



**Junio 7, 8 y 9 del 2023**  
Centro de Convenciones Ágora  
Bogotá - Colombia



# MEMORIAS DEL 66° CONGRESO INTERNACIONAL DE ACODAL: AGUA, SANEAMIENTO, AMBIENTE Y ENERGÍAS RENOVABLES.

SEXAGÉSIMA SEXTA VERSIÓN – 7, 8, 9 DE JUNIO 2023

**ACODAL** **Junio 7, 8 y 9 del 2023**  
ASOCIACIÓN COLOMBIANA DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL  
Centro de Convenciones Ágora  
Bogotá - Colombia

**66° Congreso Internacional**  
Agua, Saneamiento, Ambiente y Energías Renovables

**3<sup>er</sup> Encuentro de Secretarios de Agua, Saneamiento y Planeación**

**Países aliados:**

- Cámara de Comercio Colombo Israelí
- NL Países Bajos
- Polish Investment & Trade Agency PFR Group
- U.S. COMMERCIAL SERVICE United States of America Department of Commerce

**Entidades aliadas:**

- MINISTERIO DE VIVIENDA, CIUDAD Y TERRITORIO
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE
- Superservicios Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios
- CRA
- WOP Colombia
- BID
- Schweizerische Eidgenossenschaft Confederation suisse Confederazione Svizzera Confederaziun Svizra Secretaría de Estado para Asuntos Económicos SECO
- AIDIS
- FEE BLUE FLAG COLOMBIA
- aclima Bosque Environment Cluster
- THE Water Research FOUNDATION
- Water Environment Federation the water quality people®
- American Water Works Association

**Media Partner:**

- AGUASRESIDUALES.INFO

[www.congresos.acodal.org.co](http://www.congresos.acodal.org.co)  
[www.acodal.org.co](http://www.acodal.org.co)

Facebook, Instagram, Twitter, LinkedIn, WhatsApp

Michelle Feuillet Guerrero  
COMPIRADORA

## **JUNTA DIRECTIVA**

### **PRESIDENTE JUNTA DIRECTIVA:**

Carlos Rufino Costa Posada

### **VICEPRESIDENTE JUNTA DIRECTIVA:**

Pedro Nel González Escobar-Mexichem Colombia SAS PAVCO

### **MIEMBROS PERSONALES:**

Carlos Rufino Costa Posada (p) – Diana Marcela Zapata Pérez (s)  
Luis Alberto Jaramillo (p) – Amparo Cadena Lezama (s)

### **SECTOR INDUSTRIAL Y COMERCIAL:**

Nicolás Restrepo Uribe –Accesorios y Válvulas Apolo SAS

### **SECTOR SERVICIOS PÚBLICOS:**

Jairo de Castro Peña -Triple A S.A E.S.P.  
Jorge Wilson Vega Arango –Acueducto y Alcantarillado Sostenibles SA ESP

### **SECTOR DE CONSULTORÍA Y/O INGENIERÍA:**

Carlos Fernando Faccini – Acuameunier SAS

### **SECTOR UNIVERSITARIO:**

Henry Maury Ardila - Universidad de la Costa CUC

### **VEEDOR:**

Manuel Ricardo Ruiz Romero (p) – Iván Montaña Neisa (s)

### **PRESIDENTE EJECUTIVA:**

Carlos Rufino Costa Posada

### **MIEMBROS SECCIONALES:**

#### **Seccional Caribe**

**Presidente:** Claudia Patricia Carrillo Ortiz

#### **Seccional Centro**

**Presidente:** Carlos Andrés Eduardo Villamil

#### **Seccional Occidente**

**Presidente:** Jonathan Ochoa Galvis

#### **Seccional Noroccidente**

**Presidente:** Jaime Laíno Quiceno



**ACODAL**

ASOCIACIÓN COLOMBIANA DE INGENIERÍA  
SANITARIA Y AMBIENTAL

**Junio 7, 8 y 9 del 2023**

Centro de Convenciones Ágora  
Bogotá - Colombia

**66° Congreso  
Internacional**

Agua, Saneamiento, Ambiente y Energías Renovables



## **CONGRESO INTERNACIONAL DE ACODAL: AGUA, SANEAMIENTO, AMBIENTE Y ENERGÍAS RENOVABLES.**

Esta es una publicación de la Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental ACODAL.

Se recogen aquí las memorias del 66° Congreso Internacional de Agua, Saneamiento, Ambiente y Energías Renovables, evento que se realizó de manera presencial.

ISSN: 2539-0309 (En línea)

Bogotá, 12 de agosto del 2022.

©©Compiladores:

Michelle Feuillet Guerrero

©© Varios Autores

©© Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – ACODAL

Diagonal 60 No. 22 – 20

Bogotá D.C., Colombia PBX: 706 09 00

[investigacion@acodal.org.co](mailto:investigacion@acodal.org.co)

Todos los derechos reservados. Prohibida su reproducción total o parcial, por cualquier medio o método sin autorización por escrito de ACODAL.



**Junio 7, 8 y 9 del 2023**  
Centro de Convenciones Ágora  
Bogotá - Colombia



# MEMORIAS DEL 66° CONGRESO INTERNACIONAL DE ACODAL: AGUA, SANEAMIENTO, AMBIENTE Y ENERGÍAS RENOVABLES

## SEXAGÉSIMA SEXTA VERSIÓN 7, 8 y 9 de junio 2023

Michelle Feuillet Guerrero  
**COMPILADORES**

## Contenido

Presentación.....	7
Evaluación del comportamiento del almidón extraído de la yuca y del plátano como alternativa de coagulantes naturales en la potabilización del agua comparado con coagulantes químicos (sulfato de aluminio y el PAC).....	8
Uso de instrumentación analítica moderna para la identificación de metales pesados en aguas residuales en cursos de química- Caso Uniminuto.....	18
Evaluación preliminar de la toxicidad aguda causada por líquidos vapeadores mediante ensayos con semillas de lechuga (Lactuca Sativa) .....	28
Evaluación de la eficiencia del mucílago del café como coagulante orgánico, para la remoción de turbidez. Considerando el pH óptimo y dosis óptima. ....	32
Contaminación atmosférica con microplásticos: toxicidad y potenciales efectos en la salud .....	44
Estudio preliminar de la Oxidación Electroquímica como alternativa de tratamiento para efluentes contaminados con cianuro provenientes del proceso de lixiviación de oro .....	58
Evaluación de la Vulnerabilidad a la Contaminación de Aguas Subterráneas del Sistema Acuífero de La Mojana. ....	67
Obtención de un biocombustible a partir de la lactosa presente en los desechos de la fabricación de queso a escala piloto en una empresa láctea de Valledupar .....	80
Análisis espacio-temporal de incendios del Norte y Centro de Suramérica a partir de información satelital y programación en R: 2009-2019.....	92
Opciones reales y su aplicación en proyectos de energía renovable. Revisión de estado del arte .....	97
Propuesta para la determinación de la eficiencia del poder calorífico de Los pellets de la cáscara de la cereza del café como biomasa .....	114
Análisis espacial de la gestión de residuos plásticos en Colombia.....	122
Gestión integral de residuos peligrosos en una institución de educación superior del noreste de México. ....	128
Tecnologías para la mitigación de microplásticos. Una revisión de literatura. ....	143
Optimización del proceso de peroxidación electroquímica para el tratamiento de un efluente de la industria textil contaminado con colorante negro ácido 194 pretratado mediante coagulación/floculación .....	152



**Junio 7, 8 y 9 del 2023**  
**Centro de Convenciones Ágora**  
**Bogotá - Colombia**



Evaluación del potencial de aplicación de un proceso electro-Fenton con generación in situ de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> mediante fieltro de carbono activado comercial .....	162
Caracterización de efluentes industriales de la lixiviación de oro con cianuro en entables mineros del departamento de Caldas .....	172

## PRESENTACIÓN

La Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – ACODAL, realizó el 66° Congreso Internacional, considerado como el congreso más importante del sector de agua, saneamiento, residuos, ambiente y energías renovables. El evento se llevó a cabo los días 7, 8 y 9 de Junio 2023 en el centro de convenciones ÁGORA de la ciudad de Bogotá.

En esta ocasión se contó con la presencia de representantes de países Aliados como Israel, Holanda, Polonia y Estados Unidos e instituciones aliadas como Ministerios, Viceministerios y Comisiones, motivo por el cual los más reconocidos especialistas y empresarios de los sectores académicos, industrial, tecnológico y financiero se dieron cita en este evento de calidad excepcional.

El Congreso Internacional de ACODAL fué un evento para reencontrarnos y compartir experiencias por medio de una excelente agenda académica, muestra empresarial, tecnológica y comercial con más de 100 stand, la realización de contactos y relación directa con representantes del Gobierno Colombiano, participación en mesas de diálogos sectoriales, asistencia a debates con panelistas internacionales, nuevos conocimientos a través de Workshops y Master Class entre muchas otras oportunidades.

En este documento encontrarán las memorias ISSN de los trabajos técnicos en versión completa que fueron presentados durante el evento, y los cuales son investigaciones de interés que se han realizado por diferentes organizaciones y universidades locales e internacionales en diferentes sectores del agua y medio ambiente las cuales son referentes en el sector.

Esperamos, mediante el presente documento, contribuir al desarrollo y fortalecimiento de la ingeniería.

## EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DEL ALMIDÓN EXTRAÍDO DE LA YUCA Y DEL PLÁTANO COMO ALTERNATIVA DE COAGULANTES NATURALES EN LA POTABILIZACIÓN DEL AGUA COMPARADO CON COAGULANTES QUIMICOS (SULFATO DE ALUMINIO Y EL PAC).

**Lorena F. Sierra Cuello<sup>1</sup> Luis F. Ramirez<sup>2</sup> Jose Alejandro Montenegro Liñan<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad Popular del Cesar

<sup>2</sup> ingeniería Ambiental y Sanitaria Universidad Popular del Cesar

<sup>3</sup> ingeniería Ambiental y Sanitaria Universidad Popular del Cesar

\*Autor correspondiente: Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria Universidad Popular del Cesar, sede campus sabanas Valledupar, Cesar, Colombia. Email: lorenasierra@unicesar.edu.co

### **Abstract**

In developing countries, the coagulation and flocculation processes for water treatment are carried out using imported raw materials, generating high costs in the purchase of the products necessary to carry out the process (Romero, 2006). For this reason, it is necessary to search for alternatives that include the use of coagulants of vegetable origin. The purpose of the research was to evaluate the behavior of starch extracted from cassava and plantain as an alternative to natural coagulants in the treatment of water purification, compared to chemical coagulants (aluminum sulfate and PAC). It was carried out in three phases: Characterize the tributary (Guatapuri river); establish the optimal dose of organic and inorganic coagulants and analyze the variation of physicochemical parameters, such as pH and turbidity, with the use of starch extracted from cassava and plantain starch, aluminum sulfate and PAC. The results showed that Aluminum sulfate and PAC had the highest removal efficiencies for the dry season, with ranges from 87% to 86% approximately. The rainy season presented a greater removal, due to the increase in the turbidity of the water. Of the organic coagulants, plantain starch showed better results in both seasons compared to cassava starch coagulant, being more effective in removing turbidity in surface waters. Keywords: Organic coagulants, inorganic coagulants, water treatment, turbidity.

### **Resumen**

En los países en desarrollo, los procesos de coagulación y floculación para el tratamiento de agua se realiza utilizando materias primas importadas generando altos costos en la compra de los productos necesarios para realizar el proceso (Romero, 2006). Por esta razón, se hace necesaria la búsqueda de alternativas que incluyan la utilización de coagulantes de origen vegetal. La investigación tuvo por objeto evaluar el comportamiento del almidón extraído de la yuca y del plátano como una alternativa de coagulantes naturales en el tratamiento de potabilización del agua, comparado con coagulantes químicos (sulfato de aluminio y el PAC). Se realizó por tres fases: Caracterizar el afluente (río Guatapuri); establecer la dosis óptima de los coagulantes orgánicos e inorgánicos y analizar la variación de los parámetros físicoquímicos, tales como pH y turbidez, con el uso de almidón extraído de la yuca y el almidón de plátano, el sulfato de aluminio y el PAC. Los resultados mostraron que el sulfato de Aluminio y el PAC los de mayores eficiencias de remoción para la temporada seca, con rangos de 87% a 86% aproximadamente. La temporada de lluvias presentó una mayor remoción, debido al aumento de la turbidez del agua. De los coagulantes orgánicos, el almidón de plátano mostró mejores resultados en ambas temporadas en comparación con el coagulante de almidón de yuca, siendo más efectivo para remover turbidez en aguas superficiales.



**Palabras clave:** Coagulantes orgánicos, coagulantes inorgánicos, tratamiento de agua, turbidez.

### **Introducción**

El agua en su forma molecular pura no existe en la naturaleza, por cuanto contiene sustancias que pueden estar en suspensión o en solución verdadera según el tamaño de disgregación del material que acarrea (Arboleda, 1992). Dentro de dichas sustancias las partículas coloidales son consideradas como uno de los problemas más comunes en las aguas crudas, debido a que por su densidad y tamaño no se sedimentan fácilmente; por lo cual se debe propiciar un proceso de coagulación, cuyo objetivo es la desestabilización química de las partículas coloidales que se encuentran en suspensión con el uso de sustancias denominadas coagulantes; estas agrupan las partículas con el fin de lograr un tamaño que se decante fácilmente (Andia, 2000) Los procesos para la remoción de estas sustancias son importantes, porque de ellos depende la calidad del agua, la cual es indispensable para su posterior consumo. Para coadyuvar la suspensión de estas partículas se utilizan agentes coagulantes, estos son los principales agentes en el proceso de coagulación, siendo por lo general de naturaleza inorgánica (Barreto, 2019). El uso excesivo de estos coagulantes ha ocasionado serios problemas a la salud humana, como afectaciones en sistema nervioso y reproductivo, debido a los residuos que deja, aun en el agua ya tratada (Solís et al., 2012). Por lo anterior se da el interés en investigar otro tipo de coagulantes orgánicos obtenidos de plantas o frutos en el tratamiento del agua, los cuales no son tóxicos y tienen una alta biodegradabilidad (Abebe, 2016; Sierra *et al* 2019) El propósito de la presente investigación consiste en evaluar el comportamiento del almidón extraído de la yuca y del plátano como una alternativa de coagulantes naturales en el tratamiento de potabilización del agua y así mismo compararlos con coagulantes químicos (sulfato de aluminio y el PAC). La población objeto de estudio fueron las aguas afluentes del río Guatapurí ubicada en el municipio de Valledupar, capital del departamento del Cesar. Las muestras se recogieron durante un periodo de tres (3) meses en verano y 3 meses en invierno, con un volumen aproximado de 20 litros y fueron almacenadas a 4°C para su conservación. Se desarrollaron 4 tratamientos el coagulante extraído del almidón de yuca, el coagulante de almidón de plátano, el sulfato de aluminio, el PAC; se realizó una caracterización inicial al agua antes de ser sometida a dichos tratamientos y posterior a la aplicación de cada uno de ellos, los parámetros a analizar fueron pH, temperatura, alcalinidad, turbidez y color. Cada parámetro se determinó utilizando la metodología estándar. Tras la finalización de esta investigación, se obtuvo los porcentajes de remoción de los parámetros que demuestran la eficiencia del almidón extraído de la yuca y del almidón de plátano como coagulantes naturales en el tratamiento de potabilización del agua superficial y fueron comparados con coagulantes químicos (sulfato de aluminio y PAC).

## **Objetivos**

### **Objetivo general**

Evaluar el comportamiento del almidón extraído de la yuca y del plátano como una alternativa de coagulantes naturales en el tratamiento de potabilización del agua, comparado con coagulantes químicos (sulfato de aluminio y el PAC).

### **Objetivos específicos**

- Caracterizar el afluente (río Guatapurí) de las plantas de tratamiento de agua potable de EMDUPAR en términos de los parámetros de pH, turbidez, color y alcalinidad.
- Establecer la dosis óptima del almidón extraído de la yuca, del almidón de plátano, el sulfato de aluminio y el PAC en la remoción de partículas suspendidas.
- Analizar la variación de los parámetros fisicoquímicos, tales como pH, alcalinidad, color y turbidez, con el uso de almidón extraído de la yuca y el almidón de plátano, el sulfato de aluminio y el PAC.

## **Metodología**

La población de estudio fueron las aguas provenientes del río Guatapurí (Valledupar).

### Muestras de agua superficial

Se realizaron muestreos durante los períodos de sequías y períodos de lluvias. Las muestras se recogieron durante un tiempo aproximado de tres (3) meses en el cual se realizaron seis (6) muestreos simples. Las muestras fueron almacenadas en recipientes plásticos con volumen de 20 L y se analizaron mediante el test de jarras. Las muestras eran trasladadas al Laboratorio de Ingeniería Ambiental y Sanitaria de la Universidad Popular del Cesar donde se realizaba el respectivo análisis. Se hizo una caracterización inicial para determinar pH, turbidez, color y alcalinidad, los análisis de estos parámetros se realizaron empleando las técnicas y métodos del APHA AWWA WPCF (1998).

### Preparación del almidón extraído de la yuca

Se pesaron 10 Kg de yuca, los cuales posteriormente se pelaron, rallaron y licuaron con aproximadamente 500 mL de agua tibia. La solución producida se separó con la ayuda de un tamiz No. 100. El cernido se dejó en reposo durante un día y posteriormente el sobrenadante producido fue desechado, para así poder exponer el producto sedimentado a altas temperaturas. Cuando finalmente se secó todo el producto, se procedió a la molienda con ayuda de un rodillo. Tras este procedimiento se pudo extraer una (1/2) libra de almidón. Luego el producto final fue almacenado en envases PET para su conservación.

### Preparación del almidón de plátano.

Para el almidón de plátano se pesaron 2 Kg. Se pelaron y se cortaron en láminas delgadas las cuales fueron expuestas a altas temperaturas. Una vez seco el producto, se procedió a realizar la molienda, después fue pasado a tamizado, eliminando partículas gruesas. Posteriormente, fue almacenado para su conservación (Carrasquero *et al*, 2017).

### Preparación de las soluciones coagulantes

Para la preparación de la solución del coagulante se disolvió 1 g del producto final tras la molienda, en 100 mL de agua destilada, esto con la ayuda de una probeta graduada. El mismo procedimiento se llevó

a cabo con el almidón de plátano, el almidón de yuca, el sulfato de aluminio y policloruro de aluminio (PAC)

#### Prueba de jarras

Se realizó test de jarras con un tiempo de un (1) minuto para mezcla rápida, con una velocidad de 120 rpm. Mezcla lenta durante cuarenta y cinco (45) minutos con una velocidad de 30 rpm, y finalmente el periodo de sedimentación durante treinta (30) minutos. Se utilizaron seis jarras, a cada una se le adiciono 1 L de agua de muestra. Se hizo uso de una jarra control en cada una de las corridas del test de jarra para cada uno de los coagulantes

#### Diseño experimental

Se realizó un diseño experimental completamente al azar, con cinco tratamientos (almidón de yuca, almidón de plátano, sulfato de aluminio, el PAC y un blanco). Para la determinación de la dosis óptima de las soluciones coagulantes se realizó el test de jarras, las dosis aplicadas oscilaron entre 10 mg/L y 50 mg/L; posterior a esto cada tratamiento se realizó por triplicado aplicando el test de jarras con las dosis previamente determinadas y se estableció el porcentaje de remoción de los parámetros analizados. Posteriormente se evaluaron los resultados de los coagulantes naturales con los resultados de los coagulantes químicos. Los datos obtenidos fueron procesados por Excel, con la ayuda de un análisis de varianza (ANOVA) y prueba de Dunnett en caso de que fuera necesario.

### **Resultados**

#### Prueba de jarras temporada lluviosa

La tabla a continuación permite conocer los resultados de la prueba de jarras para la temporada lluviosa usando coagulante de almidón de plátano, con turbidez inicial de 286.6 NTU, color 17 UPC, alcalinidad 45 mg/l y pH 8.11.

**Tabla 1.** Resultados prueba de jarras-coagulante de plátano

<b>COAGULANTE DE PLÁTANO</b>							
<b>Época</b>	<b>Dosis De Coagulante (mg/L)</b>	<b>Turbidez (NTU)</b>	<b>Remoción De Turbidez (%)</b>	<b>pH</b>	<b>Color</b>	<b>Remoción De Color (%)</b>	<b>Alcalinidad (mg/L)</b>
<b>lluvia</b>	0	40.97	85.71	8.12	11.10	34.71	44.33
	10	37.91	85.99	8.11	10.90	34.51	44.67
	20	40.72	85.79	8.11	11.20	34.12	45.33
	30	40.89	85.73	8.11	10.96	35.53	43.67
	40	40.96	85.70	8.07	11.34	33.30	44.00
	50	40.92	85.72	8.02	11.13	34.53	44.33

Fuente: autores 2023

Como se evidencia en la tabla anterior, el coagulante de plátano presentó resultados favorables de remoción con dosis óptimas de 10 mg/L, alcanzando remoción de turbidez de 85.99% y pH de 8.1. Sin embargo, cabe resaltar que, en comparación con la temporada seca, se presentó mayor eficiencia en la remoción de turbidez y color, lo que puede deberse al aumento de la turbidez en el agua.

En el caso del color y la alcalinidad, se puede evidenciar que los resultados obtenidos con la coagulación orgánica no exceden los niveles máximos permisibles por la norma, lo que garantiza el agua para consumo humano. En ese sentido, la información contenida en la tabla permite interpretar que el coagulante usado para este ensayo, no generan grandes cambios en la alcalinidad del agua tratada, observándose que no se presentan mayores afectaciones al comparar la prueba control y el tratamiento con los coagulantes extraídos de la cáscara de plátano.

La tabla a continuación permite conocer los resultados de la prueba de jarras para la temporada lluviosa usando coagulante de almidón de yuca, con turbidez inicial de 286.6 NTU, pH 8.11, color 17 UPC, y alcalinidad 45 mg/l

**Tabla 2.** Resultados prueba de jarras-coagulante de almidón de yuca

COAGULANTE DE YUCA							
Época	Dosis De Coagulante (mg/L)	Turbidez (NTU)	Remoción De Turbidez (%)	pH	Color	Remoción De Color (%)	Alcalinidad (mg/L)
Lluvía	0	66.36	72.30	7.78	11.50	12.94	40.33
	10	62.47	77.21	7.74	10.67	17.65	40.67
	20	64.84	75.12	7.75	10.83		40.67
	30	64.80	74.60	7.73	10.77		40.67
	40	65.18	72.87	7.76	10.73	14.70	40.67
	50	64.69	75.87	7.77	10.80	17.06	40.00

Fuente: Autores, 2023

Como se evidencia en la tabla anterior, el coagulante de yuca presentó resultados favorables de remoción con dosis óptimas de 10 mg/L, alcanzando rangos mayores al 77% y pH de 7.74. Cabe resaltar que, en comparación con la temporada seca, se presentó mayor eficiencia en la remoción, Sin embargo, su eficiencia de remoción sigue siendo menor que la del coagulante de plátano.

En el caso del color y la alcalinidad, se puede evidenciar que los resultados obtenidos con la coagulación orgánica no exceden los niveles máximos permisibles por la norma, lo que garantiza el agua para consumo humano, pero, en comparación con el almidón de plátano, este removi6 menos el color del agua. En ese sentido, la información contenida en la tabla permite interpretar que el coagulante usado para este ensayo, no generan grandes cambios en la alcalinidad del agua tratada, observándose que no

se presentan mayores afectaciones al comparar la prueba control y el tratamiento con los coagulantes extraídos del almidón de yuca.

La tabla a continuación permite conocer los resultados de la prueba de jarras para la temporada lluviosa usando coagulante Sulfato de aluminio con turbidez inicial de 286.6 NTU, pH 8.11, color 17 UPC, y alcalinidad 45 mg/l.

**Tabla 3** Resultados prueba de jarras-Sulfato de Aluminio

COAGULANTE SULFATO DE ALUMINIO							
Época	Dosis De Coagulante (mg/L)	Turbidez (NTU)	Remoción De Turbidez (%)	pH	Color	Remoción De Color (%)	Alcalinidad (mg/L)
Lluvia	0	24.07	85.97	7.17	4.00	33.33	30.67
	10	23.13	86.99	7.23	3.60	36.66	30.33
	20	23.83	85.87	7.13	3.80	35.56	30.00
	30	24.44	85.71	7.13	3.73	41.11	31.00
	40	24.70	85.59	7.17	3.67	41.11	30.33
	50	23.93	85.78	7.14	4.00	33.33	30.67

Fuente: Autores, 2023

Como se evidencia en la tabla anterior, el Sulfato de Aluminio presentó resultados favorables de remoción con dosis óptimas de 10 mg/L, alcanzando remociones de turbiedad superiores al 86% con un pH de 7.23. Cabe resaltar que, en comparación con la temporada seca, se presentó mayor eficiencia en la remoción, lo que puede deberse al aumento de la turbidez en el agua, la cual sigue siendo la mayor en comparación con los demás tratamientos.

En el caso del color y la alcalinidad, se puede evidenciar que los resultados obtenidos con la coagulación inorgánica no exceden los niveles máximos permisibles por la norma, lo que garantiza el agua para consumo humano. Se evidencia que la dosis óptima para remoción de color fue 30mg/l. La información contenida en la tabla permite interpretar que el coagulante usado para este ensayo, no generan grandes cambios en la alcalinidad del agua tratada.

La tabla a continuación permite conocer los resultados de la prueba de jarras para la temporada lluviosa usando coagulante PAC con turbidez inicial de 286,6 NTU, pH 8,11 color 17 UPC, y alcalinidad 45 mg/l.

**Tabla 4.** Resultados prueba de jarras-PAC

COAGULANTE PAC							
Época	Dosis De Coagulante (mg/L)	Turbidez (NTU)	Remoción De Turbidez (%)	pH	Color	Remoción De Color (%)	Alcalinidad (mg/L)
Lluvia	0	73.67	85.27	8.11	8.27	50.78	45.00
	10	69.98	86.74	8.11	7.86	53.75	45.00
	20	72.82	85.60	8.08	8.20	51.57	44.67
	30	72.25	85.74	8.09	8.23	51.57	44.00
	40	72.92	85.60	8.09	8.18	51.88	44.33
	50	69.63	85.46	8.06	8.25	51.47	44.33

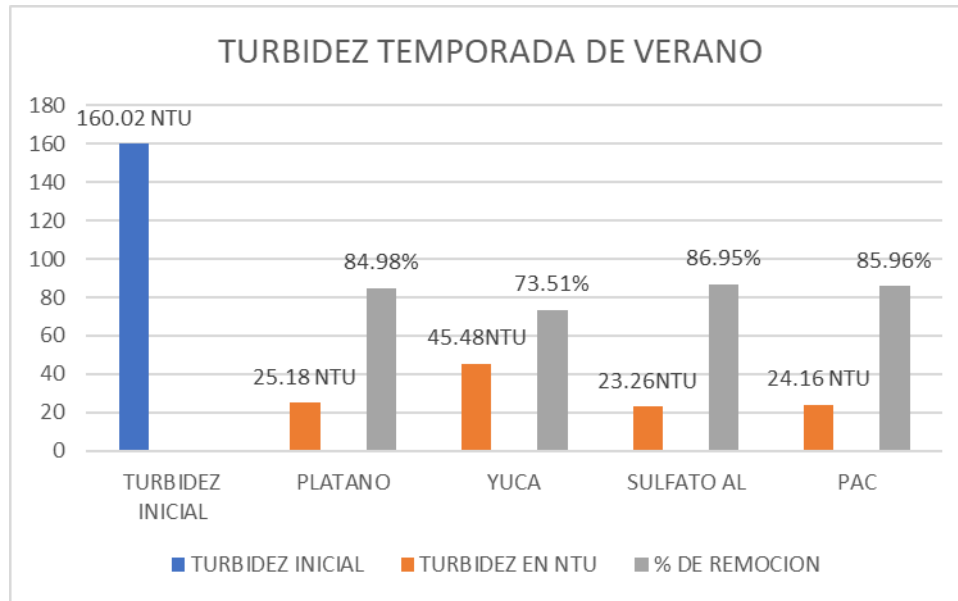
Fuente: Autores, 2023

Como se evidencia en la tabla anterior, el coagulante PAC presentó resultados favorables de remoción con dosis óptimas de 10 mg/L, alcanzando rangos superiores al 86% para turbiedad y pH de 8.1. Logrando una remoción del color superior al 50% la cual es mayor a los demás coagulantes analizados. Cabe resaltar que, en comparación con la temporada seca, se presentó mayor eficiencia en la remoción, lo que puede deberse al aumento de la turbiedad en el agua.

En el caso del color y la alcalinidad, se puede evidenciar que los resultados obtenidos con la coagulación inorgánica no exceden los niveles máximos permisibles por la norma, lo que garantiza el agua para consumo humano. Por lo cual se establece que la información obtenida permite interpretar que en las condiciones de estudio el coagulante PAC no generan grandes cambios en la alcalinidad del agua tratada. Los resultados obtenidos muestran que este coagulante inorgánico posee mayor efectividad que los coagulantes naturales en la remoción de la turbiedad, pero menor eficiencia en comparación con el sulfato de aluminio para remoción de turbiedad. Sin embargo, presenta un mejor comportamiento que el sulfato de aluminio en la remoción de color, logrando remoción superior al 50%.

#### Prueba de jarras temporada lluviosa

A continuación, podemos observar los porcentajes de remoción de la turbiedad en una de las muestras analizadas en época de verano para cada uno de los tratamientos empleados.



**Grafica 1.** Resultados obtenido remoción de turbiedad época de verano

La grafica anterior permite conocer el porcentaje de remoción de los tratamientos con las diferentes dosis optimas obtenidas en época de verano, siendo el sulfato de Aluminio y el PAC los de mayores eficiencias de remoción para la temporada de verano con remociones de 86.95% a 85.96% respectivamente. La temporada de lluvias presentó una mayor remoción, debido al aumento de la turbidez del agua. De los coagulantes orgánicos, el almidón de plátano mostró mejores resultados en ambas temporadas en comparación con el coagulante de almidón de yuca, siendo más efectivo para remover turbidez en aguas superficiales.

Lo anterior se fundamenta y relaciona con los resultados de Asrafuzzaman et al. (2011) quienes estudiaron el uso de coagulantes naturales para reducir la turbidez de agua sintética. En el caso específico del almidón de plátano, las dosis usadas fueron 50, 60, 70, 80, 90, 100mg/L; la turbidez del agua utilizada se tomó como agua de alta turbidez (100 NTU), media turbidez (48 NTU) y baja turbidez (25 NTU). La turbidez fue medida antes y después del tratamiento. Ellos concluyeron que el almidón de plátano tiene un mejor desempeño en aguas de alta turbidez que en aguas con turbidez media o baja.

#### Diseño experimental

Finalmente se realizó el diseño experimental completamente al azar planteado en la metodología con los datos obtenidos en la prueba de jarras. El diseño tenía la finalidad de identificar la diferencia mínima significativa entre los resultados arrojados de remoción de turbidez por cada coagulante y de esta manera, establecer el coagulante más eficiente para el tratamiento de aguas superficiales.

**Tabla 5.** Diseño experimental

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado medio	F	Valor P
<b>Entre grupos</b>	1527,52	5	305,504	4,69	0,0250
<b>Intra grupos</b>	781,98	12	65,165		
<b>Total</b>	2103,21	17			

*Fuente: Autores, 2023*

En la tabla, se presenta el análisis de varianza (Anova). Si el valor P es  $< 0,05$  el factor analizado influye sobre la variable respuesta objeto de estudio, cuando el valor P es  $> 0,05$  el factor no tiene ninguna incidencia.

El valor P = 0,0250 de la tabla identifica que la dosis de coagulante, sulfato de aluminio y PAC incide sobre la turbidez del agua del río Guatapurí. Por lo tanto, se podrá emplear indistintamente las dosis de 10, 20, 30, 40, 50mg/l para obtener la menor turbidez. Al tratarse de una sustancia nociva para la salud humana, se debe emplear la menor cantidad posible, o reemplazar por los coagulantes naturales.

En el respectivo análisis el sulfato de aluminio removió porcentajes superiores al 86% de la turbidez del agua del río Guatapurí, mientras que el coagulante natural del plátano, quien presenta una diferencia significativa en comparación con el almidón de yuca, presentando porcentaje de remoción de la turbidez superior al 85%. Al tratarse solo del proceso de clarificación (coagulación, floculación y sedimentación), el almidón de plátano es una alternativa viable de bajo costo y sin efectos nocivos en la salud de los consumidores, contrario a los efectos que pueden ocasionar coagulantes inorgánicos estudiados sulfato de aluminio y el PAC (Bratby, 2006; Colbert 2007)

### **Conclusiones**

Los datos obtenidos en el ensayo permitieron conocer que el sulfato de Aluminio y el PAC son los coagulantes de mayores eficiencias de remoción de turbiedad para la temporada de verano, veranillo y lluvia con rangos entre el 86% y el 87%; en cuanto a los coagulantes orgánicos para las diferentes temporadas se encontró que el almidón de plátano es más eficiente que el almidón de yuca con porcentajes de remoción de turbidez superiores al 85%. En la temporada de lluvias se presentó una mayor remoción, debido al aumento de la turbidez del agua. De los coagulantes orgánicos, el almidón de plátano mostró mejores resultados en ambas temporadas en comparación con el coagulante de almidón de yuca, siendo más efectivo para remover turbidez en aguas superficiales. En cuanto a la remoción de



color el coagulante que presento mejor remoción fue el PAC superando el 50%. Dado que el coagulante de almidón de plátano presentó unos resultados de remoción de turbiedad muy cercanos a los coagulantes inorgánicos logrando buena eficiencia es recomendable seguir estudiando este coagulante como alternativa en el tratamiento de potabilización del agua, dado que es un producto natural y no presenta efectos nocivos a la salud.

### **Referencias Bibliográficas**

- Abebe, L. S., Chen, X., & Sobsey, M. D. (2016). *Chitosan Coagulation to Improve Microbial and Turbidity Removal by Ceramic Water Filtration for Household Drinking Water Treatment*. International Journal of Environmental Research and Public Health, 269.
- Andia, Y. (2000). *Tratamiento de agua: coagulación y floculación*. 2015, de Servicio de agua potable y alcantarillado de Lima. Sitio web: [http://www.sedapal.com.pe/c/document\\_library/get\\_file?uuid=2792d3e3-59b7-4b9e-ae55-56209841d9b8&groupId=10154](http://www.sedapal.com.pe/c/document_library/get_file?uuid=2792d3e3-59b7-4b9e-ae55-56209841d9b8&groupId=10154)
- Arboleda, J. (1992). *Teoría de la coagulación del agua*. 2015, de ACODAL Sitio web: <http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/teoria.pdf>
- Asrafuzzaman, D., Fakhuruddin, M., Alamgir Hossain, D. (2011). *Reduction of turbidity of water using locally available natural coagulants*. Int. Scholarly Res. Network. ISRN Microbiology. Article ID 632189. 6p.
- Bratby, J. (2006) *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment*, 2a ed., IWA Publishing, Alliance House, UK, 424 pp.
- Carrasquero, S. J., Montiel Flores, S., Faria Perche, E. D., Parra Ferrer, P. M., Marin Leal, J. C., & Díaz Montiel, A. R. (2017). *Efectividad de coagulantes obtenidos de residuos de papa (Sonalum tuberosum) y plátano (Musa paradisiaca) en la clarificación de aguas*. Revista Facultad De Ciencias Básicas, 13(2), 90-99.
- Romero, Jairo. (2006) *Purificación del agua*. Bogotá. Escuela Colombiana de Ingeniería. Segunda Edición: ISBN 958-8060-66-4
- Solís, R., Láinez, J., Hernández, J. (2012) *Mezclas con potencial coagulante para clarificar aguas superficiales*. Revista Int. Contam. Ambie. 28
- Sierra A., Navarro A., Mercado I., Flórez A., Jurado M. (2019). *Remoción de la turbidez del agua del río Magdalena usando médula de banano como coagulante*. Revista UIS Ingeniería. 18 (4), 131-138.
- Barreto Pardo, J. S., Vargas Moncada, D. K., Ruiz Martínez, L. E. y Gomez Ayala, S. L. (2019). *Evaluación de coagulantes naturales para el tratamiento de aguas residuales domésticas*. Revista De Investigación Agraria Y Ambiental, 11(1), 105 - 116. <https://doi.org/10.22490/21456453.3081>

## USO DE INSTRUMENTACIÓN ANALÍTICA MODERNA PARA LA IDENTIFICACIÓN DE METALES PESADOS EN AGUAS RESIDUALES EN CURSOS DE QUÍMICA. CASO UNIMINUTO

**Julio César Rivera Rodríguez<sup>1\*</sup>, Yeni Paola Mosco Rodríguez<sup>2</sup>, Miguel Torres<sup>3</sup>, Juan David Cañón<sup>4</sup>, Mikel Fernando Hurtado Morales<sup>5</sup>**

<sup>1</sup>Profesor de tiempo completo de química inorgánica de la Corporación Universitaria Minuto de DIOS – UNIMINUTO, Bogotá, Colombia. Doctorado en Proyectos de la Universidad Americana de Europa – UNADE, Investigador Junior de Colciencias y miembro activo del Grupo de Estudios en Ingeniería Civil GEIC categorizado en B. Facultad de Ingeniería. ORCID: 0000-0002-0086-711X; <https://scholar.google.com/citations?user=HllvPeIAAAAJ&hl=es&oi=ao>

<sup>2</sup>Yeni Paola Moscoso Rodríguez, Programa de ingeniería Agroecológica. Facultad de Ingeniería. Corporación Universitaria Minuto de DIOS -UNIMINUTO.

<sup>3</sup> Miguel Torres. Programa de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería. Corporación Universitaria Minuto de DIOS - UNIMINUTO.

<sup>4</sup> Juan David Cañón. Programa de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería. Corporación Universitaria Minuto de DIOS -UNIMINUTO

<sup>5</sup>Investigador Asociado de la Corporación Universitaria Minuto de DIOS. Maestría en Ciencias Química - Termodinámica de la Universidad Nacional de Colombia, Master in Materials Science and Nanotechnology. Doctor en Ciencias Químicas del Estado Sólido y Posdoctorado en Física de Nanomateriales. <http://orcid.org/0000-0002-7588-9313>; <https://scholar.google.es/citations?user=KflyAiMAAAAJ&hl=es>

\*Autor correspondiente: Facultad de Ingeniería, Programa de Ingeniería Civil. Carrera 73A No. 81B – 70. Corporación Universitaria Minuto de DIOS – UNIMINUTO, Bogotá, Colombia. Email: julio.rivera@uniminuto.edu

### **Abstract**

This work shows the identification and quantification of heavy metals chromium, lead and silver in wastewater derived from basic inorganic chemistry laboratory practices of the engineering programs of the Minuto de Dios University Corporation, using atomic absorption analytical techniques (FAAM), Scanning electron microscopy using X-ray scattering elemental analysis probe (SEM-EDS) and Potentiometry (CV). Through the results by electro-analytical techniques by means of cyclic voltammetry identified the presence of Pb and Ag; showing a peak of oxidation potential for Ag to Ag<sup>+</sup> at 0.42 V and for Pb to Pb<sup>2+</sup> that appears at 0.06 V. In the case of Cr, the apparent concentration is very low, so that this type of currents suggest that there is no presence of Cr. The low amounts of Pb and Ag and the absence of Cr reflect that experimental chemical practices make efficient use of reagents, generating in turn an awareness of different water pollution processes that they serve as a case study for students in training.

Keywords: Heavy metals, analytical chemistry, SEM-EDS, Cyclic voltammetry, Atomic absorption

### **Resumen**

Este trabajo muestra la identificación y cuantificación de metales pesados cromo, plomo y plata en aguas residuales derivados de prácticas de laboratorio de química inorgánica básica de los programas de

ingeniería de la Corporación Universitaria Minuto de Dios, empleando técnicas analíticas de absorción atómica (FAAM), microscopía de barrido electrónico empleando sonda de análisis elemental por dispersión de rayos-X (SEM-EDS) y Potenciometría (CV).

A través de los resultados por técnicas electro analíticas por medio de voltametría cíclica se identificó la presencia de Pb y Ag; evidenciándose un pico de potencial de oxidación para Ag a  $Ag^+$  a 0,42 V y para Pb a  $Pb^{2+}$  que aparece a 0,06 V. En el caso de Cr, la concentración aparente es muy baja, de modo, que este tipo de corrientes sugieren que no hay presencia de Cr. Las bajas cantidades de Pb y Ag y la no presencia de Cr reflejan que las prácticas químicas experimentales hacen un uso eficiente de los reactivos, generando a su vez una conciencia frente a diferentes procesos de contaminación de aguas que sirven como caso de estudio para los estudiantes en formación.

**Palabras clave:** Metales pesados, química analítica, SEM-EDS, Voltametría cíclica, Absorción atómica

### **Introducción**

A pesar de que se ha efectuado un proceso de inclusión tecnológica y de modernización mediante acciones correctivas y preventivas para problemas ambientales, como se señala en el estudio de Huesemann (2004) y los procesos de innovación establecidos por Lozano et al (2016), los cuerpos de agua siguen siendo un problema actual y constante que abarcan una gran cantidad de agentes contaminantes depositados en los mismos, bien sea directamente por productos del sector industrial y minero o a través del sector doméstico. Su proceso de regulación y control está alejado de una política ambiental ordenada y sistematizada para el contexto de cada país y ajeno a los enfoques de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS).

Esta situación se extiende a las instituciones de educación superior IES, en donde no existen en muchos casos planes integrales de gestión que permitan la minimización, separación y tratamiento de metales pesados, teniendo presente que dichos metales pesados generan una demanda significativa en las prácticas de laboratorio de química, siendo un problema que debe preocupar a la comunidad universitaria.

Es así que la realización de tantas prácticas tipo receta en espacios académicos de primeros cursos de ciencia e ingeniería producen un gran volumen de desechos químicos, y en ocasiones ignorando las implicaciones sociales y ambientales para los cuerpos de agua circundantes, causando contaminación al agua, los componentes del suelo, el aire e incluso daños colaterales en el nivel atmosférico. Sin embargo, el problema se extiende aún más cuando las técnicas analíticas se describen como una cuestión puramente mecánica donde el papel del instrumento en la producción de conocimiento científico se vuelve como una caja negra que puede manejar y manipular un erudito versado en ciencia e ingeniería.

En este sentido, la actividad experimental realizada se convierte en una serie de pasos operativos y mecánicos de tipo repetitivo y algorítmico dejando de lado la comprensión y uso de los instrumentos analíticos como herramientas científicas que permitan la oferta de servicios a las comunidades externas con problemas ambientales determinados. Cobra vital importancia referir que la revisión exhaustiva de publicaciones en revistas indexadas nacionales e internacionales refleja una serie de trabajos centrados en el uso de instrumentos y técnicas analíticas para el análisis de metales pesados, como lo señala Hernández et al (2016). En una minoría, se hace referencia a la técnica, su fundamento y uso del equipo,

ya que es conocido que existen los respectivos manuales de operación y las respectivas orientaciones a través del uso como lo mencionan Fifiield, et al (1995); Hirokazu O (2019); Rafiul et al. (2019); Vinod K et al. (2019); Fahad N (2015); Yuya K, et al. (2017).

Lo cierto es que se ha de potenciar la utilización de herramientas que faciliten el proceso de enseñanza-aprendizaje del análisis instrumental en primeros cursos de química, como uno de los grandes desafíos para las ciencias y la ingeniería con el fin de generar procesos de control ambiental.

### ***Materiales y Métodos***

La zona de muestreo definida fue el laboratorio de química inorgánica de la Corporación universitaria Minuto de DIOS, en donde fueron recolectadas las muestras de cromo, plomo y plata en tubos de Mohr. Con el apoyo de la Universidad Central, éstas muestras fueron trasladadas para realizar el correspondiente análisis en el laboratorio mediante tres técnicas analíticas (absorción atómica, microscopía por barrido electrónico y potenciometría).

## **Working Electrode**

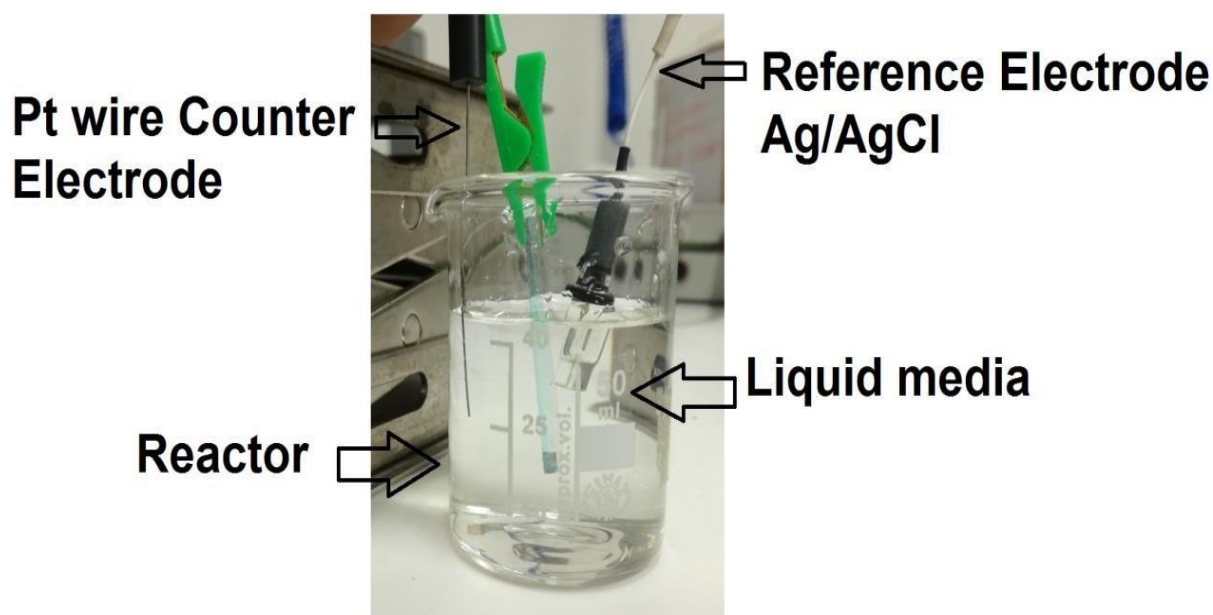


Fig. 1. Celda electroquímica para el análisis de metales pesados en medios líquidos.

La figura 1, presenta el montaje efectuado para la configuración de la celda electroquímica controlada por un equipo potenciométrico utilizado para analizar el contenido de metales pesados en medios líquidos. Ésta técnica es muy versátil y ampliamente utilizada en la industria y consiste en el uso de la naturaleza físico y química de las sustancias en medio acuoso y visibilizar el comportamiento de la celda.

Convencionalmente la celda electroquímica tiene un electrodo de trabajo donde los fenómenos relacionados con la oxidación o reducción de una especie química bajo la influencia de un potencial eléctrico (ITO / Glass). Además, la celda electroquímica consta de un electrodo de referencia, generalmente uno de AgCl el cual se utiliza para comparar cómo cambia el potencial del sistema en estudio, y finalmente, un tercer electrodo llamado típicamente un contraelectrodo de platino que permite cerrar la celda electroquímica Estrada et al. (2017), Shi-Hua Chen et al. (2018). Para efectos del análisis de muestras de cromo, plomo y plata, fue utilizado el equipo potenciométrico E-DAQ 466 en un modo de voltamperometría cíclica.

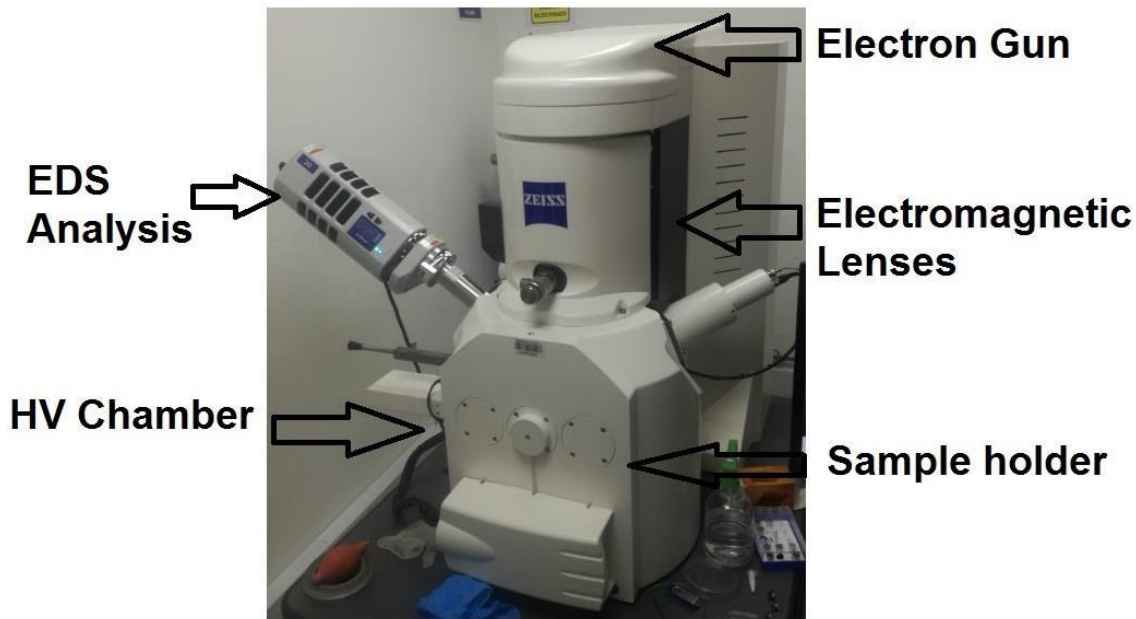


Fig. 2. Microscopio electrónico de barrido SEM con sistema EDS.

La Figura 2, muestra el microscopio electrónico de barrido como un instrumento de observación fuera del rango visible (longitudes de onda cortas equivalentes a alta energía). En el SEM los electrones de una fuente se aceleran en un potencial entre 1.0 y 30.0 eV, estos electrones primarios al impactar una superficie logran generar varios fenómenos de interacción de radiación con materia. Dentro de los fenómenos fundamentales más comúnmente utilizados, los electrones primarios hacen que los electrones de la muestra se liberen en diferentes ángulos, lo que provoca los llamados electrones secundarios. Estos últimos, permiten tener muy alta resolución de imágenes de la superficie de los materiales en estudio, pero adicionalmente logran liberar rayos X que, cuando se analizan, permiten inferir la naturaleza química de la muestra en estudio. Finalmente, es oportuno señalar que el equipo SEM requiere condiciones de alto vacío ( $1 \times 10^{-6}$  mbar) para analizar exclusivamente la composición química de las muestras y no los gases circundantes. Eliminar los gases implica que los electrones primarios no se encontrarán en su trayectoria con núcleos que los desvían, para que la imagen y el análisis químico sea preciso.

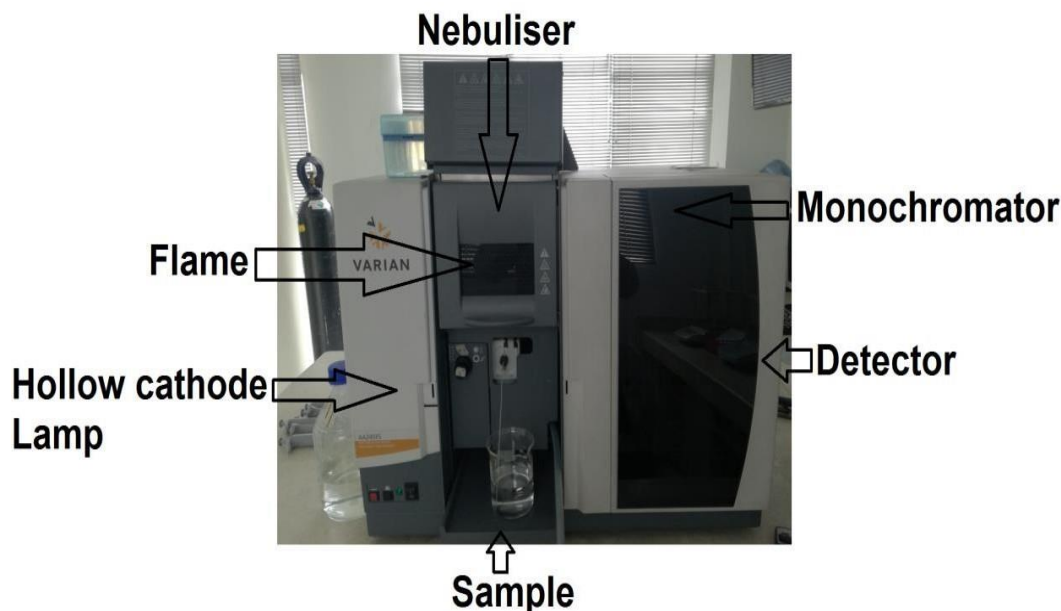


Fig. 3. Equipo de absorción atómica utilizado para determinar metales pesados por fase de plasma

Se observa el equipo de absorción atómica en la figura 3, el cual está compuesto por una lámpara de cátodo hueco, una muestra líquida - sistema de nebulización, una pantalla protectora para la preservación de la llama, un sistema monocrómador y un sistema de detección. Este es utilizado como técnica analítica que determina el fenómeno de ionización para el análisis espectralmente de la luz presente en la fase de plasma, por lo tanto, las líneas espectrales o absorción son picos de cada elemento químico que permiten diferenciar entre las naturalezas atómicas del metal presente en un medio principalmente líquido. Finalmente, es oportuno señalar que el sistema de detección de analizador de llama permite la intensidad de la señal de absorción de una muestra que se relaciona con un patrón, para saber la concentración de un metal pesado dentro de un cuerpo de agua en estudio. Para esta investigación, se encuentra también la voltametría cíclica como una técnica analítica electroquímica bastante precisa que permite identificar y cuantificar diferentes especies químicas en medio líquido utilizando una celda electroquímica como se muestra en la Figura 1. En la figura 4, se muestra la voltametría cíclica de tres metales pesados Pb, Cr y Ag. El pico de potencial de oxidación para Ag a  $Ag^+$  es evidente a 0,42 V y para Pb a  $Pb^{2+}$  aparece a 0,06 V. En el caso de Cr, la concentración aparente es muy bajo, ese tipo de corrientes sugieren que no hay presencia de Cr. Esto significa que las prácticas químicas experimentales muestran un uso eficiente de los reactivos a base de cromo.

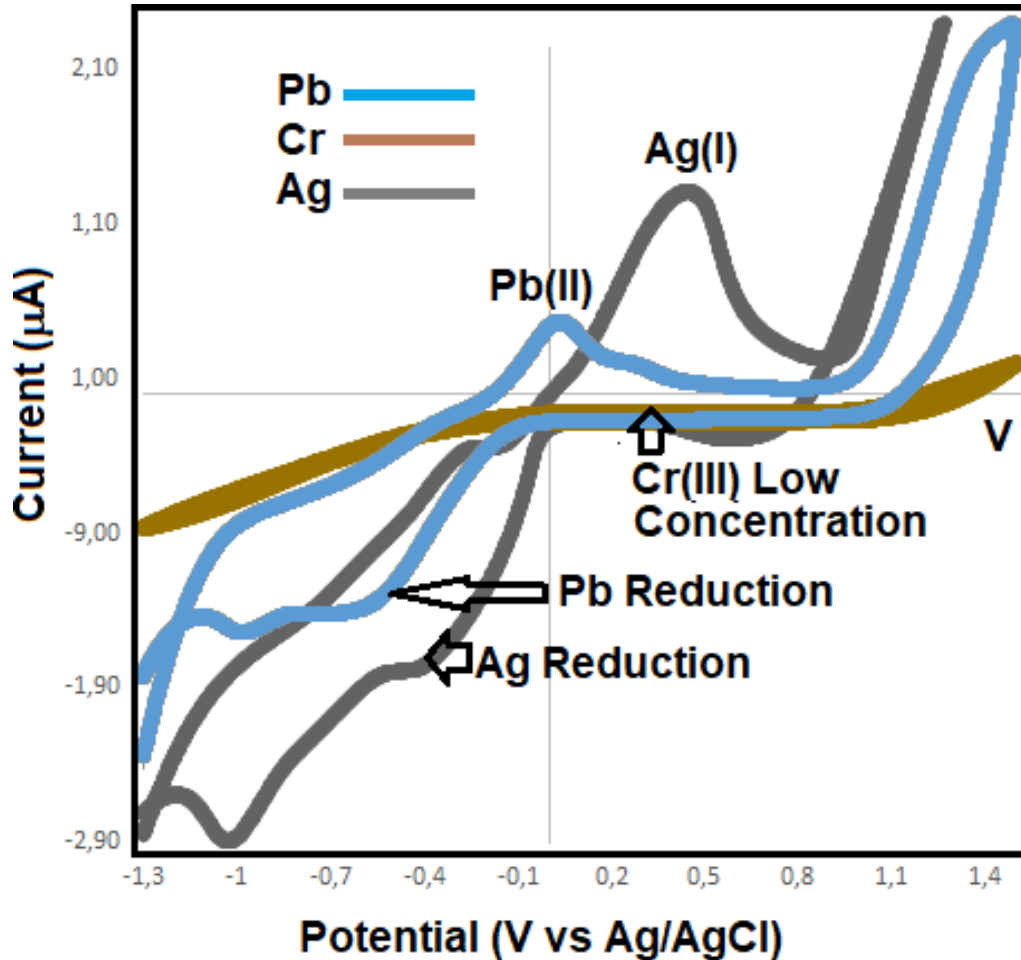
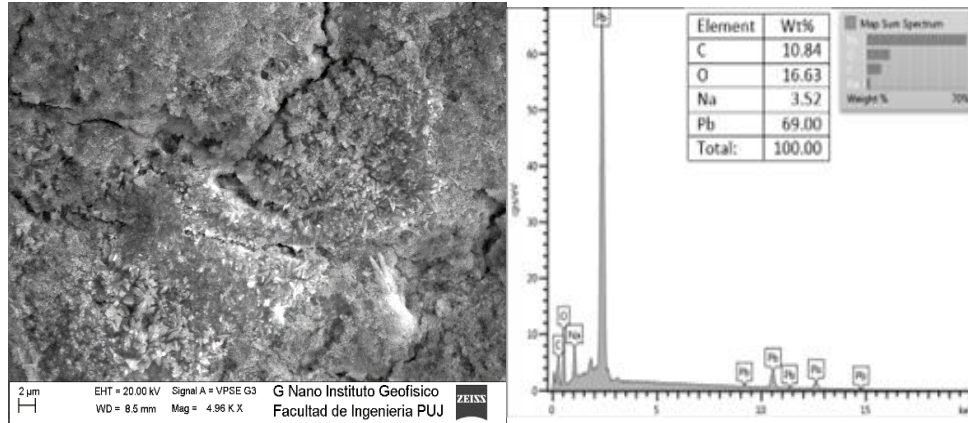
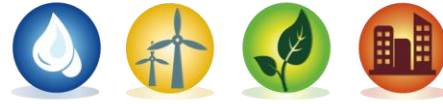


Fig. 4. Voltametría cíclica de plomo (Pb), cromo (Cr) y plata (Ag)

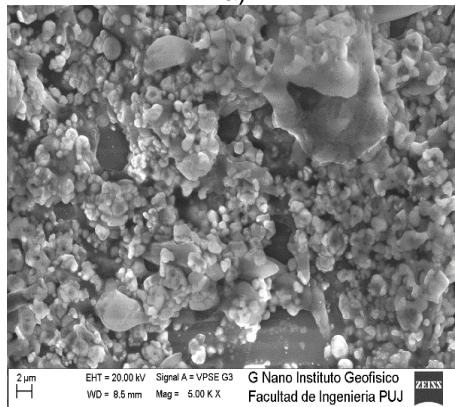
### Resultados y Discusión

Las imágenes obtenidas por SEM utilizando electrones secundarios muestran que los residuos sólidos de los cuerpos de agua dispuestos en las prácticas químicas, una vez secos, obviamente muestran Pb y Ag, mientras que Cr no se aprecia, como se aprecia en la figura 5. Eso confirma un uso eficiente de los reactivos de cromo y alta eficiencia de reacción durante las prácticas de laboratorio. Los residuos sólidos de las aguas residuales de Pb, Ag y Cr se caracterizaron y se evidenció su composición elemental por análisis EDS que muestra restos insolubles de Pb y Ag pero no son evidentes las especies de cromo. Esto significa que no se forman especies de cromo sólido durante las prácticas de laboratorio.



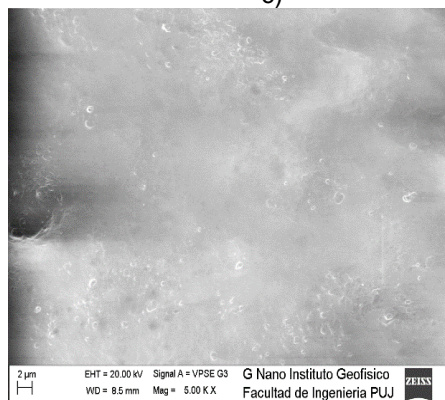
a)

b)



c)

d)



e. f)

Fig. 5. a) Imagen SEM de residuos sólidos de Pb, b) Análisis EDS de (a) muestra, c) Imagen SEM de residuos sólidos de Ag, d) Análisis EDS de (c) muestra, e) Imagen SEM de sólido residuos de Cr, f) análisis EDS de (e) muestra.



Mediante la técnica analítica de absorción atómica no fue posible detectar Ag porque el equipo no tiene la lámpara específica para detectar su presencia. (Ver tabla 1).

Para cuantificar Pb y Cr se realizó el método de absorción atómica de llama, donde la concentración de Pb fue de 0,208 ppm y para Cr fue de 0,0126 ppm.

Tabla 1. Método de absorción atómica de llama para la cuantificación de plata y plomo

Results analysis of heavy metals by flame atomic absorption method				
Sample	Concentration ppm	Absorbance	Dilution	Final Volume
Pb Pattern	2,196	0,0807	Pure	10 ml
Sample from waste water with Pb	0,208	0,083	9 ml H <sub>2</sub> O /1 ml of sample	10 ml
Cr Pattern	0,143	0,0004	Pure	10 ml
Sample from waste water with Cr	0,0126	0,0001	9ml H <sub>2</sub> O /1 ml of sample	10 ml

### Conclusiones

Si el equipo de análisis químico es explicado de una manera simple y didáctica a los estudiantes, ellos pueden apropiarse más fácilmente de los conceptos teóricos vistos en clase y de la misma manera pueden interpretar los resultados sobre metales pesados como cromo, plata y plomo. Igualmente, la importancia de analizar los resultados con respecto a la concentración de metales pesados en estas aguas residuales permite reconocer el grado de contaminación que se está generado a partir de las prácticas de laboratorios y generar proceso para el control ambiental a través de protocolos específicos.

Ahora, es posible demostrar a los estudiantes en el laboratorio de química que el análisis instrumental moderno no son cajas negras, ya que permiten reconocer el grado de contaminación de metales pesados de diferentes volúmenes de aguas residuales contaminadas con Pb, Cr y Ag. Esta información permitirá a los estudiantes reconocer el uso adecuado del agua y las implicaciones de su contaminación, de modo que puedan articular la apropiación social del conocimiento enmarcado en los objetivos de desarrollo sostenible. Al mismo tiempo, la información obtenida permitirá identificar la generación de soluciones acuosas que contienen desechos químicos peligrosos para efectos de su disposición final.

La identificación de metales pesados a través de técnicas modernas sugiere al estudiante reconocer diferentes fenómenos fisicoquímicos en función del rango de observación o identificación de sustancias. Si bien nuestro ojo humano observa entre los 400 y 700 nm, en ocasiones debemos emplear instrumentación que nos permite ampliar ese rango de observación como es el caso de observar pequeñas muestras solidas a través de la dispersión de electrones en el microscopio electrónico de barrido (empleando longitudes de onda del orden de los electrones), fenómenos de ionización por llama

en un equipo de absorción atómica o cuando al aplicar un potencial eléctrico a través de una celda electroquímica podemos identificar la presencia de una especie química en estudio. La explicación del funcionamiento básico de la instrumentación moderna permite al estudiante entender de manera eficiente los conceptos y tener mayor claridad frente acción puede tomar cuando analiza sus resultados.

En la misma medida, los valores de concentración de los metales pesados alcanzados permitirán que la institución universitaria comience a diseñar un protocolo para su colección y disposición y que sus actividades se centren en los objetivos del desarrollo sostenible, tales como: (3) buena salud, (6) agua limpia y saneamiento, (12) producción responsable y consumo, (13) proteger el planeta y (15) la vida y la tierra. Lo anterior es fuertemente vinculado a la responsabilidad social de generar conocimiento y cómo estas acciones tienen un impacto en las decisiones de los estudiantes en su formación profesional.

### **Agradecimientos**

El equipo de trabajo agradece a los grupos de investigación GEIC y Agroeco de la facultad de ingeniería de la corporación universitaria minuto de Dios por apoyar diferentes iniciativas de investigación enfocadas en el buen uso del recurso hídrico. Se agradece al PCIS Parque Científico de Innovación Social y a la Dirección de Investigaciones sede principal Uniminuto por la gestión administrativa realizada dentro del proyecto Código CPT123-200-5159 financiado dentro de la convocatoria de investigación para prototipado de tecnologías que promuevan el cuidado o la restauración del medio ambiente, convocatoria para el desarrollo y fortalecimiento de la investigación en Uniminuto vigencia 2023.

### **Referencias Bibliográficas**

- Fahad N (2018). Evaluación de los niveles de algunos metales pesados en el agua en las granjas Oasis de Alahsa, Arabia Saudita Arabia, con análisis por espectrofotometría de absorción atómica. Revista Árabe de Química. Vol. 8. No. 2, (2015), pp 240-245/[doi.org/10.1016/j.arabjc.2011.08.018](https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2011.08.018)
- Hernández et al (2016). Técnicas analíticas para el control de la contaminación ambiental. Revista ciencia UNEMI. Vol 20. No. 20. Págs. 118 – 131. [dx.doi.org/10.29076/issn.2528-7737vol9iss20.2016pp118-131p](https://doi.org/10.29076/issn.2528-7737vol9iss20.2016pp118-131p)
- Hirokazu. Ozaki, Hiroshi. Contaminación por metales pesados inmutable antes y después del cambio en los residuos industriales. Procedimiento de tratamiento Nature Scientific Reports 1-12 (2019) doi: 10.18632/oncotarget.26726
- Huesemann (2004). El fracaso de la ecoeficiencia para garantizar la sostenibilidad: desafíos futuros para la ecología industrial, Environ. Prog., Vol. 23, no. 4, págs. 264–270, 2004. DOI : 10.1002/ep.10044
- Estrada J, et al (2019). Determinación electroanalítica de metales pesados en agua. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2019.113663>.
- Lozano et a (2016). Nuevas perspectivas para el uso sostenible de recursos y energía, gestión y transformación: enfoques desde la química y la ingeniería ecológica y sostenible. J. limpio. Pinchar. 118, 1-3.<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.041>

Rafiul Alam, Zia Ahmed (2019). Evaluación de la contaminación por metales pesados en el agua, el suelo y las plantas alrededor del abrir el vertedero Mogla Bazar en Sylhet, Bangladesh. Agua subterránea para el desarrollo sostenible. doi.org/10.9734/arjass/2019/v9i130114.

Shi-Hua Chen et al (2018). Métodos espectrales electroquímicos para la detección de trazas de metales pesados: A revisión. Tendencias en química analítica 106, pp 139-150. doi.org/10.1021/acs.analchem.5b01957

Vinod Kumar, Ripu Daman Parihar (2019). Evaluación global del contenido de metales pesados en cuerpos de agua superficiales: Un metaanálisis utilizando índices de contaminación por metales pesados y análisis estadísticos multivariados. Quimiosfera 236. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.124364

Yuya. Koike, Kenta, Hagiwara (2017). Mejora de la absorbancia atómica de Cr, Zn, Cd y Pb en espectrometría de absorción atómica de hornos de metal utilizando tubos de absorción. Analytical Chemistry Research 11. doi.org/10.1016/j.ancr.2016.11.004.

## EVALUACIÓN PRELIMINAR DE LA TOXICIDAD AGUDA CAUSADA POR LÍQUIDOS VAPEADORES MEDIANTE ENSAYOS CON SEMILLAS DE LECHUGA (LACTUCA SATIVA)

**María Camila Figueroa Mendoza<sup>1</sup>, Valentina Aldana Roa<sup>2</sup>, William A. Lozano-Rivas<sup>3\*</sup>**

<sup>123</sup>Universidad Piloto de Colombia – Semillero de investigación Gestión Sostenible de los Recursos Naturales (GSRN)

\*Autor correspondiente: Bogotá D.C., Universidad Piloto de Colombia, Calle 45 #8-14– Chapinero, Bogotá, Bogotá D.C. Código Postal 110231. Colombia. Email: [william-lozano@unipiloto.edu.co](mailto:william-lozano@unipiloto.edu.co)

### **Abstract**

Since the introduction of vapers and electric cigarettes to the market, driven by being the alternative to replace the conventional cigarette, there have been effects on human health due to their consumption, since they can present pulmonary, cardiovascular, immunological and neurological risks. However, the phytotoxic effects that the substances used for these products may cause have not been evaluated; As a result of this concern, an investigation is carried out through a bioassay of the components of vaping liquids through lettuce seeds, where it was possible to demonstrate the high level of toxicity that represents a risk to ecosystems.

KeyWords: Phytotoxic, vapers, electronic cigarettes, bioassay

### **Resumen**

A partir de la introducción de vapeadores y cigarrillos eléctricos al mercado, impulsado por ser la alternativa para sustituir el cigarrillo convencional, se han presentado afectaciones a la salud humana por su consumo, ya que pueden presentar riesgos pulmonares, cardiovasculares, inmunológicos y neurológicos. Sin embargo, no habían sido evaluados los efectos fitotóxicos que pueden provocar las sustancias utilizadas para estos productos; a raíz de esta preocupación se realiza una investigación por medio de un bioensayo de los componentes de los líquidos de vapeadores a través de semillas de lechuga, donde se pudo demostrar el alto nivel de toxicidad que representa un riesgo para los ecosistemas.

**Palabras clave:** Fitotóxico, vapeadores, cigarrillos electrónicos, bioensayo.

### **Introducción**

En el año 2000 la introducción de los cigarrillos electrónicos y los dispositivos de vapeo en el mercado ha capturado la atención de un público adolescente, joven y adulto que está en constante crecimiento. Muchos de estos consumidores se sienten más seguros con estas alternativas que frente al cigarrillo convencional a pesar de los estudios que demuestran riesgos pulmonares, así como efectos

cardiovasculares, inmunológicos y de desarrollo neurológico (Overbeek, Kass, Chiel, Boyer, & Casey, 2020). El bioensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) es una prueba que permite evaluar los impactos fitotóxicos de compuestos puros o mezclas complejas sobre la germinación y los primeros días de crecimiento. Este efecto puede observarse tanto para la elongación de la radícula como del hipocótilo, aprovechando una mayor sensibilidad de la plántula frente a los factores externos que pueden considerarse adversos (Sobrero & Ronco, 2004).

Tanto las cápsulas de cigarrillos electrónicos como los líquidos para vapeo, contienen ingredientes como propilenglicol (PG) y glicerol (G), mezclado con esencias concentradas de sabor y aroma, así como, eventualmente, porcentajes variables de nicotina. No obstante, se han llegado a encontrar hasta 113 compuestos químicos en la mayoría de las marcas, que no son reportados al consumidor (Kucharska, Wesolowski, Czerczak, & R., 2016). Algunos de estos compuestos son: solventes, aldehídos, metales, compuestos orgánicos volátiles (COV), compuestos fenólicos e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP). Varias de estas sustancias se reconocen como tóxicas, carcinogénicas y capaces de causar problemas cardíacos y respiratorios (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2018). Aunque, por ejemplo, el propilenglicol y el glicerol, compuestos principales de estos líquidos, son usados y considerados seguros en alimentos e industria cosmética, los efectos adversos de la inhalación de sus vapores no han sido estudiados (FDA, 2015). Mediante la aplicación del bioensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) se busca determinar, el impacto potencial de estos líquidos usados en cigarrillos electrónicos y dispositivos de vapeo sobre las especies vivas y, consecuentemente, los ecosistemas.

### **Materiales y métodos**

Para aplicar el ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga, se seleccionaron tres marcas comerciales de líquido para vapeadores y semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) obtenidas en el mercado que indicaban un porcentaje de germinación cercano al 95%. En primer lugar, se realizó una prueba de control de viabilidad de las semillas en luz y oscuridad, demostrando un porcentaje de germinación de 94%, determinando que son aceptables para el experimento.

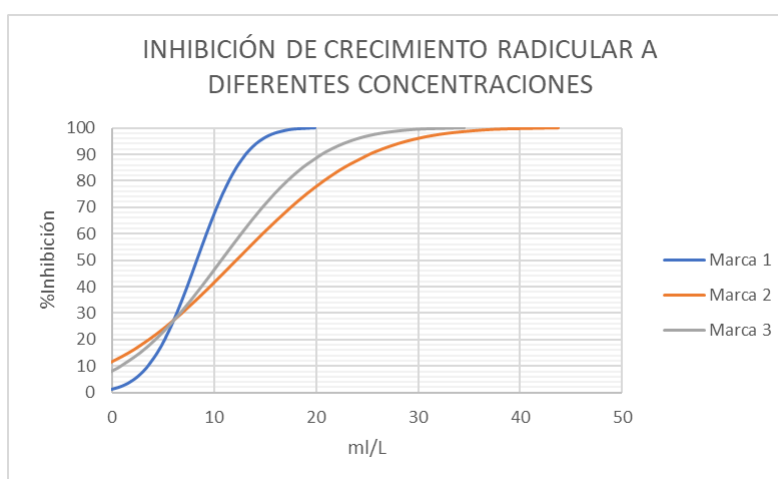
El ensayo se utiliza para determinar la inhibición de germinación por medición del crecimiento de la radícula y del hipocótilo de la semilla en milímetros; para ello la germinación se realizó en cajas de Petri con papel filtro, en condiciones de oscuridad y temperatura de 22±0.2 °C. El ensayo se hizo humedeciendo el papel filtro con 3 mL de 5 concentraciones distintas de líquido de vapeadores diluidas en agua destilada, además de un blanco con agua destilada solamente como muestra de control. En cada caja de Petri se ubicaron 20 semillas, haciendo pruebas por triplicado para cada concentración; para todas las pruebas se usó un tiempo de germinación de 96 horas. Luego de realizar las mediciones se organizaron los datos por medio de tablas y se hizo un análisis de resultados mediante una prueba de inhibición Probit en el *software* STATGRAPHICS 18, con un *alpha* de 0,05 y un NC de 95%.

**Tabla 1.** Técnicas analíticas utilizadas.

Parámetros	Técnica analítica	Unidad
Radícula	StatGraphics prueba de inhibición Probit	mm
Hipocótilo	StatGraphics prueba de inhibición Probit	mm

### Resultados y discusión

Los resultados obtenidos en la prueba se pueden observar en la gráfica de inhibición de crecimiento (Figura 1), donde se puede observar el porcentaje de inhibición en relación a la cantidad utilizada de líquido en las diluciones (ml/L) para cada una de las marcas utilizadas. Por medio de la gráfica y los datos obtenidos se identifica que la dosis letal media (DL50) encontrada para las tres marcas de líquido para vapeador estudiadas se da en el 50% de inhibición y está alrededor de 10 ml/L (dos cucharaditas), entendiéndola como la cantidad necesaria para llevar a la muerte a la mitad de las especies vivas empleadas en la prueba.



**Figura. 1.** Inhibición de crecimiento radicular a diferentes concentraciones

### Conclusiones

La demanda de consumo de los vapeadores y cigarrillos eléctricos ha influenciado el aumento de este mercado, evidenciando efectos perjudiciales a la salud humana. Adicionalmente, mediante el desarrollo de la presente investigación se encontró que los líquidos empleados para estos productos que fueron analizados por medio de un bioensayo, muestran altos niveles de toxicidad aguda que no sólo tienen el potencial de afectar las formas de vida sino también los ecosistemas y los cuerpos hídricos a los que, eventualmente, lleguen este tipo de sustancias de manera directa o indirecta, por ejemplo, como residuos de envases, cápsulas y otros materiales en contacto con ellos.

### Referencias bibliográficas

- FDA. (2015). *Propylene glycol and propylene glycol monostearate*. Obtenido de HHS. Select committee on GRAS substances (SCOGS) opinion: <https://www.fda.gov/food/ingredientpackaginglabeling/gras/scogs/ucm261045.htm>
- Kucharska, M., Wesolowski, W., Czerczak, S., & R., S. (2016). Testing of the composition of e-cigarette liquids—Manufacturer-declared vs. true contents in a selected series of products. *Medycyna Pracy*, 67(2), 239-253.



**Junio 7, 8 y 9 del 2023**  
Centro de Convenciones Ágora  
Bogotá - Colombia



- National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. (2018). *Public health consequences of e-cigarettes*. Washington, DC: The National Academies Press.
- Overbeek, D., Kass, A., Chiel, L., Boyer, E., & Casey, A. (2020). A review of toxic effects of electronic cigarettes/vaping in adolescents and young adults. *Crit Rev Toxicol.*, 50(6), 531-538.
- Sobrero, M. C., & Ronco, A. (2004). Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L. En *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas* (págs. 71-80). Instituto Mexicano de Tecnologías del Agua.

## EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DEL MUCÍLAGO DEL CAFÉ COMO COAGULANTE ORGÁNICO, PARA LA REMOCIÓN DE TURBIDEZ. CONSIDERANDO EL PH ÓPTIMO Y DOSIS ÓPTIMA.

**Santiago Banda Santamaría<sup>1</sup>, Gibrán Bello Segura<sup>1</sup>, Luis Antonio García Villanueva<sup>1\*</sup>**

<sup>1</sup>Facultad de Ingeniería, División de Ingenierías Civil y Geomática, Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México.

\*Autor correspondiente: Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México., Av. Universidad, No. 3000 – Ciudad Universitaria, Alcaldía Coyoacán. Ciudad de México. Código Postal 04510. México. Email: [lagvillanueva@ingenieria.unam.edu](mailto:lagvillanueva@ingenieria.unam.edu)

### **Abstract**

The urgent need to satisfy the demand of water for human use and consumption with a sustainable approach makes it necessary to look for new alternatives for the removal of turbidity in this environmental matrix. Therefore, the present work aims to evaluate the efficiency of coffee mucilage as an organic coagulant, for turbidity removal. Considering the pH and optimal dose. Jar tests were conducted, and the concentration of coffee mucilage was determined using samples collected from different extraction methods. The optimal pH for turbidity removal was found to be 11 and 12 with the optimal dose of 10 and 20 ml of coffee mucilage as coagulant. It is proved that coffee mucilage organic coagulant is an effective and viable option for turbidity removal in synthetic water, achieving removal efficiencies of 91.38% at pH 12 and 90.99% at pH 11.

KeyWords: Organic coagulant, coffee mucilage, water treatment, turbidity removal.

### **Resumen**

La imperante necesidad de satisfacer la demanda de agua para uso y consumo humano con un enfoque sustentable hace necesario buscar nuevas alternativas para la remoción de la turbidez en esta matriz ambiental. Por lo anterior, el presente trabajo busca evaluar la eficiencia del mucílago del café como coagulante orgánico, para la remoción de turbidez. Considerando el pH y dosis óptima. Por medio de pruebas de jarras y determinando la concentración de mucílago de café, con muestras recolectadas a partir de métodos de extracción diferentes. Siendo el pH 11 y 12 los óptimos para la remoción con la dosis óptima de 10 y 20 ml del mucílago del café como coagulante. Se comprueba que el coagulante orgánico del mucílago de café es una opción efectiva y viable para la remoción de turbidez en el agua sintética, alcanzando eficiencias de remoción de 91.38% para el pH de 12 y 90.99% para un pH de 11.

**Palabras Clave:** Coagulante orgánico, mucílago de café, tratamiento de agua, remoción de turbidez.

### **Introducción**

#### Justificación

En México, la industria cafetalera, es importante para el desarrollo nacional, ya que es una fuente generadora de empleos y de divisas para el país, así como para la conservación de la biodiversidad. (CEDRSSA, 2019). De acuerdo con la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, México ocupa el 11<sup>o</sup> lugar en cuanto a la producción mundial de café.



Dentro del proceso productivo del café, se tienen dos métodos para la obtención del producto final, el método seco y el método húmedo (Prada, 2014), en conjunto, durante todo el proceso productivo, únicamente se aprovecha el 5% del peso del fruto fresco para la preparación final de la bebida y el 95% constituyen los residuos orgánicos que contienen diferentes composiciones químicas. (Nuván y Rojas, 2018) Estos residuos orgánicos se componen de la pulpa y el mucílago de los frutos extraídos, adicionalmente se añaden como residuos los frutos del café que por diversos factores como su calidad o madurez no pueden ser considerados para la producción final.

De acuerdo a Mazille y Spuhler, independientemente de la naturaleza del agua tratada y del sistema integral de tratamiento aplicado, generalmente se incluye el proceso de coagulación-floculación como pretratamiento (antes de la filtración de arena) o como etapa posterior al tratamiento después de la sedimentación (en plantas de tratamiento de aguas centralizadas).

Por lo anterior y teniendo en cuenta que las empresas tanto mexicanas como extranjeras continúan en la búsqueda de mejorar los procesos productivos e industriales para hacerlos sustentables y generar el menor impacto al ambiente, el presente trabajo de investigación busca dar una posible alternativa utilizando el mucílago de café para la remoción de turbidez de aguas como un coagulante orgánico natural.

#### Objetivos de Trabajo

Evaluar la eficiencia del mucílago del café como coagulante orgánico, para la remoción de turbidez, considerando el pH óptimo y dosis óptima.

#### Antecedentes

Una de las necesidades de toda sociedad, es el poder garantizar servicios de higiene y saneamiento para la población, así como el suministrar agua para uso y consumo humano que sea limpia, segura, asequible y continua. (ONU, n.d.) Es por eso que deben de considerarse los aspectos microbiológicos, químicos y organolépticos en la calidad de este líquido vital. (OMS, 2011)

Una de las características físicas y organolépticas a considerar para la aceptación de la población es la turbidez, ya que además de ser un criterio estético, puede indicar directa o indirectamente la presencia de algún constituyente dañino en el agua. (Comisión Nacional del Agua, sf, p. 25). La turbidez o turbiedad en aguas superficiales se debe a la presencia de materia suspendida, coloidal y disuelta (Trussell et al., 2012) presente provenientes de los procesos erosivos, las partículas generadoras de esta característica, que también se conocen como coloides, tienen un tamaño que va desde 1 nm a 1 mm. (CONAGUA p. 27)

La importancia en la remoción de estas partículas de acuerdo a (Trussell et al., 2012) recae en que: a) reducen la calidad del agua por la turbidez, b) puede tener agentes infecciosos como virus, bacterias y otros microorganismos contenidos en los coloides, los cuales pueden protegerse de las reacciones de desinfección (CONAGUA p.27), y que c) algunos componentes como metales tóxicos pueden encontrarse adsorbidos en dichas partículas.

El continuo monitoreo de la turbiedad en el agua es importante debido a que es un parámetro normado en el marco legal mexicano y adicionalmente funciona como mecanismo de control en la eficiencia de los procesos de tratamiento, así como la calidad del efluente tratado. (CONAGUA, p.68). La Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021 que establece los límites permisibles de calidad para el agua de uso y consumo humano, en la cual se indica que para el año 2023, la turbidez del agua a la población debe tener como máximo 4.0 Unidades Nefelométricas de Turbidez (UNT), cambiando este límite máximo permisible (LMP) a 3.0 UNT a partir del año siguiente.

Dentro del tratamiento de aguas en plantas potabilizadoras, el sistema de clarificación convencional es uno de los más utilizados, por medio del cual el caudal a tratar atraviesa filtros o rejillas para la retención de sólidos de gran tamaño, posteriormente los sólidos remanentes son de naturaleza coloidal, por lo que se encuentran en suspensión. Estas partículas no pueden ser removidas debido a su tamaño, la mínima velocidad de sedimentación y la carga eléctrica superficial generalmente negativa que poseen. (N.F. Gray, 2005)

El proceso empleado más importante para la remoción de estos sólidos es la coagulación-floculación, el cual consiste en la adición de compuestos químicos, induciendo el contacto coagulante-materia en suspensión, con el objetivo de desestabilizar dicha materia fomentando la generación de agregados y adsorción de constituyentes disueltos, para favorecer la sedimentación y su subsecuente remoción. (CONAGUA, sf.; Barreto Pardo et al., 2022; Organización Mundial de la Salud, 2011; Hendricks, 2006; Trussell et al., 2012)

Este proceso tiene dos fases importantes: a) la elección adecuada del coagulante, dependiendo de la naturaleza de las partículas, la dosis de coagulante y la necesaria corrección de pH para alcanzar una alta eficiencia de remoción y b) generar los contactos entre el coagulante elegido y las partículas presentes en el agua para la formación de flóculos. (Hendricks, 2006; N.F. Gray, 2005)

Considerando lo anterior, se debe de realizar una prueba de jarras para obtener un proceso óptimo de coagulación-floculación. Este ensayo permite la medición y control de los efectos que tiene la dosis de coagulante empleado y el pH, en diferentes combinaciones donde se debe de medir la turbidez y el pH del agua sobrenadante. (N.F. Gray, 2005)

Los coagulantes mayormente usados son inorgánicos, compuestos por sales metálicas de aluminio o hierro, pero debido a las problemáticas ambientales -generación de altos volúmenes de lodos de tratamiento con características tóxicas- (Barreto Pardo et al., 2022 tomado de Abebe, et al., 2016) y a la salud -asimilación del aluminio en el organismo, debido a la solubilidad del mismo asociándose a enfermedades neurológicas como el Alzheimer- (N.F. Gray, 2005; Barreto Pardo et al., 2022) que potencialmente pueden generar este tipo de agentes químicos, los coagulantes naturales se presentan como una alternativa ambientalmente viable y económicamente factible para la remoción de turbidez. (Manzo Garrido, 2023)

Algunos de los beneficios de los coagulantes naturales están relacionados con su bajo costo, la disponibilidad que presentan, su biodegradabilidad, así como la posibilidad de revalorizar residuos de cadenas productivas existentes. A la fecha, en México no se tienen antecedentes del reuso en los residuos dentro de la cadena productiva del café como un agente coagulante.

### Café

El sistema de beneficio del café es el proceso de transformación del fruto o cereza del café, en el producto que después del tostado y molido, entra a la cadena del consumidor final. Dentro de este proceso de beneficio se generan diferentes subproductos del café, que, de no ser manejados, tratados o dispuestos de manera adecuada, podrían generar un impacto negativo al ambiente. Los principales subproductos orgánicos de acuerdo a (Samoaya Toledo et. al, 2014 tomada de ANACAFÉ, sf.) de este proceso son:

1.- Pulpa del café, subproducto de mayor volumen, representando el 56% del volumen del fruto (Samayoa Toledo et al. 2014). Con una gran carga orgánica, por lo que puede utilizarse como abono orgánico o para el compostaje. 2.- Mucílago, coagulante natural seleccionado para el presente trabajo de investigación, el cual se abordará en el apartado a continuación. 3.- Aguamiel, subproducto líquido (agua residual) del

proceso de despulpado y lavado, por lo que sus características dependen de estos dos procesos. 4.- Pergamino suelto (cascarilla) este subproducto, no representa riesgo contaminante dentro del beneficio húmedo.

El mucílago o mesocarpio del café es una capa de tejidos translúcidos compuesta de agua, azúcares y sustancias pécticas que actúa como hidrogel, el cual se localiza entre la pulpa y la cáscara de la semilla (Barreto Pardo et al., 2022; Puerta Quintero and Arias, 2011) este queda al descubierto cuando el grano es despulpado y su remoción es necesaria para facilitar el proceso de deshidratación, secado y conservación de las características de calidad del café pergamino. (IICA, 2010)

La caracterización de este subproducto ha sido el objeto de estudio de distintas investigaciones realizadas por varios autores. En la **Tabla 1** se observan las composiciones obtenidas en los resultados de dichos trabajos, para su aplicación en diferentes fines industriales.

La remoción del mucílago del café de manera inmediata después del despulpado es complicada, debido a las propiedades de hidrogel que posee por las sustancias pécticas. (Peñuela Martínez et al., 2011) Por lo que, en las condiciones actuales de la industria, la remoción del mucílago para el beneficio del café, se realiza por alguno de los dos métodos siguientes: a) Remoción mecánica (desmucilagadora) b) Remoción por fermentación natural. (Puerta Quintero and Arias, 2011; IICA, 2010; Samayoa Toledo et al. 2014) Se han desarrollado trabajos aplicando el mucílago de café como coagulante natural para la remoción de turbiedad en el agua, como el reportado por Barreto Pardo et al., 2022, donde mencionan dos tipos de coagulantes de mucílago de café obtenidos por métodos diferentes, el primero de una mezcla de mucílago acuoso generado en una planta de beneficio y el segundo, de una solución empleando un material particulado del mucílago después de un tratamiento térmico de la primera solución. En los resultados se observa que los dos coagulantes, siguen una tendencia, aunque presentan diferentes eficiencias de remoción. El primer coagulante extraído de mucílago de café, removió el 65% de la turbidez, con una dosis óptima de 300 mg/L. Por otro lado, el segundo coagulante tuvo una remoción entre el 30% - 39%. En ninguno se reporta el pH óptimo para la coagulación.

Adicionalmente, en el trabajo de Cendales Arévalo et al., 2016, se realizaron múltiples pruebas de jarras comparando la eficiencia de coagulantes inorgánicos (Cloruro férrico) contra el mucílago de café con dos maneras de extracción, una de manera acuosa, la cual no consiguió remover turbiedad y otra con una solución salina que presentó una remoción del 29% con una dosis de 120 mg/L. Las bajas eficiencias reportadas fueron potencialmente generadas por la poca variación del pH al hacer las pruebas de jarras, al realizarlas con un intervalo de 7 a 8 unidades de pH. Para dichas pruebas, las dosis empleadas estuvieron en el rango de 20-240 mg/L.

### **Material y metodología**

Se realizó una visita a campo, donde se recolectó mucílago de café en dos beneficios cafetaleros, que utilizan métodos de remoción del mucílago diferentes. Dichos beneficios, pertenecen a dos municipios del estado de Veracruz, como se observa en la **Figura 1**: Beneficio en Teocelo, con coordenadas 19.37901° N, 96.96861° O donde se remueve empleando una desmucilagadora (remoción mecánica), e Ixhuacán de los Reyes, con coordenadas 19.30855° N, 97.00900°, donde la remoción se da por fermentación y su posterior lavado. Los dos beneficios muestreados, cultivan y producen café de la especie *Coffea arabica* con altitudes de 1,250 m.s.n.m. para Ixhuacán de los Reyes y 1,335 m.s.n.m para el beneficio en Teocelo.

Se asignaron claves de nomenclatura para el desarrollo de la fase experimental de la siguiente manera, “Mec” para la muestra de remoción mecánica, la cual tenía un tiempo de almacenamiento en la cisterna del beneficio de tres días, al momento de la toma de muestra. Para el segundo beneficio, muestrearon en dos puntos distintos del proceso, “Fer” en la llave de desfogue de la unidad de proceso de fermentación con un día de almacenamiento en dicho tanque, para la segunda “Fer2” se muestreo el agua utilizada para el lavado del grano de café fermentado, con la intención de conocer la eficiencia de este residuo líquido, dicha solución tenía un total de dos días de fermentación.

Adicionalmente, se recolectan cerezas de café para la obtención de una muestra de mucílago en laboratorio. Esta muestra presentaba frutos de tamaños, variedades y coloraciones distintas. De los cuales se despulpan siete kilogramos de manera manual en el laboratorio, obteniendo los granos con el mucílago en un peso de tres kilogramos, posteriormente se le añade 4 litros de agua para su fermentación durante 24 horas y finalmente ser filtrado.

La fase experimental en el laboratorio comienza con el filtrado de las muestras acuosas recolectadas en campo y preparada en el laboratorio con un tamiz del no. 8 (2.36 mm) para separar los sólidos de gran tamaño, del mucílago del café y tener muestras sin contaminantes que afecten la eficiencia del coagulante orgánico.

Con base en la revisión bibliográfica se procede a determinar la concentración de mucílago en las muestras recolectadas en campo, siguiendo la metodología realizada por Cendales et al. 2016:

1. Se pesan en una balanza analítica (OHAUS, Galaxy 160) 3 cápsulas de porcelana a peso constante, apegado a la Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-211-SSA1-2002, por cada muestra.
2. Se agregan 20 ml de mucílago en cada cápsula y posteriormente se introducen al horno (**MARCA**) a una temperatura constante de 105° C, durante 24 horas.
3. Una vez que se hayan deshidratado las muestras de las cápsulas, se retiran del horno y se dejan enfriar en un desecador para pesar las cápsulas y obtener los sólidos totales. Y así conocer la concentración de mucílago por litro de cada muestra.

Para determinar la eficiencia del mucílago de café como coagulante orgánico, se aplica la técnica de la prueba de jarras, primero determinando el pH óptimo con el cual existe una mejor remoción de sólidos posteriormente determinar la dosis óptima de mucílago en ml. La prueba de jarras se realiza de la siguiente manera:

1. La preparación del agua sintética implica añadir 0.5 gramos de caolín por cada litro que se tiene de agua potable y agitar la mezcla en una parrilla agitadora (StableTemp, Cole-parmer) a una velocidad de 500 rpm.
2. Se miden 900 ml de agua sintética en las probetas y se vierten en vasos de precipitados de un litro que se colocan en el aparato de jarras (Phipps & Bird, Modelo PB-700 Jar Tester).
3. Se ajusta el aparato de jarras a una velocidad de 100 rpm para posteriormente agregar la dosis de mucílago en los vasos de precipitado, dando lugar a la mezcla rápida que tiene una duración de un minuto.
4. Posteriormente se cambia a una mezcla lenta, ajustando la velocidad a 40 rpm durante 15 minutos.
5. Una vez transcurrido el tiempo de mezcla se detiene el funcionamiento, levantando las paletas mezcladoras, permitiendo que los flóculos sedimenten durante 15 minutos, para extraer una muestra del sobrenadante y realizar la lectura de turbidez con el turbidímetro (HACH, 2100N Turbidimeter).

Se realizan dos pruebas de jarras una para determinar el pH óptimo y otra para la dosis óptima. Para las muestras tomadas en campo, se realiza un conjunto de dos pruebas por cada muestra, mientras que para la extracción de mucílago realizada en laboratorio se realiza a los tres, seis y ocho días de fermentación.

Para el pH óptimo se prepara 40 ml de mucílago de café siguiendo la metodología recomendada Cendales et al. 2016, ya que reporta un mayor porcentaje de remoción de sólidos. La prueba se hizo con pH de 5 hasta 12. Para reducir el valor del pH, se utiliza ácido clorhídrico (HCl), mientras que para aumentar el pH se utiliza hidróxido de sodio (NaOH).

La segunda prueba de jarras consiste en determinar la mayor eficiencia de remoción de sólidos variando el volumen de coagulante con el pH óptimo identificado. Se dosifican volúmenes que van desde los 10 ml de mucílago, hasta llegar a un volumen de 70 ml, con intervalos de 10 ml. entre cada uno.

Para la determinación de la eficiencia de remoción se utiliza la siguiente ecuación:

$$\%remoción = \frac{UNT\ inicial - UNT\ final}{UNT\ inicial} * 100 \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde

UNT: Unidad Nefelométrica de Turbidez

## **Resultados y discusión**

### Concentraciones de mucílago

En la **Tabla 2** se muestran las diferentes concentraciones de acuerdo a la forma en la que se extrajo el mucílago a distintos días de haber recolectada la muestra. Se observan 4 columnas, las cuales representan el método mecánico “Mec”, la fermentación hecha artesanalmente en campo “Fer” y “Fer2” y la extracción artesanal hecha en laboratorio “Lab”.

Las muestras “Fer” y “Lab” tienen valores aproximados a pesar de que el tiempo de fermentación sea una semana de diferencia. Por lo cual se puede interpretar que los días de fermentado no afectan la concentración de sólidos totales, sin embargo, se infiere que el método de extracción es el que influye.

La muestra “Mec” representa la extracción por medio del desmucilagador, donde se desprende el mucílago del grano sin pasar por un proceso de fermentación. Los días de fermentado son debido al almacenamiento, con estos resultados, se reafirma que el método de extracción influye en la concentración de sólidos totales de mucílago, pero no necesariamente en la remoción de turbidez como se muestra más adelante.

La muestra “Fer2” presenta la menor concentración en comparación con las muestras “Fer” y “Lab” que comparten características de extracción, esto debido a la dilución por el agua de lavado, es por eso que se decide no continuar con dicha muestra.

### Agua sintética y variación de pH

Las condiciones del agua a tratar de acuerdo a la metodología descrita, fueron en promedio: turbidez inicial de 625 UNT y un pH de 7.82. Sin la adición de ningún otro compuesto más que el caolín previamente mencionado.

Para el caso del pH del mucílago del café, se presenta como un medio ácido con los días de fermentación, sin cambios considerables, manteniéndose dentro de un rango de 4.03 - 3.38 para los primeros 8 días.

#### pH óptimo

En las pruebas de jarras realizadas con las muestras de mucílago seleccionadas, se obtuvieron los resultados de la **figura 2** donde se observa que, dentro de las 5 pruebas, la tendencia es que a medida que el pH de la solución incrementa, el porcentaje de remoción se comporta de una manera similar, aumentando. Es decir, que el mucílago de café como coagulante, depende de las variables de fermentación y el método de extracción. Siendo la primera la predominante sobre el porcentaje de remoción.

Las líneas de tendencia permiten puntualizar que la muestra de coagulante con una menor eficiencia es la de "Mec", esto se puede atribuir a la baja concentración de sólidos que presentó. Esto, posiblemente se puede deber al método de extracción (desmucilagadora) o al tiempo de almacenamiento que se tenía al momento de la toma de la muestra, que fue de 3 días en el almacenamiento del beneficio, sin algún método de preservación.

La segunda menor eficiencia pertenece a la muestra "Fer". Esto indica que a pesar de que la concentración de sólidos no cambie en el mucílago (Tabla 2), el cambio de la composición química debido a los días de fermentación repercute en la eficiencia de su uso como coagulante.

En los resultados obtenidos para las muestras Lab 3 y Lab 6 se observa que el comportamiento de ambos en un rango de pH neutro, es distinto por casi el 10% de remoción, pero a medida que se alcalinizan las distintas jarras para las muestras, las tendencias de remoción son prácticamente iguales, acercándose a un 80% de efectividad.

Analizando únicamente resultados puntuales, la muestra Lab 3, fue la que presentó una mejor eficiencia, siendo hasta del 91.8%, seguida por Lab 6 (89.77%) y el Lab 8 (89.45%), donde en todas las muestras el pH óptimo obtenido fue de 12.

El mejor resultado en la eficiencia de remoción para las pruebas de pH óptimo, de acuerdo a las líneas de tendencia, se obtuvo con la muestra del laboratorio para la prueba realizada a 8 días de fermentación (Lab 8). Esto podría indicar que los días de fermentación son la variable más determinante para la eficiencia del mucílago de café como coagulante.

#### Dosis óptima

Analizando la **figura 3**, se puede notar un nivel similar en todas las pruebas con una concentración de 20 ml para los distintos días de fermentación. Se observa que el porcentaje de remoción fluctúa por los mismos valores en el siguiente orden de acuerdo con los días de fermentación 88.27%, 89.40%, 91.00% y 85.07% para los valores de pH de 11 y para los porcentajes de remoción en los pH de 12 son de 91.34%, 88.97% y 85.02%.

La diferencia de porcentajes que hay para los 2 valores de pH resulta ser mínima, se puede observar con las pruebas "Lab-6" que su diferencia es de 2.5% al 5% de remoción, siendo esto un valor pequeño para una unidad de pH. Con estos resultados se demuestra que el mucílago de café se presenta como una

opción de coagulante orgánico y no aumenta la turbidez como lo reporta Cendales et al., en su trabajo del 2016.

De la misma manera, los cambios con las dosis de 10 a 20 ml de mucílago de café pueden resultar pequeños, ya que la diferencia es de un 5% de remoción como máximo. Los mejores porcentajes de remoción se encuentran con valores de 20 ml de mucílago de café con un porcentaje de remoción de 91.34% de pH 12. Con un pH de 11 resulta que el mejor porcentaje de remoción se obtiene con la misma dosis de mucílago de café.

De acuerdo a los resultados obtenidos y en comparativa con Barreto Pardo et al., en su trabajo del 2022, se demuestra que la determinación del pH óptimo resulta ser predominante para una mejor remoción de turbidez.

Se observa que los porcentajes de remoción se mantienen dentro de un rango  $\pm 5\%$ , con cambios en los días de fermentado, el tipo de extracción y la dosis utilizada.

### **Conclusiones**

Se evaluó la eficiencia del mucílago del café como coagulante orgánico, para la remoción de turbidez, considerando el pH y dosis óptima, donde los resultados obtenidos presentan una buena eficiencia de remoción de turbidez para las características del agua sintética. Para las pruebas de pH óptimo, las mejores eficiencias se presentaron en el rango 11 a 12, siendo de 88.41% para la muestra obtenida por fermentación en el beneficio. Y de 91.80% para el coagulante obtenido en el laboratorio con 3 días de fermentación.

Para las pruebas de dosis óptima, las mejores eficiencias se obtuvieron con 20 ml. para los pH de 11 y 12. Obteniendo eficiencias de 90.99% y 91.38% respectivamente.

La eficiencia del mucílago del café como coagulante natural para la remoción de turbidez, es influenciada principalmente por el tiempo de fermentación del mismo. Por otro lado, el método de extracción del mucílago, no es una variable que influya. Esto podría ser benéfico para su aplicación en las distintas zonas cafetaleras, sin importar el proceso de beneficio que se emplee.

Existen áreas de oportunidad para mejorar la eficiencia de este coagulante, definiendo si existe una relación entre la altitud de sembrado y la eficiencia de remoción; la madurez del fruto cosechado; la especie y variedad de café o la mezcla con un agente coagulante químico.

**Anexos (Tablas y Figuras)**

**Tabla 1.** Composición de Mucílago de Café.

Braham y Bressani tomado de Nadal (1959)	Braham y Bressani (1978)	Puerta y Ríos (2011)
Agua - 84.2%	Sustancias pécticas totales 35.80%	Carbohidratos 85.5%
Proteína - 8.9%	Azúcares Totales ½ - 45.8%	Proteínas 9.3%
Azúcar - 4.1%	Azúcares Reductores - 30.0%	Cenizas 4.3%
Ácido Péctico - 0.91%	Azúcares no Reductores - 20.0%	Ácidos (Láctico) 1.7%
Cenizas 0.7%	(Celulosa + Ceniza) - 17.0%	Alcohol (Etanol) 1.2%
		Lípidos 1.2%

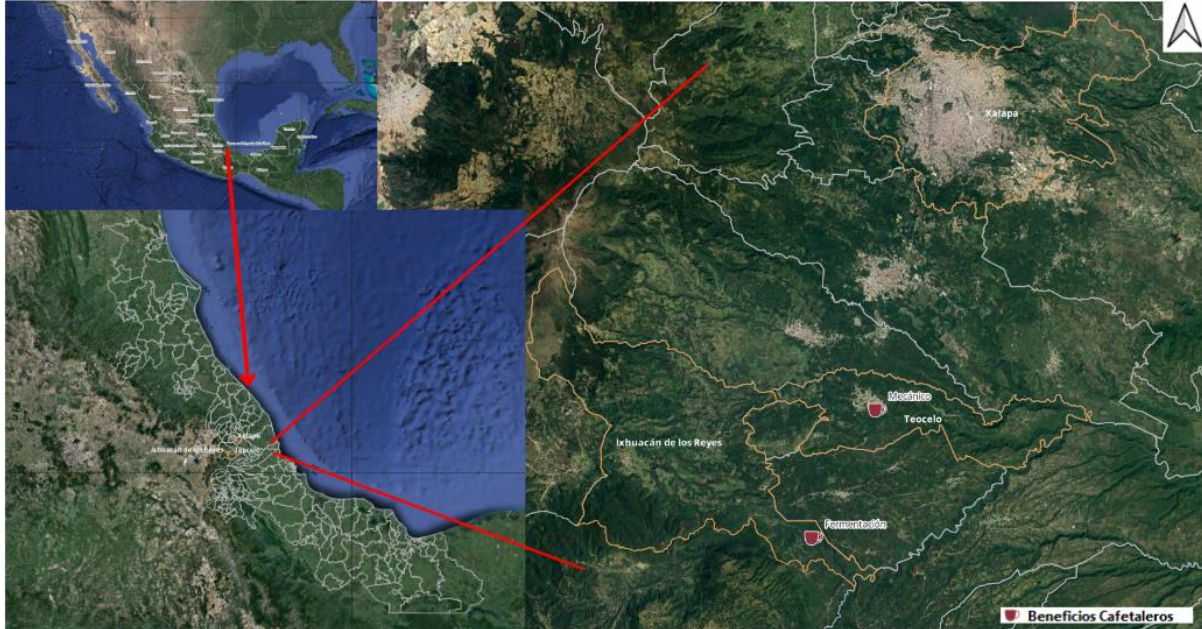
(Elaboración propia, 2023) \*De acuerdo a distintos autores

**Tabla 2.** Concentración de Mucílago de café en muestras recolectadas

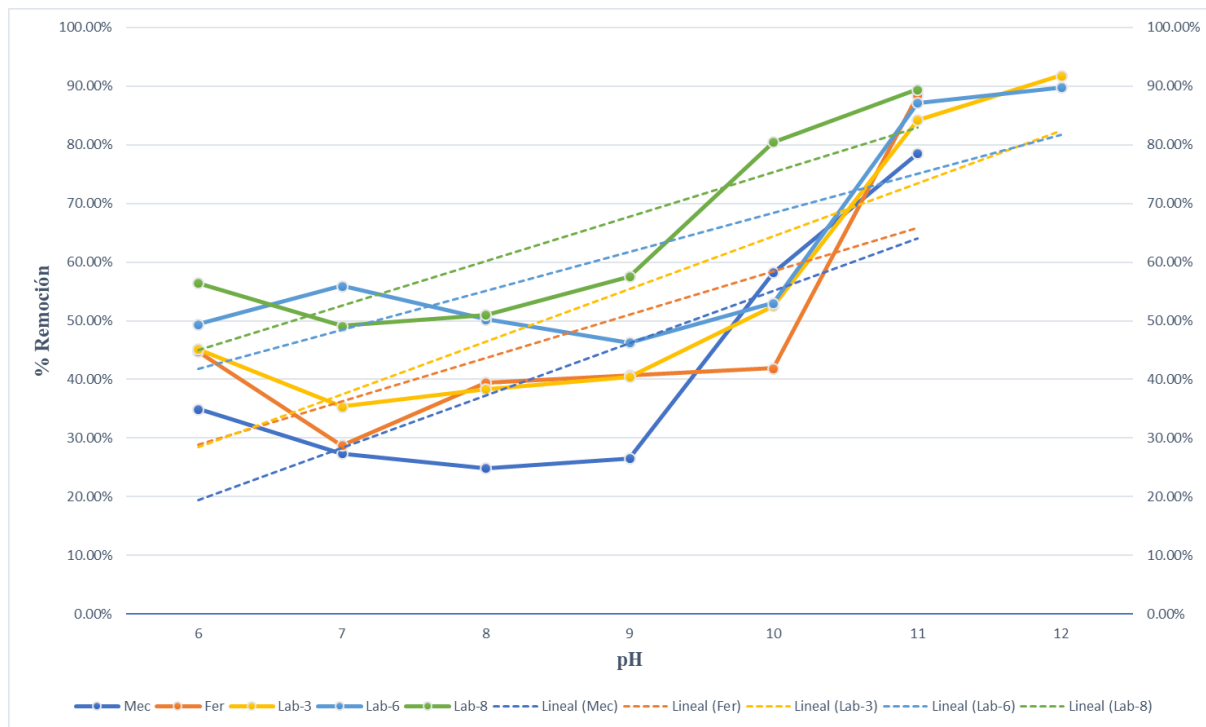
	<b>Mec</b>	<b>Fer</b>	<b>Fer2</b>	<b>Lab</b>
Días	9	7	7	2
Concentración (g/L)	8.47	34.48	6.69	33.65

Mec: Mecánico. Fer: Fermentado 1. Fer2: Fermentado 2. Lab: Laboratorio. (Elaboración propia, 2023)

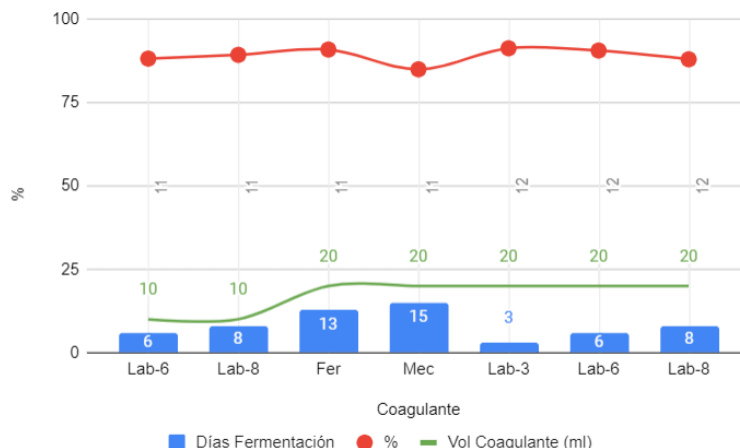




**Figura 1.** Mapa de Ubicación de Sitio (Elaboración propia, 2023). Se observa en la esquina superior izquierda la imagen de México, ampliando hacia la zona inferior los límites y municipios del estado de Veracruz. La ampliación de la derecha, indica los municipios de Teocelo e Ixhuacán de los Reyes, demarcaciones a donde pertenecen los beneficios visitados.



**Figura 2.** Eficiencia del porcentaje de remoción con respecto al pH óptimo (Elaboración propia, 2023).



**Figura 3.** Porcentaje de remoción, de acuerdo al coagulante utilizado. Se indican los días de fermentación en las columnas, los volúmenes utilizados de coagulante, así como el pH óptimo de cada prueba (En vertical) (Elaboración propia, 2023).

### Referencias bibliográficas

- Anacafé. (2019, 11 sf). *Los subproductos del beneficio húmedo del café*. Anacafé. Retrieved February 24, 2023, from <https://portalgral.com/wp-content/uploads/sites/65/2019/11/los-subproductos-del-beneficiado-humedo-del-cafe-anacafe.pdf>
- Barreto Pardo, S., Vargas Moncada, D. K., Ruiz Martínez, L., & Gómez Ayala, S. L. (2022, August 10). Evaluación de coagulantes naturales en la clarificación de aguas. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*. Retrieved February 21, 2023, from <https://doi.org/10.22490/21456453.3081>
- CENDALES, A., Ricardo, W., & Cañón Celi, O. A. (2016). Evaluación de la eficiencia del mucilago del café como coagulante frente al cloruro férrico en los procesos de remoción de sólidos suspendidos en el agua. Universidad de la Salle. Facultad de Ingeniería. Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Bogotá dc.
- CEDRSSA Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria. Comercio Internacional del Café, el caso de México. Cámara de Diputados, Julio 2019.
- Comisión Nacional del Agua. (sf). Diseño de Plantas Potabilizadoras de Tecnología Simplificada. In *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento* (Vol. 24).
- Gray, N. F. (2005). *Water technology: an introduction for environmental scientists and engineers*. Elsevier Butterworth-Heinemann.
- Hendricks, D. W. (2006). *Water Treatment Unit Processes: Physical and Chemical*. Taylor & Francis.
- IICA. (2010). Guía técnica para el beneficiado de café protegido bajo una indicación geográfica o denominación de origen. IICA.
- Manzo Garrido, Maribel. RIESGO ECOLÓGICO Y A LA SALUD MEDIANTE EL SOFTWARE SADA, ASÍ COMO DETERMINACIÓN DE LA REMOCIÓN DE MERCURIO UTILIZANDO COAGULANTES NATURALES Y COMERCIALES. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería, UNAM, septiembre 2023.
- Mazille, Félicien. "Coagulación, floculación y separación." *SSWM.info*, Luis Roberti, 2 December 2018, <https://sswm.info/es/gass-perspective-es/tecnologias-de-agua-y-saneamiento/tecnologias-de-abastecimiento-de-agua/coagulaci%C3%B3n-floculaci%C3%B3n-y-separaci%C3%B3n>. Accessed 7 January 2023.
- Nuvan Vargas, L. N. y Rojas Nariño, M. M. (2018) Evaluación fisicoquímica del tratamiento primario de agua, mediante el uso de un coagulante obtenido a partir de residuos de café (Trabajo de grado). Fundación Universidad de América. Retrieved from <http://hdl.handle.net/20.500.11839/6764>



**ACODAL**

ASOCIACIÓN COLOMBIANA DE INGENIERÍA  
SANITARIA Y AMBIENTAL

**Junio 7, 8 y 9 del 2023**

**Centro de Convenciones Ágora**  
**Bogotá - Colombia**

**66° Congreso**  
**Internacional**

Agua, Saneamiento, Ambiente y Energías Renovables



- ONU (n.d.). 6. Agua Limpia y Saneamiento. AGUA LIMPIA Y SANEAMIENTO: POR QUÉ ES IMPORTANTE. Retrieved February 21, 2023, from [https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/wp-content/uploads/sites/3/2016/10/6\\_Spanish\\_Why\\_it\\_Matters.pdf](https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/wp-content/uploads/sites/3/2016/10/6_Spanish_Why_it_Matters.pdf)
- Organización Mundial de la Salud. (2011). Guías para la Calidad del Agua de Consumo Humano (2018, Cuarta ed.).
- Peñuela Martínez, Aída E., et al. "ENZIMAS: una alternativa para remover rápida y eficazmente el mucílago del café." *Avances Técnicos Cenicafé*, vol. 406, no. 1a, 2011.
- Prada, R. (2014, October 20). La ciencia del café (I): De la planta a la taza. *Hablando de Ciencia*. Retrieved diciembre 4, 2022, from <https://hablandodeciencia.com/la-ciencia-del-cafe-i-de-la-planta-a-la-taza/>
- Puerta Quintero, Gloria Inés, y Sara Ríos Arias. *COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL MUCÍLAGO DE CAFÉ, SEGÚN EL TIEMPO DE FERMENTACIÓN Y REFRIGERACIÓN*. vol. 62, *CENICAFÉ*, 2011.
- Samayoa Toledo, Ana Lucia, et al. *EXTRACCIÓN DE MUCÍLAGO, AZÚCARES, Y TANINOS DE LA PULPA DEL CAFÉ Y PRODUCCIÓN DE ÁCIDO ACÉTICO COMERCIAL A PARTIR DE LAS MIELES DEL CAFÉ*. UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA, 2014.
- Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J., Tchobanoglous, G., & Crittenden, J. C. (2012). *MWH's Water Treatment: Principles and Design*. Wiley.

## CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA CON MICROPLÁSTICOS: TOXICIDAD Y POTENCIALES EFECTOS EN LA SALUD

**Angela Patricia Abad López<sup>1</sup>, Jorge Trilleras<sup>1</sup>, Victoria A. Arana<sup>1</sup>, Luz Stella Garcia-Alzate<sup>1</sup> y Carlos David Grande-Tovar<sup>1\*</sup>**

<sup>1</sup> Universidad del Atlántico.

\*Autor correspondiente: Programa de Químicas, Universidad del Atlántico, Carrera 30 Número 8-49 – Barrio, Puerto Colombia, Atlántico. 081008. Colombia. Email: [carlosgrande@mail.uniatlantico.edu.co](mailto:carlosgrande@mail.uniatlantico.edu.co)

### **Abstract**

Microplastics (MPs) are polluting and bio-persistent microparticles present in all environments, including the atmosphere, which acts both as a deposit and a superhighway through which these microparticles can be transported, thus spreading contamination and making their control and mitigation difficult. In addition, being suspended in the air, MPs can come into direct contact with the human body through inhalation or ingestion, leading to unavoidable exposure. Once inside the body, MPs can cause adverse health effects depending on their toxic potential and concentration. In this systematic literature review, the physicochemical characteristics and interactions with the environment of atmospheric MPs are presented and articulated to estimate their toxicity and thereby analyze the implications of this contamination on human health, which range from inflammatory lesions to metabolic alterations and increased risk of cancer. In the same way, with this work is expected to encourage the development of future research that will allow progress in the current challenges of pollution by MPs in the air, as well as create awareness of the risks derived from current plastic pollution to promote the establishment of policies and relevant mitigation procedures.

Keywords: air pollution, airborne microplastics, particulate matter, plastic pollution, microplastic.

### **Resumen**

Los microplásticos (MPs) son micropartículas contaminantes y biopersistentes presentes en todos los ambientes, incluida la atmósfera, la cual actúa como depósito y vía por la que estas micropartículas se transportan, esparciendo así la contaminación y dificultando su control y mitigación. Además, al estar suspendidos en el aire, los MPs pueden entrar en contacto directo con el cuerpo humano por inhalación o ingestión, conllevando a una exposición inevitable. Una vez dentro del organismo, los MPs pueden causar efectos adversos en la salud en función de su potencial tóxico y de su concentración. En esta revisión sistemática de literatura se presentan y articulan las características fisicoquímicas e interacciones con el ambiente de los MPs atmosféricos para estimar su toxicidad y con ello analizar las implicaciones de esta contaminación en la salud humana, las cuales van desde lesiones inflamatorias hasta alteraciones metabólicas y aumento del riesgo de cáncer. De igual forma, con este trabajo se espera incentivar el desarrollo de futuras investigaciones que permitan avanzar en los desafíos actuales de la contaminación por MPs, así como crear conciencia de los riesgos derivados de la actual contaminación plástica, para impulsar el establecimiento de políticas y procedimientos de mitigación pertinentes.

**Palabras clave:** contaminación atmosférica, contaminación plástica, material particulado, microplástico, microplásticos aerotransportados.

### **Introducción**

El plástico es uno de los materiales más empleados en la elaboración de diversos elementos de uso cotidiano, en virtud de su bajo costo y sus atractivas características como versatilidad, ductilidad y durabilidad (Croxatto Vega *et al.*, 2021). Durante el año 2019 la producción de plástico superó los 460 millones de toneladas y se prevé que, de continuar a este ritmo, la producción plástica superará los 1200 millones de toneladas para el año 2060 (OECD, 2022). Sin embargo, por su excelente resistencia, los altos niveles de producción plástica implican a su vez una alta acumulación en el planeta, pues se estima que solo el 9 % del material plástico producido es reciclado (OECD, 2022), y debido a una inadecuada gestión, estos residuos terminan depositándose en el medio ambiente (A. Xu *et al.*, 2022).

Al ingresar en los ecosistemas, a causa de su exposición a la radiación solar, al viento y a otros factores abióticos o bióticos, el plástico se fragmenta originando partículas más pequeñas, llegando incluso a degradarse en micropartículas plásticas (K. Zhang *et al.*, 2021), las cuales por sus pequeños tamaños y bajas densidades migran a otros espacios, dificultando el control y mitigación de esta “contaminación microplástica” (Gong y Xie, 2020).

Inicialmente, el estudio de los MPs estuvo centrado en ecosistemas acuáticos y terrestres (Y. Zhang *et al.*, 2020), y fue sólo hasta el año 2015 que se detectaron por primera vez en precipitaciones atmosféricas (Dris *et al.*, 2015). Desde entonces, los estudios sobre MPs suspendidos en el aire han ido en aumento (G. Chen *et al.*, 2020), debido a que el transporte atmosférico permite su desplazamiento hasta sitios alejados de su punto de origen (Evangeliou *et al.*, 2020), llegando incluso a territorios glaciares (Ambrosini *et al.*, 2019), y contribuyendo significativamente a los niveles de contaminación de los ecosistemas marinos y terrestres al precipitarse sobre sus superficies (K. Liu *et al.*, 2019). A raíz de esto, la contaminación microplástica se considera un problema ubicuo (Mbachu *et al.*, 2020).

Sumado a lo anterior, la presencia de MPs en aire causa especial preocupación debido a que pueden ingresar a los organismos por inhalación e ingestión (Abbasi, 2021), y causar estrés oxidativo, citotoxicidad e incluso translocarse a otros tejidos y acumularse en diferentes órganos (Rahman *et al.*, 2021). Asimismo, la incapacidad del sistema inmunitario para eliminar los MPs puede conducir a una inflamación crónica y aumentar el riesgo de neoplasia (Prata *et al.*, 2020). Pese a esto, debido a su reciente detección, los estudios realizados a la fecha sobre su presencia en la atmósfera abarcan solo unas pocas regiones a nivel mundial (Y. Zhang *et al.*, 2020), por lo que el conocimiento sobre esta problemática ambiental y, más aún, sus implicaciones en la salud humana, se encuentra en sus primeras etapas.

Por lo anterior, el objetivo de esta revisión sistemática es establecer una línea base del conocimiento sobre los MPs atmosféricos como contaminantes ambientales emergentes y biopersistentes, con énfasis en los potenciales efectos adversos que su ingreso ocasiona en el cuerpo humano. Para este propósito, en este trabajo se analizan y discuten los principales atributos que les confieren a los MPs su potencial tóxico, exponiendo sus características fisicoquímicas, interacciones en el ambiente, así como hallazgos recientes sobre sus implicaciones para la salud. De igual forma, se presentan los desafíos actuales y vacíos del conocimiento con respecto a esta contaminación microplástica, para incentivar el desarrollo de futuras investigaciones que permitan avanzar en esta área, aportando así elementos para el logro de metas planteadas en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) 2030 (U.N., 2015), en las que se engloba la contaminación del aire (ODS 3, meta 3.9) y la liberación de desechos a la atmósfera (ODS 12, meta 12.4), a fin de minimizar sus efectos adversos en la salud humana y el medio ambiente.

### Metodología

La investigación se realizó mediante una búsqueda sistemática de literatura, de acuerdo con la metodología PRISMA - Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses (Page *et al.*, 2021), para artículos publicados entre el año 2015 y mayo de 2022, utilizando las bases de datos de Scopus y Google Scholar, y empleando la siguiente clave de búsqueda: (microplastic\* OR micro-plastic\* OR microfiber\* OR fiber\*) AND (air OR atmosphere OR atmospheric\* OR airborne) AND (health OR risk OR inhalation OR toxic\* OR exposure).

Con lo anterior, los artículos extraídos fueron 832, los cuales se evaluaron por título, resumen y contenido general, para obtener finalmente 143 artículos, de los cuales el 81% se publicaron en los últimos tres años, lo que demuestra la relevancia del problema de los MPs presentes en la atmósfera. Artículos adicionales también fueron incluidos en las referencias para ampliar o complementar detalles esenciales para comprender mejor los posibles efectos perjudiciales para la salud causados por MPs.

### Resultados y discusión

A continuación, se presentan los principales hallazgos de esta investigación en cuanto a la toxicidad y potenciales efectos adversos que se han documentados por el ingreso de MPs en sistemas biológicos.

#### Toxicidad de los MPs

La toxicidad potencial de los MPs, a partir de la cual se podrá dimensionar la magnitud de sus implicaciones en la salud (además de su sola presencia), está descrita por su naturaleza química, y se relaciona con la posible liberación de sus propios componentes químicos: materias primas poliméricas y aditivos (Campanale *et al.*, 2020). Asimismo, la liberación de microorganismos, metales pesados y otras sustancias que han sido adsorbidas durante su estadía en el medio ambiente, y su posible translocación en el organismo, representan un peligro potencial (Fang *et al.*, 2022).

Con respecto a la identidad química original de los plásticos, esta puede estar conformada por una mezcla de 40000 sustancias aproximadamente, entre las cuales se encuentran sus polímeros (como constituyentes principales) y diversos aditivos (Zimmermann *et al.*, 2020). En la tabla 1 se pueden apreciar los principales polímeros reportados en algunas investigaciones de MPs atmosféricos, junto con sus concentraciones y características físicas.

**Tabla 1.** Reportes sobre de la presencia MPs en el aire de espacios interiores y exteriores.

	Referencia	Concentración	Tamaño	Polímeros principales	Formas
Interiores	(Uddin <i>et al.</i> , 2022)	3.24 - 27.13 MPs/m <sup>3</sup>	0.45–2800 µm	PES, PA	Fibras (91%), fragmentos (9%)
	(Soltani <i>et al.</i> , 2021)	22–6169 MPs/m <sup>2</sup> /día Media: 3095 MPs/ m <sup>2</sup> /día	50–2000 µm	PE, PES, PET, PA, PS, PVC	Fibras, fragmentos y películas

	(Q. Zhang, Zhao, <i>et al.</i> , 2020)	Dormitorio ( $9,9 \times 10^3$ MPs/m <sup>2</sup> /día) Oficina ( $1,8 \times 10^3$ MPs/m <sup>2</sup> /día) Pasillo ( $1,5 \times 10^3$ MPs/m <sup>2</sup> /día)	50–2000 $\mu\text{m}$ (80%)	PES, PUR, PP, PS, PA	Fibras, fragmentos
Exteriores	(Abbasi <i>et al.</i> , 2019)	0.3 - 1.1 MPs/m <sup>3</sup>	50 - 100 $\mu\text{m}$ (75%) >1000 $\mu\text{m}$	-	Microesferas, películas, fragmentos y fibras
	(Klein y Fischer, 2019)	275 MPs/m <sup>2</sup> /día	Grupos: <63 $\mu\text{m}$ 63-300 $\mu\text{m}$ 300-5000 $\mu\text{m}$	PE, PVA, PET, PTFE	Fragmentos (95%), fibras (5%)
	(X. Wang <i>et al.</i> , 2020)	0–3.1 MPs/100 m <sup>3</sup>	286–1862 $\mu\text{m}$	PP, PET, PVA	Fibras (75%), fragmentos (25%)

PES: poliéster, PA: poliamida, PE: polietileno, PET: tereftalato de polietileno, PS: poliestireno PVC: policloruro de vinilo, PUR: poliuretano, PP: polipropileno, PTFE: politetrafluoroetileno, PVA: poliacetato de vinilo.

Partiendo de lo mostrado en la tabla y del hecho de que la concentración de MPs en aire depende (además de fuentes de origen cercanas) de su movimiento, se puede apreciar que en espacios interiores la concentración de MPs es superior en contraste con espacios exteriores (Dris *et al.*, 2017), debido a las bajas tasas de eliminación por mecanismos de dispersión (Q. Zhang, Xu, *et al.*, 2020), por lo que la exposición en espacios interiores o cerrados será mayor.

En complemento de su identidad química, entre los aditivos más usuales que se agregan intencionalmente para dar cualidades plásticas y para mejorar ciertas propiedades mecánicas están los plastificantes, tintes y retardantes de llama, siendo estos en su mayoría tóxicos (Hahladakis *et al.*, 2018). Por ejemplo, el Bisfenol A (BPA), un plastificante común, es considerado estrogénico por sus propiedades de alteración hormonal en el cuerpo humano, asociado con la obesidad, las enfermedades cardiovasculares, los trastornos reproductivos y el cáncer de mama (Campanale *et al.*, 2020).

Asimismo, metales pesados que se encuentran con frecuencia en pigmentos y estabilizantes de plástico inciden negativamente en el organismo. Entre estos, se ha estimado que el cadmio participa en la promoción de la apoptosis celular y la metilación del ADN, induciendo estrés oxidativo, causando daño al ADN, daño óseo y pulmonar, alteraciones en el metabolismo del calcio y formación de cálculos renales (Godwill *et al.*, 2019).

En cuanto a sus interacciones en el ambiente, durante su recorrido, los MPs pueden interactuar y servir como vectores de diversos contaminantes que se adhieren a su superficie (Akhbarizadeh *et al.*, 2021). Su tasa de adsorción dependerá del tipo de MP, de sus propiedades físicas y químicas, del área superficial (que afecta la difusividad) y de la hidrofobicidad (que afecta la polaridad) (Bradney *et al.*, 2019). Aquellos MPs cargados con contaminantes exhibirán un alto potencial de toxicidad (Luo *et al.*, 2022). El mecanismo de adsorción de contaminantes por los MPs aún no es claro; sin embargo, mecanismos viables incluyen interacciones hidrofóbicas, interacciones tipo  $\pi$ - $\pi$  e interacciones electrostáticas (Campanale *et al.*, 2020).

En adición, los MPs al estar suspendidos en el aire pasan a formar parte del material particulado atmosférico (PM), e interactúan con otros materiales particulados (Evangelidou *et al.*, 2020). Por ejemplo,

en entornos urbanos a raíz de coexistir con emisiones del tráfico, los MPs pueden transportar Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) (Akhbarizadeh *et al.*, 2021), y sufrir procesos de degradación debido a la formación de radicales por reacciones fotoquímicas impulsadas por componentes como el ozono (O<sub>3</sub>), el dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) y el dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) (K. Zhang *et al.*, 2021).

También, en su estadía en el ambiente, los MPs pueden relacionarse con microorganismos (MOs), entre los cuales pueden existir agentes patógenos, y servirles como microhábitat, debido a que los MOs se adhieren con facilidad a superficies hidrofóbicas, como los plásticos, organizándose en biopelículas (Oberbeckmann *et al.*, 2015). Incluso, los MPs pueden ser portadores de virus, pues se ha encontrado que (bajo ciertas condiciones) el SARS-CoV-2 es capaz de sobrevivir aproximadamente 72 horas en superficies de plástico (van Doremalen *et al.*, 2020), aún más, se ha evidenciado una correlación positiva entre el síndrome respiratorio agudo severo coronavirus 2 (SARS-CoV-2) y los niveles de MPs en el aire (Amato-Lourenço *et al.*, 2022).

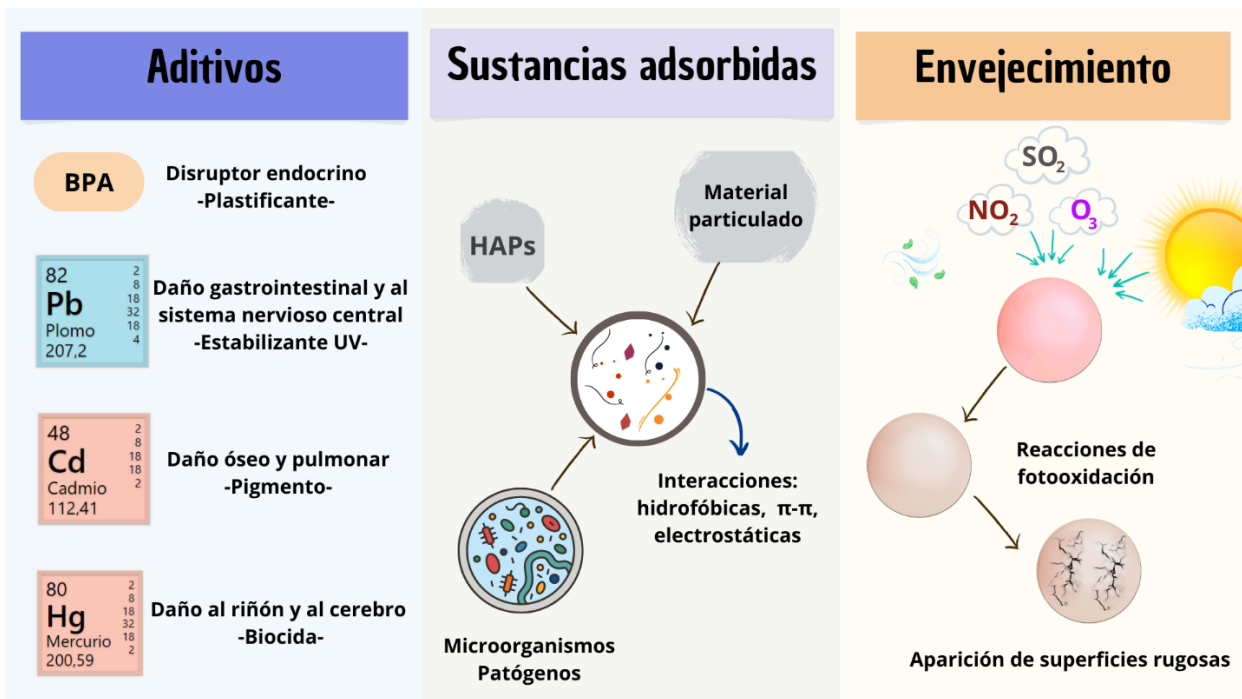
Es importante que en los próximos años se continúe investigando la presencia de agentes patógenos en MPs, ya que es esencial para predecir y evaluar posibles riesgos en la salud. De igual forma, aún no se comprende con claridad el mecanismo de crecimiento y dispersión de estos agentes en los MPs, por lo cual las investigaciones deben continuar en este campo, para aportar mayor claridad y generar estrategias de prevención de riesgo.

Además de las interacciones antes mencionadas, la exposición al ambiente conduce a la degradación o envejecimiento de los MPs, factor que incrementa su potencial tóxico, como consecuencia de la alteración de algunas de las propiedades fisicoquímicas de estas micropartículas en contraste con versiones prístinas (Y. Wang *et al.*, 2021). Entre estas alteraciones, se ha evidenciado un incremento en la capacidad de adsorción de los MPs, como consecuencia de cambios producidos en su hidrofobicidad (Bradney *et al.*, 2019); y a la aparición de superficies rugosas que contribuyen a aumentar su área superficial efectiva, ofreciendo así más sitios de adsorción para contaminantes (Mao *et al.*, 2020). Asimismo, a medida que se prolonga el envejecimiento de los MPs estos exhiben una mayor facilidad para internalizarse en las células, ruta clave para trasladarse a los tejidos y causar graves efectos toxicológicos (Ramsperger *et al.*, 2020), y un incremento en su citotoxicidad, producto de un aumento en su potencial oxidativo y en especies reactivas de oxígeno (ROS) (Zhu *et al.*, 2020).

El grado de envejecimiento que presenten los MPs dependerá del tiempo de exposición, del entorno y de las propiedades de los polímeros que los componen (Gao *et al.*, 2021). Los MPs seguirán envejeciendo durante toda su migración ambiental (Mao *et al.*, 2020), y su color puede brindar una indicación de su degradación, puesto que al estar en la intemperie ocurre la decoloración, en donde las partículas extremadamente meteorizadas pueden mostrar una pérdida del color en los bordes y en su superficie (Y. Zhang *et al.*, 2020).

Puntualmente, en cuanto a los MPs suspendidos en la atmósfera, el principal factor que los envejece es la radiación solar (Zhu *et al.*, 2022), debido a que esta impulsa reacciones de fotooxidación que deterioran los polímeros al producir rupturas a nivel molecular en sus cadenas, disminuyendo así la cohesión del material (Biber *et al.*, 2019). Cabe destacar, en cuanto al proceso de envejecimiento, que los MPs atmosféricos, a diferencia de los presentes en medios terrestres o acuáticos, experimentan mayores deterioros, esto debido a que las reacciones de fotooxidación se producen en condiciones de temperaturas superiores, así como mayores niveles de oxígeno disponible y radiación ultravioleta (Mao *et al.*, 2020). En la figura 1 se puede apreciar una representación de algunos de los elementos antes mencionados como factores involucrados en la toxicidad potencial de MPs aerotransportados.





**Figura 1.** Representación esquemática de algunos de los factores que inciden en la toxicidad potencial de MPs suspendidos en el aire

Estimación de la exposición a MPs atmosféricos

La exposición humana a MPs en aire ocurre principalmente vía inhalación e ingestión, siendo la primera la ruta más importante (Cox *et al.*, 2019), puesto que se ha estimado que en promedio una persona inhala entre 26 y 130 MPs/día (Prata, 2018), y con una actividad física ligera se pueden inhalar hasta 272 MPs/día (Vianello *et al.*, 2019); mientras que considerando una exposición promedio diaria al polvo (100 mg/día), la ingesta de MPs en adultos oscila entre 17.7 y 75.4 MPs/día (Q. Zhang *et al.*, 2022).

Para realizar la estimación de MPs inhalados, Akhbarizadeh *et al.*, (2021) emplearon la siguiente ecuación (1):

$$IDA = C \times IR \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde:

IDA: inhalación diaria promedio (MPs/persona/día).

C: concentración, MPs/m<sup>3</sup>.

IR: tasa de inhalación (m<sup>3</sup>/día).

Tras su inhalación, el alcance que puedan lograr los MPs estará en función de sus características físicas como su tamaño y forma:

- **Tamaño.** Los MPs se pueden clasificar en inhalables (depositarse en el tracto respiratorio superior) o respirables (depositarse profundamente en el pulmón) (Gasperi *et al.*, 2018). Partículas < 10 µm

son toxicológicamente relevantes debido a su mayor probabilidad de atravesar las barreras epiteliales y porque su reactividad con las células y los tejidos aumenta (Prata, 2018).

- Forma. La capacidad de penetración de los MPs es mayor cuando su forma es delgada y alargada, siendo las fibras capaces de introducirse profundamente en el pulmón humano (Amato-Lourenço *et al.*, 2021), en donde los macrófagos del tejido residente intentan eliminarlas mediante fagocitosis, pero debido a que la longitud de la fibra supera el tamaño usual de los macrófagos el proceso de internalización a menudo no se puede completar, lo que puede causar inflamación crónica y cáncer (Padmore *et al.*, 2017).

Con respecto a la ingesta de MPs aerotransportados, esta tiene lugar por su asentamiento sobre los alimentos que consumimos (Catarino *et al.*, 2018). Se ha estimado que aproximadamente el 33 % de la lluvia de polvo doméstico corresponde a partículas de MPs (Dris, 2017), y en lugares para comer y/o beber, se han encontrado hasta  $10^5$  MPs/ m<sup>2</sup>día (Fang *et al.*, 2022). Para calcular la ingesta diaria estimada (EDI) de MPs, M. Zhang *et al.*, (2022) utilizaron la siguiente ecuación (2):

$$EDI = \frac{c \times AMIMP \times m_{ingestion}}{BW} \quad \text{Ecuación (2)}$$

Donde:

$m_{ingestion}$ : tasa de ingestión de polvo (g/día).

BW: peso corporal (kg).

C: concentración de MPs (mg/g) en el suelo.

AMIMP: masa promedio de partículas microplásticas individuales.

De la anterior ecuación se puede notar que población infantil en contraste con la adulta tiene mayor exposición a MPs aerotransportados, con base en la relación inversa entre el peso corporal y la estimación EDI. Esto se corrobora en los estudios realizados por Dehghani *et al.*, (2017) en los que se reportan valores de ingesta entre 0.6 y 4.0 [MPs/día] para niños, mientras que para adultos entre 0.3 y 2.0 [MPs/día], y los hallazgos de Abbasi *et al.*, (2019) que estiman 0.7 a 103.3 [MPs/día] y de 0.3 a 51.7 [MPs/día], para niños y adultos respectivamente. Otro factor que puede incidir esta diferencia entre infantes y adultos estaría relacionado con el mayor tiempo que los primeros permanecen en espacios interiores, así como con acciones como gatear y/o con llevar las manos a la boca (C. Liu *et al.*, 2019).

#### Efectos en la salud por la internalización de MPs

Diversos estudios han confirmado la presencia de MPs tanto al interior de animales como humanos, y durante esta etapa inicial de investigación microplástica se han realizado en su mayoría experimentos controlados en animales (biomodelos), para estudiar la respuesta de seres vivos ante la exposición a estas micropartículas. En la tabla 2 se condensan algunos de estos hallazgos.

Con respecto a humanos, los estudios realizados no sólo confirman la presencia de MPs al interior de cuerpo (Prata *et al.*, 2020), sino que también corroboran la translocación de estas micropartículas plásticas en el organismo, puesto que a raíz de su migración se han detectado MPs incluso en tejidos de la placenta de mujeres (Ragusa *et al.*, 2021), así como en heces humanas (Schwabl *et al.*, 2019).

Entre las investigaciones realizadas, Jenner *et al.*, (2022) reportaron la presencia de 39 MPs en 11 de 13 muestras examinadas de tejido pulmonar, y acorde con hallazgos de Dong *et al.*, (2020), su presencia en el sistema respiratorio conduce a la secreción de numerosos mediadores bioquímicos, incluidas ROS y

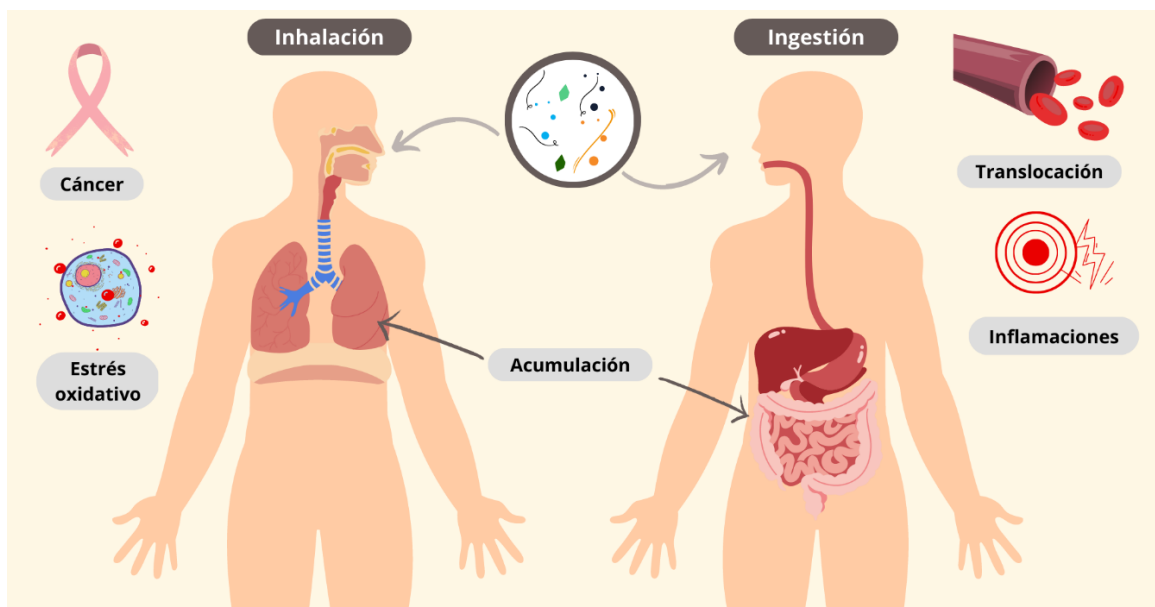
citoquinas, que desencadenan daño tisular sin reparación efectiva y alteraciones en las estructuras de las vías respiratorias. Conforme aumenta la edad del individuo, los MPs se seguirán acumulando en el tejido pulmonar, y su detección en tumores se ha evidenciado como superior en contraste con tejidos normales (Q. Chen *et al.*, 2022).

**Tabla 2.** Respuestas biológicas reportadas por la presencia de MPs al interior de animales.

Animal	Respuesta biológica - Observaciones	Referencia
Ratones	Toxicidad celular sobre la superficie del ojo, en el tejido mucoso expuesto, conduciendo a una disfunción ocular.	(Xue, 2022).
	Daños producidos en órganos y tejidos depende de la dosis expuesta a MPs.	(Li <i>et al.</i> , 2022).
	Aparición de alteraciones moleculares o de nivel superior ocurren después de una exposición prolongada a MPs.	(Lim <i>et al.</i> , 2021)
	Los efectos perjudiciales por MPs en el sistema respiratorio se agudizan para aquellos con enfermedades respiratorias preexistentes.	(Lu <i>et al.</i> , 2021).
	Afectaciones al sistema reproductivo al causar fibrosis y apoptosis de las células de la granulosa del ovario, a través del estrés oxidativo, provocando una disminución de la capacidad de reserva ovárica.	(An <i>et al.</i> , 2021).
	Se observa una disminución de la producción de mucina del colon, una respuesta inmunitaria leve y un aumento del metabolismo de los aminoácidos de la microflora en el colon.	(Sun <i>et al.</i> , 2021)
	El factor de bioacumulación de MPs es mayor en el intestino que en el hígado y el riñón.	(Yang <i>et al.</i> , 2019)
	Alteración del metabolismo energético y lipídico, y de biomarcadores sanguíneos de neurotoxicidad.	(Deng <i>et al.</i> , 2017)
Peces	La acumulación de MPs en el tejido intestinal ejerce un daño funcional, como la reducción de los niveles de calcio.	(Lei <i>et al.</i> , 2018),
	Aparición de neurotoxicidad y peroxidación de lípidos en el cerebro y en los músculos (daño oxidativo), así como cambios en la actividad de las enzimas relacionadas con la energía	(Barboza <i>et al.</i> , 2018).
Mejillones	Tras la exposición a MPs, para la regulación de las proteínas del estrés y la preservación de la homeostasis cuando se induce el estrés oxidativo, se producen costes metabólicos y energéticos que obligan a una reasignación de la energía asignada al crecimiento para lograr el mantenimiento de la homeostasis.	(Détrée y Gallardo-Escárate, 2018)

Como se ha mencionado anteriormente, el estrés oxidativo celular como resultado de ROS excesivo inducido por MPs, es uno de los principales mecanismos de citotoxicidad de estas micropartículas; citotoxicidad que se ha constatado tanto en células cerebrales y epiteliales humanas (Schirizzi *et al.*, 2017), como sobre células de adenocarcinoma de colon humano (Y. Xu *et al.*, 2022), así como en células de adenocarcinoma epitelial de pulmón humano (Zhu *et al.*, 2020). Asimismo, los MPs pueden causar una disminución significativa del potencial de membrana mitocondrial al ingresar en las células a través de la endocitosis, como resultado asociado con el aumento del estrés oxidativo celular y la despolarización mitocondrial (Q. Wang *et al.*, 2020). En la figura 2 se condensan algunas de las anteriores implicaciones para la salud humana por la internalización de MPs, junto con las principales rutas de exposición a estas micropartículas.

Considerando las anteriores evidencias, la presencia de MPs en la atmósfera y su impacto en la salud humana ameritan una mayor atención por parte de los entes reguladores gubernamentales y de la comunidad científica en general, para poder avanzar en la comprensión de las dimensiones e implicaciones que abarca esta contaminación microplástica. Además, la preocupación por la contaminación por plásticos no termina con los MPs, ya que estas micropartículas pueden seguir fragmentándose y generar nanoplasticos, cuyas investigaciones son mucho más recientes y, en consecuencia, se desconocen sus procesos de transporte e interacciones con el medio ambiente (Kiran *et al.*, 2022). Además, debido a su menor tamaño los protocolos de muestreo y análisis son más complejos, y se les facilita aún más la penetración de barreras celulares. Todo lo anterior debe motivar el establecimiento de políticas regulatorias para MPs, tal como existen para otros contaminantes del aire.



**Figura 2.** Principales rutas de ingreso de MPs al cuerpo humano y sus potenciales implicaciones para la salud

### **Conclusiones**

La atmósfera desempeña un rol crucial en el desafío global que representa la contaminación microplástica, debido a que a través de ella los MPs pueden desplazarse hasta zonas lejanas, y estar presentes incluso en ambientes en los que no existen fuentes locales de MPs, dificultando así la atribución de su origen, el cual es esencial para plantear estrategias encaminadas a reducir sus emisiones. De esta forma, los MPs aerotransportados le confieren ubicuidad a esta contaminación y propician una exposición inevitable al ser humano, pues al estar suspendidos en el aire pueden ingresar al organismo vía inhalación o ingestión.

Una vez en el interior del cuerpo, los MPs pueden translocarse (impactando en sistemas distantes del sitio de exposición inicial), acumularse en diferentes órganos y tejidos, y ocasionar diversos efectos tóxicos en función de sus características físicas (forma y longitud), constitución química (presencia de aditivos y tipo de polímero), nivel de concentración y de las posibles sustancias o microorganismos adheridos en ellos que puedan ser liberados. Además, en contraste con MPs de otros entornos, al estar en la atmósfera los

MPs reciben una gran fotoirradiación que les exagera aún más su citotoxicidad e incrementa su adsorción de contaminantes. Lesiones inflamatorias, alteraciones metabólicas y en la homeostasis energética, así como un aumento del riesgo de cáncer, son algunos impactos en la salud ocasionados por estas micropartículas.

Entre los elementos que se requieren abordar en las próximas investigaciones (vacíos del conocimiento), para avanzar en la comprensión de esta problemática, se encuentra el realizar un análisis comparativo del impacto del ingreso de MPs entre las rutas de exposición identificadas, para determinar si alguna en particular causa más efectos adversos que otra, y el proponer posibles rutas de eliminación de MPs del cuerpo humano. Continuar explorando las probables interacciones entre los MPs aerotransportados y otros contaminantes del aire, así como sus efectos combinados, es esencial para definir el alcance sus implicaciones para los ecosistemas y la salud humana; y en ese mismo sentido, se requiere establecer mecanismos que describan los procesos de adsorción/desorción de sustancias y MOs en sus superficies, y métodos para su cuantificación. Por otra parte, dado a que gran parte del conocimiento actual proviene de modelos matemáticos, estudios en animales y pruebas in vitro que, si bien son esenciales para identificar potenciales efectos adversos, no reemplazan estudios propiamente en humanos, por lo que se deben seguir examinando más muestras de diversos tejidos humanos para corroborar la presencia de MPs en diferentes zonas del cuerpo y analizar el impacto toxicológico que causan; o, en caso de seguir avanzado en biomodelos, realizar pruebas con MPs que no difieran en naturaleza en mayor medida en contraste con las micropartículas ambientales (en términos de superficie, compuestos adsorbidos y microorganismos), para garantizar resultados acordes con la realidad de exposición, pues de lo contrario los resultados se deben considerar como aproximaciones bajo ciertas condiciones simuladas.

### Referencias

- Abbasi, S. (2021). Routes of human exposure to micro(nano)plastics. *Current Opinion in Toxicology*, 41–46. <https://doi.org/10.1016/j.cotox.2021.08.004>
- Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., Kelly, F. J., Dominguez, A. O., Jaafarzadeh, N. (2019). Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran. *Environmental Pollution*, 153–164. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.039>
- Akhbarizadeh, R., Dobaradaran, S., Amouei Torkmahalleh, M., Saeedi, R., Aibaghi, R., Faraji Ghasemi, F. (2021). Suspended fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>), microplastics (MPs), and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air: Their possible relationships and health implications. *Environmental Research*, 110339. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110339>
- Amato-Lourenço, L. F., Carvalho-Oliveira, R., Júnior, G. R., dos Santos Galvão, L., Ando, R. A., Mauad, T. (2021). Presence of airborne microplastics in human lung tissue. *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126124>
- Amato-Lourenço, L. F., de Souza Xavier Costa, N., Dantas, K. C., dos Santos Galvão, L., Morales, F. N., Lombardi, S. C. F. S., Júnior, A. M., Lindoso, J. A. L., Ando, R. A., Lima, F. G., Carvalho-Oliveira, R., Mauad, T. (2022). Airborne microplastics and SARS-CoV-2 in total suspended particles in the area surrounding the largest medical centre in Latin America. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118299>
- Ambrosini, R., Azzoni, R. S., Pittino, F., Diolaiuti, G., Franzetti, A., Parolini, M. (2019). First evidence of microplastic contamination in the supraglacial debris of an alpine glacier. *Environmental Pollution*, 297–301. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.005>
- An, R., Wang, X., Yang, L., Zhang, J., Wang, N., Xu, F., Hou, Y., Zhang, H., Zhang, L. (2021). Polystyrene microplastics cause granulosa cells apoptosis and fibrosis in ovary through oxidative stress in rats. *Toxicology*, 449(July 2020). <https://doi.org/10.1016/j.tox.2020.152665>
- Barboza, L. G. A., Vieira, L. R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., Guilhermino, L. (2018). Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the

- bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). *Aquatic Toxicology*, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.12.008>
- Biber, N. F. A., Foggo, A., Thompson, R. C. (2019). Characterising the deterioration of different plastics in air and seawater. *Marine Pollution Bulletin*, 595–602. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.068>
- Bradney, L., Wijesekara, H., Palansooriya, K. N., Obadamudalige, N., Bolan, N. S., Ok, Y. S., Rinklebe, J., Kim, K. H., Kirkham, M. B. (2019). Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk. *Environment International*, 104937. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104937>
- Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V., Uricchio, V. F. (2020). A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **17**(4). <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>
- Catarino, A. I., Macchia, V., Sanderson, W. G., Thompson, R. C., Henry, T. B. (2018). Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental Pollution*, 675–684. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.069>
- Chen, G., Feng, Q., Wang, J. (2020). Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. *Science of the Total Environment*, 135504. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135504>
- Chen, Q., Gao, J., Yu, H., Su, H., Yang, Y., Cao, Y., Zhang, Q., Ren, Y., Hollert, H., Shi, H., Chen, C., Liu, H. (2022). An emerging role of microplastics in the etiology of lung ground glass nodules. *Environmental Sciences Europe*, **34**(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00605-3>
- Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., Dudas, S. E. (2019). Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science and Technology*, **53**(12), 7068–7074. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>
- Croxatto Vega, G., Gross, A., Birkved, M. (2021). The impacts of plastic products on air pollution - A simulation study for advanced life cycle inventories of plastics covering secondary microplastic production. *Sustainable Production and Consumption*, 848–865. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.07.008>
- Dehghani, S., Moore, F., Akhbarizadeh, R. (2017). Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, **24**(25), 20360–20371. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9674-1>
- Deng, Y., Zhang, Y., Lemos, B., Ren, H. (2017). Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. *Scientific Reports*, 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep46687>
- Détrée, C., Gallardo-Escárate, C. (2018). Single and repetitive microplastics exposures induce immune system modulation and homeostasis alteration in the edible mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Fish and Shellfish Immunology*, 52–60. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2018.09.018>
- Dong, C. Di, Chen, C. W., Chen, Y. C., Chen, H. H., Lee, J. S., Lin, C. H. (2020). Polystyrene microplastic particles: In vitro pulmonary toxicity assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 121575. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121575>
- Dris, R. (2017). *First assesement of sources and fate of macro and micro plastics in urban hydrosystems : Case of Paris megacity*. 248.
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Tassin, B. (2017). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, 453–458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, **12**(5), 592–599. <https://doi.org/10.1071/EN14167>
- Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., Stohl, A. (2020). Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nature Communications*, **11**(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>
- Fang, M., Liao, Z., Ji, X., Zhu, X., Wang, Z., Lu, C., Shi, C., Chen, Z., Ge, L., Zhang, M., Dahlgren, R. A., Shang, X. (2022). Microplastic ingestion from atmospheric deposition during dining/drinking activities. *Journal of Hazardous Materials*, 128674. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128674>
- Gao, L., Fu, D., Zhao, J., Wu, W., Wang, Z., Su, Y., Peng, L. (2021). Microplastics aged in various environmental media exhibited strong sorption to heavy metals in seawater. *Marine Pollution Bulletin*, 112480. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112480>
- Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F. J., Tassin, B. (2018). Microplastics in air: Are we breathing it in? *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 1–5.

- <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>
- Godwill, E. A., Ferdinand, P. U., Nwalo NUnachukwu, M. (2019). *Mechanism and Health Effects of Heavy Metal Toxicity in Humans.pdf* (pp. 1–23).
- Gong, J., Xie, P. (2020). Research progress in sources, analytical methods, eco-environmental effects, and control measures of microplastics. *Chemosphere*, 126790. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126790>
- Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 179–199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>
- Jenner, L. C., Rotchell, J. M., Bennett, R. T., Cowen, M., Tentzeris, V., Sadofsky, L. R. (2022). Detection of microplastics in human lung tissue using  $\mu$ FTIR spectroscopy. *Science of the Total Environment*, 154907. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154907>
- Kiran, B. R., Kopperi, H., Venkata Mohan, S. (2022). Micro/nano-plastics occurrence, identification, risk analysis and mitigation: challenges and perspectives. In *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 21(1). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/s11157-021-09609-6>
- Klein, M., Fischer, E. K. (2019). Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *Science of the Total Environment*, 96–103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405>
- Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K. M., He, D. (2018). Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Science of the Total Environment*, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.103>
- Li, X., Zhang, T., Lv, W., Wang, H., Chen, H., Xu, Q., Cai, H., Dai, J. (2022). Intratracheal administration of polystyrene microplastics induces pulmonary fibrosis by activating oxidative stress and Wnt/ $\beta$ -catenin signaling pathway in mice. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113238. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113238>
- Lim, D., Jeong, J., Song, K. S., Sung, J. H., Oh, S. M., Choi, J. (2021). Inhalation toxicity of polystyrene micro(nano)plastics using modified OECD TG 412. *Chemosphere*, 128330. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128330>
- Liu, C., Li, J., Zhang, Y., Wang, L., Deng, J., Gao, Y., Yu, L., Zhang, J., Sun, H. (2019). Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure. *Environment International*, 116–124. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.024>
- Liu, K., Wang, X., Fang, T., Xu, P., Zhu, L., Li, D. (2019). Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Science of the Total Environment*, 462–471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.110>
- Lu, K., Lai, K. P., Stoeger, T., Ji, S., Lin, Z., Lin, X., Chan, T. F., Fang, J. K. H., Lo, M., Gao, L., Qiu, C., Chen, S., Chen, G., Li, L., Wang, L. (2021). Detrimental effects of microplastic exposure on normal and asthmatic pulmonary physiology. *Journal of Hazardous Materials*, 126069. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126069>
- Luo, H., Liu, C., He, D., Xu, J., Sun, J., Li, J., Pan, X. (2022). Environmental behaviors of microplastics in aquatic systems: A systematic review on degradation, adsorption, toxicity and biofilm under aging conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 126915. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126915>
- Mao, R., Lang, M., Yu, X., Wu, R., Yang, X., Guo, X. (2020). Aging mechanism of microplastics with UV irradiation and its effects on the adsorption of heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*, 122515. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122515>
- Mbachu, O., Jenkins, G., Pratt, C., Kaparaju, P. (2020). A New Contaminant Superhighway? A Review of Sources, Measurement Techniques and Fate of Atmospheric Microplastics. *Water, Air, and Soil Pollution*, 231(2). <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4459-4>
- Oberbeckmann, S., Lo, C. M. G. J., Labrenz, M. (2015). *Marine microplastic-associated biofilms – a review*. 551–562.
- OECD. (2022). Global Plastics Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options. *Global Plastics Outlook*. [https://www.oecd-ilibrary.org/environment/data/global-plastic-outlook\\_c0821f81-en](https://www.oecd-ilibrary.org/environment/data/global-plastic-outlook_c0821f81-en)
- Padmore, T., Stark, C., Turkevich, L. A., Champion, J. A. (2017). Quantitative analysis of the role of fiber length on phagocytosis and inflammatory response by alveolar macrophages. *Biochimica et Biophysica Acta - General Subjects*, 1861(2), 58–67. <https://doi.org/10.1016/j.bbagen.2016.09.031>
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., Akl, E. A., Brennan, S. E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J. M., Hróbjartsson, A., Lalu, M. M., Li, T., Loder, E. W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. *The BMJ*, 372. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>
- Prata, J. C. (2018). Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution*, 115–126.

- <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of the Total Environment*, 134455. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M. C. A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M., Giorgini, E. (2021). Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, 106274. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>
- Rahman, A., Sarkar, A., Yadav, O. P., Achari, G., Slobodnik, J. (2021). Potential human health risks due to environmental exposure to nano- and microplastics and knowledge gaps: A scoping review. *Science of the Total Environment*, 143872. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143872>
- Ramsperger, A. F. R. M., Narayana, V. K. B., Gross, W., Mohanraj, J., Thelakkat, M., Greiner, A., Schmalz, H., Kress, H., Laforsch, C. (2020). Environmental exposure enhances the internalization of microplastic particles into cells. *Science Advances*, 6(50), 1–10. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd1211>
- Schirinzi, G. F., Pérez-Pomeda, I., Sanchís, J., Rossini, C., Farré, M., Barceló, D. (2017). Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells. *Environmental Research*, 579–587. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.043>
- Schwabl, P., Koppel, S., Königshofer, P., Bucsecs, T., Trauner, M., Reiberger, T., Liebmann, B. (2019). Detection of various microplastics in human stool: A prospective case series. *Annals of Internal Medicine*, 171(7), 453–457. <https://doi.org/10.7326/M19-0618>
- Soltani, N. S., Taylor, M. P., Wilson, S. P. (2021). Quantification and exposure assessment of microplastics in Australian indoor house dust. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117064>
- Sun, H., Chen, N., Yang, X., Xia, Y., Wu, D. (2021). Effects induced by polyethylene microplastics oral exposure on colon mucin release, inflammation, gut microflora composition and metabolism in mice. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112340>
- U.N. (2015). *Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development*. <https://doi.org/10.1201/b20466-7>
- Uddin, S., Fowler, S. W., Habibi, N., Sajid, S., Dupont, S., Behbehani, M. (2022). Indoor Aerosol — Kuwait ' s Baseline. *Toxics*, 2–17.
- van Doremalen, N., Bushmaker, T., Morris, D. (2020). Aerosol and Surface Stability of SARS-CoV-2 as Compared with SARS-CoV-1. *The New England Journal of Medicine*, 0–3. <https://doi.org/10.1056/NEJMc2004973>
- Vianello, A., Jensen, R. L., Liu, L., Vollertsen, J. (2019). Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a Breathing Thermal Manikin. *Scientific Reports*, 9(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45054-w>
- Wang, Q., Bai, J., Ning, B., Fan, L., Sun, T., Fang, Y., Wu, J., Li, S., Duan, C., Zhang, Y., Liang, J., Gao, Z. (2020). Effects of bisphenol A and nanoscale and microscale polystyrene plastic exposure on particle uptake and toxicity in human Caco-2 cells. *Chemosphere*, 126788. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126788>
- Wang, X., Li, C., Liu, K., Zhu, L., Song, Z., Li, D. (2020). Atmospheric microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: abundance, distribution and source. *Journal of Hazardous Materials*, 121846. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121846>
- Wang, Y., Wang, X., Li, Y., Li, J., Liu, Y., Xia, S., Zhao, J. (2021). Effects of exposure of polyethylene microplastics to air, water and soil on their adsorption behaviors for copper and tetracycline. *Chemical Engineering Journal*, 126412. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126412>
- Xu, A., Shi, M., Xing, X., Su, Y., Li, X., Liu, W., Mao, Y., Hu, T., Qi, S. (2022). Status and prospects of atmospheric microplastics: A review of methods, occurrence, composition, source and health risks. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119173>
- Xu, Y., Huang, D., Liu, P., Ouyang, Z., Jia, H., Guo, X. (2022). The characteristics of dissolved organic matter release from UV-aged microplastics and its cytotoxicity on human colonic adenocarcinoma cells. *Science of the Total Environment*, 154177. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154177>
- Xue, Y. (2022). Polystyrene microplastic particles : In vivo and in vitro ocular surface toxicity assessment ☆. *Environmental Pollution*, 119126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119126>
- Yang, Y. F., Chen, C. Y., Lu, T. H., Liao, C. M. (2019). Toxicity-based toxicokinetic/toxicodynamic assessment for bioaccumulation of polystyrene microplastics in mice. *Journal of Hazardous Materials*, 703–713. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.048>
- Zhang, K., Hamidian, A. H., Tubić, A., Zhang, Y., Fang, J. K. H., Wu, C., Lam, P. K. S. (2021). Understanding plastic degradation and microplastic formation in the environment: A review. *Environmental Pollution*.





- <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116554>
- Zhang, M., Liu, L., Xu, D., Zhang, B., Li, J., Gao, B. (2022). Small-sized microplastics (< 500 µm) in roadside soils of Beijing, China: Accumulation, stability, and human exposure risk. *Environmental Pollution*, 119121. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119121>
- Zhang, Q., Du, F., Liang, W., Chen, Q., Meng, J., Shi, H. (2022). Microfiber fallout during dining and potential human intake. *Journal of Hazardous Materials*, 128477. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128477>
- Zhang, Q., Xu, E. G., Li, J., Chen, Q., Ma, L., Zeng, E. Y., Shi, H. (2020). A Review of Microplastics in Table Salt, Drinking Water, and Air: Direct Human Exposure. *Environmental Science and Technology*, **54**(7), 3740–3751. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04535>
- Zhang, Q., Zhao, Y., Du, F., Cai, H., Wang, G., Shi, H. (2020). Microplastic Fallout in Different Indoor Environments. *Environmental Science and Technology*, **54**(11), 6530–6539. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00087>
- Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., Sillanpää, M. (2020). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, 103118. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>
- Zhu, K., Jia, H., Jiang, W., Sun, Y., Zhang, C., Liu, Z., Wang, T., Guo, X., Zhu, L. (2022). The First Observation of the Formation of Persistent Aminoxyl Radicals and Reactive Nitrogen Species on Photoirradiated Nitrogen-Containing Microplastics. *Environmental Science and Technology*, **56**(2), 779–789. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c05650>
- Zhu, K., Jia, H., Sun, Y., Dai, Y., Zhang, C., Guo, X., Wang, T., Zhu, L. (2020). Enhanced cytotoxicity of photoaged phenol-formaldehyde resins microplastics: Combined effects of environmentally persistent free radicals, reactive oxygen species, and conjugated carbonyls. *Environment International*, 106137. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106137>
- Zimmermann, L., Dombrowski, A., Völker, C., Wagner, M. (2020). Are bioplastics and plant-based materials safer than conventional plastics? In vitro toxicity and chemical composition. *Environment International*, 106066. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106066>

## ESTUDIO PRELIMINAR DE LA OXIDACIÓN ELECTROQUÍMICA COMO ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO PARA EFLUENTES CONTAMINADOS CON CIANURO PROVENIENTES DEL PROCESO DE LIXIVIACIÓN DE ORO

**Stiven Loaiza Castro<sup>1</sup>, Laura Bello Roque<sup>1</sup>, Guillermo H. Gaviria López<sup>1</sup>, Miguel-Ángel Gómez-García<sup>1</sup>, Izabela Dobrosz-Gómez<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>LM&PR: Laboratorio de Materiales y Procesos Reactivos. PRISMA: Grupo de Investigación en Procesos Reactivos Intensificados y Materiales Avanzados. Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales.

<sup>2</sup> LM&PR: Laboratorio de Materiales y Procesos Reactivos. PRISMA: Grupo de Investigación en Procesos Reactivos Intensificados y Materiales Avanzados. Departamento de Física y Química, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales.

\*Autor correspondiente: Departamento de Física y Química, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales. Campus La Nubia, Bloque L, Manizales, Caldas, Colombia. 170003. Email: [idobrosz-gomez@unal.edu.co](mailto:idobrosz-gomez@unal.edu.co)

### **Abstract**

Around the world, gold mining is carried out using cyanide leaching solutions. Cyanide allows gold to be extracted from minerals by forming a cyanauric complex. As a side effect, effluents polluted with cyanide and other substances associated with the mineralogy of the extraction site are produced. In this research, electro-oxidation was studied as an alternative for the treatment of wastewater from gold leaching processes contaminated with cyanide. Additionally, the effect of anions, metals and metalloids from mining effluents (e.g.,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , Cu and Zn which are typical of these processes) on cyanide conversion, COD removal and specific energy consumption were analyzed. A batch electrochemical reactor was used, with stainless steel electrodes, operating in galvanostatic mode, and synthetic cyanide solutions at strongly alkaline conditions ( $\text{pH} = 13$ ). The results showed that the presence of supporting electrolytes such as NaCl,  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  and their combination has no significant effect on the process performance (conversion ca. 0.03), but the addition of Cu substantially improves cyanide removal (conversion ca. 0.44) and COD removal while reducing energy consumption; this effect is slightly attenuated when Zn is added to the solution in addition to Cu.

Keywords: Cyanide, Leaching, Electrochemical oxidation.

### **Resumen**

La minería de oro alrededor del mundo se realiza utilizando soluciones lixiviantes de cianuro ya que esta sustancia, al formar un complejo cianoáurico, permite extraer el oro de la roca. Como efecto colateral, el proceso extractivo genera efluentes contaminados con cianuro y otras sustancias asociadas a la mineralogía del sitio de extracción. En esta investigación se estudia la Electro – Oxidación como alternativa para el tratamiento de aguas residuales provenientes del proceso de lixiviación de oro contaminadas con cianuro y se analiza el efecto de la presencia de aniones, metales y metaloides de efluentes mineros (v.g.,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , Cu y Zn que son típicos de estos procesos) sobre la conversión de cianuro, la remoción de DQO y el consumo específico de energía. Se usó un reactor electroquímico discontinuo, con electrodos de acero inoxidable, operando en modo galvanostático, y soluciones sintéticas de cianuro a condiciones fuertemente

alcalinas (pH = 13). Los resultados mostraron que la presencia de electrolitos de soporte como NaCl, Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y su combinación no tiene efecto significativo sobre el desempeño del proceso (conversión ca. 0.03), pero la adición de Cu mejora sustancialmente la remoción de cianuro (conversión ca. 0.44) y DQO a la vez que reduce el consumo de energía; este efecto se ve ligeramente atenuado cuando además del Cu se adiciona Zn a la solución.

**Palabras clave:** Cianuro, Lixiviación, Oxidación electroquímica.

### Introducción

En Colombia, la Agencia Nacional de Minería (ANM) regula los permisos para explorar/explotar los recursos mineros del país. Los 9602 títulos mineros vigentes en Colombia abarcan 312 tipos de minerales, clasificados en 8 grandes grupos según su uso y su explotación. De ellos, los más explotados son los materiales de construcción (57%), seguido por el carbón (17%), los metales preciosos (11%), calizas (5%), minerales industriales (4%), piedras preciosas (4%) y otros metales (2%) (ANM, 2023).

Según la Unidad de Planeación Minero Energética (UPME), a finales de 2020, en Colombia la minería aportó el 1.86% del Producto Interno Bruto (UPME, 2023). El primer renglón de extracción minera corresponde al carbón de piedra y lignito y el segundo lugar es ocupado por la extracción de minerales metalíferos. A esta última categoría corresponde el oro en la que ocupa el primer lugar (Ibidem). En términos generales, la obtención de oro se lleva a cabo utilizando procedimientos mecánicos, químicos (como la lixiviación) o una combinación de ambos. Una opción química muy común a nivel mundial involucra el uso de cianuro (CN, para formar un complejo cianometálico). Esta es la tecnología predominante en los sitios de explotación minera en Colombia. En la etapa de lixiviación se suministra cianuro en forma de sales alcalinas (KCN o NaCN) lo que genera como efecto colateral la emisión de efluentes líquidos que contienen cianuro remanente y otros compuestos propios de la mena. Por ejemplo, un monitoreo ejecutado en un entable minero representativo en Marmato (Caldas) mostró concentraciones de cianuro entre 500 mg/L y 2020 mg/L, y una Demanda Química de Oxígeno (DQO) entre 3588 mg/L y 3880 mg/L (Dobrosz-Gómez *et al.*, 2017; Dobrosz-Gómez *et al.*, 2020). Por lo anterior, se ha hecho prioritario desarrollar métodos de tratamiento ambientalmente amigables y económicamente viables para responder a los compromisos sociales, ambientales y legales establecidas por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) mediante la Resolución 0631 del 2015 (MADS, 2015).

Existen diferentes alternativas para el tratamiento de soluciones contaminadas con cianuro (Dash *et al.*, 2009) cada una de ellas ofrece ventajas, desventajas y diferentes rangos de aplicación acordes a la concentración de cianuro. Entre las alternativas de tratamiento se destacan las técnicas electrolíticas, especialmente la Electro-Oxidación (EO). Esta consiste en la generación de sustancias con alta capacidad oxidativa por medio de la aplicación de corriente eléctrica mediante electrodos conectados a una diferencia de potencial. La EO es un tratamiento que ha demostrado efectividad para la degradación de cianuro en solución (Valiuniene *et al.*, 2013), para matrices que además de tener cianuro contienen otras sustancias (v.g. tiocinato, fenol y anilina) (Singh y Mishra, 2018) y también ha sido utilizada para el tratamiento de efluentes de la minería de oro en concentraciones de CN diluidas (Cheng *et al.*, 2006) y concentradas (Dobrosz-Gómez *et al.*, 2020). Adicionalmente, Szpyrkowicz *et al.* (2000) y Cheng *et al.* (2002) reportaron el uso de NaCl y Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> como electrolitos soportes para llevar a cabo la oxidación electroquímica. Por otro lado, Cheng *et al.* (2002) y Cheng *et al.* (2006) mostraron los beneficios de la adición de cobre en procesos electroquímicos para remover cianuro, dado que el Cu forma capas sobre los ánodos de acero inoxidable y estas favorecen la remoción de CN<sup>-</sup>.

En este trabajo se analiza el potencial de la EO para el tratamiento para soluciones sintéticas de cianuro haciendo énfasis en el efecto de otras sustancias ((iones y metales y metaloides) que típicamente están presentes en los efluentes de minería de oro (v.g.,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , Cu y Zn).

### **Metodología y Materiales**

#### Materiales

Con base en la información disponible de las características fisicoquímicas de varios efluentes de entables mineros en Marmato (Caldas), se prepararon soluciones sintéticas con cianuro de potasio (KCN, PanReac, 97 wt%). Se utilizó hidróxido de sodio (NaOH, Carlo Erba, 97%) para ajustar el pH y mantener las soluciones de cianuro en condiciones alcalinas (y evitar así la volatilización del cianuro en forma de HCN). Para cuantificar cianuro por volumetría se utilizó nitrato de plata ( $\text{AgNO}_3$ , PanReac, 99.8 %) y p-dimetilamino-benzalrodanina ( $\text{C}_{12}\text{H}_{12}\text{N}_2\text{OS}_2$ , Across Organic, 99%) como indicador. Además, la determinación de Demanda Química de Oxígeno (DQO) se llevó a cabo mediante el uso del kit COD 160 (Machery-Nagel GmbH & Co. KG, Duren, Germany).

#### Métodos analíticos

##### Cianuro Libre

La determinación del cianuro libre en solución se realizó por el método volumétrico estándar SMWW 4500-CN<sup>-</sup> D ([Standard Methods, 2017](#)). Una alícuota se titula con un estándar de nitrato de plata para formar un complejo soluble de cianuro,  $\text{Ag}(\text{CN})_2^-$ . Tan pronto como todo el  $\text{CN}^-$  está complejado se añade un pequeño exceso de  $\text{Ag}^+$ , el cual se detecta con p-dimetilamino-benzalrodanina, indicador sensible a la plata, que cambia inmediatamente el color de la solución de amarillo a rosa salmón.

##### Cianuro Total

Para la determinar el cianuro total se realizó una destilación como tratamiento preliminar para desintegrar los complejos cianometálicos presentes en la muestra (SMWW 4500-CN<sup>-</sup> C ([Standard Methods, 2017](#))). El recuperado de la destilación se valoró mediante volumetría (SMWW 4500-CN<sup>-</sup> D) ([Standard Methods, 2017](#)).

##### Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Los análisis de DQO se realizaron por el método de reflujo cerrado (termo reactor NANOCOLOR® Vario C2) con determinación colorimétrica (espectrofotómetro NANOCOLOR® UV/VIS) a 436 nm (15 – 160 mg  $\text{O}_2/\text{L}$ ) (SMWW 5220-D ([Standard Methods, 2017](#))).

#### Metodología

Inicialmente se realizaron varias pruebas preliminares con soluciones sintéticas de cianuro y otros compuestos representativos (iones y metales y metaloides) de los efluentes de lixiviación de oro con cianuro. Sus concentraciones se seleccionaron con base en la información reportada en la literatura respecto a la caracterización de aguas residuales industriales mineras y sus límites permisibles según la legislación colombiana (**Tabla 1**). La gran variabilidad de las concentraciones de los iones, metales y metaloides se debe a que estas dependen de las condiciones geológicas del punto de explotación. Para complementar esta información se realizaron cinco muestreos en distintos entables mineros del departamento de Caldas. Los valores mínimo y máximo para cada parámetro se incluyen en la **Tabla 1**.

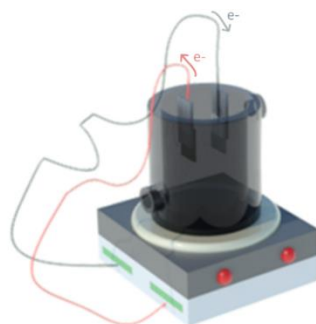
**Tabla 1.** Caracterizaciones de aguas residuales de industria minera de oro y condiciones que el sector minero tiene permitidas para sus efluentes.

Parámetro	Unidades	Gaviria López (2016)	Pan <i>et al.</i> (2021)	Lei y Song (2021)	Cheng <i>et al.</i> (2006)	<i>Este trabajo</i>	Límite permisible <sup>a</sup>
Iones							
CN <sup>-</sup> Total	mg/L	2019.38	7155	1872.6	422.6	1515 - 3112	1.00
Cl <sup>-</sup>	mg/L	3145	NR	NR	NR	196 - 1096	250.00
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/L	2010.86	NR	NR	NR	1249 - 4429	1200.00
Metales y Metaloides							
Zn	mg/L	769.72	1350	468.8	14	589 - 1496	3.00
Cu	mg/L	687.1	2880	593.2	308.8	8.83 - 612	1.00

<sup>a</sup> Resolución 0631 del 17 de marzo de 2015 (MADS, 2015); N. R.: No reportado.

La línea base para el estudio corresponde al tratamiento por EO de una solución sintética que solo tiene CN<sup>-</sup>. Luego, se trataron otras soluciones que adicionalmente contiene aniones (Cl<sup>-</sup> y/o SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) y/o metales (Cu y/o Zn) para determinar el efecto de cada una de estas sustancias sobre la remoción de cianuro. Cabe resaltar que el papel de los aniones es brindar un medio conductor (o inclusive servir como portadores de electrones para realizar oxidación indirecta) mientras que el de los metales es catalizar la velocidad de oxidación de cianuro. Por esta razón, las pruebas en presencia de Cu y Zn requieren obligatoriamente la presencia de los electrolitos soporte.

Las pruebas de EO fueron desarrolladas en una celda electroquímica de vidrio (250 mL) con chaqueta de enfriamiento para el control de la temperatura de la solución (ca. 20°C). Se utilizaron ánodo y cátodo de acero inoxidable (Bronces y Láminas S.A.S., 4 cm × 2 cm) sujetos a una base de material no conductor y conectados a una fuente de poder WON. La solución se sometió a agitación constante por medio de una placa de agitación magnética (Hanna Instruments). El esquema de la celda electroquímica se presenta en la **Figura 1**.



**Figura 1.** Esquema de la celda electroquímica.

La concentración de los iones y metales y metaloides evaluados se seleccionaron con base en las caracterizaciones realizadas y sus valores puntuales se presentan en la **Tabla 2**. Para todas las pruebas se ajustó el pH inicial en un valor de 13 y se monitoreó el voltaje de la celda durante un tiempo de electrólisis de 1 hora.

**Tabla 2.** Valores seleccionados para la preparación de las soluciones sintéticas

Parámetro	Unidades	Valores
Iones		
Cianuro Total (CN <sup>-</sup> )	mg/L	2029.9
Cloruro (Cl <sup>-</sup> )	mg/L	685.3
Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	mg/L	2879.9
Metales y Metaloides		
Cinc (Zn)	mg/L	905.1
Cobre (Cu)	mg/L	237.5

La eficiencia del proceso electroquímico fue evaluada con el cálculo de la conversión de cianuro,  $X_{CN^-}$  (**ecuación 1**), el porcentaje de remoción de DQO, % $R_{DQO}$  (**ecuación 2**) y el Consumo específico de Energía (CE) empleado en la remoción de cianuro (**ecuación 3**).

$$X_{CN^-} = \frac{[CN^-]_0 - [CN^-]}{[CN^-]_0} = 1 - \frac{[CN^-]}{[CN^-]_0} \quad \text{Ecuación (1)}$$

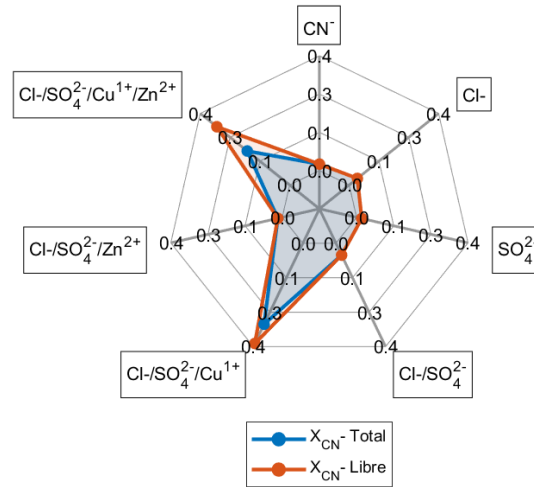
$$\%R_{DQO} = \frac{DQO_0 - DQO}{DQO_0} \times 100 \quad \text{Ecuación (2)}$$

$$CE = \frac{1000VIt}{\Delta[CN^-]U} \quad \text{Ecuación (3)}$$

donde  $[CN^-]_0$  y  $[CN^-]$  son las concentraciones iniciales y finales de cianuro en la solución (mg/L);  $DQO_0$  y  $DQO$  son las concentraciones de DQO (mg/L) iniciales y después del tratamiento, CE es el consumo específico de energía por kg del cianuro removido [kWh/kg], V es el voltaje medio en Voltios, I es la corriente en Amperios, t es el tiempo de electrólisis medido en horas,  $\Delta[CN^-]$  es el cambio en la concentración de cianuro medida en mg/L y U es el volumen de la solución tratada en litros.

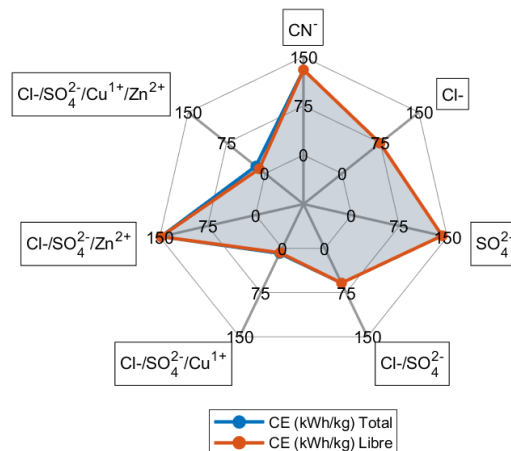
### Resultados y análisis

Para la presentación de resultados, se realizaron diagramas radiales en el software Matlab® y se empleó un paquete para la elaboración de dicho tipo de diagramas (Moses. 2023). En la **Figura 2** se muestra que la presencia de aniones como cloruro y sulfato aumentan ligeramente la conversión tanto de cianuro libre como de cianuro total. Sin embargo, es la adición de cobre la que mejora sustancialmente la remoción del contaminante. El efecto positivo del cobre se mantiene cuando se mezclan los dos electrolitos soporte (NaCl/Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Resultados similares fueron reportados Cheng *et al.* (2002). Por otra parte, la adición de Zn no produce una mejora significativa respecto a los escenarios en los que solo se adicionan los electrolitos de soporte. Además, al combinar todas las sustancias bajo estudio, el Zn disminuye tanto la conversión de cianuro libre como total, siendo la última la que más se reduce con respecto a la prueba donde se adicionan los electrolitos de soporte y el Cu.



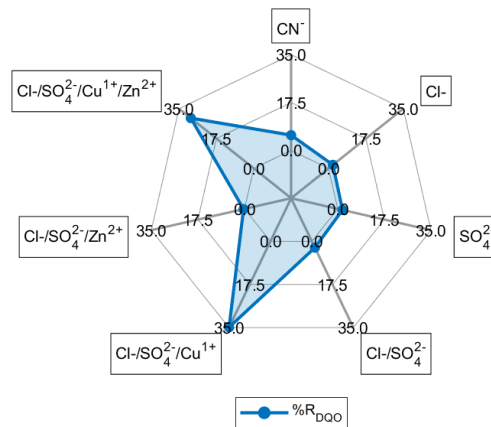
**Figura 2.** Conversión de cianuro en función de iones, metales y metaloides presentes en la solución

Los resultados obtenidos para el CE se presentan en la **Figura 3** para cada combinación de aniones y metales y metaloides evaluada. La presencia de Cu disminuye el CE respecto a los casos en los que solo se adicionan los electrolitos de soporte. En contra parte, la adición de Zn aumenta el CE posiblemente debido a la electrodeposición de Zn en el cátodo y el consecuente aumento en la resistividad. Además, considerando que el CN<sup>-</sup> forma complejos tanto con el Zn como con el Cu, la estabilidad de estos complejos puede afectar la velocidad de remoción del cianuro libre. De hecho, en presencia de CN<sup>-</sup>, Cu y Zn en la solución reactiva se pueden formar, dependiendo del pH, los siguientes complejos: Cu(CN)<sup>2-</sup>, Cu(CN)<sup>3-</sup>, Cu(CN)<sup>4 3-</sup>, Zn(CN)<sup>4 2-</sup> y Zn(CN)<sup>3-</sup> (Alonso-González et al., 2009; Socha et al., 2002). Así, las interacciones pueden llegar a ser complejas y variadas y se requieren estudios más detallados para establecer las razones por las cuales la presencia de Zn desfavorece la remoción de cianuro y aumenta el consumo energético.



**Figura 3.** Consumo específico en función de iones, metales y metaloides en solución

Finalmente, en la **Figura 4** se presenta la variación del porcentaje de remoción de DQO en función de las condiciones de operación de la EO. El comportamiento es análogo a la remoción de cianuro. La presencia de electrolitos de soporte y del Zn no genera una mejora apreciable respecto a la EO solo en presencia de  $\text{CN}^-$ . Sin embargo, como el Cu cataliza la remoción de  $\text{CN}^-$  y como esta sustancia es susceptible de ser oxidada, se puede establecer una relación directa entre la medida de cianuro y la de DQO, por tanto, una disminución de cianuro se verá reflejada en una disminución análoga de DQO. Este comportamiento se puede apreciar al comparar la forma de los diagramas radiales en las **Figuras 2 y 4**.



**Figura 4.** Remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en función de iones, metales y metaloides en solución

### Conclusiones

La presencia de electrolitos soporte ( $\text{NaCl}/\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) ocasiona efectos poco significativos sobre la remoción de cianuro y DQO. Así mismo, la presencia de Zn en la mezcla reactiva no mejora la remoción de contaminantes, pero sí aumenta el consumo energético. Por otro lado, la presencia de Cu mejora la remoción de  $\text{CN}^-$  y DQO y a su vez disminuye el consumo de energía. Estas mejoras se ven menguadas cuando el Zn también está presente en solución.

### Agradecimientos

A la Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales por el apoyo económico a través de la Convocatoria para el Fortalecimiento de la Investigación, Creación e Innovación Articulado con la Formación en la Universidad Nacional de Colombia 2020-2021 (Proyectos: HERMES 55259 y HERMES 1661). Guillermo H. Gaviria López es beneficiario de una beca del Bicentenario Cohorte I otorgada por el Ministerio de Ciencia Tecnología e Innovación (MINCIENCIAS).



### Referencias bibliográficas

- Agencia Nacional de Minería. (2023, 5 abril). Así es nuestra Colombia minera. Consultado: 5 de abril de 2023, de <https://www.anm.gov.co/?q=Asi-es-nuestra-Colombia-minera>
- Alonso-González, O., Nava-Alonso, F., & Uribe-Salas, A. (2009). Copper removal from cyanide solutions by acidification. *Minerals Engineering*, 22(4), 324-329. DOI: [10.1016/j.mineng.2008.09.004](https://doi.org/10.1016/j.mineng.2008.09.004)
- Cheng, S. C., Gattrell, M., Guena, T., & MacDougall, B. (2002). The electrochemical oxidation of alkaline copper cyanide solutions. *Electrochimica acta*, 47(20), 3245-3256. DOI: [10.1016/S0013-4686\(02\)00200-1](https://doi.org/10.1016/S0013-4686(02)00200-1)
- Cheng, S. C., Gattrell, M., Guena, T., y MacDougall, B. (2006). Electrochemical studies of gold ore processing wastewater containing cyanide, copper, and sulfur compounds. *Journal of Applied Electrochemistry*, 36(12), 1317-1326. DOI: [10.1007/s10800-006-9203-2](https://doi.org/10.1007/s10800-006-9203-2)
- Dash, R. R., Gaur, A., & Balomajumder, C. (2009). Cyanide in industrial wastewaters and its removal: a review on biotreatment. *Journal of hazardous materials*, 163(1), 1-11. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2008.06.051](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.051)
- Dobrosz-Gómez I., Ramos García B. D., Gil Pavas E, Gómez-García M. Á. (2017) Kinetic study on HCN volatilization in gold leaching tailing ponds. *Miner Eng*, **110**, 185–194. DOI: [10.1016/j.mineng.2017.05.001](https://doi.org/10.1016/j.mineng.2017.05.001)
- Dobrosz-Gómez, I., Gómez-García, M. Á., Gaviria, G. H., Gil Pavas, E. (2020). Mineralization of cyanide originating from gold leaching effluent using electro-oxidation: multi-objective optimization and kinetic study, *Journal of Applied Electrochemistry*, **50**(2), 217-230. DOI: [10.1007/s10800-019-01392-1](https://doi.org/10.1007/s10800-019-01392-1)
- Gaviria López, G. H. (2016). Tratamiento de aguas residuales del proceso de lixiviación de oro con cianuro a través de oxidación electroquímica. Repositorio UNAL. Consultado: 4 de abril de 2023. Disponible en: <https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/58320/1053810926.2016.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Lei, S., y Song, Y. (2021). Comparative Study on Electrochemical Treatment of Cyanide Wastewater. *Frontiers in Chemistry*, 9, 598228. DOI: [10.3389/fchem.2021.598228](https://doi.org/10.3389/fchem.2021.598228)
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Resolución 0631 (17, marzo, 2015) Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones. El Ministerio. Bogotá D.C. Colombia.
- Moses Yoo. (2023). spider\_plot ([https://github.com/NewGuy012/spider\\_plot/releases/tag/20.2](https://github.com/NewGuy012/spider_plot/releases/tag/20.2)), GitHub. Recuperado May 27, 2023.
- Pan, Y., Zhang, Y., Huang, Y., Jia, Y., Chen, L., y Cui, H. (2021). Synergistic effect of adsorptive photocatalytic oxidation and degradation mechanism of cyanides and Cu/Zn complexes over TiO<sub>2</sub>/ZSM-5 in real wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 125802. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2021.125802](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125802)
- Singh, H., y Mishra, B. K. (2018). Degradation of cyanide, aniline and phenol in pre-treated coke oven wastewater by peroxide assisted electro-oxidation process. *Water Science and Technology*, 78(10), 2214-2227. DOI: [10.2166/wst.2018.503](https://doi.org/10.2166/wst.2018.503)
- Socha, A., Kuśmierk, E., & Chrześcińska, E. (2002). Electrochemical treatment of dilute cyanide solutions containing zinc complexes by oxidation at carbon felt (Sigratherm). *Journal of applied electrochemistry*, 32, 409-414. DOI: [10.1023/A:1016358703782](https://doi.org/10.1023/A:1016358703782)
- Standard Methods Committee, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Laura L. Bridgewater, Rodger B. Baird, Andrew D. Eaton, y Eugene W. Rice, eds. 2017. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Vol. 1. 23rd edition. Washington, DC: American Public Health Association-APHA Press.

- Szpyrkowicz, L., Zilio-Grandi, F., Kaul, S. N., & Polcaro, A. M. (2000). Copper electrodeposition and oxidation of complex cyanide from wastewater in an electrochemical reactor with a Ti/Pt anode. *Industrial & engineering chemistry research*, 39(7), 2132-2139. DOI: 10.1021/ie9903137
- Unidad de Planeación Minero-Energética UPME. (2021). Indicadores económicos de minería. Consultado el 5 de abril de 2023. Disponible en: <https://www1.upme.gov.co/simco/Cifras-Sectoriales/Paginas/IndicadoresEconomicos.aspx>
- Valiūnienė, A., Baltrūnas, G., Keršulytė, V., Margarian, Ž., & Valinčius, G. (2013). The degradation of cyanide by anodic electrooxidation using different anode materials. *Process Safety and Environmental Protection*, 91(4), 269-274. DOI: 10.1016/j.psep.2012.06.007

## EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS DEL SISTEMA ACUÍFERO DE LA MOJANA.

**Bernardo Acuña<sup>1</sup>, Mauricio Rosso-Pinto<sup>2</sup>, Ana Karina Pérez-Peñate<sup>3</sup>, Jairo Herrera Arango<sup>4</sup>,  
Roberth Paternina Uribe<sup>5</sup>, Jose Luis Marrugo-Negrete<sup>6</sup>**

Programa de Maestría en Ciencias Ambientales (MCA), Universidad de Córdoba <sup>1</sup>

Departamento de Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingenierías, Universidad de Córdoba <sup>2</sup>

Instituto Regional del Agua. Facultad de ciencias básicas, Universidad de Córdoba <sup>3</sup>

Instituto Regional del Agua. Facultad de ciencias básicas, Universidad de Córdoba <sup>4</sup>

Instituto Regional del Agua. Facultad de ciencias de la salud, Universidad de Córdoba <sup>5</sup>

Instituto Regional del Agua. Facultad de ciencias básicas, Universidad de Córdoba <sup>6</sup>

\*Programa de maestría en Ciencias Ambientales, SUE Caribe, Universidad de Córdoba, Cra. 6 #No. 77-305, Montería, Córdoba. 230002I. Colombia. Email: bernardo.ayazo20@gmail.com

### **Abstract**

The Mojana subregion is an area of wetlands that regulates Magdalena, Cauca, and San Jorge Rivers' courses. It is also a place of abundant biodiversity that provides food security and income for its inhabitants. From the hydrogeological standpoint, the La Mojana aquifer system is integrated by the aquifers: Ciénaga de Oro, El Carmen, Cerrito, Sincelejo, Betulia, La Mojana, and Alluvial Deposits, which are made up of rocks and sedimentary deposits. Considering the high dependence on groundwater for supply, population growth, domestic discharges, low coverage of sanitary works, and agricultural and livestock practices in this sub-region, it is essential to investigate the degree of vulnerability of groundwater contamination in the aquifers of La Mojana. In order to approach this question, the GOD, DRASTIC, and SINTACS methods were used to determine intrinsic vulnerability indexes to groundwater contamination. The results of the research suggest that there is a predominance of free to semi-confined aquifers, with good transmissivity conditions, shallow water tables, recharge areas of regional extension, lithologies, and soil textures with granulometric variation from gravel to silt-clay. The implementation of GOD allowed a general visualization of the distribution of vulnerability in the studied area, while the DRASTIC and SINTACS methods provided a more detailed visualization of the distribution of the categories by considering more parameters. It is concluded that the SINTACS method yielded results with the greatest similarity to the hydrogeological conditions of La Mojana.

KeyWords: aquifer vulnerability, DRASTIC, geographic information systems, GOD, groundwater, risk, and SINTACS.

### **Resumen**

La subregión de la Mojana es una zona de humedales que contribuye en la regulación de los cauces de los ríos Magdalena, Cauca y San Jorge, así mismo, da lugar a una gran biodiversidad que proveen seguridad alimentaria e ingresos a sus pobladores. Desde el marco hidrogeológico el sistema acuífero La Mojana está conformada por los acuíferos; Ciénaga de Oro, El Carmen, Cerrito, Sincelejo, Betulia, La Mojana y Depósitos Aluviales, que se conforman por rocas y depósitos sedimentarios. Teniendo en cuenta la alta dependencia de las aguas subterráneas para abastecimiento, el crecimiento poblacional, vertimientos domésticos, la baja cobertura de obras sanitarias, prácticas agrícolas y ganaderas en esta subregión, es fundamental indagar el grado de vulnerabilidad de contaminación de las aguas subterráneas de los acuíferos de La Mojana. Para ello emplearon los métodos GOD, DRASTIC y SINTACS para determinar índices de vulnerabilidad intrínseca a la contaminación de aguas subterráneas (IVICAS). Los resultados de la investigación sugieren que hay predominio de acuíferos libres a semiconfinados, con buenas condiciones de transmisividad, niveles freáticos superficiales, áreas de recarga de extensión regional, litologías y texturas del suelo con variación granulométrica desde grava

hasta limo-arcilla. La aplicación de GOD permitió realizar una visualización general de la distribución de la vulnerabilidad en la zona de estudio, mientras que los métodos DRASTIC y SINTACS permitieron visualizar con mayor detalle la distribución de las categorías al considerar más parámetros. Se concluye que el métodos SINTACS arrojó los resultados con mayor semejanza a las condiciones hidrogeológicas La Mojana.

**Palabras clave:** aguas subterráneas, DRASTIC, GOD, riesgo, SINTACS, sistemas de información geográficos, vulnerabilidad de acuíferos.

### *Introducción*

El medio ambiente y específicamente el recurso hídrico, se ha visto afectado en la subregión de La Mojana debido a las múltiples actividades productivas que allí se llevan a cabo. Según El Banco de la Republica sucursal Cartagena en Aguilera, (2004), “los humedales presentan agotamiento y degradación por la deforestación, la modificación de los regímenes hidráulicos y explotación inadecuadas de recursos naturales”. Basados en el Plan de Ordenamiento de Recurso Hídrico (PORH) (Iragua, 2017) el 83% del área de La Mojana, se ubica en condición crítica de vulnerabilidad hídrica al desabastecimiento (IDEAM, 2019). El Índice de Riesgo de Calidad del agua (IRCA), para los municipios de Guaranda, Majagual y Caimito es 46,7%, 52% y 50,7% respectivamente, en categoría de riesgo alto y para San Marcos y Sucre del 17% y 20,2% estimadas como riesgo medio (Iragua, 2018). Adicionalmente a esto, el Estudio Nacional del Agua del 2018, indica que de 543 pozos en jurisdicción de Corpomojana, 276 pozos no cuentan con información del estado, reserva, monitoreo, uso y sellado (Iragua, 2018).

Un factor que influye directamente en las problemáticas anteriormente mencionadas en diferentes regiones del país, es la ausencia de herramientas técnicas y normativas por parte de autoridades y usuarios para definir políticas de gobernanza del agua subterránea eficaces, que permitan regular la gestión y el uso del recurso. Una manera de abordar esta necesidad es aumentar progresivamente el grado de conocimiento de las condiciones que controlan la vulnerabilidad en el sistema acuífero La Mojana, en términos de procesos y espacialización de clases temáticas, como apoyo para la toma de decisiones relacionadas con el ordenamiento de territorios y la gestión integral del recursos hidrogeológico, con el fin de plantear estrategias en el uso del suelo en áreas de recarga para la prevención de riesgos a la población y el ambiente.

Para mejorar la regulación hídrica, se deben desarrollar acciones que articulen el ordenamiento ambiental y geográfico con la gestión integral del recurso hídrico, tales como: determinar la distribución espacial de acuíferos, tener conocimiento específico del uso y cobertura del suelo, así como desarrollar estrategias para la conservación de reservorios de agua superficial y subterráneos (Iragua, 2017).

Por lo tanto, el objetivo de este estudio es contribuir al conocimiento de los aspectos económicos, ambientales, sociales y de ordenamiento de territorios al redor del agua realizando la caracterización hidrogeológica y aplicación de los métodos GOD, DRASTIC y SINTACS (Auge, 2007) (Ortega y Rodríguez, 2005), para la determinación de índices de vulnerabilidad de acuíferos, y a partir de análisis espaciales con ayuda de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y delimitar áreas de importancia en el ciclo hídrico subterráneo de la zona. Este estudio es un importante aporte para indagar en el estado de las aguas subterráneas y el medio que las contiene (Acuíferos) y los posibles riesgos a la contaminación a los que se encuentran expuestos.

El área de investigación (Figura 1) se enmarca entre los departamentos de Sucre, Córdoba Antioquia, Sur de Bolívar y Magdalena, al norte de Colombia, con un área total de 12.527,4 Km<sup>2</sup>. La delimitación se realizó teniendo en cuenta la extensión del sistema acuífero de La Mojana.

### **Materiales y métodos**

Para realizar la caracterización del área de estudio se consultó información geológica, hidrogeológica y edafológica oficial generada por el Servicio Geológico Colombiano -SGC- y el Instituto Geográfico Agustín Codazzi -IGAC-, adicionalmente se empleó el Modelo de Elevación digital de la Misión topográfica Radar Shuttle –SRTM– con escala de pixel de 30 metros aproximadamente, resolución que permite apreciar patrones rectos relacionables con la tectónica de la zona.

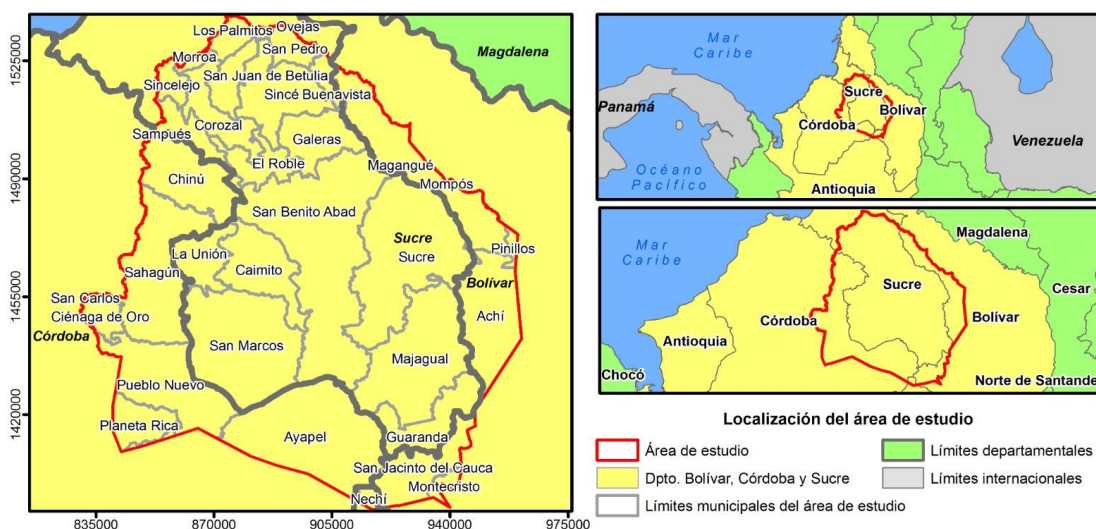


Figura 1. Área de investigación. Delimitación del sistema acuífero de La Mojana.

### **Caracterización del área de estudio**

**Litología de la zona no saturada:** La distribución de la litología superficial y la textura del suelo se determinó empleando la clasificación del mapa de suelos del IGAC de los departamentos de Sucre, Córdoba y Bolívar. Tras agrupar y asociar litologías semejantes, se obtuvo la distribución espacial e identificación de catorce unidades conformadas por formaciones detríticas, incluyendo los paludales y el cinturón de avulsión (Tabla 1).

**Textura del suelo:** Las texturas predominante en el área de estudio es la arcillosa, considerada como una capa poco permeable. La calificación de las diferentes texturas encontradas en el sistema acuífero se resume en la Tabla 1.

#### **Hidrogeología**

Basados en el Mapa Hidrogeológico de Córdoba y Sucre (Vargas , 2002., Tabares, 2003) y el Inventario de Puntos de Agua Subterránea en los Departamentos de Córdoba y Sucre (INGEOMINAS, 1998) en la Tabla 2 se indica la calificación de los parámetros hidrogeológicos de los acuíferos que conforman el sistema hidrogeológico de La Mojana.

**Acuífero Ciénaga de Oro:** Litológicamente está constituido por secuencia de Areniscas, Areniscas Conglomeráticas, Arcillolitas con Carbón, Shales y Calizas (Duque 1973 tomado de Vargas 2002). Hidrogeológicamente se define como rocas con limitado recurso hidrogeológico, sin embargo, las litologías conglomeráticas y arenosas sugieren la posible formación de acuíferos con régimen hidráulico de semiconfinado y confinados aprovechables (Tabares, 2004). Basados en INGEOMINAS, (1998) en esta unidad se aprovechan aljibes de hasta 2 m de profundidad. No se registran datos de transmisividad.

**Acuífero El Carmen:** Litológicamente están constituidas por secuencias de lodolitas con capas finas de areniscas y limolitas (Vargas, 2002). Hidrogeológicamente se define como rocas con limitado recurso, con posible formación de régimen hidráulico confinados (Tabares, 2003). Basados en INGEOMINAS, (1998) en esta unidad se aprovechan aljibes de hasta 4 m de profundidad, No se registran datos de transmisividad.

Tabla 1. Litología de la zona no saturada y calificación de parámetros.

Litología zona no saturada	Calificación	Litología zona no saturada	Calificación	Textura del suelo	Calificación
Sedimentos finos a gruesos con	7	Arcillolitas	4	Arcillosa	4
Sedimentos aluviales actuales de tamaño fino a	6	Aluviones mixtos (Abanicos Aluviales)	7	Arcillosa a Arenosa	6
Cuerpo de agua (Sedimentos	5	Sedimentos finos y medios (Paludales)	6	Arcillosa con	7
Árcillas ácidas, gravas y arenas	7	Arcillolitas con areniscas y materiales	6	Árenosa con	9
Arcillas carbonatadas	5	Lodolitas, arcillolitas y areniscas	7	Pedregosa	10
Areniscas calcáreas poco consolidadas	8	Sedimentos gruesos y medios, con sustrato fino y abundante	9	Delgada o ausente (Ciénagas)	10
Aluviones finos	5	Cinturón Avulsivo	6		

Fuente: (IGAC, (1997) (IGAC, 2009).

**Acuífero El Cerrito:** Litológicamente está constituido por Lodolitas, Areniscas calcáreas de grano fino (Barrera,1999). Lentes discontinuos de conglomerados e intercalaciones de limonitas y areniscas arcillosas (Vargas, 2002). Hidrogeológicamente se define como acuíferos con flujos a través de fracturas que forman acuíferos con régimen de semiconfinado y confinado (Tabares, 2003). Basados en INGEOMINAS, (1998) en esta unidad se aprovechan aljibes hasta de 4 m de profundidad y transmisividad de 20 - 80 m<sup>2</sup>/día. (Vargas, 2002).

**Acuífero Sincelajo:** Litológicamente está constituido por Lodolitas Areniscas calcáreas de grano fino, lentes discontinuos de conglomerados e intercalaciones de limonitas y areniscas arcillosas (Barrera,1999). Contiene acuíferos con régimen hidráulico no confinado, semiconfinado y confinados (Tabares, 2003). Basados en INGEOMINAS, (1998) en esta unidad presenta aprovechamientos de aljibes con un promedio de 15 m de profundidad y transmisividad de 141 m<sup>2</sup>/día. (Vargas, 2002).

**Acuífero Betulia:** Litológicamente se conforma por intercalaciones de arenas, gravas y arcillas en capas no continuas en la horizontal, típicas de una depositación fluvio deltaica (Clavijo y Barrera, 2001). Hidrogeológicamente se define como acuíferos con flujos intergranulares que forman acuíferos con régimen no confinado, semiconfinado y confinado (Tabares, 2003). Basados en INGEOMINAS, (1998) en esta unidad presenta aprovechamientos con aljibes de hasta 4 m de profundidad y transmisividad de 10-100 m<sup>2</sup>/día. (Vargas, 2002).

**Acuífero Depósitos Aluviales:** Litológicamente se compone por sedimentos tamaño arenas finas, limos y arcillas (Vargas, 2002). Hidrogeológicamente se define como acuíferos con flujos intergranulares con régimen hidráulico no confinado (Tabares, 2003). Basados en INGEOMINAS, (1998) en esta unidad presenta aprovechamientos con aljibes de hasta 2 m de profundidad y transmisividad de 50-100 m<sup>2</sup>/día. (Vargas, 2002).

**Acuífero La Mojana:** Litológicamente se compone de sedimentos tamaño arcillas y arenas medias a gruesas con frecuentes cambios laterales de facies, producto de la depositación fluvial (Vargas, 2002). Hidrogeológicamente se define como acuíferos con flujos intergranulares con régimen hidráulico no confinado cubierto (Tabares, 2003), debido que se encuentra en zonas de aguas tranquilas y flujos lentos con constante depositación de sedimentos finos. Basados en INGEOMINAS, (1998) en esta unidad presenta niveles estáticos de 0 a 2 m de profundidad y transmisividad de 50-100 m<sup>2</sup>/día. (Vargas, 2002).

Tabla 2. Unidades hidrogeológicas que conforman el sistema acuífero La Mojana y calificación de parámetros hidrogeológicos.

Unidad Hidrogeológica	Grado de confinamiento	Calificación		
		Litológica del acuífero	Nivel de agua	Transmisividad
Acuífero Ciénaga de	4	4	9	4
Acuífero El Carmen	2	2	8	2
Acuífero El Cerrito	4	5	8	5
Acuífero Sincelejo	9	8	7	8
Acuífero Betulia	9	7	8	5
Acuífero Depósitos	6	5	9	6
Acuífero La Mojana	6	6	10	6

Fuente: (INGEOMINAS, 1998) (Tabares, 2003) (Vargas, 2002).

**Recarga:** Para establecer las áreas de recarga potencial se reclasificaron las unidades geológicas propuestos en el Mapa Geológico de Colombia, escala 1: 500.000 del 2015 a partir de los reportes existentes sobre sus capacidades de infiltración según su descripción litológica y granulométrica. De esta forma se trazaron las zonas con potencial de recarga de cada unidad identificada. La calificación de las unidades geológicas en términos de su potencial de recarga se presenta en la Tabla 3.

**Pendientes:** En general el sistema de acuíferos de La Mojana se caracteriza por presentar áreas con mayor predominio de pendientes entre 0 y 12% que favorecen el depósito de sedimentos y formación de sistemas de ciénagas, mientras que hacia los entremos norte, occidental y suroriental se identifican pendientes de 15 a 30% y > 30% correspondiente a afloramientos rocosos. En estos sectores el valor de la pendientes favorece la escorrentía y evacuación de sedimentos. La calificación de este parámetros se realizó basados en los valores sugeridos por cada método y se presenta en la Tabla 3.

Tabla 3. Unidades geológicas del sistema acuífero La Mojana y calificación de los parámetros; Recarga y Pendientes.

Unidad Geológica	Calificación potencial de recarga	Pendientes del Terreno en %	Calificación DRASTIC	Calificación SINTACS
Formación Ciénaga De Oro	2	0 - 2	10	10
Formación El Carmen	1	2 - 4	9	9
Formación Cerrito	5	4 - 6	8	8
Formación Sincelejo	7	6 - 9	7	7
Formación Betulia	5	9 - 12	5	6
Abanicos Aluviales	6	12 - 15	5	5
Depósitos Aluviales y Llanuras de Inundación (Qal)	6	15 - 18	3	4
Cinturón Avulsivo	4	18 - 21		3
Depósitos Paludales	3	21 - 25	1	2
		Mayor a 30		1

Fuente: (SGC, 2015) (Werner, 2001).

**Método GOD:** Desarrollado por Foster (1987), consiste en la evaluación de cero (0) a uno (1) el grado de vulnerabilidad considerando tres parámetros; **G** (Tipo de acuífero en términos de confinamiento hidráulico), **O** (Litología de la zona no saturada) y **D** (Profundidad del nivel del agua). Los criterios de calificación para cada los diferentes parámetros se presenta en el anexo 1. Una vez calificados los parámetros anteriormente mencionados se obtendrá el IVICAS GOD aplicando la Ecuación 1. Los resultados se clasifican de la siguiente forma: Vulnerabilidad muy alta (1,0 – 0,7), alta (0,7 – 0,5), intermedia (0,5 – 0,3) baja (0,3 – 0,1) y muy baja (< 0,1).

$$iv = G \times O \times D \quad \text{Ecuación 1.}$$

**DRASTIC:** Método desarrollado por Aller et al (1987), evaluando los parámetros de cero (0) a diez (10) basados en la tabla del anexo 2, implementando solo datos hidrogeológicos (Baez, 2014), luego a cada uno se le asigna un peso ponderado de uno a cinco (**Tabla 4**) para obtener un índice de vulnerabilidad siguiendo la expresión matemática de la Ecuación 2. DRASTIC toma en cuenta los parámetros: **D** (Profundidad del agua subterránea), **R** (Recarga neta), **A** (Litología y estructura del medio acuífero), **S** (Tipo de suelo), **T** (Topografía), **I** (Naturaleza de la zona no saturada) y **C** (Conductividad hidráulica del acuífero). Los resultados obtenidos se clasifican basados en los rangos y categorías presentados en la

Tabla 4.

$$Iv = \sum_{i=1}^7 ri \cdot wi \quad \text{Ecuación 2.}$$

Donde:

r: factor de clasificación o valoración

w: factor de ponderación

Tabla 4. Factores de ponderación método DRASTIC.



Situación	Factores de ponderación						
	D <sub>w</sub>	R <sub>w</sub>	A <sub>w</sub>	S <sub>w</sub>	T <sub>w</sub>	I <sub>w</sub>	C <sub>w</sub>
<b>No Pesticida</b>	5	4	3	2	1	5	3

**Categoría de vulnerabilidad método DRASTIC**

Grado de vulnerabilidad DRASTIC	Muy Alto	Alto	Medio	Bajo	Muy Bajo
Valore	188 - 230	147 - 187	106 - 146	65 - 105	23 - 64

Fuente: (Aller et al., 1987).

**SINTACS:** El método SINTACS fue desarrollado en Italia (Civita y Maio, 1990; Foster y Hirata, 1990). Sus iniciales representan los siguientes parámetros; **S** (Profundidad del agua subterránea), **I** (Infiltración eficaz), **N** (Efecto de autodepuración de la zona no saturada), **T** (Tipo de suelo), **A** (Litología del acuífero), **C** (Conductividad hidráulica) y **S** (Pendiente de la superficie topográfica). Los parámetros se califican basados en las gráficas del anexo 3. Para su cálculo se aplica la expresión matemática de la Ecuación 3. Los valores de ponderación de cada parámetro y las categorías y rangos de calificación se presentan en la Tabla 5.

$$Iv = \sum_{i=1}^7 ri.wi \quad \text{Ecuación 3.}$$

Tabla 5. Factores de Ponderación - método SINTACS.

Parámetros	Factores de ponderación						
	S <sub>w</sub>	I <sub>w</sub>	N <sub>w</sub>	T <sub>w</sub>	A <sub>w</sub>	C <sub>w</sub>	S <sub>w</sub>
Ponderación	5	4	5	2	3	3	2

**Categoría de vulnerabilidad método SINTACS**

Grado de vulnerabilidad	Muy	Elevado	Alto	Medio	Bajo	Muy Bajo
Valor	211 - 260	187 - 210	141 -	106 -	81 - 105	23 - 80

Fuente: (Civita y Maio, 1990) (Foster y Hirata, 1990).

### Resultados y discusión

Los resultados del método GOD (A) muestran IVICAS entre 0,08 y 0,81 indicando categorías desde muy baja a muy alta vulnerabilidad (Tabla 6). El mapa resultante sugiere que el IVICAS muy alto se observa al occidente, en límites entre Sahagún y Chinú y al Sur en área municipal de Planeta Rica, donde predominan acuíferos no confinados, litologías con granulometría tamaño grava y arena y niveles estáticos de cuatro metros de profundidad, lo que permite inferir que este sector se puede comportar como una zona de alta infiltración que puede permitir el ingreso de contaminantes. El IVICAS alto coincide con el área aflorante del acuífera Betulia, este resultado es coherente considerando que la litología superficial se compone de granulometrías limo-arcillosa, arenosa y tamaño grava, presenta niveles estáticos hasta de cuatro metros de profundidad y es un acuífero no confinado, lo que sugiere una considerable sensibilidad frente a una carga contaminantes natural o antrópica. Este método considera que los Depósitos Aluviales de La Mojana son acuíferos no confinados, con litologías superficiales arcillosas, componente arenoso y niveles estáticos entre cero y dos metros de profundidad, lo que permite inferir que el componente arcilloso en la zona no saturada podría mitigar los efectos adversos dándole la categoría de vulnerabilidad moderada. De igual forma sobre la Formación Sincelejo predomina el IVICAS moderado para este método, que se relaciona directamente con los niveles estáticos promedios de quince metros de profundidad, sugiriendo que los contaminantes deben recorrer mayor distancia desde su infiltración para alcanzar la aguas subterráneas. Por último, los acuíferos de las formaciones Ciénaga de Oro, El Carmen y Cerrito varían de confinados a semiconfinados, litologías superficial de Lodolitas, Arcillolitas, Arcillolitas arenosas y Areniscas Conglomeráticas y niveles estáticos

de cuatro metros de profundidad, lo que permite inferir que las capas confinantes representadas por las litologías arcillosas superficiales ofrecen un grado de protección que amerita la categoría de baja y muy baja vulnerabilidad.

Debido a que los rangos de calificación estándar de los métodos DRASTIC y SINTACS mostraron zonificaciones monocromáticas y poco dinámica, se determinaron nuevos rangos de categorías para los métodos por medio de la aplicación de media desviación estándar, para determinar y analizar variación de rangos, realizar agrupaciones y establecer nuevos rangos. El resultado de DRASTIC arrojó valores de IVICAS desde 89 a 187, y para SINTACS valores de IVICAS desde 97 a 201 (Tabla 6).

Tabla 6. Categorías de IVICAS para los métodos GOD, DRASTIC y SINTACS.

Vulnerabilidad GOD	Muy Alta	Alta	Moderada	Baja	Muy Baja
Puntaje	1,0 – 0,7	0,7 – 0,5	0,5 – 0,3	0,3 – 0,1	< 0,1
Área (%)	2,5	17	72,3	8	0,2
Vulnerabilidad DRASTIC	Muy Alta	Alta	Moderada	Baja	Muy Baja
Puntaje	187 - 172	172 - 158	158 - 144	144 - 131	131 - 89
Área (%)	1,1	16,1	69,9	11,9	1,1
Vulnerabilidad SINTACS	Muy Alta	Alta	Moderada	Baja	Muy Baja
Puntaje	201 - 181	181 - 166	166 - 152	152 - 133	138 - 97
Área (%)	1,3	19	60,5	18,9	0,4

Fuente: (Foster, 1987), Construcción equipo de trabajo – Proyecto Código BPIN: 2020000100361.

Los métodos en cuestión presentan muchas similitudes debido a que para su aplicación se empleó la misma evaluación de parámetros (exceptuando las pendientes del terreno), pero con los factores de ponderación generales de cada método. Los mapas IVICAS DRASTIC y SINTACS (

B y C) muestra que el acuífero Sincelejo presenta un grado de vulnerabilidad muy alta y alto donde coinciden; litologías de secuencias de Gravas, Areniscas Calcáreas y litologías limosas en la zona saturada y no saturada, suelos con textura pedregosa, de muy alto potencial de recarga, transmisividad de 141 m<sup>2</sup>/día, que indican una alta capacidad receptiva de contaminantes por infiltración y tránsito lateral del mismo. Los métodos muestran que el acuífero La Mojana presenta un grado de vulnerabilidad intermedio, en esta región confluyen suelo arcillosa y la litología limo-arcillosa con arena en la zona no saturada y saturada, con potencial de recarga intermedio, niveles estáticos entre cero y dos metros de profundidad, transmisividad de 50 a 100 m<sup>2</sup>/día y las pendientes entre 2 y 9%, lo que indica que el acuífero ofrece resistencia al ingreso de contaminantes donde predominan materiales arcillosos y topografías onduladas, sin embargo, donde los niveles estáticos sean superficiales, las pendientes cercanas al 2% y material arenosos en superficie podrían ingresar al acuífero. Las zonas con calificación muy baja y baja se presentan sobre los acuíferos Ciénaga de Oro, El Carmen y Cerrito caracterizadas como zonas de moderado a muy bajo potencial de infiltración, litologías arcillosas, baja transmisividad y topografía accidentada, lo que permite inferir que las condiciones físicas del acuífero dificultan el ingreso y tránsito de contaminantes. Los resultados muestran que sobre el área aflorante del acuífero Betulia hay categorías de IVICAS bajo, intermedio y alto, sin embargo, DRASTIC sugiere una mayor área con vulnerabilidad intermedia y SINTACS sugiere mayor área con vulnerabilidad baja, y la vulnerabilidad alta permanece igual en ambos (B y C), en general las áreas con vulnerabilidad moderada presentan zonas no saturadas de lodolitas, arcillolitas, arcillas carbonatadas, arenas y areniscas conglomeráticas, textura de suelo arcillosa y arcillosa con gravas, lo que indica que la zona no saturada se comporta como una capa poco permeable resistencia al ingreso de contaminantes donde predominen los materiales finos, sin embargo, donde se presenten gravas y arenas habrá la posibilidad de ingresar un contaminante, debido al aumento en la porosidad y permeabilidad propio de granulometrías mixtas, las áreas con baja vulnerabilidad entre los municipios de San Marcos y La Unión coinciden con litología y textura de suelo arcillosa y presenta zonas con pendientes superiores al 4%, lo que sugiere que la zona no saturada es una capa arcillosa poco permeable que recubre la zona saturada (acuífero Betulia) y

permite el flujos por escorrentía, las áreas con vulnerabilidad moderada presentan una zonas no saturada de lodolitas, arcillolitas, arcillas carbonatadas, arenas y areniscas conglomeráticas, textura de suelo arcillosa y arcillosa con gravas, lo que indica que la zona no saturada se comporta como una capa de ofrece resistencia al ingreso de contaminantes donde predominen los materiales finos, sin embargo, en predominio de gravas y arenas habrá la posibilidad de ingresar un contaminante, debido al aumento en la porosidad y permeabilidad propio de granulometrías mixtas, las áreas con vulnerabilidad alta presentan una alta coincidencia con los Abanicos Aluviales discordantes sobre el Betulia, considerados zonas de alto potencial de infiltración por presentar litologías mixtas a gruesas en la zona no saturada y por lo tanto de alta sensibilidad a cargas contaminantes, las áreas con vulnerabilidad alta presentan una alta coincidencia con los Abanicos Aluviales discordantes sobre el Betulia, considerados zonas de alto potencial de infiltración por presentar litologías mixtas a gruesas en la zona no saturada y por lo tanto de alta sensibilidad a cargas contaminantes.

Fuente: Construcción equipo de trabajo – Proyecto Código BPIN: 2020000100361.

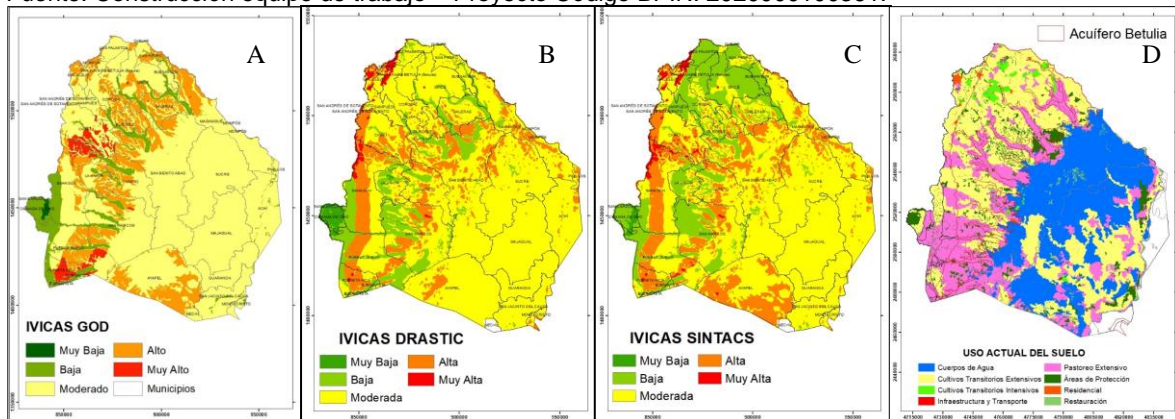


Figura 1. Mapas IVICAS GOD, DRASTIC, SINTACS y Uso actual del Suelo.

Basados en la caracterización hidrogeológica y el análisis de vulnerabilidad los acuífero Sincelejo y Betulia y la unidad Abanicos Aluviales presentan predominio de vulnerabilidad alta a intermedia, seguido de vulnerabilidad baja y sobre su superficie predominan usos actuales del suelo de cultivos transitorios extensivos, intensivos y pastoreo extensivo y en pequeñas áreas puntuales y alistadas de protección ( D), los cultivos requieren agroquímicos, arado y quemado del suelo, y el pastoreo genera plumas de infiltración de fecales que se infiltran o se van por escorrentía con ayuda de la precipitación, por lo tanto, estas actividades implican un estrés sobre el medio ambiente, y amenaza la calidad de las aguas subterráneas. Por otro lado, sobre el acuífero La Mojana el uso actual del suelo indica predominio de cuerpos de agua y cultivos transitorios extensivos, por lo tanto, este acuífero puede estar recibiendo residuos agroquímicos y sustancias transportadas en los cauces de los ríos Cauca y San Jorge, donde se practica minería ilegal. En consecuencia, el presente trabajo considera la necesidad invertir recursos para fortalecer los planes de ordenamiento actuales de los acuíferos, y promover la generación de nuevas estrategias de gestión para regular las actividades agrícolas y ganaderos que permita controlar el uso del suelo, y manejo y disposición de sustancias residuales potencialmente contaminantes, para encaminar la región hacia un aprovechamiento sostenible de sus recursos.

Los datos sugieren que la situación actual de La Mojana, no es favorable, y no implementar estrategias de gestión prontas, podrían repercutir en problemas de contaminación irreversibles sobre los acuíferos, lo que podría repercutir en riesgos ambientales, sociales y económicos, debido a que las principales actividades económicas y los centros poblados tienen alta dependencia de los acuíferos.

### **Conclusiones**

El sistema acuífero La Mojana está conformada por siete acuíferos; Ciénaga de Oro, El Carmen, Cerrito, Sincelejo, Betulia, La Mojana y Depósitos Aluviales, que en general litológicamente se conforman por rocas y depósitos sedimentarios con granulometrías que varían entre tamaños arcilla, limo, arena y grava. Según los resultados de los métodos GOD, DRASTIC y SINTACS, los cuerpos hídricos con IVICAS Muy Alto, Alto y Moderado son los acuíferos Sincelejo, Betulia, La Mojana. Los cuerpos hídricos que presentan un IVICAS Muy Bajo o Bajo con los acuíferos de las formaciones Ciénaga de Oro, El Carmen y Cerrito.

La Mojana presenta buenas condiciones hidrogeológicas, pero de considerable sensibles a la contaminación, que se ve aparentemente controlada por las variaciones granulométricas, deformación estructural y textura del suelo que influye directamente en la permeabilidad de la zona no saturada.

En general el sistema acuífero La Mojana presenta condiciones granulométricas que permiten la infiltración de aguas subterráneas en áreas de extensión regional, planas y con niveles freáticos poco profundos, sin embargo, estas condiciones lo convierten en un acuífero altamente sensible a una carga contaminantes natural o antrópica, debido a la porosidad, permeabilidad de la zona no saturada y los niveles freáticos superficiales permiten inferir que los contaminantes pueden ingresar fácilmente y diseminarse en dirección horizontales a través de flujos laterales.

El acuífero Sincelejo considerado como uno de los acuífero más importante del departamento de Sucre presenta resultados de vulnerabilidad entre moderada a alta (Figura 1 A, B, C), teniendo en cuenta que la litología del acuífero está conformada por granulometrías porosas de arenas y conglomerados. Se asume que funciona como una zona de alta infiltración y percolación, por lo tanto, es alta sensibilidad. Así mismo, Las áreas con IVICAS alto presentan una notable coincidencia con la unidad Abanicos Aluviales en los mapas IVICAS (Figura 1 A, B y C).

La aplicación de los métodos GOD arrojó resultados satisfactorios permitiendo realizar una visualización general de las condiciones de distribución de grados de vulnerabilidad en la zona de estudio, mientras que los métodos DRASTIC y SINTACS permitieron realizar una visualización mas profunda al considerara mayor cantidad de parámetros. Basados en los resultados, el presente trabajo considera que el métodos SINTACS arrojó los resultados que mejor se acomodan a las condiciones hidrogeológicas del sistema acuífero La Mojana.

### **Referencias bibliográficas**

- Aguilera. (2004) La Mojana: Riqueza natural y potencial económico, Cartagena, Banco de la Republica de Colombia.
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J., Petty, R. J., y Hackett, G. (1987) DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. US Environmental Protection Agency. *Washington, DC*, 455.
- Auge, M. (2007) Vulnerabilidad de Acuíferos. 2618-5016. <https://repositorio.segemar.gov.ar/handle/308849217/2494>.
- Civita, M., y Maio, M. (1990) Assessing and mapping groundwater vulnerability to contamination. *Geofísica Internacional*, 43(4), 513-532.
- Clavijo, y Barrera. (2001) Planchas 44 y 52 Sincelejo y Sahagún Escala 1:100.000. Memoria Explicativa. Colombiano, S. G. (2015) Mapa geológico de Colombia 2015. SGC.
- Corpomojana, CVS, Carsucre, Corantioquia, Fondo Adaptación, CSD, ACTÚA, & Hidro San Jorge. (2019) Plan de ordenamiento y manejo de la cuenca hidrográfica río San Jorge.
- Duque. (1973) The geology of the Montería area: Colombian society of petroleum geologists and geophysicists 14th Annual Field Conference. Guidebook, Bogotá, Colombia, 397-431.
- Foster. (1988) Groundwater Pollution Sisk Assessment: A Methodology Using Available Data. Pan American Center for Sanitary Engineering and Environmental Sciences.

- Foster, S., y Hirata, R. (1990) Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data. 1era. Ed. Estados Unidos: Panamerican Center for Sanitary Engineering and Environmental Sciences.
- IDEAM. (2019) Estudio Nacional del Agua 2018. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- IGAC. (1997) Mapa Digital de Suelos del Departamento de Bolívar, República de Colombia. Escala 1:100.000.
- IGAC. (2009) Mapa Digital de Suelos del Departamento de Córdoba, República de Colombia. Escala 1:100.000.
- IGAC. (1997) Mapa Digital de Suelos del Departamento de Sucre, República de Colombia. Escala 1:100.000.
- Ingeominas. (1998) Inventario Hidrogeológico de Córdoba y Sucre. «Hidrogeología del Territorio Colombiano». <https://recordcenter.sgc.gov.co/B3/12006000022412/documento/pdf/0101224121101000.pdf>.
- Iragua. (2017) Plan de ordenamiento del recurso hídrico de la cuenca baja del río San Jorge. Inédito. Corpomojana y Universidad de Córdoba.
- Iragua. (2018) Estudio regional del agua de la cuenca baja del río San Jorge, jurisdicción de Corpomojana. Corpomojana y Universidad de Córdoba.
- Ortega, y Rodríguez. (2005) Aplicación SIG a la evaluación de la vulnerabilidad de acuíferos.
- Tabares. 2003. Mapa Hidrogeológico De Córdoba, Escala 1:250.0000 Consideraciones Técnicas Para El Manejo Del Agua Subterránea En El Departamento De Córdoba. INGEOMINAS.
- Vargas. (2002). Mapa Hidrogeológico De Sucre, Escala 1:250.0000 Consideraciones Técnicas Para El Manejo Del Agua Subterránea En El Departamento De Córdoba. INGEOMINAS.
- Werner, M. (2001) Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) Mission Overview. Frequenz, 55(3-4), Art. 3-4. <https://doi.org/10.1515/FREQ.2001.55.3-4.7>.

Anexos 1: Tabla de calificación de parámetros método GOD (Foster, 1987) y modificado por equipo de trabajo.

Profundidad del agua				Grado de confinamiento			
> 100 m	100 - 20 m	20 - 5 m	< 5 m	Confinado	Semiconfinado	No	No
0,3	0,5	0,7	0,9	0,2	0,3	0,6	1
Litología de la zona no saturada							
<b>Sedimentos poco Rocas clásticas y Rocas cristalinas</b>	Sedimentos 0,3	Suelo 0,4	Limos 0,5	Arenas y 0,6	Arenas 0,7	Gravas Coluviales 0,8 - 0,9	
	Arcillolitas y 0,5	Limolitas 0,6	Areniscas 0,7		Rocas calcareas y Calizas 0,8 - 1,0		
	Rocas Igneas / 0,6 - 0,8		Lavas Volcanicas 0,8		Calizas 0,9 - 1,0		

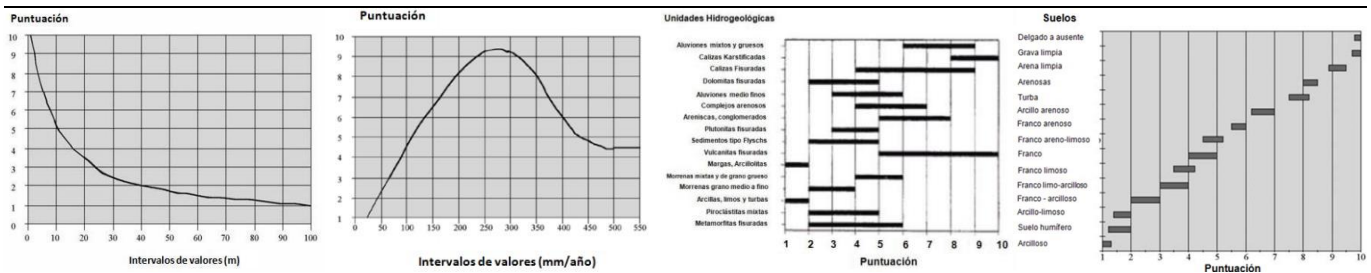
Anexo 2: Tabla de calificación de parámetros método DRASTIC (Aller et al., 1987).

FACTORES DE VALORACIÓN			
Variable	Valoración	Variable	Valoración
<b>D (PROFUNDIDAD,</b>	$D_r$	<b>S (TIPO DE SUELO)</b>	$S_r$
0 - 1,5	10	Arena	9
1,5 - 4,6	9	Agregado arcilloso o	7
4,6 - 9,1	7	Arenisca margosa	6
9,1 - 15,2	5	Marga	5
15,2 - 22,9	3	Limo margoso	4
22,9 - 30,5	2	Arcilla margosa	3
> 30,5	1	Estiércol-cieno	2
<b>R (RECARGAS, mm)</b>	$R_r$	Arcilla no compactada y	1
0 - 50	1	<b>T (PENDIENTE, %)</b>	$T_r$
50 - 103	3	0 - 2	10
103 - 178	6	2 - 6	9

FACTORES DE VALORACIÓN							
Variable		Valoración		Variable		Valoración	
178 – 254		8		6 – 12		5	
> 254		9		12 – 18		3	
A (LITOLOGÍA DEL ACUÍFERO)		VALORACIÓN $A_r$	VALOR TÍPICO $A_r$	I (NATURALEZA DE LA ZONA NO SATURADA)		VALORACIÓN $I_r$	VALOR TÍPICO $I_r$
Lutita masiva		1 – 3	2	Capa confinante		1	1
Metamórfica/Ígnea		2 – 5	3	Cieno-arcilla		2 – 6	3
Metamórfica/Ígnea		3 – 5	4	Lutita		2 – 5	3
Arenas y gravas de		4 – 6	5	Caliza		2 – 7	6
Secuencias de		5 – 9	6	Arenisca		4 – 8	6
Arenisca masiva		4 – 9	6	Secuencias de		4 – 8	6
Caliza masiva		4 – 9	6	Arena o grava con		4 – 8	6
Arena o grava		4 – 9	8	C (CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA)		$C_r$	
Basaltos		2 – 10	9	m/día		cm/s	
Caliza kárstica		9 – 10	10	0,04 – 4,08		$4,6 \times 10^{-5}$ –	
Metamórfica/Ígnea		2 – 8	4	4,08 – 12,22		$4,7 \times 10^{-3}$ –	
Grava y arena		6 – 9	8	4,08 – 12,22		$4,7 \times 10^{-3}$ –	
Basalto		2 – 10	9	12,22 – 28,55		$1,4 \times 10^{-2}$ –	
Caliza kárstica		8 – 10	10	28,55 – 40,75		$3,4 \times 10^{-5}$ –	
S (TIPO DE SUELO)		$S_r$		40,75 – 81,49		$4,7 \times 10^{-2}$ –	
Delgado o ausente		10		> 81,49		$> 9,5 \times 10^{-2}$	
Grava		10				10	

Anexo 3: Tabla de calificación de parámetros método SINTACS (Civita y Maio, 1990) (Foster y Hirata, 1990).

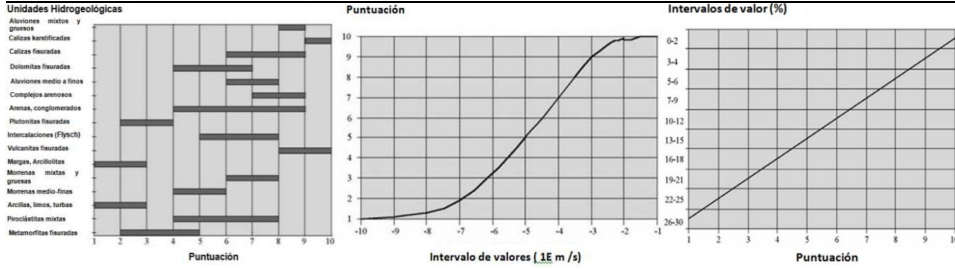
S: Profundidad del acuífero I: Recarga neta del N: Litología zona no T: Tipo de textura del suelo.  
acuifero. saturada.



A: Litología zona saturada

C: Conductividad hidráulica

S: Pendiente topográfica





## OBTENCIÓN DE UN BIOCOMBUSTIBLE A PARTIR DE LA LACTOSA PRESENTE EN LOS DESECHOS DE LA FABRICACIÓN DE QUESO A ESCALA PILOTO EN UNA EMPRESA LÁCTEA DE VALLEDUPAR

**Shelly Sabine Hernández Guerrero<sup>1</sup>, Azuris Contreras Olarte<sup>2</sup>, \*José Mauricio Pérez Royero<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>Instituto de Ingeniería Ambiental y Sanitaria Universidad, Popular del Cesar

\*Autor correspondiente: Cesar, Universidad Popular del Cesar, Diagonal 21 No. 29-56 - Sabanas del Valle, Valledupar, Cesar. Email: joseperez@unicesar.edu.co

### **Abstract**

Biofuel was obtained from *Saccharomyces* as a fermentation agent using whey as a previously deproteinized substrate, to achieve the objective it was necessary to characterize the physical parameters (PH, Turbidity, Color), chemical (BOD, COD) and microbiological (NMS), which whey is found. The fermentation was carried out anaerobically and with independent variables such as glucose, which in the process the yeast obtains energy by dissociating the glucose molecules, generating much more efficient results, and thiamine, which facilitates the start of fermentation and the implantation of the yeasts. ; The entire process was carried out in a homemade bioreactor, controlling all the conditions in the laboratory for 15 to 20 days. The refractometer measured the alcohol content, which measured 500 ml of 20 cc, performing the simple distillation where the vapors produced they are immediately channeled into a condenser, which cools and condenses them so that the distillate is not pure, even so, when evaluating the efficiency in a glass container we tried to light the product and it was a success, the smell and the flames were characteristic of the presence of biofuel, giving off a high calorific value, is the total amount of heat given off in the complete combustion of a unit mass of fuel when the water vapor originating from the combustion is condensed and, therefore, is taken into account account for the heat given off in this phase change.

KeyWords: Alcohol, Biofuel, Fermentation, *Saccharomyces*, Whey

### **Resumen**

Se obtuvo biocombustible a partir de *Saccharomyces* como agente fermentativo utilizando lactosuero como sustrato previamente desproteinizado, para lograr con el objetivo fue necesario caracterizar los parámetros físicos (PH, Turbidez, Color), químicos (DBO, DQO) y microbiológicos (NMS), el cual se encuentra el lactosuero. La fermentación se realizó de forma anaerobia y con variables independiente como la glucosa, que en el proceso la levadura obtiene energía disociando las moléculas de glucosa generando resultados muchos más eficientes, y la tiamina que facilita el inicio de la fermentación y la implantación de las levaduras; todo el proceso se hizo en un biorreactor casero, controlando todas las condiciones en el laboratorio durante 15 a 20 días, el refractómetro media el contenido de alcohol, lo que de 500 ml midió lo de 20 cc, realizando la destilación sencilla donde los vapores producidos son inmediatamente canalizados hacia un condensador, el cual lo refresca y condensa de modo que el destilado no resulta puro, aun así, al evaluar la eficiencia en un recipiente de vidrio tratamos de encender el producto y fue un éxito, el olor y las llamas eran característica de la presencia de biocombustible, desprendiendo un alto poder calorífico, es la cantidad total de calor desprendido en la combustión completa de una unidad de masa de combustible cuando el vapor de agua originado en la combustión está condensado y, por consiguiente, se tiene en cuenta el calor desprendido en este cambio de fase.

**Palabras clave:** Biocombustible, Fermentación, Lactosuero, *Saccharomyces*, Alcohol



### **Introducción**

El lactosuero es un subproducto líquido obtenido después de la precipitación de la caseína durante la elaboración del queso. Contiene principalmente lactosa, proteínas, minerales, vitaminas y grasas. El sector lechero en Colombia es un sector sumamente importante para la economía nacional. Actualmente representa el 2,3% de PIB nacional y el 24,3% del PIB agropecuario, además de generar más de 700.000 empleos directos. (Pinto, 2017) Por otro lado, el consumo de productos lácteos en Colombia es también una cifra importante. Debido a las grandes cantidades de queso que son producidas en Colombia, el lacto suero ha generado un problema de contaminación ambiental, debido a que afecta física y químicamente la estructura del suelo, lo anterior resulta en una disminución en el rendimiento de cultivos agrícolas y cuando se desecha en el agua, reduce la vida acuática al agotar el oxígeno disuelto (Aider et al., 2009). Elaborar un biocombustible a partir de ese subproducto considerado “desecho” como lo es el lactosuero, es darle un uso sostenible aplicando el reciclado al mismo y aprovechando sus potencialidades lo que a su vez generaría ingresos adicionales a las empresas que lo apliquen, y así mismo se lograría disminuir su impacto contaminante de manera más eficaz, contribuyendo al logro de mejoras o modificaciones en el proceso productivo, para que sea más eficiente y provechoso, generando así mayores impactos positivos al medio ambiente. Con la realización de este proyecto se busca mostrar de manera práctica, a escala piloto que si es posible disminuir los diversos problemas que ocasiona no darle buen uso a estos subproductos que producen las empresas lácteas ya que se sabe que cada año se producen grandes cantidades de lactosuero en nuestra región por lo antes mencionado de que el queso es fundamental en las familias, y es así como por cada 100 litros provenientes de la producción de 10 kg de queso aproximadamente, se podría producir potencialmente, el equivalente a 2 L de gasolina en biogás (Viquez Arias, 2012). La importancia de generar un biocombustible es demostrar el potencial que posee el bioetanol frente a las dimensiones social, ambiental y tecnológica; adicionalmente se hace una confrontación con las limitaciones que se dan al producir y usar bioetanol. Siendo esto posible podríamos mostrar que esta energía puede remplazar a las convencionales, por lo que también generará ingresos económicos, y a su vez se creará un estímulo y será una alternativa de inversión sustentable para las empresas, logrando un resultado efectivo para ayudar al medio ambiente.

### **Metodología**

De acuerdo con el tipo de investigación, en este proyecto se llevó a cabo una investigación experimental de tipo exploratorio puesto que fue necesario la utilización de información secundaria previa, y datos presentes en diferentes medios sobre el tema para luego analizar, reorganizar y concluir con un tipo de información general, la cual nos fue útil para poder llevar a cabo dicho proyecto que finalmente nos llevó a dar datos nuevos e innovadores, por lo que podremos generar nuevos conocimientos sobre este tema de energía amigable con el medio ambiente elaborada a partir de desechos que iban a contaminar drásticamente.

#### **1. Primera etapa**

La primera etapa consistió en la recolección de muestras en la empresa, puesto que se llevaron a un laboratorio para hacer los respectivos análisis y fermentaciones a escala piloto, dichas muestras fueron tomadas cuatro días diferentes de producción de queso. El tamaño de cada muestra era de aproximadamente 1 litro los cuales fueron envasados en tanques plásticos con dicha capacidad para poder agilizar el trabajo. El muestreo fue de tipo aleatorio simple con el fin de que todas las posibles muestras tuvieran la misma oportunidad de ser escogidas sobre el total de la población de estudio. Posteriormente en esta etapa se procedió a realizar la caracterización de las muestras por medio de cada uno de los parámetros como lo son el PH, turbidez, DQO, DBO y microorganismos presentes en el lacto suero. Cada uno de estos parámetros fueron medidos y comparados con las otras muestras tomadas para ser analizados y sacar resultados concretos sobre las mismas.

## 2. Segunda etapa.

Esta fue una etapa crucial en la investigación puesto que aquí se procedió a la utilización de la levadura *Saccharomyces* puesto que tiene la capacidad de generar etanol durante el proceso de fermentación. Este proceso se llevó a cabo cuando esta levadura se le da condiciones en un medio muy rico en azúcares y tiamina, esta utiliza rutas metabólicas que le permiten obtener un mayor rendimiento energético, pudiéndose producir bioetanol.

Este proceso se llevó a cabo en un bio reactor en donde se produjo una digestión anaerobia para la fermentación del lacto suero y así conseguir como productos el bioetanol, agua en mayores cantidades y otros. El bioetanol finalmente se consiguió por medio de una destilación sencilla.

## 3. Tercera etapa.

La última etapa de la investigación fue verificar la eficiencia el biocombustible la cual fue medida por su poder calorífico el cual representa la cantidad de calor necesaria para producir combustión completa de 1 m<sup>3</sup> de biocombustible bajo condiciones de presión y temperatura. Para calcular el poder calorífico de un combustible, basta relacionar la cantidad de calor con el kilogramo del combustible en prueba, como se expresa en la siguiente ecuación:

$$P = 4185,5 \frac{Q}{m} \left( \frac{J}{Kg} \right)$$

**Ecuación (1)**

Donde:

Q: Cantidad de Calor

m: Masa

## Resultados

**Etapas 1. Caracterizar los parámetros físicos (PH, Turbidez, Color), químicos (DBO, DQO) y microbiológicos (NMS) del lacto suero, para medir las condiciones actuales de calidad.**

- **Determinación de Muestras de Lactosuero.**

Para la determinación de las muestras de lactosuero a utilizar para la obtención de biocombustible, se trabajó con los datos de producción de lactosuero diario de la empresa La Granja Del valle y posteriormente se estableció el número de muestras por medio de la siguiente ecuación:

$$n = \frac{Z^2 \cdot P \cdot Q \cdot N}{(N-1) \cdot e^2 + Z^2 \cdot P \cdot Q}$$

**Ecuación (2)**

Donde:

n: Número total de muestras = ¿?

N: Tamaño de la población = 1350 lts de lactosuero

Z: Nivel de confianza al 95% = 1,96

P: Proporción de lactosuero que favorecen a la variable = 50%

Q: Proporción de lactosuero que no favorecen la variable = 50%

e: Nivel de precisión o de muestra = 50%

N = 3,83  $\cong$  4 Lts de lactosuero

La muestra corresponde a 4 litros de lactosuero al día, los cuales fueron recolectados durante 3 días diferentes de la misma semana para poder realizar las futuras pruebas físico, químicas y microbiológicas del lactosuero que estamos manejando.

- **Recolección de las muestras.**

Para la recolección de las muestras se realizó una previa solicitud a la empresa, la cual acepto a proporcionarnos la cantidad de lactosuero requerida, con la condición que dichas muestras eran tomadas por colaboradores de la empresa que estaban encargados de la etapa de producción de la misma por lo que las muestras de lactosuero eran proporcionadas por la empresa en volúmenes de 2 litros, en embaces previamente esterilizados de plástico con tapones y sellado hermético, lo que mantenía las condiciones en la que salía el producto de desecho.

- **Acondicionamiento de la muestra.**

El Lactosuero recolectado en cada día de muestreo era filtrado por gravedad con un tejido sin tejer de polipropileno, con el fin de separar las partículas de mayor tamaño y posibles agentes macroscópicos extraños ajenos al proceso de fabricación del queso, tratando de no separar las proteínas de dicho lactosuero y de mantener las condiciones más puras posibles para proceder posteriormente al análisis y puesta en marcha de la fermentación del mismo.

### 1.1. Análisis físico del líquido de desecho.

- **Determinación del PH**

El pH se midió directamente al contenido de la muestra con un Phmetro, dando como resultado 4,93, siendo este un desecho ácido no óptimo para el descargue en cuerpos de aguas superficiales o suelos.

- **Determinación de Turbidez.**

La turbidez del lactosuero recolectado en la empresa Lácteos la Granja del valle es de 9664,44 UNT, lo que notoriamente nos dice que es un desecho con gran cantidad de carga orgánica lo que generaría un deterioro drástico en los ecosistemas si se les da un mal manejo y más con el alto volumen del mismo que se genera en la empresa y en la región.

- **Determinación del contenido de lactosa.**

El resultado de la determinación del contenido de lactosa en la muestra es de 6,8 %BRIX o lo que es equivalente a 6,8 gr/dl, indicándonos la concentración de lactosa presente en el lactosuero.

- **Determinación de concentración de ácido láctico.**

La determinación de concentración de ácido láctico del lactosuero nos proporciona un resultado de 20,4mg/L, al hacer la conversión por la dilución el resultado real de la concentración de ácido láctico del lactosuero es 2040 mg/L.

El lactosuero es un sustrato adecuado para la producción de ácido láctico, pero este no es adecuado para la fermentación en cantidades superiores a 3000 mg/L por que entorpece la función de la levadura.

### 1.2. Análisis químico del líquido de desecho.

- **Determinación de DBO.**

El lactosuero presenta una DBO de 50453 mg/L es decir que demanda un alto consumo de oxígeno generando una contaminación a tal punto de acabar con la vida en cualquier ecosistema en la que este sea mal manejado y tratado, pues al contener valores tan altos de DBO ocasionaría asfixia en cualquier ser vivo que se encuentre en presencia de condiciones de contaminación por dicho efluente.

Según la resolución 0631 de 2015 la DBO para la elaboración de productos alimenticios es de 400,00 mg/L O<sub>2</sub> (Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible). La DBO del lactosuero se encuentra por encima de estos resultados con la normativa vigente en Colombia.

- **Determinación de DQO.**

El lactosuero presenta una DQO de 97682 mg/L esto claramente nos indica un grado de contaminación altísimo si no se le da un correcto tratamiento al mismo, puesto que para poder verter el lactosuero a fuentes de agua naturales el valor de DQO debe estar por debajo de los 600 mg/L por lo que en este caso se podría tener una afectación grave a los ecosistemas. Es así como se pretende dar un tratamiento poco convencional al mismo para así llevarlo a las condiciones óptimas de vertimiento, a su vez este no cumple con la normativa vigente en Colombia con el ministerio de ambiente y desarrollo sostenible.

**Tabla 1.** Análisis químico del líquido de desecho.

ANÁLISIS	MÉTODO	FECHA	RESULTADO
<b>Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5) mg O<sub>2</sub>/L</b>	SM 5210 B, Incubación 5 días	2022/10/06	50453
<b>Demanda Química de Oxígeno (DQO) mg O<sub>2</sub>/L</b>	Reflujo cerrado	2022/10/07	97682
<b>Grasas y aceites mg/L</b>	PARTICION INFRARROJO METODO C NTC 3362:2011 – Infrarrojo	2022/10/07	10642
<b>Sólidos Sedimentables mL/L</b>	Cono Imhoff	2022/10/05	0,3
<b>Sólidos Suspendedos Totales mg/L</b>	SM 2540 D – Gravimétrico	2022/10/06	1639

### 1.3. Análisis microbiológico del agua de desecho.

- **Coliformes Fecales NMP/mL.**

El resultado del análisis microbiológico fue >1100 NMP/ml. Con el resultado anterior podemos analizar que es un valor bastante alto, indican riesgos sanitarios si depositan el lactosuero directamente a cuerpos de aguas o al sistema de alcantarillado, causando altos índices de contaminación y enfermedades graves.

### **Etapa 2. Desarrollo a escala piloto para la producción de biocombustible a partir del lacto suero desechado por la empresa láctea de Valledupar.**

El agente fermentativo en el presente proyecto fue la levadura *Saccharomyces cerevisiae*, puesto que es la levadura comercial más fácil de conseguir y más económica, esto supone un reto en la investigación. Las levaduras *kluveromyces lactis* y *kluveromyces marxianus* son las idóneas para acelerar el proceso de fermentación del lactosuero como sustrato, pero estas a ser supremamente costosas, se nos ve en la obligación de optimizar lo más posible la levadura *Saccharomyces cerevisiae* y evaluar su rendimiento, con el fin de obtener un alcohol de calidad a bajo costo.

## 2. Proceso de Fermentación.

### 2.1. Primera siembra en placa del lactosuero.

El primer paso fue realizar una siembra en placa del lactosuero con diluciones de 10-1, 10-2, 10-3 y 10-4 en agar rosa de bengala para el aislamiento selectivo y la enumeración de levaduras que pudieran estar presentes en el lactosuero, con el fin de encontrar una levadura que cumpliera con las mismas funciones que las levaduras *kluveromyces lactis* y *kluveromyces marxianus* como agentes fermentativos de la lactosa. Este medio contiene peptona que actúa como fuente de carbono, nitrógeno, minerales, vitaminas y otros nutrientes esenciales para el crecimiento. La dextrosa es la fuente de carbohidratos fermentables. El fosfato mono potásico proporciona capacidad de amortiguación y el sulfato de magnesio es un oligoelemento necesario.

Se notó un crecimiento de levaduras solo en la siembra en placa con dilución de 10-2 y 10-3 por lo que se procedió a hacer una siembra por agotamiento con el fin de obtener colonias de levaduras aisladas para su posterior evaluación de rendimiento como agentes fermentativos de la lactosa y posterior reconocimiento de las mismas.

### **2.2. Siembra de levaduras presentes en el lactosuero en caldo No 1.**

Luego de tener crecimiento de levaduras por el método de siembra por agotamiento en el medio de cultivo agar rosa de bengala, se prosiguió a separarlas asignándoles nombres dependiendo del color y características macroscópicas que pudieran observarse, obteniendo un total de tres levaduras distintas a las cuales se les asignó el nombre de "Blanca", "Fucsia" y "Rosa blanca". Dichas levaduras se sembraron en un medio de cultivo caldo nutritivo sin inhibidores, con el fin de hacer crecer las levaduras en masa encontradas en el lactosuero.

### **2.3. Siembra de levaduras presentes en el lactosuero en caldo No 2.**

Como se observa en el procedimiento anterior se realizó una siembra en caldo nutritivo de las levaduras presentes en el lactosuero para su crecimiento en masa, pero se sembró en muy pequeñas cantidades, por lo que al notar esto se procedió a realizar una siembra mucho más grande para poder hacer crecer las levaduras en masa y posteriormente realizar una fermentación con ellas y medir su rendimiento. Dos siembras de cada una de las cepas de levaduras se proceden a dejar con agitación por 72 horas y una de las siembras de cada una de las levaduras se procede a dejar encubando a 35°C por el mismo tiempo, esto con el fin de reconocer en qué condiciones hay mayor producción de levadura en las mismas y así identificar si las levaduras trabajan mejor con agitación o sin esta.

### **2.4. Segunda siembra en placa del lactosuero.**

Se hace una siembra en superficie donde se vierte en una placa de Petri el medio de cultivo, luego se coloca en la superficie un poco de lactosuero directamente con ayuda de una espátula de Drigalsky, se extiende el inóculo (el lactosuero) hasta su absorción total por el medio de cultivo. Este procedimiento se hizo con tres medios selectivos para la detección de las levaduras, uno de estos medios fue el de rosa de bengala, este inhibe el crecimiento de bacterias y limita el tamaño y la altura de los hongos con crecimiento acelerado, lo que permite el desarrollo y la detección de otras levaduras de crecimiento. El segundo medio fue el de extracto de malta que es adecuado para las levaduras por su alta concentración de maltosa y otros sacáridos como fuente de energía. El pH ácido del Agar Extracto de Malta es óptimo para el crecimiento de levaduras y mohos, mientras que restringe el crecimiento de otras bacterias y el tercer medio es el de Triptona de soya, es fuente de hidratos de carbono que estimulan el crecimiento de diversos microorganismos. La siembra en estos tres medios de cultivo diferentes se hizo con el fin de encontrar alguna levadura que se encontrara dentro del lactosuero que actuara de forma tan eficaz como la *Kluyveromyces lactis* y *Kluyveromyces marxianus* para fermentar la lactosa presente en el mismo

### **2.5. Siembra de levaduras encontradas en agar de rosa de bengala, extracto de malta y triptona de soya en caldo nutritivo.**

Luego de ver el crecimiento microbiano de las colonias de levaduras en agar de rosa de bengala, extracto de malta y triptona de soya, se identificó el desarrollo de solo dos cepas de levaduras en los tres agares por lo que se procede a la siembra de estas dos cepas en caldo nutritivo para lograr hacerlas crecer en masa y posteriormente utilizarlas como agentes fermentativos, con el fin de ver el rendimiento que estas tienen al consumir la lactosa presente en el lactosuero.

### **2.6. Lavado de las levaduras.**



Este procedimiento comienza agregando todo el contenido del caldo junto con la biomasa en recipientes péndulo y llevándolos a la centrifugadora a 4500 rpm por 3 minutos. Posteriormente se retira todo el caldo nutritivo que queda en la superficie de la biomasa y se procede a agregar agua destilada hasta el borde del recipiente péndulo y se repite el procedimiento, llevando los recipientes de nuevo a 4500 rpm por 3 minutos, este procedimiento se repite dos veces para al final retirar el agua destilada y solo dejar la biomasa que se obtuvo del crecimiento en masa.




Los resultados de dicho procedimiento nos dejan un rendimiento en el crecimiento microbiano muy bajo para la levadura 1 y casi nulo para la levadura 2, por lo que para este punto se toma la decisión de empezar a utilizar solo la levadura *Saccharomyces cerevisiae* como agente fermentativo en el proceso de destilación del lactosuero.

### 2.7. Proceso de fermentación alcohólica.

Este proceso consistió en cinco fermentaciones las cuales dieron distintos resultados por la variación de cada una de las variables independientes en el proceso, lo que buscábamos es el mejor rendimiento de bioetanol en el proceso

**Tabla 2.** Proceso de fermentación.

Fermentación	Montaje	Resultado
Primera Fermentación Alcohólica	 <p><b>Figura 1.</b> Materiales primera fermentación.</p>	<p>Se realizó tres montajes donde se puso a fermentar en envases totalmente esterilizados el lactosuero con las levaduras identificadas Rosa Blanca, Fucsia y Blanca, y se guardó en un lugar totalmente oscuro, se llevó a cabo un montaje para cada levadura a fin de conocer su efectividad de cada una.</p> <p>El proceso de fermentación anaerobia en ausencia de oxígeno significa que el receptor final de los electrones de NADH producido en el glucolisis no es el oxígeno, sino un compuesto orgánico que se reducirá para poder de oxidar el NADH a NADH+ lo que posteriormente daría como resultado etanol, como se presenta en la siguiente figura (Fermentación).</p> <p>Desafortunadamente después de 20 días de fermentación medimos los grados de alcohol con un alcoholímetro y este no presento ningún resultado en ninguno de los tres montajes, lo que nos indica que obtuvimos un resultado totalmente nulo en los tres procesos con cada una de las levaduras. Mostrándonos que no era el camino viable y que necesitaríamos otra levadura que cumpla con los estándares de realizar un buen proceso de fermentación.</p>
Segunda Fermentación Alcohólica	 <p><b>Figura 2.</b> Segunda fermentación.</p>	<p>Para la segunda fermentación optamos por tomar otro camino, el cual era utilizar la levadura <i>Saccharomyces cerevisiae</i> en la fermentación que por su economía sería lo más viable para este segundo experimento</p> <p>Por ende una fermentación se hizo con 500 ml de lactosuero con 10 gramos de levadura, pero esta una vez activada, se activaba con unos pocos ml de agua destilada y con un poco de azúcar, el lactosuero totalmente crudo y la segunda fue con la misma levadura pero con el lactosuero desproteínizado, esto se obtuvo con esterilizar el lactosuero a altas temperaturas y se prosiguió a pasarlo por un filtro con el fin de la separación de partículas por medio de un filtrado por gravedad con un tejido sin tejer de polipropileno.</p> <p>Luego de transcurrir 20 días se procedió a evaluar el lactosuero y no presentaba características de que se produjo una fermentación, este contaba con la temperatura adecuada, en ausencia de oxígeno, y en un lugar en ausencia de luz, obligándonos a buscar otras alternativas y a mejorar los aspectos</p>

<p>Tercera Fermentación Alcohólica</p>	 <p><b>Figura 3.</b> Tercera fermentación.</p>	<p>que ayudarían a realizar una fermentación en óptimas condiciones para resultados notables</p> <p>Repitiendo el mismo procedimiento en la primera y segunda fermentación, pero agregándole esta vez variables tales como la tiamina en una proporción de 60 mg, 50 ml de extracto de levadura como fuente de carbono, la levadura <i>Saccharomyces cerevisiae</i>; todo esto en 1 L de lactosuero esterilizado crudo. El extracto de levadura es una fuente de vitamina B y está compuesta de muchas sustancias valiosas que ayudan a que se mejore las condiciones de fermentación ya que esta ayuda a la levadura transforme el azúcar de la materia prima en alcohol y dióxido de carbono gaseoso. La tiamina facilita el inicio de la fermentación y la implantación de la levadura, siendo muy esencial para el metabolismo fermentario de la levadura.</p> <p>En este tercer experimento se contó con diversos factores para la producción de etanol una temperatura adecuada entre 30 a 35 °C, con un PH de 4 a 5 para la mejor formación y trabajo de la levadura que con la ayuda de la tiamina esta se encontraba con buenas condiciones para la fermentación. Por lo que trascurrido 20 días tomamos las respectivas medidas para medir los grados de alcohol, dando este como resultado de 12 cc, indicándonos la presencia de etanol en la fermentación de un valor considerable para la cantidad de lactosuero; y si esto ocurrió también nos indica que se desprendió energía para el metabolismo de la levadura.</p>
<p>Cuarta Fermentación Alcohólica</p>	 <p><b>Figura 4.</b> Cuarta fermentación</p>	<p>De esta manera se llevó a cabo dos experimentos uno con la levadura <i>Saccharomyces cerevisiae</i> y tiamina y el otro con <i>Saccharomyces cerevisiae</i> con tiamina y azúcar, dando mejores grados de alcohol el que tenía azúcar, aunque el de tiamina igual pero en menor cantidad. La tiamina es importante para el crecimiento, desarrollo y funcionamiento de la levadura, viendo resultados significativos con 18 cc, aumentando la eficiencia de la fermentación con la glucosa.</p>
<p>Quinta Fermentación Alcohólica</p>	 <p><b>Figura 5.</b> Quinta fermentación.</p>	<p>Para este quinto experimento se hizo la fermentación con la levadura <i>Saccharomyces cerevisiae</i>, la enzima lactasa y tiamina en suero crudo con las proteínas, la otra fermentación fue con <i>Saccharomyces cerevisiae</i>, enzima lactasa y tiamina, pero aquí con el lactosuero totalmente filtrado, esterilizado con las proteínas.</p> <p>La lactasa, es una enzima de gran interés biotecnológico por razones nutricionales e industriales, ya que es de utilidad para el desdoblamiento de la lactosa. La enzima causa la hidrólisis del enlace <math>\beta</math>-1,4 de la lactosa, y la desdobra en sus azúcares simples, glucosa y galactosa, originando un producto con gran poder edulcorante y con gran aporte a un proceso de fermentación alcohólica.</p> <p>Una vez pasado los 20 días de fermentación se vio notoriamente que la fermentación con <i>Saccharomyces cerevisiae</i>, enzima lactasa y tiamina y con el lactosuero totalmente filtrado, presentaba las características de que tenía alcohol, se veía una</p>

		mezcla heterogénea, donde el alcohol con menor densidad se encontraba en la superficie mientras que la del lactosuero bajo de esta, por la cantidad de componentes que este presenta es mucho más denso que el del alcohol producido, y el del suero crudo también pero muy poco notable, en menor proporción; otra de las característica era que presentaba un olor muy distinguido como el Varsol, además de presentar un color transparente
--	--	--

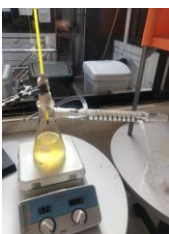


### 2.8. Proceso de destilación.

Para la destilación del lactosuero fermentado en cada una de las experimentaciones antes mencionadas se hizo uso de un matraz con desprendimiento lateral de 500 ml para las primeras cuatro destilaciones y para la última se utilizó un balón con desprendimiento lateral con capacidad de 1L, así mismo en todas se utilizó un condensador espiral, un beaker o Erlenmeyer como recipiente de recolección y en las cuatro primeras destilaciones se utilizó una plancha de calentamiento para calentar el líquido a destilar y en la última destilación se hizo uso de una manta de calentamiento.



Cabe resaltar que entre mejor sea el montaje de la destilación existirán mejores rendimientos en la misma y menos perdidas a lo largo del proceso

A continuación, en la tabla 5 se presenta el resultado de bioetanol obtenido en cada destilación dependiendo de la fermentación realizada

**Tabla 3.** Proceso de destilación.

Fermentación	Montaje	Resultado
Primera Fermentación	 <p><b>Figura 6.</b> Montaje primera destilación.</p>	Se realizó el proceso de destilación por alrededor de 2 horas y no se pudo obtener ni una sola gota de bioetanol por lo que se concluye que la utilización de las levaduras que crecen dentro del mismo lactosuero no es útil para la producción de bioetanol utilizando como fuente de energía la lactosa presente en el lactosuero.
Segunda Fermentación	 <p><b>Figura 7.</b> Montaje segunda destilación.</p>	En este caso se utilizó solo <i>saccharomyces cerevisiae</i> como agente fermentativo tanto con lactosuero desproteinizado como lactosuero crudo y no hubo resultados prometedores en esta destilación, pues luego de varias horas en el proceso no se logró obtener bioetanol, esto debido a que <i>saccharomyces cerevisiae</i> se le hace imposible obtener por si sola energía de la lactosa presente en el lactosuero.
Tercera Fermentación	 <p><b>Figura 8.</b> Montaje tercera destilación.</p>	Para esta destilación se presentaron 12° de alcohol el cual fue medido por un alcoholímetro antes de la destilación, pero al momento de destilar no se obtuvo bioetanol, lo cual se pudo deber primero a que la cantidad de alcohol era muy baja para la cantidad de lactosuero fermentado y segundo el montaje de destilación era bastante ineficaz.



<p>Cuarta Fermentación</p>	 <p><b>Figura 9.</b> Montaje cuarta destilación</p>	<p>Esta corresponde a la destilación, aquí se obtuvieron 19 ml de bioetanol con un olor característico al Varsol, un combustible con características grasosas lo cual se debe a la materia prima utilizada en el proceso, a su vez mostraba que no era totalmente puro si no que presentaba cierto porcentaje de agua.</p>
<p>Quinta Fermentación</p>	 <p><b>Figura 10.</b> Montaje quinta destilación</p>	<p>Esta corresponde a la destilación, aquí se obtuvieron 33ml de bioetanol con un olor característico al Varsol, un combustible con características grasosas lo cual se debe a la materia prima utilizada en el proceso.</p>

**Etapas 3. Evaluar la eficiencia del biocombustible a partir del desecho obtenido de la empresa láctea de Valledupar.**

El biocombustible obtenido en el presente proyecto de investigación de tipo experimental tuvo características particulares pues presentaba un fuerte olor a Varsol característico de los hidrocarburos y al tacto era bastante graso producto de la materia prima utilizada para el mismo. Presentaba una baja densidad y era altamente inflamable pues encendía al instante por lo que es poco manejable en condiciones no controladas.

- **Biocombustible como una solución a problemas ambientales.**

Se obtuvo bioetanol a partir del desecho de la fabricación del queso, dicho desecho se puede encontrar en cantidades industriales en cualquier lugar del mundo, por lo que al ser un producto de desecho no se está infligiendo en el deterioro ambiental como lo hacen los biocombustibles de primera generación los cuales optan por realizar deforestación en masivas cantidades de hectáreas causando aceleración en el calentamiento global. En este caso en la empresa Lácteos las granjas del valle se producen alrededor de 1350 litros de lactosuero al día, por lo que se pueden estar produciendo solo en la empresa un aproximado de 492.750 Litros de lactosuero anualmente.

Si de un litro de lactosuero pudimos obtener 33ml de bioetanol, aprovechando la totalidad del producido por la empresa (solo hablando de Lácteos la granja del valle) se podrían obtener al año 4'295.635.7 galones de bioetanol el cual se utilizaría como aditivo en los motores que emplean gasolina, es decir cualquier vehículo automotor, obteniendo ganancias rentables a la misma empresa la cual estaría aprovechando su propio desecho y creando un producto de un mayor valor agregado con bajo presupuesto y alta rentabilidad, ayudando al desarrollo sostenible y contribuyendo a mejorar los ecosistemas.

- **Eficiencia en la producción de bioetanol.**

El etanol se obtuvo mediante varios procesos biológico de fermentación para luego pasar a un proceso de destilación a temperaturas de 70° C a 80° C. Para evaluar si los resultados fueron efectivos fue necesario probar el producto destilado, agregamos una pequeña muestra en un recipiente de vidrio y proseguimos a encenderlo para saber si era etanol como se observa en la siguiente figura:



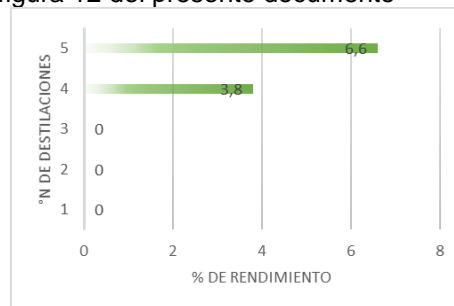
**Figura 11.** Combustión del etanol.

La figura anterior nos muestra el color que obtuvo el producto de la destilación, bioetanol; mientras este se quemaba se percibía el olor de los hidrocarburos convencionales. Ahora bien, el volumen del etanol corresponde al obtenido después de la purificación y el volumen del lactosuero utilizado para la fermentación, por tanto, se determinó el rendimiento con la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Rendimiento} = ((\text{Vol del etanol}) / (\text{Vol del lactosuero})) * 100$$

**Ecuación (3)**

De esta manera determinaremos el rendimiento de cada uno de los procesos de fermentación, y los resultados son apreciados en la figura 12 del presente documento



**Figura 12.** Cálculo del porcentaje de rendimiento para la obtención del bioetanol.

Con la figura anterior se puede observar que solo se obtuvieron % de rendimiento en la destilación 4 y 5.

### Conclusión

Del presente proyecto de investigación podemos concluir que:

- En la caracterización del lactosuero producido por la empresa Lácteos la granja del valle, se conoce que la empresa genera aproximadamente cerca de 1350 litros de lactosuero al día y luego con la realización de las pruebas físicas, químicas y microbiológicas del mismo nos damos cuenta que nos enfrentamos a sueros ácidos con alto contenido proteínico, una cantidad considerable de lactosa y microorganismos que afectan gravemente al ecosistema si dicho desecho se llega a verter de forma incontrolada.
- En un litro de lactosuero se agregaron 10 ml de *Saccharomyces cerevisiae* activada, 600mg de tiamina y lactasa al 1,5% la cual es una enzima que ayuda a la conversión de la lactosa en glucosa y galactosa, puesto que la levadura solo logra consumir glucosa para poder producir energía. Es aquí en donde se obtuvo altos rendimientos de la levadura en la bioconversión, logrando producir 33ml de bioetanol de alta combustión.
- La oportunidad de realizar bioetanol a partir de lactosuero el cual es un producto de desecho de las empresas lácteas que producen queso, resulta ser un tratamiento innovador, efectivo, óptimo y con gran rendimiento que posibilita darle un valor agregado y útil a un residuo con bajo contenido nutricional.

El lactosuero al ser un subproducto de la fabricación del queso contiene grandes cantidades de carga orgánica por lo que verterlo sin previo tratamiento al suelo o a aguas superficiales puede causar grandes daños medioambientales, generando una contaminación irreversible, es por esto el uso de este

lactosuero para la obtención de un biocombustible resulto ser una alternativa de tratamiento innovadora, puesto se observa como por cada litro de lactosuero al ser fermentado con levadura "*Saccaromyces*", enzima lactasa con el fin de que está levadura absorba mejor el azúcar del lactosuero y tiamina, se pueden obtener volúmenes significativos de bioetanol y este puede ser utilizado para la puesta en marcha de diferentes motores a combustión. Y la vinaza rescatada tiene unas propiedades aptas para la fabricación de fertilizantes con condiciones específicas.

### **Referencias bibliográficas**

- Aider, M., Halleux D., & Melnikova I, (2009). Skim acidic milk whey cryoconcentration and assessment of its functional properties: Impact of processing conditions. *Innovative Food Science and Emerging Technologies*. 10, 334-341.
- Cargua, A & Eduardo, J. (2017). *DISEÑO DE UN PROCESO INDUSTRIAL PARA LA OBTENCIÓN DE "BIOETANOL A PARTIR DE LACTOSUERO DESTINADO A LA ELABORACIÓN DE PERFUMES*. (Tesis pregrado, escuela superior politécnica de Chimborazo). <http://dspace.esPOCH.edu.ec/bitstream/123456789/6996/1/96T00397.pdf>
- De Jesus, E. Osorio, C. Sandoval, F. & Avalos, D. (2016). *Producción de bioetanol a partir de suero de queso proveniente de la región central del estado de Veracruz*. *Revista sistemas experimentales*. 3(9), 42-50.
- Fernández, C. Martínez, E. Morán, A. & Gómez, X. (2016.). *Procesos biológicos para el tratamiento de lacto suero con producción de biogás e hidrógeno*. *Revista ION*. 29(1), 47-62.
- Guerrero, W., Gomez, C., Gonzales, C., Castro, R. (2022) *LACTOSUERO Y SU PROBLEMÁTICA EN EL MEDIO AMBIENTE*. Congreso presentado en la universidad autónoma de estado de Hidalgo.
- GONZALEZ, O., (2010). *ANÁLISIS SOBRE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS, PRODUCTO DE LAS EMPRESAS LACTEAS DEL MUNICIPIO DE UBATÉ*. (Tesis de grado, Especialización en Gerencia Ambiental) <https://repository.unilivre.edu.co/bitstream/handle/10901/10729/PROYECTO%20DE%20GRADO%20%20OSCAR.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Herrera B., Leyva S., Ortiz V., Cardenas J., & Garzon L. (2020). *Biocombustibles en Colombia*. <https://www.mincit.gov.co/mincomercioexterior/defensa-comercial/investigaciones-por-subvenciones/derechos-compensatorios-vigentes/alcohol-carburante-etanol>.
- Hidalgo. (2010). *Producción de Biocombustible a partir del lactosuero*. (Tesis de pregrado, Universidad de La Salle, Bogotá). [https://ciencia.lasalle.edu.co/cgi/viewcontent.cgi?article=1065&context=ing\\_alimentos](https://ciencia.lasalle.edu.co/cgi/viewcontent.cgi?article=1065&context=ing_alimentos)
- Joaquín, A., Viquez A., (2012). *Conversión de suero Lácteo a Biogás*. *Revista ECAG* 12(52), 13-19. <http://users.df.uba.ar/carlosv/dov/biocombustibles/biogas-fisica+biologia/paper2.pdf>
- Parra, R., (2009). *LACTOSUERO: IMPORTANCIA EN LA INDUSTRIA DE ALIMENTOS*. <http://www.scielo.org.co/pdf/rfnam/v62n1/a21v62n1.pdf>
- Pinto, A., (2017). Sector lechero en Colombia: Potencial desperdiciado. *Revista ANeIA*. <https://agronegocios.uniandes.edu.co/2017/09/22/sector-lechero-en-colombia-potencial-desperdiciado/>
- Roldon, A. (2021). *La importancia del azúcar en la fermentación*. Blog. <https://roldon.net/la-importancia-del-agua-la-sal-azucar-la-elaboracion-del-pan>
- Salinas, E., & Gasca, V., (2009). Los Biocombustibles. [https://www.researchgate.net/publication/45087460\\_Los\\_biocombustibles](https://www.researchgate.net/publication/45087460_Los_biocombustibles)

## ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL DE INCENDIOS DEL NORTE Y CENTRO DE SURAMÉRICA A PARTIR DE INFORMACIÓN SATELITAL Y PROGRAMACIÓN EN R: 2009-2019

**Brigette López Guevara**

Estudiante de ingeniería ambiental, Semillero BioSIG Universidad Nacional Abierta y a Distancia  
ORCID: 0000-0001-5750-6182 Email: [blopezgu@unadvirtual.edu.co](mailto:blopezgu@unadvirtual.edu.co) Citación: López-Guevara, B. (2021). Análisis espacio-temporal de incendios del norte y centro de Suramérica: 2009-2019. *Agricolae & Habitat*, 4(2), 33-43. DOI: <https://doi.org/10.22490/26653176.4542>

### **Resumen**

**Contextualización:** la frecuencia, poder radiativo y tamaño de los incendios en el mundo se ha incrementado, generando graves impactos sociales, ambientales y económicos.

**Vacío del conocimiento:** A pesar de ello, se cuenta con una cantidad limitada de investigaciones frente a este problema, especialmente en el norte (NSA) y centro de Suramérica (CSA) que permitan crear políticas públicas con base en la ciencia y tecnología.

**Propósito:** así las cosas, el presente proyecto busco analizar espacial y temporalmente los incendios del norte y centro de Suramérica entre 2009 y 2019.

**Metodología:** se utilizó información del espectrorradiómetro de imágenes de media resolución (MODIS) a bordo de los satélites Aqua y Terra de la NASA. Los datos de incendios con una confianza mayor al 75% fueron seleccionados y procesados en lenguaje de programación R. Se identifico espacialmente aquellos incendios con el mayor poder radiativo [MW] (por encima del percentil 90). La distribución del conteo diario de incendios se analizó de forma mensual y anual.

**Resultados y conclusiones:** Durante los primeros cuatro meses del año, el NSA es afectado por incendios de más de 3000 MW en la cuenca de la Orinoquia; mientras que el CSA es afectado en más de un 90% por incendios de más 8800 MW, principalmente durante agosto, septiembre y octubre.

**Palabras clave:** gestión ambiental, tecnología espacial, satélite artificial, estadísticas ambientales, gestión de riesgos

### **Introducción**

Müller et al. (2013) afirma “Los incendios juegan un importante rol en la dinámica energética de los ecosistemas como en el manejo de la tierra”. Pimm et al., (1995) afirma “Es reconocido cada vez más el impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas, dando lugar a fuertes modificaciones sobre los patrones espaciales de la biodiversidad y sus servicios a nivel global”. Parr & Chown, (2003) afirma “El fuego ha sido asociado con la “expresión del banco de semillas mediante diversos mecanismos ecológicos”. Müller et al., (2013) afirma “Se ha asociado con alteraciones del microclima”, MORTON et al., (2008) afirma “y la interacción atmósfera-vegetación”. Así mismo, con efectos económicos y sociales a nivel local-regional. En Latinoamérica, aunque el “fuego puede ser un mecanismo natural en muchos ecosistemas, las acciones humanas han alterado los regímenes naturales “generando pérdida en servicios ecosistémicos que mantienen el equilibrio natural Marengo et al.,(2008)“afirma En Suramérica, el incremento de incendios recientes está asociado con periodos de sequias”, Ray et al.,(2005)afirma “particularmente en la cuenca

del Amazonas, dónde se ha asociado este aumento con eventos climáticos extremos como el fenómeno del niño-oscilación sur (ENOS)" Marengo et al.,(2008) o con la oscilación del Atlántico Norte. ALENCAR et al (2004) afirma "Los bosques húmedos tropicales de la amazonia fueron gravemente afectados durante las sequías de 1997, 1998, 2005, 2007, 2010 y 2015 por grandes incendios, muchos de los cuales se salieron de control desde zonas agrícolas y explotaciones ganaderas". Armenteras et al., (2013) afirma "El incremento de incendios también ha estado asociado a las interacciones entre la deforestación, ocasionada principalmente para el establecimiento de cultivo, en los que el uso del fuego es la herramienta más efectiva para despejar el suelo tanto en el norte como en el centro de Suramérica. Estableciendo un reto a futuro para las presentes y futuras generaciones". Armenteras et al., (2013) afirma "La región de norte de Sudamérica y en particular Colombia, Ecuador y Perú, han sufrido un incremento en la frecuencia y extensión de los incendios, sin embargo, han pasado desapercibidos en la literatura. En estos países los incendios ocurren en una amplia variedad de regiones geográficas con condiciones sociales, demográficas, económicas y ambientales especiales. A pesar de ello, no se cuenta con una visión regional del problema, aspecto necesario para formular estrategias de prevención, mitigación y atención. Debido a esto, es fundamental contar con estadísticas sobre incendios para establecer buenas políticas en seguridad contra incendios". Sin embargo, el norte y centro de Suramérica carece de esta herramienta. Si bien existen análisis anuales sobre incendios por parte de La Asociación Internacional para el Estudio de asuntos Económicos sobre Seguros, "The Geneva Asociación", y por parte del Comité Técnico Internacional para la Prevención y Extinción de Incendios (CTIF), estos no enfocan sus esfuerzos en las regiones: Norte de Suramérica (NSA) y Centro de Suramérica (CSA).

A partir del contexto anterior, el presente proyecto busca dar respuesta a la pregunta general: ¿Cuál fue el comportamiento espaciotemporal de los incendios del norte y centro de Suramérica durante los años 2009-2019? Considerando que se cuenta con una cantidad limitada de investigaciones que hagan frente a este problema, especialmente en el norte y centro de Suramérica. La presente investigación tiene como objetivo principal analizar espacial y temporalmente los incendios del norte y centro de Suramérica entre 2009-2019. Para su cumplimiento se especificaron los siguientes objetivos específicos: \*Determinar la serie temporal de número de incendios diarios multi-anual y multi-mensual en el norte y centro de Suramérica entre 2009-2019 haciendo uso de del lenguaje de programación R.\*Identificar la distribución espacial de aquellos incendios del norte y centro de Suramérica entre 2009-2019 cuyo poder radiativo [MW] se encuentra por encima del percentil 90.

### ***Materiales y métodos***

**Área de estudio** En esta investigación se considera el norte de Suramérica como el dominio (longitud= -79.0, latitud = -4.4 como esquina inferior izquierda; longitud = -51.7, latitud = 13.1 como esquina superior derecha) (Figura 1a). El centro de Suramérica se consideró como el dominio (longitud= -79.0, latitud = -26.5 como esquina inferior izquierda; longitud = -34.2, latitud = -4.4 como esquina superior derecha) (Figura 1b). Armenteras et al., (Armenteras et al., 2013) afirma Dentro de los ecosistemas susceptibles a los incendios, encontramos aquellos que presentan una densidad vegetal considerable además de factores climáticos como baja humedad, gran radiación solar y/o altas temperaturas las cuales pueden generar el comienzo y expansión del fuego. Algunos de los ecosistemas sensibles al fuego son bosques secos, andinos, páramos y el matorral espinoso, los cuales han sufrido transformaciones a tal punto que "presentan procesos extensos de sabanización, paralización, aridización y desertización".

Análisis espacio-temporal de incendios entre 2009 y 2019 Francois (2011) afirma “Se utilizó información del espectrorradiómetro de imágenes de media resolución (MODIS) a bordo de los satélites Aqua y Terra de la NASA. Esta información se obtuvo a partir de la plataforma “Fire Information for Resource Management System” (FIRMS) (<https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>).

### **Resultados y discusión**

Análisis espacial de los incendios del norte de Suramérica Méndez Espinosa et al.,(2019) afirma “Durante el periodo 2009-2019, el NSA fue principalmente afectado por los incendios provenientes de la cuenca del Orinoco Colombo-Venezolano y del caribe Colombiano (ambas llanuras), en concordancia con lo obtenido por Anaya (2009) en su estudio para Colombia entre el 2001 y el 2006 en el que establece que los incendios fueron la mayor fuente de gases efecto invernadero en el país. Este impacto se generó principalmente durante los primeros meses del año. Durante estos meses, se presentó una disminución en la precipitación debido al desplazamiento de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) hacia la zona sur”. Méndez Espinosa et al. (2020) afirma “Los incendios del NSA presentaron un poder radiativo con una mediana de 34,5 MW (1er cuartil: 20,7 MW; 3er cuartil:64,2 MW) y valores máximos de hasta 3859,4 MW. La distribución de los incendios con un poder radiativo por encima del percentil 90 (> 118,9 MW) se muestra en la Figura 2. Su ubicación y poder radiativo preocupa ya que se ha relacionado con la mala calidad del aire en zonas circundantes”.

A diferencia del NSA, los incendios del CSA durante el periodo 2009-2019 se ubicaron en más del 90% de la cuenca del Amazonas, principalmente durante julio, agosto y septiembre, lo que sugiere su extenso impacto sobre la flora y fauna. Durante estos meses, Brasil, Perú, Bolivia, y Paraguay registran presencia de incendios en diferentes zonas de su territorio. Sin embargo, se presenta un impacto recurrente y espacialmente significativo en Paraguay y Brasil (Figura 3). Los incendios del CSA presentaron un poder radiativo con una mediana de 44 MW (1er cuartil: 24,5 MW; 3er cuartil: 89,4 MW) y valores máximos de hasta 13294,5 MW. La distribución de los incendios con un poder radiativo por encima del percentil 90 (> 179,5 MW) se muestra en la Figura 3. Así las cosas, los incendios del CSA no solo tuvieron una mayor extensión de impacto en comparación al NSA, también tuvieron un mayor poder de destrucción debido a su alto poder radiativo.

Análisis temporal de los incendios del norte de Suramérica En el NSA, durante el 2009-2019 el conteo diario de incendios presenta una mediana de 61 incendios/día (1er cuartil: 27; 3er cuartil: 130) y valores máximos de hasta 1460 incendios/día. El promedio de 106,4 incendios/día sugiere una mayor concentración de días con gran número de incendios (> 61). Por otro lado, en el CSA, durante el 2009-2019 el conteo diario de incendios presenta una mediana con 83 incendios/día más que el NSA (1er cuartil: 57; 3er cuartil: 501) y valores máximos de hasta 7579 incendios/día (6119 incendios/día más que en el NSA). El promedio de 487,6 incendios/día sugiere una mayor concentración de días con gran número de incendios (> 144). Los resultados anuales del conteo diario de incendios entre 2009-2019 muestran que el CSA pudo llegar presentar ~ 5000 incendios más que el NSA. Ambas zonas presentaron altas anomalías durante el 2010 y 2019 (Figura 4). Sin embargo, a pesar de estar en una misma región (Latinoamérica) presentan un comportamiento diferenciado.

En el NSA se presume una tendencia creciente alta en el número diario de incendios, mientras que en el CSA la tendencia ascendente es menos pronunciada. A nivel mensual (Figura 5), el NSA se ve principalmente impactado durante los primeros cuatro meses del año, mientras que el CSA presenta un incremento en más del 100% entre julio y noviembre en comparación con los demás meses. Al comparar los grupos a nivel anual y mensual para cada zona según la prueba de Kruskal-Wallis se obtuvo una diferencia significativa en todos los casos (valor-p < 1%)

### **Conclusiones**

Se identificó que en el NSA los focos de incendios aumentan en los primeros 3 meses de cada año; mientras que en el CSA se presenta entre Julio-noviembre. El NSA es afectado por incendios de más de 3000 MW en la cuenca de la Orinoquia; mientras que el CSA es afectado en más de un 90% por incendios de más de 8800 MW. Los incendios del CSA no solo tuvieron una mayor extensión de impacto en comparación al NSA, también tuvieron un mayor poder de destrucción debido a su alto poder radiativo.

### **Referencias**

- A la encarna, A. C., Solorzano, L. A., & Nepstad, D. C. (2004). MODELADO DE INCENDIOS FORESTALES EN UN PAISAJE DEL AMAZÓNICO ORIENTAL. *Ecological Applications*, 14(0), 139–149. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/01-6029>
- Armenteras, D., Rodríguez, N., & Retana, J. (2013). Landscape Dynamics in Northwestern Amazonia: An Assessment of Pastures, Fire and Illicit Crops as Drivers of Tropical Deforestation. In *Plos One* (Vol. 8, Issue 0). <https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054310>
- Francois, J. (2011). Aplicaciones del sensor MODIS -CIGA-UNAM. Marengo, J. A., Nobre, C. A., Tomasella, J., Oyama, M. D., Sampaio de Oliveira, G., Oliveira, R. de, Camargo, H., Alves, L. M., & Foster Brown, I. (2008). The Drought of Amazonia in 2005. *AMS*, 21(0), 495–516. <https://doi.org/https://doi.org/10.1175/2007JCLI1600.1>
- Méndez Espinosa, J. F., Belalcázar, L. C., & Morales, B. (2019). Regional air quality impact of northern South America biomass burning emission. *Sciencedirect*, 203(0), 131–140. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.01.042>
- Méndez Espinosa, J. F., Rojas, N. Y., Vargas, J., Pachón, J. E., Belalcázar, L. C., & Ramírez, O. (2020). Air quality variations in Northern South America during the COVID-19 lockdown. *Sciencedirect*, 749(0). <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141621>
- Morton, D. C., Defries, R. S., Randerson, J. T., Giglio, L., Schroeder, W., & Van Der Werf, G. R. (2008). Agricultural intensification increases deforestation fire activity in Amazonia. *Wiley Online Library*, 14(0), Pages 2262-2275. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01652.x>
- Müller, D., Suess, S., Hoffmann, A. A., & Buchholz, G. (2013). The Value of Satellite-Based Active Fire Data for Monitoring, Reporting and Verification of REDD+ in the Lao PDR. *Springer King*, 7–13. <https://doi.org/10.1007/s10745-013-9565-0>



**Junio 7, 8 y 9 del 2023**

**Centro de Convenciones Ágora  
Bogotá - Colombia**

**66° Congreso  
Internacional**

Agua, Saneamiento, Ambiente y Energías Renovables



Parr, C. L., & Chown, S. L. (2003). Burning issues for conservation: A critique of faunal fire research in Southern Africa. *Austral Ecology*, 28(0), 384–395. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01296.x>

Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L., & Brooks, T. M. (1995). The Future of Biodiversity. *Science*, 269(0), 347–350. <https://doi.org/10.1126/science.269.5222.347>

Ray, D., Nepstad, D., & Moutinho, P. (2005). MICROMETEOROLOGICAL AND CANOPY CONTROLS OF FIRE SUSCEPTIBILITY IN A FORESTED AMAZON LANDSCAPE. *Ecological Applications*, 15(0), 1664–1678. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/05-0404>



## OPCIONES REALES Y SU APLICACIÓN EN PROYECTOS DE ENERGÍA RENOVABLE. REVISIÓN DE ESTADO DEL ARTE

**Benjamín Murgas Téllez, Alvin A. Henao Pérez, Luceny Guzmán Acuña**

### *Resumen*

El uso de fuentes de energía renovables, como la energía eólica, solar, entre otras, viene en crecimiento, especialmente los últimos años. El objetivo principal del presente estudio consiste en una revisión de la literatura sobre enfoque de opciones reales para la evaluación de la viabilidad de invertir en la producción de energías y sus derivados. Se analizaron 30 publicaciones con la temática mencionada, contenidas en el gestor bibliográfico Mendeley Reference Manager, que fueron categorizadas de acuerdo a su propósito en siete grupos: 1) Evaluación del proyecto o inversión de generación de energía renovable, 2) Evaluación del proyecto o inversión de generación de energía no renovable, 3) Evaluación de subastas de energía, carteras e inversiones en el mercado de energía, 4) Evaluación de tecnologías de energía renovable, 5) Evaluación del impacto de las políticas de regulación en proyectos de energía renovable, 6) Evaluación de la transición a generación de energía renovable y 7) Evaluación del diseño, tamaño y ubicación de parques eólicos. Se identificaron nueve tipos de opciones: 1) Esperar, 2) Retrasar, 3) Anticipar, 4) Ampliar, 5) Ejercer, 6) Rechazar, 7) Abandonar, 8) Expandir y 9) Conmutar. Además, se las técnicas y modelos aplicados para evaluar la opción y simular las 29 incertidumbres, agrupadas en ocho categorías, consideradas en las investigaciones. En el futuro se requiere aumentar los estudios con enfoque de opciones reales para evaluar proyectos de energía renovable, bajo incertidumbres, aplicando nuevas técnicas de evaluación, que permita valorar y establecer estrategias flexibles.

**Palabras clave:** energía renovable, evaluación de la inversión; opciones reales; incertidumbre; modelos de simulación.

### *Introducción*

Alrededor del 80% de la demanda de energía utilizada en el planeta es producida con fuentes de combustibles fósiles, emanando dos tercios de las emisiones globales de CO<sub>2</sub><sup>1</sup>.

Con el propósito de hacer frente a la situación anterior y mantener un futuro sostenible para el planeta, se plantearon algunas estrategias mundiales, como la Agenda 2030, adoptada por la Asamblea General de las Naciones Unidas en septiembre de 2015, que estableció un objetivo global concerniente con energía sostenible (Mentis et al., 2017) y el Acuerdo de París (2015) que incluyó como objetivo, llevar la temperatura promedio global a 1.5 ° C (Lehne, 2019).

Según el informe de 2019 de la Agencia Internacional de Energía (IEA)<sup>2</sup>, se estima que para el 2050 el consumo mundial de energía tendrá un aumento del 46.9%, alcanzando una generación de 911 mil millones de BTU respecto a los 620 mil millones de BTU producido en 2018. Esto indica, que si no aparecen fuentes de energía limpias, se generaría una mayor demanda de combustibles fósiles, incrementando el nivel de emisión de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), afectando los niveles de calentamiento global y poniendo en riesgo la supervivencia de toda la población mundial (Harjanne & Korhonen, 2019).

Esta necesidad, demanda la participación de fuentes de energía renovables en la configuración de la matriz energética del futuro (Kordmahaleh et al., 2017; Deutch, 2017; Burke & Stephens, 2018). Según el informe correspondiente al primer semestre de 2022, la Asociación Mundial de Energía Eólica – WWEA<sup>3</sup>, manifiesta que el mundo instaló 28,9 gigavatios durante el primer semestre de 2022, lo que representa un 13% por encima respecto al mismo periodo del 2021, donde se agregaron 27,6 gigavatios. Con esto, la capacidad instalada global se situó en junio de 2022 en 874 Gigawatt. Se espera que la capacidad eólica instalada globalmente alcance más de 955 gigavatios a fines de 2022 y cruzará el umbral de 1 millón de megavatios a mediados de 2023.

En el caso de Colombia, se proyectan grandes inversiones en generación de energía, según registro de proyectos con corte a noviembre 30 de 2022 (UPME, 2022) hay 1678 proyectos presentados, distribuidos según fuente de generación en: 29 de biomasa, 65 eólicos, 1 geotérmico, 510 hidráulico, 953 solar y 120 térmico.

Este artículo hace una revisión de la literatura sobre el enfoque de opciones reales para evaluar la flexibilidad gerencial generada por las incertidumbres en la inversión en energía renovable. Su estructura está organizada así: la siguiente sección revisa la literatura sobre opciones reales, los tipos y su aplicación en la evaluación de inversión en energía renovable. La Sección 3 describe la metodología utilizada para la búsqueda de la literatura sobre opciones reales y su aplicación en el sector energético y el desarrollo de la investigación. La Sección 4 muestra los resultados y discusión y, finalmente, la última sección presenta las conclusiones de este artículo y las líneas futuras de investigación.

---

<sup>1</sup><https://www.un.org/es/chronicle/article/el-papel-de-Los-Combustibles-Fosiles-en-un-sistema-energetico-Sostenible>. Accedido: 28/03/2023.

<sup>2</sup> [www.eia.gov/aeo](http://www.eia.gov/aeo) accedido: 28/03/2023.

<sup>3</sup> <https://wwindea.org/worldwide-windpower-boom-continues-in-2022/>

### **Revisión de literatura sobre Opciones Reales.**

La opción es un valor que otorga el derecho de comprar o vender un activo, bajo condiciones previamente establecidas, dentro de un período de tiempo específico (Black & Scholes, 1973). Las Opciones Reales se pueden considerar como un nuevo enfoque para la evaluación y gestión de proyectos de inversión que incorporen elementos de los métodos tradicionales de evaluación, permitiendo tomar decisiones flexibles bajo incertidumbre (Tri-georgis, 1996). Una opción real es el derecho, sin obligaciones, para aplazar, abandonar o ajustar un proyecto en respuesta a las influencias causadas por las incertidumbres (Dixit & Pindyck, 1994). El enfoque de opciones reales hace una expansión del Valor Presente Neto – VPN, teniendo en cuenta la flexibilidad generada por el efecto de la incertidumbre, como se observa en la siguiente ecuación (Santos et al., 2014):

$$VPN_{expandido} = VPN_{tradicional \text{ o } estático} + Valor_{flexibilidad}$$

El uso de las opciones reales tiene relevancia para la evaluación de inversiones en la generación de energía a partir de la desregulación del sistema de energía y la presencia de mercados de electricidad competitivos, lo que ocasiona una gran incertidumbre, además, de los altos costos iniciales de las inversiones en estas tecnologías y la irreversibilidad de las mismas (Kitzing et al., 2016; Henao et al., 2018; Gazheli & Bergh, 2018; Murgas et al., 2021).

#### **Tipos de opciones reales**

En la planificación de un proyecto la decisión de hacer la inversión depende de ciertas condiciones reales que determinan el instante en que se toma, como son (Trigeorgis, 1993; Copeland & Antikarov, 2001; Gazheli & Bergh, 2018).

**Opción de aplazar o diferir:** es pertinente cuando existe la posibilidad de no invertir ahora y esperar que mejoren las condiciones o se supere la incertidumbre para hacerlo. Esta opción ha tenido ciertas aplicaciones en el sector energético, siendo utilizada para evaluar inversión en energía eólica (Lee & Shih, 2011), térmica (Zambujal-Oliveira, 2013), biomasa (Pindyck, 1984), hidroeléctricas (Ceseña et al., 2013).

**Opción de tiempo de construcción por etapas:** se utiliza en la evaluación de proyectos que tienen en su construcción o puesta en marcha alguna etapa en la cual no se generan ganancias. La inversión se puede deshacer en cualquier etapa si las condiciones de mercado no son favorables. Cada etapa se convierte en una opción o un gasto necesario para pasar a la etapa siguiente. Ha sido aplicada en inversión para generación de energía nuclear (Bednyagin & Gnansounou, 2011) y energía eólica (Méndez et al., 2009).

**Alterar la opción de escala operativa o la de expandir el contrato, apagar y reiniciar:** se aplica para evaluar inversiones en proyectos donde se tienen que ampliar o reducir su alcance o tiempo de operación de acuerdo con las condiciones de viabilidad ocasionadas por los cambios que presente el mercado. Esta opción fue aplicada por (Ochoa et al., 2012) cuando consideró la opción de expandir una planta de generación de energía eólica en un 50%.

**Opciones de abandono:** se usa para evaluar la decisión de suspender el proyecto ya sea vendiéndolo, liquidándolo o cambiando su uso cuando las condiciones del mercado son realmente desfavorables. Al cancelar el proyecto, se tiene la opción de realizar la reventa del equipo de capital, recuperando así, parte de la inversión. En el sector energético esta opción no ha sido muy aplicada. Sin embargo, la utilizó (Siddiqui et al., 2007) para decidirse se abandona un proyecto de investigación y desarrollo en energía renovable.

**Opción de cambio:** se aplica cuando se quiere modificar la razón de ser de la empresa. Esto indica, por ejemplo, que existe la flexibilidad de reorientar la línea de producto para mantener la supervivencia de la empresa, si las condiciones de mercado así lo requieren. La opción de cambio se ha utilizado para evaluar proyectos de inversión en hidroeléctricas (Hedman & Sheblé, 2006), generación de energía eólica (Yu et al., 2006).

**Opción de cultivo:** se da cuando se pretende fortalecer de manera anticipada para aprovechar las oportunidades que se visionan en el futuro. En el sector de energías renovables, la desregulación continua que presenta el mercado, genera unas expectativas de expansión acelerada del mercado de este tipo de energías, por lo que se puede aplicar esta opción.

### Metodología

Para el desarrollo de esta investigación, se utilizó como literatura de análisis las publicaciones existentes en el gestor Mendeley Reference Manager sobre opciones reales para la evaluación de la energía renovable bajo incertidumbre, durante el período comprendido entre 2019 y 2022. Se encontraron 30 publicaciones con esta temática. Los artículos seleccionados se analizaron desde la perspectiva del enfoque de la investigación, la técnica o modelo utilizado para su evaluación y/o modelación, la incertidumbre evaluada y el tipo de opción real, convirtiéndose en el insumo para generar los resultados y la discusión.

### Resultados y discusión

En la figura 1., se muestra la distribución de las 30 publicaciones referente a opciones reales para evaluar inversiones en energías renovables, durante el periodo comprendido entre el año 2019 y 2022. Se observa que en los años 2019, 2020 y 2021 hubo prácticamente igual número de publicaciones, 9 (30 %), 10 (33.3%) y 10 (33,3%), respectivamente, mientras que en el 2022 se presentó un gran descenso publicándose solo 1 (3,3%) artículo.

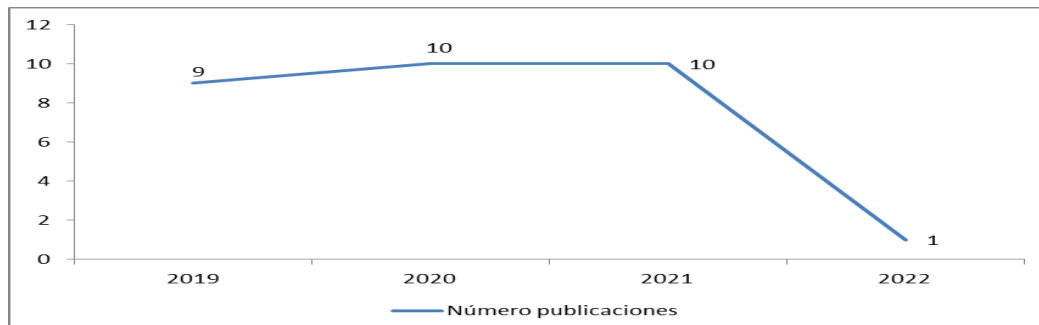


Figura 1. Publicaciones sobre Opciones Reales para evaluar inversión en energía renovables, 2019-2022.

### Propósito de los estudios con enfoque de opciones reales aplicados en la evaluación de sistemas de energía renovable y las técnicas o modelos usados

A los 30 artículos encontrados cuyo contenido es pertinente con el objeto de la investigación, se les realizó un análisis para identificar los propósitos de su aplicación, así como los métodos o técnicas usadas en para la evaluación y simulación, las incertidumbres consideradas y las opciones reales existentes. Se encontraron diversas tendencias en los propósitos de los estudios, las cuales se agruparon en siete categorías: (1) Evaluación del proyecto o inversión de generación de energía renovable, (2) Evaluación del proyecto o inversión de generación de energía no renovable, (3) Evaluación de subastas de energía, carteras e inversiones en el mercado de energía, (4) Evaluación de tecnologías de energía renovable, (5) Evaluación del impacto de las políticas de regulación en proyectos de energía renovable, (6) Evaluación de transición a generación de energía renovable y (7) Evaluación del diseño, tamaño y ubicación de parques eólicos, que se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Investigaciones de acuerdo con el propósito de la aplicación en el marco del enfoque de opciones reales las técnicas o modelos aplicados.

<b>Enfoque</b>	<b>Autor</b>	<b>Técnica o modelo aplicado</b>
Evaluación del proyecto o inversión de generación de energía renovable	(Ofori et al., 2021)	Árboles binomiales y simulación Monte Carlo
	(Nunes et al., 2021)	Valor presente neto modificado
	(Assereto & Byrne, 2021)	Monte Carlo de mínimo cuadrado
	(Pringles et al., 2020)	Simulación estocástica - Programación dinámica
	(Locatelli et al., 2020)	Optimización de escenarios - Flujo de efectivo con descuento
	(Di Bari, 2020)	Valor presente neto ampliado (VPNA) – Árbol binomial
Evaluación del proyecto o inversión de generación de energía no renovable	(Penizzotto et al., 2019)	Simulación estocástica - Regresión lineal y Programación dinámica
	(Yang et al., 2020)	Modelo matemático-movimiento Browniano Geométrico (GBM)
	(Fan et al., 2020)	Árbol trinomial

Enfoque	Autor	Técnica o modelo aplicado
Evaluación de subastas de energía, carteras e inversiones en el mercado de energía	(Zhu et al., 2021)	Juego de preferencia - Monte Carlo de mínimo cuadrado
	(Isaza Cuervo et al., 2021)	Flujos de efectivo con descuento - Simulación Monte
	(Delapedra-Silva et al., 2021)	Flujos de efectivo con descuento - Simulación Monte Carlo
Evaluación de tecnologías de energía renovable	(Rios et al., 2019)	Mercado dinámico estocástico - simulación de dinámica del sistema
	(Biggins et al., 2022)	Flujo de efectivo mejorado
	(Najafi & Talebi, 2021)	Monte Carlo de mínimo cuadrado
	(Ma et al., 2021)	Análisis teórico-Opción real canónica
	(Agaton & Karl, 2019)	Programación dinámica - simulación Monte Carlo - movimiento Browniano Geométrico
Evaluación del impacto de políticas de regulación en proyectos de energía renovable	(Kim et al., 2020)	Árbol trinomial
	(Moon & Lee, 2019)	Celosía binomial
	(Y. Liu et al., 2019)	Valor presente neto
	(Das Gupta, 2021)	Curva de aprendizaje
	(X. Liu & Ronn, 2020)	Árbol binomial - simulación de Monte Carlo multinomial con Longstaff-Schwartz
	(Balibrea-Iñiesta, 2020)	Valor presente neto ampliado (VPNA) Árbol binomial
	(Guo & Zhang, 2020)	Optimización de valor-valor Análisis de sensibilidad global
Evaluación de la transición a generación de energía renovable	(Guo et al., 2019)	Árbol binomial
	(W. Chen et al., 2019)	Juego evolutivo - Opciones reales
	(S. Chen et al., 2019)	Opciones compuestas- Monte Carlo de mínimo cuadrado- Cadena de Markov
	(Hörnlein, 2019)	Estocástico bidimensional
Evaluación del diseño, tamaño y ubicación de parques eólicos	(Zhang et al., 2019)	Decisión de inversión óptima
	(Castellini et al., 2021)	Optimización

Fuente: Adaptada de (Murgas et al., 2021)

En la figura 2., se observa que los propósitos del estudio, Evaluación del proyecto o inversión de generación de energía renovable, Evaluación de tecnologías de energía renovable y Evaluación del impacto de las políticas de regulación en proyectos de energía renovable son los de mayor cantidad de estudios, con siete cada uno, lo que representa una participación del 23,3%, respectivamente.

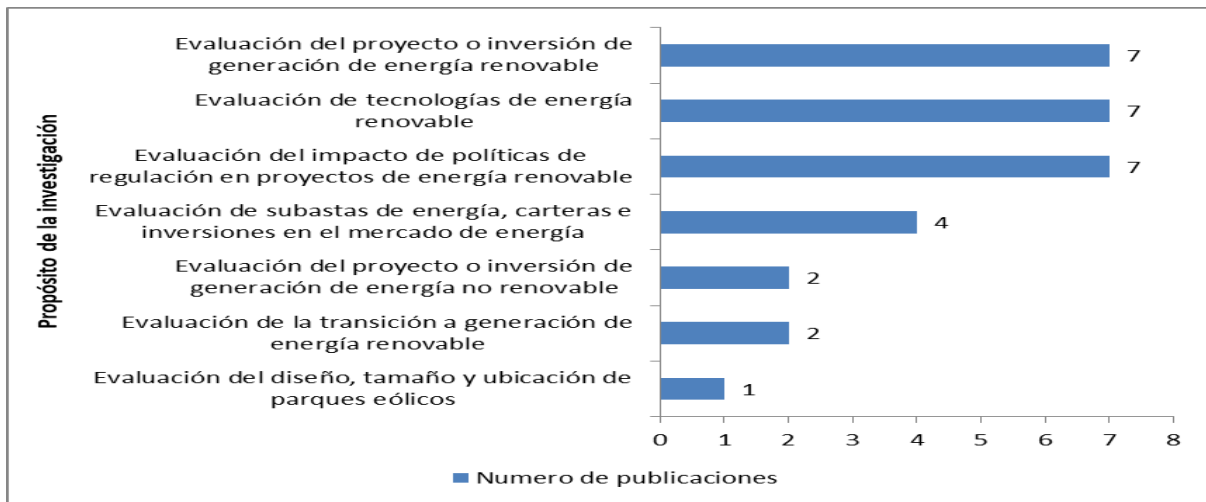


Figura 2. Propósito de la investigación  
Fuente: Adaptada de (Murgas et al., 2021)

### Tipo de opciones reales aplicadas en la evaluación de sistemas de energía renovable

En relación con el tipo de opción estudiada por los investigadores se identificaron nueve: 1) Esperar, 2) Retrasar, 3) Anticipar, 4) Ampliar, 5) Ejercer, 6) Rechazar, 7) Abandonar, 8) Expandir y 9) Conmutar, las cuales se relacionan en la Tabla 2.

Tabla 2. Investigaciones con enfoque de opción real para evaluar sistemas de energía renovable y los tipos de opciones evaluadas.

Autores - años	Tipo de Opción									
	Esperar	Retrasar	Anticipar	Ampliar	Ejercer	Rechazar	Abandonar	Expandir	Conmutar	
(Biggins et al., 2022)	✓									
(Ofori et al., 2021)		✓								
(Nunes et al., 2021)	✓								✓	
(Das Gupta, 2021)				✓						
(Najafi & Talebi, 2021)		✓								
(Assereto & Byrne, 2021)		✓								
(Zhu et al., 2021)		✓								
(Isaza Cuervo et al., 2021)		✓								
(Castellini et al., 2021)		✓								
(Delapiedra-Silva et al., 2021)		✓	✓							
(Ma et al., 2021)										
(Pringles et al., 2020)		✓								
(Agaton & Karl, 2019)	✓	✓								
(Locatelli et al., 2020)	✓				✓	✓				
(Yang et al., 2020)										
(Fan et al., 2020)	✓					✓				
(X. Liu & Ronn, 2020)					✓					
(Di Bari, 2020)		✓								
(Balibrea-Iniesta, 2020)							✓			
(Guo & Zhang, 2020)									✓	
(Kim et al., 2020)									✓	
(Penizzotto et al., 2019)		✓								
(Guo et al., 2019)	✓									
(W. Chen et al., 2019)	✓									
(Hörnlein, 2019)										
(Zhang et al., 2019)										
(Moon & Lee, 2019)	✓									
(Rios et al., 2019)		✓								
(S. Chen et al., 2019)	✓									
(Y. Liu et al., 2019)	✓									
<b>Total</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	

Fuente: Autores

De acuerdo con la Tabla anterior, las opciones más evaluadas en los estudios analizados fueron la opción de retrasar con 11 (36.7%) y esperar con 10 (33.3%). Además, se observa que en algunos casos, fueron consideradas más de una opción, como es el caso de (Locatelli et al., 2020), que evaluaron las opciones de esperar, ejercer o rechazar y (Delapiedra-Silva et al., 2021), consideraron dos opciones, retrasar y anticipar.



## Tipos de incertidumbres evaluadas en las publicaciones con un enfoque de opciones reales analizadas

La incertidumbre está implícita en los eventos cuando los resultados posibles no se conocen, lo que impide cuantificar su probabilidad de ocurrencia. En relación con los proyectos, la incertidumbre aumenta a través del tiempo, incidiendo en su viabilidad. La gestión de la incertidumbre siempre ha sido una variable crítica para los inversionistas y tomadores de decisiones (Attoh-Okine & Ayyub, 2005). En el sector energético, incluida la energía renovable, la toma de decisiones casi siempre está influenciada por la presencia de incertidumbre en los datos (Conejo et al., 2010).

En los 30 publicaciones analizadas, con enfoque de opciones reales, se identificaron 29 tipos de incertidumbres, las cuales se categorizaron en ocho grupos: 1. Generación de energía, 2. Medio ambiente, 3. Precios, 4. Costos, 5. Políticas reguladoras, 6. Mercado, 7. Condiciones del viento y 8. Progreso tecnológico, como se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Tipos de incertidumbres exploradas en la investigación con un enfoque de opciones reales.

<b>1. Generación de energía</b>	<b>5. Políticas Regulatorias</b>
1.1. Rendimiento del electrolizador	5.1. Entorno regulatorio
1.2. Rendimiento energético	5.2. Tarifas de alimentación
	5.3. Subsidios
<b>2. Medio ambiente</b>	5.4. Plazo de los mercados de energía
2.1. Posición geográfica	5.5. Impuestos preferenciales
2.2. Irradiación solar	
2.3. Condiciones climáticas	<b>6. Mercado</b>
	6.1. Factores económicos
<b>3. Precios</b>	6.2. Evolución de la demanda
3.1. hidrógeno	6.3. Índice ajustado al riesgo
3.2. carbón	6.4. Vencimiento de la opción
3.3. electricidad	
3.4. derechos de emisión de carbono	<b>7. Condiciones del viento</b>
3.5. energía fósil	7.1. Velocidad del viento
3.6. gas	
3.7. petróleo	<b>8. Progreso tecnológico</b>
3.8. oferta (licitación)	8.1. Factores tecnológicos
	8.2. Avances tecnológicos
<b>4. Costos</b>	8.3. Tasa de aprendizaje
4.1. Inversión de capital	
4.2. Combustibles fósiles	
4.3. Almacenamiento de energía	

Fuente: Adaptada de (Murgas et al., 2021)

1. La generación de energía incluye las incertidumbres que afectan el proceso de producción de energía, como el rendimiento del electrolizador y el rendimiento energético.
2. El medio ambiente considera las incertidumbres presentes en las condiciones ambientales necesarias para el desarrollo de proyectos como la posición geográfica, la irradiación solar y las condiciones ambientales.
3. El precio concentra las incertidumbres generadas por las fluctuaciones de precios en el mercado, en respuesta al comportamiento de la demanda y la oferta, incluye entre otros, el precio del hidrógeno, de la electricidad, del carbón y de los derechos de emisión de carbono. El precio de la electricidad es la fuente de incertidumbre con mayor frecuencia en los estudios analizados, con 8 (26.6%).

4. Los costos contempla las incertidumbres causadas por el comportamiento de los costos en la rentabilidad de la inversión, como es costos de inversión de capital, costos de combustibles fósiles o costos de almacenamiento de energía.
5. Las políticas regulatorias incluyen las incertidumbres causadas por los cambios en aspectos legales y políticas de incentivos del sector energético, entre los cuales están el entorno regulatorio, las tarifas de alimentación, los esquemas de subsidios, los plazos de mercados de energía e impuestos preferenciales
6. El mercado tiene en cuenta las fuentes de incertidumbres con excepción de precios y costos que afectan el comportamiento del mercado energético, como factores económicos, evolución de la demanda, índice ajustado al riesgo y el vencimiento de la opción.
7. Las condiciones del viento contempla las incertidumbres causadas por la variabilidad de las características del viento en la generación de energía eólica, como su velocidad.
8. El progreso tecnológico está integrado por las incertidumbres causadas durante el proceso de investigación y desarrollo (I+D) para la generación de energía, entre estos se consideran los factores tecnológicos, avances tecnológicos y tasa de aprendizaje.

En la Figura 3., se muestran las ocho categorías descritas anteriormente con sus respectivos niveles de frecuencia en las publicaciones analizadas. Se observa que precios, es la categoría que contiene mayor cantidad de incertidumbres evaluadas con 8 (27.6%), seguido de política regulatoria y mercado con 5 (17.2%) y 4 (13.8%), respectivamente.

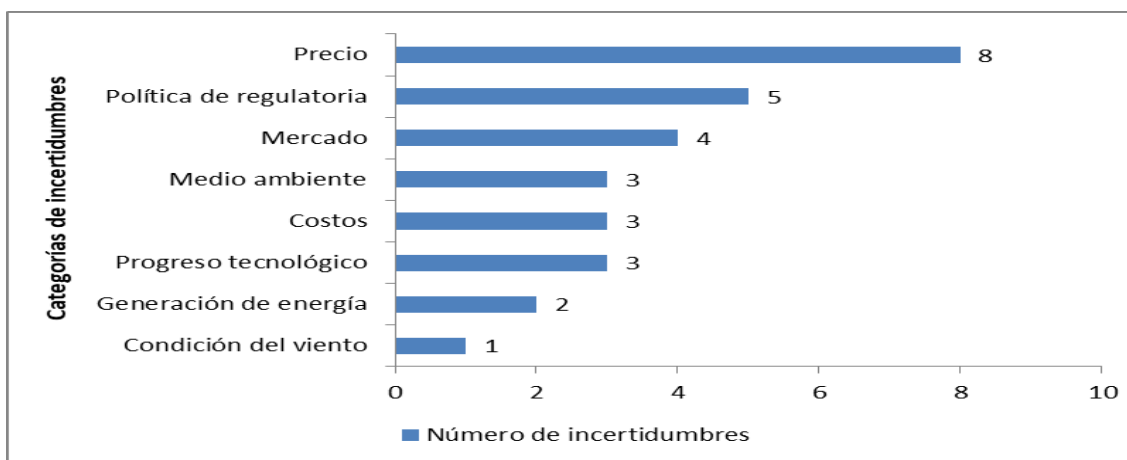


Figura 3. Categorías de incertidumbres  
Fuente: Adaptada de (Murgas et al., 2021)

### **Discusión**

Tomando como referencia la información contenida en las Tablas 1, 2 y 3, a continuación se describe de manera articulada los propósitos de las investigaciones, las técnicas o modelos usados, las incertidumbres y los tipos de opción evaluados en cada uno de las publicaciones:

**La Evaluación de proyecto o la inversión de generación de energía renovable**, principalmente eólica y solar, incluye investigaciones dirigidas a evaluar de manera óptima las inversiones desde la perspectiva de la generación de energía o la viabilidad financiera y económica de los proyectos para la producción de energía renovable. Con este propósito están los estudios realizados por (Ofori et al., 2021), quienes aplicaron árboles binomiales y simulación Monte Carlo, evaluando como incertidumbres los factores económicos y factores tecnológicos, contemplaron la opción de retrasar; (Nunes et al., 2021), aplicaron el valor presente neto modificado y analizaron la opción de esperar; (Assereto & Byrne, 2021), usaron Monte Carlo de mínimo cuadrado, evaluando el precio de la electricidad como incertidumbre y valoraron la opción de retrasar; (Pringles et al., 2020), combinaron la simulación estocástica con programación dinámica y tomaron como incertidumbre los factores tecnológicos, el precio de la electricidad y la inversión de capital, valoraron la opción de retrasar; (Locatelli et al., 2020), aplicaron optimización de escenarios y flujo de efectivo con descuento, considerando tres opciones, esperar, ejercer y rechazar; (Di Bari, 2020), usó el valor presente neto ampliado (VPNA) combinado con árbol binomial como modelos y consideró la posición geográfica, las condiciones climáticas y los subsidios como incertidumbre y analizó la opción de retrasar; (Penizzotto et al., 2019), se apoyaron en tres modelos: la simulación estocástica, la regresión lineal y la programación dinámica, evaluando como incertidumbre los factores tecnológicos, el precio de la electricidad y la Inversión de capital y valoraron la opción de retrasar.

**La evaluación del proyecto o la inversión de generación de energía no renovable**, incluye investigaciones dirigidas a evaluar la viabilidad de los proyectos que utilizan fuentes de energía no renovables (carbón, gas). Entre estos se encuentran (Yang et al., 2020), que aplicaron un modelo matemático complementado con el movimiento Browniano Geométrico (GBM), tomando como incertidumbre el precio de la electricidad; (Fan et al., 2020), hicieron la valoración mediante un árbol trinomial, considerando las tarifas de alimentación como incertidumbre y valoraron la opción de esperar y rechazar.

**La Evaluación de subastas de energía, carteras e inversiones en el mercado energético**, busca proponer esquemas óptimos para medir los riesgos inmersos en los mercados privados y liberalizado y evaluar las decisiones de inversión a través de subastas de energía que posibiliten la ejecución de proyectos de energía renovables. Con este enfoque se encontraron los estudios realizados por (Zhu et al., 2021), quienes aplicaron modelos de Juego de preferencia, Monte Carlo de mínimo cuadrado y evaluaron como incertidumbre el precio de oferta (licitación); (Isaza Cuervo et al., 2021), usaron los flujos de efectivo con descuento, la simulación Monte Carlo como modelos y consideraron las incertidumbre de inversión de capital, valoraron la opción de retrasar; (Delapiedra-Silva et al., 2021), aplicaron los flujos de efectivo con descuento, la simulación Monte Carlo y como factor incierto tomaron el precio de la electricidad, teniendo como alternativa las opciones de anticipar o retrasar; (Rios et al., 2019), se apoyaron en un modelo dinámico estocástico complementado con la simulación de dinámica del sistema, tomándolo como factor incite los plazos de los mercados de energía y tuvieron en cuenta la opción de retrasar.

**La Evaluación de las tecnologías de energía renovable**, agrupó los estudios que buscan apoyar de manera óptima mediante el desarrollo de investigación (I+D) la decisión de invertir en una tecnología de energía renovable o la adopción de sistemas híbridos que combinan varias tecnologías, como energías eólicas, solares y fotovoltaicas, energías eólicas y térmicas, energía solar con hidrógeno, entre otras. Se identificaron los estudios realizados por (Biggins et al., 2022), quienes evaluaron mediante el flujo de efectivo mejorado, considerando como incertidumbres el rendimiento del electrolizador, el precio del hidrógeno y la velocidad del viento, valoraron la opción de retrasar; (Najafi & Talebi, 2021), aplicaron Monte Carlo de mínimo cuadrado, evaluando como factores inciertos el precio de la electricidad, la inversión de capital, el índice ajustado al riesgo y el tiempo de vencimiento de la opción y estudiaron la opción de retrasar; (Ma et al., 2021), usaron un modelo de análisis teórico combinado con una opción real canónica y tomaron como incertidumbre el entorno regulatorio; (Agaton & Karl, 2019), utilizaron la programación dinámica, la simulación Monte Carlo y el movimiento

Browniano Geométrico (GBM) como modelos de evaluación y consideraron como incertidumbre la inversión de capital, estudiaron las opciones de esperar y retrasar; (Kim et al., 2020), evaluaron mediante un árbol trinomial tomando como incertidumbre el precio de la energía fósil y del gas, analizaron la opción de expandir; (Moon & Lee, 2019), valoraron mediante un modelo de celosía binomial, considerando el precio del petróleo como factor incierto y estudiaron la opción de esperar; (Y. Liu et al., 2019), hicieron uso del valor presente neto como modelo de evaluación, tomaron el costo de almacenamiento de energía como incertidumbre y valoraron la opción de esperar.

**La Evaluación del impacto de las políticas regulatorias en los proyectos de energía renovables,** busca evaluarla flexibilidad asociada por la incertidumbre ocasionada por la expectativa de cambios en la política de energía, esquemas de apoyo como las tasas de alimentación y subsidios, marcos regulatorios, comercio de certificados de energía renovable y cambios en tarifas arancelarias, entre otros. Dentro de este enfoque se incluyen los estudios realizados por (Das Gupta, 2021), quien aplicó un modelo curva de aprendizaje, evaluando como incertidumbre el precio del carbón y consideró la opción de ampliar; (X. Liu & Ronn, 2020), aplicó los modelos de árbol binomial y la simulación de Monte Carlo multinomial con Longstaff-Schwartz, evaluando como incertidumbre los subsidios y analizó la opción de ejercer; (Balibrea-Iniesta, 2020), usó el valor presente neto ampliado (VPNA), el árbol binomial, consideró como factor incierto la irradiación solar y consideró abandonar como opción; (Guo et al., 2019), aplicaron un modelo de optimización de valor-valor complementado con un análisis de sensibilidad global, realizaron la evaluación del rendimiento energético como incertidumbre y estudiaron la opción de expandir; (Guo et al., 2019); aplicó el árbol binomial tomando el precio de la electricidad como factor incierto y contemplaron la opción de esperar; (W. Chen et al., 2019), combinaron un modelo de Juego evolutivo con el enfoque de opciones reales, evaluando el precio de la electricidad como incertidumbre y valoraron la opción de esperar; (S. Chen et al., 2019), aplicaron las opciones compuestas con Monte Carlo de mínimo cuadrado y la Cadena de Markov, siendo el precio de la electricidad, los derechos de emisión de carbono, los impuestos preferenciales y los subsidios los factores inciertos y miraron la posibilidad de esperar.

**La Evaluación de transición a generación de energía renovable** busca evaluar las decisiones óptimas de inversión en medio de la incertidumbre en la transición baja en carbono hacia la energía renovable. Entre estos estudios se encuentran el realizado por (Hörnlein, 2019), quien evaluó mediante un modelo estocástico bidimensional, considerando el precio de la electricidad y del gas como factores inciertos; (Zhang et al., 2019), usaron una técnica de decisión de inversión óptima evaluando como incertidumbres el precio de la electricidad, los derechos de emisión de carbono, la inversión de capital y los costos de los combustibles fósiles.

Finalmente, **la Evaluación del diseño, el tamaño y la ubicación de los proyectos de parques eólicos** para permitir una inversión óptima, incluye el estudio desarrollado por (Castellini et al., 2021), aplican un modelo de optimización y evalúan como factores inciertos el precio de la electricidad, el entorno regulatorio, la evolución de la demanda y los avances tecnológicos, evaluando la opción de retrasar.

### **Conclusiones**

En esta investigación se hace un análisis exhaustivo sobre el enfoque de opciones reales aplicado en la evaluación de inversiones en proyectos de generación de energía renovable. Una de las principales ventajas que genera la opción real, al evaluar la flexibilidad, es la posibilidad de tener una variedad de alternativas para hacer los ajustes necesarios que el tomador requiera para contrarrestar los efectos de la incertidumbre (Aponte et al., 2017; Santos et al., 2014). En total, se analizaron 30 artículos, cuya tendencia se muestra muy estable durante los años 2019, 2020 y 2021, donde hubo 9 (30%), 10 (33.3%) y 10 (33.3%) publicaciones, respectivamente, con un drástico descenso en el año 2022, con solo 1 (3.3%) artículo, como se observa en la Figura 1.

Las publicaciones seleccionadas se analizaron según su propósito agrupándolas en siete categorías: 1) Evaluación del proyecto o inversión de generación de energía renovable, 2) Evaluación del proyecto o inversión de generación de energía no renovable, 3) Evaluación de subastas de energía, carteras e inversiones en el mercado de energía, 4) Evaluación de tecnologías de energía renovable, 5) Evaluación del impacto de las políticas de regulación en proyectos de energía renovable, 6) Evaluación de la transición a generación de energía renovable y 7) Evaluación del diseño, tamaño y ubicación de parques eólicos, logrando identificar nueve tipos de opciones reales contempladas: 1) Esperar, 2) Retrasar, 3) Anticipar, 4) Ampliar, 5) Ejercer, 6) Rechazar, 7) Abandonar, 8) Expandir y 9) Conmutar. Las opciones más consideradas y/o evaluadas por los investigadores fueron la opción de retrasar con 11 (36.7%) y esperar con 10 (33.3%).

En relación a las técnicas o modelos aplicados para la evaluación de las opciones reales y simulación de incertidumbre se usaron una gran variedad, aleatorios y no aleatorios, entre las cuales están: programación dinámica, árbol binomial y trinomial, mínimos cuadrados Monte Carlo, flujo de efectivo, valor presente neto ampliado (ENPV), simulación de Monte Carlo y movimiento browniano geométrico, entre otros.

Se identificaron veintinueve fuentes de incertidumbre, que fueron agrupadas en ocho categorías: 1. Generación de energía, 2. Medio ambiente, 3. Precios, 4. Costos, 5. Políticas de regulación, 6. Mercado, 7. Condiciones del viento y 8. Progreso tecnológico. Se destaca el precio de la electricidad, como la fuente de incertidumbre con mayor participación, siendo considerada por los investigadores en ocho artículos.

Por ser el uso de fuentes de energía renovable, la principal alternativa para contrarrestar el alto nivel de emisiones de CO<sub>2</sub> generado por los combustibles fósiles y cumplir así con los objetivos de la Agenda 2030 y el Acuerdo de París, establecidos en el 2015, se requiere aumentar en el futuro el nivel de investigación en inversión en proyectos de energía renovable, bajo incertidumbres, aplicando el enfoque de opciones reales, con nuevas técnicas de evaluación, que permita valorar y establecer estrategias flexibles.

### References

- Agaton, C. B., & Karl, H. (2019). A real options approach to renewable electricity generation in the Philippines. *Energy, Sustainability and Society*, 8(1), 1–9. <https://doi.org/10.1186/s13705-017-0143-y>
- Aponte, R., Muñoz, F., & Álzate, L. (2017). *La evaluación financiera de proyectos y su aporte en la generación de valor corporativo*. 144–155.
- Assereto, M., & Byrne, J. (2021). No real option for solar in Ireland: A real option valuation of utility scale solar investment in Ireland. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 143. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.110892>
- Attoh-Okine, N. O., & Ayyub, B. M. (2005). *Applied research in uncertainty modeling and analysis*. Springer.
- Balibrea-Iniesta, J. (2020). Economic analysis of renewable energy regulation in France: A case study for photovoltaic plants based on real options. *Energies*, 13(11). <https://doi.org/10.3390/en13112760>
- Bednyagin, D., & Gnansounou, E. (2011). Real options valuation of fusion energy R&D programme. *Energy Policy*, 39(1), 116–130.
- Biggins, F., Kataria, M., Roberts, D., & Brown, D. S. (2022). Green hydrogen investments: Investigating the option to wait. *Energy*, 241. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.122842>
- Black, F., & Scholes, M. (1973). The pricing of options and corporate liabilities. *Journal of Political Economy*, 81(3), 637–654.
- Burke, M. J., & Stephens, J. C. (2018). Energy Research & Social Science Political power and renewable energy futures: A critical review. *Energy Research & Social Science*, 35(November 2017), 78–93. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2017.10.018>
- Castellini, M., Menoncin, F., Moretto, M., & Vergalli, S. (2021). Photovoltaic Smart Grids in the prosumers investment decisions: a real option model. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 126. <https://doi.org/10.1016/j.jedc.2020.103988>
- Ceseña, E. A. M., Mutale, J., & Rivas-Dávalos, F. (2013). Real options theory applied to electricity generation projects: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 19, 573–581.
- Chen, S., Zhang, Q., Li, H., Mclellan, B., Zhang, T., & Tan, Z. (2019). Investment decision on shallow geothermal heating & cooling based on compound options model: A case study of China. *Applied Energy*, 254. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113655>
- Chen, W., Zeng, Y., & Xu, C. (2019). Energy storage subsidy estimation for microgrid: A real option game-theoretic approach. *Applied Energy*, 239, 373–382. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.01.232>
- Conejo, A. J., Carrión, M., & Morales, J. M. (2010). *Decision making under uncertainty in electricity markets* (Vol. 1). Springer.
- Copeland, T., & Antikarov, V. (2001). *Real options* (Issue BOOK). Texere New York.
- Das Gupta, S. (2021). Using real options to value capacity additions and investment expenditures in renewable energies in India. *Energy Policy*, 148. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2020.111916>
- Delapiedra-Silva, V. A., Ferreira, P., Cunha, J., & Kimura, H. (2021). Economic evaluation of wind power projects in a mix of free and regulated market environments in Brazil. *Energies*, 14(11). <https://doi.org/10.3390/en14113325>

- Deutch, J. (2017). Decoupling Economic Growth and Carbon Emissions. *Joule*, 1(1), 3–5. <https://doi.org/10.1016/j.joule.2017.08.011>
- Di Bari, A. (2020). A real options approach to valuate solar energy investment with public authority incentives: The Italian case. *Energies*, 13(6). <https://doi.org/10.3390/en13164181>
- Dixit, R. K., & Pindyck, R. S. (1994). *Investment under uncertainty*. Princeton university press.
- Fan, J. L., Wei, S., Zhang, X., & Yang, L. (2020). A comparison of the regional investment benefits of CCS retrofitting of coal-fired power plants and renewable power generation projects in China. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 92. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2019.102858>
- Gazheli, A., & Bergh, J. Van Den. (2018). Real options analysis of investment in solar vs . wind energy : Diversifi cation strategies under uncertain prices and costs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82(December 2017), 2693–2704. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.096>
- Guo, K., & Zhang, L. (2020). Guarantee optimization in energy performance contracting with real option analysis. *Journal of Cleaner Production*, 258. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120908>
- Guo, K., Zhang, L., & Wang, T. (2019). Optimal scheme in energy performance contracting under uncertainty: A real option perspective. *Journal of Cleaner Production*, 231, 240–253. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.218>
- Harjanne, A., & Korhonen, J. M. (2019). Abandoning the concept of renewable energy. *Energy Policy*, 127(September 2018), 330–340. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.12.029>
- Hedman, K. W., & Sheblé, G. B. (2006). Comparing hedging methods for wind power: Using pumped storage hydro units vs. options purchasing. *2006 International Conference on Probabilistic Methods Applied to Power Systems*, 1–6.
- Henao, A., Sauma, E., & Gonzalez, A. (2018). Impact of introducing flexibility in the Colombian transmission expansion planning. *Energy*, 157, 131–140. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.05.143>
- Hörnlein, L. (2019). The value of gas-fired power plants in markets with high shares of renewable energy: A realoptions application. *Energy Economics*, 81, 1078–1098. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2019.04.013>
- Isaza Cuervo, F., Arredondo-Orozco, C. A., & Marenco-Maldonado, G. C. (2021). Photovoltaic power purchase agreement valuation under real options approach. *Renewable Energy Focus*, 36, 96–107. <https://doi.org/10.1016/j.ref.2020.12.006>
- Kim, K. T., Lee, D. J., & An, D. (2020). Real option valuation of the R&D investment in renewable energy considering the effects of the carbon emission trading market: A Korean case. *Energies*, 13(3). <https://doi.org/10.3390/en13030622>
- Kitzing, L., Juul, N., Drud, M., & Krogh, T. (2016). A real options approach to analyse wind energy investments under different support schemes. *Applied Energy*, 188(2017), 83–96. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.11.104>
- Kordmahaleh, A. A., Naghashzadegan, M., Javaherdeh, K., & Khoshgoftar, M. (2017). Design of a 25 MWe Solar Thermal Power Plant in Iran with Using Parabolic Trough Collectors and a Two-Tank Molten Salt Storage System. *International Journal of Photoenergy*, 2017.
- Lee, S.-C., & Shih, L.-H. (2011). Enhancing renewable and sustainable energy development based on an options-based policy evaluation framework: case study of wind energy technology in Taiwan. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(5), 2185–2198.

- Lehne, K.-H. (2019). *Informe especial: Emisiones de gases de efecto invernadero en la UE: Se notifican correctamente, pero es necesario tener un mayor conocimiento de las futuras reducciones.*
- Liu, X., & Ronn, E. I. (2020). Using the binomial model for the valuation of real options in computing optimal subsidies for Chinese renewable energy investments. *Energy Economics*, 87. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2020.104692>
- Liu, Y., Zheng, R., Chen, S., & Yuan, J. (2019). The economy of wind-integrated-energy-storage projects in China's upcoming power market: A real options approach. *Resources Policy*, 63. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.101434>
- Locatelli, G., Mancini, M., & Lotti, G. (2020). A simple-to-implement real options method for the energy sector. *Energy*, 197. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.117226>
- Ma, R., Cai, H., Ji, Q., & Zhai, P. (2021). The impact of feed-in tariff degression on R&D investment in renewable energy: The case of the solar PV industry. *Energy Policy*, 151. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2021.112209>
- Méndez, M., Goyanes, A., & Lamothe, P. (2009). *Real Options Valuation of a Wind Farm. February.*
- Mentis, D., Howells, M., Rogner, H., Korkovelos, A., & Arderne, C. (2017). *Lighting the World : the first application of an open source , spatial electrification tool ( OnSSET ) on Sub-Saharan Africa*  
*Lighting the World : the first application of an open source , spatial electrification tool ( OnSSET ) on Sub-Saharan Africa.*
- Moon, S., & Lee, D.-J. (2019). An optimal electric vehicle investment model for consumers using total cost of ownership: A real option approach. *Renewable Energy*, 253. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113494>.
- Murgas, B., Henao, A., & Guzman, L. (2021). *applied sciences Evaluation of Investments in Wind Energy Projects , under Uncertainty . State of the Art Review.*
- Najafi, P., & Talebi, S. (2021). Using real options model based on Monte-Carlo Least-Squares for economic appraisal of flexibility for electricity generation with VVER-1000 in developing countries. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 47. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2021.101508>
- Nunes, L. E., Lima, M. V. A. de, Davison, M., & Leite, A. L. da S. (2021). Switch and defer option in renewable energy projects: Evidences from Brazil. *Energy*, 231. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.120972>
- Ochoa, M., Betancur, H., David, J., Múnera, G., & Mauricio, Ó. (2012). *L a valoración de proyectos bajo el enfoque de opciones.*
- Ofori, C. G., Bokpin, G. A., Aboagye, A. Q. Q., & Afful-Dadzie, A. (2021). A real options approach to investment timing decisions in utility-scale renewable energy in Ghana. *Energy*, 235. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.121366>
- Penizzotto, F., Pringles, R., & Olsina, F. (2019). Real options valuation of photovoltaic power investments in existing buildings. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 114. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109308>
- Pindyck, R. S. (1984). Uncertainty in the theory of renewable resource markets. *The Review of Economic Studies*, 51(2), 289–303.
- Pringles, R., Olsina, F., & Penizzotto, F. (2020). Valuation of defer and relocation options in photovoltaic generation investments by a stochastic simulation-based method. *Renewable Energy*, 151, 846–864. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.11.082>



- Rios, D., Blanco, G., & Olsina, F. (2019). Integrating Real Options Analysis with long-term electricity marketmodels. *Energy Economics*, 80, 188–205. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2018.12.023>
- Santos, L., Soares, I., Mendes, C., & Ferreira, P. (2014). Real options versus traditional methods to assessrenewable energy projects. *Renewable Energy*, 68, 588–594.
- Siddiqui, A. S., Marnay, C., & Wiser, R. H. (2007). Real options valuation of US federal renewable energyresearch, development, demonstration, and deployment. *Energy Policy*, 35(1), 265–279.
- Trigeorgis, L. (1993). Real options and interactions with financial flexibility. *Financial Management*, 202–224.Trigeorgis, L. (1996). *Real options: Managerial flexibility and strategy in resource allocation*. MIT press.
- UPME, U. de P. M. E. (2022). *Ministerio de Minas y Energía MME Unidad de Planeación Minero EnergéticaUPME Subdirección de Energía Eléctrica Informe de Registro de Proyectos de Generación Inscripción según requisitos de las Resoluciones UPME No . 0520 , No . 0638 de 2007 y No . 0143. 0520*.
- Yang, Z., Gao, C., & Zhao, M. (2020). The Optimal Investment Strategy of P2G Based on Real Option Theory. *IEEE Access*, 8, 127156–127166. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2019.2910259>
- Yu, W., Sheblé, G. B., Lopes, J. A. P., & Matos, M. A. (2006). Valuation of switchable tariff for wind energy. *Electric Power Systems Research*, 76(5), 382–388.
- Zambujal-Oliveira, J. (2013). Investments in combined cycle natural gas-fired systems: A real options analysis. *International Journal of Electrical Power & Energy Systems*, 49, 1–7.
- Zhang, M. M., Wang, Q., Zhou, D., & Ding, H. (2019). Evaluating uncertain investment decisions in low-carbontransition toward renewable energy. *Applied Energy*, 240, 1049–1060. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.01.205>
- Zhu, L., Li, L., & Su, B. (2021). The price-bidding strategy for investors in a renewable auction: An optiongames–based study. *Energy Economics*, 100. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2021.105331>

## PROPUESTA PARA LA DETERMINACIÓN DE LA EFICIENCIA DEL PODER CALORÍFICO DE LOS PELLETS DE LA CÁSCARA DE LA CEREZA DEL CAFÉ COMO BIOMASA

**Karla Sinaí Ruiz Mar<sup>1</sup>, Luis Antonio García Villanueva<sup>1\*</sup>**

<sup>1</sup>Facultad de Ingeniería, División de Ingenierías Civil y Geomática, Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental Nacional Autónoma de México.

\*Autor correspondiente: Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad, No. 3000, Ciudad Universitaria, Alcaldía Coyoacán. Ciudad de México. Código Postal 04510. México. Email: [lagvillanueva@ingenieria.unam.edu](mailto:lagvillanueva@ingenieria.unam.edu)

### **Abstract**

The skin of the coffee cherry, also called exocarp which turns reddish when ripe, which is traditionally a residue or in some cases used as fertilizer, will be used to make pellets; the process begins with the pulping of the cherry, flattened and dried, following the use of a machine for the manufacture of pellets. This paper presents the methodology for the determination of the efficiency of the calorific power of biomass pellets from the coffee cherry husk by means of a device that measures the thermal properties; steps, in addition to an experimental equipment, the parameters obtained are: thermal conductivity, thermal diffusivity and specific heat where preliminary tests were carried out with sawdust. Values for thermal conductivity of 0.0528 Wm\*K, thermal diffusivity of 0.1145 m<sup>2</sup>/s and 0.264 KJ\*kg are determined, checking that they are within the material properties standards.

KeyWords: Pellets, coffee cherry peel, thermal properties

### **Resumen**

La piel de la cereza del café, también llamada exocarpio la cual al madurar se vuelve color rojiza, que tradicionalmente es un residuo o en algunos casos utilizada como abono, será utilizada para hacer pellets; el proceso comienza con el despulpe de la cereza, aplanado y secado, siguiendo de la utilización de una máquina para la fabricación de pellets. En este trabajo se presenta la metodología para la determinación de la eficiencia del poder calorífico de los pellets de biomasa de cáscara de la cereza del café mediante un dispositivo que mide las propiedades térmicas; estos pasos, además de un equipo experimental, los parámetros obtenidos son: conductividad térmica, difusividad térmica y calor específico donde se realizaron pruebas preliminares con aserrín. Se determinaron valores para la conductividad térmica de 0.0528 Wm\*K, difusividad térmica de 0.1145 m<sup>2</sup>/s y 0.264 KJ\*kg, comprobando que están dentro de los estándares de las propiedades del material.

**Palabras clave:** Pellets, cáscara de cereza de café, propiedades térmicas

## **Introducción**

### Justificación

México se caracteriza por ser uno de los principales productores de café internacionalmente. La generación de residuos del sector cafetalero es inevitable y, considerando la enorme cantidad de subproductos generados, el aprovechamiento integral de los mismos con aplicaciones específicas promete un desarrollo sustentable de la economía industrial y del mismo país productor. (Wong et al. 2012).

La generación de subproductos o residuos es inevitable en la mayoría de los sectores industriales. Indiscutiblemente la industria del café genera grandes cantidades de residuos, que actualmente son un gran problema ambiental y a la vez un importante tópico de investigación (Mussatto et al., 2011).

Dependiendo del método empleado para la obtención del grano de café, será el tipo de residuo liberado (Esquivel y Jiménez, 2012); si el procesado es realizado en seco los principales residuos generados son la piel, la pulpa, el mucilago y cascarrilla de café como se muestra en la Figura 1.

La piel de cereza de café (exocarpio) que se vuelve roja hasta madurar, tradicionalmente se consideraba como un residuo que se retiraba del grano de café después de la recolección, antes de ponerlos a secar y terminaba como desecho ya que no se sabía que hacer con ella; sin embargo, ya es utilizada como fertilizante y se vuelve a sembrar café para la siguiente temporada, para infusiones, alimento para ganado, por la fibra que contiene y ahora como pellets. (Sucesor Café).

Los pellets son un producto natural fabricado a partir de materia orgánica con una forma cilíndrica de uno o dos centímetros que se convierte en un combustible ecológico, siendo así una de las alternativas más ecológicas en combustibles utilizados en sistemas de calefacción. Los pellets se caracterizan por un gran poder calorífico gracias a su densa composición y baja emisión de CO<sub>2</sub>, su rendimiento entre los combustibles ronda el 95%. (Hogarmania).

Con su fabricación se consigue una mejora en las características de almacenamiento y transporte, se reduce la emisión de polvos en su manejo, así continúa a obtener una mayor cantidad de energía calorífica por unidad volumétrica y un eficiente control de combustión. Los pellets se utilizan como sustituto directo del carbón y gas natural en la producción de calor y electricidad para pequeñas y grandes industrias. (Casanova et al., 2016).

La energía de biomasa, también conocida como bioenergía, es la energía obtenida de la materia orgánica constitutiva de los seres vivos. Desde el punto de vista ambiental, el aprovechamiento energético de la biomasa no contribuye al aumento de los gases de efecto invernadero, dado que el balance global de las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera es neutro.

Por lo mencionado, en este trabajo se presenta la metodología para la realización de pellets a partir de la cáscara de la cereza de café.

### Objetivos del Trabajo

Proponer una metodología para la determinación de la eficiencia del poder calorífico de los pellets de biomasa de cáscara de la cereza del café mediante un dispositivo que mide las propiedades térmicas.

### Antecedentes

Las grandes cantidades de pellets utilizadas en aplicaciones energéticas, así como las características de este tipo de material, pueden presentar auto-calentamiento durante el almacenamiento, dependiendo de las condiciones de temperatura, contenido de humedad, ventilación puede provocar calentamiento; es por ello que es necesario conocer las propiedades térmicas tales como la conductividad térmica, difusividad térmica y calor específico. (Casanova et al., 2016)

Por definición la conductividad térmica está relacionada con la cantidad de calor que fluye a través de un material en función de un gradiente de temperatura que en este exista. Por su parte, la difusividad térmica indica que tan rápido fluye dicha cantidad de calor a través de dicho material; físicamente, estas dos propiedades térmicas se relacionan con la habilidad de un material para conducir calor, esto a su vez, se relaciona con el calor específico, que corresponde a la cantidad de calor necesaria para elevar la temperatura del material en 1 C, por unidad de masa y sin cambio de estado. (Casanova et al., 2016)

Debido a lo descrito anteriormente se realizó un dispositivo para determinar las propiedades térmicas (conductividad térmica, difusividad térmica y calor específico) comparandolo con valores obtenidos de pellets realizados con otro tipo de residuo.

### ***Material y metodología***

Se recolectó el café del beneficio cafetalero en Ixhuacán de los Reyes, con coordenadas 19.30855° N, 97.00900° O, municipio del estado de Veracruz, como se muestra en la Figura 2.

Para la realización de pellets se utilizará la cascara de la cereza del café, previamente prensada y secada, como se muestra en la Figura 3 respectivamente. Se utilizará una maquina peletizadora de alimentos de 6mm (Egeira) donde se introducirá la cascarilla triturada, utilizando en su caso un aditivo para su elaboración. Sin embargo para esta metodología se utilizó aserrín previamente tratado. En la Figura 4 se muestra un diagrama de flujo con la metodología propuesta.

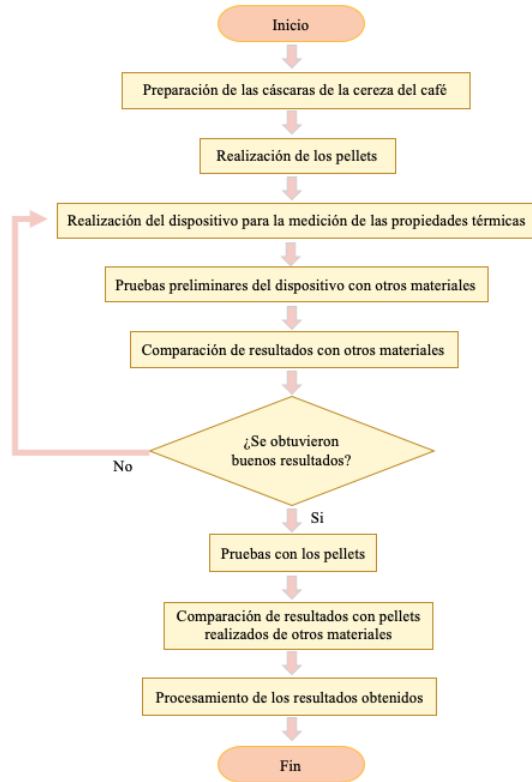


Figura 4. Diagrama de Flujo de la Metodología (Elaboración propia, 2023).

Con base en la revisión bibliográfica se procede a realizar el dispositivo bajo el fundamento termodinámico de un cilindro semi-finito, bajo la metodología realizada por Pedro et al. 2016. Esta constituido por un tubo PVC de 10 cm de diámetro y 15 cm de largo, en sus extremos está cubierto por un aislante térmico y sellado con dos tapas, una es removible para rellenarlo de este residuo. A lo largo del tubo se colocó un foco de 40W que funciona como una fuente de calor lineal, asumiendo la hipótesis que se da conducción de calor unidireccional, se aplicó un voltaje de 5 V y un consumo de corriente eléctrica de 1.5 A. Este equipo se puso en funcionamiento en una cámara tipo incubadora con temperatura constante de 23 C. En la figura 3 se muestra el dispositivo empleado.

Este experimento consiste en llenar el tubo del aserrín y activar una fuente de poder, e registran los cambios de temperatura de la resistencia y de diferentes puntos en el cilindro durante 20 minutos. La temperatura se registró por 5 sensores de temperatura LM335, el sensor 1 registra la temperatura de la resistencia y otros 3 registran la temperatura a 1 cm, 2.5 cm y 4 cm. El último registra la temperatura de la cámara. Estos van conectados a una fuente de poder (GPC-30300). En la figura 4 se muestra el equipo en funcionamiento.

El cambio en los perfiles de la temperatura con el tiempo de cada uno de los puntos en estudio (Sensores de temperatura 2, 3,4 y 5), se relaciona con la conductividad térmica, la difusión térmica y el calor específico, de acuerdo con las ecuaciones que se mencionan posteriormente.

Para determinar la conductividad térmica, se utilizó la siguiente ecuación:

$$k = (q / (4\pi L(T_2 - T_1))) \cdot \ln(t_2/t_1) \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde:

k: Conductividad térmica (W·m·K)

q: Potencia disipada del foco (W)

L: Longitud del cilindro (m)

T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub>: Temperatura inicial y final del foco (°C)

t<sub>1</sub> y t<sub>2</sub>: Tiempos inicial y final (s)

Para la difusividad térmica:

$$\alpha = [e^{((4\pi \cdot k \cdot \Delta) / q) + \gamma) / 4t}] \cdot r^2 \quad \text{Ecuación (2)}$$

Donde:

$\alpha$ : Difusividad térmica (m<sup>2</sup>·s)

r: Distancia radial de la toma de lecturas (m)

$\Delta T$ : Gradiente de temperatura a la distancia r

k: Conductividad térmica (Wm·K)

q: Potencia disipada por el foco (W)

$\gamma$ : Constante de Euler ( $\gamma = 0.5772$ )

t: Intervalo de tiempo de las mediciones (s)

Para el calor específico:

$$C_p = k / \alpha \cdot P\alpha \quad \text{Ecuación (3)}$$

Donde:

C<sub>p</sub> = Calor específico (KJ·kg)

k = Conductividad térmica (Wm·K)

$\alpha$  = Difusividad térmica (m<sup>2</sup>·s)

P $\alpha$ : Densidad aparente (kg·m<sup>3</sup>)

### **Resultados preliminares**

En la Tabla 1 se muestran los resultados obtenidos del dispositivo, la conductividad térmica, difusividad térmica y calor específico determinada experimentalmente por métodos como el empleado, consideran la masa del material como una sola unidad con características isotrópicas de porosidad, densidad, contenido de humedad, etc. Casanova et al., 2016 y Gutiérrez et al., 2012 reportaron valores similares con algunas variantes por las las diferencias en el dispositivo y la utilización de pellets a partir de residuos de aserrín.

### Conclusiones

Se realizaron los primeros pasos para la fabricación de pellets a partir de la cascara de la cereza del café, además de la realización del equipo experimental que se utilizará posteriormente para la determinación de propiedades térmicas, que son parámetros para evitar la problemática del auto-calentamiento que presentan los pellets por almacenamiento. Este dispositivo mostró resultados viables en comparación con otros materiales mencionados en la bibliografía. Para la conductividad térmica se obtuvo 0.0528 Wm·K, Difusividad Térmica de 0.1145 m<sup>2</sup>/s y Calor Específico de 0.264 KJ/kg·K.

Esto apoyado a la problemática de la gran generación de residuos provenientes del café, y el poco aprovechamiento que se tiene en México, la realización de pellets de esta cascara será de gran utilidad para la energía de biomasa utilizada en distintos fines.

### Anexos (Tablas y Figuras)

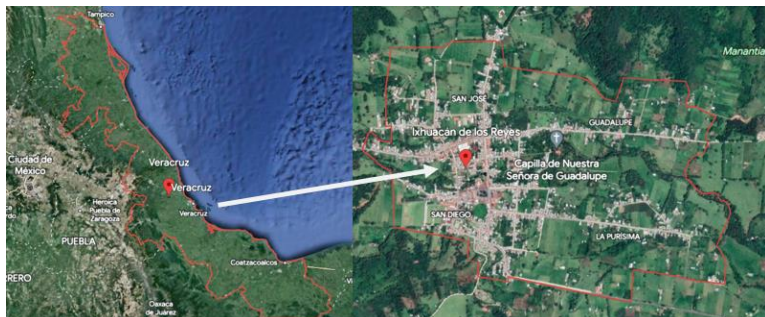
**Tabla 1.** Resultados Preliminares del dispositivo fabricado.

Parámetros	Valor obtenido	Unidad
Densidad aparente	175	kg/m <sup>3</sup>
Conductividad Térmica	0.0528	Wm·K
Difusividad Térmica	0.1145	m <sup>2</sup> /s
Calor Específico	0.264	KJ/kg·K

*Elaboración propia, 2023*



**Figura 1.** Cascara de la cereza de café (Fotografía propia, 2023).



**Figura 2.** Mapa de la Ubicación del Sitio (Elaboración propia, 2023). Se observa del lado izquierdo el Estado de Veracruz, ampliando hacia el lado derecho el municipio de Ixhuacán de los Reyes, donde se obtuvo el café.



**Figura 3.** Equipo para determinar las propiedades térmicas (Fotografía propia, 2023).



**Figura 5.** Equipo para determinar las propiedades térmicas en funcionamiento (Fotografía propia, 2023).

### **Referencias bibliográficas**

- Alimente. (2020). *Descubren nuevas propiedades beneficiosas en la cáscara del café*. Retrieved Febrero 20, 2023, from [https://www.alimente.elconfidencial.com/bienestar/2020-11-28/propiedades-antiinflamatorias-cascara-cafe\\_2282159/](https://www.alimente.elconfidencial.com/bienestar/2020-11-28/propiedades-antiinflamatorias-cascara-cafe_2282159/).
- Casanova, P., Solís, K., Carillo, T. (2016) Propiedades térmicas y fisicoquímicas de pellets con fines energéticos elaborados a partir de residuos de aserradero, Universidad de Costa Rica.



- Esquivel, P. y Jiménez, V.M. (2012) Functional properties of coffee and coffee by-products. *Food Research International*, 46, 488-495.
- Hogarmania. (2020). *Qué es el pellet y cuáles son las ventajas e inconvenientes de este combustible ecológico*. Retrieved Febrero 21, 2023, from <https://www.hogarmania.com/bricolaje/taller/materiales/pellets-ventajas-inconvenientes-este-combustible-34185.html>
- Mussato, S.I., Machado, E.M.S., Martins, S., y Teixeira, J.A. (2011) Production, Composition, and Application of Coffee and Its Industrial Residues. *Food Bioprocess Technology*, 661-672.
- Sucesor Café. (2021). *Cáscara de Café: Usos, beneficio y preparación*. Retrieved Febrero 21, 2023, from <https://sucesorcafe.com/blogs/noticias/cascara-de-cafe-usos-proceso-y-caracteristicas>
- SEMARNAT, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (2018) *Que es la energía de biomasa, Inventario Nacional de Energías Limpias*, Domingo 7 de octubre de 2018.
- Wong, E.J., Guyot, S., Rodríguez, R., Gutiérrez, G., Contreras, J.C., Saucedo, G., Aguilar, C.N. (2013) *Alternativas Actuales para el Manejo Sustentable de los Residuos de la Industria del Café en México*, *Revista Científica de la Universidad Autónoma de Coahuila*, 5 (10), 2-9.

## ANÁLISIS ESPACIAL DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS PLÁSTICOS EN COLOMBIA

**Natalia Andrea Romero Miranda, Beatriz Elena Ortiz Gutiérrez**

Universidad La Salle, Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Bogotá, Colombia.

### **Resumen**

El presente proyecto propone el diseño y disposición de una herramienta geográfica de análisis para registrar, evaluar y controlar la gestión de residuos plásticos en Colombia por medio de tres fases principales, en la primera fase, se recolectará información acerca de la cadena de valor del plástico en Colombia y las variables técnicas que influyen en dicho proceso, la segunda etapa se basará en unificar y estructurar la información vigente en el país entorno a la gestión de residuos plásticos en bases de datos que permitan brindar información geográfica de análisis. Por último, la tercera etapa pretende disponer en un geo visor la información recolectada a lo largo de la investigación para mejorar y reorientar la gestión de residuos plásticos en el país. Se espera que el proyecto brinde una herramienta analítica de ayuda que facilite la disponibilidad de información, presentando así una trazabilidad y periodicidad de los datos, que facilite la toma de decisiones y contribuya a mejorar y/o reorientar las políticas, planes y programas destinados a gestionar de manera sostenible los residuos plásticos.

**Palabras Clave:** Gestores, generadores, SIG, residuos plásticos, economía circular.

### **Descripción de la problemática prioritaria abordada**

Debido a la falta de conocimiento y cultura respecto a la disposición de residuos plásticos y los frágiles sistemas de recolección, transporte y aprovechamiento de estos, una gran cantidad de estos residuos terminan en vertederos y en el medio ambiente, generando impactos sobre los ecosistemas. El ser humano utiliza plásticos en casi todos los campos de su vida diaria. “Los plásticos son materiales hechos sintéticamente a base de grandes cadenas de moléculas obtenidas mediante la unión artificial de los átomos de carbono, que provienen de compuestos orgánicos derivados del petróleo y de otras sustancias naturales” (Lesur, 2011, pág. 8).

En Colombia la necesidad de avanzar en la implementación de políticas ambientales y sectoriales hace indispensable establecer mecanismos e instrumentos para solucionar la problemática sobre la gestión del plástico y en especial los de un solo uso. En el 2021 en Colombia, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible publicó el Plan Nacional para la Gestión Sostenible de Plásticos de un solo uso, la acción 8 del plan denominada Gestión de la información y del conocimiento, establece que “Entendiendo la importancia de recopilar los datos de la gestión del plástico, se deben generar lineamientos con respecto a un sistema de información y conocimiento que se realice con la cadena de valor del plástico” para lo cual plantea como meta que para 2022 Colombia cuente con un Instrumento de registro y evaluación de información articulado con el Sistema de Información de Economía Circular SIEC”.

Respecto a los objetivos de desarrollo sostenible, el presente proyecto contribuye al objetivo 12 “Consumo responsable”, específicamente con la meta 12.5 que establece: “De aquí a 2030, reducir considerablemente la generación de desechos mediante actividades de prevención, reducción, reciclado y reutilización”. Al elaborar una herramienta de registro, evaluación y control se contribuye a mejorar y/o reorientar políticas, planes y programas, tanto públicos como privados, enfocados en gestionar de manera sostenible los residuos plásticos y de esta manera reducir su generación.

### **Objetivo**

Analizar espacialmente la gestión de residuos plásticos en Colombia, unificando y estructurando información vigente en el país en bases de datos que permitan brindar información geográfica de análisis, para disponer en un geo visor información geográfica de interés como herramienta de análisis que contribuya a mejorar y reorientar la gestión de residuos plásticos en el país.

### **Propuesta de solución**

El presente proyecto pretende brindar una herramienta de análisis espacial, que permita la identificación y registro de gestores y transformadores de residuos plásticos a nivel nacional, mediante la gestión de información en visores geográficos. Para facilitar la disponibilidad de la información, brindando así una trazabilidad y periodicidad que facilite la toma de decisiones y contribuya así a mejorar o reorientar las políticas, planes y programas orientados a gestionar de manera sostenible los residuos plásticos. A su vez, se recolectó información que permitió hacer un comparativo entre las zonas del país que presentan mayor concentración tanto de gestores como de transformadores de residuos plásticos, con el fin de evaluar el comportamiento sectorial de la contaminación por este residuo.

Llevar a cabo el proceso de inclusión de residuos plásticos en un modelo circular es una tarea que requiere de control y monitoreo para saber si las técnicas aplicadas son útiles y si se cumplen los objetivos de dicho modelo, para esto se requiere el uso de herramientas tecnológicas que apoyen dicho objetivo. Hoy en día una de las herramientas tecnológicas más utilizadas son los Sistemas de Información Geográfica SIG, los cuales se pueden definir como: "Sistema de software, hardware y procedimientos diseñado para realizar la captura, almacenamiento, manipulación, análisis, modelización y presentación de datos referenciados espacialmente para la resolución de problemas complejos de planificación y gestión." (NCGIA, 1990.)

### **Diseño de la propuesta – Metodología**

1. Recopilar información acerca de los procesos de generación producción y comercialización del plástico con el fin de identificar posibles variables técnicas que soporten la construcción de la herramienta SIG.
2. Unificar y estructurar la información vigente en el país, entorno a la gestión de residuos plásticos en bases de datos que permitan brindar información geográfica de análisis.
3. Disponer en un geo visor información geográfica de interés para la toma de decisiones que contribuya a mejorar y reorientar la gestión de residuos plásticos en el país

### **Discusión de resultados e impactos obtenidos**

Para el desarrollo del proyecto se realizó una asociación entre la Universidad de La Salle y la Asociación Colombiana de Industrias Plásticas - ACOPLÁSTICOS para la obtención de los datos, aunque Acoplásticos fue la principal fuente de datos, no fue la única. También se obtuvieron datos de portales web como datos abiertos de Colombia. La generación se lleva a cabo mediante la formación de resinas en forma de *pellete*, por medio de procesos como la condensación, polimerización y adición. Estas resinas son denominadas plásticos en formas primarias (Tabla 1).

Para abordar los resultados obtenidos se debe tener en cuenta que, Colombia está dividida administrativamente en 32 departamentos, estos a su vez en municipios (1.097), corregimientos departamentales (20), distritos especiales (5) y el distrito capital de Bogotá (Ramírez & Aguas, 2017). En Colombia se encuentran registradas 300 empresas transformadoras de residuos plásticos, de las cuales 209 se encuentran Bogotá distrito capital (Tabla 2). Las empresas transformadoras se clasifican por su actividad específica, ya sea transformación del producto final (producto que paso por procesos de

producción) o la transformación de materia prima (elemento que no ha pasado por ningún proceso) según el tipo de resina plástica. En Colombia las resinas más transformadas son el polietileno de alta densidad (PEAD) y polietileno de baja densidad (PEBD), la resina menos transformada es el policarbonato (PC).

ACOPLÁSTICOS presenta cada dos años el Directorio Colombiano de Reciclaje de Residuos Plásticos, como una herramienta de gran valor para todos los actores involucrados con el manejo de residuos plásticos con el fin de facilitar su relacionamiento e interacción. El directorio realiza una clasificación por el tipo de resina plástica y es esta variable la que se utiliza en el visor. Dicha información se articuló para otorgarle el componente espacial y así poder dinamizar el análisis, a partir de esto se dispuso un Dashboard que evidencia la variable espacial-Mapas y la información primaria en forma de gráficos, adicionalmente se agregó una herramienta de “editor inteligente” (Ver Figura 2) que dispone el formulario de inscripción al Directorio, lo que garantiza actualización de la información en tiempo real con la variable espacial.

La información se presenta de manera dinámica, esto permite un análisis visual mucho más sencillo y abre paso al análisis de tendencias y zonas de atención en el territorio nacional. Adicionalmente se dispuso en la herramienta geográfica un filtro que permite ver ya sea por departamento o por empresa toda la información requerida. Respecto a la información del directorio se obtuvo que, en Colombia se registran 5 tipos de empresas involucradas con el reciclaje de residuos plásticos (Tabla 3).

Finalmente, los datos obtenidos de portales web se consolidaron en un visor geográfico, con caso de estudio en Bogotá D.C. en donde se identificó a Kennedy (localidad #8) como la zona más crítica (Ver Figura 1), presenta 75 puntos críticos de acumulación de residuos y tan solo 35 asociaciones de recicladores, se reporta la presencia de 90 empresas transformadoras, las resinas que más se transforman son polietileno de baja y alta densidad. Esta localidad presenta problemas derivados de la acumulación de residuos generados por las diferentes actividades industriales y comerciales que allí se realizan, el visor permite identificar la distribución de estas variables en la localidad lo cual contribuye a la toma de decisiones, en términos de identificación de zonas que requieren mayor cobertura ya sea de recicladores o de empresas transformadoras y articulación de estas. También permite identificar cercanía entre empresas transformadoras y asociaciones de recicladores, lo que contribuye a la articulación de estos actores, para acordar entre ellos los tipos de resinas que son de su interés, para facilitar así el transporte y selección de materias primas plásticas. A continuación, se adjunta el enlace de acceso al Dashboard que se obtuvo como producto:

<https://unisalle.maps.arcgis.com/apps/dashboards/0cc18add6ef342bc997d47220f74083c>

### ***Conclusiones y perspectivas futuras***

Colombia cuenta con información acerca de los actores involucrados en la cadena de valor del plástico y las actividades que realizan pero, esta información se encuentra en bases de datos o directorios que impiden una comprensión didáctica de la información, adicionalmente la información no se actualiza continuamente como lo requiere la vigilancia y control de residuos plásticos, por lo tanto, se hace importante contar con una herramienta espacial analítica que permita ubicar y articular a los actores involucrados.

La herramienta tecnológica diseñada permitió conocer datos importantes como puntos donde más se produce plástico o el tipo de resina que más se genera según un lugar de estudio; toda esta información es clave para poder regular el uso y producción del plástico, además de ser un insumo para la generación de políticas y/o medidas de intervención basadas en información actualizada, gracias a las herramientas de actualización en tiempo real propuestas. Es de suma importancia que esta herramienta no sea solo un estudio académico y que pueda llegar a ser usada por el gobierno o grandes empresas involucradas en la cadena de valor del plástico, para así poder ver los beneficios reales que puede esta puede llegar a prestar.

### **Agradecimientos**

Agradezco en primer lugar a mi familia por el apoyo que me prestaron a lo largo de los dos años de duración del presente proyecto, a mi padre Milciades Romero por sus enseñanzas en el uso de herramientas tecnológicas geográficas, a Acoplásticos específicamente a Paula Ocampo, Directora jurídica y ambiental por su colaboración tanto en el suministro de información como en el seguimiento a lo largo del desarrollo del proyecto, a la doctora Beatriz Elena Ortiz tutora del proyecto por su apoyo incondicional y todo el acompañamiento en el proyecto desde el primer contacto con Acoplásticos hasta su acompañamiento el día de hoy en este gran evento y finalmente a la Universidad de la Salle por ser un medio de aprendizaje y por la disposición a sus estudiantes de licencias de Esri como una herramienta innovadora.

### **Referencias**

Acoplásticos (2020) Tipos de resinas, obtenido de <https://www.acoplásticos.org/index.php/mnu-pre/opm-bus-pref/41-opc-fag-pre9>

Domínguez. (2000). "Breve Introducción a la Cartografía y a los Sistemas de Información Geográfica (SIG)". Obtenido de [https://www.researchgate.net/profile/Javier-Dominguez-12/publication/237467702\\_Breve\\_Introduccion\\_a\\_la\\_Cartografia\\_y\\_a\\_los\\_Sistemas\\_de\\_Informacion\\_Geografica\\_SIG/links/0deec52724b3d7dcc4000000/Breve-Introduccion-a-la-Cartografia-y-a-los-Sistemas-de-Informacion-Geografica-SIG.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Javier-Dominguez-12/publication/237467702_Breve_Introduccion_a_la_Cartografia_y_a_los_Sistemas_de_Informacion_Geografica_SIG/links/0deec52724b3d7dcc4000000/Breve-Introduccion-a-la-Cartografia-y-a-los-Sistemas-de-Informacion-Geografica-SIG.pdf)

Glosario de Plástico (2000), Obtenido <https://tecnologia3bunlp.files.wordpress.com/2015/03/glosario-del-plastico-terminos-comunes.pdf>

Gobierno de la República de Colombia, 2019. Estrategia Nacional de Economía Circular.  
Lesur, L. (2011). Manual de Modelo de Plásticos I. México: Editorial Trellas.

National Center for Geographic Information (1990). Definition GIS. Obtenido de [https://geogra.uah.es/patxi/gisweb/GISModule/GIST-theory.htm#:~:text=a%20GIS%20is%20a%20system,\(NCGIA%2C%201990\)](https://geogra.uah.es/patxi/gisweb/GISModule/GIST-theory.htm#:~:text=a%20GIS%20is%20a%20system,(NCGIA%2C%201990))

Plan Nacional para la Gestión de Plásticos de un Solo Uso, 2021. Gobierno de Colombia.

Ramírez, J. C., & Aguas, J. (2017). Configuración territorial de las provincias de Colombia. Bogotá: Naciones Unidas-CEPAL.

**Tabla 1. Descripción de los tipos de resinas existentes.**

<b>Código SIP</b>	<b>Resina</b>	<b>Aplicaciones</b>
1 (PET)	Tereftalato de Poli- etileno	Botellas de agua y bebidas gaseosas, así como shampoo y liquido dental, Textiles de todo tipo, empaques de alimentos
2 (HDPE)	Poli-etileno de alta densidad	Bolsas de detergentes, blanqueador y suavizantes Juguetes, baldes, tubos rígidos y macetas plásticas Dispositivos protectores
3 (PVC)	Policloruro de vinilo	Tarjetas de crédito, tubería y accesorios, protección de instalaciones eléctricas, productos de cuero sintético
4 (PEBD)	Poli-etileno de baja densidad	Bolsas de fertilizantes, plásticos de embalar, film transparente
5 (PP)	Polipropileno	Tapas de botellas plásticas, empaques de yogurt y margarinas, materiales de construcción
6 (PS)	Poliestireno	Cajas de huevos, vasos y cubiertos desechables, repuestos auto- motrices
7 (OTROS)	Otros	Otros polímeros o combinaciones de las anteriores resinas
ABS	Acrilonitrilo buta- dieno estireno	Cascos de seguridad, tapicera de asientos para automóviles, teléfonos
PLA	Poliláctico	Industria textil, industria médica, impresión 3D

**Nota:** Esta tabla evidencia el código SPI, el nombre de la resina y los usos comunes de cada una, Información tomada de Ilbay, O. G. (2018). **DESARROLLO DE UNA INGENIERÍA CONCEPTUAL PARA EL PROCESO DE PIRÓLISIS TÉRMICA DE RESIDUOS PLÁSTICOS DE POLIPROPILENO Y POLIESTIRENO.** Riobamba-Ecuador

**Tabla 2. Resultados obtenidos de las empresas transformadoras en Colombia**

<b>Empresas</b>	<b>Colombia</b>	<b>Bogotá</b>
Empresas transformadoras	300	209
Producto Final	172	121
Materia Prima	109	82

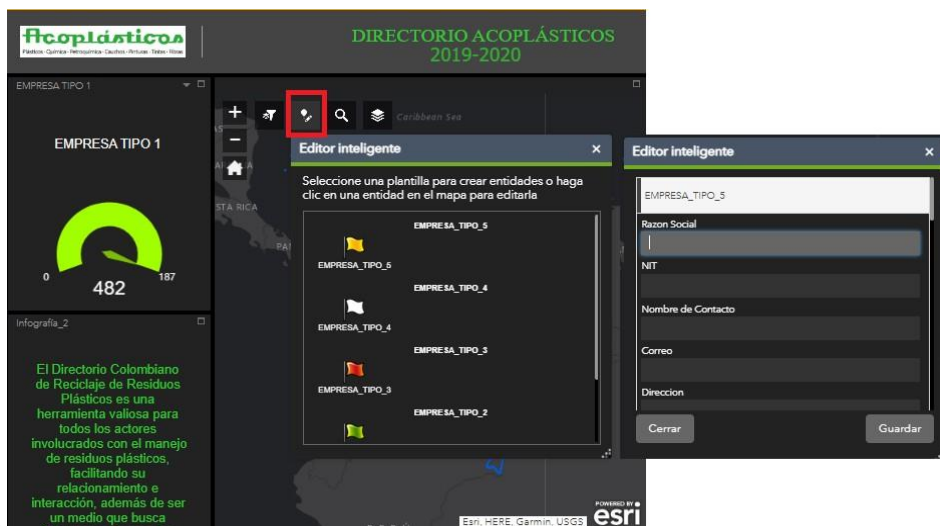
**Fuente:** Elaboración propia

**Tabla 3. Descripción del número de empresas que se encuentran registradas en el directorio Colombiano de Reciclaje y la descripción de su actividad económica**

Actividad	Número de empresas Colombia
Empresas que realizan recolección, compra, selección, clasificación, empaque, transporte o comercialización de residuos plásticos.	79
Empresas que adquieren residuos plásticos seleccionados y clasificados para transformar en materia prima recuperada y/o prestan servicios a terceros.	47
Empresas que utilizan materia prima plástica recuperada para fabricación de bienes.	17
Empresas proveedoras de maquinaria para el reciclaje de residuos plásticos.	06
Empresas que utilizan residuos plásticos seleccionados y clasificados para realizar procesos de aprovechamiento alternativos.	04

Fuente: Información tomada de Directorio Colombiano de Reciclaje 2019-2020 . Elaboración propia.

**Figura 1. Caso Kennedy**



**Figura 2. Herramienta “Editor Inteligente”, para usar esta herramienta haga click en el icono resaltado en rojo, escoja su tipo de empresa, posteriormente haga click en el lugar del mapa donde se ubica su empresa y se desplegará un formulario que debe llenar con los datos de su empresa, finalmente haga click en guarda. Usted ya estará en la base de datos y georreferenciado.**

## GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS PELIGROSOS EN UNA INSTITUCIÓN DE EDUCACIÓN SUPERIOR DEL NORESTE DE MÉXICO.

**Ramírez Castillo Aldo I.<sup>1\*</sup>, Pensado Montejo Guillermo G.<sup>1</sup>, Hernández Ramos Juan M.<sup>2</sup>, Solís Peña Carolina<sup>2</sup>, Ramírez Lara Evangelina<sup>3</sup>, López Chuken Ulrico J.<sup>3</sup>, Maldonado Muñiz Maribel<sup>4</sup>.**

1. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Químicas, Departamento de Medio Ambiente y Seguridad, Ave. Universidad S/N, Cd. Universitaria, San Nicolás de los Garza N.L. México, C.P. 66455.
  2. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Químicas, Departamento de Planeación y Operaciones, Ave. Universidad S/N, Cd. Universitaria, San Nicolás de los Garza N.L. México, C.P. 66455.
  3. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Químicas, Centro de Investigación en Biotecnología y Nanotecnología, Parque de Investigación e Innovación Tecnológica, Km 10 Autopista al Aeropuerto Mariano Escobedo, Apodaca, Nuevo León, C.P. 66629.
  4. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas, Departamento de Ecología, Ave. Universidad S/N, Cd. Universitaria, San Nicolás de los Garza N.L. México, C.P. 66455.
- \* Departamento de Medio Ambiente y Seguridad, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, Av. Universidad S/N, Cd. Universitaria, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, C.P. 66455, México, correo electrónico: [\\*aldo.ramirezcst@uanl.edu.mx](mailto:*aldo.ramirezcst@uanl.edu.mx)/[aldo14castillo@gmail.com](mailto:aldo14castillo@gmail.com)

### **Abstract**

The school of chemical sciences (FCQ, initials in Spanish) of the Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL) is a higher education institution (HEI) that offers largest educational opportunities in northeast of Mexico. FCQ offers theoretical and practical training programs related to chemistry, engineering and administration. There are laboratories serving industry and the public, making FCQ a hazardous waste (HW) generator subject to legal and social environmental responsibility, supported by its integrated management program in HW (IMPHW).

Sorted HW include infectious wastes, chemical mixtures, reagents (some of which are obsolete) and residues from laboratory practices. The aim of the plan is to build an environmental culture and resource conservation to achieve the sustainability goals set by UANL in its vision 2030.

IMPHW classifies HW by groups and incompatibilities according to Mexican environmental regulations and then integrates collection, intermediate storage and final disposal processes with authorized companies to ensure proper management.

This work retrospectively analyzed the type and amount of HW in FCQ from 2019 to 2022, and the global average production was 8.4 ton year<sup>-1</sup> and 1.26 kg per capita. Finally, the production of chemical and biological infection RP were resulted in a total average of 5.8 ton year<sup>-1</sup> and 2.6 ton year<sup>-1</sup>.

Keywords: generation, management, environmental program, hazardous waste, sustainability.

### **Resumen**

La Facultad de Ciencias Químicas (FCQ), es una dependencia de la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL), ubicada en el estado de Nuevo León, México, es la Institución de Educación Superior (IES) con mayor oferta educativa en el noreste del país. La FCQ oferta programas educativos teórico-prácticos relacionados a la química, ingeniería y administración. Se cuenta con laboratorios que brindan servicios a la industria y público en general, convirtiendo a la FCQ en una fuente generadora de residuos peligrosos (RP) que requiere cumplir aspectos legales y de responsabilidad socioambiental apoyándose en su programa de gestión integral de RP (PGIRP) generados en los laboratorios de enseñanza, investigación y de servicios externos.



Los RP clasificados integran a residuos biológicos infecciosos, mezclas químicas, reactivos (algunos de estos caducos) y excedentes de prácticas de laboratorio. El objetivo del PGIRP es generar una cultura ambiental y preservación de recursos, logrando estar acorde a los objetivos de sostenibilidad que la UANL tiene proyectados dentro de su visión 2030.

El PGIRP clasifica a los RP por grupos e incompatibilidades observando la normatividad ambiental mexicana, posteriormente integra procesos de recolección, almacenamiento temporal y disposición final ante gestores ambientales autorizados para realizar una correcta gestión.

En este trabajo se realizó un análisis retrospectivo considerando tipo y cantidad de RP en la FCQ del 2019 al 2022, obteniendo una generación promedio global de 8.4 Ton año<sup>-1</sup> y una per cápita promedio de 1.26 kg per<sup>-1</sup>, se logró cuantificar la generación para RP de origen químico y biológico infeccioso, obteniendo una cantidad promedio total de 5.8 Ton año<sup>-1</sup> y de 2.6 Ton año<sup>-1</sup>.

**Palabras clave:** generación, manejo, programa ambiental, residuo peligroso, sostenibilidad.

### **Introducción**

La generación de Residuos Peligrosos (RP) ha sido un hecho asociado a la especie humana desde sus orígenes, debido a la explotación de los recursos naturales, lo cual ha causado cambios en el entorno de manera significativa (Hakan E, 2009). El enfoque en cuanto al desarrollo tecnológico en el mundo, tanto de países desarrollados como en vías de desarrollo, ha considerado al medioambiente como la fuente de recursos para lograr el objetivo económico y productivo minimizando así, los impactos ambientales generados por muchos años. La gestión y manejo integral de los RP ha sido uno tema preocupante en materia de medio ambiente no solo de México, también a nivel mundial ha representado una serie de problemas en cuanto a contaminación ambiental. La generación hoy en día de RP no solo ha sido relacionada al sector industrial y de servicios, sino que es atribuible también a las Instituciones de Educación Superior (IES), ya que derivado de sus diversas actividades, hoy en día llegan a ser consideradas responsables de la generación de este tipo de residuos, razón por la cual se ven obligados a cumplir con la normatividad ambiental vigente (LGEEPA, 2021; LGPGIR, 2021], la cual define a un residuo como peligroso si cumple al menos con una de las características CRETIB (Corrosivo, Reactivo, Explosivo, Tóxico, Inflamable o Biológico-Infeccioso) (NOM-052-SEMARNAT-2005).

A nivel internacional algunas universidades han reportado avances con relación a programas de gestión de residuos, en donde se considera a los RP, aunque mayoritariamente se centran en la sensibilización sobre la situación de la generación de residuos sólidos, su gestión, caracterización, clasificación y métodos de disposición final (Armijo de Vega *et al.*, 2008; Espinosa *et al.*, 2008; Smyth *et al.*, 2010; Gallardo *et al.*, 2016). Debido a que numerosos materiales y productos utilizados dentro de las instalaciones universitarias, especialmente en las facultades de química, tienen la posibilidad latente de convertirse en RP, se necesitan prácticas adecuadas de clasificación, gestión y eliminación debido a la posible corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad o inflamabilidad de estos materiales, requiriendo de la elaboración de planes de gestión para minimizar, prevenir y gestionar los RP (Ramírez *et al.*, 2017).

De esta manera, resulta importante el considerar e integrar actividades de minimización como prioridad, optimizando los procesos, modelos de consumo y contemplando la sustitución y reusó de materiales en las instituciones (LaGrega *et al.*, 2010; Ramm *et al.*, 2018).

Aunque el tema de sostenibilidad ha llegado a ser un tema muy importante durante los últimos años (Gallego-Álvarez *et al.*, 2014), actualmente no hay programas consolidados aplicados a las IES en México y consecuentemente no hay amplios estudios en cuanto a la caracterización e identificación de los RP en el sector relacionado a la educación. La falta de atención relacionada a este tema ha generado una

problemática en materia ambiental, salud, social y económico a nivel mundial, no solo en el sector educativo, sino que a nivel de demás sectores como el industrial y de servicios.

La implementación de programas para la gestión ambiental en instituciones educativas es de gran utilidad, ya que en estos recintos se encuentran los futuros profesionistas del país, lo que resulta una importante vía para promover la cultura del cuidado del medio ambiente y promoción del desarrollo sustentable en su entorno social y profesional (Orit y Sigalit 2009); para fomentar la adopción generalizada de actividades sustentables, el sistema educacional en México necesita comenzar a ser proactivo y desarrollar una serie de programas para estudiantes en todos los niveles (Armijo *et al.*, 2002); importante es, promover una transición hacia el desarrollo sustentable en el país que permita frenar los procesos de deterioro ambiental y de agotamiento de los recursos, como se reconoció en la Declaración Mundial en París sobre la Educación Superior en el Siglo XXI en 1998 por la UNESCO. En toda Institución de Educación Superior (IES) se llegan a generar diversos tipos de residuos como, por ejemplo: sólidos urbanos, manejo especial y peligrosos en grandes cantidades; respecto a estos últimos pueden clasificarse en dos grupos:

- Aquellos donde se consumen algunos materiales y productos que al desecharse se convierten en residuos peligrosos por contener sustancias corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas o inflamables, en pequeñas cantidades.
- Las que, además de lo anterior, realizan prácticas de laboratorio o proyectos de investigación en los que se utilizan reactivos con características peligrosas que se convierten en residuos peligrosos al desecharse, por lo que requieren formular un plan de manejo particular para su prevención, valorización y manejo.

Uno de los objetivos principales de las IES es formar profesionistas comprometidos con el cuidado del medio ambiente, que les permita contribuir con el desarrollo sustentable como se contempla en la visión 2030 de la Asociación Nacional de Universidades e Instituciones de Educación Superior (ANUIES); la cual contempla como parte de sus objetivos el generar un compromiso hacia el interior de las IES en cuanto a la generación de programas que fomenten el cuidado al medio ambiente, los cuales impacten de una manera directa hacia el interior de sus dependencias para así lograr cumplir los objetivos que los encaminen a lograr el estatus de desarrollo sustentable que contribuya al beneficio de la sociedad ya que como prestadoras de servicios educativos es responsabilidad de toda IES contribuir al desarrollo integral tanto al interior como hacia el exterior de sus dependencias (ANUIES, 2018; Clavero *et al.*, 2011).

Conscientes de la necesidad de atender la problemática derivada de la deficiente gestión de los RP generados a nivel de instituciones educativas, la Facultad de Ciencias Químicas (FCQ) de la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL) trabajó en el diseño del denominado programa para la gestión integral (PGIRP) de los RP, de origen químico y biológico generados en sus laboratorios tanto de enseñanza, investigación y de servicio a externos, es importante resaltar que el programa ambiental cumple con los estatutos establecidos por la dependencia federal en México responsable de la gestión medioambiental que es la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y representa actualmente una excelente opción para proteger el entorno medio ambiente promoviendo así el desarrollo sustentable y generando una educación ambiental en los estudiantes, profesores y personal administrativo de esta IES.

La FCQ actualmente está integrada por una división de posgrado y otra de estudios de licenciatura en donde se alberga tanto a profesores, alumnos, personal técnico y administrativo. Es importante resaltar que desde el año 2005 se creó el Departamento de Medio Ambiente y Seguridad (DMAYS) que es el encargado de llevar a cabo las actividades de manejo y gestión de residuos, así como dar cumplimiento a los aspectos en materia de seguridad e higiene en la institución, lo anterior con un estricto apego a las leyes y reglamentos vigentes en México.

El objetivo de este trabajo fue describir el impacto que ha generado el PGIRP en la FCQ, UANL y en la comunidad académica durante el periodo de 2019 a 2022. Adicionalmente, se presentan los resultados de

la gestión de los RP de origen químico y biológico infeccioso (RPBI) desde el contexto de la responsabilidad socio-legal y educación ambiental. Esta experiencia podría ser de utilidad para otras IES principalmente del entorno educativo relacionado a la química tanto a nivel regional, nacional e internacional, que busquen alternativas de gestión seguras para los RP generados en sus laboratorios y así lograr evitar impactos negativos a nivel social y ambiental.

### ***Material y Métodos***

Los datos analizados fueron obtenidos durante el período de generación comprendido del año 2019 al 2022. Para ello, los RP fueron identificados, clasificados y colectados en contenedores especiales acorde a requerimientos normativos, para lograr una adecuada disposición y así evitar incompatibilidades entre ellos (ver figura 1), estos contenedores fueron distribuidos permanentemente en 56 laboratorios generadores de los cuales 27 pertenecen a prácticas de enseñanza, 21 de investigación, 6 de servicio y 2 almacenes de mantenimiento.

La clasificación de los RP químicos y biológicos fue establecida de acuerdo con la normativa mexicana aplicable (NOM-052-SEMARNAT-2005; NOM-054-SEMARNAT-1993; NOM-087-SEMARNAT-SSA1-2002).

Posteriormente, se analizó la trazabilidad en cuanto al manejo interno de cada RP, a efecto de verificar una correcta trazabilidad de los procesos de identificación, clasificación, recolección, almacenamiento temporal en almacén (ATRP) y disposición final. Finalmente, se realizó un estudio retrospectivo de los RP utilizando estadística descriptiva, en donde se compararon las cantidades totales globales de RP generadas por año, así como de manera individual durante cada periodo.

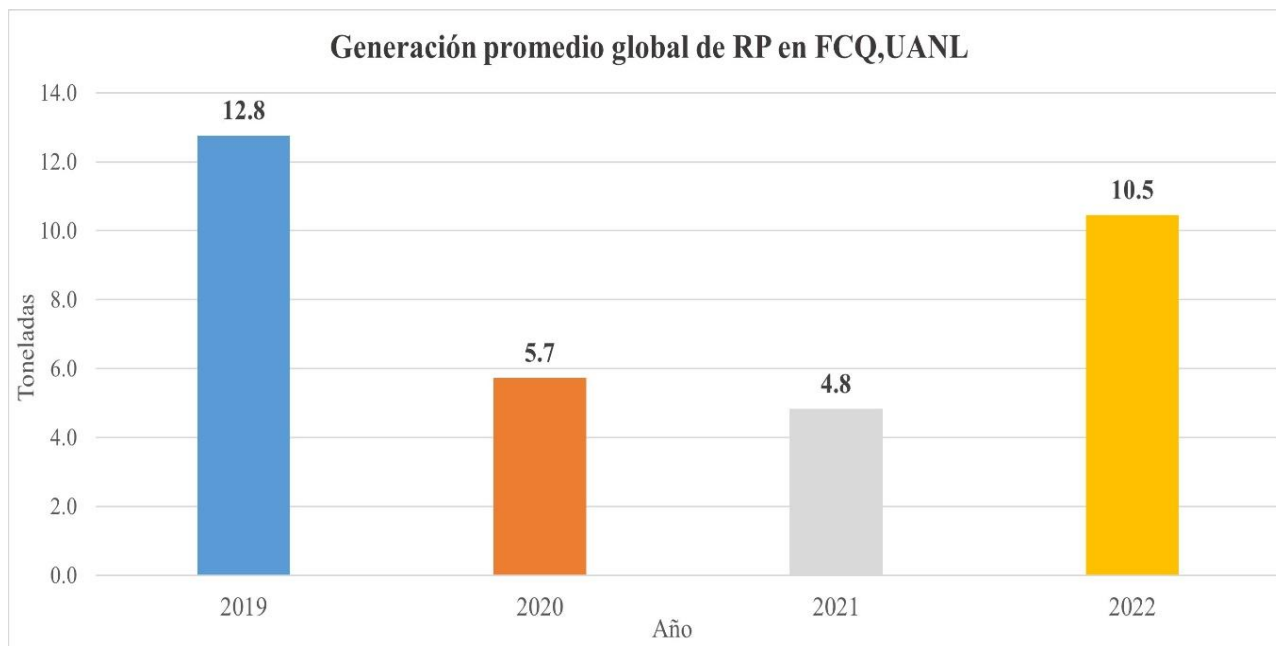
### ***Resultados y discusiones***

En la Figura 1 se muestran los colectores utilizados para realizar al disposición de los RP generados en los laboratorios de enseñanza, investigación y de servicios a externos; los cuales cumplen con las especificaciones normativas en materia ambiental y de seguridad (RLGPGIR, 2014; NOM-007-SCT2/2010) y deben de contener solamente residuos que sean compatibles, ya sea como sustancia química o de mezclas, esto considerado para los RP que son de origen químico, mientras que para los biológicos se debe de observar la (NOM-087-SEMARNAT-SSA1-2002) que considera lo pertinente al manejo y gestión de cada residuos que contenga propiedades infectocontagiosas.



**Figura 1.** Contenedores de RP utilizados en los laboratorios de FCQ, UANL.

En la Figura 2 podemos observar el comportamiento en cuanto a la generación anual total expresada en  $\text{Ton año}^{-1}$  del periodo de análisis considerado en el presente estudio de investigación. A manera de lograr determinar la magnitud de generación de RP tanto de origen o características químicas y biológicas, se elaboró un registro histórico global anual, obteniendo las siguientes cantidades expresadas en  $\text{Ton año}^{-1}$  generadas en los diversos laboratorios de la FCQ; para el 2019 se generaron  $12.7 \text{ Ton año}^{-1}$ , siendo el año dentro del periodo de análisis en que se presentó mayor generación de RP, destacando que durante ese periodo de tiempo las actividades fluyeron de manera ininterrumpida, por lo que refleja un comportamiento muy parecido a años anteriores, mientras que para el año del 2020 la cantidad fue de  $5.7 \text{ Ton año}^{-1}$ , lo que contrasta con el año anterior y que se atribuye al inicio de la pandemia ocasionada por COVID-19, dado que durante el primer trimestre de ese año fue declarada la emergencia sanitaria en México, ocasionando el cierre total de diversos centros de trabajo ya que sus actividades se consideraron como no esenciales siendo el caso del sector académico, lo que impacto de manera directa en la generación de RP. En 2021, la cantidad de generación fue de  $4.8 \text{ Ton año}^{-1}$ , siendo ligeramente menor al año anterior, dado que la FCQ en ese periodo continuo con su actividad de manera virtual durante el primer semestre de actividades académicas y ya en el segundo semestre se inició un proceso de modalidad académica híbrida, considerando un retorno paulatino primeramente de la actividades practicas realizadas laboratorios, mediante un aforo permitido del 30-50% y acatando en todo momento las recomendaciones emitidas por las autoridades federales y estatales en materia de salud. Finalmente, en el 2022 la cantidad de RP fue de  $10.5 \text{ Ton año}^{-1}$  en donde se muestra un comportamiento de generación muy similar al periodo prepandemia, esto obedece a que los ciclos escolares retornaron a su forma original, retomando actividades de manera presencial en todos los niveles académicos en Nuevo León (NL), México.

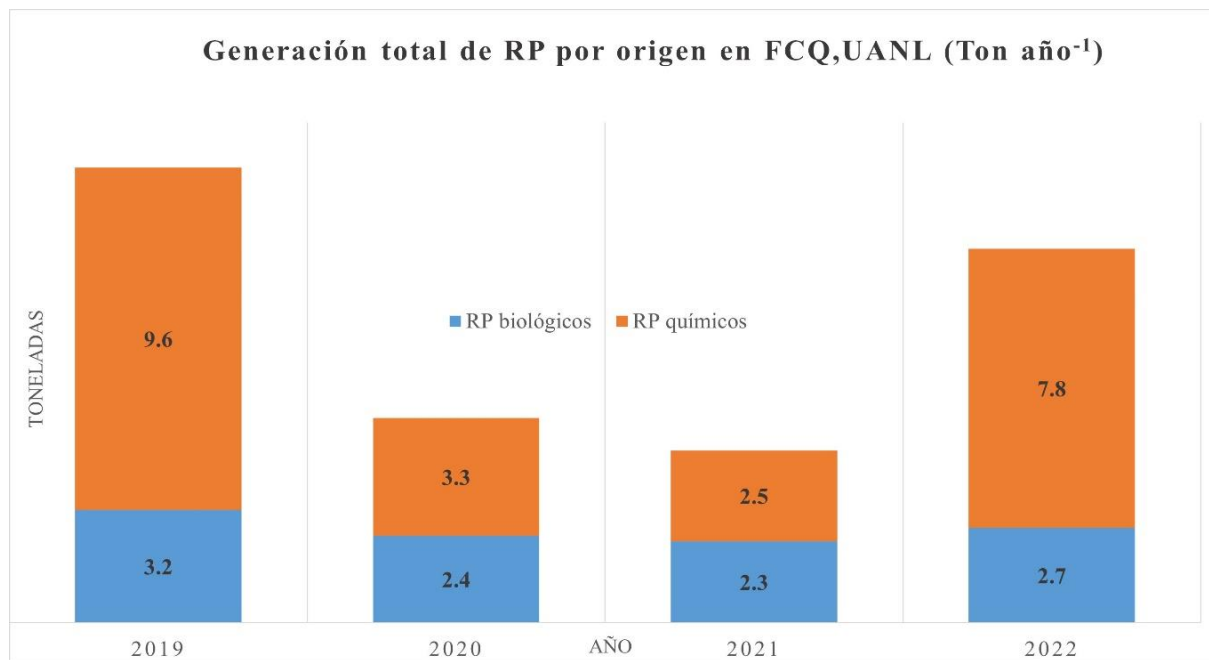


**Figura 2.** Generación promedio global de RP en FCQ, UANL.

En la Figura 3, se muestra la generación para los 2 tipos de RP por origen gestionados como lo son los RPBI y químicos, donde se puede observar que hay una tendencia de mayor generación para los químicos respecto a los biológicos, lo que se justifica mediante la cantidad de áreas generadoras, ya que los RP de origen biológico infeccioso solo son generados por 27 laboratorios, mientras que los químicos en los 54 laboratorios, 2 almacenes de mantenimiento de la IES.

Es importante mencionar que el RP caracterizado como RPBI cuenta una clasificación de 5 tipos de residuos considerados en la normatividad correspondiente, que son definidos como no anatómico, cultivos y cepas, punzocortantes, sangre y patológico. En relación a la clasificación de los RP de origen químico, esta depende de las características tipo CRETI que deben de ser identificadas de manera interna por el generador mediante un estudio de incompatibilidades, conocimiento empírico haciendo uso de la información científica disponible o bien, mediante análisis químico a efecto de determinar las características de peligrosidad de los residuos considerados como posibles peligrosos, que en el caso de la FCQ han sido identificados y registrados ante la secretaria ambiental competente en materia ambiental un total de 17 tipos de RP.

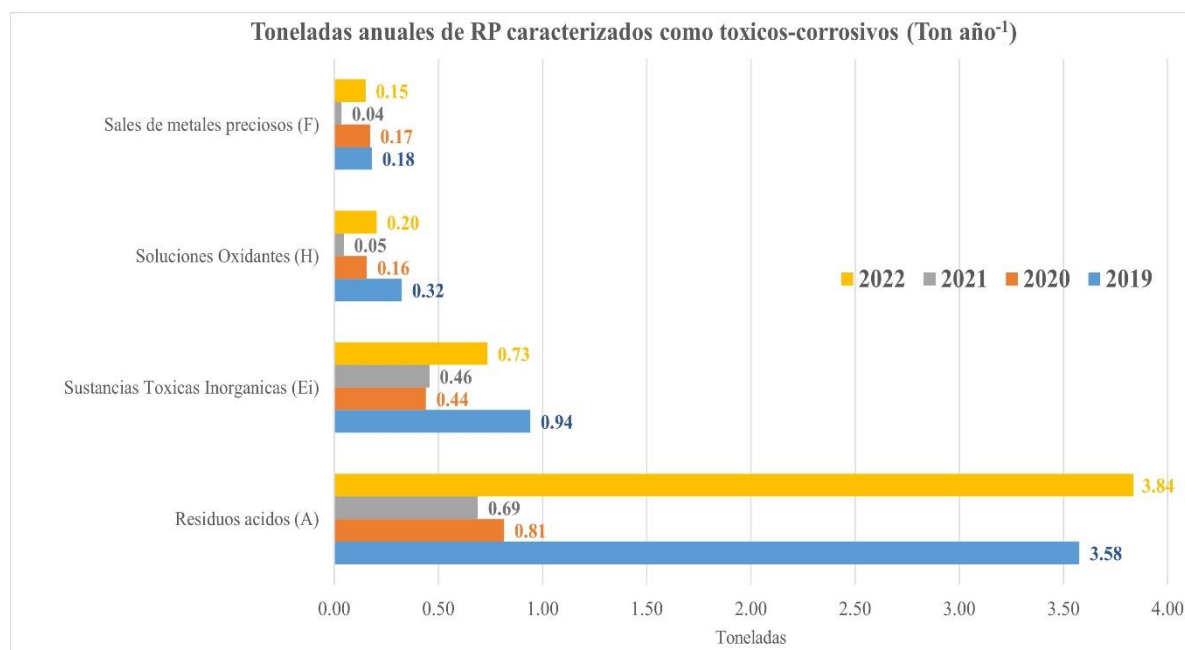
En la figura 3 se puede observar la tenencia a la baja de 2019 a 2021, justificado por el periodo en que se vieron afectadas las actividades académicas y que se pueden denominar periodo prepandemia en 2019 y pandemia de 2020 a 2021. La generación en 2022 que fue de 7.8 y 2.7 Ton año<sup>-1</sup> respectivamente para químicos y biológicos-infecciosos ya muestra un comportamiento de generación al alza, muy similar al periodo prepandemia.



**Figura 3.** Generación total de RP por origen en FCQ, UANL (Ton año<sup>-1</sup>).

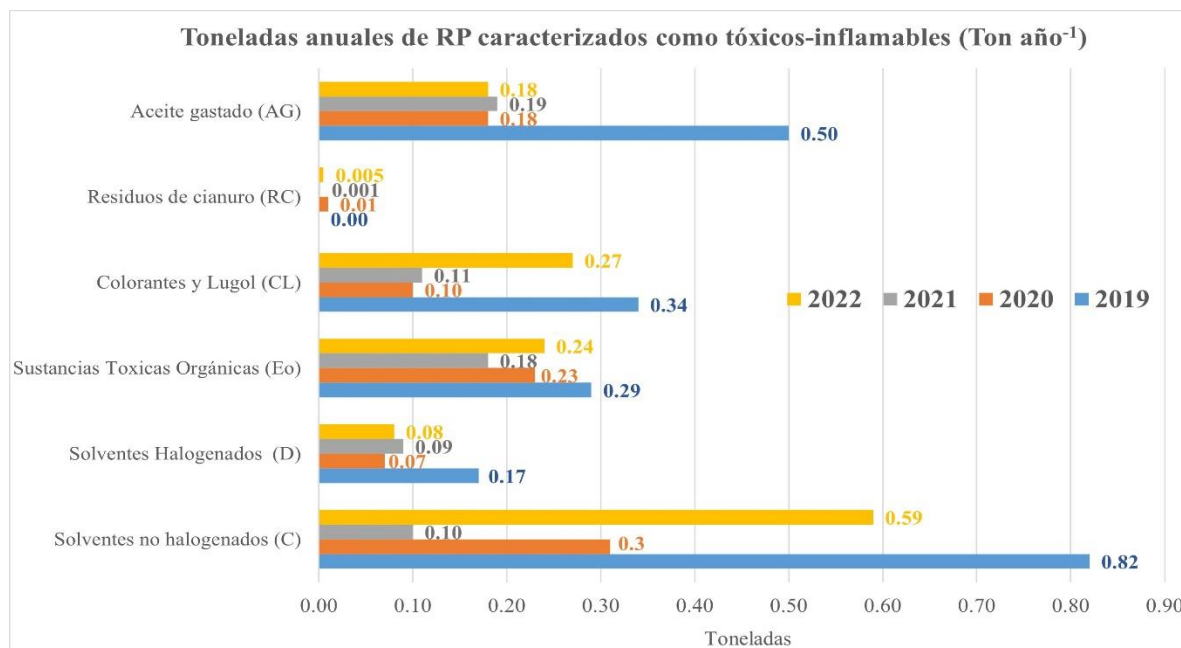
En la figura 4, se muestra la generación en toneladas de RP con características tóxico-corrosivas, generadas por año, donde se puede observar que el RP con la mayor generación en los años de análisis, fue el clasificado como residuos ácidos, con un promedio de 2.23 Ton año<sup>-1</sup> y una desviación estándar de 1.7, siendo el año 2022 el de mayor generación con 3.84 toneladas y el 2021 el que menor generación presentó con 0.69 toneladas, lo que se correlaciona con la parte final del periodo de actividades restrictivas y de confinamiento de la pandemia y postpandemia y retorno a las actividades presenciales a inicios de 2022. El RP de menor generación con un promedio anual de 0.13 toneladas fue el de sales de metales preciosos, esto debido al alto costo de los reactivos que son incluidos en este tipo de residuo, y a las prácticas reducidas en donde son utilizados, los cuales contienen metales muy costosos como oro (Au), plata (Ag) y platino (Pt); Para este tipo de residuo, el año de menor generación fue en 2021 con 0.04 toneladas, lo que se correlaciona con la tendencia de generación de los residuos ácidos.

De manera general, la comparativa de tendencia en cuanto a la generación referente a cada tipo de RP caracterizado como tóxico-corrosivos en el periodo de análisis sería de la siguiente manera, los residuos ácidos (A) > sustancias tóxicas inorgánicas (Ei) > soluciones oxidantes (H) > sales de metales preciosos (F).



**Figura 4.** Toneladas anuales de RP caracterizados como tóxico-corrosivos (Ton año<sup>-1</sup>).

En relación a los RP con características tóxico-inflamables, la figura 5 se muestran las cantidades generadas, siendo la mayor generación atribuida a los solventes no halogenados, presentando un valor promedio de 0.46 Ton año<sup>-1</sup> y una DS de 0.32, siendo el año 2019 en donde más se produjeron este tipo de residuos, con 0.82 toneladas, y 0.1 toneladas para el 2021, siendo este el año de menor generación, justificado de igual manera por las restricciones ocasionadas por la pandemia COVID-19, que dentro de las instituciones educativas derivaron en un paro significativo de las actividades, tal fue el caso en la FCQ en donde solo algunos laboratorios de servicio e investigación permanecieron laborando a un aforo del 30% y siguiendo todos los protocolos de seguridad sanitaria emitidos por la UANL y el gobierno del estado de NL. el residuo de este tipo que menos se generó, fue residuos de cianuro, con un promedio de 0.003 toneladas, siendo el 2022 el año que menos generó y el 2020 con 0.01 Ton año<sup>-1</sup> el de mayor generación, aunque las cantidades son muy inferiores y por tanto poco significativas comparadas a los otros tipos de RP tóxico-inflamables.



**Figura 5.** Toneladas anuales de RP caracterizados como toxico-inflamables (Ton año<sup>-1</sup>).

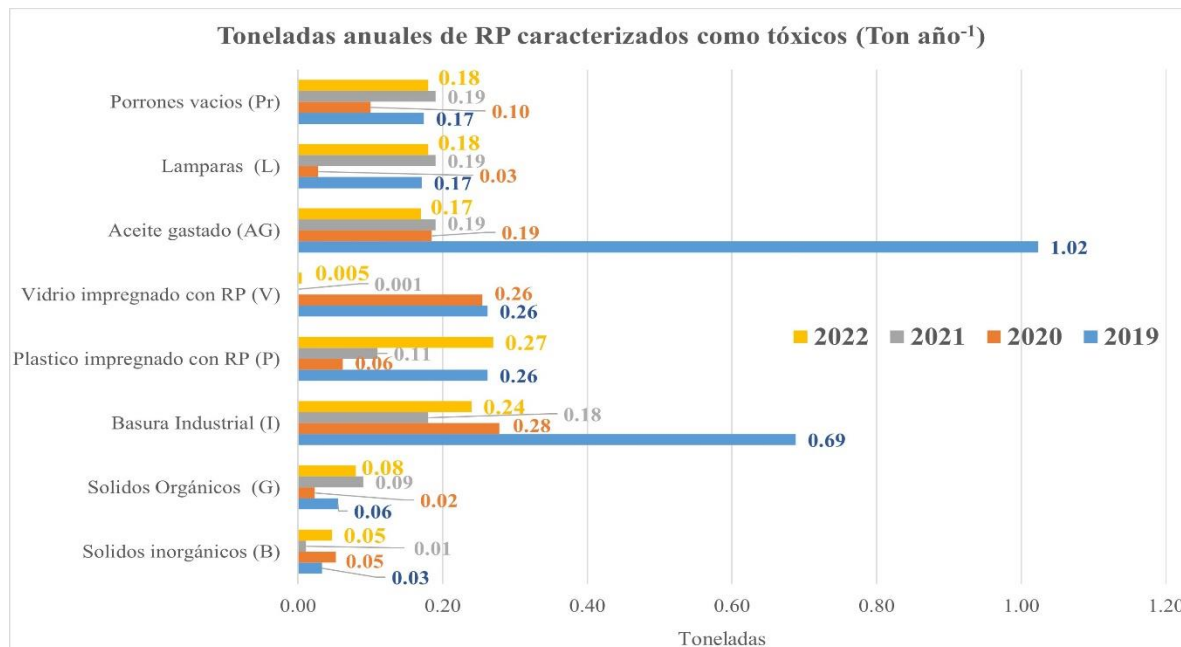
La figura 6 muestra los datos de generación para los residuos caracterizados como tóxicos en estado sólido, siendo el aceite gastado y basura industrial, con una media de 0.39 y 0.35 Ton año<sup>-1</sup> respectivamente.

Los sólidos orgánicos y vidrio impregnado presentaron una menor generación con un promedio de 0.06 y 0.13 Ton año<sup>-1</sup> respectivamente. Observando la tendencia anual para cada tipo de RP se puede establecer la jerarquía de generación en donde los Aceite gastado (AG) > Basura industrial (I) > sólidos inorgánicos (B) > Plástico impregnado (P) > Porrhones vacíos (Pr) > Lámparas (L) > Vidrio impregnado (V) > Sólidos orgánicos (G).

La tasa de generación de RP fue afectada de manera significativa durante la declaratoria de emergencia sanitaria ocasionada por la COVID-19, que se dio el 30 de marzo de 2020 por el consejo de salubridad general de México fue afectada de manera significativa, ya que las actividades académicas fueron llevadas a cabo de manera virtual desde inicio del segundo trimestre del año 2020, y continuo así hasta finales de 2021, en donde la tasa de contagios presento una tendencia a la baja por lo que se trató de regresar a una modalidad hibrida y escalonada durante el segundo semestre, particularmente a nivel de educación medio superior, es decir preparatorias y facultades. Este desafortunado acontecimiento ocasiono múltiples afectaciones en todos los sectores y sociedad en general, aunque desde el punto de vista prevención de la generación de residuos represento un alivio para la carga contaminante ocasionada por las actividades académicas realizadas en los diversos laboratorios de la FCQ.

De esta manera en 2020 se obtuvieron las menores generaciones para los residuos denominados como sólidos orgánicos (0.02 Ton año<sup>-1</sup>), Lámparas (0.03 Ton año<sup>-1</sup>), Plástico impregnado (0.06 Ton año<sup>-1</sup>) y Porrhones vacíos (0.1 Ton año<sup>-1</sup>), respectivamente. Con relación al año 2021 las generaciones menores fueron correspondientes a los RP clasificados como Vidrio impregnado (0.001 Ton año<sup>-1</sup>), Basura industrial (0.18 Ton año<sup>-1</sup>) y Sólidos inorgánicos (0.01 Ton año<sup>-1</sup>). La única generación con tendencia a la baja en 2022 fue la de aceite gastado con una cantidad de 0.17 Ton año<sup>-1</sup> lo cual pudo deberse a que en ese periodo no se generaron mayores mantenimientos a los equipos hidráulicos y diversa maquinaria usada en las instalaciones según lo reportado por el departamento de mantenimiento.

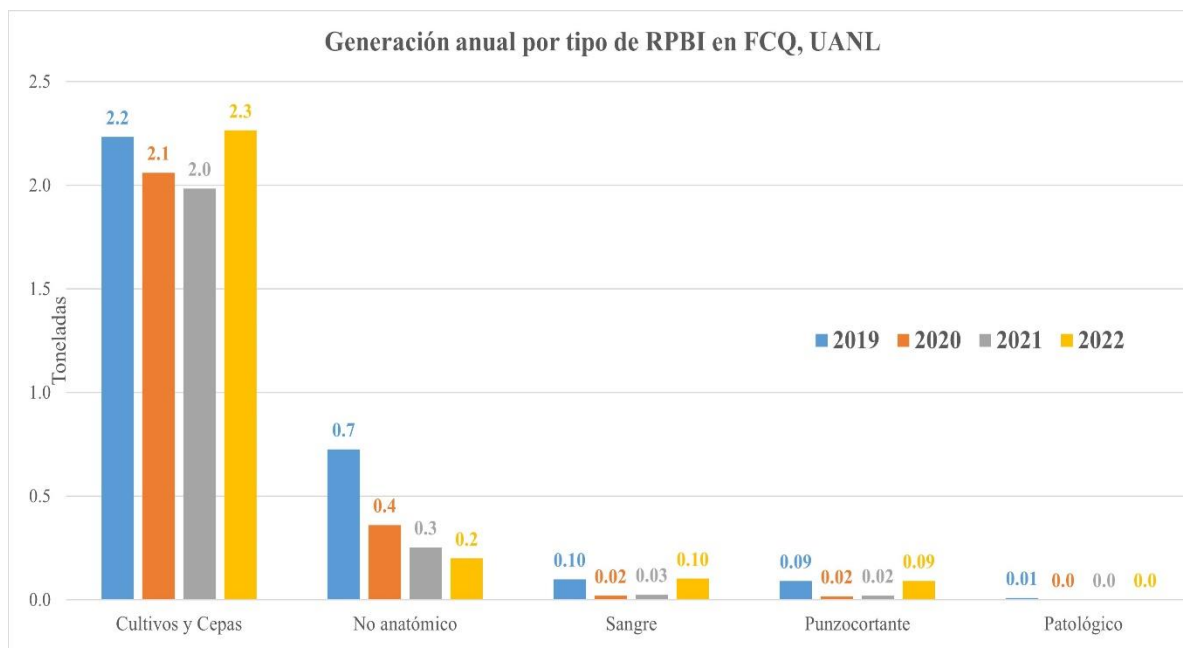




**Figura 6.** Toneladas anuales de RP caracterizados como tóxicos (Ton año<sup>-1</sup>).

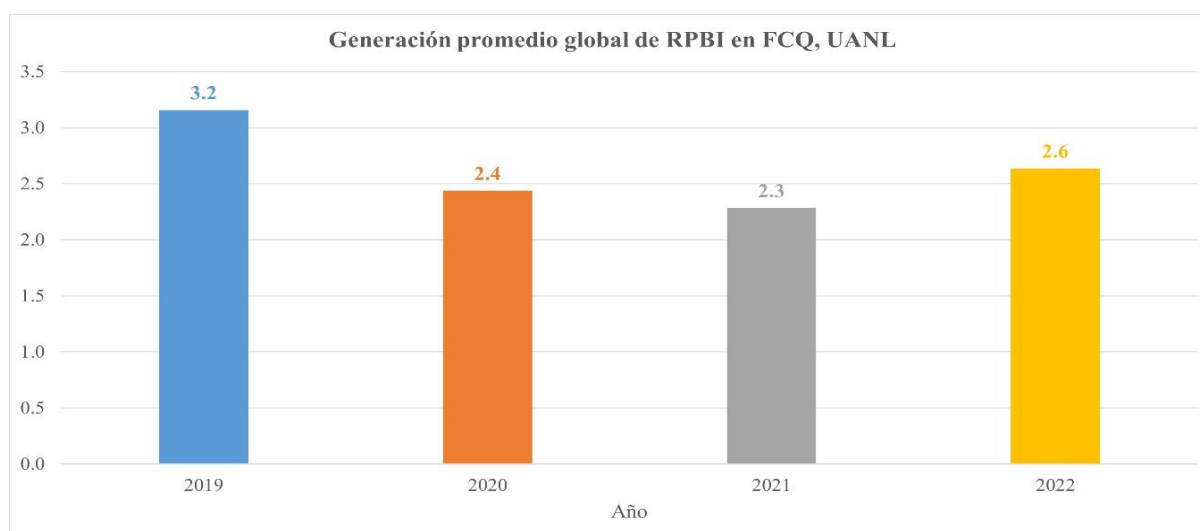
Los RPBI se clasifican según la NOM-087-SEMARNAT-SSA1-2022, siendo considerados 5 tipos de residuos denominados como no anatómicos, cultivos y cepas, patológicos, punzocortantes y sangre. La figura 7 muestra la generación promedio global, donde se logra observar que el tipo de residuo de mayor generación fue el de cultivos y cepas, con un promedio de 2.1 Ton año<sup>-1</sup>, mientras que el de menor generación fue el de patológicos, con un promedio de 0.002 Ton año<sup>-1</sup>. En orden decreciente de generación se obtuvo que los cultivos y cepas > no anatómicos > sangre > punzocortante > patológico

Se puede observar que la generación de cultivos y cepas muestra una tasa de generación muy similar durante los años de estudio, destacando que durante ese periodo la cantidad fue poco mayor a las 2.0 Ton año<sup>-1</sup>, lo que pudo deberse a que durante el periodo de pandemia los laboratorios de análisis clínicos y microbiología médica se encontraban brindando apoyo para la atención a la emergencia, esto mediante diversos análisis de sangre, microbiológicos y pruebas para la identificación del antígeno para la COVID-19. Otro aspecto que considerar es que los RPBI de tipo no anatómico, que son los segundos en el orden de generación, presentaron una tendencia de generación a la baja durante los años pandemia y postpandemia.



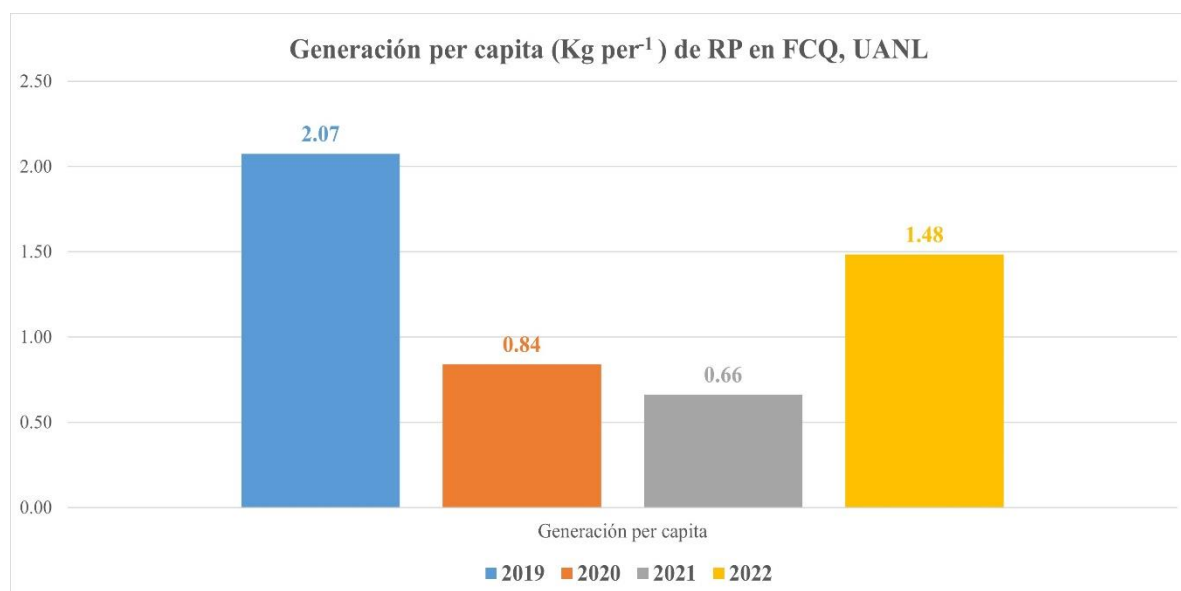
**Figura 7.** Generación anual por tipo de RPBI en FCQ, UANL.

En la figura 8 se muestra la generación promedio anual de RPBI durante el periodo de años de estudio, en donde se puede observar claramente que hay una tendencia de reducción en la generación durante el periodo de la pandemia en 2020 y 2021 en donde la cantidad corresponde a 2.3 y 2.4 Ton año<sup>-1</sup> respectivamente, mientras que en el 2022 la cantidad generada fue de 2.6 Ton año<sup>-1</sup> que es equiparable a las del periodo pre-pandemia en donde se reportaron 3.2 Ton año<sup>-1</sup>. El alza en la tasa de generación de 2022 se deriva del incremento de las actividades y retorno a la presencialidad en las IES tal como fue el caso de la FCQ, UANL, que durante el primer semestre académico se reactivaron prácticamente todos sus laboratorios académicos, de investigación y de servicio.



**Figura 8** Generación promedio global (anual) de RPBI en FCQ, UANL.

Se logró determinar la generación per cápita para los años considerados dentro del estudio, en donde se incluyeron el total de alumnos registrados en cada año escolar, lo anterior conscientes de que los años 2020 y 2021 la gran mayoría de los alumnos estuvieron de forma virtual tomando sus clases, dado que en 2020 solo los laboratorios de investigación y de servicios mantuvieron actividades con un aforo no mayor al 30% en sus instalaciones, mientras que en 2021 se iniciaron clases administradas por medio de brigadas escolares en donde algunos alumnos comenzaron a tomar clases de manera presencial, considerando un aforo de no más del 50%. Dado lo anterior, los datos se integraron de manera que incluyera a toda la matrícula y que nos permitiera tener un marco comparativo más pertinente dentro del estudio. Los datos obtenidos para los años fueron expresados en kilogramos por persona ( $\text{Kg per}^{-1}$ ), en 2019 se determinó una generación de  $2.07 \text{ Kg per}^{-1}$  año pre-pandemia, mientras que en 2020 periodo de inicio de pandemia fue de  $0.84 \text{ Kg per}^{-1}$ , ya en 2021, el año más álgido de la pandemia, se determinaron  $0.66 \text{ Kg per}^{-1}$ , registrando la generación más baja de los años de estudio, en la parte que se pudiese considerar como el periodo postpandemia se obtuvieron  $1.48 \text{ kg per}^{-1}$  que muestra un incremento significativo asociado al incremento de las actividades dentro de los diferentes laboratorios de la institución, se determinó la generación per cápita promedio de los años registrando un total de  $1.26 \text{ Kg per}^{-1}$  de manera global en el periodo. En la figura 9 se puede observar los resultados obtenidos para cada año de estudio.



**Figura 9.** Generación per cápita de RP en FCQ, UANL.

### **Conclusiones**

Los resultados obtenidos muestran que la generación de RP del año 2019 al 2022 disminuye significativamente, particularmente durante los años de mayor afectación de la pandemia ocasionada por COVID-19 en 2020 y 2021, el cual fue un periodo atípico en donde las actividades se aminoraron conforme la pandemia se agudizaba en México, por tanto resulta un poco complicado el poder establecer o comparar la generaciones per cápita durante el periodo de análisis y más aún, durante el lapso del periodo más álgido de la pandemia, dado que gran parte de las actividades se llevaron a cabo de manera virtual, incluyendo las prácticas en laboratorio contempladas dentro de los programas de estudio de las diferentes licenciaturas que se ofrecen en la FCQ, UANL. De cualquier manera, se consideraron los datos como referencia y comparativa de resultados en futuros estudios que pudiesen llegarse a realizar.

Se concluye que la tendencia en cuanto a la generación total anual de RP (Ton año<sup>-1</sup>) fue afectada por la situación de la emergencia sanitaria ocasionada por COVID-19 generada por el virus SARS Cov-2 y que impacto en el desarrollo de las actividades presenciales a nivel educativo en México, de igual manera la generación per cápita anual (Kg per<sup>-1</sup>) presentó una reducción significativa durante el periodo álgido de la pandemia, presentando un incremento durante el 2022 año en el que se decretó un retorno a la normalidad y presencialidad de las actividades académicas en las IES, lo que generó un impacto en el aumento de los RP generados en la FCQ, UANL.

De igual forma se resalta el trabajo realizado por los administrativos y el DMAyS, dada la correcta gestión ambiental realizada en la FCQ, UANL y, que dentro de sus múltiples actividades, está el buscar los mecanismos adecuados que promuevan las compras verdes, particularmente de insumos destinados a los laboratorios como lo son los reactivos químicos, el uso racional en todos los laboratorios y el enfoque hacia la generación de prácticas a nivel microescala, con el fin de fomentar la prevención in situ de la generación de RP, lo anterior por medio de conferencias y cursos de capacitación a estudiantes, docentes, técnicos y administrativos. Las acciones realizadas por el DMAyS han contribuido al éxito del PGIRP en donde se denota el compromiso tanto de alumnos como profesores al momento de llevar a cabo buenas prácticas en el laboratorio, en donde además de disponer adecuadamente los residuos, también promueven la minimización de estos a través de la implementación de un enfoque microescala en sus prácticas, que al mismo tiempo influye en el ajuste de la cantidad de reactivos químicos utilizados. Es importante señalar que este programa es único en su tipo en el norte del país y que cuenta con 6 recertificaciones en materia de calidad ambiental otorgadas por la Procuraduría Federal de Protección al Medio Ambiente (PROFEPA).

Sin duda, la implementación y monitoreo del PGIRP en la institución ha permitido proyectar mejoras significativas en relación al manejo y gestión de los RP generados, pero aún más importante, ha permitido generar un enfoque de prevención de la generación, minimización del uso de reactivos químicos en los laboratorios, modificación de prácticas con enfoque más sostenible y lo más importante, se ha desarrollado un sentido de responsabilidad ambiental y compromiso social por parte de profesores, administrativos, técnicos y estudiantes que realizan actividades diarias dentro de la institución. Al igual que otros programas desarrollados por IES como la Universidad Nacional Autónoma de México, la Universidad Tecnológica de León Guanajuato y también a nivel Latinoamérica como el de Universidad Federal de Minas en Brasil y la Universidad de Jaime I en Castellón de la Plana, España, el objetivo principal ha sido lograr una cultura de sostenibilidad por parte de la institución y todos sus integrantes.

### **Agradecimientos**

El presente estudio de investigación pudo ser realizado gracias al apoyo proporcionado por la dirección administrativa de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León, quien facilitó el acceso a la información para poder realizar el análisis de los datos colectados.

### **Referencias bibliográficas**

ANUIES, Asociación Nacional de Universidades e Instituciones de Educación Superior (2018). *Visión y acción 2030 Propuesta de la ANUIES para renovar la educación superior en México*. [https://visionyaccion2030.anuies.mx/Vision\\_accion2030.pdf](https://visionyaccion2030.anuies.mx/Vision_accion2030.pdf)

Armijo de Vega C., Ojeda B. S., Ramirez B. Ma E. "Mexican educational institutions and waste management programmes: a university case study". Mexicali, Baja California, México, 2002.

- Armijo de Vega, C., Ojeda Benítez, S., Ramirez Barreto, M. E. (2008). Solid waste characterization and recycling potential for a university campus. *Waste Management*, 28 (Suppl. 1).
- Clavero S. J. M<sup>a</sup>., Ysern C. P., GÁLLEGO P. B., Travesa A. F., Gadea C. E., Guardino S. X., “NTP 480: la Gestión de los residuos peligrosos en los laboratorios Universitarios y de Investigación”. Instituto de Seguridad e Higiene en el Trabajo. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales. España, 2011.
- Espinosa, R. M., Turpin, S., Polanco, G., De la Torre, a., Delfin, I., & Raygoza, I. (2008). Integral urban solid waste management program in a Mexican university. *Waste Management*, 28(SUPPL. 1), 27–32. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.03.023>
- Gallego-Álvarez, I., Galindo-Villardón, M. P., & Rodríguez-Rosa, M. (2014). Analysis of the Sustainable Society Index Worldwide: A Study from the Biplot Perspective. *Social Indicators Research*, 1–37. <https://doi.org/10.1007/s11205-014-0579-9>
- Goh, H. Y., Wong, W. W. C., & Ong, Y. Y. (2019). A Study to Reduce Chemical Waste Generated in Chemistry Teaching Laboratories. *Journal of Chemical Education*, 87–96. <https://doi.org/10.1021/acs.jchemed.9b00632>
- Hakan E., “hazardous waste management in the world and turkey: a comparative analysis”, Turkey, 2009.
- LaGrega, MD., Buckingham, PL., Evans, JC. (2010). Hazardous Waste Management. Long Grove IL, USA. Waveland Press Inc, Second Edition. ISBN 978-1-57766-693-6.
- Orit Ben-Zvi A., Sigalit D., “University Science Graduates, Environmental Perceptions Regarding Industry” Sheva, Israel, 2009.
- Ramm, J. G., Dorscheid, G. L., Passos, C. G., & Sirtori, C. (2018). Development of a Waste Management Program in Technical Chemistry Teaching. *Journal of Chemical Education*, 95(4), 570–576. <https://doi.org/10.1021/acs.jchemed.7b00590>
- Ramírez Lara, E., De la Rosa, J. R., Ramírez Castillo, A. I., Cerino-Córdova, F. de J., López Chuken, U. J., Fernández Delgadillo, S. S., & Rivas-García, P. (2017). A comprehensive hazardous waste management program in a Chemistry School at a Mexican university. *Journal of Cleaner Production*, 142, 1486–1491. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.158>
- SEMARNAT, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2005). *Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005, Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos*. Diario Oficial de la Federación, Friday, junio 23, 2006.
- SEMARNAT, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2003). *Norma Oficial Mexicana NOM-087-SEMARNAT-SSA1-2002, Protección ambiental-salud, ambiental-residuos peligrosos biológico-infecciosos-clasificación y especificaciones de manejo*. Diario Oficial de la Federación, enero 20, 2003.
- SEMARNAT, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (1993). *Norma Oficial Mexicana NOM-054-SEMARNAT-1993, Que establece el procedimiento para determinar la incompatibilidad entre dos o más de los residuos considerados como peligrosos*. Diario Oficial de la Federación, octubre 22, 1993.

SCT, Secretaria de Comunicaciones y Transportes (2010). *Norma Oficial Mexicana NOM-007-SCT2/2010, Mercado de envases y embalajes destinados al transporte de sustancias y residuos peligrosos*. Diario Oficial de la Federación, agosto 24, 2010.

Smyth, D. P., Fredeen, A. L., Booth, A. L. (2010). Reducing solid waste in higher education: The first step toward "greening" to the university campus. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(11), 1007-1016.

<http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.02.008>

H. Congreso de la Union de los Estados Unidos Mexicanos (2021). LGEEPA, Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, Diario Oficial de la Federación, October 21, 2021.

H. Congreso de la Union de los Estados Unidos Mexicanos (2021). LGPGIR, Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, Diario Oficial de la Federación, January 18, 2021.

H. Congreso de la Union de los Estados Unidos Mexicanos (2021). LGPGIR, Reglamento de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, Diario Oficial de la Federación, Octubre 31, 2014.

## TECNOLOGÍAS PARA LA MITIGACIÓN DE MICROPLÁSTICOS. UNA REVISIÓN DE LITERATURA.

**M.R. Sánchez-Sánchez<sup>1\*</sup>, J.A. Álvarez-Berrio<sup>2</sup>, N.I. Molina-Gómez<sup>3</sup>**

<sup>1,2,3</sup> Maestría en Tecnologías Limpias, Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás.

\* *Autor correspondiente*: Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás, Carrera 46 # 144 - 58, Barrio Prado Pinzón, Bogotá, Cundinamarca. 110010. Colombia. Email: [milenarocio.sanchezsanchez@gmail.com](mailto:milenarocio.sanchezsanchez@gmail.com).

### **Abstract**

Pollution generated by microplastics - PM has become a global problem, since this type of contaminant occurs in all ecosystems, and the presence of PM has been documented in places as remote as Antarctica, and its persistence has been generating adverse effects on ecosystems and human health. Wastewater and leachate from sanitary landfills are significant points of PM contamination. It was identified that the existing technologies for the mitigation and removal of PM have focused on water (raw, residual and leachate), and although the Wastewater Treatment Plants - WWTP are not designed primarily for the removal of PM, they have identified removal efficiency percentages, these removal technologies include physical, chemical and biological processes. The purpose of this review is to identify different types of technologies used for the removal of PM, seeking to be the basis for new studies, highlighting the need to continue with research that not only covers the management of waste in the water, but also in other systems such as soils.

**KeyWords:** Microplastics, mitigation, prevention, removal, technological control.

### **Resumen**

La contaminación generada por los microplásticos – MP se ha convertido en un problema mundial, ya que este tipo de contaminantes se presentan en todos los ecosistemas, y se ha documentado la presencia de MP en lugares tan remotos como la Antártida, además su persistencia viene generando efectos adversos en los ecosistemas y en la salud humana. Las aguas residuales y los lixiviados provenientes de rellenos sanitarios son puntos significativos de contaminación por MP. Se identificó que las tecnologías existentes para la mitigación y remoción de MP se han centrado en las aguas (crudas, residuales y lixiviados), y aunque las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales - PTAR no están diseñadas principalmente para la remoción de los MP, se ha identificado porcentajes de eficiencia en la remoción, estas tecnologías de remoción comprenden procesos físicos, químicos y biológicos. La presente revisión tiene la finalidad de identificar diferentes tipos de tecnologías utilizadas para la remoción de los MP, buscando que sea base para nuevos estudios, destacándose la necesidad de continuar con investigaciones que no solo abarquen el manejo de los residuos en las aguas, sino en otros sistemas tales como los suelos.

**Palabras clave:** Microplásticos, mitigación, prevención, remoción, control tecnológico.

### **Introducción**

Gran parte de los productos de consumo contienen plástico, desde la década de los 50 empezó el auge en la utilización masiva de este material, debido a su persistencia y resistencia a la descomposición, siendo utilizado a diario por millones de personas, este uso extendido viene contribuyendo significativamente con la dispersión de contaminantes. A partir de 1950 se han producido más de 7800 millones de toneladas métricas de resinas y fibras plásticas, y entre el 2004 y 2017 se produjo más de la mitad de estos materiales (Schmaltz et al., 2020; X. Yang et al., 2022). Propiedades como la durabilidad a largo plazo, la resistencia a factores químicos y físicos, las propiedades mecánicas, entre otras, hacen

que los plásticos sean de lenta degradación. Además, por la inadecuada gestión, sistemas y regulación de los residuos, se encuentran en entornos naturales. La presencia y degradación de los plásticos hacia ecosistemas sensibles genera a menudo nuevos contaminantes denominados microplásticos (MP), nombrados así por su pequeño tamaño (menores a 5mm) (Ahmed et al., 2022a; Arossa et al., 2019; Simon et al., 2019; Thompson et al., 2004). Investigaciones recientes dan cuenta de la presencia de productos de menor escala, los nanoplásticos (NP), los cuales tienen tamaños que oscilan entre 1 a 100 nm (Xu et al., 2022). De acuerdo con la primera Asamblea de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente en el año 2014, estos contaminantes han sido considerados como uno de los 10 problemas más apremiantes (Chang et al., 2022). Esta problemática se ha evidenciado en ecosistemas marinos y terrestres, animales, alimentos y hasta en heces de humanos (Xu et al., 2022).

En los últimos años se han realizado investigaciones respecto a los MP, con un aumento significativo de los estudios a partir del 2012, con la finalidad de identificar el tipo y distribución de los MP en los ecosistemas, su comportamiento, bioacumulación, la toxicidad y remoción; los países que lideran las investigaciones de MP son China y EEUU (Li et al., 2022). Ivar Do Sul & Costa (2014), realizaron un análisis crítico de al menos 101 artículos de investigación sobre MP efectuados por pares investigadores, donde se considera el presente y futuro de los MP en ambientes marinos y analizan los pasivos ambientales causados por estos materiales, invitando a continuar con las investigaciones y fortalecer los esfuerzos para minimizar el uso de los plásticos. Andrady (2017), realizó una revisión donde evaluó la importancia de las características de los plásticos en MP y también se estudió la fragmentación que transporta los MP secundarios. Cui et al. (2022), efectuaron una evaluación de la eficiencia de recuperación entre los estudios publicados en 2020.

En el medio ambiente los MP tienen una vida duradera, y se acumulan fácilmente en los entornos terrestres y marinos a causa de descargas inadecuadas. Estos contaminantes pueden ser ingeridos por organismos como peces, aves, crustáceos y humanos, posiblemente acumulándose en tejidos de distintos organismos, lo cual podía constituir biomagnificaciones a través de la cadena trófica, (Jin et al., 2022).

En este sentido, una de las líneas de trabajo que ha tomado importancia son las estrategias, métodos y tecnologías para mitigar y remediar el impacto negativo de los MP y NP en los diferentes ecosistemas. Justamente, la presente revisión de literatura tiene como finalidad identificar las alternativas tecnológicas para la mitigación de los MP (aquellos menores a 5mm), a partir de información recolectada de las bases de datos de referencias bibliográficas *ScienceDirect*, *Scopus* y *Web of Science*. Buscando aportar información concisa a nuevos estudios que se desarrollen encaminados a la mitigación y remoción de estos contaminantes, por medio de prácticas efectivas para el manejo de los MP evitando la entrada y dispersión al medio ambiente.

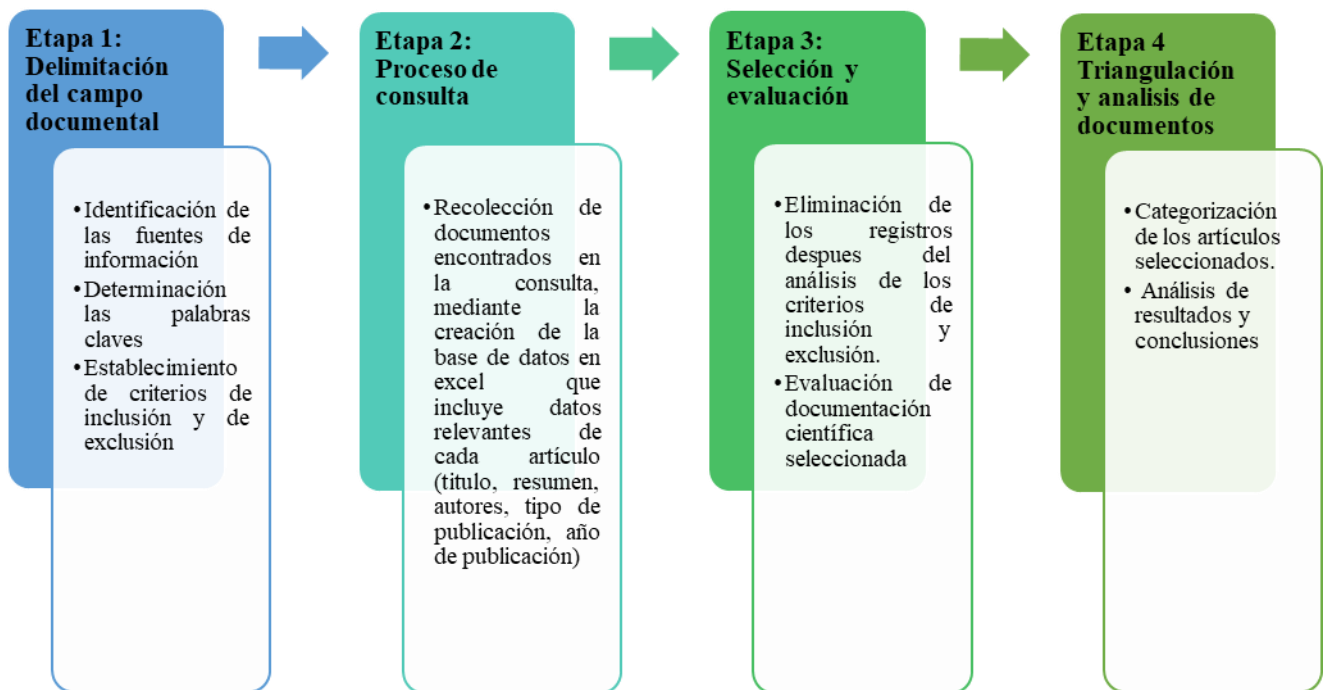
En la actualidad la Universidad Santo Tomás cuenta con un grupo de investigación que está desarrollando diferentes estudios alrededor de los MP desde los diferentes niveles de formación académica, siendo este documento un aporte a las investigaciones adelantadas por dicho grupo. Por tal motivo, el presente artículo se convierte en una orientación teórica que identifica el avance en el desarrollo de tecnologías para la mitigación y remoción de MP, y aunque el campo de investigación es relativamente reciente se ha tenido gran acogida dentro de diferentes grupos académicos, evidenciado en la creciente publicación de artículos científicos. Por otro lado, también se identificaron los limitantes encontrados en las técnicas de remoción de MP, siendo ésta una contribución e insumo, como documento de consulta para posteriores estudios que tengan como objeto la formulación de estrategias para la mitigación y remoción de los MP.



### Metodología

Este trabajo se enmarca en el tipo de investigación cualitativa descriptiva, que adopta el análisis de contenido como técnica metodológica, para la caracterización de documentos, con el fin de realizar una revisión de literatura para identificar las tecnologías para la mitigación de microplásticos - MP, formular una estrategia tecnológica para la mitigación de los MP, a partir de una revisión de literatura. Para el desarrollo de esta investigación se siguió un proceso metodológico consistente en cuatro etapas (ver Fig. 1):

**Figura 1** Esquema metodológico



Para la etapa 1, consistente en la delimitación del campo documental, se hizo uso de ScienceDirect, Scopus y Web of Science (WoS) como fuentes documentales para la búsqueda de información. Con relación a las palabras claves y temáticas utilizadas en la revisión, se definieron aquellas que permitieran la identificación de documentos científicos que abarcaran esencialmente, aquellas tecnologías para la mitigación de los microplásticos (ver tabla 1). En la primera columna se dividen las palabras claves en términos específicos referentes a la búsqueda (conceptual) y en la temática relacionada con la búsqueda. Se identificó que la mayoría de los estudios se han realizado en idiomas diferentes al español, siendo el inglés el idioma predilecto, por lo tanto, la búsqueda se realizó en este idioma.

**Tabla 1:** Palabras clave y ecuación de búsqueda

Tipo	Palabras clave		Ecuación de búsqueda
<b>Conceptual</b>	Micro plásticos	micro plastics	Control of microplastics
	Control tecnológico	control technologies	Microplastics AND control technologies
<b>Temáticas</b>	Mitigación de los Micro plásticos	Mitigation of micro plastics	Microplastics AND mitigation
	Alternativas tecnológicas	Technological alternatives	
	Estrategias tecnológicas para la mitigación	Technological strategies for mitigation	
	Ciencias ambientales	Environmental science	

Los criterios de inclusión y exclusión que se consideraron fueron la temporalidad de los estudios (últimos diez años, hasta el año 2022), el tipo de acceso al documento (acceso abierto), tipo de documento (artículos indexados, de revisión y científicos), y la temática a fin a las ciencias ambientales.

Para la etapa 2, consistente en la recolección de los datos de la población de los documentos encontrados en la búsqueda, donde se efectuó la revisión (título, resumen, autores, tipo de publicación, año de publicación).

A partir de la revisión efectuada en la anterior etapa, se realizó la selección y evaluación de los documentos científicos (etapa 3), identificando los documentos que cumplieran con parámetros requeridos, mediante la lectura y el análisis del resumen de cada documento, verificando la información y descartando los registros que no cumplieran con los criterios instituidos.

En la etapa 4 triangulación y análisis de los documentos, se efectuó la lectura de cada una de las investigaciones seleccionadas y se construyó una base de datos con la información que permitiera avanzar en la respuesta a la pregunta: ¿Cuáles son las soluciones para la mitigación de micro plásticos que potencialmente podría ser base para posteriores investigaciones en pro de la eliminación y/o mitigación de los MP?

### **Resultados de las técnicas de remoción de microplásticos**

La búsqueda arrojó 975 resultados en las tres bases de datos, se realizó la exclusión de los artículos repetidos de cada base de datos, de las ecuaciones de búsqueda y aquellos que no cumplieran los criterios de selección. Al final se identificaron 29 artículos para analizar.

Como resultado de la revisión bibliográfica la referencia de estudios relativos a los MP a partir del año 2004 y que ha experimentado un crecimiento en el ámbito de la investigación a partir del 2012; además, se identificó que países como China, Estados Unidos y Corea realizan la mayoría de las investigaciones y publicaciones. Los procesos actuales utilizados para la remoción de MP corresponden con métodos que se utilizan para el tratamiento de aguas, con fines de potabilización o tratamiento de aguas residuales (aguas domésticas, no domésticas y lixiviados).

Respecto a las técnicas físicas y químicas se identificó que los artículos principalmente se centran en el manejo de los MP en las aguas residuales, a diferencia de las técnicas biológicas las cuales se presentan

en aguas residuales, manejo de lixiviados y los lodos provenientes del manejo realizado en aguas residuales y lixiviados.

Aunque en los artículos se incluyen porcentajes de eliminación, la información aportada es insuficiente y dichos porcentajes dependen de las condiciones específicas que se dieron en cada estudio y no están estandarizados, por lo cual, una misma tecnología podría variar considerablemente su porcentaje de eficiencia de un estudio a otro, dependiendo también del tipo de MP del cual se centró el estudio (PS, PET, PE, PVC, entre otros), las condiciones que encuentran los MP a tratar (prístinos, procesos de degradación), además es posible que se presente adherencia de otro de compuesto al MP, lo cual provoca que las condiciones de manejo cambien de acuerdo a la estructura que se tiene entre el MP y el otro compuesto. Por lo anterior, no se encuentra un estudio concluyente respecto a cuál es la mejor tecnología para la remoción de MP.

A partir de la revisión bibliográfica fue posible identificar que los procesos actuales utilizados para la remoción de MP corresponden con métodos que se utilizan para el tratamiento de aguas, con fines de potabilización o tratamiento de aguas residuales (aguas domésticas, no domésticas y lixiviados).

De los datos recolectados, en los artículos que se revisaron, se identificó que los estudios para la remoción de MP se dividen en tecnologías de captura y tecnologías de eliminación, en su gran mayoría los estudios se han centrado en el manejo de estos contaminantes en el medio acuático.

Aunque en los artículos se incluyen porcentajes de eliminación, la información aportada es insuficiente y dichos porcentajes dependen de las condiciones específicas que se dieron en cada estudio y no están estandarizados, por lo cual, una misma tecnología podría variar considerablemente su porcentaje de eficiencia de un estudio a otro, dependiendo también del tipo de MP del cual se centró el estudio (PS, PET, PE, PVC, entre otros), las condiciones que encuentran los MP a tratar (prístinos, procesos de degradación), además es posible que se presente adherencia de otro de compuesto al MP, lo cual provoca que las condiciones de manejo cambien de acuerdo a la estructura que se tiene entre el MP y el otro compuesto. Por lo anterior no se encuentra un estudio concluyente respecto a cuál es la mejor tecnología para la remoción de MP.

El manejo de los MP en las aguas residuales es el más estudiado, por lo cual en el tratamiento efectuado en las PTAR es necesario conocer el tipo de MP que ingresa ya que por su composición y el estado en que se encuentra el tratamiento a efectuar puede variar.

Aunque en los artículos que se revisaron, los estudios que se vienen efectuando no son concluyentes, los tratamientos que se realizan para la remediación de MP en el manejo de aguas residuales han mostrado resultados positivos en la remoción de estos contaminantes, por lo tanto, las operaciones unitarias que se adopten deben separar de manera eficiente los MP no solo del lodo sino también del efluente. Por tanto, a continuación, se incluye el manejo que se puede dar a los MP en una PTAR:

En los tratamientos preliminares (cribado, desarenador), se busca remover los MP de mayor tamaño. En el cribado, para el caso de los MP se utilizan pantallas finas y micro pantallas, con tamaños de apertura  $< 6 \text{ mm}$  y  $< 0,5 \text{ mm}$ , respectivamente (Reddy & Nair, 2022).

Para el tratamiento primario (sedimentación, desnatado) es requerido las características físicas tanto de las MP (densidad, tamaño, forma) y es fundamental el tiempo de retención. La coagulación es generalmente más eficiente con un tamaño de partícula más pequeño y con coagulantes a base de aluminio, sin embargo, una alta cantidad de coagulante a base de Al y aditivos poliméricos en los efluentes son neurotóxicos y podrían tener efectos adversos en la salud humana (Ahmed et al., 2022a; Goh et al., 2022).

En cuanto al tratamiento secundario, es fundamental conocer las características fisicoquímicas de los MP y bioquímicas del agua a tratar, un sistema basado en biofiltros y lodos activados reducen la materia orgánica suspendida, coloide y disuelta, sin embargo, la exposición a largo plazo a los NP en el lodo activado puede causar daño celular y disminuir la variedad de bacterias (Goh et al., 2022).

De acuerdo con los artículos revisados para el tratamiento terciario, el biorreactor de membrana cuenta con eficiencias muy superiores en cuanto a la remoción de los MP, con tasas de éxito del 99,9% combinando microfiltración (MF) y ultrafiltración (UF) y con un proceso biológico (Goh et al., 2022), lo cual podría denominarse en el tratamiento ideal, porque implica la biodegradación como la filtración por membrana. Aunque una de las problemáticas de este sistema es el ensuciamiento de la membrana, lo que eventualmente conlleva a disminuir su rendimiento de separación, la capacidad del sistema, aumento

en el tiempo de inactividad y mantenimiento de la membrana, que se traduce en los costos de operación y requiere más energía (Goh et al., 2022; Joo et al., 2021).

Los lodos o biosólidos provenientes del tratamiento primario y secundario las Plantas de tratamiento de aguas domésticas generalmente son utilizados como fertilizante de tierras cultivables, sin embargo, potencialmente podrían generar la descarga de MP y NP en los suelos. Un sistema de manejo de los biosólidos que se está desarrollando es la licuefacción hidrotermal, buscando convertir el carbono en materias primas.

### **Conclusiones y recomendaciones**

A partir de los datos recolectados de los artículos que se revisaron se identificó que los estudios para la remoción de MP se divide en tecnologías de captura y tecnologías de eliminación, en su gran mayoría los estudios se han centrado en el manejo de estos contaminantes en el medio acuático.

En los tratamientos convencionales de las PTAR (domésticas, industriales y lixiviados), y en tratamientos de potabilización de aguas crudas, podrían presentar eficiencias mayores en la remoción de MP, si se realizan los ajustes a sus sistemas unitarios, de acuerdo con las características del afluente.

Con el fin de obtener resultados con rigurosidad es necesario limitarla la comparación a estudios que tengan una paridad en los muestreos y caracterizaciones los resultados.

Una de las grandes problemáticas en las PTAR es el manejo adecuado de los lodos provenientes de este tratamiento, el cual para aguas residuales domésticas pueden terminar en zonas potencialmente cultivables, lo cual puee generar una acumulación de MP y NP en el suelo, por lo cual promover estudios para el manejo adecuado de los MP en los lodos y en el suelo debe fortalecerse.

La tasa general de remoción de MP depende de la caracterización inicial de los MP para las diferencias de tipo forma y densidad entre las partículas, es así como las características, las condiciones del afluente y la capacidad de las instalaciones son fundamentales para seleccionar la tecnología adecuada.

Las condiciones operativas tales como el tiempo de retención hidráulica, la turbulencia y las condiciones del flujo, fundamentales para garantizar la eficiencia en la retención de los MP.

La degradación de MP por parte de microorganismos (bacterias, hongos), suele ser un proceso con bajas eficiencias (0-15%) y requieren relativamente periodos de tiempo largos posiblemente meses.

En la actualidad no hay tecnologías que se encuentren totalmente desarrolladas para la eliminación de MP. Es necesario la utilización de tecnologías combinadas para la remoción de MP, por lo tanto, mejorar las eficiencias en cada etapa se hace indispensable para aumentar la remoción de MP y disminuir el riesgo del aporte de estos al ambiente.

Se requieren metodologías estandarizadas y unificadas, con el fin de evaluar con mayor exactitud la prevalencia de MP en diferentes compartimentos ambientales y comparen los resultados con otros.

### **Referencias bibliográficas**

- Ahmed, R., Hamid, A. K., Krebsbach, S. A., He, J., & Wang, D. (2022a). Critical review of microplastics removal from the environment. *Chemosphere*, 293, 133557. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.133557>
- Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12–22. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2017.01.082>
- Ariza-Tarazona, M. C., Villarreal-Chiu, J. F., Hernández-López, J. M., Rivera De la Rosa, J., Barbieri, V., Siligardi, C., & Cedillo-González, E. I. (2020). Microplastic pollution reduction by a carbon and nitrogen-doped TiO<sub>2</sub>: Effect of pH and temperature in the photocatalytic degradation process. *Journal of Hazardous Materials*, 395, 122632. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.122632>
- Arossa, S., Martin, C., Rossbach, S., & Duarte, C. M. (2019). Microplastic removal by Red Sea giant clam (*Tridacna maxima*). *Environmental Pollution*, 252, 1257–1266. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2019.05.149>
- Arpia, A. A., Chen, W. H., Ubando, A. T., Naqvi, S. R., & Culaba, A. B. (2021). Microplastic degradation as a sustainable concurrent approach for producing biofuel and obliterating hazardous environmental effects: A

- state-of-the-art review. *Journal of Hazardous Materials*, 418, 126381. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.126381>
- Battisti, C., Fanelli, G., Filpa, A., & Cerfolli, F. (2020). Giant Reed (*Arundo donax*) wrack as sink for plastic beach litter: First evidence and implication. *Marine Pollution Bulletin*, 155, 111179. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111179>
- Chang, X., Fang, Y., Wang, Y., Wang, F., Shang, L., & Zhong, R. (2022). Microplastic pollution in soils, plants, and animals: A review of distributions, effects and potential mechanisms. In *Science of the Total Environment* (Vol. 850). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157857>
- Chen, Z., Zhao, W., Xing, R., Xie, S., Yang, X., Cui, P., Lü, J., Liao, H., Yu, Z., Wang, S., & Zhou, S. (2020). Enhanced in situ biodegradation of microplastics in sewage sludge using hyperthermophilic composting technology. *Journal of Hazardous Materials*, 384, 121271. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2019.121271>
- Cheng, Y. L., Kim, J.-G., Kim, H.-B., Choi, J. H., Fai Tsang, Y., & Baek, K. (2021). Occurrence and removal of microplastics in wastewater treatment plants and drinking water purification facilities: A review. *Chemical Engineering Journal*, 410. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.128381>
- Cui, T., Shi, W., Wang, H., & Lihui, A. N. (2022). Standardizing microplastics used for establishing recovery efficiency when assessing microplastics in environmental samples. *Science of The Total Environment*, 827, 154323. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.154323>
- Dissanayake, P. D., Kim, S., Sarkar, B., Oleszczuk, P., Sang, M. K., Haque, M. N., Ahn, J. H., Bank, M. S., & Ok, Y. S. (2022). Effects of microplastics on the terrestrial environment: A critical review. *Environmental Research*, 209, 112734. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2022.112734>
- Ebrahimbabaie, P., Yousefi, K., & Pichtel, J. (2022). Photocatalytic and biological technologies for elimination of microplastics in water: Current status. *Science of The Total Environment*, 806, 150603. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.150603>
- Gangadoo, S., Owen, S., Rajapaksha, P., Plaisted, K., Cheeseman, S., Haddara, H., Truong, V. K., Ngo, S. T., Vu, V. v., Cozzolino, D., Elbourne, A., Crawford, R., Latham, K., & Chapman, J. (2020). Nano-plastics and their analytical characterisation and fate in the marine environment: From source to sea. In *Science of the Total Environment* (Vol. 732). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138792>
- Goh, P. S., Kang, H. S., Ismail, A. F., Khor, W. H., Quen, L. K., & Higgins, D. (2022). Nanomaterials for microplastic remediation from aquatic environment: Why nano matters? *Chemosphere*, 299, 134418. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.134418>
- Hou, L., Kumar, D., Yoo, C. G., Gitsov, I., & Majumder, E. L. W. (2021). Conversion and removal strategies for microplastics in wastewater treatment plants and landfills. *Chemical Engineering Journal*, 406. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126715>
- Ivar Do Sul, J. A., & Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. In *Environmental Pollution* (Vol. 185, pp. 352–364). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>
- Jiang, C., Li, J., Hu, Y., Yao, Y., & Li, H. (2022). Construction of water-soil-plant system for rainfall vertical connection in the concept of sponge city: A review. In *Journal of Hydrology* (Vol. 605). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127327>
- Jin, N., Song, Y., Ma, R., Li, J., Li, G., & Zhang, D. (2022). Characterization and identification of microplastics using Raman spectroscopy coupled with multivariate analysis. *Analytica Chimica Acta*, 1197, 339519. <https://doi.org/10.1016/J.ACA.2022.339519>
- Joo, S. H., Liang, Y., Kim, M., Byun, J., & Choi, H. (2021). Microplastics with adsorbed contaminants: Mechanisms and Treatment. *Environmental Challenges*, 3, 100042. <https://doi.org/10.1016/J.ENV.2021.100042>
- Khan, N. A., Khan, A. H., Lopez Maldonado, E. A., Alam, S. S., López López, J. R., Méndez Herrera, P. F., Mohamed, B. A., Mahmoud, A. E. D., Abutaleb, A., & Singh, L. (2022). Microplastics: Occurrences, treatment methods, regulations and foreseen environmental impacts. *Environmental Research*, 114224. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114224>
- Khosrovyan, A., Gabrielyan, B., & Kahru, A. (2020). Ingestion and effects of virgin polyamide microplastics on *Chironomus riparius* adult larvae and adult zebrafish *Danio rerio*. *Chemosphere*, 259. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127456>
- Kim, S., Sin, A., Nam, H., Park, Y., Lee, H., & Han, C. (2022). Advanced oxidation processes for microplastics degradation: A recent trend. *Chemical Engineering Journal Advances*, 9, 100213. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.100213>
- Kurt, Z., Özdemir, I., & James R., A. M. (2022). Effectiveness of microplastics removal in wastewater treatment plants: A critical analysis of wastewater treatment processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107831. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2022.107831>
- Lai, Y. Y., & Lee, Y. M. (2022). Management strategy of plastic wastes in Taiwan. *Sustainable Environment Research*, 32(1). <https://doi.org/10.1186/S42834-022-00123-0>

- Lapointe, M., Farner, J. M., Hernandez, L. M., & Tufenkji, N. (n.d.). Supporting Information Understanding and Improving Microplastics Removal during Water Treatment: Impact of Coagulation and Flocculation.
- Lastovina, T. A., & Budnyk, A. P. (2021). A review of methods for extraction, removal, and stimulated degradation of microplastics. *Journal of Water Process Engineering*, 43, 102209. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2021.102209>
- Li, M., Wang, Y., Xue, H., Wu, L., Wang, Y., Wang, C., Gao, X., Li, Z., Zhang, X., Hasan, M., Alruqi, M., Bokhari, A., & Han, N. (2022). Scientometric analysis and scientific trends on microplastics research. *Chemosphere*, 304, 135337. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.135337>
- Liu, F., Vianello, A., & Vollertsen, J. (2019). Retention of microplastics in sediments of urban and highway stormwater retention ponds. *Environmental Pollution*, 255, 113335. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2019.113335>
- Liu, Q., Chen, Y., Chen, Z., Yang, F., Xie, Y., & Yao, W. (2022). Current status of microplastics and nanoplastics removal methods: Summary, comparison and prospect. *Science of The Total Environment*, 851, 157991. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.157991>
- Liu, X., Yuan, W., Di, M., Li, Z., & Wang, J. (2019). Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China. *Chemical Engineering Journal*, 362, 176–182. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2019.01.033>
- Liu, Z., Bai, Y., Ma, T., Liu, X., Wei, H., Meng, H., Fu, Y., Ma, Z., Zhang, L., & Zhao, J. (2022). Adsorción de sulfonamidas sobre microplásticos de poliamida en solución acuosa: comportamiento, efectos estructurales y su mecanismo. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 233, 113353. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2022.113353>
- Ma, B., Xue, W., Ding, Y., Hu, C., Liu, H., & Qu, J. (2019). Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. *Journal of Environmental Sciences*, 78, 267–275. <https://doi.org/10.1016/J.JES.2018.10.006>
- Mintenig, S. M., Int-Veen, I., Löder, M. G. J., Primpke, S., & Gerdt, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research*, 108, 365–372. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>
- Misra, A., Zambrzycki, C., Kloker, G., Kotyba, A., Anjass, M. H., Castillo, I. F., Mitchell, G., Güttel, R., & Streb, C. (n.d.). Water Purification Water Purification and Microplastics Removal Using Magnetic Polyoxometalate-Supported Ionic Liquid Phases (magPOM-SILPs). <https://doi.org/10.1002/ange.201912111>
- Mukherjee, A. G., Wanjari, U. R., Bradu, P., Patil, M., Biswas, A., Murali, R., Renu, K., Dey, A., Vellingiri, B., Raja, G., Iyer, M., & Valsala Gopalakrishnan, A. (2022). Elimination of microplastics from the aquatic milieu: A dream to achieve. *Chemosphere*, 303, 135232. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.135232>
- Padervand, M., Lichtfouse, E., Robert, D., & Wang, C. (2020). Removal of microplastics from the environment. A review. 18, 807–828. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-00983-1>
- Parrilla-Lahoz, S., Mahebadevan, S., Kauta, M., Zambrano, M. C., Pawlak, J. J., Venditti, R. A., Ramirez Reina, T., & Duyar, M. S. (2022). Materials challenges and opportunities to address growing micro/nanoplastics pollution: a review of thermochemical upcycling. *Materials Today Sustainability*, 100200. <https://doi.org/10.1016/J.MTSUST.2022.100200>
- PLASTIC WORLD. (2013). <https://doi.org/10.1021/es303700s>
- Poerio, T., Piacentini, E., Mazzei, R., Figoli, A., & Galiano, F. (n.d.). molecules Membrane Processes for Microplastic Removal. <https://doi.org/10.3390/molecules24224148>
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. In *Science of the Total Environment* (Vol. 702). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>
- Rai, P. K., Lee, J., Brown, R. J. C., & Kim, K. H. (2021). Micro- and nano-plastic pollution: Behavior, microbial ecology, and remediation technologies. In *Journal of Cleaner Production* (Vol. 291). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125240>
- Rajala, K., Grönfors, O., Hesampour, M., & Mikola, A. (2020). Removal of microplastics from secondary wastewater treatment plant effluent by coagulation/flocculation with iron, aluminum and polyamine-based chemicals. *Water Research*, 183, 116045. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.116045>
- Reddy, A. S., & Nair, A. T. (2022a). The fate of microplastics in wastewater treatment plants: An overview of source and remediation technologies. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102815. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2022.102815>
- Reddy, A. S., & Nair, A. T. (2022b). The fate of microplastics in wastewater treatment plants: An overview of source and remediation technologies. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102815. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2022.102815>
- Rist, S. (2019). *Biological Effects and Implications of Micro- and Nanoplastics in the Aquatic Environment* (Vol. 28).

- Schmaltz, E., Melvin, E. C., Diana, Z., Gunady, E. F., Rittschof, D., Somarelli, J. A., Virdin, J., & Dunphy-Daly, M. M. (2020). Plastic pollution solutions: emerging technologies to prevent and collect marine plastic pollution. In *Environment International* (Vol. 144). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106067>
- Shen, M., Xiong, W., Song, B., Zhou, C., Almatrafi, E., Zeng, G., & Zhang, Y. (2022). Microplastics in landfill and leachate: Occurrence, environmental behavior and removal strategies. *Chemosphere*, 305, 135325. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.135325>
- Simon, M., Vianello, A., & Vollertsen, J. (2019). Removal of >10 µm Microplastic Particles from Treated Wastewater by a Disc Filter. <https://doi.org/10.3390/w11091935>
- Tang, W., Li, H., Fei, L., Wei, B., Zhou, T., & Zhang, H. (2022). The removal of microplastics from water by coagulation: A comprehensive review. *Science of The Total Environment*, 851, 158224. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.158224>
- Tang, Y., Zhang, S., Su, Y., Wu, D., Zhao, Y., & Xie, B. (2021). Removal of microplastics from aqueous solutions by magnetic carbon nanotubes. *Chemical Engineering Journal*, 406. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126804>
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., Mcgonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? [www.sciencemag.org/cgi/content/full/304/5672/838/](http://www.sciencemag.org/cgi/content/full/304/5672/838/)
- Wang, L., Shi, Y., Chai, J., Huang, L., Wang, Y., Wang, S., Pi, K., Gerson, A. R., & Liu, D. (2022). Transfer of microplastics in sludge upon Fe(II)-persulfate conditioning and mechanical dewatering. *Science of The Total Environment*, 838, 156316. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.156316>
- Wu, H., Hou, J., & Wang, X. (2023). A review of microplastic pollution in aquaculture: Sources, effects, removal strategies and prospects. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 252, 114567. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.114567>
- Wu, X., Chen, X., Jiang, R., You, J., & Ouyang, G. (2022). New insights into the photo-degraded polystyrene microplastic: Effect on the release of volatile organic compounds. *Journal of Hazardous Materials*, 431. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128523>
- Xu, D., Yin, X., Zhou, S., Jiang, Y., Xi, X., Sun, H., & Wang, J. (2022). A review on the remediation of microplastics using constructed wetlands: Bibliometric, co-occurrence, current trends, and future directions. In *Chemosphere* (Vol. 303). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134990>
- Xu, R., Yang, Z., Niu, Y., Xu, D., Wang, J., Han, J., & Wang, H. (2022). Removal of microplastics and attached heavy metals from secondary effluent of wastewater treatment plant using interpenetrating bipolar plate electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*, 290, 120905. <https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2022.120905>
- Xu, Z., & Bai, X. (2022). Microplastic Degradation in Sewage Sludge by Hydrothermal Carbonization: Efficiency and Mechanisms. *Chemosphere*, 297. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134203>
- Yang, F., Li, D., Zhang, Z., Wen, L., Liu, S., Hu, E., Li, M., & Gao, L. (2022). Characteristics and the potential impact factors of microplastics in wastewater originated from different human activity. *Process Safety and Environmental Protection*. <https://doi.org/10.1016/J.PSEP.2022.07.048>
- Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L., & Lei, K. (2019). Removal of microplastics in municipal sewage from China's largest water reclamation plant. *Water Research*, 155, 175–181. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2019.02.046>
- Yang, X., Man, Y. B., Wong, M. H., Owen, R. B., & Chow, K. L. (2022). Environmental health impacts of microplastics exposure on structural organization levels in the human body. *Science of The Total Environment*, 825, 154025. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.154025>
- Yuan, Z., Li, H.-X., Lin, L., Pan, Y.-F., Liu, S., Hou, R., & Xu, X.-R. (2022). Occurrence and human exposure risks of atmospheric microplastics: A review. *Gondwana Research*. <https://doi.org/10.1016/J.GR.2022.02.001>
- Zhang, Y., Wu, H., Xu, L., Liu, H., & An, L. (2022). Promising indicators for monitoring microplastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 182, 113952. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2022.113952>

## OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE PEROXIDACIÓN ELECTROQUÍMICA PARA EL TRATAMIENTO DE UN EFLUENTE DE LA INDUSTRIA TEXTIL CONTAMINADO CON COLORANTE NEGRO ÁCIDO 194 PRETRATADO MEDIANTE COAGULACIÓN/FLOCULACIÓN

**Juan Camilo Castaño Sánchez<sup>1</sup>, Jesús David Quintero Arias<sup>1</sup>, Miguel Ángel Gómez-García<sup>1</sup>,  
Izabela Dobrosz-Gómez<sup>2\*</sup>**

<sup>1</sup>LM&PR: Laboratorio de Materiales y Procesos Reactivos. PRISMA: Grupo de Investigación en Procesos Reactivos Intensificados y Materiales Avanzados. Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales

<sup>2</sup>LM&PR: Laboratorio de Materiales y Procesos Reactivos. PRISMA: Grupo de Investigación en Procesos Reactivos Intensificados y Materiales Avanzados. Departamento de Física y Química, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales

\*Autor correspondiente: Departamento de Física y Química, Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales, Campus La Nubia, Campus La Nubia, Bloque L, Manizales, Caldas, Colombia. 170003. Colombia. Email: [idobrosz-gomez@unal.edu.co](mailto:idobrosz-gomez@unal.edu.co)

### **Abstract**

In this work, the capacity of the sequential Coagulation/Flocculation-Electrochemical Peroxidation (C/F-ECP) process for the degradation of the organic matter contained in an effluent from the textile industry contaminated with acid black dye 194 was evaluated. The wastewater studied presented physicochemical characteristics that exceeded the Colombian environmental regulations for different parameters, such as Chemical Oxygen Demand (COD=3270 mg/L), Biological Oxygen Demand (BOD<sub>5</sub>=648.2 mg/L), among others, being a non-biodegradable and highly colored effluent (BOD<sub>5</sub>/COD=0.2 and 45850 U. Pt-Co, respectively). Based on a design of experiment, the response surface methodology and a multi-objective optimization, optimal operating conditions for simultaneously minimizing DQO residual fraction and operation cost were established as follows: current density ( $j = 5.53 \text{ mA/cm}^2$ ), hydrogen peroxide concentration ( $[\text{H}_2\text{O}_2]=1.195 \text{ mg/L}$ ) and conductivity ( $\Omega=5.33 \text{ mS/cm}$ ), for a reaction time of 60 minutes. They allow reducing the COD to the value stipulated in the environmental regulations (COD=400 mg/L) at a treatment cost of less than 3.2 USD/m<sup>3</sup><sub>Treated</sub>. In this way, the sequential C/F-ECP process can be considered as an efficient and economical alternative for the treatment of effluents from the textile industry contaminated with azo dyes.

Keywords: Acid Black 194 dye, Electrochemical peroxidation, Electro-Fenton, Optimization, Wastewater.

### **Resumen**

Este trabajo evaluó la capacidad del proceso secuencial Coagulación/Floculación-Peroxidación electroquímica (C/F-ECP) para la degradación de la materia orgánica contenida en un efluente de la industria textil contaminado con colorante negro ácido 194. El efluente estudiado presentaba características fisicoquímicas que sobrepasaban la normativa ambiental colombiana para diferentes parámetros, como la Demanda Química de Oxígeno (DQO=3270 mg/L), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>=648.2 mg/L), entre otros, siendo un efluente no biodegradable y altamente coloreado (DBO<sub>5</sub>/DQO=0.2 y 45850 U. Pt-Co, respectivamente). A partir de un diseño de experimentos, la metodología de superficie de respuesta y una optimización multiobjetivo se logró establecer las condiciones óptimas de operación para minimizar simultáneamente la fracción residual de DQO y los costos de operación como: densidad de corriente ( $j=5.53 \text{ mA/cm}^2$ ), concentración de peróxido de



hidrógeno ( $[H_2O_2]=1.195$  mg/L) y conductividad ( $\Omega=5.33$  mS/cm), para un tiempo de reacción de 60 minutos. Estas condiciones permiten disminuir la DQO hasta el valor estipulado en la normativa ambiental (DQO=400 mg/L) a un costo de tratamiento inferior a los 3.2 USD/m<sup>3</sup>Tratado. De esta forma, el proceso secuencial C/F-ECP puede ser considerado como una alternativa eficiente y económica para el tratamiento de efluentes de la industria textil contaminados con colorantes azoicos.

**Palabras clave:** Agua residual, Colorante negro ácido 194, Electro-Fenton, Optimización, Peroxidación electroquímica.

### **Introducción**

El comercio mundial de las prendas de vestir y accesorios alcanzó en el año 2021 un saldo comercial positivo de 72.32 billones USD; a su vez, se estima que los tejidos de punto sobrepasaron los 7.90 billones de USD (ITC, 2021). Si bien, los mayores exportadores de tejido de punto en el mundo son China, la República de Corea y Turquía, abarcando cerca del 71% de las exportaciones mundiales (ibidem), Colombia ha logrado posicionarse como el principal exportador de tejido plano en Suramérica (PROCOLOMBIA, 2019), presentando un crecimiento en su valor agregado del 16.4% (DANE, 2022) y cerca del 8.6% del PIB nacional para el año 2021 (Carreño Rojas *et al.*, 2022).

Si bien, la industria textil tiene un impacto positivo en la economía nacional, el efecto que generan sus aguas residuales es considerable. El banco Mundial estima que la industria textil aporta más del 17% de la contaminación de las aguas residuales industriales (Holkar *et al.*, 2016). Los efluentes producto del proceso de teñido contienen sustancias altamente tóxicas, las cuales causan la pérdida del equilibrio ambiental al alterar parámetros como la Demanda Química de Oxígeno (DQO), la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>), el pH y el contenido químico del cuerpo de agua. Además, los efluentes altamente coloreados facilitan procesos de eutrofización, debido a la baja penetración de la luz (Vidal *et al.*, 2016). Se ha estimado que alrededor del 30% de los colorantes utilizados en los procesos de teñido en la industria textil son vertidos a través de sus efluentes al medio ambiente (Sebastiano *et al.*, 2012; Nasr *et al.*, 2019).

Los colorantes tipo azoico representan cerca del 70% de los colorantes comerciales (El-Ghenymy *et al.*, 2014). Entre estos, el colorante negro ácido 194 (NA194) es uno de los más utilizados a nivel industrial. En el eje cafetero diferentes industrias textiles utilizan el NA194 en sus procesos de teñido.

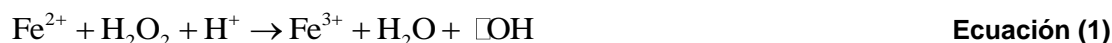
De acuerdo con diferentes monitoreos realizados por el grupo de investigación PRISMA en el eje cafetero, se ha evidenciado el carácter no biodegradable de las aguas residuales contaminadas con NA194. Las características fisicoquímicas como la DQO, DBO<sub>5</sub>, sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables totales, concentración de cromo y cloruros, superan los límites establecidos por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) en la Resolución 0631 del 2015 (MADS, 2015). Lo anterior resalta la importancia de la implementación de un adecuado tratamiento sobre dicho efluente antes de su disposición final, con el fin de minimizar su impacto sobre los cuerpos de agua.

Los métodos de tratamiento usualmente empleados para la descontaminación de las aguas residuales industriales suelen basarse en metodologías de potabilización de agua, siendo uno de los procesos más frecuentemente utilizados la coagulación química. Sin embargo, debido a las características fisicoquímicas del efluente mencionado, la implementación de este proceso primario optimizado, si bien mejora las características del agua, no logra una remoción de contaminantes adecuada para su disposición final. Por lo anterior se hace necesario el acoplamiento de un tratamiento oxidativo como paso secuencial al proceso de coagulación/floculación química (C/F), con el objetivo de mineralizar adecuadamente los contaminantes presentes en el efluente.

Entre los métodos oxidativos se encuentran los procesos químicos, los procesos avanzados de oxidación (AOPs) y los procesos electroquímicos avanzados de oxidación (EAOPs). En los procesos químicos se busca eliminar los contaminantes al producir la reacción de estos con un agente oxidante. Sin embargo, estos suelen ser métodos costosos que presentan dificultades en el almacenamiento, provisión y transporte de sustancias altamente oxidantes.

Los AOPs y EAOPs involucran la generación del radical hidroxilo ( $\cdot\text{OH}$ ) (i.e., un agente oxidante altamente reactivo) el cual permite la mineralización de muchos contaminantes orgánicos y metalorgánicos (Brillas *et al.*, 2009). Los métodos electroquímicos (EAOPs) se basan en la generación *in-situ* de uno o más reactivos necesarios en los AOPs mediante la aplicación de corriente eléctrica, lo cual aumenta la eficiencia de los procesos, al permitir una dosificación regulada de los reactivos, disminuyendo los costos y el riesgo asociado al uso y transporte de los mismos.

Entre los EAOPs para el tratamiento de aguas residuales, los procesos basados en la reacción Fenton (Electro-Fenton, EF), **Ecuación (1)**, son de especial interés dado que estos son de fácil implementación y permiten alcanzar altas remociones de carga orgánica sobre efluentes con contenido de colorantes, pesticidas, fármacos y residuos industriales (Brillas *et al.*, 2009). En estos, al menos uno de los reactivos Fenton ( $\text{Fe}^{2+}$  o  $\text{H}_2\text{O}_2$ ) es electrogenerado, **Ecuaciones (2) y (3)**.



La generación de un exceso de reactivo Fenton puede dar lugar a reacciones colaterales poco deseables (efecto *scavenger*) las cuales disminuyen la concentración del radical hidroxilo, **Ecuaciones (4) y (5)**, afectando así la mineralización de los contaminantes presentes en la matriz acuosa. Por esto, encontrar una adecuada dosificación de los reactivos Fenton es esencial para su correcto desempeño.



Los procesos EF pueden clasificarse según el origen del peróxido de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) como: (i) Electro-Fenton convencional o (ii) Electro-Fenton combinado, si el  $\text{H}_2\text{O}_2$  es electro generado en la solución, y (iii) Fenton-electroquímico o (iv) Fenton combinado, si el  $\text{H}_2\text{O}_2$  es adicionado o generado indirectamente (Brillas *et al.*, 2009).

En estudios previos desarrollados en el grupo de investigación PRISMA se encontró que el proceso Fenton electroquímico de Peroxidación electroquímica (ECP) presenta condiciones de remoción de DQO similares o superiores a otros procesos EF (Electro-Fenton convencional y Peroxicoagulación) a bajos costos operativos para un efluente del proceso C/F optimizado. Así, el proceso de ECP es una alternativa potencial para el tratamiento de dichos efluentes. En el proceso ECP se electrogenera  $Fe^{2+}$  en la solución, **Ecuación (3)**, a partir de un ánodo de sacrificio compuesto de hierro o acero; mientras que el  $H_2O_2$  es añadido externamente.

Con el objetivo de determinar un conjunto de condiciones operativas del proceso ECP que permitan la degradación de la materia orgánica del efluente del proceso C/F (ARnD-C/F), en este estudio se optimizó el desempeño del proceso ECP en términos ambientales (minimización del DQO residual) y económicos (minimización de costos operativos totales del proceso secuencial CF/ECP) mediante la metodología de superficie de respuesta (MSR). Lo anterior con el fin de dar cumplimiento de los límites de descarga estipulados en la Resolución 0631 (MADS, 2015).

### **Metodología**

El agua residual contaminada con NA194 (ARnD) se caracterizó mediante nueve muestreos en tres empresas textiles localizadas en el eje cafetero (entre septiembre de 2021 y marzo del 2022). Los valores promedio se reportan en la **Tabla 1** (para fines comparativos se presentan además los valores límite permisibles según la normativa ambiental (MADS, 2015)). Nótese que parámetros como la DQO,  $DBO_5$  y la concentración de cloruros presentan valores que exceden los límites permisibles. Además, el ARnD presenta una coloración intensa (color aparente **Tabla 1**) debido a la presencia de colorante, lo que permite inferir una alta carga de compuestos orgánicos. Aunado a lo anterior, el índice de biodegradabilidad del efluente ( $DBO_5/DQO$ ) presenta un valor de 0.2, el cual indica el carácter no biodegradable del ARnD.

Con el objetivo de disminuir la coloración y la carga orgánica del ARnD, en el grupo de investigación PRISMA se implementó y optimizó un tratamiento primario de C/F (Quintero Arias, 2022). Las características fisicoquímicas del efluente del tratamiento C/F (ARnD-C/F) se muestran en la **Tabla 1**. El tratamiento C/F alcanzó remociones significativas del color ( $R_{Color}=96\%$ ) y DQO ( $R_{DQO}=62\%$ ), aunque algunos parámetros fisicoquímicos, como el DQO y el  $DBO_5$ , aun siguen superando la normativa ambiental (MADS, 2015).

Con el ARnD-C/F se realizaron pruebas preliminares de Peroxidación electroquímica (ECP) para determinar los factores del proceso que más influyen en su desempeño y sus intervalos de operación. Con esta información se planteó un diseño de experimentos cuyos resultados se evaluaron mediante herramientas estadísticas (Análisis de varianza) y la metodología de superficie de respuesta (MSR). A partir de esta última se definieron las condiciones de operación óptimas del proceso ECP.

**Tabla 1.** Caracterización del agua residual industrial contaminada con NA194 (ARnD) y del efluente del proceso C/F (ARnD-C/F)

Parámetro	Unidad	Límite permisible	ARnD	ARnD-C/F
pH	-----	6.00 a 9.00	8.21 ± 0.91	7.41 ± 0.26
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	400.00	3270 ± 521.2	1241.33 ± 25.82
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	mg/L	200.00	648.2 ± 140.7	238.74 ± 47.75
Cloruros (Cl <sup>-</sup> )	mg/L	1200	1691.4 ± 428.1	<sup>a</sup> 114.87 ± 7.69
Sulfatos (SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> )	mg/L	A & R	1310.1 ± 497.9	1763.67 ± 139.02
Color real (absorbancia a diferentes longitudes de onda: 436, 525 y 620 nm)	1/m	A & R	105.71 ± 30.0	63.85 ± 10.56
			107.86 ± 29.29	29.24 ± 1.83
			102.14 ± 28.57	23.06 ± 0.69
Conductividad	mS/cm	N. A.	2.76 ± 0.59	3.57 ± 0.09
Turbidez	NTU	N. A.	241.9 ± 161.8	6.31 ± 3.94
Color aparente	mg/L	N. A.	<sup>b</sup> 928 ± 161	19.72 ± 0.38
	U. Pt-Co	N. A.	<sup>b</sup> 45850 ± 6182	<sup>c</sup> 1779.67 ± 443.43
Escala RGB	N. A.	N. A.	[7; 0; 0]	[191; 162; 116]
			Tonalidad	N. A.

A & R: Análisis y reporte. N. A.: No aplica. Factor de dilución usado: <sup>a</sup>=1:2, <sup>b</sup>=1:35, <sup>c</sup>=1:10.

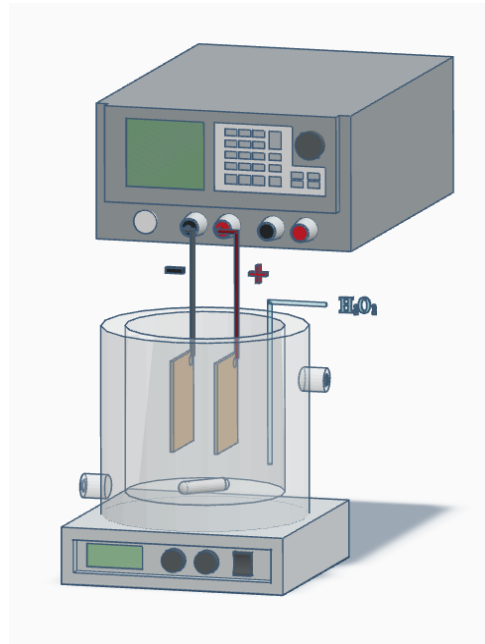
#### Métodos analíticos

Para la caracterización de los efluentes se utilizaron los métodos estándar (Baird y Bridgewater, 2017): pH (4500 H<sup>+</sup> B), DQO (5220 D), DBO<sub>5</sub> (5210 B), cloruros (4500 Cl<sup>-</sup> B), sulfatos (4500 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> E), conductividad (2510 B), turbidez (2130 B), color (2120 B) y color real (ISO 7887: 2012-04 B). Las longitudes de onda y absorbancia máxima fueron medidas mediante un espectrofotómetro NANOCOLOR® UV/Vis II (Macherey-Nagel GmbH & Co., Alemania). La concentración de colorante se determinó al medir la absorbancia a la longitud de onda de 575 nm, la cual es característica del NA194. La escala RGB se determinó a partir de las funciones de medición de color incorporadas en el espectrofotómetro NANOCOLOR® UV/Vis II.

#### Montaje experimental

El esquema de la celda electroquímica utilizada para el proceso ECP se presenta en la **Figura 1**. Se trataron 200 mL del ARnD-C/F en un reactor enchaquetado con control de temperatura (20°C) durante 60 minutos. Se ajustó el pH a un valor de 3 con ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 98%, 1.84 g/cm<sup>3</sup>, Merck KGaA, Darmstadt, Alemania) y la conductividad con Sulfato de Sodio anhidro (Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, Extra Pure Grade, Duksan, Corea) antes del inicio de cada prueba experimental. Se utilizó una fuente de alimentación digital OWON® ODP3063 configurada en modo galvanostático para asegurar un flujo de corriente constante durante el desarrollo de cada experimento. La homogenización de la solución se aseguró mediante una agitación continua y constante a 200 rpm con un agitador magnético de 3 cm utilizando una placa de agitación magnética HANNA instruments HI 324. El peróxido de hidrógeno (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, 30%, Bioquigen, Colombia) se agregó externamente y su dosificación fue ajustada mediante el uso de una bomba peristáltica LEADFLUID BT101L. Se usaron electrodos (cátodo y ánodo) de hierro comerciales (Bronces Y Láminas S.A.S) de 1 mm de espesor con un área efectiva sumergida de 20 cm<sup>2</sup>, con una separación de 1 cm. Una vez terminado el proceso se neutralizó la solución tratada hasta un valor de pH de 9, utilizando una solución de hidróxido de sodio (NaOH, ≥97% m/m, Carlo Erba, Val de Reuil, Francia), posteriormente

dicha solución fue filtrada y caracterizada. Para la determinación de la DQO fue necesario degradar el H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> residual, debido a la contribución que este sobre la medida. Para ello se agregó óxido de manganeso (IV) (MnO<sub>2</sub>, Merck KGaA, Darmstadt, Alemania) antes de la determinación del DQO.



**Figura 1.** Esquema del montaje experimental para el proceso ECP

### Metodología de optimización

La eficiencia del proceso ECP se evaluó en función de la fracción residual de DQO (DQO/DQO<sub>0</sub>) y los costos operativos totales de tratamiento (CO<sub>p</sub>T, USD/m<sup>3</sup>Tratado) calculados mediante la **Ecuación (6)**.

$$CO_{pT} = C_{C/F \text{ opt.}} + \frac{1}{V} \left( \$_{\text{electricidad}} W + \$_{\text{Ánodo}} m_{\text{Ánodo}} + \$_{\text{H}_2\text{O}_2} m_{\text{H}_2\text{O}_2} + \$_{\text{H}_2\text{SO}_4} m_{\text{H}_2\text{SO}_4} + \$_{\text{NaOH}} m_{\text{NaOH}} + \$_{\text{Lodos}} m_{\text{Lodos}} \right) \left[ \frac{\text{USD}}{\text{m}^3 \text{ Tratado}} \right] \quad \text{Ecuación (6)}$$

Donde

C<sub>C/F opt.</sub>: Costos del proceso C/F optimizado [USD/m<sup>3</sup>Tratado]

V: Volumen de la mezcla tratada [m<sup>3</sup>]

W: Potencia consumida [kW-h]

m<sub>Ánodo</sub>: Masa del ánodo diluida [kg]

m<sub>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></sub>: Masa de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> agregada [kg]

m<sub>H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></sub>: Masa de ácido sulfúrico agregada [kg]

m<sub>NaOH</sub>: Masa de hidróxido de sodio agregada [kg]

m<sub>Lodos</sub>: Masa de lodos generados [kg]

\$<sub>Ánodo</sub>: Costo para una lámina de hierro < 1mm de espesor [USD/kg]

\$<sub>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></sub>: Costo de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> [USD/kg]

\$<sub>H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></sub>: Costo de ácido sulfúrico [USD/kg]

\$<sub>NaOH</sub>: Costo de hidróxido de sodio [USD/kg]

\$<sub>Lodos</sub>: Costo del tratamiento de lodos [USD/kg]

Se utilizó un diseño de experimentos Box-Behnken con tres puntos centrales para definir las condiciones óptimas de operación del proceso ECP. Se analizaron las siguientes variables de operación (factores) e intervalos: densidad de corriente ( $j$ : 2.5 mA/cm<sup>2</sup> - 15 mA/cm<sup>2</sup>), concentración total adicionada de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ([H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>]: 0.635 g/L - 2.538 g/L) y conductividad ( $\Omega$ : 4.1 mS/cm - 6.7 mS/cm). Se utilizó la MSR para analizar la influencia de los factores sobre las variables del proceso: DQO/DQO<sub>0</sub> y CO<sub>p</sub>T. En la **Ecuación (7)** se presenta el modelo de segundo orden para el ajuste de la MSR, presentado por [Box y Behnken \(1960\)](#).

$$Y_i = \beta_0 + \sum_{i=1}^n \beta_i X_i + \sum_{i=1}^n \beta_{ii} X_i^2 + \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \beta_{ij} X_i X_j \quad \text{Ecuación (7)}$$

Donde

$Y_i$ : Variables de respuesta

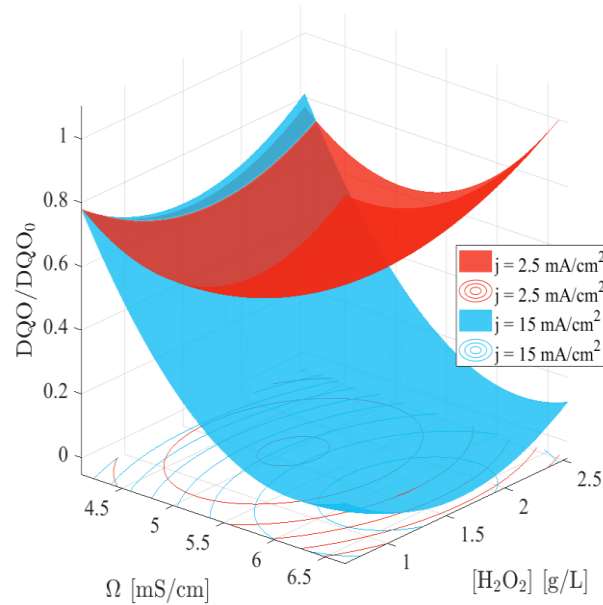
$\beta_0, \beta_i, \beta_{ii}, \beta_{ij}$ : Coeficientes de la regresión

$X_i$ : Variables evaluadas como factores en el diseño experimental

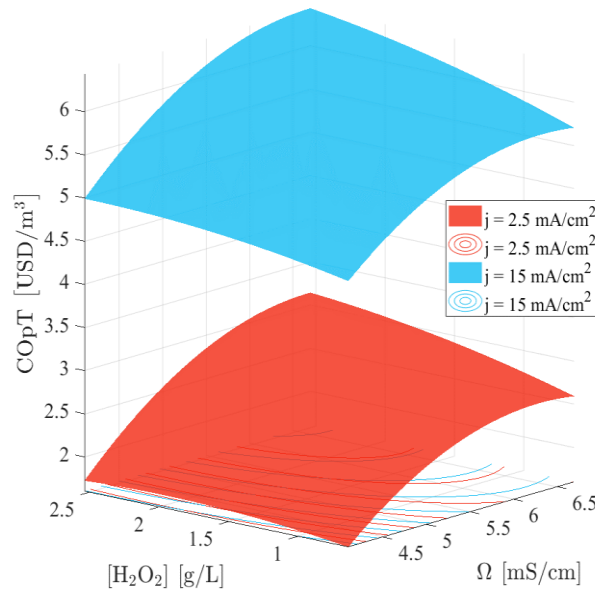
Las condiciones óptimas del proceso ECP fueron encontradas con ayuda del software Statgraphics Centurion XIX® donde se evaluó: (i) minimización de la DQO/DQO<sub>0</sub>, (ii) la minimización de los CO<sub>p</sub>T, (iii) la minimización de ambas variables de respuesta (DQO/DQO<sub>0</sub> y CO<sub>p</sub>T) y (iv) la minimización de los CO<sub>p</sub>T para una DQO/DQO<sub>0</sub> igual al límite permisible por la normativa ambiental (DQO/DQO<sub>0</sub> = 0.32); restringidas por los límites reales de la DQO/DQO<sub>0</sub> (entre 0 y 1). Una vez encontradas dichas condiciones óptimas, estas fueron corroboradas mediante desarrollos matemáticos implementados en Matlab® con la ayuda de la función *fmincon*.

### Resultados y discusión

Las **Figuras 2 y 3** presentan las superficies de respuesta generadas en Matlab® para las variables de respuesta (DQO/DQO<sub>0</sub> y CO<sub>p</sub>T), obtenidas del ajuste de los datos experimentales a los polinomios cuadráticos. Como se observa en la **Figura 2**, al aumentar la  $j$  o la [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] individualmente, no se genera un cambio significativo (superior al 30%) en la disminución de la DQO/DQO<sub>0</sub> de la solución. Sin embargo, al aumentar dichos factores proporcionalmente (efecto acoplado de los reactivos Fenton) se logran disminuciones significativas en la DQO/DQO<sub>0</sub> (cercanas al 90%). Además, la **Figura 2** muestra como la conductividad desempeña un papel sobresaliente sobre el proceso ECP, al desplazar las curvas de la DQO/DQO<sub>0</sub> para valores elevados de [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>], permitiendo así aplicar una menor  $j$  para obtener disminuciones de la DQO/DQO<sub>0</sub> equivalentes. La **Figura 3** muestra como los CO<sub>p</sub>T aumentan a medida que los factores ( $j$ , [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] y  $\Omega$ ) tienen valores cercanos al límite superior del intervalo definido.



**Figura 2.** Cambio de la fracción residual de DQO en función de la  $\Omega$  y la  $[H_2O_2]$  a diferentes  $j$  ( $R^2_{adj.} = 0.875$ ).



**Figura 3.** Cambio de los costos del proceso CF-ECP en función de la  $\Omega$  y la  $[H_2O_2]$  a diferentes  $j$  ( $R^2_{adj.} = 0.947$ ).

En la Tabla 2 se presentan las condiciones óptimas de operación del proceso ECP para diferentes objetivos de optimización. Se observa como los casos 3 y 4 presentan valores de  $DQO/DQO_0$  que permiten cumplir con lo estipulado en la normativa ambiental,  $DQO \leq 400$  mg/L (MADS, 2015), con un costo inferior a los 4 USD/ $m^3_{Tratado}$ . Los factores estudiados presentan valores cercanos al promedio del intervalo establecido para cada variable en los casos 3 y 4. Lo anterior denota la correcta elección de los intervalos de las variables de operación.

**Tabla 2.** Condiciones óptimas de operación para el proceso ECP

Caso	Objetivo	DQO/DQO <sub>0</sub>	CO <sub>p</sub> T [USD/m <sup>3</sup> ]	<i>j</i> [mA/cm <sup>2</sup> ]	[H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ] [g/L]	Ω [mS/cm]
1	Minimizar DQO/DQO <sub>0</sub>	0.00	6.14	15	2.1792	5.41
2	Minimizar CO <sub>p</sub> T	0.78	1.61	2.50	0.635	4.10
3	Minimizar (DQO/DQO <sub>0</sub> + CO <sub>p</sub> T)	0.18	3.88	7.62	1.464	5.29
4	DQO/DQO <sub>0</sub> = L.P. + Minimizar CO <sub>p</sub> T	0.32	3.09	5.37	1.195	5.29

### Conclusión

Se evaluó el desempeño del proceso de Peroxidación electroquímica (ECP) en función de la densidad de corriente (*j*), la concentración de peróxido de hidrógeno ([H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>]) y la conductividad de la solución (Ω). Se determinaron diferentes condiciones de operación que permiten minimizar la fracción residual de DQO (DQO/DQO<sub>0</sub>) y los costos operativos totales (CO<sub>p</sub>T). Se encontraron como condiciones óptimas de operación: *j* = 5.37 mA/cm<sup>2</sup>, [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] = 1.195 g/L y Ω = 5.29 mS/cm. Dichas condiciones permitieron disminuir la fracción residual de DQO hasta el límite permisible por la normativa ambiental nacional (DQO/DQO<sub>0</sub> = 0.32) a un costo operacional mínimo (CO<sub>p</sub>T = 3.09 USD/m<sup>3</sup><sub>Tratado</sub>). Así, el proceso secuencial C/F-ECP representa una potencial alternativa para el tratamiento de efluentes contaminados con NA194.

### Agradecimientos.

Los autores agradecen el apoyo financiero de MINCIENCIAS (Convocatoria 852-2019, Proyecto: 202010034716, Contrato: 172-2021, HERMES-46681) y de la Universidad Nacional de Colombia (Convocatoria para el Fortalecimiento de la Investigación, Creación, e Innovación Articulado con la Formación en la Universidad Nacional de Colombia 2020-2021: HERMES-51167 y HERMES-51225).

### Referencias bibliográficas

- Baird, R., y Bridgewater, L. (2017) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23rd edition., American Public Health Association, Washington, D.C.
- Box, G. E. P., y Behnken, D. W. (1960) Some New Three Level Designs for the Study of Quantitative Variables. *Technometrics*, **2**(4), 455–475. doi: <https://doi.org/10.1080/00401706.1960.10489912>
- Brillas, E., Sirés, I., y Oturan, M. A. (2009) Electro-Fenton Process and Related Electrochemical Technologies Based on Fenton's Reaction Chemistry. *Chemical Reviews*, **109**(12), 6570– 6631. doi: <https://doi.org/10.1021/cr900136g>
- Carreño Rojas, L., Granados Arango, C. y Caicedo, S. (2022) *EL ESPECTADOR*. Consultado el 19 abril 2023. Disponible en: <https://www.elespectador.com/economia/la-tragedia-en-banglades-que-evidencio-el-lado-oscuro-de-la-industria-textil/>
- DANE (2022) *Boletín Técnico Producto Interno Bruto (PIB) IV trimestre 2021*. Departamento Administrativo Nacional de Estadística.
- El-Ghenymy, A., Centellas, F., Garrido, J. A., Rodríguez, R. M., Sirés, I., Cabot, P. L., y Brillas, E. (2014) Decolorization and mineralization of Orange G azo dye solutions by anodic oxidation with a boron-doped diamond anode in divided and undivided tank reactors. *Electrochimica Acta*, **130**, 568–576. doi: <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2014.03.066>





- Holkar, C. R., Jadhav, A. J., Pinjari, D. V., Mahamuni, N. M., y Pandit, A. B. (2016) A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches. *Journal of Environmental Management*, **182**, 351–366. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.090>
- ITC, Centro de Comercio Internacional (2021) Trade map. Consultado el 19 de abril de 2023. Disponible en: <https://www.trademap.org/>
- MADS, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2015) *RESOLUCIÓN 0631*, Diario Oficial No. 49.486 de 18 de abril de 2015.
- Nasr, F., Sadik, M., El-Shafai, S. (2019) Innovative Electrochemical Treatment of Textile Dye Wastewater. *Egyptian Journal of Chemistry*, **62**(11), 2019-2032. doi: <https://doi.org/10.21608/ejchem.2019.10576.1683>
- PROCOLOMBIA (2019) *INVIERTA EN COLOMBIA*. Consultado el 19 abril 2023. Disponible en: <https://investincolombia.com.co/es/sectores/manufacturas/industria-de-la-moda>
- Quintero Arias, J.D. (2022). *Tratamiento de las aguas residuales industriales resultantes del teñido con colorante negro usando Procesos Avanzados de Oxidación*, Tesis de Doctorado en Ingeniería – Ingeniería Química - en desarrollo.
- Sebastiano, R., Contiello, N., Senatore, S., Righetti, P. G., y Citterio, A. (2012) Analysis of commercial Acid Black 194 and related dyes by micellar electrokinetic chromatography. *Dyes and Pigments*, **94**(2), 258–265. doi: <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2011.12.014>
- Vidal, J., Villegas, L., Peralta-Hernández, J. M., y Salazar González, R. (2016) Removal of Acid Black 194 dye from water by electrocoagulation with aluminum anode. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, **51**(4), 289–296. doi: <https://doi.org/10.1080/10934529.2015.1109385>

## EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE APLICACIÓN DE UN PROCESO ELECTRO-FENTON CON GENERACIÓN *IN SITU* DE H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> MEDIANTE FIELTRO DE CARBONO ACTIVADO COMERCIAL

Luis Miguel Salazar Sogamoso<sup>1</sup>, Miguel-Ángel Gómez-García<sup>1</sup>, Izabela Dobrosz-Gómez<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup>LM&PR: Laboratorio de Materiales y Procesos Reactivos. PRISMA: Grupo de Investigación en Procesos Reactivos Intensificados y Materiales Avanzados. Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales.

<sup>2</sup> LM&PR: Laboratorio de Materiales y Procesos Reactivos. PRISMA: Grupo de Investigación en Procesos Reactivos Intensificados y Materiales Avanzados. Departamento de Física y Química, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales.

\*Autor correspondiente: Departamento de Física y Química, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales. Campus La Nubia, Bloque L, Manizales, Caldas, Colombia. 170003. Email: [idobrosz-gomez@unal.edu.co](mailto:idobrosz-gomez@unal.edu.co)

### Abstract

In this work, the capacity of electro-Fenton (EF) process with in situ generation of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> was assessed for the treatment of an industrial textile wastewater polluted with acid black 194 (AB194) dye, originated from a primary coagulation-flocculation process (ARnD-CF). Among the ARnD-CF wastewater characteristics were: high COD (1265 mg/L), low biodegradability index (BOD<sub>5</sub>/COD = 0.36 < 0.4) and high dye concentration (22.12 mg/L de AB194). The EF operating conditions were established: pH = 3, T = 20°C, conductivity = 3.87 mS/cm, [Fe<sup>2+</sup>] = 0.83 mM, agitation = 500 rpm, current density = 10 mA/cm<sup>2</sup>, electrode distance = 1.4 cm, aeration intensity = 1.5 L/min and reaction time = 120 min. At the end of the treatment, it reached a reduction in the concentration of AB194 up to 93% and a COD removal efficiency of approximately 74% (final COD = 341 mg/L), allowing compliance with the discharge limit from Colombian environmental regulations (400 mg/L). A reduction in TOC of 63% allowed to increase the average oxidation state value (AOS) from 0.81 to 1.66, indicating a high oxidation of organic compounds. The cost associated with the specific energy consumption was estimated at 14.72 USD/kg COD removed. Thus, the EF process can be considered as an efficient alternative for the treatment of industrial textile effluents, reducing the limitations associated with the use of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and Fe<sup>2+</sup> consumption.

Keywords: Industrial textile wastewater; BDD/Si, Electro-Fenton, Activated carbon felt, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> *in situ*.

### Resumen

En este trabajo se evaluó la capacidad de aplicación de un proceso electro-Fenton (EF) con generación *in situ* de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> para el tratamiento de un efluente textil industrial contaminado con el colorante negro ácido 194 (NA194) proveniente de un proceso primario de coagulación-floculación (ARnD-CF). Dentro de las características del efluente ARnD-CF están: una alta DQO (1265 mg/L), bajo índice de biodegradabilidad (DBO<sub>5</sub>/DQO = 0.36 < 0.4) y alta concentración de colorante (22.12 mg/L de NA194). Para el proceso EF, las condiciones operacionales aplicadas fueron: pH = 3, T = 20°C, conductividad = 3.87 mS/cm, [Fe<sup>2+</sup>] = 0.83 mM, agitación = 500 rpm, densidad de corriente = 10 mA/cm<sup>2</sup>, distancia entre electrodos = 1.4 cm, flujo de aireación = 1.5 L/min y tiempo de reacción = 120 min. Finalizado el tratamiento se obtuvo una reducción en la concentración del NA194 de hasta un 93% y una eficiencia de remoción de DQO cercana al 74% (DQO final = 341 mg/L), cumpliendo así con el límite de descarga establecido en la normativa ambiental colombiana (400 mg/L). A su vez, una reducción en el COT del 63% permitió incrementar el valor del estado de oxidación media (AOS) de 0.81 hasta 1.66, indicando una alta oxidación de compuestos

orgánicos. El costo asociado al consumo energético específico se estimó en 14.72 USD/kg DQO removida. Así, el proceso EF resulta una alternativa promisorio para su aplicación en efluentes textiles industriales, disminuyendo las limitaciones asociadas al uso de  $H_2O_2$  y consumo de  $Fe^{2+}$ .

**Palabras clave:** Agua residual industrial textil, BDD/Si, Electro-Fenton, fieltro de carbono activado,  $H_2O_2$  *in situ*.

### Introducción

La industria textil en Colombia representa uno de los sectores de la economía con mayor relevancia, aportando cerca del 1% del Producto Interno Bruto (PIB), 9% del PIB industrial y 9% de las exportaciones manufactureras. Sólo en el año 2021 este sector tuvo un movimiento económico de más de 100 millones de dólares debido a su constante crecimiento y reconocimiento en la exportación de productos textiles (ITC, 2021; DANE, 2022). A pesar de ser un sector con un gran potencial en la economía colombiana, desde el punto de vista ambiental, la industria textil es reconocida por ser uno de los sectores más contaminantes en el mundo, ocupando el segundo puesto en todo el sector industrial (Islam *et al.*, 2023). De hecho, de acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas (ONU) este sector es uno de los mayores consumidores de agua (200-400  $m^3$ /ton de fibra procesada) y responsable de cerca del 20% de las aguas residuales que se generan por el sector industrial (Holkar *et al.*, 2016; NU, 2019).

En Colombia, esta problemática de contaminación se ha observado en múltiples ocasiones en diferentes zonas del país, a causa de vertimientos sin un tratamiento adecuado que terminan afectando los ecosistemas principalmente en ríos de Bogotá, Antioquia y el eje cafetero, lugares donde se concentra la producción textil nacional. De acuerdo con cifras del DANE (2022), para el año 2020 el volumen de agua residual generado por el sector “Textiles, confección, calzado y pieles” fue de aproximadamente 9.6 millones de  $m^3$  (c.a. del 5% del total generado por el sector industrial). Aunque una gran parte de este volumen (ca. 81%) recibe algún tipo de tratamiento previo a su descarga a los cuerpos de agua, la realidad es que ca. 19% no recibe tratamiento alguno (DANE, 2022).

La industria textil involucra una serie de etapas que, de manera general, se pueden clasificar en dos: seca y húmeda. Esta última involucra subprocesos (p.ej. pretratamiento, el blanqueado, lavado, teñido, estampado y acabado) que requieren altos volúmenes de agua con la subsecuente generación de efluentes que requieren de un tratamiento adecuado (Holkar *et al.*, 2016). Estos efluentes se caracterizan por ser muy variados debido a la gran cantidad de compuestos químicos usados para la fijación de los colorantes en las fibras textiles. Entre ellos se incluyen ácidos, bases, agentes oxidantes y reductores, surfactantes, sales, agentes dispersantes, metales pesados, etc. (Holkar *et al.*, 2016). La presencia de estas sustancias le confiere al agua residual un alto contenido de materia orgánica ( $1500 < DQO < 20000$  mg/L,  $80 < DBO_5 < 6000$  mg/L), una baja biodegradabilidad ( $DBO_5/DQO < 0.3$ ), alta concentración de sólidos suspendidos totales (2900-3100 mg/L) y alto contenido de color (50-5000 Pt-Co) (Hussain *et al.*, 2004; Oller *et al.*, 2011; Sarayu & Sandhya, 2012).

De acuerdo con lo anterior, las aguas residuales de la industria textil resultan tóxicas, recalcitrantes y con potenciales efectos cancerígenos y mutagénicos sobre la vida de los ecosistemas, razón por la cual, su tratamiento se dificulta mediante procesos convencionales. Es así como este tipo de efluentes requiere de métodos eficientes para su tratamiento y posterior cumplimiento de las condiciones para su descarga que, para el caso colombiano, estas se encuentran contenidas en la Resolución 0631 de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS, 2015).

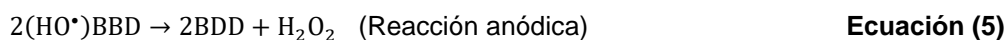
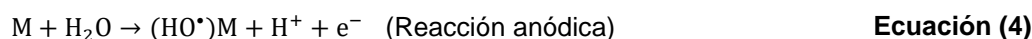
Dentro de los métodos para el tratamiento de aguas residuales de la industria textil se encuentran los procesos avanzados de oxidación (PAOs) los cuales han sido aplicados de manera exitosa para la degradación de sustancias como colorantes (Hien *et al.*, 2022), antibióticos (Poza-Nogueiras *et al.*, 2022), fármacos (Martínez-Pachón *et al.*, 2022), herbicidas (da Silva *et al.*, 2022), entre otros. Uno de los PAOs más aplicados, por su simplicidad, es el proceso Fenton que involucra la reacción del H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> con sales de hierro (Fe<sup>2+</sup>) (**ecuación (1)**) para generar radicales hidroxilo (HO•, E°=2.8 V), los cuales cuentan con un alto poder oxidativo para mineralizar compuestos orgánicos (Casado, 2019; Pouran *et al.*, 2015).



Entre las desventajas del proceso Fenton se encuentra su rango estrecho de operación (pH = 2.8-3.0) necesario para evitar la precipitación del Fe<sup>2+</sup>, y el manejo que involucra el uso de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> asociado a su difícil transporte, almacenamiento y manipulación (Zhou *et al.*, 2018).

Como alternativa de tratamiento, surge el proceso electro-Fenton (EF) que consiste en la electrogeneración *in situ* de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a partir de una reacción de reducción del oxígeno disuelto en el agua (**ecuación (2)**), que en combinación con el Fe<sup>2+</sup> produce los radicales HO• (reacción Fenton). Esta reacción ocurre en el cátodo, en materiales porosos y de gran área superficial, principalmente de carbono (p.ej., fieltro de carbono, fibras de carbón activado, carbono vítreo reticulado, nanotubos de carbono). A su vez, este proceso se caracteriza por emplear pequeñas cantidades de Fe<sup>2+</sup>, debido a que en el cátodo se da la continua regeneración de estos iones a partir de la reducción del Fe<sup>3+</sup> (**ecuación (3)**) formado en la reacción Fenton, limitando así la generación excesiva de lodos de hierro (Brillas, 2021; Zhou *et al.*, 2018).

El uso del proceso EF en combinación con materiales anódicos adecuados (p.ej., diamante dopado con boro (BDD), Pt, IrO<sub>2</sub>, RuO<sub>2</sub>) favorece la oxidación de los compuestos orgánicos debido a la formación de radicales HO• en la superficie del ánodo (oxidación anódica, **ecuación (4)**) (Ramos *et al.*, 2021; Zhou *et al.*, 2018). Esta oxidación se da de manera eficiente en ánodos no activos como el BDD, en donde los radicales HO• son débilmente adheridos a la superficie de estos por fisorción. Esta débil adsorción puede favorecer la producción de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, propiciando así la reacción Fenton (**ecuación (5)**) (Zhou *et al.*, 2018).



Dada la problemática asociada con los efluentes textiles por su alta variabilidad y presencia de compuestos tóxicos y recalcitrantes, en este trabajo de investigación se evaluó el potencial del proceso Electro-Fenton (EF) con generación *in situ* de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> en el tratamiento de un agua residual industrial textil contaminada con el colorante Negro Ácido 194 (NA194), previa aplicación de un proceso primario de coagulación-floculación y empleando como electrodos fieltro de carbono activado comercial (cátodo) y BDD/Si (ánodo). Esto con el fin de obtener un efluente que cumpla con las condiciones de calidad fisicoquímica que permitan su descarga de manera segura a los cuerpos de agua (Resolución 0631 de 2015, MADS) y de aportar al desarrollo sostenible de este sector.

### ***Materiales y Métodos***

#### ***Reactivos químicos***

Sulfato de sodio anhidro ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , Extra Pure Grade, Duksan, Corea), sulfato de hierro heptahidratado ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , Extra Pure Grade, Duksan, Corea), ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ , 98%, 1.84 g/cm<sup>3</sup>, Merck KGaA, Darmstadt, Alemania), hidróxido de sodio (NaOH, ≥97% m/m, Carlo Erba, Val de Reuil, Francia).

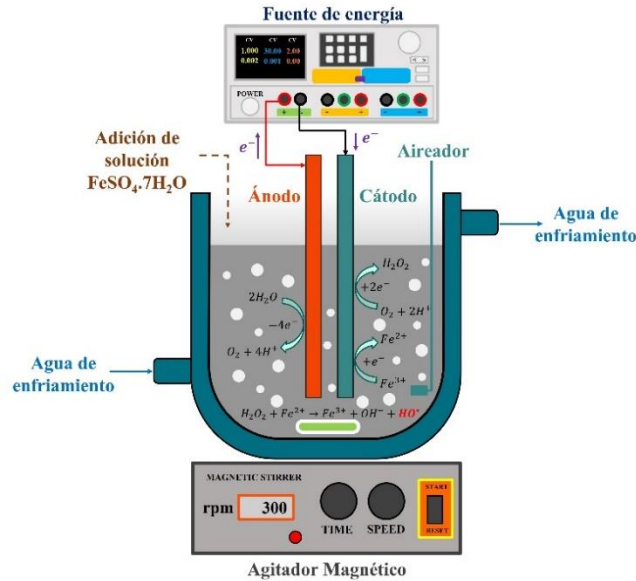
#### ***Agua residual industrial textil (ARnD)***

El agua residual industrial textil (ARnD) contaminada con el colorante NA194 utilizada en esta investigación corresponde a una muestra representativa de una empresa ubicada en el eje cafetero (Colombia). Inicialmente, el ARnD se sometió a un proceso primario de coagulación-floculación previamente optimizado en el Grupo de Investigación PRISMA (Quintero Arias, 2022). Así, el efluente obtenido de este proceso (ARnD-CF) corresponde al agua objeto de estudio para la aplicación del proceso EF. En la **Tabla 1** se incluyen los valores promedio de algunos de los parámetros fisicoquímicos obtenidos para el ARnD y el ARnD-CF, los cuales fueron determinados aplicando métodos estándar (APHA, 2017): pH (4500-H<sup>+</sup> B), demanda química de oxígeno (DQO) (5220 D), demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) (5210 B), sólidos suspendidos totales (SST) (2540 D), cloruros (Cl<sup>-</sup>) (4500-Cl<sup>-</sup> B), sulfatos ( $\text{SO}_4$ ) (4500- $\text{O}_4$  E), carbono orgánico total (COT) (5310 B), conductividad (2510 B), turbidez (2130 B), color real (2120 B). Para el caso del color real en diferentes longitudes de onda (436 nm, 525 nm y 620 nm) se empleó la ISO 7887: 2012-04 B.

#### ***Montaje experimental***

La representación esquemática del montaje experimental utilizado para el desarrollo del proceso EF se observa en la **Figura 1**. Esta celda electroquímica de un solo compartimento consiste en un reactor con una capacidad máxima de 250 mL, encaquetado y conectado a un sistema de recirculación de agua para el control de la temperatura (Julabo GmgH, F-12, Seelbach, Alemania). Para el suministro de corriente eléctrica se empleó una fuente de alimentación externa (OWON® ODP3063, China) operando en modo galvanostático. Los electrodos fueron colocados en el centro de la celda electroquímica en posición vertical y paralela. El cátodo consistió en una pieza de fieltro de carbono activado comercial de denominación ACF1600 (1500 m<sup>2</sup>/g, Ceramaterials LLC, E.E.U.U.) y como ánodo se empleó BDD/Si (NeoCoat®-Electrodes, Suiza).

Las condiciones experimentales utilizadas en el proceso EF para el tratamiento del ARnD-CF fueron: volumen de ARnD = 200 mL, pH = 3, T = 20°C, conductividad = 3.87 mS/cm (natural del ARnD-CF),  $[\text{Fe}^{2+}] = 0.83$  mM, agitación = 500 rpm, densidad de corriente = 10 mA/cm<sup>2</sup>, distancia entre electrodos = 1.4 cm, área sumergida: cátodo = 30 cm<sup>2</sup> y ánodo = 20 cm<sup>2</sup>; flujo de aireación = 1.5 L/min y tiempo de reacción = 120 min. Estas condiciones de operación se encuentran dentro del rango experimental usado en otros estudios reportados en la literatura (Afanga *et al.*, 2021; Clematis y Panizza, 2021; Zhou *et al.*, 2019). Previo al inicio del proceso EF, el pH del agua fue ajustado a un valor de 3 con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  y saturada con  $\text{O}_2$  mediante aireación por 15 min. Posteriormente se añadió la dosis correspondiente de  $\text{Fe}^{2+}$  al reactor y se dio inicio al proceso EF. Durante el proceso se garantizó agitación continua mediante una placa de agitación magnética (HANNA instruments HI 324). El pH fue monitoreado constantemente, el cual siempre estuvo en el rango de 2 a 3, favoreciendo así el proceso EF.



**Figura 1.** Esquema del montaje experimental para el proceso EF

Procedimientos analíticos

Para determinar la línea base de esta investigación, se inició con la caracterización fisico-química del ARnD-CF (**Tabla 1**) proveniente de un tratamiento previo de coagulación-floculación, siguiendo los métodos estándar de la American Public Health Organization (APHA, 2017). Los valores obtenidos en la caracterización del ARnD-CF y del efluente tratado mediante EF fueron comparados con los valores límites permisibles establecidos en la Resolución 0631 de 2015 (MADS, 2015) con el fin de determinar la eficiencia del tratamiento aplicado. La lectura de la concentración del colorante NA194 (mg/L) y DQO se realizó mediante un espectrofotómetro NANOCOLOR® UV/Vis II (Macherey-Nagel GmbH & Co. KG, Duren, Alemania).

La eficiencia del proceso EF aplicado al ARnD-CF fue monitoreada a través de la evolución de los valores de DQO (**ecuación (6)**). Para la evaluación económica se tuvo en cuenta el consumo energético específico (kWh/kgDQO<sub>removida</sub>, **ecuación (7)**) y el precio de la electricidad (0.196 USD/kWh) (Chec, 2023).

$$\% \text{Remoción de DQO} = \frac{DQO_0 - DQO_t}{DQO_0} \quad \text{Ecuación (6)}$$

Donde

DQO<sub>0</sub>: DQO inicial del ARnD-CF (mg/L)

DQO<sub>t</sub>: DQO en el tiempo *t* de tratamiento (mg/L)

$$CE \text{ (kWh/kgDQO}_{\text{removida}}) = 1000 \frac{EIt}{V\Delta DQO} \quad \text{Ecuación (7)}$$

Donde

CE: Consumo energético (kWh/kgDQO)

E: Voltaje promedio de la celda (V)

I: Intensidad de corriente aplicada (A)

t: Tiempo de tratamiento (h)

V: Volumen del ARnD-CF tratada (L)

$\Delta DQO$ : DQO removida (mg/L)

Para evaluar el grado de oxidación de la materia orgánica a causa del proceso EF, se obtuvo el estado de oxidación media (AOS) para el agua residual (**ecuación (8)**). Este toma valores desde -4 (estado más reducido del carbono, CH<sub>4</sub>) hasta 4 (estado más oxidado del carbono, CO<sub>2</sub>) (Gómez *et al.*, 2023).

$$AOS = 4 - 1.5x \frac{DQO \text{ (mg/L)}}{COT \text{ (mg/L)}} \quad \text{Ecuación (8)}$$

### **Resultados y discusión**

Los valores promedio y sus desviaciones de la caracterización fisico-química del agua industrial textil bajo estudio (ARnD) y del efluente de su tratamiento mediante coagulación floculación (ARnD-CF), así como los valores permisibles por la legislación ambiental vigente, se presentan en la **Tabla 1**. Se observa que el ARnD presenta un color negro intenso debido a la presencia del colorante azoico NA194. Esto implica un alto contenido de carga de compuestos orgánicos (que se refleja en los valores de DQO y DBO<sub>5</sub> los cuales exceden los límites permisibles de la Resolución 0631 de 2015). El ARnD presenta un bajo índice de biodegradabilidad (DBO<sub>5</sub>/DQO  $\approx$  0.20) lo cual dificulta la aplicación de un proceso biológico para su tratamiento. Por lo anterior, en primera medida se aplicó al ARnD un proceso de coagulación-floculación para la remoción de material coloidal, sólidos y colorante del agua residual. Sin embargo, se observa que, aunque la aplicación de este proceso primario permitió remover hasta un 97% del colorante y cerca del 60% de la DQO (Quintero Arias, 2022), los valores residuales de DQO y DBO<sub>5</sub> (DBO<sub>5</sub>/DQO  $\approx$  0.36 < 0.4) aún exceden los límites permisibles. Por esta razón, se implementó el proceso secuencial EF para dar cumplimiento de la Resolución 0631 de 2015 y así disminuir afectaciones sobre el recurso hídrico.

**Tabla 1.** Características físico-químicas del ARnD objeto de estudio y de los efluentes de su tratamiento por CF y CF-EF

Parámetro	Unidad	*Límite permisible	Valores promedio		
			ARnD	ARnD-CF	Efluente EF
<b>Generales</b>					
pH		6.00 a 9.00	8.21 ± 0.91	7.64 ± 0.11	2.39 ± 0.07
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L O <sub>2</sub>	400.00	3270 ± 521.2	1265 ± 14	341 ± 5.9
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	mg/L O <sub>2</sub>	200.00	648.2 ± 140.7	459.4 ± 171.5	-
Sólidos suspendidos totales (SST)	mg/L	600.00	55.61 ± 34.23	9.96 ± 1.76	-
<b>Iones</b>					
Cloruros (Cl <sup>-</sup> )	mg/L	1200.00	1691 ± 482	128 ± 4.0	-
Sulfatos (SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> )	mg/L	A&R	1310 ± 497.9	2333 ± 57	2028 ± 93
<b>Otros parámetros de análisis y reporte</b>					
Color real (Medidas de absorbancia a diferentes longitudes de onda: 436, 525, y 620 nm)	m <sup>-1</sup>	A&R	1.48 ± 0.42 1.51 ± 0.41 1.43 ± 0.40	0.45 ± 0.04 0.29 ± 0.06 0.25 ± 0.10	0.074 ± 0.014 0.027 ± 0.005 0.015 ± 0.006
<b>Parámetros adicionales de interés (No incluidos en la Resolución 631 de 2015 del MADS)</b>					
Carbono Orgánico Total (COT)	mg/L C	N.A.	1271 ± 253	595 ± 150	219 ± 31
Conductividad	mS/cm	N.A.	2.76 ± 0.59	3.90 ± 0.03	5.27 ± 0.08
Turbidez	NTU	N.A.	241.9 ± 161.8	184.9 ± 3.05	7.43 ± 0.45
	mg/L	N.A.	928 ± 161	22.12 ± 0.44	1.53 ± 0.21
	U. Pt-Co	N.A.	41330 ± 6249	1945 ± 15	143 ± 37
Color Real	Escala RGB	N.A.	[7; 0; 0]	[186; 149; 94]	[253; 251; 240]
	Tonalidad	N.A.			

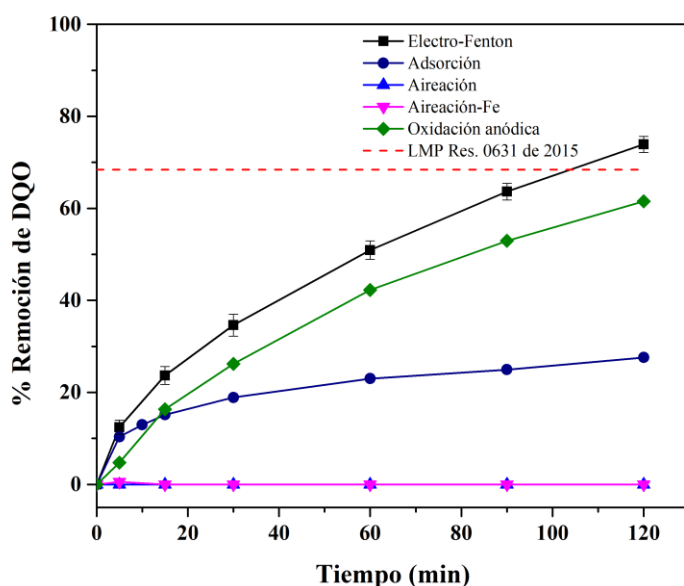
\*Valores límites permisibles de la Resolución 0631 de 2015 (MADS, 2015); N.A., No aplicable; A&R, Análisis y reporte

Los resultados obtenidos de la aplicación del proceso EF (**Figura 2**) muestran que en un tiempo de tratamiento cercano a 105 min es posible obtener un efluente con una DQO de 400 mg/L (%Remoción DQO ≈ 68.4, necesario en este caso para cumplir con la Resolución 0631 de 2015 (**Tabla 1, efluente EF**)). No ocurre lo mismo cuando se aplica el proceso de oxidación anódica bajo las mismas condiciones operacionales del proceso EF (sin presencia Fe<sup>2+</sup>) que, en el tiempo fijado de tratamiento (120 min) no alcanzó la eficiencia requerida (% Remoción obtenida ≈ 61.50). Aunque su participación resulta importante, el proceso EF, aún con una dosis baja de Fe<sup>2+</sup>, tuvo una mayor remoción de DQO con un menor consumo



energético específico (104.96 kWh/kg DQO removida vs. 75.08 kWh/kg DQO removida, respectivamente). Así, se tiene que la oxidación anódica incrementa el costo hasta en un 40% en comparación con el proceso EF (20.57 USD/kg DQO removida vs. 14.72 USD/kg DQO removida) sin llegar al cumplimiento del límite permisible de descarga. Esto se da teniendo en cuenta que en el proceso de oxidación anódica se da un mayor aumento del voltaje en el tiempo de reacción y adicionalmente una menor eficiencia de remoción de DQO.

De igual manera, se realizaron ensayos adicionales con el fin de determinar el efecto en la remoción de DQO aplicando al ARnD-CF: (i) sólo aireación; (ii) aireación e igual dosis de  $Fe^{2+}$  usada en EF. Los resultados arrojaron que no se presenta contribución en la remoción de DQO (**Figura 2**), permitiendo concluir que el proceso EF desempeña un papel principal en la oxidación de la materia orgánica.



**Figura 2.** Desempeño del proceso Electro-Fenton y sus componentes individuales en el tratamiento del efluente del proceso CF del ARnD bajo estudio

El uso de filtros de carbono presenta gran aplicación en los procesos EF debido a su porosidad y alta área superficial específica capaces de proveer abundantes centros activos para que ocurran reacciones redox (electrogeneración de  $H_2O_2$  y regeneración de  $Fe^{2+}$ ), además de su alta estabilidad y resistencia a agentes físicos y químicos (Huong *et al.*, 2017). Lo anterior se ve reflejado en la eficiencia de remoción de DQO y color alcanzadas en el proceso EF empleando una baja dosis de  $Fe^{2+}$ . Algunos autores sugieren que una alta capacidad de adsorción puede favorecer la oxidación de la materia orgánica presente en el agua residual a través del proceso EF debido a que concentra la misma (Chen *et al.*, 2019; Huong *et al.*, 2017). Con relación al papel que la adsorción sobre el ACF1600 puede tener en el proceso de tratamiento evaluado, en la **Figura 2** se observa que la DQO del ARnD-CF disminuyó hasta un 27% por este proceso físico. Esta saturación de la materia orgánica en el filtro puede favorecer el proceso EF debido a su concentración y disponibilidad para ser oxidada por los radicales  $HO^\bullet$  (Chen *et al.*, 2019).

Por otro lado, se observó una disminución cercana al 63% en el COT indicando una alta mineralización del ARnD-CF. A partir de los valores presentados en la **Tabla 1** se obtuvo el AOS para el ARnD-CF y el efluente tratado, arrojando valores de 0.81 y 1.66, respectivamente, en comparación con el obtenido para el ARnD (0.14). Este incremento en el AOS para el efluente tratado indica una alta oxidación de los compuestos orgánicos presentes en el ARnD-CF por lo que el proceso EF resulta promisorio para su implementación en un proceso secuencial.

### Conclusiones

El uso de fieltro de carbono activado comercial en combinación con un ánodo de BDD/Si a través de un proceso electro-Fenton permitió la reducción de la DQO hasta en un 74% y de la concentración del colorante NA194 hasta en un 93% en el tiempo de reacción aplicado (120 min). Por lo anterior, el proceso electro-Fenton se puede considerar como una alternativa de interés gracias a su desempeño y mejoramiento de las condiciones fisicoquímicas del agua residual. Por otra parte, el uso de materiales de carbono juega un papel importante en este proceso de tratamiento toda vez que permite favorecer la generación *in situ* de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, disminuyendo así las limitaciones del proceso convencional Fenton asociadas a su manejo, transporte y almacenamiento.

### Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo financiero de MinCiencias (Convocatoria 852-2019, Proyecto: 202010034716, Contrato: 172-2021; HERMES-46681) y de la Universidad Nacional de Colombia (Convocatoria para el Fortalecimiento de la Investigación, Creación, e Innovación Articulado con la Formación en la Universidad Nacional de Colombia 2020-2021: HERMES-51167 y HERMES-51225). Luis Miguel Salazar Sogamoso es beneficiario de una beca de Posgrado de la Universidad Nacional de Colombia.

### Referencias bibliográficas

- Afanga, H., Zazou, H., Titchou, F. E., Gaayda, J. El, Sopaj, F., Akbour, R. A., & Hamdani, M. (2021). Electrochemical oxidation of Naphthol Blue Black with different supporting electrolytes using a BDD /carbon felt cell. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104498>
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23rd ed. Washington, DC. ISBN: 978-0-87553-287-5.
- Brillas, E. (2021). Recent development of electrochemical advanced oxidation of herbicides. A review on its application to wastewater treatment and soil remediation. *Journal of Cleaner Production*, 290. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125841>
- Casado, J. (2019). Towards industrial implementation of Electro-Fenton and derived technologies for wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(1). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.102823>
- Chec. Grupo EPM. (2023). "Publicaciones de tarifas". Consultado el 14 de abril de 2023, disponible en: <https://www.chec.com.co>
- Chen, S., Tang, L., Feng, H., Zhou, Y., Zeng, G., Lu, Y., Yu, J., Ren, X., Peng, B., & Liu, X. (2019). Carbon felt cathodes for electro-Fenton process to remove tetracycline via synergistic adsorption and degradation. *Science of the Total Environment*, 670, 921–931. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.086>
- Clematis, D., & Panizza, M. (2021). Electro-Fenton, solar photoelectro-Fenton and UVA photoelectro-Fenton: Degradation of Erythrosine B dye solution. *Chemosphere*, 270. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129480>

- da Silva, V. E. C., Tadayozzi, Y. S., Putti, F. F., Santos, F. A., & Forti, J. C. (2022). Degradation of commercial glyphosate-based herbicide via advanced oxidative processes in aqueous media and phytotoxicity evaluation using maize seeds. *Science of the Total Environment*, 840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156656>
- Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE). (2022). Boletín Técnico Producto Interno Bruto (PIB). II trimestre 2022 preliminar. Consultado el 13 de abril de 2023, disponible en: <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/cuentas-nacionales>
- Gómez, C. A., Gómez-García, M.-Á., & Dobrosz-Gómez, I. (2023). Analysis of the Capacity of the Fenton Process for the Treatment of Polluted Wastewater from the Leather Dyeing Industry. *The Scientific World Journal*, 2023, 1–21. <https://doi.org/10.1155/2023/4724606>
- Hien, S. A., Trelu, C., Oturan, N., Assémian, A. S., Briton, B. G. H., Drogui, P., Adouby, K., & Oturan, M. A. (2022). Comparison of homogeneous and heterogeneous electrochemical advanced oxidation processes for treatment of textile industry wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 437. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129326>
- Holkar, C. R., Jadhav, A. J., Pinjari, D. V., Mahamuni, N. M., & Pandit, A. B. (2016). A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches. *Journal of Environmental Management*, 182, 351–366. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.090>
- Huong, T., Bechelany, M., & Cretin, M. (2017). Carbon felt based-electrodes for energy and environmental applications: A review. *Carbon*, 122, 564–591. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2017.06.078>
- Hussain, J., Hussain, I., & Arif, M. (2004). Characterization Of Textile Wastewater. *Industrial Pollution Control*, 20(1).
- Industrial Trade Center – ITC. (2021). Estadísticas del comercio para el desarrollo internacional de las empresas. Trade Map. <https://www.trademap.org/Index.aspx>
- Islam, T., Repon, M. R., Islam, T., Sarwar, Z., & Rahman, M. M. (2023). Impact of textile dyes on health and ecosystem: a review of structure, causes, and potential solutions. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(4), 9207–9242. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24398-3>
- Martínez-Pachón, D., Botero-Coy, A. M., Hernández, F., León López, N., Torres-Palma, R. A., & Moncayo-Lasso, A. (2022). Elimination of contaminants of emerging concern and their environmental risk in world-real municipal wastewaters by electrochemical advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107803>
- Oller, I., Malato, S., & Sánchez-Pérez, J. A. (2011). Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination-A review. *Science of the Total Environment*, 409(20), 4141–4166. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.061>
- Pouran, S., Abdul Aziz, A. R., & Wan Daud, W. M. A. (2015). Review on the main advances in photo-Fenton oxidation system for recalcitrant wastewaters. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21, 53–69. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2014.05.005>
- Poza-Nogueiras, V., Gomis-Berenguer, A., Pazos, M., Sanroman, A., & Ania, C. O. (2022). Exploring the use of carbon materials as cathodes in electrochemical advanced oxidation processes for the degradation of antibiotics. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107506>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (2015). Resolución 0631 de 2015. Diario Oficial No. 49.486 de 18 de abril de 2015.
- Naciones Unidas. (2019). El costo ambiental de estar a la moda. Consultado el 13 de abril de 2023, disponible en: <https://news.un.org/es/story/2019/04/1454161>
- Quintero Arias, J.D. (2022). Tratamiento de las aguas residuales industriales resultantes del teñido con colorante negro usando Procesos Avanzados de Oxidación, Tesis de Doctorado en Ingeniería – Ingeniería Química - en desarrollo.
- Ramos, M. D. N., Santana, C. S., Velloso, C. C. V., da Silva, A. H. M., Magalhães, F., & Aguiar, A. (2021). A review on the treatment of textile industry effluents through Fenton processes. *Process Safety and Environmental Protection*, 155, 366–386. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.09.029>
- Sarayu, K., & Sandhya, S. (2012). Current technologies for biological treatment of textile wastewater-A review. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 167(3), 645–661. <https://doi.org/10.1007/s12010-012-9716-6>
- Zhou, M., Oturan, M., & Sirés, I. (2018). *The Handbook of Environmental Chemistry* (Vol. 61). Springer Nature Singapore Pte Ltd. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-6406-7>
- Zhou, W., Rajic, L., Chen, L., Kou, K., Ding, Y., Meng, X., Wang, Y., Mulaw, B., Gao, J., Qin, Y., & Alshawabkeh, A. N. (2019). Activated carbon as effective cathode material in iron-free Electro-Fenton process: Integrated H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> electrogeneration, activation, and pollutants adsorption. *Electrochimica Acta*, 296, 317–326. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2018.11.052>

## CARACTERIZACIÓN DE EFLUENTES INDUSTRIALES DE LA LIXIVIACIÓN DE ORO CON CIANURO EN ENTABLES MINEROS DEL DEPARTAMENTO DE CALDAS

**Guillermo H. Gaviria López<sup>1</sup>, Miguel Ángel Gómez García<sup>1</sup>, Izabela Dobrosz Gómez<sup>2\*</sup>**

<sup>1</sup>LM&PR: Laboratorio de Materiales y Procesos Reactivos. PRISMA: Grupo de Investigación en Procesos Reactivos Intensificados y Materiales Avanzados. Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales.

<sup>2</sup> LM&PR: Laboratorio de Materiales y Procesos Reactivos. PRISMA: Grupo de Investigación en Procesos Reactivos Intensificados y Materiales Avanzados. Departamento de Física y Química, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales.

\*Autor correspondiente: Departamento de Física y Química, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales. Campus La Nubia, Bloque L, Manizales, Caldas, Colombia. 170003. Email: [idobrosz-gomez@unal.edu.co](mailto:idobrosz-gomez@unal.edu.co)

### **Abstract**

To establish a baseline on the quality of wastewater from the gold leaching process with cyanide in mining facilities in the department of Caldas, the characterization of its effluents was carried out, monitoring the parameters established in Resolution 0631 of 2015 of the Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (T, pH, COD, BOD<sub>5</sub>, TSS, SS, G & A, Phenols, ASMB, HTP, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, P, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NH<sub>3</sub>, N, CN<sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, S<sup>2-</sup>, As, Cd, Zn, Cu, Cr, Fe, Hg, Ni, Ag, Pb, Total acidity, Total alkalinity, Calcium hardness, Total hardness and Color). Six samples were taken over a six-month period with monthly sampling directly from the tailings from the gold extraction process before they were discharged into surface water bodies. The average results of the samplings were normalized based on the value of the maximum permissible limit in specific discharges to surface water bodies and public sewerage systems, established by current national environmental regulation. Of the 22 parameters with an established limit value, the 16 did not meet it and some parameters such as the concentrations of CN<sup>-</sup>, Zn, Cu, Fe and Cd exceeded the environmental limit by several orders of magnitude. Finally, knowing the characteristics of some mining effluents in the region, suggestions were made regarding treatment methods aimed at mitigating the impact of discharges on the environment.

Keywords: Characterization, Cyanide, Gold leaching effluents, Caldas Department

### **Resumen**

Con el fin de establecer una línea base sobre la calidad de las aguas residuales provenientes del proceso de lixiviación de oro con cianuro en entablos mineros del departamento de Caldas, se llevaron a cabo la caracterización de sus efluentes monitoreando los parámetros establecidos en la Resolución 0631 del 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (T, pH, COD, BOD<sub>5</sub>, TSS, SS, G & A, Fenoles, ASMB, HTP, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, P, N- NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NH<sub>3</sub>, N, CN<sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, S<sup>2-</sup>, As, Cd, Zn, Cu, Cr, Fe, Hg, Ni, Ag, Pb, Acidez total, Alcalinidad total, Dureza cálcica, Dureza total y Color). Se realizaron seis tomas de muestra, en un periodo de seis meses con muestreos mensuales, directamente en los desechos del proceso de extracción de oro antes de que estos fueran vertidos a cuerpos de agua superficiales. Los resultados promedio de los muestreos fueron normalizados con base en el valor límite máximo permisible en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales a los sistemas de alcantarillado público, establecido

por la normativa ambiental nacional vigente. Se encontró que de los 22 parámetros que tienen un valor límite establecido, los 16 no lo cumplen y algunos parámetros como las concentraciones de  $\text{CN}^-$ , Zn, Cu, Fe y Cd exceden en varios órdenes de magnitud el límite ambiental. Finalmente, al conocer las características de algunos efluentes mineros de la región, se realizaron algunas sugerencias sobre métodos de tratamiento encaminados a mitigar el impacto de los vertimientos sobre el ecosistema.

**Palabras clave:** Caracterización de parámetros fisicoquímicos, Cianuro, Efluentes de lixiviación de oro, Departamento de Caldas.

### **Introducción**

La minería en Colombia aporta ca. del 2% del PIB siendo el oro el principal mineral metalífero (UPME, 2023). Su extracción se realiza por medios mecánicos y/o químicos (lixiviación). El uso de cianuro para la lixiviación es la tecnología más efectiva y usada en el mundo y, de hecho, es la más empleada en entables mineros del departamento de Caldas. Durante este proceso, en presencia de oxígeno y en condiciones alcalinas, la solución de cianuro disuelve metales preciosos de sus minerales. Esta operación se puede realizar utilizando soluciones de cianuro con concentraciones entre 100 a 500 mg/L (Mudder y Botz, 2001). Sin embargo, la mayoría de las empresas mineras utilizan cianuro en exceso. Esto dado que la lixiviación no es un proceso selectivo y el cianuro también reacciona con otros metales presentes en los minerales. Los efluentes resultantes de esta etapa pasan a una recuperación en la que se adiciona zinc, el cual desplaza al oro en el complejo cianometálico y lo libera para su posterior concentración. El efecto colateral de este proceso es la emisión de efluentes líquidos que contienen tanto el cianuro remanente del proceso de lixiviación como el cúmulo de material propio de la matriz mineral que fue objeto de la extracción (Dobrosz-Gómez et al., 2017). Gaviria y Meza (2006) reportaron, para 11 plantas ubicadas en Segovia (Antioquia) y Marmato (Caldas), concentraciones de cianuro remanente de lixiviación entre 588 y 5590 mg/L. Por otro lado, los efluentes de un entable minero ubicado en Marmato (Caldas), monitoreado bimensualmente durante dos años y medio, contenían concentración de cianuro entre 300 y 2020 mg/L y una Demanda Química de Oxígeno, DQO, de aprox. 3740 mg/L (Gaviria, 2016; Dobrosz-Gómez et al., 2017; Dobrosz-Gómez et al., 2020). En los últimos años, considerando las características nocivas de cianuro (U.S. Department of Health and Human Services, 2006), ha crecido el interés por mitigar el impacto ambiental causado por este tipo de vertimientos. Sin embargo, si bien el cianuro es un compuesto ampliamente conocido por su peligrosidad y efecto tóxico, no es la única sustancia presente en los efluentes de lixiviación con alto potencial ecológico negativo. Es por eso que, en Colombia, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) estableció, mediante la Resolución 0631/2015, los parámetros fisicoquímicos de interés para aguas residuales de minería de oro, así como sus valores límites máximos permisibles (VLMP) en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales a los sistemas de alcantarillado público.

Las aguas residuales de la extracción de oro presentan una amplia gama de componentes asociados a la mineralogía de las menas. Por ejemplo, Yañes et al. 2005 reportan que un asentamiento minero ubicado en San Pedro Frio (Colombia) contiene minerales como Au, Ag, Te, Zn, Cu, Pb, Fe y en menor proporción S. Sin bien es entendible que cada sitio de explotación tenga mineralogía distinta, lo cierto es que se puede esperar que los efluentes de origen minero contengan una mezcla de minerales, principalmente metales pesados. Además, el cianuro puede reaccionar con metales pesados y formar complejos de estabilidad relativa y toxicidad diferente a los compuestos iniciales (Johnson, 2015). Considerando que las características fisicoquímicas de las menas pueden variar considerablemente, que una vez que se lleva a cabo la lixiviación con cianuro éste puede reaccionar y formar complejos cianometálicos y que además, tanto el cianuro, sus complejos y las demás sustancias en los efluentes pueden tener un impacto ecológico negativo, se tomó como referencia el compendio de parámetros fisicoquímicos de la Resolución 0631/2015 para establecer una línea base de caracterización de aguas residuales de minería de oro. Es posible que haya más características fisicoquímicas de interés e

inclusivo podrían emerger propiedades no previstas por la mezcla de compuestos en las aguas residuales de minería. Sin embargo, se consideró que la resolución mencionada contempla un espectro amplio de parámetros fisicoquímicos y brinda piso jurídico para evaluar efluentes (y de esta manera el impacto de la actividad minera) y parasoportar acciones de mitigación sobre la contaminación generada por el vertimiento de los efluentes en cuestión.

Dentro de las alternativas para el tratamiento de aguas contaminadas con cianuro se encuentran diversos procesos y diversas formas de agruparlos. [Kuyucak y Akcil \(2013\)](#) los clasifican como sigue: i) adición química bajo condiciones controladas; ii) oxidación biológica; iii) métodos de recuperación de cianuro; iv) procesos de absorción; v) métodos electrolíticos; y vi) atenuación natural (estos no se analizarán debido a que ocurren una vez se ha hecho el vertimiento con cianuro y esta es la práctica que se desea evitar). En cada categoría se puede hallar un abanico de posibilidades de tratamiento cada uno con ventajas y desventajas, por lo que conocer las características de los efluentes a tratar permite seleccionar los procesos adecuados para el tratamiento. Cabe resaltar que muchos de los métodos empleados para el tratamiento responden a condiciones de planta ampliamente reportadas (p.e., concentraciones de cianuro entre 100 y 500 mg/L). Sin embargo, el contexto nacional presenta valores incluso 10 veces mayores como se mencionó antes y como se verá en los resultados de esta investigación. Debido a esto, muchos métodos convencionales podrían no ser aptos para el tratamiento de efluentes y se deben buscar alternativas que respondan a las condiciones particulares de los efluentes caracterizados.

### **Metodología**

Para este estudio se seleccionaron diferentes entables mineros del departamento de Caldas, y se realizaron seis tomas de muestra, en periodo de seis meses con tomas de muestras mensuales, directamente en los descoles del proceso de extracción de oro antes de que estos fueran vertidos. Considerando que la minería de oro en Colombia a pequeña escala es regulada en cuando al otorgamiento de licencias, existen muchas tensiones entre los beneficios económicos generados por la extracción y el impacto sobre el ecosistema. Por un lado, en regiones de vocación minera, las actividades de extracción, recuperación y venta de oro ocupan los primeros renglones de la economía; por otro lado, la minería genera impactos ecológicos negativos causados por el vertimiento de residuos. Tomando esto en consideración, no se suministran detalles sobre la ubicación específica de los puntos de muestreo seleccionados.

Para las mediciones en campo, muestreo, preservación, almacenamiento, transporte y análisis de muestras se siguieron los lineamientos del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia – IDEAM – ([IDEAM, 2002](#)) y los Métodos Estándar para Agua y Agua Residual (SMWW por sus siglas en inglés) ([Standard Methods Committee et al., 2017](#)). Los parámetros fisicoquímicos y el Método Estándar empleado para la determinación de este se listan en la **Tabla 1**. Esta información se complementa con el VLPM establecido en la [Resolución 0631/2015](#) que puede ser un intervalo (p.ej. para el pH), un valor puntual o solo requerir Análisis y Reporte (A & R). Además de la **Tabla 1** donde está la gran mayoría de parámetros listados en la [Resolución 0631/2015](#), se presenta la **Tabla 2** donde se incluyen parámetros agrupados como “otros parámetros” y los cuales solo ameritan A & R.

**Tabla 1.** Parámetros fisicoquímicos para la caracterización de los efluentes de lixiviación de oro

Parámetros	Método Estándar (Standard Methods Committee <i>et al.</i> , 2017)	Unidad	VLMP
<b>Generales</b>			
Temperatura	SMWW 2550 B	°C	40
pH	SMWW 4500 H+ B, potenciométrico	-----	6.00 – 9.00
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	SMWW 5220 D, reflujo cerrado	mg O <sub>2</sub> /L	150.00
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	SMWW 5210 B, respirométrico	mg O <sub>2</sub> /L	50.00
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	SMWW 2540 D, gravimétrico	mg/L	50.00
Sólidos Sedimentables (SS)	SMWW 2540 F, volumétrico	mL/L	2.00
Grasas y Aceites (G & A)	SMWW 5520 D, extracción Soxhlet	mg/L	10.00
Fenoles	SMWW 5530 B, C, extracción con cloroformo	mg/L	0.20
Sustancias Activas al azul de Metileno (SAAM)	SMWW 5540 C, extracción – colorimetría	mg/L	A & R
<b>Hidrocarburos</b>			
Hidrocarburos Totales (HTP)	SMWW 5520 F, extracción Soxhlet	mg/L	10.00
<b>Compuestos de fósforo</b>			
Ortofosfatos (P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	SMWW 4500-P D, muestra filtrada a 0.45µm	mg/L	A & R
Fósforo Total (P)	SMWW 4500-P D, cloruro estañoso	mg/L	A & R
<b>Compuestos de nitrógeno</b>			
Nitratos (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	SMWW 4500-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> B, espectrofotométrico UV	mg/L	A & R
Nitritos (N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	SMWW 4500 - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> B, colorimétrico	mg/L	A & R
Nitrógeno Amoniacal (N-NH <sub>3</sub> )	SMWW 4500-NH <sub>3</sub> C, destilación – volumetría	mg/L	A & R
Nitrógeno Total (N)	4500-N. SMWW, Macro-Kjeldhal, destilación – volumetría	mg/L	A & R
<b>Iones</b>			
Cianuro Total (CN <sup>-</sup> )	SMWW 4500-CN <sup>-</sup> C, D, destilación – volumetría	mg/L	1.00
Cloruros (Cl <sup>-</sup> )	SMWW 4500-Cl B, volumétrico	mg/L	250.00
Sulfatos (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	SMWW 4500-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> E, turbidimétrico	mg/L	1200.00
Sulfuros (S <sup>2-</sup> )	SMWW 4500-S <sup>2-</sup> F, yodométrico	mg/L	1.00
<b>Metales y Metaloides</b>			
Arsénico (As)	EPA 6010 D, espectrometría de emisión atómica de plasma acoplada inductivamente (ICP-OES)	mg/L	0.10
Cadmio (Cd)	SMWW 3111 B, absorción atómica por flama	mg/L	0.05
Cinc (Zn)	SMWW 3111 B, absorción atómica por flama	mg/L	3.00
Cobre (Cu)	SMWW 3111 B, absorción atómica por flama	mg/L	1.00
Cromo (Cr)	SMWW 3111 B, absorción atómica por flama	mg/L	0.50
Hierro (Fe)	SMWW 3111 B, absorción atómica por flama	mg/L	2.00
Mercurio (Hg)	SMWW 3030 K, 3112, B, absorción atómica - vapor frio	mg/L	0.002
Níquel (Ni)	SMWW 3111 B, absorción atómica por flama	mg/L	0.50
Plata (Ag)	SMWW 3111 B, absorción atómica por flama	mg/L	0.50
Plomo (Pb)	SMWW 3111 B, absorción atómica por flama	mg/L	0.20

**Tabla 2.** Parámetros fisicoquímicos para la caracterización de los efluentes de lixiviación de oro – Otros parámetros

Parámetros	Método Estándar (Standard Methods Committee <i>et al.</i> , 2017)	Unidad	LMP
Acidez Total	SMWW 2310 B, volumétrico	mg CaCO <sub>3</sub> /L	A & R
Alcalinidad Total	SMWW 2320 B, volumétrico	mg CaCO <sub>3</sub> /L	A & R
Dureza Cálctica	SMWW 2340 C, volumétrico	mg CaCO <sub>3</sub> /L	A & R
Dureza Total	SMWW 2340 C, volumétrico	mg CaCO <sub>3</sub> /L	A & R
Color Real (436 nm, 525 nm y 620nm)	SMWW 2120 E, espectrofotométrico UV	m <sup>-1</sup>	A & R

### Resultados y Discusión

Se debe comentar inicialmente que la [Resolución 0631/2015](#) establece el seguimiento de 35 parámetros, pero de ellos solo 23 tiene un VLMP. Los parámetros como el SAAM, HTP y los categorizados en Compuestos de fósforo, Compuestos de nitrógeno y Otros parámetros, fueron monitoreados. Sin embargo, como el objetivo de este estudio es hacer una comparación con la normativa ambiental, no se reportan aquí. Se espera que una vez el país avance con el cumplimiento de los requerimientos mínimos de vertimiento en el sector de la minería de oro, se puede seguir trabajando de la mano de los explotadores de oro a pequeña y gran escala para mejorar la calidad de los efluentes y establecer valores de descarga que impacten al mínimo los cuerpos de agua donde se realice el vertimiento.

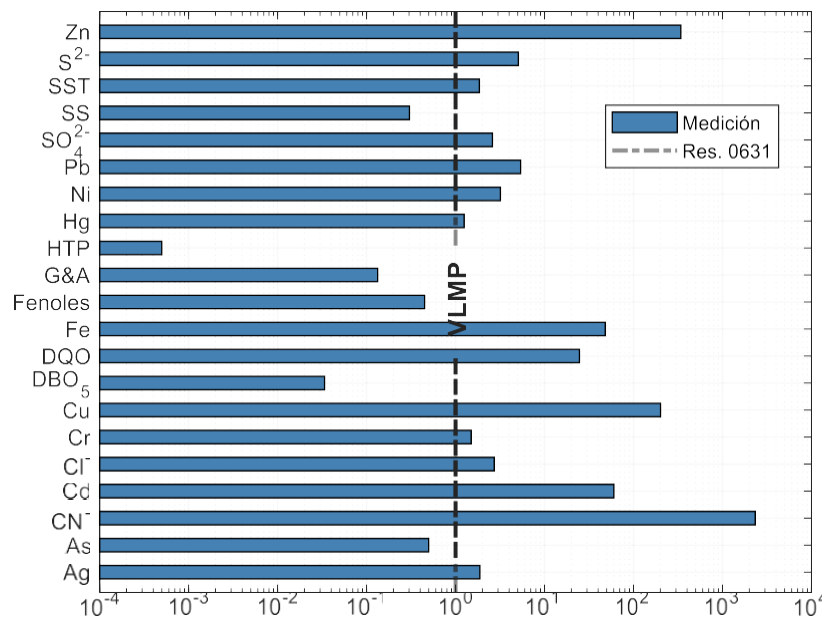
Los valores medios de los parámetros fisicoquímicos que deben cumplir con un VLMP se muestran en la **Figura 1**. Con el fin de comparar los valores medios de cada parámetro fisicoquímico con el límite máximo permisible según la normativa ambiental nacional, su valor medido fue normalizado dividiéndolo entre el VLMP correspondiente. Así, si su cociente es  $\leq 1$  se entienda que este cumple con la norma, pero si es  $> 1$  se entienda que este no cumple la norma. Además, dependiendo del valor del cociente se puede inferir que tan lejano está el valor del parámetro con respecto al límite máximo permisible según la normativa ambiental vigente. Como algunos parámetros fisicoquímicos excedieron por mucho el valor estimado por la Resolución 0631/2015, la **Figura 1** se construyó con eje logarítmico para poder comparar todas las mediciones a pesar de que los órdenes de magnitud son distintos.

La normalización de los parámetros fisicoquímicos se realizó tomando sus valores resultados de caracterización y del VLMP en unidades de mg/L. Por lo tanto, en la **Figura 1** no se incluyó ni la temperatura ni el pH de los efluentes bajo estudio. Sus valores medios resultado de caracterización ( $T = 24.6 \text{ }^\circ\text{C}$  y  $\text{pH} = 10.7$ ) indican que la temperatura se encuentra dentro de sus límites permisibles mientras que el pH excede el intervalo de sus valores autorizados.

Según se observa en la **Figura 1**, solo el arsénico, la DBO<sub>5</sub>, los fenoles, las grasas y aceites, los hidrocarburos totales y los sólidos sedimentables tienen un valor por debajo del límite ambiental; además la temperatura también está por debajo del VLMP. Esto quiere decir que aproximadamente el 70% de los parámetros para los que la normativa establece un VLMP no cumplen con dicho requerimiento.



Una vez se han establecido los parámetros que exceden los límites establecidos por la normativa ambiental, se debe resaltar que el  $\text{CN}^-$  esta aproximadamente 2000 veces por encima del valor permisible, el Zn aproximadamente 300 veces, el Cu aproximadamente 200 veces y de manera similar el Cd, el Fe y la DQO superan sus respectivos límites más de 10 veces. Se podría intuir una relación entre el valor elevado de DQO y el  $\text{CN}^-$ , dado que este último es oxidable por lo que, si el valor de  $\text{CN}^-$  es elevado, se espera que el valor de DQO también lo sea. Respecto a los demás metales que exceden por mucho sus límites legales establecidos, se puede dilucidar que la presencia elevada de Cd, Fe y Cu puede deberse a la mineralogía de la mena. Por último, la concentración elevada de Zn puede estar asociada tanto a la mineralogía como puede ser ocasionada por la adición de cinc en la etapa de cementación. Esta adición es posterior a la lixiviación y tiene como objetivo desplazar el cianuro del complejo cianoáurico para liberar el oro.



**Figura 1.** Resultados de la caracterización y VLMP de la [Resolución 0631/2015](#)

A partir de la línea base establecida en este estudio se puede explorar posibilidades de tratamiento. En primer lugar, la adición química de agentes oxidantes puede ser una alternativa considerando que el ion  $\text{CN}^-$  puede ser oxidado hasta  $\text{CO}_2$  y  $\text{N}_2$ , lo cual se puede lograr con agentes oxidantes fuertes (p.e.,  $\text{H}_2\text{O}_2$ ). Sin embargo, se debe considerar las implicaciones del transporte, almacenamiento y manejo de este tipo de sustancias. En segundo lugar, si bien el valor de la  $\text{DBO}_5$  está por debajo del VLMP, al establecer la relación  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  esta presenta un valor bajo ( $4.6 \times 10^{-4}$ ). Esto indica que el efluente de origen minero no puede ser tratado por métodos biológicos. En tercer lugar, los métodos de recuperación de cianuro implican sistemas robustos de separación dado que en muchos casos se debe manejar cianuro en forma de  $\text{HCN}$  el cual es un gas muy volátil y altamente tóxico. Además, el efluente es una matriz compleja por la presencia de varios metales que forman complejos con cianuro, lo que impone límites termodinámicos a la hora de pensar en una operación de separación. En cuarto lugar, se pueden utilizar sistemas de absorción para remover cianuro y metales pesados de los fluyentes, sin embargo, se debe tener presente que estos solo cambian el contaminante de fase, por lo que se pueden generar subproductos con altas cargas tóxicas, aunque en menor volumen. Finalmente, están los métodos electroquímicos los cuales pueden aprovechar la alta conductividad del efluente (consecuencia de la presencia de metales y aniones) para oxidar el cianuro

(oxidación anódica) y de paso remover metales del efluente (reducción catódica). Estas tecnologías son aptas para concentraciones de cianuro elevadas como es el caso de los efluentes analizados; sin embargo, en contra parte, pueden requerir tiempos de operación largos según condiciones de operación específicas de la celda electroquímica.

### **Conclusiones**

Los resultados obtenidos permiten avanzar en el conocimiento de las características fisicoquímicas de efluentes mineros del departamento de Caldas. Además, permiten contribuir al establecimiento de una línea base a la luz de la normativa ambiental vigente (Resolución 0631/2015), mostrando la problemática ambiental ocasionado por las altas cargas contaminantes en los descoles de la lixiviación de oro. Los efluentes analizados muestran un gran número de parámetros fisicoquímicos que no cumplen con la normativa ambiental nacional vigente. Compuestos con el  $CN^-$  y metales pesados como Cu, Fe, Zn y Cd exceden por mucho los valores límites máximos permisibles. Estos hechos deben movilizar tanto a autoridades ambientales como a mineros de la región a buscar alternativas de tratamiento que respondan a las necesidades propias de los efluentes producidos por la extracción de oro en el departamento de Caldas.

Considerando que la mineralogía de las menas de oro a lo largo del país puede variar considerablemente, y que las prácticas mineras a pequeña escala son similares, este estudio brinda un punto de partida para planificar acciones de mitigación por la contaminación ocasionada por efluentes de lixiviación de oro de entables mineros en el territorio colombiano. Sin embargo, se debe seguir aunando esfuerzos para caracterizar efluentes y tener información de primeramano para tomar decisiones. Por el contrario, muestra la importancia de tener un espectro más claro de las características del efluente para hacer una selección adecuada de los métodos de tratamiento.

Finalmente, de acuerdo con las características de los efluentes analizados, no se considera pertinente el uso de métodos de tratamiento biológicos para su tratamiento. Se debe buscar generar la menor cantidad de subproductos con la mínima carga tóxica. La oxidación por adición de agentes oxidantes o el uso de métodos electroquímicos pueden ser alternativas para tratar los efluentes mineros y mitigar el efecto que estos tienen sobre el ecosistema.

### **Agradecimientos**

A la Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales por el apoyo económico a través de la Convocatoria para el Fortalecimiento de la Investigación, Creación e Innovación Articulado con la Formación en la Universidad Nacional de Colombia 2020-2021 (Proyecto HERMES 55259). Guillermo H. Gaviria López es beneficiario de una beca del Bicentenario Cohorte I otorgada por el Ministerio de Ciencia Tecnología e Innovación (Minciencias).

### **Referencias bibliográficas**

- Dobrosz-Gómez I., Ramos García B. D., Gil Pavas E., Gómez-García M. Á. (2017) Kinetic study on HCN volatilization in gold leaching tailing ponds. *Miner. Eng.*, **110**, 185–194. DOI: [10.1016/j.mineng.2017.05.001](https://doi.org/10.1016/j.mineng.2017.05.001)
- Dobrosz-Gómez, I., Gómez-García, M. Á., Gaviria, G. H., Gil Pavas, E. (2020). Mineralization of cyanide originating from gold leaching effluent using electro-oxidation: multi-objective optimization and

- kinetic study, *Journal of Applied Electrochemistry*, **50**(2), 217-230. DOI: 10.1007/s10800-019-01392-1
- Gaviria, A. C., Meza, L.A. (2006). Análisis de alternativas para la degradación del cianuro en efluentes líquidos y sólidos del municipio de Segovia, Antioquia y en la planta de beneficio de la empresa Mineros Nacionales, municipio de Marmato, Caldas, *Dyna*, **149**, 31-44.
- Gaviria López, G. H. (2016). Tratamiento de aguas residuales del proceso de lixiviación de oro con cianuro a través de oxidación electroquímica. Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales, Departamento de Ingeniería Química. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/58320>
- IDEAM (2002) Guía para el monitoreo de vertimientos, aguas superficiales y subterráneas. Consultado el 11 de marzo de 2023.  
Disponible en [https://oab.ambientebogota.gov.co/?post\\_type=dlm\\_download&p=3834](https://oab.ambientebogota.gov.co/?post_type=dlm_download&p=3834)
- Johnson, C. A. (2015). The fate of cyanide in leach wastes at gold mines: An environmental perspective, *Applied geochemistry*, **57**, 194-205. DOI: [10.1016/j.apgeochem.2014.05.023](https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.05.023)
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Resolución 0631 (17, marzo, 2015) Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones. El Ministerio. Bogotá D.C. Colombia.
- Mudder TI, Botz MM, Smith A. (2001) Chemistry and treatment of cyanidation wastes. Mining Journal Books Ltd., London. Standard Methods Committee, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Laura L. Bridgewater, Rodger B. Baird, Andrew D. Eaton, y Eugene W. Rice, eds. 2017. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Vol. 1. 23rd edition. Washington, DC: American Public Health Association-APHA Press.
- UPME (2023). Indicadores económicos de minería. Consultado el 11 de marzo de 2023. Disponible en: <https://www1.upme.gov.co/simco/Cifras-Sectoriales/Paginas/IndicadoresEconomicos.aspx>
- U.S. Department of Health and Human Services (2006) Toxicological profile for Cyanide. Consultado el 11 de marzo de 2023. Disponible en: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp8.pdf>.
- Yáñez Traslaviña J. J., Vargas Ávila M. A., García Páez, I. H., Pedraza Rosas J. E. (2005) Mejora de los procesos de beneficio y extracción de minerales auroargentíferos del asentamiento minero de San Pedro Frío, Colombia, *Revista de metalurgia*, **41**(2), 116-125. DOI: 10.3989/revmetalm.2005.v41.i2.195