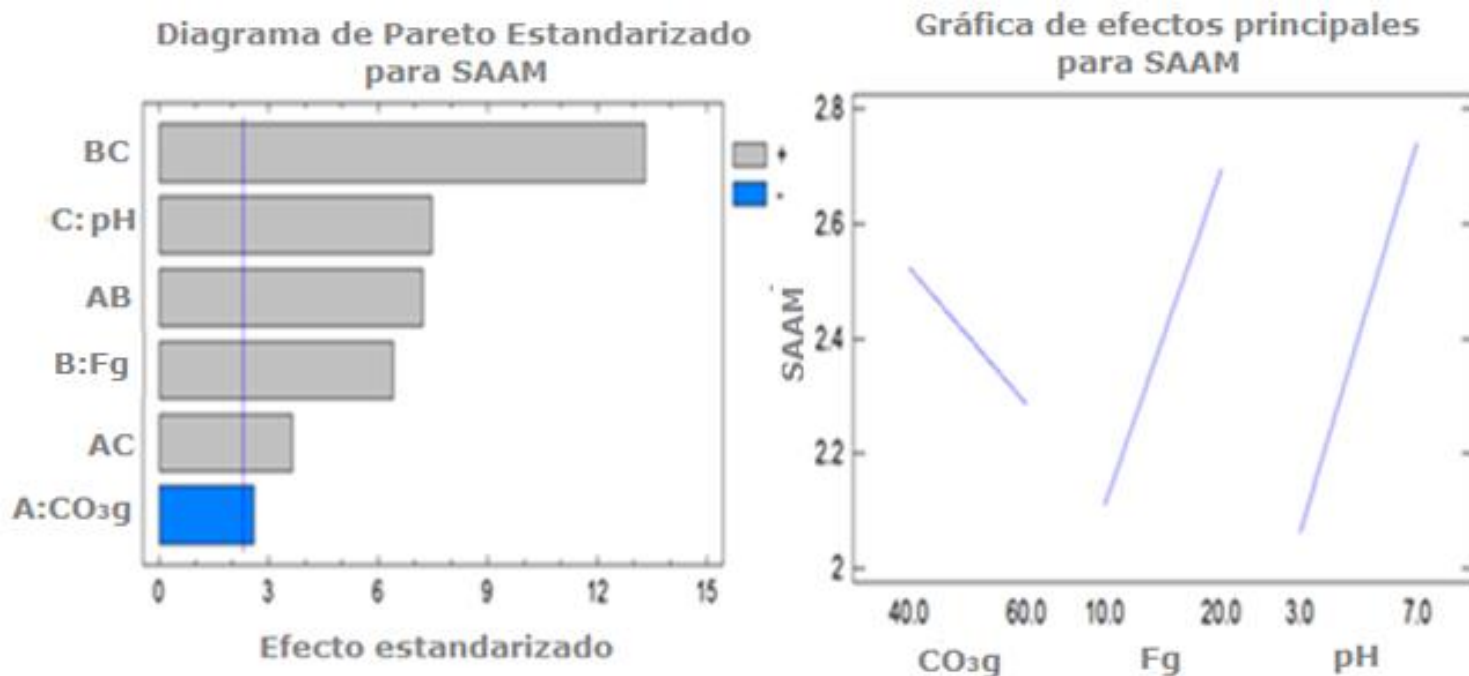


Figura 9. Diagrama de Pareto estandarizado y gráfico de efectos principales para SAAM.

En la eliminación de turbidez y color se observa que el mayor efecto se logra con la disminución del pH, y en menor medida con un aumento de la C(O₃)g y su interacción con el flujo de gas (AB) (Figura 10 y Figura 11).

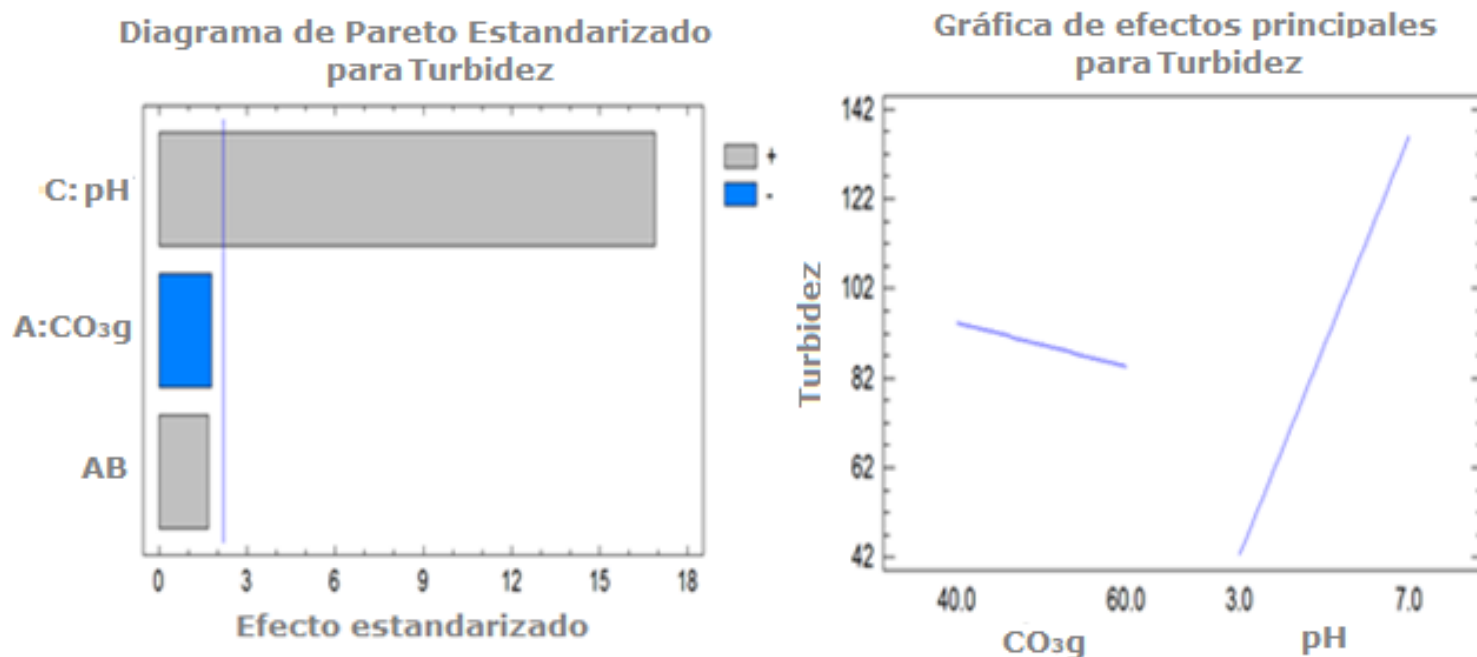


Figura 10. Diagrama de Pareto estandarizado y gráfico de efectos principales para la turbidez.

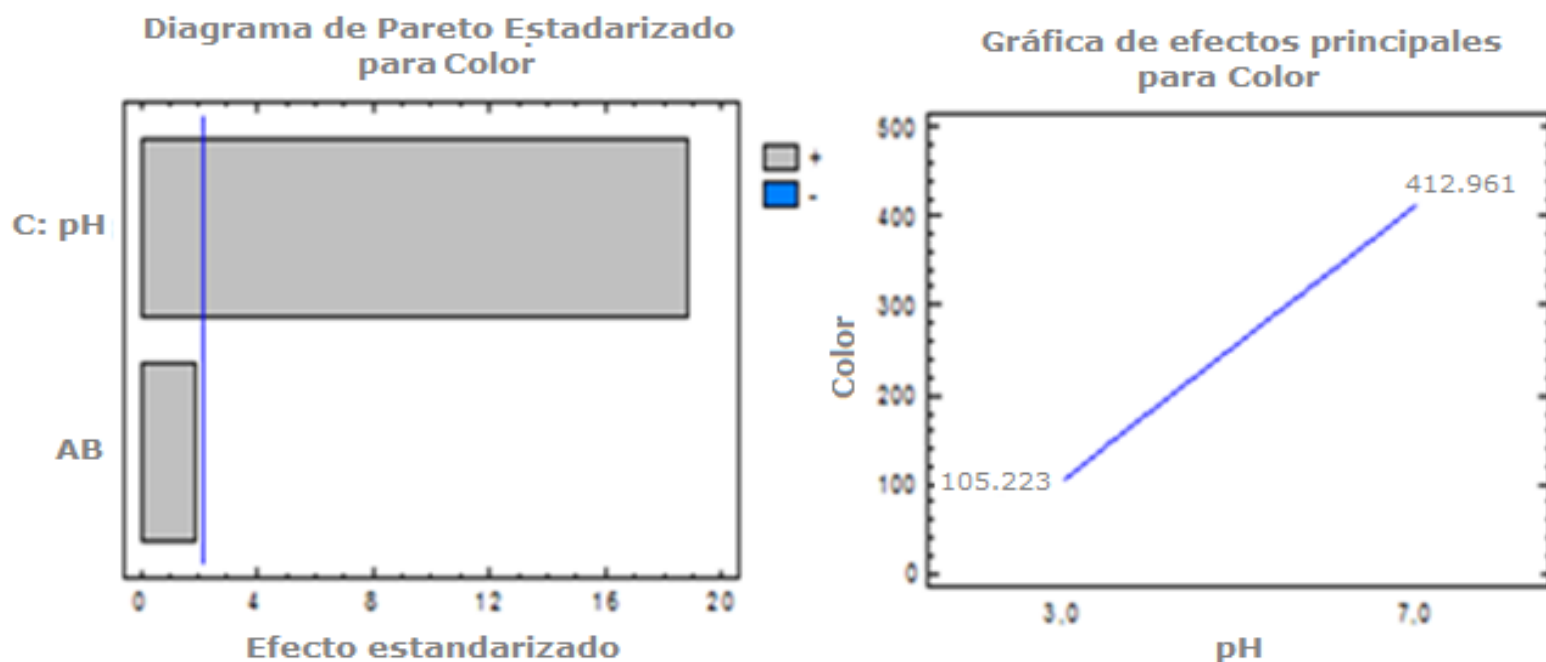


Figura 11. Diagrama de Pareto estandarizado y gráficos de efectos principales para el color.

En los gráficos de efectos principales para ambos parámetros se puede observar la importancia de disminuir el pH en el proceso de ozonización de las aguas residuales modelos evaluadas.

Se obtuvieron modelos estadísticos que permiten predecir la variabilidad de los indicadores de contaminación evaluados, en función de los parámetros de operación que se empleen en futuros escalados del proceso de ozonización.

$$\text{DQO (mgO}_2\text{/l)} = 714.32 - 7.0462 \cdot \text{CO}_3\text{g} - 18.381 \cdot \text{Fg} + 45.185 \cdot \text{pH} + 0.28743 \cdot \text{CO}_3\text{g} \cdot \text{Fg} + 1.3210 \cdot \text{Fg} \cdot \text{pH}$$

$$R^2 = 99.67 \%$$

$$\text{SAAM (mg/l)} = 12.804 - 0.15166 \cdot \text{CO}_3\text{g} - 0.57256 \cdot \text{Fg} - 1.1528 \cdot \text{pH} + 0.006563 \cdot \text{CO}_3\text{g} \cdot \text{Fg} + 0.0082813 \cdot \text{CO}_3\text{g} \cdot \text{pH} + 0.060563 \cdot \text{Fg} \cdot \text{pH}$$

$$R^2 = 97.74 \%$$

$$\text{Turbidez (UNT)} = 67.391 - 1.8951 \cdot \text{CO}_3\text{g} - 4.6713 \cdot \text{Fg} + 23.363 \cdot \text{pH} + 0.09343 \cdot \text{CO}_3\text{g} \cdot \text{Fg}$$

$$R^2 = 96.3724 \%$$

$$\text{Color (U Pt-Co)} = 111.50 - 4.7417 \cdot \text{CO}_3\text{g} - 15.806 \cdot \text{Fg} + 76.935 \cdot \text{pH} + 0.31611 \cdot \text{CO}_3\text{g} \cdot \text{Fg}$$

$$R^2 = 96.8 \%$$

Teniendo en cuenta las tendencias obtenidas en el análisis estadístico realizado, se propone emplear como parámetros de operación para la etapa de ozonización una concentración de ozono en el gas de 60 mg/l, un flujo de gas de 10 l/h y un tiempo de ozonización de 30 min, lo que implica una dosis aplicada de 500 mg/l.

En cuanto al pH del agua a tratar, aunque se obtuvieron los mejores resultados en medio ácido (pH 3), se propone para el escalado a nivel industrial la implementación de un sistema flexible de dosificación de reactivos, que permita también la ozonización en medio alcalino ($\text{pH} \geq 9$) para ejecutar, de ser necesario, un proceso de oxidación avanzada, teniendo en cuenta que las características del agua residual a tratar puedan variar de acuerdo con los medicamentos producidos, y/o productos de limpieza y desinfección diferentes.

Eficiencia de transferencia de gas-líquido

En la Tabla 10 se muestran las dosis promedio de ozono aplicadas, consumidas y la eficiencia de transferencia gas-líquido del sistema para los experimentos realizados a pH 3 y tiempos de ozonización de 5, 15 y 30 minutos. Como se puede apreciar, los porcentajes de transferencia mayores se obtienen a los cinco minutos de ozonización, y posteriormente decrecen y tienden a estabilizarse. Esto puede deberse a que a pH ácido las reacciones del ozono con los contaminantes presentes en el residual son rápidas y se completan en los primeros

minutos de tratamiento, posteriormente existe un incremento progresivo de la concentración de ozono residual en el gas a la salida de la columna de ozonización, al disminuir el consumo de ozono por reacción química con compuestos más refractarios a la oxidación por el ozono, lo que provoca que disminuya la eficiencia del sistema de transferencia gas-líquido.

Tabla 10. Dosis promedio aplicadas, consumidas y eficiencia del tratamiento en los experimentos a pH = 3, $n = 3$.

Tiempo de ozonización (min)	Fg (l/h)	CO ₃ (ent.) (mg/l)	CO ₃ (sal) (mg/l)	DA (mg/l)	DC (mg/l)	ET (%)	DQO (mg/l)
0	–	–	–	–	–	–	987.8 ± 31.6
5	10	40	15.2	55.3	34.3	62.0	713.9 ± 7.2
5	10	60	27.8	83.0	44.5	53.6	
5	20	40	25.6	110.7	39.8	35.9	
5	20	60	42.2	166.0	49.2	29.6	
15	10	40	25.5	166.7	60.4	36.2	597.0 ± 9.1
15	10	60	40.9	250.0	79.6	31.8	
15	20	40	31.5	333.3	70.8	21.2	

15	20	60	47.3	500.0	105.8	21.2	
30	10	40	29.2	333.3	90.0	27.0	556.1 ± 12.4
30	10	60	46.1	500.0	115.8	23.2	
30	20	40	33.5	666.7	108.3	16.2	
30	20	60	48.2	1 000.0	196.7	19.7	

De igual forma se puede apreciar en la Tabla 10 que el aumento del flujo de gas disminuye la eficiencia de transferencia debido a que se incrementa la velocidad superficial del gas y las burbujas ascienden dentro del líquido con mayor rapidez, por lo que disminuye el tiempo de transferencia del gas al líquido, y se obtiene una mayor concentración de ozono residual en el gas a la salida de la columna. También, a mayor flujo de gas el tamaño de burbuja se incrementa lo que ocasiona una disminución en el área superficial de contacto del gas con el líquido, lo que afecta la transferencia de masa del ozono.

Todos los experimentos se realizaron a similar temperatura (≈ 25 °C) para evitar efectos de solubilidad del gas en el líquido. No fue posible medir la concentración de ozono disuelto por su bajo contenido en las aguas tratadas, y por la interferencia de la turbidez y el color de las muestras en la medición de este parámetro por el método colorimétrico del índigo.

En la Figura 12 se muestra el aumento de la concentración de ozono residual a la salida de la columna de ozonización por efecto del aumento del flujo de gas (10-20 l/h) para las dos concentraciones de ozono aplicadas (40-60 mg/l).

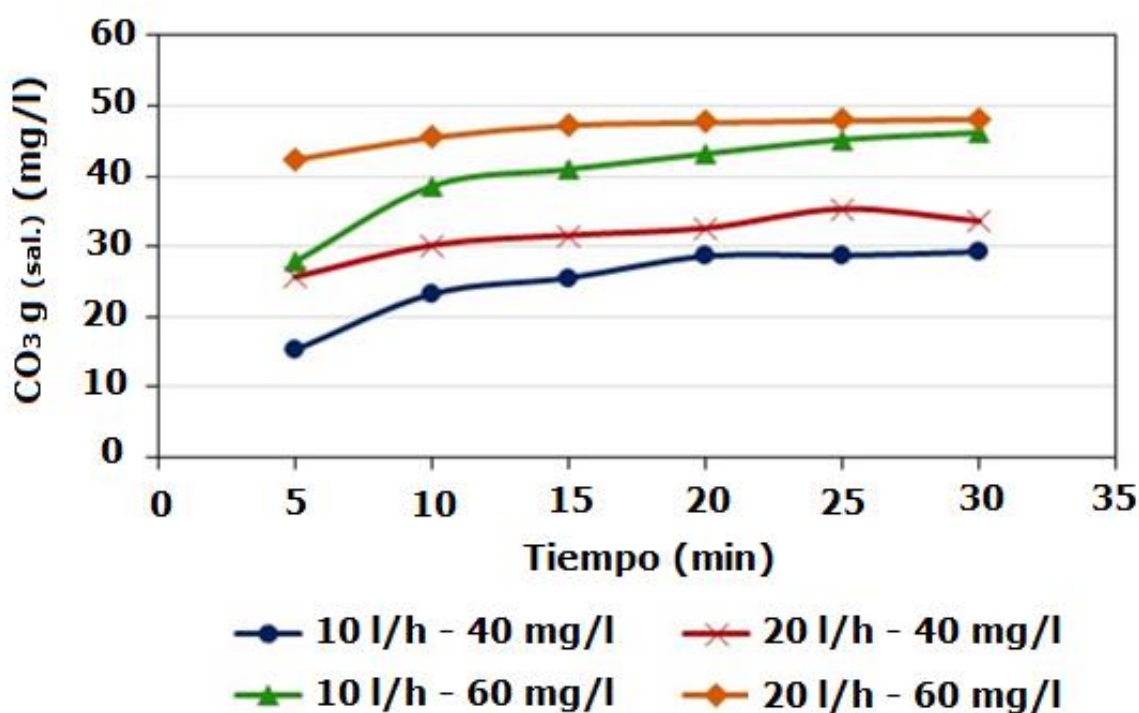


Figura 12. Variación de la concentración de ozono en el gas de salida con el incremento del flujo de gas.

Lo anterior confirma la tendencia obtenida en los resultados del análisis estadístico sobre la influencia positiva de ozonizar a flujos de

gas de 10 l/h. Teniendo en cuenta este valor de flujo de gas ($0.01 \text{ m}^3/\text{h}$) y el área transversal de la columna de ozonización (0.00125 m^2), se calcula un valor de velocidad superficial del gas $V_s = 8 \text{ m/h}$. Este valor se propone como base de diseño para el escalado de la columna de ozonización y el cálculo del flujo de gas para la ozonización en semicontinuo a mayores escalas. Para el caso de emplear un esquema de ozonización en continuo es necesario complementar con estudios de relaciones de flujos de gas y flujos de líquido (Q_g/Q_L) para una adecuada transferencia de masa. Evaluaciones a nivel de planta piloto, con estudios hidrodinámicos del sistema funcionando en continuo y análisis económicos de costos pueden aportar importante información para los escalados a niveles de plantas de ozonización industriales.

Evaluación del esquema de tratamiento propuesto

Empleando las mejores condiciones de operación obtenidas para cada proceso evaluado con anterioridad (trampa de grasa + sedimentación primaria (TRH: 30 min) + ozonización ($C(\text{O}_3)_g = 60 \text{ mg/l}$, $F_g = 10 \text{ l/h}$, $\text{pH} = 3$, tiempo = 30 min), se realizó el tratamiento de los residuales modelos de manera integral, llevando a cabo el muestreo al inicio y final

de todo el esquema de tratamiento. Los resultados y las eficiencias totales de la combinación de tratamientos se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11. Caracterización de los residuales modelos antes y después del esquema de tratamiento propuesto.

Parámetros	Unidad	Afluente	Efluente*	Reducción (%)	NC 27:2012
Temperatura	°C	54.9	26.1	52,6	< 50
pH	unidades	7.6	7.0	-	6-9
Conductividad	µs/cm	1 752	1 752	0	< 4 000
DQO	mg/l	1 010.4	488.9	51.6	< 700
DBO ₅	mg/l	519.0	183	64.7	< 300
Sólidos totales	mg/l	1 990	1 571	21.1	-
Sólidos sedimentables	ml/l	4.0	0	100	< 10
Grasas y aceites	mg/l	102.1	21.1	79.3	< 50
Detergentes (SAAM)	mg/l	27.9	2.4	91.6	< 25
Nitrógeno total	mg/l	95.2	66.5	30.1	-
Fósforo total	mg/l	20.0	1.4	93.1	-

Turbidez	UNT	238.4	33.9	85.8	-
Color	U Pt-Co	776.9	76.9	90.1	-

*Efluente tratado por trampa de grasa + sedimentación primaria + ozonización.

Como se aprecia en la Tabla 11, con el esquema de tratamiento propuesto se logran eficiencias de reducción de los indicadores de contaminación evaluados superiores al 50 % en su mayoría. Esto posibilita cumplir con el vertimiento seguro al alcantarillado según la NC 27:2012, para los valores de temperatura, DQO, DBO5, grasas, aceites y detergentes que se encontraban excedidos de sus límites máximos permitidos. En los casos de los sólidos sedimentables, fósforo total, turbidez y color, aunque no están regulados para su vertimiento, se logró una elevada eficiencia de reducción de los mismos con valores superiores al 85 %.

Con base en los resultados alcanzados con el esquema de tratamiento propuesto de estas aguas residuales industriales farmacéuticas se recomienda establecer para los tratamientos primarios un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 30 min, como criterio de diseño para la construcción de la trampa de grasa y el sedimentador primario. Las condiciones de operación seleccionadas para la ozonización constituirán la base del diseño para el escalado de esta etapa.

Conclusiones

En la combinación de tratamientos por trampa de grasa y sedimentación primaria se obtuvieron los mejores resultados para un tiempo de retención hidráulico de 30 min, el cual se tomará como criterio de diseño para su construcción a mayores escalas.

El proceso de ozonización resultó más efectivo a pH 3, posiblemente influenciado por la propia desnaturalización de las proteínas de las gelatinas en medio ácido, y por la oxidación del ozono por vía molecular con los restantes contaminantes disueltos.

Se recomienda una dosis de ozono aplicada de 500 mg/l (concentración de ozono en el gas: 60 mg/l, flujo de gas: 10 l/h y tiempo de tratamiento: 30 min). Estas condiciones de operación y los modelos estadísticos obtenidos constituirán la base de diseño para el escalado a mayores niveles de esta etapa de tratamiento.

Se propone un esquema de tratamiento con la combinación de trampa de grasa, sedimentación primaria y ozonización, con un sistema de ajuste de pH que permita ozonizar a pH ácido o básico, en dependencia de las aguas a tratar o posteriores estudios.

En el presente estudio se logró una eficiencia total de reducción de los indicadores contaminantes evaluados entre 21 y 100 %, estos valores garantizan el vertimiento seguro al sistema de alcantarillado de la ciudad según la norma cubana NC 27:2012.

Referencias

- Abellán-Soler, M., Lardín-Mifsut, C., Morales-Cavero, E., Pastor-Alcañiz, L., Martínez-Muro, J. L., Santos-Asensi, J. M., Ibáñez-Martínez, M., & Hernández-Hernández, F. (2013). Eliminación de contaminantes emergentes en aguas residuales mediante oxidación avanzada con ozono y ultrasonidos. *Tecnoaqua*, 22-28. Recuperado de <https://core.ac.uk/download/pdf/61460705.pdf>
- Acero, J. L., Benítez, F. J., Real, F. J., & Teva, F. (2012). Coupling of adsorption, coagulation, and ultrafiltration processes for the removal of emerging contaminants in a secondary effluent. *Chemical Engineering Journal*, 210, 1-8. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.08.043>
- Acero, J. L., Benítez, J., Teva, F., & Leal, A. I. (2010). Retention of emerging micropollutants from UP water and a municipal secondary effluent by ultrafiltration and nanofiltration. *Chemical Engineering Journal*, 163(3), 264-272. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.07.060>

- Akhtar, J., Imran, M., Zahoor, M. K., & Amin, N. S. (2016). Granular activated carbon assisted ozonation of cephalixin antibiotic. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*, 38(6), 1057-1063. Recuperado de [https://jcsp.org.pk/PublishedVersion/d12e13bb-2685-41cd-94c1-c8fe2b11104eManuscript no 2 Final Gally Proof of 10383 \(Javaid Akhtar\).pdf](https://jcsp.org.pk/PublishedVersion/d12e13bb-2685-41cd-94c1-c8fe2b11104eManuscript no 2 Final Gally Proof of 10383 (Javaid Akhtar).pdf)
- Altmann, D., Schaar, H., Bartel, C., Schorkopf, D. L. P., Miller, I., & Kreuzinger, N. (2012). Impact of ozonation on ecotoxicity and endocrine activity of tertiary treated wastewater effluent. *Water Research*, 46(11), 3693-3702. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.017>
- Alvares, A. B. C., Diaper, C., & Parsons, S. A. (2001). Partial oxidation by ozone to remove recalcitrance from wastewaters. A review. *Environmental Technology*, 22(4), 409-427. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/09593332208618273>
- APHA, AWWA, & WEF, American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Recuperado de https://beta-static.fishersci.com/content/dam/fishersci/en_US/documents/programs/scientific/technical-documents/white-papers/apha-water-testing-standard-methods-introduction-white-paper.pdf

- Baresel, C., Dahlgren, L., Lazic, A., Kerchove, A., Almemark, M., & Ek, M. (2015). Reuse of treated wastewater for non-potable use (ReUse). *IVL Swedish Environmental Research Institute*. Recuperado de <https://sjostad.ivl.se/download/18.7e136029152c7d48c2024c/1455548263429/B2219.pdf>
- Bataller, M., Veliz, E., Fernández, L. A., Fernández, I., & Espinosa, M.C. (2014). Effect of ozone on secondary effluent treatment for reuse in agriculture. *International Journal Environmental Engineering*, 6(1), 100-118. Recuperado de <https://www.inderscienceonline.com/doi/pdf/10.1504/IJEE.2014.057830>
- Beltrán, F. (2004). *Ozone reaction kinetics for water and wastewater systems*. Recuperado de <https://lib.ugent.be/catalog/rug01:001034738#reference-details>
- Beltran-Heredia, J. D. (2001). Kinetics of the reaction between ozone and phenolic acids in agro-industrial wastewaters. *Water Research*, 35(4), 1077-1085. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00343-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00343-2)
- Benitez, F. J., Acero, J. L., Real, F. J., Roldán, G., & Rodríguez, E. (2013). The effectiveness of single oxidants and aops in the degradation of emerging contaminants in waters: A comparison

- study. *Ozone: Science & Engineering*, 35, 263-272. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/01919512.2013.794107>
- Blair, B. D., Crago, J. P., Hedman, C. J., & Klaper, R. D. (2013). Pharmaceuticals and personal care products found in the Great Lakes above concentrations of environmental concern. *Chemosphere*. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.07.057>
- Boyd, G. R., Reemtsma, H., Grimm, D. A., & Mitra, S. (2003). Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in surface and treated waters of Louisiana, USA and Ontario, Canada. *Science Total Environmental*, 311(1-3), 135-149. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00138-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00138-4)
- Brian, J., & Fridrun, P. (2004). Pharmaceutical Capsules "The history of the medical capsule". *London Pharmaceutical*, 1-3. Recuperado de <https://www.pharmpress.com/product/9780857111654/pharmaceutical-capsules>
- Cabrera, A., Dueñas, J., Véliz, E., Díaz, M. A., Menéndez, C. L., Pereda, I., & Zaiat, M. (2016). Anaerobic digestion of vinasses by combining an upflow anaerobic filter reactor and ozonation process. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 33(4), 753-762. Recuperado de <https://www.scielo.br/pdf/bjce/v33n4/0104-6632-bjce-33-04-0753.pdf>

- Carolina, A. (2010). *Validación del método de limpieza de la encapsuladora automática Boch luego de la producción de cápsulas de dicloxacilina en betapharma*. Riobamba, Ecuador: Facultad de Ciencias, Escuela de Bioquímica y Farmacia. Recuperado de <http://dspace.esPOCH.edu.ec/bitstream/123456789/704/1/56T00233.pdf>
- Chamorro, M., & Lorena, V. (2020). *Formulación de técnicas de control interno para la reducción de cargas contaminantes en los vertimientos industriales de una industria farmacéutica en la ciudad de Bogotá D.C.* Bogotá D.C., Colombia: Universidad de la Salle. Facultad de Ingeniería, Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Recuperado de https://ciencia.lasalle.edu.co/cgi/viewcontent.cgi?article=2876&context=ing_ambiental_sanitaria
- Chang, R. (2015). Removal of animal antibiotics for potable water reclamation: A review. Los Angeles, USA: University of California. Recuperado de <https://escholarship.org/content/qt7nd7q428/qt7nd7q428.pdf>
- Chávez, A. M., Gimeno, O., Rey, A., Pliego, G., Oropesa, A. L., & Álvarez, P. M. (2019). Treatment of highly polluted industrial wastewater by means of sequential aerobic biological oxidation-ozone based AOPs. *Chemical Engineering Journal*, 361, 89-98. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.12.064>

- Deblonde, T., Cossu-Leguille, C., & Hartemann, P. (2011). Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 214, 442-448. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.08.002>
- DICT-CNIC, Departamento de Información Científico-Técnica-Centro Nacional de Investigaciones Científicas. (2015). *Informe de estudio de patentes sobre tratamientos de aguas residuales de la producción de cápsulas blandas*. La Habana, Cuba: Departamento de Información Científico-Técnica y Centro Nacional de Investigaciones Científicas.
- Dougherty, J. A., Swarzenski, P. W., Dinicola, R. S., & Reinhard, M. (2010). Occurrence of herbicides and pharmaceutical and personal care products in surface water and groundwater around Liberty Bay, Puget Sound, Washington. *Journal of Environmental Quality*, 39, 1173-1180. Recuperado de <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0189>
- Ebele, A. J., Abdallah, M. A-E., & Harrad, S. (2017). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants*, 3, 1-16. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.004>
- Fernández, L. A., Ledea, O., Véliz, E., Bataller, M., Ramos, Y., Hernández, C., Gutiérrez, C., & Fernández, I. (2020). Review of cytostatics wastewaters degradation by ozone and advanced

- oxidation processes: Results from Cuban studies. *Environmental Reviews*, 28(1). Recuperado de <https://doi.org/10.1139/er-2018-0109>
- Fridrun, P. (2004). Pharmaceutical capsules "Technology to manufacture soft capsules". *London Pharmaceutical*, 195-196. Recuperado de <https://www.worldcat.org/title/pharmaceutical-capsules/oclc/644086994>
- Gerrity, D., Gamage, S., Holady, J. C., Mawhinney, D. B., Quiñones, O., & Trenholm, R. A. (2011). Pilot-scale evaluation of ozone and biological activated carbon for trace organic contaminant mitigation and disinfection. *Water Research*, 45, 2155-2165. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.12.031>
- Gogoi, A., Mazumderb, P., Tyagi, V. K., Chaminda, G. G. T., An, A. K., & Kumar, M. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. *Groundwater for Sustainable Development*, 6, 169-180. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.12.009>
- Hernando, M. D., Mezcua, M., Fernández-Alba, A. R., & Barceló, D. (2006). Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments. *Talanta*, 69, 334-342. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2005.09.037>

- Hogerzeil, H., Frank, G., Grundmann, N., Kettis, M., Knox, J., & Larsson, J. (2018). *Antimicrobial Resistance Benchmark 2018. Methodology Report*. Recuperado de <https://accesstomedicinefoundation.org/media/atmf/2017-Methodology-for-2018-Antimicrobial-Resistance-Benchmark-final.pdf>
- Huber, M. M., Göbel, A., Joss, A., Hermann, N., Löffler, D., McArdell, C. Siegrist, H., Ternes, T. A., & von Gunten, U. (2005). Oxidation of pharmaceuticals during ozonation of municipal wastewater effluents: A pilot study. *Environmental Science & Technology*, 39(11), 4290-9. DOI: 10.1021/es048396s
- Ikehata, K., & Gamal-El-Din, M. (2008). Ozonation and advanced oxidation treatment of emerging organic pollutants in water and wastewater. *Ozone: Science & Engineering*, 30(1), 21-26. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/01919510701728970>
- Ikehata, K., & Gamal-El-Din, M. (2005). Aqueous pesticide degradation by ozonation and ozone-based advance oxidation processes. A review (Part I). *Ozone: Science & Engineering*, 27(2), 83-114. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/01919510590925220>
- Ikehata, K., & Gamal-El-Din, M. (2004). Degradation of recalcitrant surfactants in wastewater by ozonation and advanced oxidation processe. A Review. *Ozone: Science & Engineering*, 26(4), 327-343. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/01919510490482160>

- Ikehata, K., Jodeiri, N., & Gamal-El-Din, M. (2006). Degradation of aqueous pharmaceuticals by ozonation and advanced oxidation processes. A review. *Ozone: Science & Engineering*, 28(6), 353-414. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/01919510600985937>
- ISO 13964. (1998). (E). *Air quality — Determination of ozone in ambient air — Ultraviolet photometric method. First edition 1998-08-01*. Recuperado de <https://www.sis.se/api/document/preview/611423/>
- Jung, Y. J., Kim, W. G., Yoon, Y., Hwang, T. M., & Kang, J. W. (2012). pH effect on ozonation of ampicillin: Kinetic study and toxicity assessment. *Ozone: Science & Engineering*, 34(3), 156-162. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/01919512.2012.662890>
- Kıdak, R., & Doğan, S. (2017). Medium-high frequency ultrasound and ozone based advanced oxidation for amoxicillin removal in water. *Ultrasonics Sonochemistry*. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1016/j.ultsonch.2017.01.033>
- Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Thurman, E. M., Zaugg, S. D., Barber, L. B., & Buxton, H. T. (2002). Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. Streams, 1999-2000. A National Reconnaissance. *Environmental Science & Technology*, 36(6), 1202-1211. Recuperado de <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es011055j>

- Leung, H. W., Jin, L., Wei, S., Tsui, M. M. P., Zhou, B., Jiao, L., Cheung, P. C., Chun, Y. K., Murphy, M. B., & Lam, P. K. S. (2013). Pharmaceuticals in tap water: Human health risk assessment and proposed monitoring framework in China. *Environmental Health Perspectives*, 121(7), 839-846. Recuperado de <https://doi.org/10.1289/ehp.1206244>
- Luque, M. V. (2009). *Estructura y propiedades de las proteínas*. Recuperado de http://www.uv.es/tunon/pdf_doc/proteinas_09.pdf
- Manaia, C. M., Novo, A., Coelho, B., & Nunes, O. C. (2008). Ciprofloxacin resistance in domestic wastewater treatment plants. *Water, Air, & Soil Pollution*, 335-343. Recuperado de <https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fdx.doi.org%2F10.1007%2Fs11270-009-0171-0>
- Marcelino, R. B. P., Leao, M. M. D., Lago, R. M., & Amorim, C. C. (2017). Multistage ozone and biological treatment system for real wastewater containing antibiotics. *Journal of Environmental Management*, 1-7. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.041>
- Mariño, J. L., & Constanza, L. (2017). *Propuesta para la gestión de vertimientos industriales de Laboratorios Coaspharma S.A.S.* Bogotá D.C., Colombia: Fundación Universidad de América, Facultad de Ingeniería Química. Recuperado de

<https://repository.uamerica.edu.co/bitstream/20.500.11839/6034/1/6112794-2017-1-IQ.pdf>

- Menéndez, C., & Pérez, J. M. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*. La Habana, Cuba: Universitaria. Recuperado de https://www.academia.edu/33133551/Procesos_para_el_tratamiento_biológico_de_aguas_residuales_industriales_Carlos_M_Gutiérrez
- Miao, X. S., Bishay, F., Chen, M., & Metcalfe, C. D. (2004). Occurrence of antimicrobials in the final effluents of wastewater treatment plants in Canada. *Environmental Science & Technology*, 38(13), 3533-3541. DOI: 10.1021/es030653q
- Mojgan, Z., Hamid, M., & Christian, M. (2007). Effects of concentration, temperature, and ph on chain mobility of gelatin during early stages of gelation. *Iranian Polymer Journal*, 16(12), 861-870. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/228615392_Effects_of_Concentration_Temperature_and_pH_on_Chain_Mobility_of_Gelatin_during_Early_Stages_of_Gelation
- Nasser, A. M. (2017). Inactivation of cryptosporidium by advanced oxidation processes. Applications of advanced oxidation processes (AOPs) in drinking water treatment. In: Barceló, D., & Kostianoy, A. G. (eds.). *The Handbook of Environmental Chemistry* (pp. 297-

- 308). Recuperado de https://link.springer.com/chapter/10.1007/698_2017_85
- Nghiem, L. D., Schafer, A. I., & Elimelech, M. (2005). Pharmaceutical retention mechanisms by nanofiltration membranes. *Environmental Science & Technology*, 39(19), 7698-7705. Recuperado de <https://era.ed.ac.uk/bitstream/handle/1842/4131/J41%20ERA.pdf;jsessionid=89AF63DE754845F2AFBDF84945939F18?sequence=1>
- Paul, E., & Debellefontaine, H. (2007). Reduction of excess sludge produced by biological treatment processes: Effect of ozonation on biomass and on sludge. *Ozone: Science & Engineering*, 29, 415-427. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/01919510701593762>
- Pedrerros-Calvo, C., Valderrama, K. V., Agudelo, R. N., Pérez, K., & Campo, C. E. (2021). Reducción de la concentración de DQO y COT en aguas residuales de la industria farmacéutica empleando ozono catalizado por Fe^{2+} . Estudio de caso a escala real. *Mutis*, 11(2) (en prensa). Recuperado de <https://revistas.utadeo.edu.co/index.php/mutis/article/view/1707/1739>
- Pineda, G. (2020). *Evaluación del sistema de tratamiento de aguas residuales de una industria farmacéutica de la ciudad de Quito*. Quito, Ecuador: Universidad Central del Ecuador, Facultad de Ingeniería en Geología, Minas, Petróleos y Ambiental, Carrera de

- Ingeniería Ambiental. Recuperado de <http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/20571/1/T-UCE-0012-FIG-177.pdf>
- Ramírez, N., Espinosa, M. C., Fernández, L. A., Véliz, E., & Ramos, Y. (2016). Tratamiento con ozono de agua residual con taninos de curtiduría al vegetal. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(3), mayo-junio, 53-73. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v7n3/2007-2422-tca-7-03-00053.pdf>
- Ramos, C., Pellón, A., Villafranca, D., Espinosa, M. C., Escobedo, R., & Yamilé-Alvarez, Y. (2005). Tecnología de tratamiento a las aguas residuales de un laboratorio farmacéutico de producción de semisólidos. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, 36(núm. especial). Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/1812/181220525029.pdf>
- Reungoat, J., Escher, B. I., Macova, M., & Keller, J. (2011). Biofiltration of wastewater treatment plant effluent: Effective removal of pharmaceuticals and personal care products and reduction of toxicity. *Water Research*, 45(9), 2751-2762. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.02.013>
- Rivera-Utrilla, J., Sánchez-Polo, M., Ferro-García, M. Á., Prados-Joya, G., & Ocampo-Pérez, R. (2013). Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review.

- Chemosphere*, 93(7), 1268-87. Recuperado de https://www.academia.edu/25419212/Pharmaceuticals_as_emerging_contaminants_and_their_removal_from_water_A_review
- Rodríguez-Narvaez, O. M., Peralta-Hernandez, J. M., Goonetilleke, A., & Bandalac, E. R. (2017). Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review. *Chemical Engineering Journal*, 323, 361-380. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.04.106>
- Rubio, D. I. C., Delgado, D. R., & Amaya, A. O. (2017). Normatividad ambiental dirigida a regular la presencia de los productos farmacéuticos residuales en ambientes acuáticos. *Revista Jurídica Piélagus*, 16(1), 121-130. Recuperado de <https://journalusco.edu.co/index.php/pielagus/article/view/1445/2563>
- Seo, G. T., Moon, B. H., & Lim, J. H. (2001). Ultrafiltration combined with ozone for domestic laundry wastewater reclamation and reuse. *Water Supply*, IWA Publishing, 1(5-6), 387-392. Recuperado de <https://doi.org/10.2166/ws.2001.0138>
- Sorensen, J., Lapworth, D. J., Nkhuwa, D. C. W., Stuart, M. E., Gooddy, D. C., Bell, R., Chirwa, M., Kabika, J., Liemisa, M., Chibesa, M., & Pedley, S. (2015). Emerging contaminants in urban groundwater sources in Africa. *Water Research*, 72, 51-63. Recuperado de

https://www.researchgate.net/publication/265176942_Emerging_contaminants_in_urban_groundwater_sources_in_Africa

Stackelberg, P. E., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Zaugg, S. D., Henderson, A. K., & Reissman, D. B. (2004). Persistence of pharmaceutical compounds and other organic wastewater contaminants in a conventional drinking-water treatment plant. *Science of the Total Environment*, 329(1-3), 99-113. Recuperado de

<https://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?referer=https://www.google.com/&httpsredir=1&article=1452&context=usgsstaffpub>

Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E., & Hart, A. (2012). Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Science of the Total Environment*, 416, 1-21. Recuperado de https://core.ac.uk/reader/384302?utm_source=linkout

Ternes, T. A., Meisenheimer, M., McDowell, D., Sacher, F., Brauch, H. J., Gulde, B. H., Preuss, G., Wilme, U., & Seibert, N. Z. (2002). Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment. *Environmental Science & Technology*, 36(17), 3855-3863. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/es015757k>

Vasquez, M. I., Lambrianides, A., Schneider, M., Kümmerer, K., & Fatta-Kassinos, D. (2014). Environmental side effects of pharmaceutical cocktails: What we know and what we should know. *Journal of*

- Hazardous Materials*, 279, 169-189. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.06.069>
- Veliz, E., Bataller, M., Fernández, L. A., & Fernández, I. (2012). Chapter: Municipal wastewater treatment for reuse in agricultural irrigation. *Handbook of Environmental and Waste Management*, 347-381. Recuperado de https://www.worldscientific.com/doi/abs/10.1142/9789814327701_0009
- Veliz, E., Fernández, L. A., Llanes, J. G., & Bataller, M. (enero-febrero, 2016). Coagulación-floculación, filtración y ozonización de aguas residuales para reutilización en riego agrícola. *Tecnología y Ciencias del Agua*. 7(1), 17-34. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v7n1/2007-2422-tca-7-01-00017.pdf>
- O'Neill, J. (2016). *Tackling drug-resistant infections globally: Final report and recommendations. The review on antimicrobial resistance*. Recuperado de https://www.biomerieuxconnection.com/wp-content/uploads/2018/04/Tackling-Drug-Resistant-Infections-Globally_-Final-Report-and-Recommendations.pdf
- Wiegel, S., Aulinger, A., Brockmeyer, R., Harms, H., Löffler, J., Reincke, H., Schmidt, R., Stachele, B., von Tümpling, W., & Wanke, A. (2004). Pharmaceuticals in the river Elbe and its

tributaries. *Chemosphere*, 57(2), 107-126. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.05.017>

Yasar, A., Ahmad, N., Chaudhry, M. N., Rehman, M. S. U., & Khan, A. A. (2007). Ozone for color and COD removal of raw and anaerobically biotreated combined industrial wastewater. *Polish Journal of Environmental Studies*, 16(2), 289-294. Recuperado de <http://www.pjoes.com/Ozone-for-Color-and-COD-Removal-of-Raw-and-Anaerobically-Biotreated-Combined-Industrial,87988,0,2.html>