

Memorias del Seminario Nacional de Gestión Ambiental
Urbana y Control de la Contaminación
Número III

III Congreso Internacional de Tecnologías Limpias, IV Seminario Internacional de Saneamiento, Ambiente y Desarrollo

Álvaro Fernando Castillo Pinilla
Juan Pablo Rodríguez Miranda
Ana Paola Becerra Quiroz
François Herrera Jacquelin
Miguel Ángel Díaz Salas
Claudia Lilian Londoño Castañeda
David Orjuela Yepes

Compiladores



RAICGA



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



COLECCIÓN
**TIERRA
Y VIDA**

Memorias del Seminario Nacional de Gestión Ambiental
Urbana y Control de la Contaminación

Número III

III Congreso Internacional de Tecnologías Limpias, IV Seminario Internacional de Saneamiento, Ambiente y Desarrollo

Álvaro Fernando Castillo Pinilla

Juan Pablo Rodríguez Miranda

Ana Paola Becerra Quiroz

François Herrera Jacquelin

Miguel Ángel Díaz Salas

Claudia Lilian Londoño Castañeda

David Orjuela Yepes

Compiladores



© Universidad Distrital Francisco José de Caldas
© Centro de Investigaciones y Desarrollo Científico
© Universidad Santo Tomás
© Facultad de Ingeniería Ambiental
© Red Académica de Investigación en Control y Gestión Ambiental
© Álvaro Fernando Castillo Pinilla, Juan Pablo Rodríguez Miranda,
Ana Paola Becerra Quiroz, François Herrera Jacquelin, Miguel Ángel Díaz Salas,
Claudia Lilian Londoño Castañeda, David Orjuela Yepes (compiladores)

Periodicidad: anual
Primera edición, noviembre de 2021
ISSN: 2665-6191 (en línea)

Dirección Sección de Publicaciones Universidad Distrital
Rubén Eliécer Carvajalino C.
Coordinación editorial
Edwin Pardo Salazar
Corrección de estilo
Consuelo Cuesta Chiquillo
Diagramación y montaje de carátula
Astrid Prieto Castillo

Editorial UD
Universidad Distrital Francisco José de Caldas
Carrera 24 No. 34-37
Teléfono: 3239300 ext. 6202
Correo electrónico: publicaciones@udistrital.edu.co

Todos los derechos reservados.
Esta obra no puede ser reproducida sin el permiso previo escrito de la
Sección de Publicaciones de la Universidad Distrital.
Hecho en Colombia

Contenido

Presentación	11
 Parte I - Ponencias	
Variabilidad climática estacional e interanual de la disposición final de residuos sólidos urbanos en Bogotá D. C. y su relación con la precipitación	14
<i>Alexa Liliana Ortiz Arenas</i>	
<i>Mauricio Andrés Ruiz Ochoa</i>	
<i>Juan Pablo Rodríguez Miranda</i>	
Modelo para el aprovechamiento sustentable de residuos sólidos orgánicos desarrollado por organizaciones de recicladores de oficio utilizando herramientas de lógica difusa. Estudio de caso: cuatro barrios aledaños al relleno sanitario Doña Juana, en Bogotá D. C.	19
<i>Ángela Sandoval Duarte</i>	
<i>Juan Pablo Rodríguez Miranda</i>	
Evaluación de la eficiencia para la captación de aguas lluvias y remoción de coliformes en un sistema urbano de drenaje sostenible empleando pavimentos porosos	23
<i>Carlos Peña-Guzmán</i>	
<i>Daniela Camargo</i>	
<i>Juliana Granados</i>	
<i>Andrés Torres</i>	
Uso de la electrocoagulación para la remoción de metales pesados en el agua	30
<i>Cesar Augusto Quiñones Segura</i>	
<i>Pedro Santiago Martínez González</i>	
<i>Andrea Carolina Sánchez Díaz</i>	
<i>John Erik Navarrete Gómez</i>	

Uso del método electroquímico para la determinación de metales pesados en alimentos	36
<i>Cesar Augusto Quiñones Segura</i>	
<i>Julián Camilo Peña Bermúdez</i>	
Planificación climática del recurso hídrico de la cuenca del río Cauca mediante inteligencia artificial	40
<i>Diana Marcela Cuesta Parra</i>	
<i>Juan Pablo Rodríguez Miranda</i>	
<i>Mauricio Andrés Ruíz Ochoa</i>	
Evaluación de los pretratamientos requeridos para el tratamiento biológico de los residuos de aceites usados de motor diésel	43
<i>Diana Marcela Cuesta Parra</i>	
<i>Angie Carolina Cuervo Suárez</i>	
<i>Juan David Valdiri Palacios</i>	
Evaluación de las emisiones de H₂S, NH₃ y compuestos orgánicos volátiles en la PTAR El Salitre a través del régimen climático de Bogotá	48
<i>Diana G. Vela Aparicio</i>	
<i>Cristhian C. Muñoz Lasso</i>	
<i>Iván Cabeza Rojas</i>	
<i>Pedro F. B. Brandao</i>	
Pulpa de café para la remoción de Cr (III) en aguas residuales provenientes de curtiembres	56
<i>Dora Luz Gómez Aguilar</i>	
<i>Juan Pablo Rodríguez Miranda</i>	
<i>Jhon Fredy Betancourth</i>	
Concentraciones de metales pesados (mercurio, plomo, cadmio y arsénico) en sangre de habitantes de la región de La Mojana, Colombia	66
<i>Eunice Tapia Contreras</i>	
<i>José Luis Marrugo Negrete</i>	
Obtención de coagulantes naturales como alternativa de valorización de residuos de la industria de café	71
<i>Felipe Correa Mahecha</i>	
<i>María Cristina Musalán Ensuncho</i>	
Gobernabilidad y planificación ambiental en Colombia	76
<i>Freddy Augusto Santiago Molina</i>	
La importancia de la cuenca del río Bogotá en el contexto del territorio metropolitano de Bogotá	82
<i>Jair Preciado Beltrán</i>	

Enfoques críticos en la comprensión de los problemas ambientales: la crisis del paradigma del desarrollo	88
<i>Jairo Miguel Martínez Abello</i>	
Lineamientos para la medición de la calidad del aire en cuanto a ozono y la implementación en programas de seguimiento y monitoreo	93
<i>Jeimy Lorena Muñoz Díaz</i>	
<i>Erika Katherine Rodríguez Alvarado</i>	
Desarrollo de un modelo empírico para el proceso de co-digestión anaerobia de estiércol de cerdo, lodos de depuradora, residuos sólidos orgánicos, residuos de la industria de bebidas embotelladas de fruta y residuos de la industria del cacao	101
<i>Jhessica Daniela Mosquera</i>	
<i>Linda Jineth Villareal Lizarralde</i>	
<i>Iván Orlando Cabeza Rojas</i>	
<i>Angélica María Santis Navarro</i>	
<i>Paola Andrea Acevedo Pabón</i>	
Tratamiento de agua cruda con extractos coagulantes naturales	108
<i>Jhon Jairo Feria Díaz</i>	
<i>Johana Paola Rodiño Arguello</i>	
Tecnología FiMe con coagulantes naturales para el tratamiento de aguas en zonas rurales de Colombia	113
<i>Jhon Jairo Feria Díaz</i>	
Prototipo de control térmico aplicado a cultivos hidropónicos	118
<i>Julio Barón Velandia</i>	
<i>Daniel David Leal Lara</i>	
<i>Sebastián Camilo Vanegas Ayala</i>	
Evaluación de la eficiencia de remoción de ácido acético y pentano en un sistema de biofiltración con compost de pollinaza, residuos de poda y cascarilla de arroz	125
<i>María Paula Pacheco</i>	
<i>Camila Ramírez</i>	
<i>Mario Hernández</i>	
<i>Iván Orlando Cabeza Rojas</i>	
Influencia de la variabilidad climática de la temperatura sobre los índices de calidad de agua	132
<i>Mauricio Andrés Ruiz-Ochoa</i>	
<i>María Alejandra Vásquez Quiñones</i>	
<i>Nicolle Daniela Duarte González</i>	
<i>Alexander Meneses Jácome</i>	

Innovación y emprendimiento de negocios verdes	137
<i>Oscar René Avella Guzmán</i>	
Determinación de mercurio en especies ícticas de Ayapel (Córdoba-Colombia) y análisis de riesgo por consumo humano	143
<i>Yenis Simanca Lozano</i>	
<i>José Luis Marrugo Negrete</i>	
 Parte II - Póster	
Modelación de un vertimiento doméstico sobre una corriente hídrica aplicando el modelo de Streeter y Phelps	149
<i>Luz Andrea Navarro Rincón</i>	
<i>Alix Estela Yusara Contreras Gómez</i>	
<i>Marlene Estrada Alsina</i>	
Sistema híbrido de electrocoagulación y humedales artificiales para el tratamiento de contaminantes generados en aguas residuales hospitalarias	159
<i>Andrés Alfonzo Yáñez Guzmán</i>	
<i>José Joaquín Pinedo Hernández</i>	
<i>José Luis Marrugo Negrete</i>	
<i>Ángela María Aparicio Lozano</i>	
Determinación de la concentración letal 50 de dos cepas de hongos entomopatógenos aisladas y dos cepas comerciales de <i>Beauveria sp</i> y <i>Metarhizium sp</i> en larvas de la polilla guatemalteca de la papa, <i>Tecia solanivora</i>	165
<i>Angélica Lorena González Cortes</i>	
<i>Angie Paola Miranda Ortiz</i>	
<i>François Herrera Jacquelin</i>	
Evaluación del proceso de biotransformación de biosólidos procedentes de la planta de tratamiento de agua residual de Tunja (Boyacá), mediante compostaje con adición de larvas de escarabajos	171
<i>Brigid Hiomara Pacheco García</i>	
<i>Pedro Mauricio Acosta Castellanos</i>	
Influencia de las explotaciones auríferas de la zona baja de la cuenca del río Dagua sobre la contaminación por mercurio en la bahía de Buenaventura de 2004 a 2017	178
<i>Diana Carolina Hernández Puentes</i>	
<i>François Herrera Jacquelin</i>	
<i>Natalí Delgado Orozco</i>	

Análisis del comportamiento ambiental de la mezcla polipropileno-poliestireno expandido reciclado y polipropileno-fibra de vidrio para la fabricación de autopartes por medio del análisis de ciclo de vida	190
<i>Erika Rocío Cadena Reyes</i>	
<i>Leidy Juliana Castiblanco Moncada</i>	
<i>Ana Paola Becerra Quiroz</i>	
<i>Paola Andrea Acevedo Pabón</i>	
Evaluación de la biodiversidad del agua de la quebrada Grande usando macroinvertebrados acuáticos para el plan de seguridad de agua del Acueducto Aguasanta E. S. P.	194
<i>Francy Lorena Aldana Herrera</i>	
<i>Juan Sebastián Rada Castro</i>	
<i>Ángela María Jaramillo Londoño</i>	
<i>Andrés Felipe Martínez Urrego</i>	
<i>Dayam Soret Calderón Rivera</i>	
Integración de energías renovables en el contexto patrimonial Hotel El Prado	198
<i>Jair Díaz Barbosa</i>	
<i>Diana Carolina Angarita Palacios</i>	
<i>Alejandra Alarcón Baldovino</i>	
<i>Daniela Victoria Falla Guzmán</i>	
<i>Andrés Francisco Bolívar Barrios</i>	
Método de correlación de humedad edáfica en suelos intervenidos forestalmente y protegidos en el páramo de Siscunsi (Boyacá)	202
<i>Juan Sebastián Moyano Pérez</i>	
Evaluación de la eficiencia técnica y económica de un sistema de recolección, tratamiento y reúso de aguas grises provenientes del uso de la lavadora para el conjunto multifamiliar Ícaro, vivienda de interés social prioritario (VIP) de la localidad de Usme (Bogotá)	208
<i>John Alejandro Salazar Pérez</i>	
<i>Juan Sebastián Parra Duarte</i>	
Diagnóstico de las redes de captación y aducción de agua potable del acueducto Aguasanta E. S. P. para la vereda Santivar Alto del municipio de San Antonio del Tequendama (Cundinamarca)	216
<i>Lady Johanna Moreno López</i>	
<i>Julián David Puentes Maldonado</i>	
<i>Dayam Soret Calderón Rivera</i>	
<i>Andrés Felipe Martínez Urrego</i>	
<i>José Luis Díaz</i>	

Determinación de la capacidad de carga turística en la playa de Palomino, municipio de Dibulla (Guajira)	222
<i>Leonardo Hernández Cubillos</i>	
<i>María Fernanda Montaña Bernal</i>	
<i>Claudia Lilian Londoño Castañeda</i>	
Desarrollo de los niveles de ambición en la categoría de electricidad en zonas no interconectadas para la calculadora de carbono	
2050 de San Andrés y Providencia	229
<i>Liza Alejandra Acevedo Leyva</i>	
<i>Jesús Gabriel Jiménez Portillo</i>	
<i>Iván Orlando Cabeza Rojas</i>	
<i>Mario Andrés Hernández Pardo</i>	
Estudio técnico ambiental comparativo del tratamiento de aguas residuales domésticas para su descarga mediante emisarios en medio marítimo y continental. Caso:	
Cartagena y Barranquilla	236
<i>Maryory Bibian Quitian Gutiérrez</i>	
<i>Lizeth del Carmen Molina Acosta</i>	
Análisis de la variabilidad espacio temporal de la calidad del agua en el río Magdalena entre el municipio de El Banco (Magdalena) y el municipio de Soledad (Atlántico) de 2010 a 2016	246
<i>Paola Carrillo</i>	
<i>Ángela Jaramillo</i>	
<i>Ronal Sierra</i>	
<i>Natalí Delgado</i>	
Diversidad de macroinvertebrados bentónicos indicadores de calidad del agua en el río Frío, Cundinamarca, Colombia	252
<i>Santiago Ayala Ramírez</i>	
<i>Wilson Andrés Reinoso González</i>	
<i>Dayam Soret Calderón Rivera</i>	
<i>Ángela María Jaramillo Londoño</i>	
Estrategia comunicativa para fruvers y fruterías en el manejo de residuos sólidos orgánicos de la fruta en el barrio	
San Francisco, localidad de Ciudad Bolívar	257
<i>Solanyi Castañeda Torres</i>	
<i>Tatiana Milena Campo Suárez</i>	
<i>Argemiro Estepa</i>	
<i>Harold Leonardo Buitrago</i>	
<i>Patricia Díaz Suescún</i>	

**Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores
de calidad de agua en el río Chicú (Cundinamarca-Colombia)**

261

María Teresa Rincón Bello

Fabián Yesid Soler Romero

Ángela María Jaramillo

Dayam Soret Calderón

Ronal Sierra

Presentación

El trabajo colaborativo de la Universidad Santo Tomas (sede Bogotá) a través de la Facultad de Ingeniería Ambiental, la Red Académica de Investigación en Control y Gestión Ambiental (RAICGA) y la Universidad Distrital Francisco José de Caldas mediante la Tecnología en Saneamiento Ambiental, llevaron a cabo en la ciudad de Bogotá, en el mes de noviembre de 2018, de manera significativa y especial el III Congreso Internacional de Tecnologías Limpias, IV Seminario Internacional de Saneamiento, Ambiente y Desarrollo y III Seminario Nacional de Gestión y Control de la Contaminación Ambiental. Para este evento contamos con la participación de más 300 estudiantes de pregrado y posgrado, seis conferencias magistrales y 53 ponencias. La sinergia de las universidades organizadoras potencializó la socialización de trabajos terminados de investigación, experiencias y desarrollos en la temática ambiental, entre otros asuntos especialmente valiosos para la ciudad, la región y el país.

Durante el evento se tuvo el privilegio de contar con la participación de la Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (ACODAL), la Sociedad Colombiana de Ingenieros, el Instituto Tecnológico de Santo Domingo (INTEC) de República Dominicana, la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Holguín (Cuba) y más de 13 universidades de Colombia.

Tanto el Congreso Internacional en Tecnologías Limpias como el Seminario Internacional de Saneamiento, Ambiente y Desarrollo, y desde luego el Seminario Nacional de Gestión y Control de la Contaminación Ambiental, son espacios académicos diseñados para visibilizar los avances en la investigación en tecnologías limpias, innovación ambiental, desarrollo sostenible y saneamiento ambiental tanto a nivel nacional como internacional. En estas discusiones participaron académicos de diferentes países, estudiantes, redes, entidades públicas y empresas que buscaron, además de difundir los resultados de sus investigaciones, proponer iniciativas empresariales, discutir regulaciones estatales y establecer alianzas y sinergias entre los diferentes

actores sociales con el fin de contribuir a la construcción efectiva de un desarrollo más respetuoso con el ambiente.

Esperamos que con la presente recopilación de las memorias del evento se tenga un instrumento efectivo para resguardar y difundir estos valiosos aportes al conocimiento y al desarrollo sostenible.

Comité organizador



Parte I

PONENCIAS

Variabilidad climática estacional e interanual de la disposición final de residuos sólidos urbanos en Bogotá D. C. y su relación con la precipitación

ALEXA LILIANA ORTIZ ARENAS*

MAURICIO ANDRÉS RUIZ OCHOA**

JUAN PABLO RODRÍGUEZ MIRANDA***

Resumen

Para la composición de este artículo se analizaron datos históricos mensuales de disposición final de residuos sólidos urbanos (RSU) del relleno sanitario Doña Juana, en Bogotá, durante 18 años (1998 a 2016), y su relación con la precipitación. Se usó estadística descriptiva.

Dentro de la variabilidad climática estacional los RSU respondieron a la migración natural de la zona de convergencia intertropical (ZCIT), así, los valores máximos de RSU se depositaron en los meses de abril (lluviosa menor) y octubre (lluviosa mayor). Mientras que los valores mínimos de RSU estuvieron en los meses de enero (seca mayor) y agosto (seca menor). En términos de la variabilidad climática interanual, el comportamiento de los mismos estuvo dado por la ocurrencia de una de las fases de los eventos El Niño y Oscilación del Sur.

Durante la primera situación (disminución en la precipitación) se evidenció un aumento en la cantidad de RSU depositados, mientras que durante los eventos

* Trabajadora independiente. Correo electrónico: ing.alexaortiz@outlook.com

** Participante de las Unidades Tecnológicas de Santander (UTS)

*** Docente de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas

La Niña (aumentos en la precipitación) ocurrió lo contrario. Se puede decir que, en el manejo de RSU producidos en Bogotá se debe tener en cuenta la dinámica asociada con los periodos climáticos con el fin de mejorar la toma de decisiones en este contexto.

Palabras clave: residuos sólidos urbanos, variabilidad climática, patrón climático.

Introducción

El conocimiento acerca de la incidencia en la variabilidad climática estacional con respecto a la disposición final de los residuos sólidos urbanos (RSU) es un tema vital para el país, dado que este es uno de los problemas ambientales más importantes que actualmente se presentan. Su disposición final puede estar controlada por las dinámicas del clima. Por ejemplo, el impacto ambiental generado por la disposición final de los RSU sobre el ambiente tendría un mejor manejo si desde la variabilidad climática estacional e interanual se conocieran las fluctuaciones y tendencias (Montealegre y Pabón, 2000) de una región en particular. De este modo, la producción de RSU para la región tropical del planeta en función de la variabilidad climática en términos de la precipitación (Poveda y Mesa, 1993) podrían facilitar la toma de decisiones sobre todo a nivel local y regional.

Una forma directa de mitigar o reducir el impacto socioeconómico generado por la variabilidad climática sobre los RSU desde de la precipitación es el conocimiento previo de sus fluctuaciones y tendencias con anticipación del mes de su ocurrencia (Poveda, 2004). Así, el análisis de la información histórica permitiría entender cómo las alteraciones que se producen en el régimen de lluvias en Colombia afectan en parte la variabilidad climática estacional e interanual (Poveda y Mesa, 1993; Poveda, 2004).

Enfatizando en lo anterior, en Colombia se han elaborado diferentes estudios en los cuales se evidencian los efectos de la variabilidad climática sobre la distribución espacial y temporal de diversas variables hidrológicas o atmosféricas, sin embargo son pocos los trabajos que abordan el contexto de los RSU —dentro de ellos se cuentan las investigaciones de Colmenares y Vega (2014) y Gómez y León (2014), quienes trabajaron con datos provenientes de la disposición de RSU en el relleno sanitario El Carrasco (Bucaramanga)—.

Para el caso de la capital del país, conocer el comportamiento estacional e interanual de los volúmenes de RSU depositados en el relleno sanitario permitió responder la pregunta de investigación: ¿de qué manera la variabilidad estacional e interanual ha afectado la disposición final de los RSU en Bogotá de 1998 a 2016?

Metodología

Se examinaron datos históricos mensuales de RSU para el periodo comprendido entre 1998 a 2016 (18 años) en el relleno sanitario Doña Juana a la vez que se analizó su relación con la precipitación, para esto se usó la estadística descriptiva. En los meses en los cuales no se contó con información relacionada con el peso de RSU, estos se llenaron mediante el promedio del ciclo estacional.

En cuanto a la variabilidad climática estacional se tuvo en cuenta el patrón climático del país, el cual está asociado con la migración de la zona de convergencia inter-tropical. Entretanto, para el análisis de la variabilidad climática interanual, se graficó la serie de tiempo y se revisó el índice oceánico de El Niño (ONI, por sus iniciales en inglés) con el fin de definir la ocurrencia de alguno de los eventos del ciclo El Niño-Oscilación del Sur (ENSO). Para la tabulación y el análisis de la información se utilizó el programa Excel.

Resultados y discusión

Se encontró que el 21,69 % del total de los datos correspondientes a los volúmenes de residuos sólidos dispuestos en el relleno sanitario Doña Juana provenientes de Bogotá y sus municipios cercanos entre 2007, 2010, 2011 y 2012 osciló entre 1.000.000 y 2.100.000 t/año, siendo estos valores los más altos registrados.

Con respecto a los valores mensuales más altos registrados se encuentran entre el intervalo 155 y 203,7 t/mes, representados por la mayor frecuencia relativa (ver figura 1), a su vez, las menores frecuencias correspondieron a valores entre 0,3 y 16 t/mes.

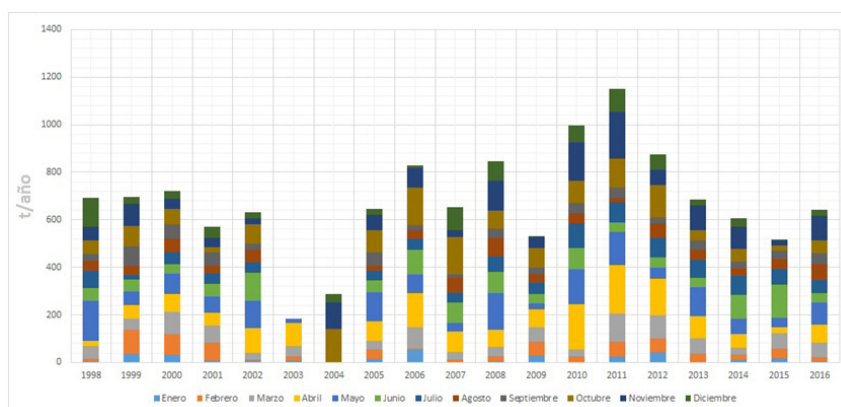
Se encontró que los valores máximos de RSU se dispusieron en abril y octubre, meses en los que, según Poveda (2004), se ubican las épocas lluviosas menores (marzo-abril-mayo) y lluviosas mayores (septiembre-octubre-noviembre). Por el contrario, los valores mínimos de RSU estuvieron en enero y agosto, meses que pertenecen a las épocas secas mayores (diciembre-enero-febrero) y secas menores (junio-julio-agosto).

Asimismo, en la variabilidad climática interanual no se logra apreciar un patrón climático definido, lo que sí es evidente es que a partir de 2008 se presenta una situación particular, una reducción en la cantidad de RSU que se deposita en el relleno.

En cuanto a la precipitación se resaltan, principalmente, los efectos generados por los eventos de El Niño que se logran apreciar en 2003, 2009 y 2015, lo cual se refleja en un aumento en la cantidad de RSU depositados —hecho que igualmente es notorio en el relleno sanitario El Carrasco (Colmenares y Vega, 2014; Gómez y León, 2014)—.

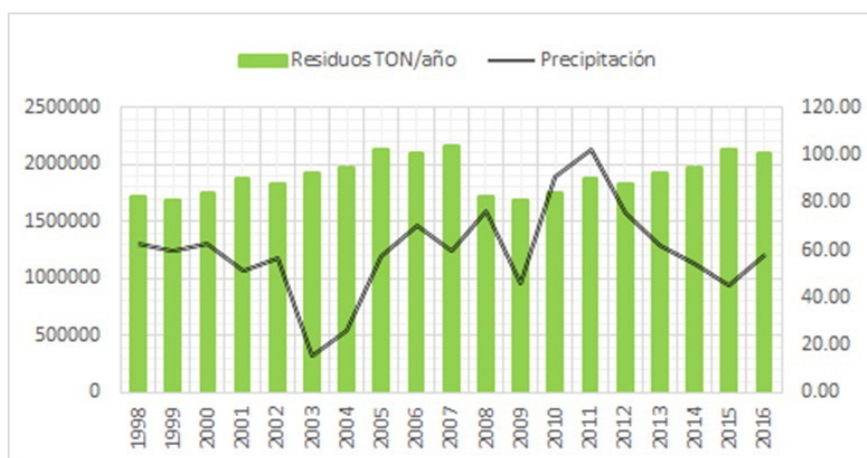
Por otra parte, durante el periodo de estudio, entre 2010 y 2012, se desarrolló un evento, La Niña, el cual según Poveda (2004) trajo consigo un aumento en precipitación y disminución en la disposición de RSU (ver figura 2). Este resultado igualmente fue reportado por Colmenares y Vega (2014) y Gómez y León (2014).

Figura 1. Variabilidad climática estacional de la disposición de los residuos sólidos urbanos en Bogotá durante 18 años



Fuente: elaboración propia

Figura 2. Variabilidad climática interanual de la disposición de los residuos sólidos urbanos en Bogotá durante 18 años versus precipitación



Fuente: elaboración propia

Conclusiones

En términos de la variabilidad climática estacional, los RSU respondieron a la migración natural de la zona de convergencia intertropical (ZCIT), por lo tanto los valores máximos de RSU se depositaron en abril (lluviosa menor) y octubre (lluviosa mayor), mientras que los valores mínimos de RSU estuvieron en enero (seca mayor) y agosto (seca menor). Ahora, en la variabilidad climática interanual durante los eventos El Niño (disminución en la precipitación) se logró evidenciar un aumento en la cantidad de RSU depositados, por otra parte, en los eventos La Niña (aumentos en la precipitación) ocurrió lo contrario, una disminución en la disposición de RSU.

Referencias bibliográficas

- Colmenares, L. y Vega, Y. (2014). *Variabilidad estacional e interanual de la relación volumen/cantidad generada por los residuos sólidos del relleno sanitario El Carrasco, área metropolitana de Bucaramanga, 2007-2014* (Tesis de grado). Unidades Tecnológicas de Santander, Facultad de Ciencias Naturales e Ingenierías, Ingeniería Ambiental.
- Gómez, J. M. y León, S. A. (2014). *Variabilidad estacional e interanual de los volúmenes de residuos sólidos urbanos del municipio de Lebrija durante los años 2006-2014* (Trabajo de grado). Unidades Tecnológicas de Santander, Facultad de Ciencias Naturales e Ingenierías. Ingeniería Ambiental.
- Montealegre, J. E. y Pabón, J. D. (2000). La variabilidad climática interanual asociada al ciclo El Niño-La Niña-Oscilación del Sur y su efecto en el patrón pluviométrico de Colombia. *Meteorología Colombiana*, (2), 7-21.
- Poveda, G. (2004). La hidroclimatología de Colombia: una síntesis desde la escala inter-decadal hasta la escala diurna. *Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*, 28(107), 201-222.
- Poveda, G. y Mesa, O. J. (1993). Metodologías de predicción de la hidrología Colombiana considerando el evento El Niño-Oscilación del Sur (ENOS). *Atmósfera*, (20), 26-39.

Modelo para el aprovechamiento sustentable de residuos sólidos orgánicos desarrollado por organizaciones de recicladores de oficio utilizando herramientas de lógica difusa. Estudio de caso: cuatro barrios aledaños al relleno sanitario Doña Juana, en Bogotá D. C.

ÁNGELA SANDOVAL DUARTE^{*}
JUAN PABLO RODRÍGUEZ MIRANDA^{**}

Resumen

En la práctica hay muchos aspectos relevantes pero desconocidos para diseñar un modelo hacia el aprovechamiento de residuos sólidos orgánicos en Bogotá. Diversos elementos técnicos, financieros, ambientales y sociales son necesarios para obtener un modelo de aprovechamiento sustentable que involucre a recicladores de oficio.

Para el presente trabajo se propone un modelo teórico que se construye introduciendo las variables más relevantes en una matriz de lógica difusa.

En primera instancia, a partir del modelo se genera un plan de manejo integral para residuos sólidos orgánicos que incluye la generación de residuos, la separación en la fuente y su recolección, transporte y aprovechamiento. En un segundo momento de la investigación se recolecta información en campo a través de un estudio

^{*} Especializada en Gerencia de Recursos Naturales de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Correo electrónico: aysandovald@unal.edu.co

^{**} Docente de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

de caso que se realiza en la localidad de Ciudad Bolívar, en cuatro barrios aledaños al relleno sanitario Doña Juana. Allí se aplica el esquema de manejo integral con una organización de recicladores de oficio, se analiza su respuesta a la implementación del esquema y posteriormente se ajusta el modelo con los datos obtenidos del caso de estudio. Por último, se analiza la viabilidad del modelo a través de herramientas de lógica difusa.

Palabras clave: recicladores, aprovechamiento de residuos, sustentabilidad, lógica difusa, residuos orgánicos.

Introducción

En Bogotá se producen aproximadamente 6.300 toneladas de residuos sólidos cada día, de las cuales 55,22 % corresponde a residuos sólidos orgánicos (Uaesp, 2015).

El manejo principal que se les ha dado a este tipo de residuos consiste en la recolección, transporte y enterramiento en relleno sanitario. En esos lugares estos residuos no solo pierden el potencial para ser aprovechados, sino que al ser los que se presentan con mayor volumen de generación, saturan rápidamente los rellenos, producen gases con efecto invernadero, vectores y un deterioro en la calidad ambiental de las personas que habitan en las zonas aledañas a estos sitios de disposición final.

El panorama no tiende a mejorar, dado que a la fecha no hay un marco jurídico que incentive el aprovechamiento de este tipo de residuos en la ciudad, y teniendo en cuenta que existen varias técnicas de tratamiento o aprovechamiento como el compostaje, la producción de biogás, entre otras, las cuales están siendo implementadas en otros países y podrían ser adaptadas al contexto nacional y local para efectos de la prestación actual del servicio público de aseo en Bogotá, la normatividad vigente está prevista para reglamentar la recuperación de material inorgánico exclusivamente.

Teniendo en cuenta las crecientes proyecciones de generación de residuos, asociadas con el aumento demográfico y el crecimiento económico del país, es necesario migrar a tecnologías más sustentables, que disminuyan la presión sobre los recursos naturales, se mitigue la producción de gases con efecto invernadero y se incluya a los recicladores de oficio en los esquemas de aprovechamiento de residuos. Es por eso que el presente trabajo se presenta como una alternativa al enterramiento en relleno sanitario.

Metodología

La primera parte del estudio consiste en la construcción de un modelo teórico, en donde se introducen variables relevantes para la implementación de un modelo de aprovechamiento sustentable de residuos sólidos orgánicos desarrollado por organizaciones de recicladores de oficio.

A través de la búsqueda de información en fuentes secundarias se escogieron variables de tipo técnico, social, ambiental y económico, las cuales son introducidas en una matriz de lógica difusa; al mismo tiempo se genera un esquema de manejo integral para residuos sólidos orgánicos que incluye: cantidades de residuos sólidos orgánicos generadas, separación en la fuente, recolección, transporte, y por último sistemas de tratamiento a partir de tecnologías de compostaje y lombricultura.

La segunda parte reside en recolectar información adicional en campo y probar el esquema de manejo integral a través de un estudio de caso que se realiza en la localidad de Ciudad Bolívar, en cuatro barrios aledaños al relleno sanitario Doña Juana.

El estudio de caso es desarrollado con una asociación de recicladores de oficio de la zona, en donde se implementa el esquema de manejo integral con 200 viviendas. En este contexto se efectúa una separación en la fuente de los residuos orgánicos que son recolectados y transportados hasta una planta de tratamiento, donde se transforman a través de procesos de compostaje y lombricultura.

Dicho estudio inicia con un diagnóstico de la organización con la que se va a trabajar, se aplican encuestas de percepción de impactos ambientales a personas que habitan estos cuatro barrios y se traza una caracterización de las cantidades de residuos sólidos orgánicos generados en las 200 viviendas. Con estos datos se pone en marcha el esquema de manejo integral y se evalúa la respuesta tanto de los recicladores como de las 200 familias de la puesta en marcha del esquema.

Finalmente, con los datos teóricos propuestos inicialmente, junto con la información recolectada en el estudio de caso, se retroalimenta el modelo y analiza su viabilidad a través de herramientas de lógica difusa.

Resultados y discusión

Como resultado de la búsqueda de información secundaria se tiene el modelo teórico preliminar, así como el caso de estudio en los cuatro barrios aledaños al relleno sanitario Doña Juana. Hasta el momento se realizó el diagnóstico de la asociación de recicladores y las encuestas de caracterización de los impactos ambientales que perciben las personas de los cuatro barrios aledaños al relleno. Asimismo se adecuó

un espacio como planta para el aprovechamiento a través de tecnologías de compostaje y lombricultura y se organizó un evento de sensibilización para la correcta separación en la fuente por parte de las familias participantes.

Referencias bibliográficas

Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos (Uaesp). (2015). *Informe de gestión de la Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos, vigencia 2015*. http://www.uaesp.gov.co/uaesp_jo/images/Informe%20de%20Gestion%202015.pdf

Bibliografía recomendada

Dourojeanni, A. (2000). *Procedimientos de gestión para el desarrollo sustentable*. <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/5564>

Rondón, E., Szantó, M., Pacheco, J., Contreras, E. y Gálvez, A. (2016). *Guía general para la gestión de residuos sólidos domiciliarios*. <https://www.cepal.org/es/publicaciones/40407-guia-general-la-gestion-residuos-solidos-domiciliarios>

Uribe, J. (2010). *Aplicación de la lógica difusa para evaluación de una estrategia de innovación en el negocio de los fertilizantes orgánicos*. Universidad Nacional de Colombia. <http://bdigital.unal.edu.co/5456/>

Evaluación de la eficiencia para la captación de aguas lluvias y remoción de coliformes en un sistema urbano de drenaje sostenible empleando pavimentos porosos

CARLOS PEÑA-GUZMÁN*

DANIELA CAMARGO**

JULIANA GRANADOS***

ANDRÉS TORRES****

Resumen

En la actualidad la gestión del agua lluvia en entornos urbanos se ha reconocido como uno de los temas de mayor interés, puesto que no es suficiente con las medidas adoptadas para evitar las inundaciones en las ciudades durante las épocas de lluvia intensa. El efecto de la escorrentía generada sobre el medio ambiente, transportadas aguas abajo, se encarga de arrastrar consigo varios contaminantes.

Se han planteado estrategias de desarrollo sostenible y formas de aplicación en diferentes campos de la construcción, especialmente en el sector de la infraestructura vial, con el fin de mantener un control sobre las aguas lluvias. Dentro de estos planes de acción los sistemas de drenajes sostenibles son de gran

* Universidad Santo Tomás. Correo electrónico: carlos.pena@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomás

*** Universidad Santo Tomás

**** Universidad Santo Tomás

importancia, ya que su aplicación trae consigo mejoras en la gestión del agua, teniendo en cuenta que este es un recurso indispensable para el desarrollo humano.

El presente proyecto muestra la capacidad de captación y remoción de coliformes de un sistema urbano de drenaje sostenible mediante el uso de pavimentos porosos. Para esto, se realizaron dos montajes de pavimentos porosos empleando carbón activado y antracita como materiales filtrantes. Aguas lluvias sintéticas fueron utilizadas para la evaluación de la remoción de coliformes totales. De esta manera se obtuvieron muestras de la entrada, salida, 10, 20 y 30 minutos, de las que se lograron reducciones de hasta un 99,7 % de coliformes en el montaje con antracita y de 7 % con el carbón activado.

Finalmente, se encontró que la capacidad de retención de la antracita es proporcional a su proceso de colmatación, lo que indicaría la implementación de un protocolo de mantenimiento más estricto y adecuado que permita el uso de este material filtrante e impida que se formen biopelículas al final de la capa, acelerando el proceso de colmatación del pavimento.

Palabras clave: pavimentos porosos, contaminación de aguas lluvias, coliformes.

Introducción

Los procesos de desarrollo urbano implican un avance en la implementación de vías, las cuales requieren la construcción de pavimentos que cuenten con las condiciones de resistencia adecuadas para soportar las cargas constantes de tránsito durante el periodo para el cual fueron diseñadas. Sin embargo, estos pavimentos traen consigo problemas en la evacuación de aguas lluvias, lo que disminuye la capacidad de recarga natural del agua e incrementa de forma considerable el volumen y caudal de escorrentía superficial, aumentando en consecuencia el riesgo de provocar inundaciones (Trujillo y Quiroz, 2013).

Sumado a lo anterior, la escorrentía producto de las aguas lluvias arrastra consigo materiales sólidos y varios contaminantes depositados en calles y estacionamientos, lo que extiende la carga contaminante de las aguas, que en varias ocasiones no son conducidas a las redes de alcantarillado (Castro, de Solminihaç, Videla y Fernández, 2009).

Como alternativa para la disminución de estas problemáticas, desde la década de los setenta se han iniciado estudios para la evaluación de diseños que permitan la implementación de pavimentos porosos. En efecto, se han construido estructuras que faciliten el paso del agua en su superficie y la escorrentía superficial aguas abajo, además de posibilitar el aprovechamiento del agua infiltrada mediante

sistemas de almacenamiento implementados en el diseño del pavimento poroso (Castro et al., 2009).

Esta clase de pavimentos han adquirido una gran atención en la última década debido a las sequías que se han presentado en varios países a nivel mundial. Producto del calentamiento global se impulsaron medidas de conservación del agua, que han desencadenado en la implementación de sistemas sostenibles en las ciudades que permitan la captación, almacenamiento y posible tratamiento de las aguas lluvias con el fin de que posteriormente sean utilizadas en parques, inodoros de viviendas y aguas industriales, entre otros contextos.

Metodología

Para el desarrollo del artículo se determinó que la utilización del pavimento corresponde a senderos peatonales, parques infantiles y parqueaderos domésticos, debido a la ventaja que representaría la implementación de este pavimento en zonas que cuenten con el área superficial suficiente, bajo tráfico de vehículos pesados e índices elevados de escasez hídrica. Su empleo permitiría la captación de las aguas lluvias, lo que favorecería su almacenamiento, tratamiento y posterior uso.

La superficie permeable contó con un espesor aproximado de 80 mm, que presenta una mezcla de concreto constituida por cemento, agua y agregado grueso, cuyo diámetro es de 1/4"-1/8". De esta manera, los vacíos que deberían ser llenados por la arena quedan uniformemente distribuidos, aligerando el material.

Las características finales de la mezcla corresponden a un producto muy maleable, fácil de usar y colocar, de alta resistencia a la compresión y buena resistencia a la flexión.

Principalmente se realizó una mezcla de concreto según lo establecido por Reyes y Torres (2002), obteniendo como resultado una loza de concreto con infiltración nula.

Seguido a esto, se realizaron ensayos reduciendo cada vez más la cantidad de agua y cemento y aumentando el diámetro y la cantidad de grava. Finalmente, se obtuvo una loza de concreto con la capacidad de infiltración requerida para este proyecto. Se logró determinar una relación cemento/grava de 0,125, lo que indica que por cada kilogramo de cemento se deben emplear 8 kilogramos de grava, que deben contar con un diámetro de 1/4"-1/8". Con respecto al agua utilizada se encontró que la cantidad es de 1 litro aproximadamente.

Para la sub-base se seleccionó un tipo de grava de aproximadamente 50 mm de diámetro; esta capa contó con un espesor de 250 mm materializados con el

fin de generar soporte. Para la base se empleó grava de aproximadamente 6 mm; el espesor de esta capa fue de 50 mm, y tuvo el objetivo de obtener también retención de sólidos.

Con el fin de buscar la remoción de coliformes fecales y en mayor número la cantidad de sólidos totales, se plantearon dos montajes: montaje A, el cual empleó como medio filtrante antracita, y el montaje C, que utilizó carbón activado. Cada una de las capas contó con un espesor de 100 mm:

- Montaje A: se escogió la antracita como medio filtrante, ya que su uso en procesos de clarificación es muy efectivo a nivel industrial; presenta 95 % de carbono en su contenido y debido a la forma especial de sus granos permite que el material que se encuentra en suspensión sea retenido en la profundidad del lecho filtrante.
- Montaje C: se seleccionó el carbón activado debido a que es un material que cuenta con gran superficie interna, por lo cual tiene la posibilidad de retener moléculas en su interior. Este elemento es empleado en diversos procesos de purificación y tratamiento de efluentes.

En el tratamiento de aguas superficiales, se adiciona carbón activado para mejorar la eficacia de la eliminación de materia orgánica por adsorción. Por lo tanto, al implementar el carbón activado como medio filtrante se espera una alta remoción de coliformes fecales debido a las propiedades de retención que este posee.

La preparación de la mezcla se realizó con base al artículo “Efficiency of Permeable Pavement Systems for the Removal of Urban Runoff Pollutants Under Varying Environmental Conditions” (Tota-Maharaj y Scholz, 2010), en el que se indicó una mezcla que consistía en 3,1 gramos de heces frescas por cada 2,2 litros de agua.

Se realizaron los cálculos y las conversiones correspondientes y se determinó la cantidad de heces, agua de la llave y agua lluvia a emplear en cada uno de los montajes en un lapso de 30 minutos, obteniendo como montaje A (antracita), 7,3 litros de aguas lluvias, 73 litros agua potable y 102 gramos de heces; como montaje C (carbón activado), se hallaron 2,8 litros de aguas lluvias, 28 litros de agua potable y 39,2 gramos de heces.

Resultados y discusión

Como resultado se encontró que las muestras correspondientes a la antracita presentan una variación significativa en su comportamiento, puesto que la reducción

obtenida en el primer ensayo es de 99,7 %, para finalmente arrojar reducciones del 100 %, las cuales se mantienen en las últimas muestras.

Con respecto al montaje con carbón activado se evidencia una reducción inicial de 7 %, que termina con una reducción del 53 % al final del primer ensayo. Para el segundo ensayo se observan reducciones iniciales del 44 % y finalmente del 12 %, y para el tercer ensayo las reducciones iniciales corresponden al 9 %, sin embargo después de esta muestra empieza a aumentar la cantidad de coliformes hasta un 45 %.

Adicionalmente se pudo observar que en el montaje A hay un aumento leve del pH durante el transcurso de la toma de muestras. Antes de ingresar al sistema la mezcla presentaba un pH de 8, indicando alcalinidad en su composición, la cual se mantiene en aumento con leves variaciones de entre 10 y 12 en las repeticiones de la salida a los 10, 20 y 30 minutos posteriores a la entrada de la mezcla al sistema.

A diferencia de lo observado, en el primer ensayo del montaje C la muestra 1C1 (entrada al sistema) posee un pH promedio de 7,86. En el momento de pasar por el pavimento se presenta una pequeña reducción en la muestra 1C2 (salida del sistema), sin embargo, el pH se mantiene neutro a través de los 30 minutos. Del mismo modo en los tres ensayos el pH permanece neutro, en valores entre 7,02 hasta 7,97, en donde este podría llegar a ser ligeramente básico.

Con respecto a los resultados de conductividad, para el montaje A se observa un aumento significativo para el ensayo 1 hasta de 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ desde la entrada del sistema hasta el momento en que comienza a salir la mezcla. Después se evidencia una disminución correspondiente al 47 % desde el momento de la salida hasta que cumple los 10 minutos de paso por el sistema.

Adicionalmente se observa que inmediatamente el agua sale del montaje se evidencia un aumento en los niveles de conductividad, llegando a los 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$, siendo a su vez el mayor valor obtenido de las muestras; esto puede originarse debido al fenómeno del primer lavado, en donde los sólidos que se encuentran en el pavimento son arrastrados por escorrentía durante los primeros 10 minutos de ingreso del agua constante al sistema.

El comportamiento descrito anteriormente aparece de manera similar en el montaje con carbón activado, donde se observa que en el primer ensayo, en la muestra 1C1 (entrada al sistema), se presenta un valor de 219,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Entretanto, en la muestra 1C2 aumenta aproximadamente un 10 %. Después surge nuevamente una disminución hasta el rango de 211,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A lo largo de los ensayos la conductividad se muestra en un rango desde 207,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ hasta 240,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Del análisis de colmatación se puede afirmar que el sistema con antracita es propicio a una colmatación más rápida, ya que en la muestra número 20 ya se empieza a colmatar el sistema. A diferencia del montaje con carbón activado, en el cual se espera un proceso de colmatación más lento, puesto que con la misma cantidad de muestras no se evidencian indicios de colmatación en el sistema.

Conclusiones

Luego de evaluar el funcionamiento con respecto a la captación de aguas lluvias y remoción de contaminantes, en este caso de estudio en específico, donde se evaluaron coliformes totales, se concluye que la metodología estructural para el diseño de pavimentos porosos permite realizar ensayos que determinen resultados con mayor aplicabilidad, ya que el pavimento construido puede emplearse en zonas con bajos niveles de tráfico pesado como parqueaderos, senderos peatonales y parques infantiles, puesto que cuentan con una estructura de construcción sencilla y de bajo costo, para que no solo proporcione soporte sino que además consienta la captación de aguas lluvias. Además, este material posibilita adaptar el sistema para cualquier tipo de tráfico con solo aumentar el grosor de las capas.

Según los resultados obtenidos en la determinación de coliformes y parámetros *in situ*, el pavimento no solo recepciona las aguas lluvias, sino que además puede contar con la inclusión de una capa de material filtrante que permita remover la carga de coliformes totales y sólidos, los cuales se encuentran asociados con los niveles de turbidez y conductividad, en donde presentaron una disminución del 40 % con variaciones significativas que se evidenciaron tanto en el montaje A como en el montaje C.

En la investigación se pudo presenciar el fenómeno del primer lavado, donde los sólidos son arrastrados por la escorrentía presente en los primeros 30 minutos. Estos resultados se vieron reflejados en cada una de las gráficas, las cuales ilustraban resultados constantes al final de las muestras.

Debido a esto, los pavimentos porosos son una alternativa eficiente, flexible y adaptable para ser aplicada en regiones con problemas de escasez hídrica o presencia de gran cantidad de sólidos en las aguas lluvias, puesto que no solo permite la captación y almacenamiento de las mismas, sino que además le brinda la posibilidad a comunidades de remover los contaminantes presentes en las aguas lluvias y como primera medida reutilizarlas para uso doméstico y complementarse con un proceso de desinfección básico, proporcionando agua de mejor calidad.

Adicionalmente, estos pavimentos porosos pueden ser implementados en diferentes lugares con variedad de categorías de tráfico, ya que tan solo se debe aumentar el grosor de las capas de la sub-base, las cuales brindan el soporte y la resistencia requerida.

Es importante tener en cuenta que con respecto a la vida útil del pavimento se observó que el montaje con antracita presenta mayores beneficios en caso de ser implementado, ya que su colmatación en comparación con el carbón activado es menor. Con las muestras se notaron reducciones de coliformes y sólidos, pero no tan significativas como las obtenidas con la antracita.

Referencias bibliográficas

- Castro, J., de Solminihaç, H., Videla, C. y Fernández, B. (2009). Estudio de dosificaciones en laboratorio para pavimentos porosos de hormigón. *Revista Ingeniería de Construcción*, 24(3), 271-284. https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci_abstract&pid=So718-50732009000300005&lng=es&nrm=iso
- Reyes, F. y Torres, A. (2002). Efecto de las fibras plásticas en la flexión de estructuras de pavimentos drenantes. *Revista Ingeniería de Construcción*, 17(2), 93-102. <https://repositorio.uc.cl/handle/11534/10126>
- Tota-Maharaj, K. y Scholz, M. (2010). Efficiency of Permeable Pavement Systems for the Removal of Urban Runoff Pollutants Under Varying Environmental Conditions. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 29, 358-369. https://www.researchgate.net/publication/230023562_Efficiency_of_Permeable_Pavement_Systems_for_the_Removal_of_Urban_Runoff_Pollutants_Under_Varying_Environmental_Conditions
- Trujillo, A. y Quiroz, D. (2013). *Pavimentos porosos utilizados como sistemas alternativos al drenaje urbano* (Tesis de grado). Pontificia Universidad Javeriana. <https://repository.javeriana.edu.co/bitstream/handle/10554/11174/TrujilloLopezAlejandra2013.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Uso de la electrocoagulación para la remoción de metales pesados en el agua

CESAR AUGUSTO QUIÑONES SEGURA*

PEDRO SANTIAGO MARTÍNEZ GONZÁLEZ**

ANDREA CAROLINA SÁNCHEZ DÍAZ***

JOHN ERIK NAVARRETE GÓMEZ****

Resumen

Este proyecto presenta el uso del método de electrocoagulación para evaluar su eficiencia en la remoción de contaminantes presentes en el agua. Para el desarrollo de la técnica fue diseñado y construido un prototipo a escala laboratorio que consiste de un hardware que posee el reactor de reacción para el tratamiento de un volumen de 350 ml y una tarjeta PCB para el control de la corriente aplicada y los sistemas mecánicos como bombas y válvulas.

Adicionalmente este contó con un software realizado por medio del entorno de programación LabVIEW, que permite al usuario controlar variables como pH, conductividad, corriente y tiempo. El prototipo fue probado para la remoción de plomo en aguas preparadas en laboratorio.

Finalmente, para el análisis de las muestras se utilizó la técnica analítica de voltametría de redisolución anódica mediante el equipo Metalyser portable

* Universidad Santo Tomás. Correo electrónico: cesarquiones@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomás

*** Universidad Santo Tomás

**** Universidad Santo Tomás

HM1000. Fueron obtenidas remociones desde un 76 % hasta el 99 % de la concentración inicial.

Palabras clave: electroquímica, ingeniería, electrocoagulación, metales.

Introducción

En la actualidad el mayor uso de agua y descargas de aguas residuales ha agregado impurezas en el agua que sobrecargan los procesos de limpieza natural. Las especies de metales pesados son algunos de los contaminantes más comunes que se encuentran en las aguas residuales industriales (Janssen y Koene, 2002; Hussin, Abnisa, Issabayeva, y Kheireddine Aroua, 2017). Debido a su toxicidad, estas especies posiblemente tengan un impacto grave si se liberan en su entorno como resultado de la bioacumulación, que además puede ser extremadamente tóxica, incluso en cantidades mínimas (Kabdasli, Tünay, Ölmez-Hanci y Arslan-Alaton, 2012).

La técnica de electrocoagulación presenta ventajas en comparación con los sistemas convencionales de tratamiento de aguas debido a la versatilidad del método, a la facilidad de automatización y una producción menor y más compacta de lodos (Nasrullah, Siddique y Zulawisam, 2014).

Para este proceso es necesario contar con mínimo un par de electrodos sumergidos en un electrolito, en los cuales se atravesará corriente eléctrica (Chen, 2004; Adhoum, Monser, Bellakhal y Belgaied, 2004).

El coagulante se genera *in situ* debido a la oxidación de uno de los electrodos, el cual se disolverá formando cationes metálicos, que serán los responsables de la desestabilización de las cargas de las partículas (Shakir y Husein, 2009).

La aplicación de LabVIEW como entorno de programación en ingeniería y aplicaciones industriales permite mediante el lenguaje de programación gráfico la construcción de un instrumento para desarrollar sistemas sofisticados de prueba, medida y control (Lajara y Peligri, 2011). Esta herramienta hace posible la escalabilidad de las aplicaciones electroquímicas a la industria, puesto que se pueden automatizar y controlar los procesos a gran escala (Wang, Tan, Cui y Cui, 2012).

Metodología

La metodología del proyecto que se llevó a cabo se sintetiza en las cuatro etapas que se encuentran a continuación:

1. Adecuación del sistema de reacción: en esta etapa se revisaron los parámetros de control del proceso, siendo estos: pH inicial, conductividad, material y área de los electrodos, distancia entre ellos, tiempo de reacción, corriente y

densidad de corriente, voltaje y finalmente la concentración de las muestras con plomo que se prepararán. Asimismo se definieron los parámetros de diseño, los cuales son volumen de agua a tratar, materiales para la elaboración del reactor, dimensiones de este y tipo de conexión de electrodos; con respecto a estos parámetros definidos se adecuó la tarjeta electrónica para el funcionamiento del reactor con los parámetros requeridos.

2. Desarrollo del software: en esta etapa se desarrolló la programación en LabVIEW para el control del reactor, es decir, para que los parámetros del proceso puedan ser definidos por parte del usuario haciendo uso de la interfaz en un computador.
3. Determinación de plomo: en esta fase se aplicó la técnica analítica de voltametría de redisolución anódica mediante el equipo Metalyser portable HM1000 para el análisis de muestras preparadas antes y después de pasar el proceso de electrocoagulación.
4. Verificación del reactor: en esta etapa se realizaron las pruebas del proceso de electrocoagulación en el reactor con las aguas preparadas en laboratorio con concentraciones conocidas de plomo. Se realizó la variación de la densidad de corriente para obtener el valor más adecuado de este parámetro y se analizó el porcentaje de remoción en cada caso.

Resultados y discusión

El desarrollo de la práctica constó de la selección de cuatro densidades de corriente para observar su comportamiento con relación a la remoción en la concentración de plomo en la celda de electrocoagulación. La escogencia de los valores iniciales fue determinada a partir de la revisión bibliográfica realizada previamente.

La primera prueba fue efectuada con las densidades de corriente de 0.5, 1.5, 2.5 y 3 [mA/cm] ². Se calcularon a partir de la relación entre el área total de los ocho electrodos y la corriente aplicada desde la tarjeta. La solución inicial preparada en laboratorio para este ensayo tuvo una concentración de 28 ppm de plomo.

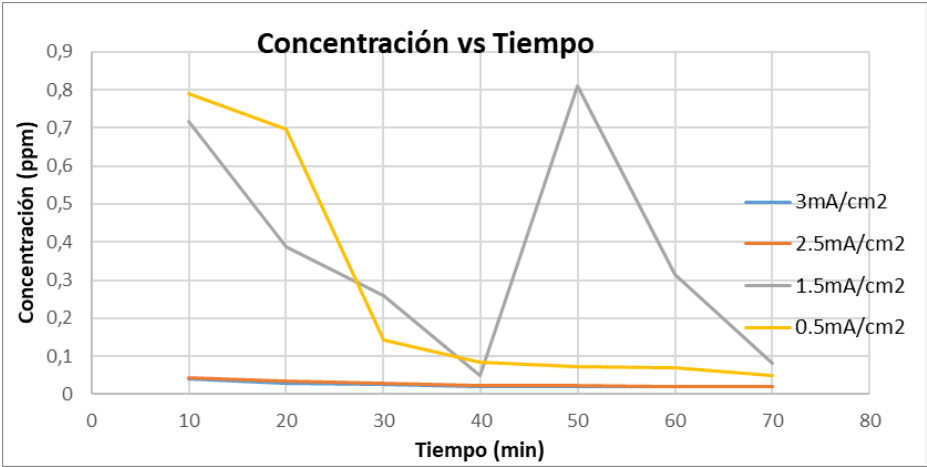
A partir de un volumen de solución para cada prueba en la celda de electrocoagulación fue suministrada la corriente respectiva, el tiempo de reacción fue de 70 minutos, fueron recolectadas muestras en intervalos de 10 minutos, para un total de 7 muestras por prueba, un total de 28 muestras para las cuatro densidades de corriente aplicadas.

La figura 1 muestra el comportamiento de las densidades de corriente dentro de un intervalo de tiempo de 10 a 70 minutos; se puede observar la caída progresiva de la concentración para las densidad de corriente de 0.5 [mA/cm]^2 ; la densidad de corriente de 1.5 [mA/cm]^2 presenta un pico de aumento en la concentración para el minuto 50, “posiblemente” debido a la ruptura de los flóculos dentro del proceso, sin embargo muestra la remoción de la misma para los puntos siguientes; por otro lado las densidades de 2.5 y 3 [mA/cm]^2 exhiben remociones muy altas desde el principio del ensayo, debido a las altas corrientes aplicadas.

Para el desarrollo de un análisis más completo del comportamiento se decidió realizar nuevamente el ensayo, pero esta vez se tendrían en cuenta las densidades de corriente menores para observar datos más concisos; por esto, la segunda prueba fue efectuada con una nueva densidad de corriente 0.2 [mA/cm]^2 y se mantuvieron las densidades de 0.5 y 1.5 [mA/cm]^2 , previamente realizadas. La solución inicial preparada en laboratorio para este ensayo tuvo una concentración de 48 ppm de plomo.

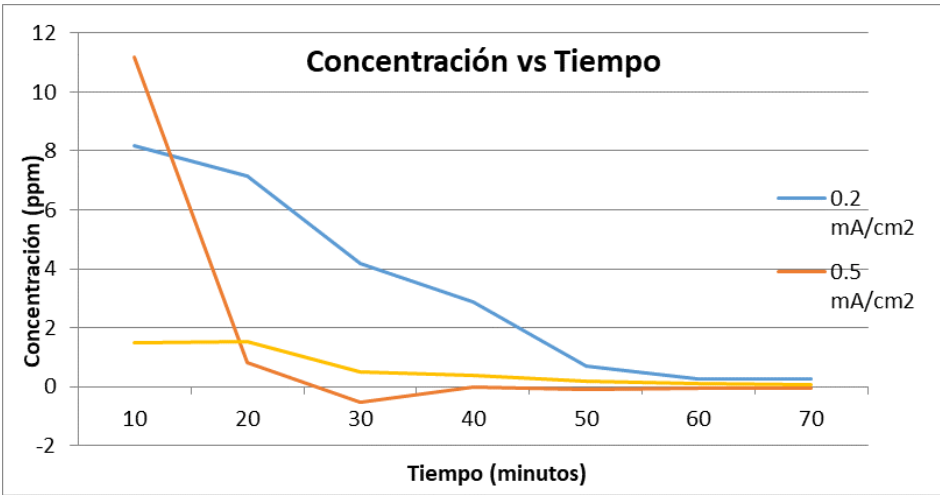
La figura 2 muestra el comportamiento de las densidades de corriente dentro del intervalo de tiempo de 10 a 70 minutos, se puede observar la caída progresiva de la concentración para todas las densidades de corriente; la disminución que se observa con respecto a la densidad de corriente de 0.2 [mA/cm]^2 es menos pronunciada debido a la poca corriente aplicada para esta. En el caso de las densidades de corriente de 0.5 y 1.5 [mA/cm]^2 estas presentan remociones considerables en los primeros 30 minutos del proceso y de allí siguen reduciendo la concentración en menor proporción.

Figura 1. Comportamiento de la densidad de corriente



Fuente: elaboración propia

Figura 2. Comportamiento de la densidad de corriente segundo ensayo



Fuente: elaboración propia

Conclusiones

Los valores adecuados para este prototipo de reactor se encuentran entre 0.2 [mA/cm]² y 0.5 [mA/cm]² debido a que presentan las mejores eficiencias dentro del proceso.

Referencias bibliográficas

- Adhoum, N., Monser, L., Bellakhal, N., y Belgaied, J-E. (2004). Treatment of electroplating wastewater containing Cu²⁺, Zn²⁺ and Cr (VI) by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 112(3), 207-213. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.04.018>
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), 11-41. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>
- Hussin, F., Abnisa, F., Issabayeva, G. y Kheireddine Aroua, M. (2017). Removal of lead by solar-photovoltaic electrocoagulation using novel perforated zinc electrode. *Journal of Cleaner Production*, 147, 206-216. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.096>
- Janssen, L., y Koene, L. (2002). The role of electrochemistry and electrochemical technology in environmental protection. *Chemical Engineering Journal*, 85(2-3), 137-146. [https://doi.org/10.1016/S1385-8947\(01\)00218-2](https://doi.org/10.1016/S1385-8947(01)00218-2)
- Kabdasli, I., Tünay, Ölmez-Hanci, O. y Arslan-Alaton, T. (2012). Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review. *Environmental Technology Reviews*, 1(1), 2-45. <https://doi.org/10.1080/21622515.2012.715390>
- Lajara, J. y Peligri, J. (2011). *LabVIEW: Entorno gráfico de programación*. Marcombo. <https://www.marcombo.com/labview-entorno-grafico-de-programacion-9788426716965/>
- Nasrullah, M., Siddique, I. y Zulawisam, A. W. (2014). Effect of high current density in electrocoagulation process for sewage treatment. *Asian Journal of chemistry*, 4281-4285.
- Shakir, I. y Husein, B. (2009). LEAD Removal from Industrial Wastewater by Electrocoagulation process. *Iraqi Journal of Chemical and Petroleum Engineering*, 10(2), 35-42. https://www.researchgate.net/publication/285032461_LEAD_Removal_from_Industrial_Wastewater_by_Electrocoagulation_process
- Wang, L., Tan, Y. Cui, X. y Cui. H. (2012). The Application of LabVIEW in Data Acquisition System of Solar Absorption Refrigerator. *Energy Procedia*, (16), 1496-1502. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.01.235>

Uso del método electroquímico para la determinación de metales pesados en alimentos

CESAR AUGUSTO QUIÑONES SEGURA*

JULIÁN CAMILO PEÑA BERMÚDEZ**

Resumen

En este trabajo se corroboró la posibilidad de usar el método electroquímico para la determinación de metales pesados en alimentos. Con esta temática orientadora se halló la concentración de cadmio (II) en una muestra de espinaca usando la técnica de voltametría de onda cuadrada; la digestión de la muestra se efectuó a partir de la digestión ácida asistida por ultrasonido, mientras que la configuración de la celda usada fue como electrolito soporte, solución Britton-Robinson (BR pH 4, 5), carbono vítreo como electrodo de trabajo, Ag/AgCl como electrodo de referencia y alambre de platino como contra electrodo, barrido de -1V a -0,5V, amplitud de impulso de 40mV y tamaño del paso de 20mV.

Se determinó así una concentración de 0,43 ppm para la muestra de espinaca, la cual se encuentra por encima del límite permitido por la norma nacional y las internacionales, que fijan un máximo de 0,2 ppm de Cd (II) en espinaca fresca.

Palabras clave: electroquímica, ingeniería, ambiental, alimentos.

* Universidad Santo Tomás. Correo electrónico: cesarquinones@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomás

Introducción

Actualmente la contaminación ambiental por metales pesados se ha convertido en un problema global. Es importante el desarrollo de técnicas de detección y determinación efectivas en diferentes matrices como suelo, agua y alimentos. Las técnicas electroquímicas para la determinación de metales pesados han demostrado altas sensibilidades, bajos límites de detección y bajo costo en comparación con otras técnicas como la espectroscopia (Bansod, Kumar, Thakur, Rana y Singh, 2017).

Por su parte, el semillero de Electroquímica e Instrumentación Ambiental (SEIA) de la Universidad Santo Tomás ha venido desarrollando proyectos en el campo de la electroquímica ambiental, entre ellos la determinación de metales pesados en alimentos como la espinaca, vegetal de interés agrícola con mayor capacidad para acumular cadmio (Rodríguez-Serrano, Martínez-de la Casa, Romero-Puertas, del Río y Sandalio, 2008).

Metodología

Este trabajo se realizó en cuatro etapas: en la primera se determinó que el método de digestión ácida asistida por ultrasonido era la mejor opción para realizar la digestión de la muestra después de comparar los resultados con otros dos métodos; en la segunda etapa se construyó la tapa de la celda y se efectuó un diseño experimental tomando como variables independientes tres electrodos de trabajo (platino, carbono vítreo y mina de grafito) y dos electrolitos soporte (KCl y Britton-Robinson).

En la tercera etapa se verificó la amplitud del barrido (voltaje inicial y voltaje final) usando voltametría cíclica y luego se realizó un diseño experimental tomando como variables independientes dos amplitudes de impulso (20mV y 40mV) y dos tamaños de paso (40mV y 20mV), esto con una frecuencia fija de 25kHz. Para la etapa dos y tres se usó como variable dependiente los voltagramas generados, en estos se evaluó la aparición del pico característico del cadmio (II) y la calidad del voltagrama.

Finalmente, en la cuarta etapa se midió la concentración de cadmio (II) por medio del método de adición estándar, este resultado fue comparado con el obtenido por el equipo Metalyser HM1000.

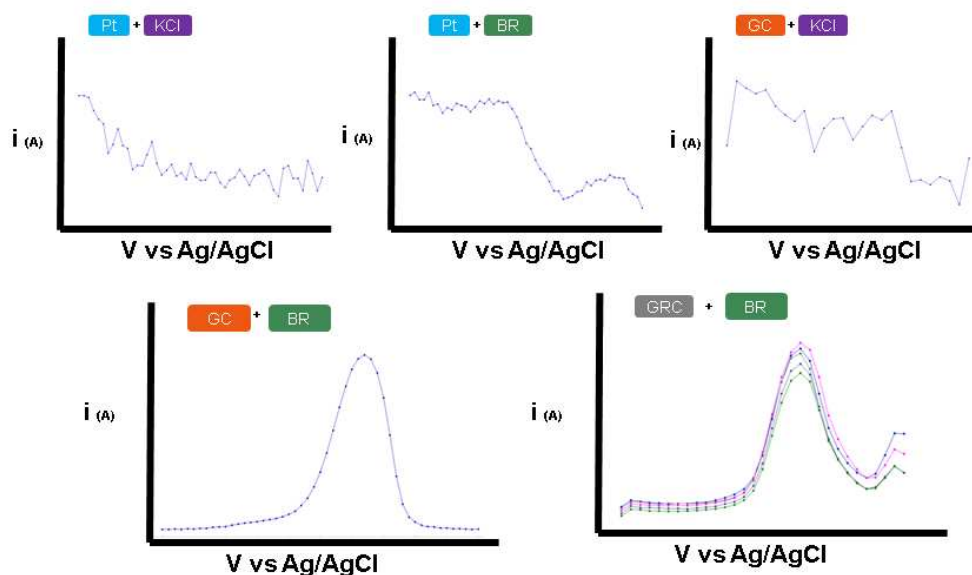
Resultados y discusión

Las mejores respuestas para la determinación de cadmio (II) se obtuvieron con carbono vítreo como electrodo de trabajo y Britton-Robinson como electrolito

soporte, esto manteniendo un electrodo de referencia Ag/AgCl y alambre de platino como contra electrodo. Tal como se observa en la figura 1 para esta configuración de celda se obtiene el pico respectivo del cadmio. Entretanto, el electrodo de trabajo de mina de grafito presenta igualmente el pico respectivo del cadmio, sin embargo esta respuesta puede variar para una misma concentración, es por ello que se deben organizar mayores estudios para el uso de estos electrodos de bajo costo.

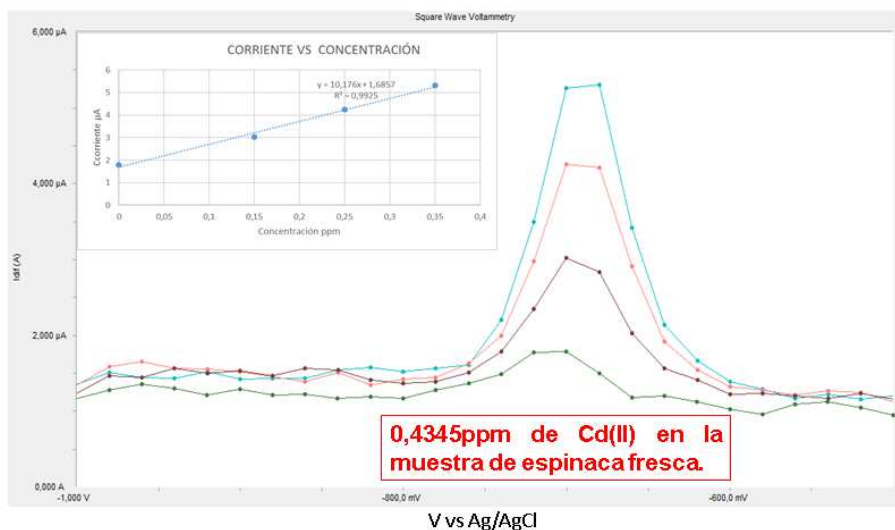
La concentración de cadmio (II) en la muestra de espinaca hallada por medio del método de adición estándar fue 0,43 ppm (como se muestra en la figura 2). Dicha concentración se encuentra por encima del límite permitido por la norma nacional y las internacionales, las cuales fijan un máximo de 0,2 ppm de Cd (II) en espinaca fresca.

Figura 1. Voltagramas obtenidos con electrodo de referencia Ag/AgCl, alambre de platino como contra electrodo, variando 3 electrodos de trabajo platino (Pt), carbono vítreo (GC), mina de grafito (GRC) y 2 electrolitos soporte KCl y Britton-Robinson (BR)



Fuente: elaboración propia

Figura 2. Voltagrama SWV obtenido en buffer BR con muestra de espinaca y adición estándar de 0,15 ppm, 0,25 ppm y 0,35 ppm de Cd (II), electrodo GC como electrodo de trabajo. Barrido de -1V a -0,5V. con una amplitud de impulso de 40mV y un tamaño del paso de 20mV



Fuente: elaboración propia

Conclusiones

Se determinó el contenido de cadmio (II) en una muestra de espinaca utilizando la voltametría de onda cuadrada y obteniendo una concentración de 0,4345 ppm.

Referencias bibliográficas

- Bansod, B., Kumar, T., Thakur, R., Rana, S. y Singh, I. (2017). A review on various electrochemical techniques for heavy metal ions detection with different sensing platforms. *Biosensors and Bioelectronics*, 94, 443-455. <https://doi.org/10.1016/j.bios.2017.03.031>
- Rodríguez-Serrano, M., Martínez-de la Casa, N., Romero-Puertas, M. C., del Río, L. y Sandalio, L. M. (2008). Toxicidad del cadmio en plantas. *Ecosistemas*, 17(3), 139-146. <https://core.ac.uk/download/pdf/16362081.pdf>

Planificación climática del recurso hídrico de la cuenca del río Cauca mediante inteligencia artificial

DIANA MARCELA CUESTA PARRA*

JUAN PABLO RODRÍGUEZ MIRANDA**

MAURICIO ANDRÉS RUÍZ OCHOA***

Resumen

La variabilidad climática en la cuenca del río Cauca, además de sus 110 tributarios, pone en riesgo de inundación a municipios en su área de influencia, especialmente en los departamentos de Valle del Cauca, Antioquia, Bolívar y Sucre.

El río Cauca recibe la descarga de 183 municipios ubicados en zonas agrícolas, mineras y pesqueras, lo que pone en riesgo la salud de los habitantes de la zona de influencia. Las herramientas de planificación ambiental son limitadas en cuanto a que no permiten interrelacionar la variabilidad climática con el comportamiento hidrológico. Este proyecto pretende utilizar mecanismos de inteligencia artificial con el fin de obtener información de base para establecer políticas y planes de desarrollo para la cuenca motivo de estudio.

Palabras clave: modelación ecosistémica, inteligencia, planificación, recurso.

* Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Correo electrónico: diana.cuesta@profesores.uamerica.edu.co

** Docente de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas

*** Universidad Santo Tomás, sede Bucaramanga

Introducción

La planificación de los sistemas hídricos en Colombia es muy reducida. Si bien se establecen políticas para el ordenamiento de las cuencas y sus áreas de influencia, las decisiones registradas en los planes de acción no se basan en el comportamiento de la cuenca, su variabilidad climática, la calidad del agua, su uso y el crecimiento demográfico.

El río Cauca recibe la descarga de aguas domésticas provenientes del 38 % de la población total del país, incluyendo ciudades como Popayán, Santiago de Cali y Medellín, esto genera un aumento significativo en la materia orgánica. Las actividades agrícolas aportan una carga orgánica representada en nitrógeno y fósforo, la minería aurífera practicada ampliamente en la zona de Valle del Cauca, en el noroeste antioqueño y al sur de Bolívar agrega concentraciones importantes de mercurio y cianuro (García, Pineros, Bernal y Ardila, 2012; Sánchez-Chávez, 2014). Esta agua contaminada se usa para el riego de cultivos de arroz y en la actividad pesquera, poniendo en riesgo la salud de la población (Fuentes-Gandara, Pinedo-Hernández, Marrugo-Negrete y Díez 2018).

Adicionalmente, el río Cauca ha sido afectado por modificaciones en su cauce y embasamiento de sus aguas. Por otro lado, la modificación del cauce en la represa de Hidroituango, en el municipio de San Andrés (Antioquía), se realizó con el propósito de generar energía aprovechando la entrega de las aguas de dos tributarios, lo que ha puesto en riesgo de colapso a las poblaciones aguas abajo. Además, estas situaciones han generado la modificación en la concentración de oxígeno disuelto, reduciendo su actividad biológica (García et al., 2012).

Es indispensable que las políticas de planeación para el desarrollo de la cuenca del río Cauca se basen en datos de monitoreo y modelos predictivos, como la inteligencia artificial.

Metodología

Con el fin de correlacionar información para la planificación climática de la cuenca del río Cauca es necesario aplicar un modelo predictivo de inteligencia artificial, por lo que se debe garantizar la caracterización secundaria de la fuente hídrica en cuanto a las variables hidrológicas, climatológicas y de calidad del agua, eventos de inundación, entre otros.

Estos datos serán normalizados de acuerdo con las unidades requeridas para el tratamiento de la información, posteriormente se seleccionará la herramienta de inteligencia artificial, al igual que el modelo matemático que contribuya al análisis

estadístico y probabilístico, para lo cual se estudiarán diversas técnicas (Rodríguez-Miranda, 2017).

Resultados y discusión

Se espera obtener información predictiva donde se relacionen las condiciones de variabilidad climática, el comportamiento hidrológico y la calidad del agua en la cuenca del río Cauca mediante el uso de herramientas de inteligencia artificial. Lo anterior con el fin de establecer una planificación climática.

Conclusiones

Mediante el uso de herramientas de inteligencia artificial se pretende correlacionar variables climáticas e hidrológicas en la cuenca del río Cauca con el fin de lograr la planificación climática.

Referencias bibliográficas

- Fuentes-Gandara, F., Pinedo-Hernández, J., Marrugo-Negrete, J. y Díez, S. (2018). *Human health impacts of exposure to metals through extreme consumption of fish from the colombian caribbean sea*. Springer Netherlands. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27878501/>
- García, M. C., Pineros, A., Bernal, F. y Ardila, E. (2012). *Variabilidad climática, cambio climático y el recurso hídrico en Colombia*. Universidad de los Andes.
- Rodríguez-Miranda, J. (2017). *Desarrollo de un modelo de planificación ambiental para la calidad de los recursos hídricos superficiales considerando su variabilidad climática estacional mediante implementación computacional*. Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Sánchez-Chávez, R. (2014). *Determinación de la contaminación por metales pesados (plomo, cromo, cadmio y mercurio) en aguas del río Cauca, en la zona urbana de Cali y evaluación de la mutagenicidad utilizando el test de AMES y NBSP*. Universidad del Valle.

Evaluación de los pretratamientos requeridos para el tratamiento biológico de los residuos de aceites usados de motor diésel

DIANA MARCELA CUESTA PARRA*

ANGIE CAROLINA CUERVO SUÁREZ**

JUAN DAVID VALDIRI PALACIOS***

Resumen

A lo largo de su vida útil los aceites de motor pierden propiedades debido a la aparición de contaminantes e impurezas resultantes de procesos de oxidación indeseables. En esta investigación fueron caracterizados los residuos de aceite de motor con el fin de establecer sus contaminantes mediante técnicas de infrarrojo. Se espera realizar el acondicionamiento para reducir su toxicidad mediante la aplicación de tratamientos fisicoquímicos, brindando una solución ambiental como una alternativa de aprovechamiento de residuos de aceites de la industria automotriz.

Los tratamientos seleccionados para el aceite usado son la acidificación con ácido sulfúrico y adsorción con ilmenita y carbón activado, por lo que se espera que el material sea acondicionado para un tratamiento biológico y posteriormente se considere apto para su reutilización.

* Universidad de América. Correo electrónico: diana.cuesta@profesores.uamerica.edu.co

** Universidad de América

*** Universidad de América

Los resultados corresponden a la caracterización de los residuos provenientes de lubricación, contienen Al 19 ppm, Cu 18 ppm, Fe 62 ppm, Pb 2 ppm y Zn 831 ppm.

Palabras clave: aceite de motor usado, diésel, reutilización, adsorción, acidificación.

Introducción

La gestión de residuos líquidos producto de derivados de petróleo y combustibles fósiles representa un serio problema ambiental, económico y social a nivel mundial, esto debido a su crecimiento exponencial. Por ejemplo en Colombia, según el Registro Único Nacional de Transito (RUNT, 2017) hay cerca de 13.637 millones de automóviles, los cuales en promedio realizan un cambio de aceite dos veces por año, lo equivalente a 26 millones de galones aproximados de aceite usado anualmente.

Los residuos provenientes de los aceites lubricantes de motor son catalogados como sustancias peligrosas según el Convenio de Basilea adoptado por Colombia en la Ley 253 de 1996 y ratificada en la Ley 1623 de 2013 (Muñoz, Montoya y Muñoz, 2019). Estos se consideran sustancias peligrosas debido a su alta concentración de compuestos orgánicos y metales pesados (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2006), que si no se clasifican y se tratan correctamente pueden convertirse en un riesgo para el ambiente y la salud.

Autores como Fong, Quiñonez y Tejada (2017) realizan la caracterización fisicoquímica de aceites usados y ejecutan un tratamiento con ácido sulfúrico, mientras que Delgado y Parra (2007) describen varios métodos de limpieza para aceites usados, con los cuales buscan obtener un material que sea combustible, no dañe los equipos y cause el menor impacto al medio ambiente.

Debido a la demanda de aceites lubricantes usados se ve la oportunidad de plantear una serie de pretratamientos fisicoquímicos para acondicionar el aceite lubricante con el fin de dar un posterior tratamiento biológico y evaluar su posible uso industrial.

Metodología

Se realizó la caracterización fisicoquímica para determinar la composición inicial del aceite lubricante; los parámetros analizados fueron: metales pesados, viscosidad, porcentaje de humedad y contenido de sulfatos.

El análisis fue realizado en laboratorio externo acreditado para los metales pesados, se usó la técnica de infrarrojo ATSM D6595 y el contenido de azufre y humedad se identificó por el método E2414 para aceites lubricantes.

El tratamiento de acidificación al aceite fue realizado a partir de la aplicación de ácido sulfúrico a concentraciones de 5 %, 10 % y 15 % v/v de aceite para remover azufre y metales pesados, de acuerdo con lo expuesto por Isah, Abdulkadir, Onifade, Musa, Garba, Bawa y Sani (2013) en su artículo “Regeneration of used engine oil”.

El proyecto está en curso, para finalizar el tratamiento fisicoquímico las muestras de aceite se someterán a adsorción en lechos de carbón activado, ilmenita y grava. Por último, el diseño de la torre de adsorción se realizará con base en el artículo “Diseño de un biofiltro para reducir el índice de contaminación por cromo generado en las industrias del curtido de cueros” de Higuera, Arroyave y Flórez (2009).

Resultados y discusión

A partir de la caracterización inicial se determinó la concentración de metales pesados en el aceite usado de motor por técnicas de infrarrojo, estos se producen a raíz del desgaste en piezas del motor, fugas de líquido refrigerantes o problemas de inyección.

Los resultados de la caracterización de los residuos sin tratamiento contienen 9 ppm de aluminio, 18 ppm de cobre, 62 ppm de hierro, 2 ppm de plomo y 831 ppm de zinc, otros parámetros evaluados fueron el contenido de azufre, de 0,09 A/0,1 mm y la viscosidad 6,2 cSt.

Los métodos para el tratamiento del aceite usado seleccionados, acidificación y adsorción, buscan reducir metales pesados en la muestra. La evaluación de la efectividad de los métodos se efectuará de manera individual y combinada, variando las concentraciones de las soluciones de ácido sulfúrico. Las muestras con tratamiento de acidificación están actualmente siendo analizadas en laboratorio. En el caso de adsorción, se espera evaluar la remoción de metales pesados a través de lechos de carbón activado, ilmenita y grava.

Finalmente, se evalúan las características físicas y químicas del aceite tratado por las técnicas para determinar su posible uso industrial.

Tabla 1. Límites máximos permitidos para aceite lubricante usado de motor diésel

Parámetro	Unidad	Alerta	Crítico	Inaceptable
Viscosidad	CSt	<12,4 o >16,5	<11,7 o >17,2	<10,0 o >20,0
Índice de viscosidad	-	-	-	<95
TBN	mgKOH/g	<10	<7	<5
Cobre	ppm	>5	>6,76	>15
Hierro	ppm	>15	>17,08	>25
Cromo	ppm	>1,27	>1,38	>5
Aluminio	ppm	>5	>7,6	>10
Plomo	ppm	>1,32	>1,47	>5
Estaño	ppm	>1,27	>1,38	>5
Silicio	ppm	>14,5	>16,6	>20
Sodio	ppm	>10	-	>20
Níquel	ppm	>3	-	>5
Vanadio	ppm	>13,44	>16	>47
Hollín	ABS/cm	>15	>30	>200
Oxidación	ABS/cm	>15	>18	>25
Nitración	ABS/cm	>13,1	>18,4	>20
Sulfatación	ABS/cm	>20	>25	>30
Agua	%Vol	-	-	>0,3

Fuente: elaboración propia

Conclusiones

Los resultados de la caracterización de los residuos sin tratamiento son de: Al 19 ppm, Cu 18 ppm, Fe 62 ppm, Pb 2 ppm, Zn 831 ppm, S 0,09 A/o, 1 mm.

Referencias bibliográficas

- Delgado, E. y Parra, J. (2007). Combustibles alternativos a partir de aceites usados con tratamientos de limpieza. *AVANCE Investigación en Ingeniería*, 6, 110-115. http://www.unilibre.edu.co/revistaavances/avances-6/r6_art11.pdf
- Fong, W., Quiñonez, E. y Tejada, C. (2017). Caracterización físico-química de aceites usados de motores para su reciclaje. *Prospectiva*, 15(2), 135-144. <https://dx.doi.org/10.15665/rp.v15i2.782>
- Higuera, O., Arroyave, J. y Flórez, L. (2009). Diseño de un biofiltro para reducir el índice de contaminación por cromo generado en las industrias del curtido de

- cueros. *Dyna*, 76(160). 107-119. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/dyna/article/view/13589>
- Isah, A. G., Abdulkadir, M., Onifade, K. R., Musa, U., Garba, M. U., Bawa, A. y Sani, Y. (2013). *Regeneration of Used Engine Oil. Lecture Notes in Engineering and Computer Science*, 1(4), 565-568.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2006). *Manual técnico para el manejo integral de aceites lubricantes usados*. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Muñoz, É., Montoya, D. y Muñoz, A. (2019). Informe de investigación Fundación con Vida. Planteamiento y solución de la problemática de los aceites usados en Colombia. *Revista Ambiental EOLO*, 18(13), 91-112. <http://revistaeolo.fconvida.org/index.php/eolo/article/download/11/10>
- Registro Único Nacional de Tránsito (RUNT). (2017). *Estadísticas del RUNT*. <https://www.runt.com.co/cifras>

Evaluación de las emisiones de H₂S, NH₃ y compuestos orgánicos volátiles en la PTAR El Salitre a través del régimen climático de Bogotá

DIANA G. VELA APARICIO*
CRISTHIAN C. MUÑOZ LASSO**
IVÁN CABEZA ROJAS***
PEDRO F. B. BRANDAO****

Resumen

Los olores ofensivos son una problemática social que afecta la salud y la calidad de vida de las personas que viven cerca de los sitios de emisión. Dada esta situación se han establecido normas regulatorias para el control y manejo de la emisión de gases en industrias, de manera que se hace importante cuantificar los gases emitidos en zonas cercanas a poblaciones urbanas para establecer posibles sistemas de control y cumplir con la legislación.

En este trabajo se cuantificaron, mediante un detector de gases portátil, rastros de sulfuro de hidrógeno (H₂S), amoníaco (NH₃) y compuestos orgánicos volátiles (COV) emitidos en la zona de pretratamiento de aguas residuales de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) El Salitre en temporada seca y lluviosa.

* Universidad Nacional de Colombia. Correo electrónico: dgvelaa@unal.edu.co

** Universidad Nacional de Colombia

*** Universidad Santo Tomás, sede Bogotá

**** Universidad Nacional de Colombia

Se observó que el H₂S fue el gas de mayor emisión, y que la emisión de gases está relacionada directamente con las precipitaciones del día, de forma que en la temporada seca se observaron las mayores concentraciones de H₂S, COV y NH₃.

En la temporada seca también se evidenció una variabilidad diaria en la concentración de los gases, siendo más alta en horas de la noche, periodo en el que se encontraron valores mayores a 100 ppm para H₂S, 47 ppm de COV y 16 ppm de NH₃. Estos resultados permitirán formular estrategias para el control y la eliminación de gases que se adecúen a las condiciones de emisión de la PTAR.

Palabras clave: PTAR, H₂S, amoníaco, COV.

Introducción

Los olores ofensivos son una forma de contaminación del aire, ya que causan molestias a la población, daño en la salud o en el ambiente (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2008). Estos se deben generalmente a la emisión de una mezcla de compuestos volátiles con bajo umbral de detección, como el H₂S, el NH₃ y los COV.

Estos compuestos son generados durante procesos industriales como la fabricación de alimentos, pinturas, papel y refinerías, también de forma natural en la crianza de animales de granja, compostaje y tratamiento de aguas residuales (Revah y Morgan-Sagastume, 2005).

Los olores ofensivos en las PTAR son provocados por el manejo mismo del agua residual, la degradación de la materia orgánica dentro de la planta, así como la generación y disposición final de residuos sólidos, como los lodos activados. Los principales compuestos que contribuyen al olor son el H₂S, sulfuro de dimetilo, mercaptanos y NH₃, aunque también se han detectado alcoholes, ácidos grasos volátiles, aldehídos, cetonas y aminas.

Estos compuestos suelen estar en nivel de trazas (µg/m³), donde son inocuos a nivel toxicológico, pero pueden generar un riesgo ocupacional en espacios cerrados dentro de las PTAR, como en la zona de manejo de lodos (Iranpour, Cox, Deshusses y Schroeder, 2005).

De estos compuestos, el H₂S se considera de alto impacto al ser liberado en altas cantidades y provocar corrosión en equipos y tuberías en la planta (Talaiekhosani, Bagheri, Goli y Talaei Khoozani, 2016).

En Colombia, la Resolución 1541 de 2013 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2013) establece los límites de emisiones para los gases asociados a olores

ofensivos en diferentes actividades que, en el caso de las PTAR, regulan la emisión de H₂S como principal causante de olor ofensivo, cuyo nivel máximo permitido es 7 µg/m³ durante 24 horas. Esta norma también incluye el sistema de medición de olor a nivel analítico y sensorial.

La PTAR El Salitre capta las aguas residuales del noroccidente y centro de Bogotá, para su tratamiento primario químicamente asistido y de lodos por digestión anaerobia mesofílica.

Dado el volumen de aguas residuales que maneja y su cercanía a zonas residenciales, el sistema de manejo de olores consiste principalmente en el monitoreo constante de la eficiencia de la digestión de lodos, el uso de barreras arbóreas y el monitoreo trimestral del olor (Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, s. f.). De acuerdo con los informes de gestión de la planta, estas acciones evitan la afectación por olores generados por ella en los barrios aledaños, no obstante estos sí son perceptibles en su interior.

Un estudio realizado por Air Clean System (2010) identificó la zona de captación de agua y de pretratamiento como la de mayor concentración de H₂S, sobrepasando el umbral establecido por la normativa correspondiente en todas las mediciones realizadas. Además, la investigación determinó que la mayor emisión de H₂S se produce en tiempo seco cuando hay elevada radiación solar y bajas velocidades de viento, ya que no se mantienen a lo largo del año y se consideran como condiciones críticas de generación de olores ofensivos. Sin embargo, este documento no tuvo en cuenta los otros gases que pueden encontrarse en las emisiones de una PTAR y que también causan olores ofensivos.

Nuestro proyecto permitirá establecer una línea base para plantear un sistema de control de olores y gases en la PTAR, que esté de acuerdo con las condiciones de emisiones y, además, pueda servir de modelo para el control de olores en la fase II de la PTAR El Salitre, actualmente en proceso de construcción.

Metodología

El monitoreo de la emisión de H₂S, NH₃ y COV se realizó con el detector de gases MultiRAE, que fue ubicado en la zona de pretratamiento de la PTAR El Salitre con una sonda para la toma de lecturas en una zona confinada.

Se escogió este espacio ya que el estudio elaborado por Air Clean System (2010) presentó la mayor emisión de H₂S, además el personal de la planta reporta una mayor intensidad del olor en esta zona.

El equipo MultiRAE cuenta con cuatro detectores específicos: oxígeno (sensor de tipo celda galvánica con rango de detección: 0-40 RUNT %), H₂S (celda electroquímica con rango de detección: 0,1-100 ppm), COV (detector de fotoionización con rango de detección 0,1-5000 ppm) y amoníaco-NH₃ (sensor electroquímico con rango de detección 1-100 ppm). Este además permite el almacenamiento de datos para realizar una medición continua.

El monitoreo se realizó del 20 de marzo al 28 de mayo de 2018, periodo que cubrió la temporada seca y de lluvias de Bogotá. La frecuencia de toma de datos fue de dos minutos. Cada dos días se retiraba el detector de la zona de muestreo para evitar la saturación del equipo y realizar su calibración con aire libre de contaminantes, posteriormente se continuaba con el monitoreo. Durante los fines de semana, los equipos permanecieron apagados por motivos de seguridad, por esta razón no hay datos para esos tiempos.

La información obtenida con el equipo MultiRAE se descargó a un computador portátil usando el programa Pro-RAE Studio II y se procesaron mediante Excel y RStudio. Los datos de precipitación de los meses de monitoreo fueron suministrados por la PTAR El Salitre.

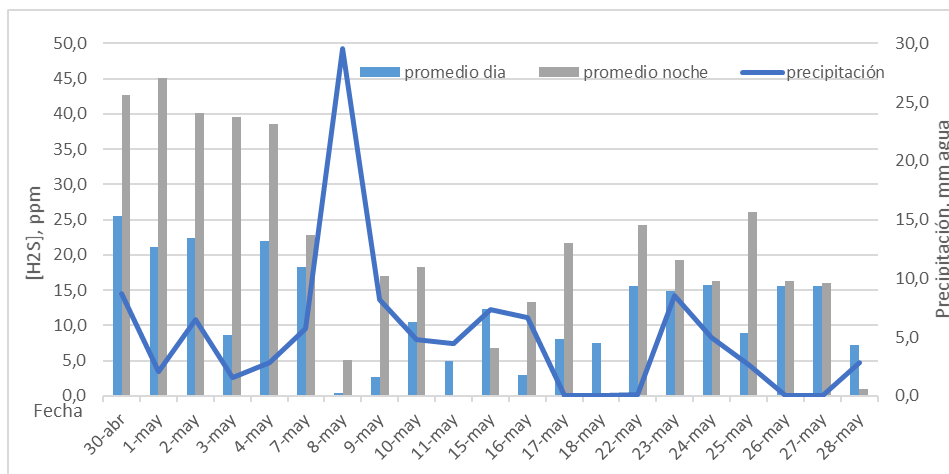
Resultados y discusión

Este monitoreo permitió realizar una comparación para la emisión de los gases analizados entre la temporada seca (del 20 al 28 marzo) y la temporada de lluvia (del 9 de abril a 28 de mayo).

En general se observó que las emisiones están directamente relacionadas con las precipitaciones del día, teniendo que las concentraciones de los gases fueron mayores en la temporada seca y disminuyeron en la temporada de lluvias. En la figura 1 se muestra esta tendencia para las emisiones de H₂S; se notó el mismo comportamiento para las emisiones de COV y NH₃ (no mostrado).

En la temporada de lluvias se evidenció una disminución drástica en la emisión de gases, teniendo que en los días de mayor precipitación (del 3 al 4 abril y el 8 de mayo) la concentración de H₂S fue cercana a 1 ppm para H₂S y 2 ppm para COV. En el caso del amoníaco, el equipo registró como máxima concentración 2 ppm durante toda la temporada húmeda y, en promedio, las concentraciones fueron menores al límite de detección del equipo (<1 ppm).

Figura 1. Emisión promedio de H₂S y precipitación en temporada lluviosa (mayo 2018) en la PTAR El Salitre



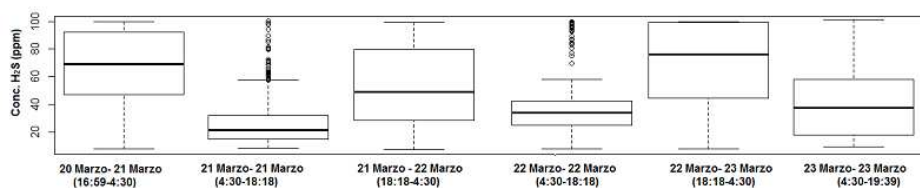
Fuente: elaboración propia

En varios días de ambas temporadas, también se evidenció que durante la noche y la madrugada se obtienen las mayores concentraciones de gases, con una mediana siempre superior a los 50 ppm, mientras que en las horas de la mañana y la tarde, las medianas de emisión se ubican siempre por debajo de los 40 ppm (figura 2) en el caso del H₂S; el mismo comportamiento aplica para los demás gases evaluados.

Esto se debe a que en horas de la noche la velocidad del viento y la temperatura disminuye, favoreciendo la acumulación de los gases en la zona de muestreo, mientras que en la mañana y la tarde la temperatura aumenta al igual que la velocidad del viento, ayudando a que los gases se diluyan.

Aunque estos resultados corresponden a una zona confinada, es evidente que la inmisión de H₂S durante la temporada seca en la zona de pretratamiento puede alcanzar niveles peligrosos en las horas de la noche, como se reportó en un estudio realizado previamente (Air Clean System, 2010), donde se sobrepasó el límite de exposición ocupacional a H₂S establecido por el Instituto Nacional de Salud (10 ppm), de forma que el tránsito por esta zona debe evitarse o hacerse con los elementos de seguridad adecuados.

Figura 2. Diagrama de cajas para la emisión de H₂S entre periodos nocturnos y diurnos durante la temporada seca en la PTAR El Salitre



Fuente: elaboración propia

El monitoreo propuesto en nuestra investigación permitiría adicionalmente establecer un cronograma para el mantenimiento de las estructuras en esta zona, donde se protejan las partes metálicas antes de la temporada seca para evitar su corrosión.

Teniendo en cuenta que la PTAR aumentará su capacidad de tratamiento de aguas residuales, se espera que las emisiones de gases también se incrementen, de forma que es necesaria la implementación de medidas para disminuir las emisiones, como la adición de sustancias químicas en el agua residual que reaccionan con los compuestos responsables del olor o evitando las condiciones anaerobias que llevan a su formación.

Otra opción más económica para la eliminación de los gases emitidos es el uso de sistemas biotecnológicos, ya que pueden ser usados a temperatura ambiente y presión atmosférica, son fáciles de manejar, tienen menores costos de operación ya que no se necesita energía para la degradación, y ecológicamente son más limpios y menos susceptibles a los parámetros de diseño que los tratamientos físicos y químicos (Revah y Morgan-Sagastume, 2005; Estrada, Kraakman, Muñoz y Lebrero, 2011; Rene, Kennes y Veiga, 2013).

De los sistemas biotecnológicos, la biofiltración es la más común en el tratamiento de gases emitidos por las PTAR, teniendo que para 2005 había más de 300 biofiltros en operación en Estados Unidos (Iranpour, Cox, Deshusses y Schroeder, 2005).

Este monitoreo también permitiría el diseño adecuado de sistemas de eliminación de gases, ya que tiene en cuenta todos los gases emitidos, así como su variabilidad en diferentes condiciones climáticas, de forma que no queden sobre o subdimensionados.

Conclusiones

El monitoreo de las emisiones de gases realizado en la PTAR El Salitre permitió establecer una alta variabilidad de los mismos, que depende de la temporada climática y de la hora del día, siendo mayor su emisión en la temporada seca y en las horas de la noche.

Además, el H₂S es el compuesto de mayor emisión en la zona de pretratamiento, por lo que se requiere la implementación de medidas para su mitigación, principalmente en la temporada seca, así como asegurar que el personal de la planta cumpla con las medidas de seguridad.

El perfil de emisiones encontrado puede ser usado para el dimensionamiento de sistemas de eliminación de H₂S, COV y NH₃ bajo las condiciones de operación de la PTAR El Salitre.

Referencias bibliográficas

- Air Clean System. (2010). *ACS IOL 108. Informe de resultados y análisis del monitoreo de olores en la PTAR El Salitre. Colombia*. <http://orarbo.gov.co/apc-aa-files/57c59a889ca266ee6533c26f970cb14a/monitoreo-de-olores-ptar-el-salitre.pdf>
- Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB). (s. f.). *Planta de Tratamiento de Aguas Residuales-PTAR Salitre*. http://www.acueducto.com.co/guatoc/contingencia/contenidos/ambiental/ptar_salitre.html
- Estrada, J., Kraakman, N., Muñoz, R. y Lebrero, R. (2011). A comparative analysis of odour treatment technologies in wastewater treatment plants. *Environ. Sci. Technol.* (45), 1100-1106. <https://doi.org/10.1021/es103478j>
- Iranpour, R., Cox, H., Deshusses, M. y Schroeder, E. (2005). Literature review of air pollution control biofilters and biotrickling filters for odour and volatile organic compound removal. *Environmental Progress*, 24(3), 254-267. <https://doi.org/10.1002/ep.10077>
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2008). *Protocolo para el monitoreo y seguimiento de la calidad del aire. Manual para la elaboración de planes de gestión de la calidad del aire*. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. <http://www.ideam.gov.co/documents/51310/527540/Manual+para+la+Elaboraci%C3%B3n+de+Planes+de+Gesti%C3%B3n+de+la+Calidad+del+Aire.pdf/27cbbaaf-oecf-4d86-b0dc-18a2402d694e>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2013). *Resolución 1541 de 2013. Por la cual se establecen los niveles permisibles de calidad del aire o de inmisión, el procedimiento para la evaluación de actividades que generan olores*

ofensivos y se dictan otras disposiciones. <http://parquearvi.org/wp-content/uploads/2016/11/Resolucion-1541-de-2013.pdf>

- Rene, E., Kennes, C. y Veiga, M. (2013). Biofilters. En: C. Kennes y M. C. Veiga (eds.). *Air Pollution Prevention and Control: Bioreactors and Bioenergy*, 60-72.
- Revah, S. y Morgan-Sagastume, J. (2005). Methods of odour and VOC control. *Bio-technology for Odor and Air Pollution Control*, 29-63. https://doi.org/10.1007/3-540-27007-8_3
- Talaiekhosani, A., Bagheri, M., Goli, A., y Talaei Khoozani, M. (2016). An overview of principles of odor production, emission, and control methods in wastewater collection and treatment systems. *Journal of Environmental Management*, (170), 186–206. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.021>

Pulpa de café para la remoción de Cr (III) en aguas residuales provenientes de curtiembres

DORA LUZ GÓMEZ AGUILAR*

JUAN PABLO RODRÍGUEZ MIRANDA**

JHON FREDY BETANCOURTH***

Resumen

La pulpa de café (variedad caturra), proveniente de Manizales, Colombia, se ha empleado como abono orgánico en la lombricultura, suplemento de alimento para el ganado y cultivo de hongos comestibles (*Pleurotus ostreatus*).

En esta investigación se utilizó como bioadsorbente para la remoción de Cr (III) en aguas sintéticas y aguas problema provenientes de la etapa del curtido de una de las curtiembres San Benito. Para ello, se realizó la caracterización físico-química del agua residual y se evaluó la eficiencia del bioadsorbente a partir de ensayos con aguas sintéticas, primero, y luego con aguas reales.

Se determinó que a un pH 5,0 en aguas sintéticas el modelo cinético que se ajustó fue al de pseudo segundo orden de Ho y Mackey, con una isoterma del modelo linealizado de Langmuir. La capacidad de máxima adsorción fue de 7,41 mg/g. Por otra parte, las remociones fueron del 93,3 % en aguas sintéticas y 36,52 % en aguas reales del sector de San Benito.

Palabras clave: cromo, residuos de café, bioadsorción.

* Universidad Pedagógica Nacional. Correo electrónico: dgomez@pedagogica.edu.co

** Universidad de Manizales

*** Universidad Distrital Francisco José de Caldas

Introducción

Una de las problemáticas ambientales más relevantes en el mundo son los residuos generados en el sector de las curtiembres. Se han creado programas en algunos países para la utilización de los residuos generados, entre ellos el pelo, constituido como un residuo sólido que se emplea actualmente como abono orgánico, o la sal marina, utilizada para evitar la putrefacción del cuero. La reutilización de las aguas es clave en cada una de las etapas para evitar vertimientos a fuentes hídricas y minimizar el volumen de las aguas en el proceso.

Cabe indicar que hay otra serie de contaminantes en las aguas, que tienen que ver con el uso de ácidos, cal, sulfuro de sodio y las sales de cromo que se utilizan en los procesos de curtición, entre otros. El cromo es considerado un metal pesado y presenta tres estados de oxidación (Cr^{+2} , Cr^{+3} y Cr^{+6}); las sales más comunes que se emplean en el proceso de curtición tienen estado de oxidación Cr^{+3} , cuya función es evitar la putrefacción del cuero. Finalizado este proceso se le llama al material restante *Wet Blue*.

A nivel internacional, el mercado europeo se centra en Italia, que posee el 60 % de las compañías, es el país referente en cuanto a temas de producción, comercio y gestión ambiental. Además maneja los más altos estándares de calidad en prevención de la contaminación (Martínez y Romero, 2018).

En Latinoamérica las industrias de curtiembres se centran en Argentina, Venezuela, Ecuador y Perú. En Colombia, en Cundinamarca y Bogotá se encuentra el 80 % del total de las curtiembres del país (Martínez y Romero, 2018). De la misma manera, de las 664 curtiembres registradas a nivel nacional, existen en Bogotá 350, equivalentes a 52,71 %, ubicadas en el sector de San Benito. La mayoría de estas son empresas familiares con procesos artesanales y poco tecnificados, lo que ocasiona impactos negativos a nivel ambiental.

En un estudio de salud pública realizado por Cuberos, Rodríguez y Prieto-Suárez (2009) se afirma que las personas que viven en el sector de San Benito se encuentran incididas por el cromo bajo una exposición crónica. El estudio revela que los vecinos de los establecimientos están tanto o más afectados que la población ocupacionalmente expuesta a las curtiembres, almacenes y depósitos de químicos. Para ello, se sugieren monitoreos ambientales de aguas, alimentos y aire.

La propuesta trabajada en nuestra investigación se enfoca en emplear como bioadsorbente la pulpa de café para remover Cr (III) en aguas sintéticas y atenuar los problemas del sector de una de las aguas residuales de las curtiembres de San Benito.

Metodología

Material adsorbente de residuos agrícolas (pulpa de café)

La pulpa de café (variedad caturra) fue recolectada en la finca cafetera El bosque, vereda Maracas, municipio de Manizales. Se tomaron 10 kg de muestra fresca, las cuales fueron secadas a temperatura de 40 °C en una estufa Binder por un tiempo de 10 días hasta que presentaron un porcentaje de humedad entre el 6 % a 13 %, con el fin de evitar el crecimiento de hongos. Posteriormente, se procedió a la etapa del triturado mediante el uso de un molino marca Thomas-Wiley. El tamaño de partícula se determinó con un tamiz de 0,18 mm.

Determinación de cromo

La determinación de la concentración de Cr (III) en las soluciones filtradas se realizó utilizando como referencia el método 3500-Cr B de métodos normalizados (espectrofotometría de absorción atómica, método directo de llama de aire-acetileno) con un equipo VARIAN AA 140.

Cinética de adsorción en soluciones sintéticas

Se prepararon soluciones sintéticas de 25 ml de Cr (III) a una concentración de 100 ppm. Se ajustaron a pH 5,0. Se empleó 0,5 g de muestra, con una agitación de 100 rpm, y se dejaron en diferentes tiempos de contacto (5, 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 105 y 120 minutos). Luego, se filtraron y se analizó la concentración final de Cr (III) por espectrofotometría de absorción atómica. Los resultados experimentales fueron correlacionados con diferentes modelos cinéticos.

Isoterma de adsorción en soluciones sintéticas

Se prepararon soluciones sintéticas de 25 ml de Cr (III) a diferentes concentraciones (20, 50, 100, 150, 250 y 500 ppm). Se ajustaron a pH 4,0. Se empleó 0,5 g de muestra, con una agitación de 100 rpm, y se dejaron a un tiempo de contacto de 90 minutos. Luego, se filtraron y se analizó la concentración final de Cr (III) por espectrofotometría de absorción atómica. Los resultados experimentales fueron empleados para determinar la capacidad de máxima adsorción.

Caracterización físico-química de aguas residuales de curtiembres

Se realizó un muestreo puntual de la etapa del curtido. Se recolectaron 4 l de agua. Se conservaron en refrigeración a 4° C. Se filtró en papel cualitativo y se cuantificó Cr, Mn, Zn y Pb en el EAA. Adicionalmente, se determinó pH, SST y DQO.

Resultados y discusión

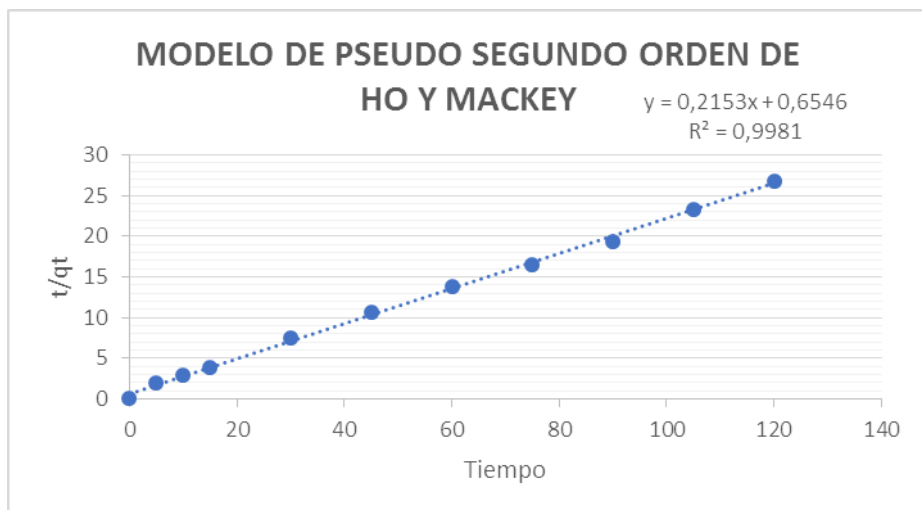
A nivel de la cinética de adsorción con las aguas sintéticas los resultados experimentales se ajustaron a un modelo de pseudo segundo orden de Ho y Mackey, obteniéndose un coeficiente de correlación lineal de 0,9981, como se ilustra en la tabla 1.

Tabla 1. Resultados experimentales de la pulpa de café en aguas sintéticas con diferentes tiempos de contacto

t	C (ppm)	(Ce - C)	qt (mg g ⁻¹)	(qe-qt)	t/qt
0	100,000	0,000	0,00000	6,73928571	0
5	49,307	50,693	2,53464	4,20464286	1,9727
10	32,513	67,488	3,37438	3,36491071	2,9635
15	22,548	77,452	3,87259	2,86669643	3,8734
30	19,784	80,216	4,01080	2,72848214	7,4798
45	15,927	84,073	4,20366	2,53562500	10,7050
60	12,793	87,207	4,36036	2,37892857	13,7603
75	8,721	91,279	4,56393	2,17535714	16,4332
90	6,739	93,261	4,66304	2,07625000	19,3007
105	10,082	89,918	4,49589	2,24339286	23,3546
120	10,564	89,436	4,47179	2,26750000	26,8349

Fuente: elaboración propia

Figura 1. Modelo cinético de pseudo segundo orden de Ho y Mackey con pulpa de café



Fuente: elaboración propia

Lo anterior permite establecer que en un tiempo de contacto máximo de 90 minutos, con una masa de 0,5 g de pulpa de café, pH de 5,0 agitación de 100 rpm, temperatura ambiente de 20 °C y un tamaño de partícula de 0,18 mm, se presenta una remoción del 93,26 % en aguas sintéticas. Cabe indicar que se no se determinó un pH óptimo, ya que al tomar varios datos experimentales de la misma etapa de curtido la media más representativa fue pH 5,0, por lo tanto, para evitar costos en el tratamiento no se realizó este parámetro.

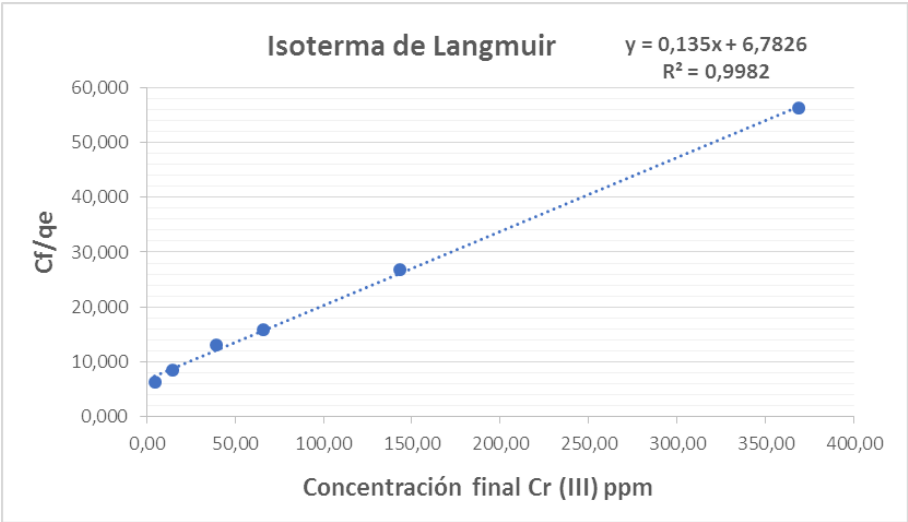
En el estudio de las isotermas de adsorción con soluciones sintéticas, los datos se ajustaron al modelo linealizado de Langmuir con un coeficiente de correlación lineal de 0,9982, indicando así que la adsorción del Cr^{+3} ocurre solo en sitios específicos sobre la superficie de la pulpa de café y que no existe una interacción lateral entre los cationes de Cr^{+3} adsorbidos. Los resultados se observan en la tabla 2 y en la figura 2.

Tabla 2. Resultados experimentales de la Isoterma de Langmuir con la pulpa de café

[Cr III] Final mg/L	Cf/qe
4,78	6,281
14,93	8,514
39,61	13,118
66,28	15,834
143,27	26,847
368,76	56,196

Fuente: elaboración propia

Figura 2. Resultados experimentales del modelo linealizado de la isoterma de Langmuir con la pulpa de café



Fuente: elaboración propia

Estos resultados permiten establecer que la capacidad de máxima adsorción de la pulpa de café para Cr^{+3} es de 7,41 mg/g., K_L 0,02 y un R_L entre 0,091-0,71 en soluciones sintéticas. Por otro lado, la caracterización físico-química del agua problema proveniente de la etapa del curtido en una de las curtiembres de San Benito presentó los siguientes registros.

Tabla 3. Caracterización físico-química del agua residual San Benito (Bogotá-Colombia)

Parámetro	Método analítico	
pH (unidades de pH)	3,54	Potenciometría
DQO (ppm)	2541	Reflujo cerrado
SST (ppm)	10900	Gravimétrico
Cr (III)	1080	Espectrofotometría absorción atómica
Mn (ppm)	0,66	Espectrofotometría absorción atómica
Zn (ppm)	0,66	Espectrofotometría absorción atómica
Pb (ppm)	< L.D 0,5	Espectrofotometría absorción atómica

Fuente: elaboración propia

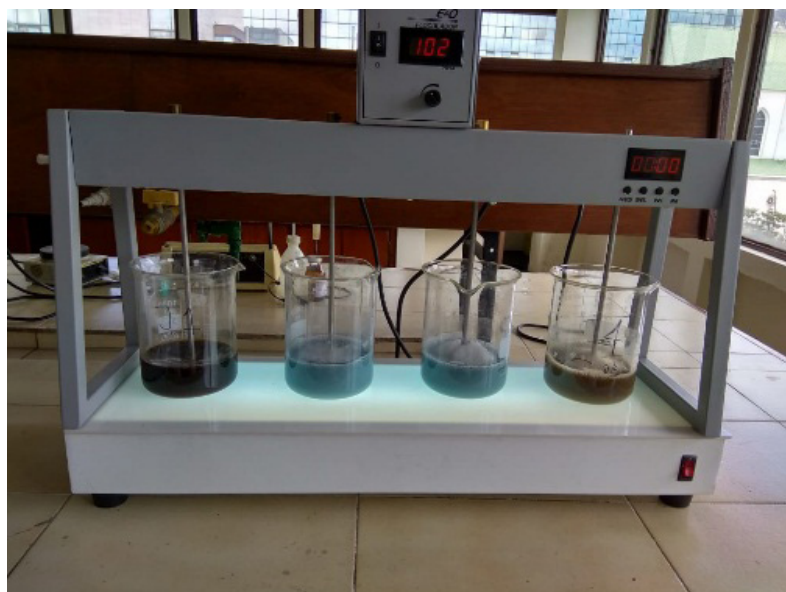
Con relación a la tabla 3, se observa que la concentración de Cr (III) se encuentra por encima de los límites máximos permitidos según el artículo 13 de la Resolución 631 de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), en la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público. Aquí se dictamina que para este parámetro la concentración máxima debe ser 1,5 ppm.

La concentración de Cr (III) obtenida del agua de curtiembre fue de 1080 ppm, que se sitúa en el intervalo de la composición química del agua residual de curtiembres (Duarte, Oliveros y Jaramillo, 2009).

A la muestra de agua residual se le hicieron varios tratamientos, entre los cuales se mencionan los siguientes.

Tratamiento No. 1. A partir de unos datos de cinética de adsorción, se realizó un ensayo de jarras (figura 3):

Figura 3. Ensayo de jarras, método convencional y no convencional



- Jarra 1. 5 g de pulpa de café en un volumen de 250 ml de agua problema, temperatura ambiente, 100 RPM, tiempo de contacto 10 minutos. Se filtró y luego se adicionó nuevamente 5 g de pulpa de café y se dejó en tiempo de contacto de 90 minutos. La eficiencia obtenida fue de 36,51 %.
- Jarra 2. Se adicionó 20,5 mL de NaOH 0,1M para ajuste de pH 10, luego se filtró y posteriormente se adicionó 5 g de pulpa de café y se dejó en 30 minutos de tiempo de contacto. La eficiencia obtenida fue de 81,90 %.
- Jarra 3. Se adicionó 20,5 ml de NaOH 0,1M para ajuste de pH 10, luego se filtró y se ajustó a pH 5,0 con HNO₃ 0,1M. Posteriormente se adicionó 5 g de pulpa de café y se dejó en 30 minutos de tiempo de contacto. La eficiencia obtenida fue de 81,90 %.
- Jarra 4. 5 g de pulpa de café en un volumen de 250 ml de agua residual, temperatura ambiente, 100 RPM, tiempo de contacto 10 minutos. Se filtró y luego se adicionó nuevamente 20,5 ml de NaOH 0,1M para ajuste de pH 10 en un tiempo de 30 minutos. La eficiencia obtenida fue de 94,28%.

Figura. 4. Precipitado obtenido (jarra 2 y 3)



Figura 5. Precipitado obtenido (jarra 4)



Conclusiones

Se observó que disminuyó la eficiencia de la remoción de Cr^{+3} con la pulpa de café entre las aguas sintéticas 93,26 % y aguas reales 36,51 % debido a la naturaleza química del agua residual. De igual forma, al comparar estos datos con los reportados por Duarte, Oliveros y Jaramillo (2009) con otro tipo de bioadsorbente se notó que la eficiencia fue del 85 %, pero con el agua residual fue del 45 %, esto se debe a la complejidad del agua (sustancias orgánicas de origen animal y cationes de otros metales).

Se observó la importancia de emplear métodos convencionales (precipitación química), con los no convencionales (bioadsorción) tomando como variables las condiciones específicas de la jarra No. 4 para obtener una eficiencia del 94,28 %. Cabe indicar que, aunque todavía no se cumpla con la norma ya que la concentración final fue de 61, 73 ppm después del tratamiento en jarra No. 4, se recomienda seguir replicando el sistema de bioadsorbente y precipitación química para alcanzar los niveles permitidos en el vertimiento.

Se observa en las figuras 4 y 5 la cantidad de lodos que se pueden presentar en la realización de los tratamientos de las jarras 2 a 4.

Referencias bibliográficas

- Cuberos, E., Rodríguez, A. y Prieto-Suárez, E. (2009). Niveles de cromo y alteraciones de salud en una población expuesta a las actividades de curtiembres en Bogotá. *Revista de Salud Pública*, 11(2). <https://revistas.unal.edu.co/index.php/revsaludpublica/article/view/10299/10957>
- Duarte, E., Oliveros, J. y Jaramillo, J. (2009). Remoción de cromo de aguas residuales de curtiembres usando quitosan obtenido de desechos de camarón. *Scientia et Technica*, 2(42). <http://dx.doi.org/10.22517/23447214.2679>
- Martínez, S. y Romero, J. (2018). Revisión del estado actual de la industria de las curtiembres en sus procesos y productos: un análisis de su competitividad. *Revista Facultad de Ciencias Económicas*, XXVI, 113-124. <https://doi.org/10.18359/rfce.2357>

Concentraciones de metales pesados (mercurio, plomo, cadmio y arsénico) en sangre de habitantes de la región de La Mojana, Colombia

EUNICE TAPIA CONTRERAS*
JOSÉ LUIS MARRUGO NEGRETE**

Resumen

La región de La Mojana es una zona importante del país, en ella no se realizan actividades de explotación minera, pero se ha visto sometida a procesos de contaminación relacionados con la minería de oro y explotaciones de ferroníquel y carbón que se desarrollan en sus alrededores. En esta investigación se determinaron las concentraciones de mercurio, plomo, cadmio y arsénico en muestras de sangre de 813 habitantes de los 11 municipios de la región.

Las concentraciones de mercurio se determinaron mediante un analizador directo de este metal (Mylestone DMA 80 Tri Cell). Para el plomo, cadmio y arsénico se realizó espectrometría de absorción atómica según el método EPA 7010. El arsénico registró un mayor porcentaje de individuos con concentraciones por encima del valor de referencia establecido como “sin riesgo de efectos adversos para la salud” (1 µg/L), con más del 50 % de los participantes en todos los municipios que excedieron en los resultados este valor.

* Grupo de investigación en Agua Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba, Montería.
Correo electrónico: eunices48@hotmail.com

** Grupo de investigación en Agua Química Aplicada y Ambiental, Universidad de Córdoba, Montería.

Las concentraciones de Hg en sangre de los habitantes de los municipios de San Jacinto del Cauca fueron de 86,5 %, en Achí del 80 %, en Nechí del 60 %, en Ayapel del 54,4 % y en Guaranda del 41,4 %, lo que resulta en concentraciones por encima del valor de referencia (5 µg/L). Entretanto, las concentraciones registradas en plomo y cadmio son inferiores a las establecidas como “sin riesgo de efectos adversos para la salud humana” (plomo = 5 µg/dL, cadmio = 1 µg/L).

Palabras clave: metales, sangre, concentraciones, región de La Mojana.

Introducción

En la región de La Mojana confluyen las vertientes de tres grandes ríos (Magdalena, Cauca y San Jorge). En la cuenca del río San Jorge se realiza minería de ferroníquel, oro y carbón desde hace varias décadas. Por otra parte, el río Cauca recibe aguas residuales industriales, domésticas y de algunas de las áreas de explotación auríferas más grandes del país, como el bajo Cauca antioqueño y el sur de Bolívar.

Las aguas residuales de todas estas actividades mineras e industriales pueden liberar contaminantes al ambiente, entre ellos los metales pesados, lo que ha generado una problemática de contaminación documentada principalmente para el mercurio (Hg). En recientes estudios se han evidenciado procesos de acumulación de este contaminante en plantas, sedimentos, agua, peces, suelo, sangre y cabello humano (Calao y Marrugo, 2015).

Sin embargo, es poca la información sobre contaminación con otros metales pesados, principalmente en humanos. En este sentido, surge la necesidad de realizar estudios como el presente, que busca evaluar el estado actual de exposición a mercurio, plomo (Pb), cadmio (Cd) y arsénico (As) en toda la región de La Mojana.

Metodología

Se realizó un estudio exploratorio de corte transversal mediante un muestreo intencional no probabilístico en los once municipios de la región de La Mojana (San Marcos = 66 individuos, Caimito = 87, San Benito de Abad = 91, Sucre = 93, Majagual = 98, Guaranda = 58, Achí = 65, San Jacinto del Cauca = 52, Magangué = 94, Nechí = 30 y Ayapel = 79). Así, se tomaron muestras de sangre periférica en los participantes para determinar las concentraciones de mercurio mediante un analizador directo del metal (Mylestone DMA 80 Tri Cell). El plomo, cadmio y arsénico se determinaron por espectrometría de absorción atómica según el método EPA 7010 (Environmental Protection Agency [EPA], 2007).

Se realizaron entonces análisis de varianza de kruskal-Wallis y prueba Dunn de clasificación de rango promedio para comparar las concentraciones de metales entre municipios. Todos los resultados se desarrollaron en el programa estadístico SPSS versión 22, fijando como criterio de significación estadística un valor $p < 0,05$.

Resultados y discusión

Para el arsénico se registró el mayor porcentaje de individuos con concentraciones por encima del valor de referencia establecido como “sin riesgo de efectos adversos para la salud” ($1 \mu\text{g/L}$). Más del 50 % de los participantes en todos los municipios excedieron este valor límite (excepto en Guaranda y San Marcos, donde se registraron números inferiores).

Para el mercurio, los mayores porcentajes de individuos con concentraciones por encima del valor de referencia ($5 \mu\text{g/L}$) se evidenciaron en San Jacinto del Cauca (86,5 %), Achí (80 %), Nechí (60 %), Ayapel (54,4 %) y Guaranda (41,4 %); en los demás municipios el porcentaje de individuos que excedieron este valor de referencia varió entre 14,3 % y 31 %.

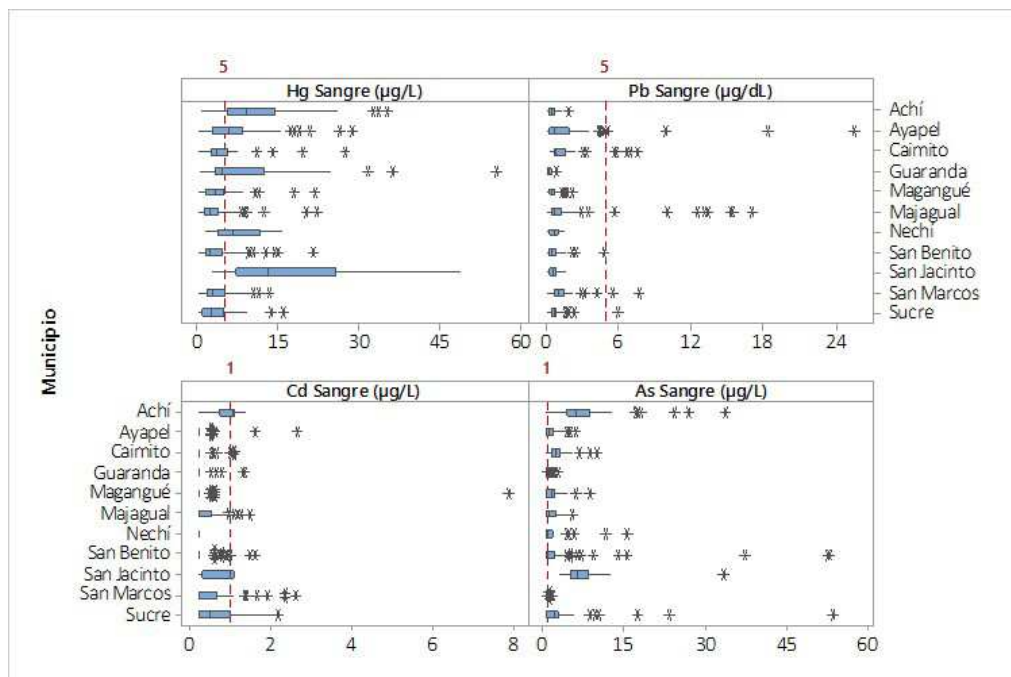
Respecto al plomo y el cadmio, la gran mayoría de los participantes en todos los municipios presentaron concentraciones inferiores a las establecidas como “sin riesgo de efectos adversos para la salud” (plomo = $5 \mu\text{g/dL}$, cadmio = $1 \mu\text{g/L}$) (figura 1).

Respecto al arsénico, es importante resaltar que los resultados corresponden a una medida de arsénico total (compuestos orgánicos e inorgánicos), por lo que sería necesario realizar un estudio de especiación de este contaminante para establecer a qué tipo de arsénico se encuentra expuesta la población, considerando que solo algunos compuestos inorgánicos son los que ejercen toxicidad.

En cuanto al mercurio, los resultados muestran que los municipios ubicados en la ribera del río Cauca (San Jacinto del Cauca, Achí, Nechí y Guaranda), y Ayapel entre los influenciados por el río San Jorge, son los que presentan un mayor grado de exposición a este contaminante, siendo estos mismos municipios los que presentan o reciben la mayor influencia de la minería aurífera entre los evaluados, lo que sugiere un impacto directo del mercurio utilizado como amalgama en la minería de oro. Sin embargo, es importante señalar que en los demás municipios, aunque en menores porcentajes, también se registraron concentraciones que excedieron el valor de referencia, lo que insinúa una exposición generalizada a este contaminante en la región de La Mojana.

Respecto al plomo y el cadmio, los resultados sugieren que no hay una exposición significativa a estos contaminantes, salvo algunos casos, que sería necesario evaluar de manera individual.

Figura 1. Concentraciones de metales pesados en muestras de sangre de los participantes del estudio



Nota: valores atípicos que no aparecen en la gráfica (Hg en Guaranda = 62,06 µg/L y 55,42 µg/L; Pb en Ayapel = 53,50 µg/dL; As en Nechí = 70,86 µg/L; Cd en Ayapel = 59,69 µg/L). La gráfica presenta el 50 % central de la distribución en la caja; los bigotes exhiben el 25 % inferior y superior y el valor de la mediana en la línea dentro de la caja.

Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

En todos los municipios se registraron concentraciones de arsénico y mercurio por encima de los valores de referencia establecidos como “sin riesgo de efectos adversos para la salud”, sugiriendo una exposición generalizada a estos contaminantes en la región de La Mojana.

En el caso del arsénico, es necesario realizar un estudio de especiación para establecer a qué tipo de arsénico está expuesta la población (tóxico o no tóxico).

No se registró una exposición significativa a plomo y cadmio en los participantes del estudio, excepto algunos casos que se deben estudiar de manera independiente. Estos resultados deben servir a las autoridades ambientales y en salud pertinentes como una alerta y de base para el establecimiento de medidas correctivas con el propósito de mitigar esta problemática de contaminación, al menos en las zonas que presentaron mayor afectación.

Referencias bibliográficas

- Calao, C. y Marrugo, J. (2015). Efectos genotóxicos en población humana asociados a metales pesados en la región de La Mojana, Colombia. *Biomédica*, 35(2), 139-151.
- Environmental Protection Agency [EPA]. (2007). *Test Method 7010: Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrophotometry: Physical/Chemical Methods*. <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-7010-graphite-furnace-atomic-absorption-spectrophotometry>

Obtención de coagulantes naturales como alternativa de valorización de residuos de la industria de café

FELIPE CORREA MAHECHA*

MARÍA CRISTINA MUSALÁN ENSUNCHO**

Resumen

Los residuos de la industria del café poseen potencial como fuente de sustancias antioxidantes y coagulantes. Se realizó la extracción de polifenoles a partir de granos no maduros del café (*coffe*) arábica a través de dos técnicas: extracción asistida con ultrasonido y mediante agitación mecánica con el fin de evaluar la influencia del tiempo de extracción y el uso de cuatro solventes diferentes.

La cuantificación de polifenoles totales se realizó empleando el método Folin-Ciocalteu, encontrando que la técnica de ultrasonido a 60 kHz durante 30 minutos logra la extracción de 129,2 mg de GAE/g de material. Posteriormente se evaluó la acción coagulante de los extractos obtenidos sobre aguas sintéticas y naturales mediante un test de jarras que determinó el porcentaje de remoción de turbidez.

Palabras clave: coagulante, café, residuos, aguas, reutilización.

Introducción

Actualmente el 95 % del café que entra a producción se convierte en residuo, lo que puede llegar a provocar problemas en el entorno cafetero, por esto es

* Universidad de América. Correo electrónico: felipe.correa@profesores.uamerica.edu.co

** Universidad de América.

importante buscar alternativas para la reutilización de estos procesos (Rodríguez y Zambrano, 2010).

El proceso de beneficio del café consta de las siguientes etapas: despulpado, fermentación, secado y trilla (Café de Colombia, 2010), del cual se generan como residuos las cerezas verdes que no tienen la madurez adecuada, la cáscara, la pulpa, el mucílago y el pergamino, así como el agua que se usa en la producción (Rodríguez y Zambrano, 2010).

Entre las grandes problemáticas del mundo y una de las mayores preocupaciones de los gobiernos actuales está el acceso al agua potable para toda la población, sin excepciones, especialmente para los niños, pues es necesario para ellos que el líquido que consumen sea de calidad.

Para lograr la potabilización del agua es necesario recurrir a procesos de tratamiento, donde se identifican tres grandes etapas: clarificación, desinfección y acondicionamiento químico y organoléptico (Rodríguez, Muñoz, García y Fernández, 2005). La coagulación tiene como objetivo principal la desestabilización de partículas coloides para facilitar su aglomeración, así se elimina la turbiedad, algunas bacterias o algas y sustancias productoras de sabor y olor (Restrepo, 2009).

Para este fin son necesarios los coagulantes, unos productos químicos que al estar en el agua son capaces de producir reacción química con sus componentes; los más utilizados son las sales de aluminio y de hierro. A pesar de que los coagulantes presentan buenos resultados generan precipitados y pueden causar daños a la salud (Ramírez y Jaramillo, 2015), estos estudios han sido publicados en la *Revista Ion* (Cuesta y Correa, 2018).

Metodología

La obtención de extractos polifenólicos se realizó en las instalaciones del Tecnoparque SENA, nodo Bogotá, empleando dos técnicas: la extracción asistida con ultrasonido y la agitación mecánica. Los granos no maduros (granos verdes) fueron sometidos a procesos de reducción de tamaño. Por su parte, 10 g de las muestras del material se sometieron a extracción empleando cuatro solventes diferentes: etanol, metanol, acetona e isopropanol, mediante agitación durante 24 horas. Además se utilizó la técnica de extracción asistida con ultrasonido a diferentes tiempos.

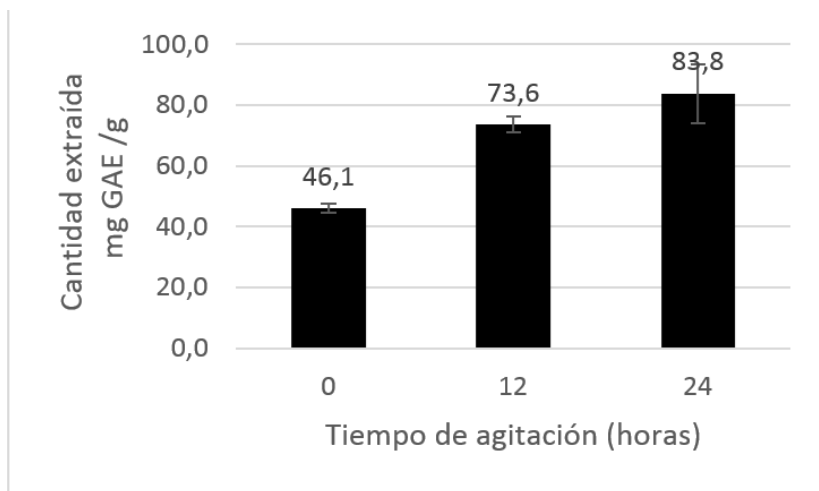
Los extractos obtenidos fueron sometidos a evaporación usando un equipo rotavaporador Heildoph G3 Hei-Vap Precision, para su posterior cuantificación de fenoles totales a partir del método de Folin y Ciocalteu. Así se determinó su contenido como Ácido Gálico Equivalente (GAE). También en el análisis se empleó el

equipo marca JENWAY 6320D, que sirvió para medir la absorbancia a una longitud de onda de 765 nm.

Resultados y discusión

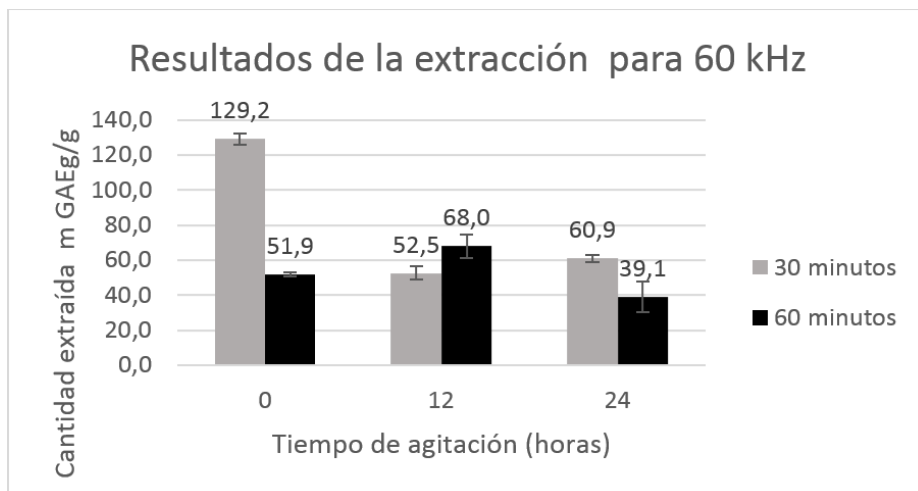
La acetona fue el solvente con mejores resultados, teniendo en cuenta tanto la cantidad de polifenoles extraídos como su porcentaje de recuperación, que fue del 89,17 %; durante un tiempo de 15 minutos se obtuvieron 82,2 mg de GAE por litro de extracto. La combinación de técnicas de extracción asistida con ultrasonido a 60 kHz seguida de agitación mecánica por 30 minutos logró los mejores resultados, con 129,2 mg de GAE por gramo de café no maduro (verde) en base seca.

Figura 1. Concentración de fenoles totales extraído sin el uso de ultrasonido a diferentes tiempos



Fuente: elaboración propia.

Figura 2. Resultado de la extracción a 60 kHz seguido por agitación mecánica a diferentes tiempos



Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

Se determinó el contenido de polifenoles totales por el método de Folin-Ciocalteu en los residuos de café extraídos por el método de ultrasonido y agitación; la concentración máxima obtenida fue de 129,2 mg GAE/g BS.

Los resultados muestran un potencial de separación en biorefinerías, además de otros compuestos conocidos en la estructura vegetal.

Referencias bibliográficas

- Café de Colombia. (2010). *Comportamiento de la Industria Cafetera Colombiana 2010*. https://federaciondecafeteros.org/static/files/2010_Comportamiento.pdf
- Cuesta, D. y Correa, F. (2018). Obtención de fenoles a partir de granos verdes de café. *Revista ION*, 31(1), 31-35. <https://dx.doi.org/10.18273/revion.v31n1-2018005>
- Ramírez, H. y Jaramillo, J. (2015). Agentes naturales como alternativa para el tratamiento del agua. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 11(2), 136-153. <https://doi.org/10.18359/rfcb.1303>
- Restrepo, H. (2009). *Evaluación del proceso de coagulación-floculación de una planta de tratamiento de agua potable* (Tesis de pregrado). Bogotá, Universidad Nacional de Colombia. <http://www.bdigital.unal.edu.co/877/>

- Rodríguez, N. y Zambrano, D. (2010). Los subproductos del café: fuente de energía renovable. *Avances Técnicos Cenicafe*, (393), 1-8. Federación Nacional de Cafeteros de Colombia. <https://www.cenicafe.org/es/publications/avto393.pdf>
- Rodríguez, S., Muñoz, R., García, O. y Fernández, E. (2005). Empleo de un producto coagulante natural para clarificar agua. *Revista CENIC, Ciencias Químicas*, 36. https://www.researchgate.net/publication/237027410_Empleo_de_un_producto_Coagulante_Natural_para_Clarificar_Agua

Gobernabilidad y planificación ambiental en Colombia

FREDDY AUGUSTO SANTIAGO MOLINA*

Resumen

Existe una indisoluble relación entre gobernabilidad y planificación ambiental. Esta última se entiende como un proceso continuo de transformación de información en conocimiento sobre el ambiente y la toma de decisiones que conduce a la búsqueda de la sustentabilidad ambiental.

En dirección a ello, se ha realizado una aproximación a diversas interpretaciones de los dos conceptos. Lo anterior para concluir que en Colombia existen significativos vacíos en la política pública ambiental, los marcos de la planificación ambiental y que el Estado adolece de una precaria gobernabilidad sobre diversos ámbitos de la planificación ambiental, lo que genera condiciones de insustentabilidad que caracterizan el modelo de desarrollo en el país.

Palabras clave: gobernabilidad, planificación ambiental, desarrollo sostenible, sustentabilidad, política pública.

Introducción

Esta investigación pretende continuar con una serie de reflexiones alrededor de la planificación ambiental, las cuales surgen de la cátedra del mismo nombre que el autor ha tenido a su cargo en pregrados y posgrados de varios centros de educación superior del país.

* Profesor Catedrático e Investigador Sénior del grupo Arquitectura Bioclimática. Programa de Arquitectura de la Universidad Autónoma del Caribe. Correo electrónico: santiagomolinna@yahoo.com

Dichas reflexiones han apuntado a la estrecha relación existente entre gobernabilidad y planificación ambiental. Esta última se define como un proceso continuo de transformación de información en conocimiento sobre el ambiente y de toma de decisiones que conduce a la búsqueda de la sustentabilidad ambiental, en tanto una de las tres dimensiones del desarrollo sostenible, en un equilibrio dinámico con las dimensiones económica y social.

En esa dirección, y coincidiendo con Guhl (2016), se ha concluido consistentemente que en Colombia existen significativas brechas en la planificación ambiental y que la creciente precariedad de la gobernabilidad del Estado sobre la gestión ambiental se erige en una de las que más ramificaciones tiene sobre la creciente insostenibilidad ambiental que soporta el país.

Según Guhl (2016), la débil gobernabilidad se ha traducido en el debilitamiento de las instituciones ambientales; la pérdida de eficacia de instrumentos como los económicos y financieros destinados a una gestión ambiental sostenible; la excesiva laxitud en las licencias ambientales para favorecer la inversión extranjera directa; y la excesiva tolerancia de severos impactos socioambientales negativos asociados principalmente con macroproyectos de minería, hidrocarburos y agroindustria destinados al mercado global.

Resultados y discusión

Gobernabilidad... ¿de qué estamos hablando?

Por otra parte, también se debe tener presente que la Ley 99 de 1993 (Congreso de la República de Colombia, 1993) establece que el Ordenamiento Ambiental del Territorio (Planificación Ambiental) es “[...] la función atribuida al Estado de regular y orientar el proceso de diseño y planificación de uso del territorio y de los recursos naturales renovables de la Nación a fin de garantizar su adecuada explotación y su desarrollo sostenible”. Para cumplir su papel rector en materia de planificación se requiere de un Estado:

- Regulador y fuerte.
- Capaz de ordenar y compatibilizar las demandas por el uso del territorio.
- Integrador de los requerimientos objetivos sobre el medio físico-natural ante las condiciones de vulnerabilidad y los criterios ecológicos, científicos y culturales necesarios.

Planificación ambiental: ¿cuál... cómo... dónde... cuándo?

Pillet, Cañizares y Ruiz (2010) afirman que la sostenibilidad [ambiental] “ha ido tomando forma, transformándose en un concepto institucional, entendido como moderación en el comportamiento de los individuos y los procesos sociales, en relación con el uso y disfrute de los recursos naturales”.

Gobernabilidad y planificación ambiental... ¿dónde estamos?

La aproximación inicial a las presentes reflexiones sobre la debilidad de la planificación ambiental en Colombia tiene su punto de partida en la coincidencia con Guhl (2016), quien afirma que la creciente precariedad de la gobernabilidad del Estado sobre la gestión ambiental se extiende en un sinnúmero de ramas sobre la creciente insostenibilidad ambiental que soporta el país, lo que en este trabajo se quiere denominar “ausencia de planificación ambiental”, lo cual es confirmado por este autor al asegurar que la débil gobernabilidad se manifiesta en:

- Debilitamiento de las instituciones ambientales.
- Pérdida de eficacia de instrumentos como los económicos y financieros destinados a la gestión ambiental.
- Laxitud en las licencias ambientales para favorecer la inversión extranjera directa.
- Tolerancia a impactos socioambientales negativos por macroproyectos.

A la luz de los planteamientos, las definiciones y las interpretaciones que se han hecho sobre gobernabilidad y planificación ambiental en las líneas precedentes, es dable pensar que la precaria existencia de esta última en una Colombia plagada de “brechas” y una débil gobernabilidad ambiental están indisolublemente relacionadas y tienen su génesis en factores como:

- La agenda de los políticos y las políticas, los planes o los programas que no incorporan las consideraciones ambientales en los niveles decisorios altos del Gobierno. Por lo cual existe una difusa y casi inasible política pública ambiental y no reflejan el avance del conocimiento, el estado del arte en materia de planificación ambiental y la creciente disponibilidad de las expresiones de la sociedad frente a la problemática ambiental.
- La significativa debilidad institucional y una escasa presencia del Estado colombiano para cumplir su rol en la directriz de la planificación ambiental.

- La existencia de una institucionalidad conflictiva y desarticulada, la cual se expresa en un Sistema Nacional Ambiental (SINA) crecientemente debilitado, altamente politizado, carente de liderazgo, con múltiples traslajos o indefinición de funciones y con una territorialidad (CAR y CDS) que no responde a la realidad ambiental.
- La carencia o precariedad de los mecanismos e instrumentos para el control de gestión ambiental, lo que evidencia una debilidad reguladora en el Estado.

Conclusiones

- El Estado colombiano posee una valiosa capacidad técnica en materia ambiental, pero conocidos acontecimientos de la gestión pública ambiental no evidencian con suficiencia una adecuada consistencia moral de los equipos gobernantes.
- Las crecientes manifestaciones de la degradación ambiental urbana y rural, como la contaminación de aguas y suelos por residuos sólidos y líquidos, la deforestación y degradación de bosques para cultivos legales e ilegales, la invasión de ecosistemas frágiles por la minería legal e ilegal, la ocupación de zonas de amenaza por los cinturones de pobreza urbana, la degradación del paisaje por transporte y almacenamiento de energéticos, el deterioro de los suelos por agroquímicos y pesticidas, la sub o sobreutilización del suelo para beneficio de los grandes propietarios, la invasión de cuerpos de agua continentales y de humedales por grandes productores agropecuarios, el uso de la leña como principal energético en casi dos millones de hogares, etc., son apenas una muestra de la ineficiencia de un Estado cuya legitimidad y gobernabilidad ambiental son de dudoso reconocimiento por la población.
- La credibilidad en las instituciones y en el sistema político ante la ausencia del Estado apenas comienza a recuperarse en muchos territorios del país, lo cual es mucho más dramático en materia ambiental. Los ciudadanos apenas reconocen el derecho de los gobernantes a ejercer los poderes ambientales del Estado en el marco de la Constitución.
- Una ausencia de gobernabilidad intra e interinstitucional, condición necesaria para el adecuado funcionamiento del Estado y de la sociedad, además del establecimiento de los derechos y las obligaciones ambientales consignados en la Constitución Nacional y las diferentes leyes no se reflejan en una institucionalidad diseñada con criterios ambientales. En este contexto difícilmente se pueden regular las interrelaciones ambientales del Estado con la sociedad.

- El Estado colombiano no puede asegurar su plena gobernabilidad sobre la gestión ambiental y, por ende, sobre la planificación ambiental en los niveles superiores de decisión (políticas, planes o programas), puesto que el pacto social del Estado con su sociedad desconoce (en el sentido de no cumplir la mayoría de las veces, y en el sentido de no saber, otras veces) los principios de dicha planificación.
- La acción pública del Estado colombiano en materia de planificación ambiental evidencia una precaria gobernabilidad que se manifiesta en:
 - a. La reducida capacidad de respuesta para defender sus ecosistemas, cuya protección se ve diezmada por la burocracia, los excesivos trámites y la vorágine legal.
 - b. La deficiente instrumentación del control de la contaminación, la cual ha sido entregada a la autorregulación o al pago de tasas. Se habla entonces de “el que contamina paga”, no obstante el contaminador hábilmente traslada al ciudadano las cuotas por diversos caminos.
 - c. En buena parte de la gestión de riesgos ambientales o antrópicos, la baja o ausente gobernabilidad se refleja en una escasa o limitada capacidad de prevención, la cual se expresa principalmente en los deficientes controles a los asentamientos humanos en ZAR.
 - d. Aunque se ha avanzado en la normatividad que busca racionalizar su uso, aprovechamiento y preservación del agua, los bosques, los océanos, los ecosistemas productivos, etc., la instrumentación y operacionalización de la protección de los recursos naturales aún evidencia bajos niveles de presencia del Estado.
 - e. La mejora en las condiciones de vida (en materia de salud, seguridad, uso del ocio, etc.) y sus componentes socioambientales aún está casi totalmente condicionada a las reglas del mercado dominadas por el sector privado y caracterizadas por la baja gobernabilidad del Estado.
 - f. En una gestión ambiental entregada a la autorregulación de los particulares y a la mano invisible del mercado, aún se preferencia el medio ambiente como productor de materia prima por encima del medio como paisaje y hábitat generador de condiciones de habitabilidad, lo que muestra una muy limitada gobernabilidad sobre la configuración de condiciones para la permanencia humana en un lugar, su supervivencia y la gratificación de su existencia.

Referencias bibliográficas

- Congreso de la República de Colombia. (1993). *Ley 99 de 1993. Por la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental (SINA) y se dictan otras disposiciones*. http://www.secretariassenado.gov.co/senado/basedoc/ley_0099_1993.html
- Guhl, E. (2016). *La política ambiental colombiana en las dos últimas décadas y Laudato Si* [conferencia]. Bogotá, Pontificia Universidad Javeriana. <https://www.javeriana.edu.co/documents/15832/5510469/Ponencia+Ernesto+Guhl-Junio2+de+2016.pdf/7da84e40-610e-44b3-a286-cobf5399e632>
- Pillet, F., Cañizares, M. y Ruíz, Á. (2010). *Territorio, paisaje y sostenibilidad: un mundo cambiante*. Ediciones del Serbal.

La importancia de la cuenca del río Bogotá en el contexto del territorio metropolitano de Bogotá

JAIR PRECIADO BELTRÁN*

Resumen

El territorio conocido como la sabana de Bogotá ha sido históricamente la reserva de bienes y servicios de Bogotá. Sin embargo hasta hace algunas décadas esta relación ha venido cambiando de forma acelerada. El río Bogotá en su cuenca media ha labrado un paisaje característico de los valles interandinos, no obstante en el caso de la sabana se remarca aún más por la oferta de suelos, ríos, humedales y una fauna que poco a poco ha ido desapareciendo.

En el siglo XIX la expansión de las haciendas en la sabana define otras formas de poder económico y territorial que determinarían otros conflictos. A lo largo del siglo XX, la sabana de Bogotá ha evidenciado una explotación de sus recursos y una transformación derivada de la fragmentación hacendaria que determinó, en gran parte, la desaparición de sus humedales, fuentes de agua, bosques y suelos, así como el destierro de su fauna.

La expansión urbana de Bogotá entre las décadas de 1970 y 2010 ha determinado un cambio en el paisaje de la sabana, pasando de ser la despensa de la ciudad a un territorio sin identidad. Este documento muestra resultados de un proyecto de investigación. La metodología empleada fue esencialmente cualitativa y los

* Docente de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Correo electrónico: jair.preciado@gmail.com

resultados más relevantes son los testimonios de los habitantes que han vivido por años en la sabana de Bogotá.

Palabras clave: desarrollo regional, medio ambiente, planificación urbana, Cundinamarca, geografía.

Introducción

La sabana de Bogotá es un territorio que durante siglos ha servido como despensa agrícola para Cundinamarca y Bogotá. Sin embargo, en las últimas tres décadas se percibe un cambio de uso del suelo y la pérdida de ecosistemas que históricamente han hecho parte de un paisaje que va desapareciendo.

El río Bogotá, en su cuenca media, ha labrado un paisaje característico de los valles interandinos, pero que en el caso de la sabana se remarca aún más por la oferta de suelos, ríos, humedales y una fauna que poco a poco ha ido desapareciendo (Van der Hammen, 1998).

En los procesos geológicos formativos, el río Bogotá y el paisaje aledaño determinaron el escenario ideal para el asentamiento de comunidades indígenas prehispánicas que desarrollaron sociedades complejas, cuyo legado poco conocen las nuevas generaciones. El encuentro doloroso para los indígenas con la cultura europea marcó necesariamente la dinámica poblacional y territorial de la sabana.

Entre los siglos XVI al XIX, las comunidades de indígenas se vieron reducidas a territorios que la colonia española denominó resguardos para poder facilitar el aprovechamiento de las valiosas tierras de cultivo que tenía la sabana. En el siglo XIX, la expansión de las haciendas en la sabana determinó otras formas de poder económico y territorial que determinaron otros conflictos (Langebaeck, 1995).

A lo largo del siglo XX, la sabana de Bogotá ha evidenciado una explotación de sus recursos y una transformación derivada de la fragmentación hacendaria, que determinó en gran parte la desaparición de sus humedales, fuentes de agua, bosques y suelos, así como el destierro de su fauna.

La expansión urbana de Bogotá entre las décadas de 1970 y 2010 ha determinado un cambio en el paisaje de la sabana, pasando de ser la despensa de la ciudad a un territorio sin identidad, en el cual se ofertan cada día proyectos de vivienda sin tener en cuenta la necesidad de planificar este voraz mercado.

Esta ponencia presenta una síntesis resultado de un proyecto de investigación realizado en la sabana de Bogotá y financiado por el Centro de Investigaciones y Desarrollo Científico de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Metodología

El presente escrito muestra los resultados de un proyecto de investigación que busca establecer una caracterización de la problemática ambiental regional. Empezamos con la realidad de los municipios, que para este estudio serán ocho, a partir de las voces de los diferentes actores sociales e institucionales que permitan una perspectiva de construcción de un escenario posible para la integración socioambiental en la región.

Desde una perspectiva metodológica, la investigación soporta su desarrollo en la geografía crítica, comoquiera que esta corriente de pensamiento permite un análisis integral de la problemática del fenómeno geográfico (Harvey, 2007; Soja, 2008).

En ese sentido, la geografía se constituye en el eje estructurante que posibilita el análisis de los diferentes componentes de la investigación y precisa de una orientación o enfoque para tener un documento que describa y evalúe correlaciones.

Para el desarrollo de la investigación, se escogieron ocho municipios que se encuentran en una cercana relación con Bogotá: Funza, Mosquera, Tenjo, Facatativá, Zipaquirá, Tabio, Chía y Soacha. La investigación se desarrolló con un enfoque cualitativo, utilizando herramientas etnográficas como la entrevista, que permitieron abordar historias de vida, entrevistas y acercamientos a los testimonios de distintos actores sociales, entes privados e institucionales, que constituyen un acervo esencial para entender la dinámica en la transformación del territorio.

En total se hicieron 19 entrevistas, especialmente con habitantes nativos de los municipios de la sabana de Bogotá. Paralelo a este trabajo se realizó la revisión bibliográfica para contextualizar los primeros capítulos de la investigación. Adicionalmente se desarrolló un trabajo de campo para filmar aquellos lugares donde se evidencia todavía la calidad del paisaje, esto sirvió como insumo para la elaboración de un video documental.

Resultados y discusión

Desde una perspectiva ambiental, la transformación territorial está fuertemente asociada con el deterioro de la cuenca media del río Bogotá; es justamente en este sector de la cuenca donde está asentada Bogotá, y cada vez más cerca los municipios sabaneros, que han venido experimentando un crecimiento significativo en la última década.

Uno de los factores que ha determinado la realidad actual ambiental de la cuenca hidrográfica del río Bogotá ha sido indudablemente el débil conocimiento del Decreto 1640 de 2012 que define el concepto de cuenca. Esta normatividad

especialmente indica que el territorio cuenca está por encima de las iniciativas, proyecciones y demás actividades que alcaldes municipales planteen en los territorios. Es decir que la cuenca es la prioridad territorial ambiental antes que el territorio municipal. Dicho de otro modo, el territorio de los municipios y las transformaciones territoriales se deben supeditar a los parámetros que establezcan los Planes de Manejo y Ordenamiento de la Cuenca (Pomca).

En Colombia ha sido difícil que autoridades municipales comprendan que el ordenamiento del territorio debe tener un eje estructural que lo constituye la dimensión ambiental. Es con el ambiente que se ordena el territorio, las proyecciones del desarrollo y los escenarios derivados de la planeación no sirven de nada sin recursos naturales.

De esta manera se puede observar que el término de cuenca hidrográfica puede aportar criterios mucho más lógicos para la ordenación de los territorios, en el sentido de que son espacios geográficos que comparten características similares.

La cuenca constituye una unidad adecuada para la planificación ambiental del territorio, dado que sus límites fisiográficos se mantienen en un tiempo considerablemente mayor a otras unidades de análisis, además involucra una serie de factores y elementos tanto espaciales como sociales, que permiten una comprensión integral de la realidad del territorio. (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2014)

En general se aprecia en la sabana de Bogotá que la principal problemática ambiental de los humedales es la eutrofización, que consiste en el aumento de materia orgánica que cuando muere produce contaminación de las aguas y afecta los procesos naturales asociados con las especies que viven en estos contextos.

Por otro lado, es importante recordar que los humedales, entendidos como un sistema para el caso de la sabana de Bogotá, constituyen una compleja red que amortigua eventos hidrológicos como las crecidas o las lluvias abundantes. En ese sentido, vale la pena recordar el impacto del fenómeno de la Niña en 2010 y 2011, que afectó gran parte de los municipios de la cuenca media del río Bogotá y demostró que la sabana de Bogotá no estaba preparada para asumir o amortiguar un fenómeno climático de esta magnitud (Preciado, 2015).

Por otra parte, la contaminación y las actividades antrópicas, como la incorporación de rellenos y escombros, ha generado una disminución considerable en las poblaciones nativas de artropofauna, en gran medida debido a que ha bajado considerablemente la superficie de establecimiento de las comunidades y promovido el establecimiento de especies invasoras atraídas por la basura acumulada.

De igual manera se ha observado que desaparecen comunidades enteras por el impacto biológico que generan aguas residuales industriales y domésticas. En los humedales se producen cambios relacionados con la contaminación hídrica y atmosférica que provocan condiciones para el establecimiento de especies foráneas que afectan el equilibrio ambiental (López, Duarte y Caho, 2015, p. 91).

El fenómeno de la actividad minera es otro gran responsable de la pérdida de ecosistemas naturales en la región. El caso más notorio donde se puede apreciar esta situación es el humedal La Herrera, ubicado entre los municipios de Madrid y Mosquera. Ese humedal ha sido afectado por diversos factores en su calidad ambiental, especialmente por la minería a cielo abierto, que ha incidido en sus aguas a partir de material particulado que se deposita en el cuerpo de agua y genera un proceso de sedimentación.

De otro lado, las entrevistas realizadas para esta investigación dejan en claro varios elementos. En primer lugar, el valor que los habitantes de la región le dan al territorio, al medio ambiente y a la historia local. En segundo lugar, los entrevistados hacen mención en su gran mayoría a la calidad ambiental de los recursos naturales cuando eran jóvenes y lo contrastan con su deterioro actual, lo que debería conducir a generar una agenda de trabajo conjunto entre autoridad ambiental, empresas y comunidades.

Conclusiones

La sabana de Bogotá es un territorio con una historia que no ha sido suficientemente contada. Durante décadas nos han relatado historias asociadas con la vida y obra de políticos y terratenientes que a lo largo de los siglos han determinado el futuro del espacio geográfico. Sin embargo esa no es la única historia de la sabana. Aquí también habitaron indígenas con una larga y rica tradición cultural, con unas huellas que se resisten a desaparecer y que son actualmente objeto de reivindicación de comunidades y organizaciones sociales que han sabido valorar el legado de los muisas en el territorio cundiboyacense.

Un país en donde no se reivindican todos los actores que hacen la historia está marginando no solo a personas sino a la misma identidad cultural. En ese sentido, los trabajos que se iniciaron desde finales del siglo XIX por historiadores y en el siglo XX por los arqueólogos, han demostrado que en la sabana de Bogotá habitaron grupos indígenas que vivieron, moldearon y conservaron los recursos naturales. Los muisas poblaron un largo espacio que articula dos departamentos colombianos: Cundinamarca y Boyacá. Su legado es visible todos los días cuando

reconocemos los rasgos en los campesinos y descendientes de esta maravillosa comunidad indígena.

El crecimiento de Bogotá ha afectado el equilibrio natural de los ecosistemas regionales. Igualmente el crecimiento urbano de los municipios que conforman lo que se conoce como sabana de Bogotá ha venido incidiendo directamente en la sostenibilidad ambiental de la región. En ese sentido, es necesario que esta investigación contribuya al análisis del territorio a partir de una base ambiental y no precisamente a través de un enfoque puramente económico.

Referencias bibliográficas

- Harvey, D. (2007). El neoliberalismo como destrucción creativa. *The Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 610(1), 21-44. <https://doi.org/10.1177/0002716206296780>
- Langebaeck, C. (1995). *Arqueología regional en el territorio muisca: estudio de los valles de Fúquene y Susa*. Universidad de los Andes y University of Pittsburgh.
- López, E., Duarte, M. y Caho, C. (2015). Caracterización del componente acuático del Humedal Guaymaral. En E. López, A. Plata y M. Fuentes (ed.). *Humedal Torca-Guaymaral: iniciativas para su conservación* (pp. 85-106). Universidad Sergio Arboleda. <https://repository.usergioarboleda.edu.co/bitstream/handle/11232/889/Humedal%20Torca-Guaymaral.pdf?sequence=2&isAllowed=y>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2014). *Guía técnica para la Formulación de los Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas*. http://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/Gu%C3%ADa_POMCAs/1_Gu%C3%ADa_Técnica_pomcas.pdf
- Preciado, J. (2005). *Historia ambiental de Bogotá en el siglo XX: elementos históricos en la formulación del medio ambiente urbano*. Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Preciado, J., Leal, R. y Almanza, C. (2015). *Desarrollo regional y medio ambiente: desafíos para la construcción de la región metropolitana de Bogotá*. Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Soja, E. (2008). *Postmetropolis. Critical Studies of cities and regions*. Blackwell publishers.
- Van Der Hammen, T. (1998). *Plan Ambiental de la cuenca alta del río Bogotá. Análisis y orientaciones para el ordenamiento territorial*. Corporación Autónoma de Cundinamarca.

Enfoques críticos en la comprensión de los problemas ambientales: la crisis del paradigma del desarrollo

JAIRO MIGUEL MARTÍNEZ ABELLO*

Resumen

Los conflictos ambientales en Colombia representan, casi como ninguno otro, un campo de cuestionamiento a las órdenes de la guerra y el capital. Este artículo de reflexión pretende señalar la urgencia de abordar su estudio desde la perspectiva de la crítica y la resistencia para comprender mejor las configuraciones históricas que explican las específicas formas que hoy adquieren. Además, como clave de la constitución de otras formas de concebir las relaciones de las comunidades con la naturaleza, este campo y su estudio aparecen como una apuesta creativa para la construcción de una paz estable y duradera en el actual contexto de posacuerdo.

Teniendo como telón de fondo lo que Foucault denominara *biopolítica*, en la primera parte de este artículo se evidencia cómo el carácter normalizador del capitalismo contemporáneo reduce la naturaleza a lo vivo y lo no vivo, a ser un mero instrumento del progreso humano.

En la segunda parte, se presenta el carácter disruptivo de los conflictos que emergen en los terrenos no cooptados por la máquina del capital y de la guerra alrededor de la comprensión, el uso, la apropiación y la explotación de la naturaleza. En la tercera parte, a manera de conclusiones, se presenta cómo la perspectiva de lo crítico y lo resistente en el contexto del posacuerdo en Colombia reta al estudio de

* Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Correo electrónico: martinezajm@udistrital.edu.co

los conflictos ambientales como el escenario, por excelencia, de la interpelación a unas persistentes lógicas de acumulación y violencia.

Palabras clave: neoliberalismo, conflicto armado, Colombia, medio ambiente, paz.

Introducción

Si bien es cierto que se ha naturalizado una cierta manera de concebir la sociedad alrededor de lo que se podría llamar un “orden deseable” que supone unas construcciones históricas, políticas, económicas, éticas, etcétera, a manera de dispositivos de poder, también lo es que una serie de complejas (¿viejas?, ¿nuevas?, ¿reconfiguradas?, ¿mutantes?) problemáticas sociales emergen cuestionando aquello que le dio esencia a la modernidad y desafían al actual orden neoliberal: la centralidad del Estado, el paradigma del crecimiento, la soberanía, las fronteras y el mercadocentrismo, entre otros aspectos. Estos fenómenos escapan de los formatos normalizadores que se despliegan sobre los cuerpos sujeto y sociedad y sobre la vida misma; poderes que hacen vivir un biopoder: una capacidad creativa de la multitud (Gelado, 2009).

La propiedad privada, en tanto alma y nervio del modelo de acumulación, va a suponer una mercantilización de todo aquello que lo posibilita: individuos, territorios, naturaleza se disponen en la lógica de dos aspectos centrales de la configuración de ese orden: la libertad económica y la constitución de los estados nacionales, los cuales, a su vez, se instituyen como una suerte de estrategias generales del poder. El poder ha de desplegarse así sobre individuos, territorios y naturaleza, conformando un conjunto de reglas para los objetos, todos subsumidos en la dinámica de la acumulación y la reproducción del capital.

El territorio se ha de concebir como el envase contentivo de una serie de recursos que posibilitan el modelo de la acumulación y las perspectivas de bienestar de los conglomerados humanos (la naturaleza como objeto de la acción antrópica), lo que representa un plano —a manera de carta geográfica— cual artificio que se divide en espacios fijos. Los territorios son mapas, la naturaleza es materia prima. Se elabora una cierta idea, en el marco de una causalidad efectista, entre crecimiento económico y uso de los recursos naturales.

Metodología

Dado que se trata de una propuesta académica que se produce como resultado parcial del proyecto de tesis doctoral para el Doctorado en Estudios Sociales (DES) de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas, la ponencia recoge una serie

de reflexiones que se suscitan a partir del marco teórico que orienta el trabajo de investigación.

Un enfoque posestructural se privilegia en el análisis del fenómeno de las problemáticas y los conflictos ambientales en el país. Cabe agregar que se apela al pensamiento complejo como organizador de las ideas de ambiente y sociedad.

Resultados y discusión

Comoquiera que en el desarrollo empírico de ese emergente conjunto de fenómenos sociales —dentro de los cuales se encuentran las demandas sociales ante unas formas hegemónicas y dominantes de comprender, usar, aprovechar y apropiar la naturaleza— se configuran unas relaciones conflictivas entre diferentes causas, actores, fuerzas, intereses, impactos y efectos, se hace necesario beber de las fuentes de la noviolencia.

La intervención no violenta en los conflictos aspira a resolver, al menos, dos situaciones problemáticas, por un lado, la de las relaciones mutuamente agresivas y ofensivas de las contrapartes, y por otro, modificar unas condiciones presentes inconvenientes o indeseables para las contrapartes (López, 2009).

Dado que se trata de unos conflictos de orden social y ambiental que confrontan una cierta relación existente entre capitalismo, guerra y naturaleza, se debería producir una posibilidad crítica que supere el humanismo antropocentrista de la modernidad. Una apuesta poshumanista se hace presente:

[...] la teoría poshumana es un instrumento productivo en tanto capaz de sostener ese proceso de reconsideración de la unidad fundamental, referencia común de lo humano, en esta época biogenética conocida como antropoceno, momento histórico en que lo humano se ha convertido en una fuerza geológica en condiciones de influir en la vida de todo el planeta. Por extensión, este puede ayudarnos también a reconsiderar los principios fundamentales de nuestra interacción con otros agentes humanos y no humanos a escala planetaria. (Braidotti, 2015, p. 16)

Los movimientos por la justicia ambiental, devenidos escenarios de las mayores tensiones de las apuestas contemporáneas por la disciplina y la regulación, no tardarán en interpelar a las estructuras del poder. Según Martínez-Alier (2011) al establecer el marco teórico dentro del cual hoy se leen los conflictos asociados con la comprensión, el uso, la apropiación y la explotación de la naturaleza, propone que estos son: “conflictos causados por el crecimiento económico y por la desigualdad social, donde los efectos negativos sobre el ambiente al extraer recursos y evacuar residuos son sufridos y pagados por grupos sociales socialmente marginados”.

Agrega para puntualizar que “[...] esa resistencia es ecológica aun cuando el movimiento no lleve ese adjetivo”. Podría agregarse también que estos movimientos son una resistencia aun cuando no se reivindicuen a sí mismos como tal.

Como se observa, se trata de unas problematizaciones de la realidad que irrumpen dispersos y singulares en unas totalidades homogéneas dictadas por la voracidad del capitalismo neoliberal y que, para el caso colombiano, también retan al dispositivo de la guerra como aparato de la sujeción de la naturaleza a unos intereses meramente antropocéntricos.

En últimas, los conflictos ambientales representan el campo de la confrontación por excelencia. Ponen en cuestión unas relaciones de poder que privilegian a unos actores mientras excluyen a otros: en las lógicas del capital y de la guerra. El carácter resistente en los conflictos alrededor de la comprensión, el uso, la apropiación y la explotación de la naturaleza lo es tanto porque interpela al modelo económico neoliberal como porque interpela a la guerra.

Por lo que, en clave de crítica y de resistencia, los conflictos ambientales están para ser visibilizados, estudiados y comprendidos en sus dinámicas, características y configuraciones; casi ninguna otra esfera de la acción política actual convoca a tan amplios y numerosos actores sociales ni se posesiona en las reclamaciones de tan amplios y numerosos actores sociales.

Y, con el telón de fondo de un contexto de posacuerdo que invita a la construcción de una paz estable y duradera, el asunto de la noviolencia se hace ahora urgente: los conflictos ambientales no pueden constituir escenarios de prolongación de una serie de confrontaciones que repliquen los ecos de la guerra (las más de las veces cuyos efectos nefastos recaen sobre comunidades vulneradas y vulnerables) sino de confrontaciones que justamente propugnen por el cierre de los ciclos de la violencia armada.

Conclusiones

Se reconoce implícitamente que existen unos campos de confrontación en los que se sitúan las organizaciones sociales y sus capacidades de movilización. En palabras de Francia Márquez, líder social colombiana al recibir el premio Goldman 2018 como reconocimiento por sus labores en la defensa de los territorios:

Se trata de quienes alzan la voz para parar la destrucción de los ríos, de los bosques y los páramos. De aquellos que sueñan que algún día los seres humanos vamos a acabar con el modelo económico de muerte para darnos paso a construir un modelo económico que garantice la vida. (Mongabay Latam, 2018)

Con lo que queda claro que nuevas apuestas y configuraciones alternativas tienen curso en medio de persistentes condiciones de violencia y de intereses económicos que no cesan en sus prácticas de captura de la naturaleza.

Las claves para entender la triada procesos sociales, extractivismo y posconflicto serían entonces: las interacciones sociedad-Estado-naturaleza-capitales dentro de lo que se denomina como presencia diferenciada del Estado; las particularidades culturales, sociales y étnicas que las atraviesan; el espacio y las territorialidades; los tipos, modos y formas de ese extractivismo; los derechos territoriales, étnicos y culturales de los diversos actores sociales y la noviolencia.

Un rumbo prolijo en incertidumbres y problematizaciones que, en las perspectivas teóricas del análisis biopolítico y las resistencias noviolentas, sienta las bases de una apuesta política y ética para abordar el estudio de los problemas ambientales.

Referencias bibliográficas

- Braidotti, R. (2015). *Lo posthumano*. Editorial Gedisa S. A.
- Gelado, R. (2009). La multitud según Hardt y Negri: ¿ilusión o realidad? *Revista Facultad de Derecho y Ciencias Políticas*, 39(110), 15-31. <https://www.redalyc.org/pdf/1514/151412842001.pdf>
- López, M. (2009). *Política sin violencia. La noviolencia como humanización de la política*. Editorial Universitaria Minuto de Dios.
- Martínez-Alier, J. (2011). Hacia una economía sostenible: dilemas del ecologismo actual. *Revista Letras Verdes*, (9), 5-25. <https://doi.org/10.17141/letrasverdes.9.2011.900>
- Mongabay Latam. (2018, 27 de abril). Este fue el discurso de Francia Márquez en los Premios Goldman. *El Espectador*. <https://blogs.elespectador.com/medio-ambiente/mongabay-latam/este-fue-discurso-francia-marquez-los-premios-goldman>

Lineamientos para la medición de la calidad del aire en cuanto a ozono y la implementación en programas de seguimiento y monitoreo

JEIMY LORENA MUÑOZ DÍAZ*

ERIKA KATERINE RODRÍGUEZ ALVARADO**

Resumen

La calidad del aire garantiza un ambiente sano para la comunidad, sin embargo, dados los procesos industriales se ha deteriorado dicha calidad a causa de la emisión de contaminantes como NO_x, CO y COV, los cuales, junto con la radiación solar, reaccionan de forma fotoquímica produciendo un contaminante secundario, altamente oxidativo: el ozono (O₃).

Este documento propone una herramienta que permita reconocer cuáles son los lineamientos necesarios en el momento de articular un programa de seguimiento y monitoreo del contaminante atmosférico mencionado anteriormente. A través del estudio que se lleva a cabo se relaciona información sobre: ¿cómo se forma el O₃?, ¿qué efectos produce?, ¿cómo es el estado actual de los sistemas de vigilancia de calidad del aire en el país?, respecto al O₃ se indaga: ¿cuál es el método de referencia para realizar el seguimiento?, y ¿cuál es la normativa que controla dichos límites máximos permisibles?, entre otras temáticas.

* Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Correo de electrónico: jlmunozd@correo.udistrital.edu.co

** Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Correo de electrónico: ekrodrigueza@correo.udistrital.edu.co

Como resultado, se obtendrá una ficha técnica que propone los lineamientos de la medición de la calidad del aire en cuanto a ozono (O₃) y su desarrollo a través de un estudio de caso que ejemplifica al lector cómo debe ser su implementación en programas de seguimiento y monitoreo. Se concluye que esta herramienta permitirá tener, de forma clara, las medidas que se deben adoptar para realizar un seguimiento y monitoreo que cumpla con los criterios exigidos por las normas, a fin de obtener información confiable y verídica que permita fortalecer e implementar programas de prevención, control, seguimiento y monitoreo de O₃, con el fin de garantizar una calidad de aire a la población.

Palabras clave: ozono troposférico, fuentes de emisión, contaminantes precursores, receptores sensibles, método de referencia, programas de seguimiento y monitoreo.

Introducción

La degradación en la calidad de aire es producida por la presencia de contaminantes en la atmósfera, uno de ellos es el ozono (O₃), un compuesto que se desarrolla en la tropósfera a causa de contaminantes precursores como el NO_x, los COV y el CO, que al reaccionar con radiación solar forman el O₃. Este resultado genera afecciones a la salud humana, la fauna y la flora del ambiente, dado que en altas concentraciones es un oxidante fuerte e irritante para el sistema respiratorio, pues puede reducir la función pulmonar y cardiovascular de animales y humanos, además tiene también efectos tóxicos en plantas.

Este contaminante debe estar continuamente monitoreado, con seguimientos constantes y muestreos de calidad de aire que puedan ofrecer información verídica de las concentraciones de O₃ que se presenten en el ambiente. Lo anterior con el fin de identificar el nivel de la concentración a la que está expuesta la población.

Sin embargo, no se presta la atención respectiva a la medición de este parámetro por parte de los organismos encargados, y dada la complejidad del tema, existe información que llega a dificultar la comprensión de su medición, seguimiento y monitoreo. Nos encontramos ante un agente atmosférico que contribuye al cambio climático, que afecta la vida y los derechos humanos. Con frecuencia, las autoridades ambientales carecen de información para tomar acciones preventivas, informativas y correctivas respecto a las concentraciones de O₃ que circulan en el ambiente.

Para analizar esta problemática es necesario conocer cómo está la situación actual. Por tanto, se identifica que únicamente 77 ciudades de 17 países de Latinoamérica y el Caribe cuentan con información oficial sobre los contaminantes de la capa más baja de la atmósfera. La información reportada por los científicos

muestra que 17 de los 33 países de América Latina y el Caribe posee redes de monitoreo sobre calidad del aire, entre estos se mencionan: Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Colombia, Costa Rica, El Salvador, Ecuador, Guatemala, Jamaica, México, Panamá, Paraguay, Perú, Uruguay, Honduras y Venezuela. Se reconoce también que la mayoría de redes se encuentran en las capitales y ciudades importantes.

Adicionalmente, se identifica que respecto a las normas exigidas por cada país solamente en 17 países de Latinoamérica se regulan las concentraciones de O₃ que se encuentran presentes en la atmósfera, lo que indica que en Latinoamérica el 48,5 % de los países que poseen redes de monitoreo sobre calidad del aire no regulan las concentraciones de ozono, y el 51,5 % de los países que las regulan muchas veces no cumplen dicha normatividad, sobrepasando los límites permisibles indicados en las mismas.

En Latinoamérica, teniendo en cuenta los países que poseen redes de monitoreo de calidad de aire y los que no, se identifica que existe un déficit de regulación de concentraciones de O₃ emitidas a la atmósfera cercanos a 63 % (Riojas-Rodríguez, Soares da Silva, Texcalac-Sangrador y Moreno-Banda, 2016).

Dada la falta de cobertura para monitorear el contaminante O₃, surge la necesidad de construir una herramienta que facilite el entendimiento respecto a la formación del ozono y las consecuencias que pueden generarse si las concentraciones en el ambiente no son reguladas de acuerdo con lo establecido por la normatividad.

Metodología

A través del estudio de fuentes confiables se procedió a la recopilación de información que permitiera reconocer la forma como se origina el ozono troposférico. Posteriormente se emplearon los términos de referencia emitidos por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) y de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA) para seleccionar los procesos que emiten contaminantes precursores en la formación de ozono, el número del término de referencia, el sector, el proceso a desarrollar y el contaminante que genera ese proceso industrial o proyecto, con el fin de identificar las fuentes de emisión o los contaminantes precursores de la generación o formación de O₃ en la atmósfera.

Acto seguido se relacionaron las características de los diferentes equipos de medición incluidos en la *List of designated reference and equivalent methods 2016* del Código Federal de los Estados Unidos (US-EPA) para medición de ozono, junto con el detalle de las partes de un equipo específico de medición. Luego se estudió, principalmente, el método de medición de quimioluminiscencia con base en el CFR 40, parte 50, apéndice D, documento verificado y aprobado por la Agencia

de Protección Ambiental (EPA) y se correspondieron las características de otros métodos de medición alternos.

Adicionalmente, se incluyó un ejemplo de cálculo de concentración y su respectivo análisis, con datos aleatorios aplicados para el estudio de caso realizado en el municipio de Neiva (Huila). A fin de establecer la metodología de medición en calidad del aire de O₃ basado en la regulación del US-EPA, se contemplaron los equipos de medición y las técnicas existentes para determinar su concentración.

Finalmente, se implementó la creación de una ficha técnica de seguimiento y monitoreo con base en los parámetros, criterios y lineamientos técnicos que permitan establecer una adecuada gestión del recurso atmosférico. Por último se describe su respectivo desarrollo a través de un caso estudio, el cual muestra al lector de forma clara la ejemplificación del diligenciamiento de esta herramienta.

Resultados y discusión

En respuesta al primer objetivo, en la figura 1 se ilustra la formación del ozono troposférico, incluyendo sus contaminantes precursores y los procesos que los generan, las condiciones meteorológicas necesarias para que se lleve a cabo la formación de O₃ y las características en cuanto a la medición; asimismo, se representa la influencia que tiene la meteorología y la topografía en la formación del ozono, donde junto con la generación de contaminantes precursores se llega a formar ozono troposférico.

En respuesta del segundo objetivo, con base en el documento *List of designated reference and equivalent methods 2016* de la US-EPA, se puede deducir que existe un total de 48 equipos aprobados por la US-EPA para la medición de ozono troposférico. Las empresas que tienen mayor número de referencias son Teledyne Monitor Labs/Casella/Ecotech, con siete, seguido de 2B Technologies y Dasibi, con seis cada una, Teledyne Advanced Pollution Instrumentation y Tanabyte, con cinco referencias cada una, y Environnement S. A., con cuatro; las demás empresas cuentan con una, dos o tres referencias solamente. Además, el rango con mayor predominancia es de 0-0,5 ppm y el flujo predominante de acuerdo con la información que se tiene es de 0,8 litro/min.

Las técnicas que existen para realizar la medición de ozono poseen grandes diferencias en desempeño y costo, estas se encuentran divididas en cuatro grupos: pasivas, activas, automáticas y sensores remotos, dentro de los cuales se encuentra el método de quimioluminiscencia (CFR 40, parte 50, apéndice D) que es el aprobado por la US-EPA, ya que cuenta con fotometría ultravioleta, determinación de sustancias oxidantes en la atmósfera, captadores pasivos —medición tipo filtro “Ogawa”—,

captadores pasivos —medición tipo tubo “Palmer”—, captadores pasivos —medición tipo Radial-Radiello—, y un método LIDAR y ozonosondas a bordo de globos.

Finalmente, frente al tercer objetivo se hizo un estudio de caso del manejo y procesamiento de una ficha en el desarrollo de un monitoreo y muestreo para el municipio de Neiva (Huila) respecto al contaminante ozono (O₃). Los datos se muestran en la figura 2, en donde se incluyeron los objetivos, las metas, los indicadores y las acciones a desarrollar —como localización y ubicación, operación del equipo, descripción de las fuentes, proceso de la información (validación de datos, comparación con la normativa, índice de calidad del aire, media móvil, análisis estadístico y condiciones meteorológicas) e informes respectivos—.

También se incluyeron las tecnologías a utilizar, el lugar de aplicación, la población beneficiada, los mecanismos y las estrategias participativas, el o los responsables de la ejecución, el personal requerido, el cronograma de ejecución, el seguimiento y monitoreo y el presupuesto, todo enfocado en la implementación de un sistema de vigilancia de calidad del aire de tipo indicativo para el municipio de Neiva como caso estudio.

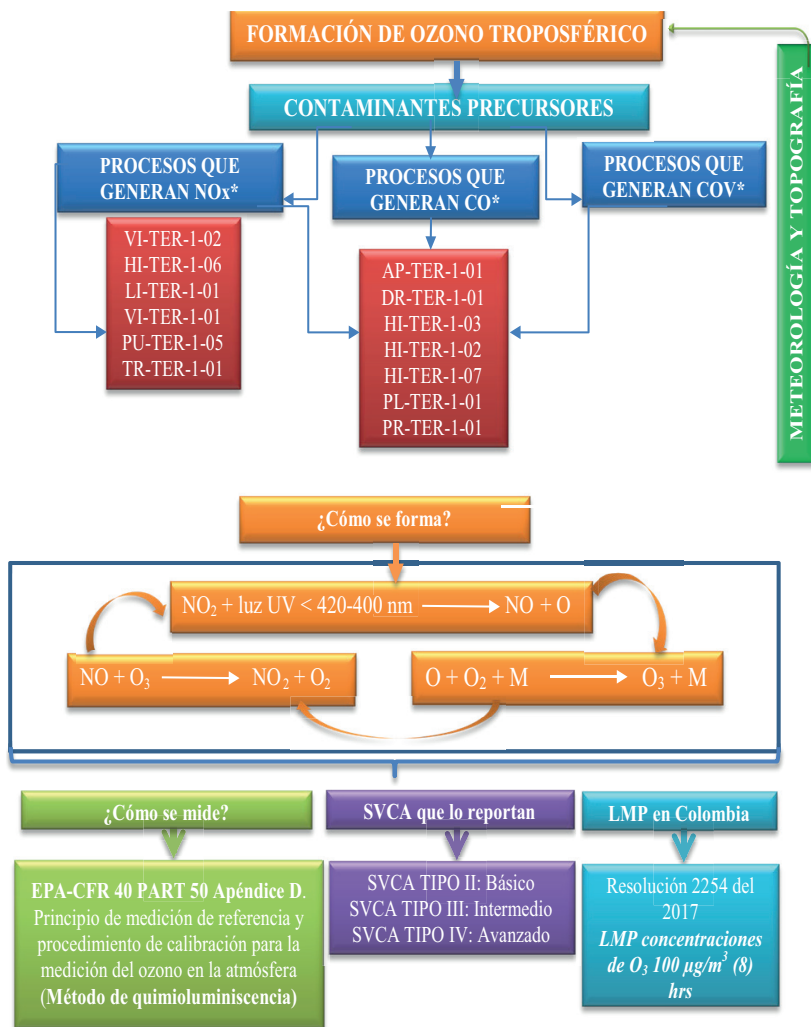
Conclusiones

Se concluye que el O₃ es un contaminante secundario, puesto que no es emitido por una fuente específica, sino que es producido por la presencia de contaminantes precursores como COV, NO_x y CO que reaccionan con la radiación solar; por ende, a medida que la radiación es más constante y alta, se favorece la formación de ozono.

Se establece que el método de referencia para la medición del contaminante O₃ es el de quimioluminiscencia aprobado por la agencia de protección ambiental EPA de Estados Unidos y relacionado en el CFR 40, parte 50, apéndice D; además, para la medición de este contaminante existen 48 equipos aprobados por la US-EPA, cada uno cuenta con características particulares que se evalúan y eligen dependiendo del objetivo propuesto. Estos equipos se encuentran relacionados en la *List of designated reference and equivalent method del 2017*.

Se elabora una ficha de seguimiento y monitoreo de calidad del aire con el fin de estandarizar los procesos. Este instrumento sirve como modelo para el desarrollo de un monitoreo y muestreo en cualquier lugar y para diferentes contaminantes. En la ficha se describen los lineamientos que se deben tener en cuenta, los cuales permiten identificar clara y fácilmente las características y los procedimientos fundamentales para que el monitoreo y muestreo se realice, aplique y ejecute de manera correcta, idónea y eficaz.

Figura 1. Formación de ozono troposférico e inventario de fuentes de contaminantes precursores



Fuente: elaboración propia.

Figura 2. Ficha técnica de seguimiento y monitoreo

MEDIO ABIÓTICO																													
FICHA DE SEGUIMIENTO Y MONITOREO DEL CONTAMINANTE OZONO															Código PSM-A1														
1. OBJETIVO																													
2. METAS										3. INDICADORES																			
4. ETAPA																													
Actividades previas (Fase I – Indicativa)					Seguimiento (Fase II – Continua)										Actividades de cierre														
<input type="checkbox"/>					<input checked="" type="checkbox"/>										<input type="checkbox"/>														
5. ACCIONES A DESARROLLAR																													
6. TECNOLOGÍAS A UTILIZAR																													
7. LUGAR DE APLICACIÓN																													
8. POBLACIÓN BENEFICIADA																													
9. MECANISMOS Y ESTRATEGIAS PARTICIPATIVAS																													
10. RESPONSABLE DE LA EJECUCIÓN										11. PERSONAL REQUERIDO																			
12. CRONOGRAMA DE EJECUCIÓN																													
Actividad	Previa		Año 1									Año 2									Año 3								
Tiempo	1	2	1	2	3	...	10	11	12	1	2	3	...	10	11	12	1	2	3	...	10	11	12						
13. SEGUIMIENTO Y MONITOREO																													
14. PRESUPUESTO																													

Fuente: elaboración propia.

Referencias bibliográficas

- Riojas-Rodríguez, H., Soares da Silva, A., Texcalac-Sangrador, J. y Moreno-Banda, G. (2016). Gestión y control de la contaminación atmosférica en América Latina y el Caribe: implicaciones para el cambio climático. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 40(3). <https://www.scielosp.org/article/rpsp/2016.v40n3/150-159/>
- UE Environmental Protection Agency. (2016). *List of designated reference and equivalent methods*. <https://www3.epa.gov/ttn/amtic/files/ambient/criteria/AMTIC%20List%20Dec%202016-2.pdf>

Desarrollo de un modelo empírico para el proceso de co-digestión anaerobia de estiércol de cerdo, lodos de depuradora, residuos sólidos orgánicos, residuos de la industria de bebidas embotelladas de fruta y residuos de la industria del cacao

JHESSICA DANIELA MOSQUERA*

LINDA JINETH VILLAREAL LIZARRALDE**

IVÁN ORLANDO CABEZA ROJAS***

ANGÉLICA MARÍA SANTIS NAVARRO****

PAOLA ANDREA ACEVEDO PABÓN*****

Resumen

El crecimiento relacionado con la implementación de energías renovables ha sido liderado por la implementación de estudios en co-digestión anaerobia en busca de los residuos que favorezcan el proceso. Estos estudios se han llevado a cabo en países de Europa y occidentales, pero no se han desarrollado en Colombia. El objetivo de esta investigación es conocer la influencia de algunos de los parámetros en el

* Universidad Santo Tomas. Correo electrónico: jhessica.mosquera@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomas.

*** Universidad Santo Tomas.

**** Universidad Santo Tomas.

***** Universidad Cooperativa de Colombia.

proceso de co-digestión anaerobia de residuos orgánicos en Colombia, específicamente la influencia en la calidad y cantidad de la producción de metano.

Los parámetros estudiados fueron la relación carbono/nitrógeno, donde se tomaron los niveles 25, 35 y 45; sólidos volátiles de las mezclas (gSV), donde se escogieron tres niveles: 0,5, 1,25 y 2; y el porcentaje de fuente de nitrógeno lodo de depuradora: estiércol de cerdo en niveles entre 0 y 100 %, para generar un total de 13 combinaciones. De lo anterior, cada una manejó tres posibles combinaciones de sustratos.

Adicionalmente se tuvieron en cuenta residuos orgánicos de alta producción en Colombia, como residuos de la industria de bebidas embotelladas, la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos y residuos de la industria cacaotera.

Palabras clave: co-digestión, anaerobia, residuos orgánicos, potencial de biometanización, *box-behnken*, residuos, industria colombiana.

Introducción

Los procesos de valorización de residuos sólidos han sido ampliamente estudiados durante las últimas décadas (Casas y Coral, 2014), uno de ellos es la digestión anaerobia de residuos putrescibles, proceso mediante el cual el carbono orgánico es reducido para convertirse en metano (CH_4) y oxidado en dióxido de carbono (CO_2), moléculas que junto a otros gases traza conforman el biogás (Karellas, Boukis y Kontopoulos, 2010).

Una de las variantes en las prácticas de digestión anaerobia es la co-digestión, la cual consiste en el uso de dos o más sustratos en el proceso (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía [IDAE], 2007), bajo el cual se obtienen rendimientos mayores en lo que concierne a la producción de biogás (Alatríste-Mondragón, Samar, Cox, Ahning y Iranpour, 2006).

La co-digestión anaerobia es uno de los procesos biológicos con mayor potencial para la valorización y el tratamiento de residuos putrescibles (Gómez, Cuertos, Cara, Morán y García, 2006; Mata-Álvarez, Dosta, Romero, Fonoll, Peces y Astals, 2014). Este es considerado un proceso de gestión y valorización de residuos, con el cual se logra la dilución de compuestos tóxicos potenciales, se mejora el equilibrio de nutrientes y se obtienen efectos sinérgicos de microorganismos (Gómez et al., 2006).

Este trabajo se enfoca en la influencia de diferentes parámetros de operación sobre la producción de biogás durante la co-digestión anaerobia de diferentes sustratos disponibles en Colombia. En este sentido, el objetivo que nos proponemos

es evaluar los parámetros de relación C/N, los gramos de sólidos volátiles gSV y el porcentaje de fuente de nitrógeno en el proceso de digestión anaerobia de residuos orgánicos disponibles en Colombia, creando un diseño de experimentos *box-behnen* basados en una caracterización fisicoquímica de los mismos.

Metodología

Sustratos

Las materias primas utilizadas en el desarrollo de la investigación fueron: estiércol de cerdo (EC) recolectado de la Universidad Nacional de Colombia, ubicada en Mosquera (Cundinamarca); residuos de la industria de bebidas embotelladas de fruta (RIBEF), simulados en la Universidad Cooperativa de Colombia y basados en referencias relacionadas con los residuos de este sector; lodos de depuradora (LD) obtenidos en la planta de tratamiento de aguas residuales de Madrid (Cundinamarca); residuos de la industria cacaotera (RIC) simulados en la Universidad Cooperativa de Colombia y basados en referencias de la industria; y una fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) obtenidos de un hogar típico de Bogotá compuesto por cuatro personas.

El inóculo fue obtenido de un digestor anaerobio de la empresa Alpina en Sopó (Cundinamarca), su sistema opera utilizando los residuos o las devoluciones de la industria.

Los ensayos a realizar se planificaron utilizando un diseño experimental central compuesto *box-behnen*. Se manejaron como variables independientes la relación C/N, los gramos de sólidos volátiles (gSV) y el porcentaje de la fuente de nitrógeno, que a su vez manejaron tres niveles: para la relación C/N 25, 35 y 45; para los gSV 0,5, 1,25 y 2. Algunos contenían solo estiércol de cerdo o solo lodos de depuradora, otros tendrían ambos sustratos.

Se manejó una relación S/X = 3. Para este caso, la relación C/N se ajustó de acuerdo con las características de cada residuo, los gSV corresponden al inóculo y al porcentaje de nitrógeno son aportados por los LD y el EC. De tal manera, se garantizaron condiciones diferentes en cada reactor, para la cuantificación adecuada de la variable de respuesta.

Los ensayos se realizaron en frascos ámbar de 250 ml, que se llenaron una vez con una cantidad de sustrato fresco, inóculo y agua destilada para completar un volumen de 200 ml; además fueron sellados con silicona, para evaluar su degradación total (figura 1). El pH se ajustó en un rango de 6,5 a 7,5.

Por su parte, los sistemas de reactores se colocaron en un baño termostatzado para garantizar las condiciones mesofílicas (35 ± 1 °C) durante 21 días consecutivos. En este caso, el volumen de biogás se midió por el desplazamiento de una solución de NaOH ($\text{pH} > 9$), indicadores de la trampa de CO₂ conectados a cada uno de los reactores (ver tabla 1).

Resultados y discusión

Los resultados de la caracterización se resumieron en la tabla 1, todos los valores informados se obtuvieron de acuerdo con los procesos de caracterización definidos en la literatura. Los sólidos volátiles (SV) y los sólidos totales (ST) están representados en la materia orgánica (MO). La mayoría de los sustratos tienen un alto contenido de materia orgánica y humedad, lo que indica su potencial de biodegradabilidad.

Tabla 1. Características relevantes de los residuos usados en este estudio

	FORSU	RIC	LD	EC	RIBEF	Inóculo
pH (extracto 1:5)b			$7,5 \pm 4,0$	$9,4 \pm 5,9$	$9,9 \pm 6,4$	$5,9 \pm 2,3$
Humedad b	$87,16 \pm 86,27$	$89,85 \pm 88,28$	$53,35 \pm 47,97$	$75,04 \pm 73,81$	$86,53 \pm 84,48$	$95, \pm 9,03$
NTK c	$1,44 \pm 1,68$	$1,11 \pm 0,87$	$1,91 \pm 1,74$	$2,65 \pm 2,27$	$1,11 \pm 1,10$	$0,31 \pm 0,19$
Materia orgánica %	93,32	93,85	22,05	77,25	95,02	2,09
C/N %		34,7	54,98	6,99	23,83	49,65
DQOb g/L	13,73	10,46	12,47	25,71	15,25	10,82

a: promedio; \pm : desviación estándar; b: muestra base húmeda; c: muestra base seca.

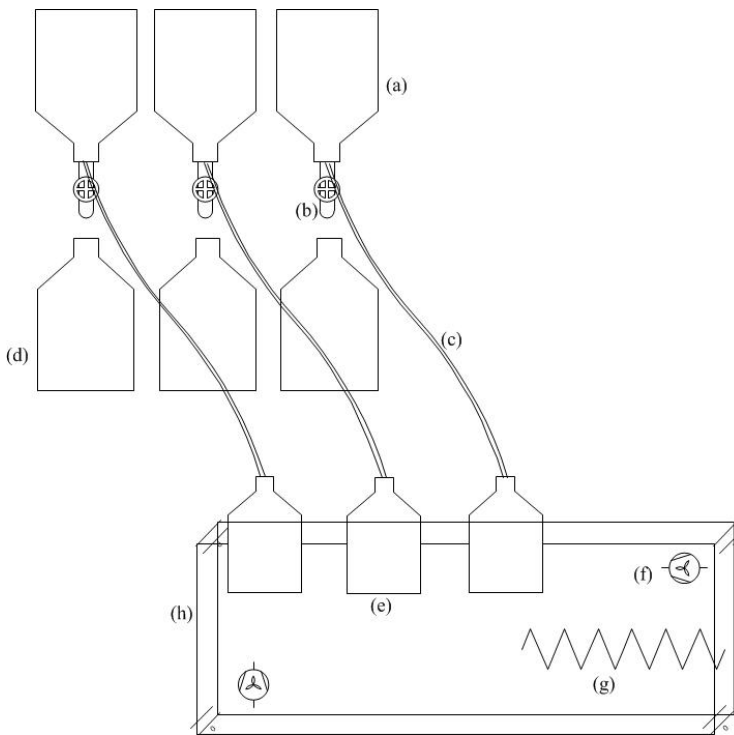
Fuente: elaboración propia.

La producción de biogás obtenida con la co-digestión anaerobia de los residuos seleccionados mostró que las combinaciones 2, 3, 8 y 12 para las tres mezclas lograron una mayor producción debido a su contenido de sólidos volátiles que corresponde a 0,5 gVS.

Por otro lado, se observó que la relación C/N tiene menos relación con el proceso de producción de metano debido a que las combinaciones mencionadas reportaron valores similares. Sin embargo, la combinación 12 fue la que produjo la mayor parte del biogás, correspondiente a la mezcla 1 con una relación C/N de 25, lo que sugiere que la co-digestión de lodos de depuración y estiércol de cerdo (contenido de 50/50) junto con otros desechos orgánicos mejoraron la producción de biogás y la degradación de la materia orgánica debido a los compuestos inhibidores diluidos y una relación más equilibrada de carbono a nitrógeno (Luostarinen, 2009).

Además, los resultados sugieren que hay una mejor interacción entre la mezcla de los sustratos de residuos de la industria de bebidas de frutas envasadas (RBFDI), estiércol de cerdo y la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales (OFMSW). Esto podría explicarse debido al alto contenido de azúcar de la RBFDI y los macro y micronutrientes del estiércol de cerdo y la OFMSW, que respaldan el proceso incluso en el sistema de amortiguación (Cabeza, Thomas, Vásquez, Acevedo, Hernández, 2016) (figura 1).

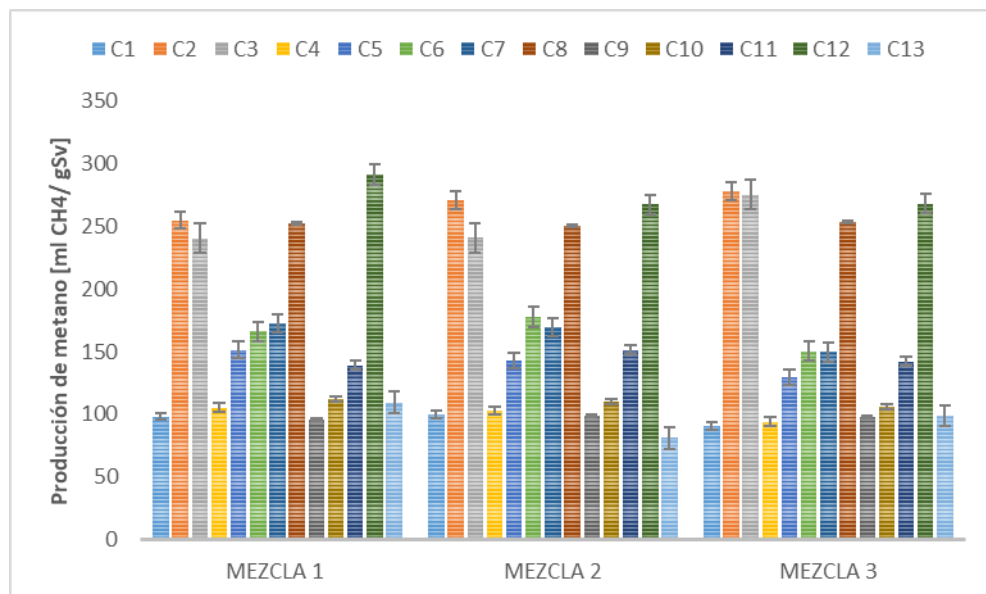
Figura 1. Montaje experimental



(a) frascos de solución de NaOH (pH = 9), (b) válvula, (c) tubería, (d) frascos de recolección, (e) reactores, (f) bomba de agua, (g) calentador termostático, (h) baño de agua

Fuente: elaboración propia.

Figura 2. Producción de metano de cada mezcla y combinación según el diseño experimental del *box behnken*



C: combinaciones; Mezcla 1: RIBEF y FORSU; Mezcla 2: RIBEF y RIC; Mezcla 3: FORSU y RIC

Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

Todos los sustratos evaluados en este estudio tienen la capacidad de producir metano debido a la generación de relaciones sinérgicas que permiten su valoración. A su vez, este estudio muestra que el contenido de gramos de sólidos volátiles (gVS) es una variable fuerte en la producción de metano; la relación C/N se encuentra en tasas medias y es necesaria una fuente fuerte de nitrógeno, esto sugiere que en el diseño de una planta de producción de biogás y las mezclas de digestión se deben tener estos parámetros en cuenta.

Además, se encontró que la mejor mezcla para la producción de biogás está compuesta por residuos de la industria de bebidas de frutas embotelladas (RBFDI), la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales (OFMSW), estiércol de porcino y lodos de aguas residuales, con una producción acumulada de 291 ml de CH₄/gVS.

Referencias bibliográficas

- Alatríste-Mondragón, F., Samar, P., Cox, H., Ahring, B. y Iranpour, R. (2006). Anaerobic codigestion of municipal, farm and industrial organic wastes: a survey of recent literature. *Water Environment Research*, 78(6), 607-636.
- Cabeza, I., Thomas, M., Vásquez, A., Acevedo, P. y Hernández, M. (2016). Anaerobic co-digestion of organic residues from different productive sectors in Colombia: biomethanation potential assessment. *Chemical Engineering Transactions*, 49, 385-390.
- Casas, L. y Coral, G. (2014). Enzimas en la valorización de residuos agroindustriales. *Revista Digital Universitaria*, 15(12), 1-15. <http://www.revista.unam.mx/vol.15/num12/art95/>
- Gómez, X., Cuetos, M., Cara, J., Morán, A. y García, A. (2006). Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes *Renewable Energy*, 31(12), 2017-2024.
- Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía [IDAE]. (2007). *Biomasa: digestores anaerobios*. BESEL, S. A. https://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_10737_Biomasa_Digestores_Anaerobios_A2007_od62926d.pdf
- Karellas, S., Boukis, I. y Kontopoulou, G. (2010). Development of an investment decision tool for biogas production from agricultural waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(4), 1273-1282. <https://ideas.repec.org/a/eee/rensus/v14y2010i4p1273-1282.html>
- Luostarinen, S., Luste, S. y Sillanpää. (2009). Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat processing plant. *Bioresource Technology*, 100(1), 79-85. Doi: 10.1016/j.biortech.2008.06.029
- Mata-Álvarez, J., Dosta, J., Romero, M., Fonoll, X., Peces, M. y Astals, S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 36, 412-427. <https://ideas.repec.org/a/eee/rensus/v36y2014i4p412-427.html>

Tratamiento de agua cruda con extractos coagulantes naturales

JHON JAIRÓ FERIA DÍAZ*

JOHANA PAOLA RODIÑO ARGUELLO**

Resumen

Se evaluaron cinco extractos coagulantes naturales en solución salina de tallos de *Hylocereus cf. trigonus* (cactus), exudado gomoso de *Albizia saman* (campano), corteza de *Guazuma ulmifolia* (guácimo) y corteza y semilla de *Moringa oleífera* (moringa), en muestras de agua cruda tomadas del río Sinú, con niveles de turbidez inicial entre 56 y 300 unidades nefelométricas de turbidez (UNT).

Con ensayos de jarras, se determinó las eficiencias de remoción de turbidez, en función del porcentaje de actividad coagulante para dosis aplicadas entre 5 mg/L a 200 mg/L. Las eficiencias de remoción variaron de 40 % (con turbidez menor a 100 UNT) hasta 90 % (con turbidez inicial mayor a 150 UNT) para dosis óptimas de 10 mg/L a 40 mg/L de extractos de tallos de *H. cf. trigonus*, exudado gomoso de *A. saman*, y cortezas de *G. ulmifolia* y de *M. oleífera*. El extracto de mayor eficiencia fue el obtenido de la semilla de *M. oleífera*, siendo más eficaz con turbidez mayor a 150 UNT, con eficiencias del 98 %.

Palabras clave: coagulantes naturales, *Hylocereus cf. trigonus*, *Albizia saman*, *Guazuma ulmifolia*, *Moringa oleífera*, remoción de turbidez.

* Universidad de Sucre. Correo electrónico: jhon.feria@gmail.com

** Universidad Pontificia Bolivariana, Montería.

Introducción

En Colombia, el sector rural solo cuenta con un abastecimiento de agua tratada del 11,8 %, mientras que para el sector urbano se estima una cobertura de acueducto del 97,6 % (Banco Interamericano de Desarrollo [BID], 2010).

El sulfato de aluminio y el cloruro férrico tradicionalmente son utilizados como coagulantes primarios para la clarificación y potabilización de agua cruda (Abidin, Shamsudin, Madehi y Sobri, 2013). La adición de estos coagulantes trae desventajas asociadas con altos costos de adquisición, producción de grandes volúmenes de lodo, alteración del pH y la alcalinidad del agua (Guzmán, Villabona, Tejada y García, 2013). En este contexto existe una posible relación con el Alzheimer y algunos tipos de cáncer (Bondy, 2010), problemas que no se presentan cuando se usan coagulantes de origen natural, que pueden ser extraídos de la biota a partir de las plantas o animales, así como de algunos microorganismos (Abidin, et al., 2013).

En este trabajo se utilizaron extractos coagulantes salinos (ECS) a partir de tallos de *Hylocereus cf. trigonus* (cactus), exudado gomoso de *Albizia saman* (campano), corteza de *Guazuma ulmifolia* (guácimo) y corteza y semilla de *Moringa oleífera* (M. oleífera). Se evaluó su eficiencia de remoción de turbidez para agua cruda del río Sinú, principal fuente de abastecimiento de sistemas de acueducto del departamento de Córdoba (Colombia), cuyos niveles de turbidez son superiores a 1200 UNT en época de lluvia y de 40 UNT en época de sequía (Feria, 2012).

Metodología

Las muestras de agua cruda para este estudio fueron recolectadas del río Sinú, a la altura del barrio Mocarí, municipio de Montería, departamento de Córdoba, entre noviembre de 2013 y junio de 2014. Se realizaron cinco muestreos simples que cubrieron la época seca y de lluvias de la región.

Se tomaron 10,0 gramos de cada uno de los cinco materiales vegetales procesados y se prepararon al 1,0 % en solución salina (w/v). También se filtraron a presión reducida con papel filtro de celulosa, en un equipo de vacío marca GAST-Mod-DUAp104-AA. Los filtrados se rotularon como extractos coagulantes salinos (ECS 10000 mg/L) para cada material vegetal procesado y se conservaron refrigerados a 4 °C (Rodiño, Feria, Paternina y Marrugo, 2015).

Para determinar la dosis óptima requerida de coagulante, capaz de remover la mayor turbidez posible del agua cruda, se realizó un test de jarra en un Floculador E&Q modelo F6-330-T. Se aplicaron diferentes extractos coagulantes salinos a cada muestra de agua cruda con turbidez inicial de 56, 71, 104, 200 y 301 UNT. La mezcla

rápida fue a 200 rpm durante un minuto, mientras que la mezcla lenta fue de 40 rpm durante 20 minutos. Las muestras se sedimentaron durante 20 minutos y luego se midió la turbidez residual con un Turbidímetro HACH 2001P, siguiendo los métodos estandarizados de la American Public Health Association (APHA, 2005).

Resultados y discusión

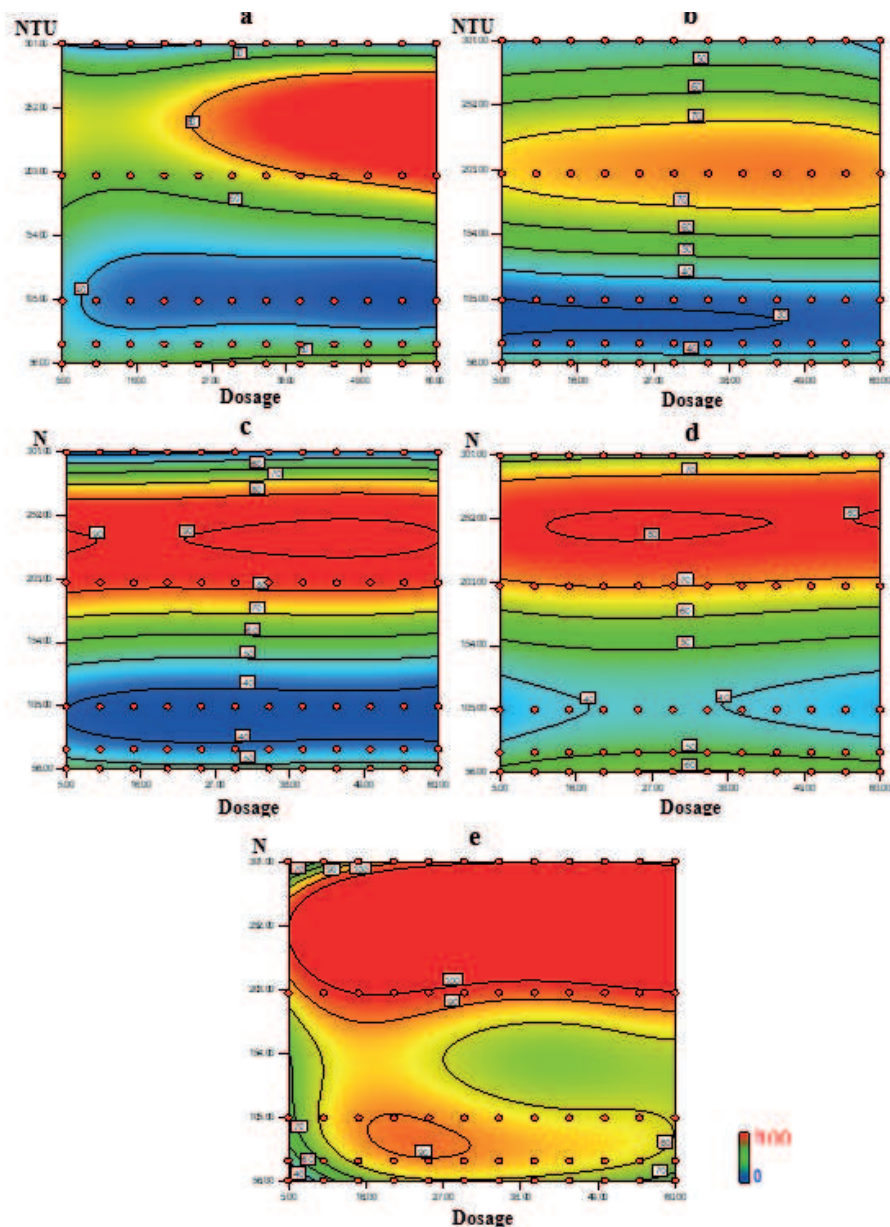
Con los resultados de los test de jarra, se construyó un modelo cúbico de superficie de respuesta y se aplicó un análisis de varianza. Todos los ANOVAS arrojaron valores de “p-valor” menores de 0,05, lo que indica que los términos de los modelos fueron significativos. En la figura 1 se muestran los diferentes diagramas de coagulación obtenidos en este estudio.

Para los extractos de *H. cf. trigonus* y *A. saman* se observa un comportamiento similar en función de la turbidez inicial y la dosis aplicada. Para la turbidez del agua cruda del río Sinú hasta de 100 UNT se logró una actividad coagulante máxima para ambos extractos del 40 %. Sin embargo, cuando la turbidez inicial del agua cruda fue mayor a 150 UNT la actividad del coagulante aumentó hasta en un 80 % de manera proporcional con el incremento de la dosis aplicada, en particular con el exudado gomoso de campano, lo que dio como resultado flóculos de apariencia gomosa que se forman a partir de las características propias del extracto (Rodiño et al., 2015).

Las cortezas del árbol de *G. ulmifolia* y del árbol de *M. oleífera*, muestran un comportamiento muy similar entre sí. Para turbidez superior a 200 UNT se lograron las mayores eficiencias, entre el 70 % y 80 %. Para turbidez menor a 100 UNT se obtuvieron eficiencias en la actividad del coagulante inferior al 50 %, independiente de la dosis aplicada.

La semilla de *M. oleífera* en el rango de actividad coagulante es muy amplio, con valores máximos de 90 % para turbidez entre 50 a 100 UNT. En todas las muestras ensayadas no se presentaron variaciones significativas del pH (Rodiño et al., 2015).

Figura 1. Diagramas de actividad coagulante para: a) *H. cf. trigonus*; b) *A. saman exudate gum*; c) *G. ulmifolia bark*; d) *M. oleifera bark*; e) *M. oleifera seed*



Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

Los cinco extractos coagulantes salinos presentaron eficiencias de remoción que no permiten lograr el nivel de turbidez residual exigido en la norma de calidad de agua potable de Colombia (2 UNT). Sin embargo, con un proceso de sedimentación y filtración complementario, es posible usarlo como alternativa de coagulación-floculación válida para sistemas de potabilización a pequeña escala o en zonas rurales.

El ECS de semilla de *M. oleifera* alcanzó hasta 4 UNT de turbidez residual con dosis óptima y en muestras de alta turbidez, siendo este extracto el de mejor resultado con hasta 98 % de actividad coagulante, seguido del ECS de los tallos de *H. cf. trigonus* hasta con el 90 %, luego los ECS de corteza de *G. ulmifolia* y exudado gomoso de *A. saman* con hasta el 83 %, y finalmente el ECS de corteza de *M. oelifera* con hasta el 77 % de remoción (Rodiño et al., 2015).

Referencias bibliográficas

- Abidin, Z., Shamsudin, N., Madehi, N. y Sobri, S. (2013). Optimization of a method to extract the active coagulant agent from *Jatropha curcas* seeds for use in turbidity removal. *Industrial Crops and Products*, (41), 319-323.
- American Public Health Association [APHA]. (2005). *Standard methods for examination of water and wastewater* (21 ed.). American Public Health Association.
- Banco Interamericano de Desarrollo [BID]. (2010). *Agua potable, saneamiento y los Objetivos de Desarrollo del Milenio en América Latina y el Caribe*. BID.
- Bondy, S. (2010). The neurotoxicity of environmental aluminum is still an issue. *Neuro Toxicology*, 31, 575-581.
- Feria, J. (2012). *Río Sinú, Colombia: modelización calidad del agua y metales pesados en los sedimentos*. Editorial Académica Española.
- Guzmán, L., Villabona, A., Tejada, C. y García, R. (2013). Reducción de la turbidez del agua usando coagulantes naturales: una revisión. *Revista U.D.C.A Act. y Div. Cient.*, 16(1), 253-262.
- Rodiño, J. P., Feria, J. J., Paternina, R. D. J. y Marrugo, J. L. (2015). Sinú river raw water treatment by natural coagulants. *Revista Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia*, (76), 90-98.

Tecnología FiMe con coagulantes naturales para el tratamiento de aguas en zonas rurales de Colombia

JHON JAIRÓ FERÍA DÍAZ*

Resumen

El principal objetivo de este trabajo fue determinar la eficiencia de remoción de la turbidez de muestras de agua cruda utilizando la tecnología de filtración en múltiples etapas, complementada con coagulantes naturales. Las muestras de agua fueron tomadas del río Sinú. En laboratorio, se montó una planta piloto y se realizaron ensayos de tratabilidad de las muestras con diferentes escenarios.

El mejor tratamiento para el agua cruda se obtuvo cuando se aplicaron tasas de 240 m³m-2d-1 para turbiedades iniciales de 200 NTU. No se evidenciaron alteraciones en el pH y en la alcalinidad del agua luego de los ensayos de tratabilidad. Esta tecnología de tratamiento de agua cruda es muy útil y apropiada para ser aplicada en zonas rurales de difícil acceso y con escasos recursos económicos, ya que por su simplicidad no requiere de insumos ni de mantenimientos costosos.

Palabras clave: FiMe, tratamiento de agua, coagulantes naturales, moringa oleífera.

Introducción

En Colombia se utiliza como indicador de la calidad del agua de consumo el Índice de Riesgo de la Calidad del Agua (IRCA). En términos generales, los grandes y medianos centros urbanos reciben un suministro de agua de buena calidad, sin

* Universidad de Sucre. Correo electrónico: jhon.feria@gmail.com

riesgo o de riesgo bajo para la salud humana. En la medida que disminuye su tamaño urbano y la ruralidad aumenta, la calidad del agua desmejora, aumentando su nivel de riesgo (Ministerio de Salud y Protección Social, 2018). De esta manera, en los municipios menores y en el área rural el IRCA es predominantemente alto y en algunos casos inviable sanitariamente.

Para 2016, del total de los departamentos que conforman administrativamente el país, el 37,5 % presentaron agua sin riesgo en la zona urbana y el 15,6 % en zona rural, respectivamente. En contraste, el 31,25 % de los departamentos tuvo nivel de riesgo alto en la zona rural (Instituto Nacional de Salud, 2017). Esta situación obedece principalmente a que en los centros poblados rurales para la provisión de agua potable y saneamiento básico se construye infraestructura sin hacer un análisis técnico y financiero que permita elegir la alternativa más apropiada que se ajuste a las características de la demanda.

La filtración multietapa (FiMe) puede proporcionar una alternativa de tratamiento robusta para fuentes de agua superficiales de calidad variable en comunidades rurales, con bajos costos de operación y mantenimiento. La calidad del agua obtenida utilizando la tecnología FiMe es comparable e incluso mejor que la resultante de una planta de potabilización de tecnología convencional, debido a que los procesos de eliminación de MSF son principalmente físicos y biológicos (Mushila, Ochieng, Otieno, Shitote y Sitters, 2016).

El uso de coagulantes naturales es una importante opción en el tratamiento de agua para pequeñas comunidades. Pueden ser preparados manualmente, permiten una reducción considerable de la turbidez y del color aparente del agua cruda (Franco, Silva y Paterniani, 2012) y no producen cambios significativos en el pH y en la alcalinidad del agua tratada (Feria, Bermúdez y Estrada, 2014).

Metodología

Las muestras de agua utilizada para este trabajo se tomaron del río Sinú, específicamente en el canal de riego ubicado en el barrio Mocarí de Montería. Se realizaron dos muestreos simples, el primero en época seca y el segundo en época de lluvias de la región en 2013.

Se montaron tres filtros en tubería PVC de 6", con una longitud de 75 cm cada tubo. El primer tubo correspondió al filtro grueso de grava, cuyas piedras tenían un diámetro entre 2" y 4" y rellenaban el tubo 60 cm. El segundo tubo era el filtro grueso de grava media, con diámetro de piedras entre 0,5" a 2" y relleno hasta los 60 cm. El tercer tubo, era la unidad de filtración lenta en arena, compuesto por una base de

grava gruesa de 10 cm de relleno del tubo, seguido de una grava media de 10 cm de relleno y finalmente una capa de arena de 20 cm. Los filtros estaban conectados en línea, mediante mangueras PVC de $\varnothing \frac{1}{2}$ ".

Se realizó un diseño experimental de 2×3 , es decir, de tres factores en dos niveles. El primer factor tomado fueron las tasas de filtración (100 y 160 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$); el segundo factor fue la turbidez del agua cruda del río Sinú (105 y 208 NTU); y el tercero fue la aplicación del coagulante (agua clarificada y agua no clarificada). Las variables respuestas medidas fueron turbiedad, pH y alcalinidad del agua efluente de la planta piloto FiMe.

Cabe mencionar que el software *Statgraphics Centurion XVI* (versión 16.0.07) se empleó para el análisis de los resultados, y se aplicó ANOVA con un nivel de confianza del 95 %.

Resultados y discusión

Las muestras de agua cruda dejan ver una tendencia a pH neutro en el cuerpo hídrico, con una alcalinidad que indica un balance entre los carbonatos y los bicarbonatos presentes (Karanth, 1987). Los resultados de la remoción de turbidez en las muestras de agua permiten apreciar el comportamiento del FiMe tratando agua cruda y agua clarificada con coagulante natural de moringa oleífera.

Al aplicar un análisis de ANOVA a la eficiencia de remoción a partir de las tasas de filtración de la turbidez del agua cruda y del uso de coagulante natural, se obtuvo un p-valor de 0,2392 que resultó mayor a 0,05, lo que indica que no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media de la remoción de turbidez cuando se usa o no se usa coagulante, con un nivel del 95,0 % de confianza.

Sin embargo, cuando se calculó la ANOVA con los valores finales de turbidez, se obtuvo un p-valor de 0,0219, que es menor a 0,05, es decir, que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de las concentraciones finales de turbidez en el agua cuando se aplica coagulante natural. Este resultado es muy útil, pues demuestra que cuando no se aplica coagulante al agua cruda tratada con tecnología MSF no es posible cumplir con la turbidez exigida en la norma de agua potable colombiana (igual o menor a 2,0 NTU), ya que la muestra alcanzó turbiedades mayores a 5,0 NTU, mientras que cuando se aplicó coagulante en el tratamiento con tecnología MSF se lograron turbiedades menores a las exigidas por la norma (Feria, Jove y Hernández, 2018).

De igual forma, en la ANOVA de pH y alcalinidad realizada a las muestras el p-valor es mayor o igual que 0,05 para ambos parámetros del agua tratada, lo que

indica que no existe una diferencia estadísticamente significativa entre la media del pH y la media de la alcalinidad cuando se aplica o no el coagulante, con un nivel del 95,0 % de confianza.

En otras palabras, no hay evidencia estadística de que el uso de coagulante natural y la tecnología MSF altere significativamente el pH y la alcalinidad cuando se usa para potabilización de aguas crudas (Feria, Jove y Hernández, 2018).

Conclusiones

La tecnología FiMe complementada con coagulación con extractos de semilla de moringa oleífera permite que con tasas de filtración relativamente rápidas se logren altas eficiencias en el tratamiento del agua cruda del río Sinú. Sin el uso del coagulante natural, las muestras tratadas no lograrían cumplir con los estándares de calidad para la turbidez exigidos en la normatividad sanitaria colombiana. La aplicación de la tecnología MSF, con y sin coagulante natural, no afectó significativamente las características iniciales de pH y alcalinidad de las muestras tratadas.

La filtración en múltiples etapas resulta mucho más eficiente que realizar solo la filtración lenta en arena. Los filtros gruesos en grava son la clave para reducir la turbiedad del agua a niveles aceptables para el filtro lento y el filtro rápido de la MSF, para lograr remociones cercanas al 100 %. El uso de MSF se recomienda en zonas rurales del país, donde el acceso sea difícil y las comunidades tengan recursos económicos limitados.

Referencias bibliográficas

- Feria J. J., Bermúdez S. y Estrada A. M. (2014). Eficiencia de la semilla moringa oleífera como coagulante natural para la remoción de la turbidez del río Sinú. *Producción + Limpia*, 9 (1), 9-22.
- Feria J., Jove, F. y Hernández, R. (2018). Multi-Stage Filtration (MSF) Technology with Natural Coagulants for Raw Water Treatment from the Sinú river in Colombia. *International Journal of Science and Technology*, 11(35), 1-5. Doi: 10.17485/ijst/2018/v11i35/131572
- Franco M., Silva, G. y Paterniani J. (2012). Water treatment by multistage filtration system with natural coagulant from moringa oleífera. *Engenharia Agrícola*, 32(5), 1-9.
- Instituto Nacional de Salud, Dirección en Salud Pública. (2017). *Estado de la vigilancia de la calidad del agua para consumo humano 2016*. INSP.

- Karant, K. R. (1987). *Groudwater assessment development and management*. McGraw Hill Publishing Company Ltda.
- Ministerio de Salud y Protección Social, República de Colombia. (2018). *Informe Nacional de Calidad del agua para consumo humano 2017*. INCA. <https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/VS/PP/SNA/ssa-inca-2016.pdf>
- Mushila C. N., Ochieng G. M., Otieno F. A. O., Shitote S. M. y Sitters C. W. (2016). Hydraulic design to optimize the treatment capacity of Multi-Stage Filtration units. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 92, 85-91. Doi: 10.1016/j.pce.2015.10.015

Prototipo de control térmico aplicado a cultivos hidropónicos

JULIO BARÓN VELANDIA^{*}

DANIEL DAVID LEAL LARA^{**}

SEBASTIÁN CAMILO VANEGAS AYALA^{***}

Resumen

En el presente documento se exponen y analizan las ventajas que se obtienen al tener un manejo favorable de la temperatura tanto ambiental como radicular y la manera de ajustarlas en los cultivos hidropónicos mediante el uso de algunos sistemas de control, como actuadores, sensores y un microcontrolador que opera como componente mediador de procesamiento entre los elementos.

En este escrito se consigna un esquema del diseño básico del componente encargado de controlar las variables de temperatura y flujo de líquidos; asimismo, las técnicas para su construcción de manera iterativa e incremental. La implementación de este prototipo contrarrestó los cambios abruptos de temperatura y evitó daños en los cultivos cuando estos se presentaban.

Palabras clave: cultivo hidropónico, componente de software, control de temperatura, sensor, actuador.

^{*} Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Correo electrónico: jbaron@udistrital.edu.co

^{**} Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

^{***} Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Introducción

Los cultivos hidropónicos son reconocidos por disminuir, en gran cantidad, los riesgos climáticos, pues al tener en un ambiente controlado el crecimiento de una cosecha determinada es posible producir cultivos en zonas donde en condiciones normales sería difícil cultivar. Como afirman Garbi, Grimaldi, Martínez y Carbone (2002), “Las condiciones de temperaturas extremas pueden limitar los procesos de crecimiento y desarrollo de los cultivos si consideramos los valores térmicos más significativos para las especies cultivadas que son las temperaturas extremas, mínima y máxima y óptima diurna y nocturna”.

Asimismo, se observa cómo estas variables tienen gran afectación y atención en cualquier distribución de un cultivo hidropónico. Oasis Grower Solutions Foam Media (2017) expresa:

La temperatura afecta directamente las funciones de la fotosíntesis, respiración, permeabilidad de la membrana celular, absorción de agua y nutrientes, transpiración, actividades enzimáticas, etc. Las reacciones biológicas de importancia no pueden desarrollarse si la temperatura está por debajo de 0 °C, o por encima de 50 °C. El límite inferior corresponde al punto de congelación del agua y el superior a la desnaturalización de las proteínas. La temperatura óptima varía según las especies, pero casi siempre está comprendida entre 10° y 25 °C.

Adicionalmente, y como lo expone la Oasis Grower Solutions Foam Media (2017), “La temperatura radicular es muy importante para la mayoría de cultivos, ya que si no se encuentra en su temperatura ideal, la planta detendrá su crecimiento, y en algunos casos, se puede manifestar deficiencias nutrimentales”. Por lo que en un cultivo hidropónico es esencial controlar la temperatura del medio y del cultivo, ya que al ser un ambiente cerrado esta variable se vuelve uno de los indicadores de rendimiento.

Además de controlar la temperatura ambiente, es importante que estos contextos garanticen un buen crecimiento y se genere un control sobre la temperatura de la solución que tiene contacto con las raíces de la planta. Para ello se propone el uso de algún ente de control capaz de regular estas variables en un cultivo hidropónico, por lo que se ve la necesidad de diseñar e implementar un agente de control capaz de regular las variables de temperatura del medio, tanto del ambiente como radicular, y que adicionalmente cuente con la posibilidad de ser el gestor de los recursos del medio, además de controlar las variables de rendimiento que en este influyan.

Metodología

Es pertinente tener un conocimiento y control de la temperatura ambiente y de la temperatura de la solución, para lo cual se definen los siguientes elementos:

- *Ventilación*: la ventilación, como afirma Cardona, Vaca y Vaca (2017), “Es la renovación del aire dentro del invernadero con el fin de aportar CO₂ necesario para el desarrollo del cultivo y disminuir la temperatura interna”. Por esto es obligatorio tener un sistema de ventilación que transporte o disipe el calor según sea necesario.
- *Calefacción*: análogamente a la ventilación es necesaria una fuente constante de calor, la cual se encarga de regular la temperatura cuando la misma cae por debajo de los límites establecidos, esto para evitar posibles daños en el cultivo.
- *Temperatura solución*: el cambio brusco de temperatura del día a la noche resulta ser un problema serio para el cultivo; su efecto sobre las raíces puede ser catastrófico. Es necesario tener un sistema de calefacción para precalentar el agua y suministrarla al cultivo con una temperatura adecuada.
- *Sistema de control por medio de un microcontrolador*: entiéndase por microcontrolador la definición de Peña (2008):

Un microcontrolador es un circuito integrado que en su interior contiene una unidad central de procesamiento (CPU), unidades de memoria (RAM y ROM), puertos de entrada y salida y periféricos. Estas partes están interconectadas dentro del microcontrolador, y en conjunto forman lo que se le conoce como microcomputadora. (p. 4)

- El microcontrolador contendrá la lógica de procesamiento del componente diseñado.
- *Sensor*: dispositivo encargado de recibir los estímulos del medio y transformarlos en magnitudes eléctricas.
- *Actuadores*: conjunto de dispositivos que tiene disponible el componente para generar una acción que permita cambiar el medio.
- *Componente*: elemento de procesamiento que en su medio ambiente, con la ayuda de sensores, permite realizar acciones que modifican el medio.

En la construcción del componente inicialmente se ensayan sus elementos de manera individual, es decir, se montan en una primera etapa los elementos individuales, como los actuadores y sensores del sistema. Posteriormente es necesario probar

cada elemento de manera individual mientras se busca un apoyo en el controlador principal del componente.

En la siguiente etapa se avanzará en la construcción y prueba individual de cada subsistema, en este caso se dispone de dos; el primero, que controla la temperatura ambiente, y el segundo, encargado del control de la temperatura y el flujo de la solución. En una tercera etapa se integran ambos subsistemas coordinados por un centro de control, y a continuación se prueba su funcionamiento; si es el deseado, se prosigue a definir sus parámetros de rendimiento, los cuales guiarán las acciones que este decida ejecutar en el medio, de acuerdo con la cadena de percepciones recibidas por los sensores de cada subsistema.

Resultados y discusión

Con base en lo anterior y con el fin de lograr que la temperatura se posicione dentro de un rango aceptable, es necesario tener un control de la misma por medio de mecanismos actuadores como:

- *Ventilador eléctrico*: encargado de disipar la temperatura interna si sube por encima de un límite razonable.
- *Resistencia eléctrica*: fuente de calor encargada de aumentar la temperatura cuando cae por debajo de un límite razonable. El control debe ser realizado por medio de un agente que procese la información de los sensores para ejecutar una acción en los actuadores. Dicho control se efectuará por medio de un microcontrolador. Uno que se puede adaptar fácilmente a esta clase de proyectos es:
 - *Arduino Mega 2560*: caracterizado entre otros modelos de arduino por su valor económico y la gran cantidad de puertos analógicos y digitales que ofrece, además de presentar facilidades de programación. Adicionalmente, es fundamental tener sensores compatibles con el microcontrolador con el fin de capturar la información del medio para poder ser procesada. Dichos sensores están divididos en:
 - *Sensor de temperatura del ambiente*: es posible usar un sensor DHT22, el cual es ampliamente conocido por su precisión. Adicionalmente este tiene un rango de temperatura de entre -40 a 80 °C, con un error de $\pm 0,5$ °C.
 - *Sensor de temperatura de la solución*: es posible usar un sensor DS18B20 especializado para medir la temperatura dentro de líquidos. Además cuenta con una precisión y alto rango de temperatura, que oscila entre

–55 °C y 125 °C y un máximo error de $\pm 2^{\circ}\text{C}$ en temperaturas entre –55 °C y –10 °C o 85 °C y 125 °C, y con un error mínimo de $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$ con temperaturas entre –10 °C y 85 °C.

Basado en los elementos descritos en la figura 1 se realiza un esquema conceptual representando la arquitectura del componente.

Dentro de las condiciones del medio es vital la construcción de un sistema de transporte y control del flujo de agua y de nutrientes; se debe aceptar que su estructura va a estar muy ligada a la geografía del entorno donde se planea implementar, pero hay que tener en cuenta los siguientes elementos esenciales para su funcionamiento:

- *Tanque de agua*: encargado de almacenar el agua con nutrientes a cierta temperatura, debe incluir un dispositivo que permita el control de la temperatura, calentando el agua que fluya o resida dentro de este, si se requiere.
- *Electroválvula*: encargada de permitir el flujo de agua dentro del tanque o hacia el sistema de tuberías del cultivo hidropónico.
- *Sistema de tuberías*: se debe diseñar de tal forma que permita circular de manera cíclica la solución disuelta en agua dentro del cultivo, esta a su vez necesita transitar por el tanque que regula la temperatura del líquido, permitiendo también su salida cuando este pierda sus propiedades nutricionales.

Función del componente

El componente debe cumplir con la función que permita su comportamiento según las percepciones que reciba, para ello se propone:

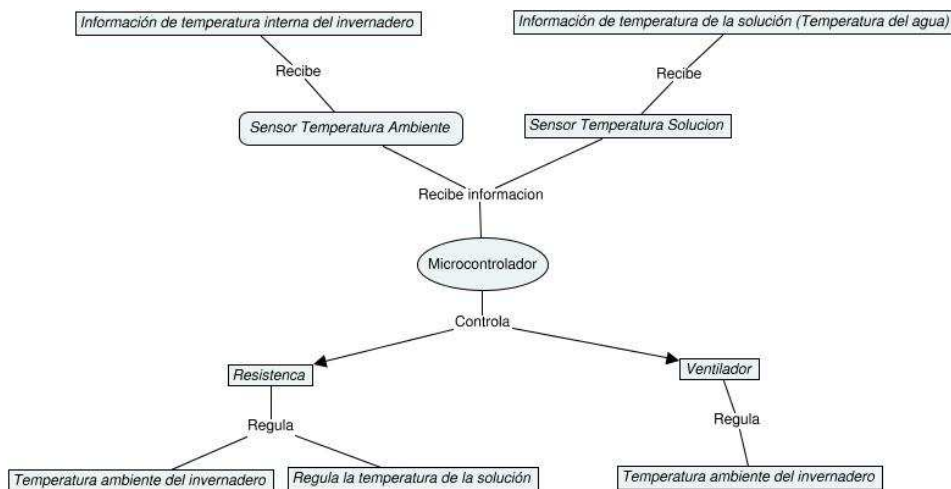
Tabla 1. Tabla parcial de funcionalidad del componente

Secuencia de percepciones	Acción
Temperatura igual o mayor a la ideal. Flujo de agua con nutrientes	Esperar
Temperatura igual o mayor a la ideal. Flujo de agua sin nutrientes	Permitir salida del líquido e ingreso líquido con nutrientes
Temperatura menor a la ideal. Flujo de agua con nutrientes	Calentar agua
Temperatura menor a la ideal. Flujo de agua sin nutrientes	Calentar agua

Fuente: elaboración propia.

La medida de rendimiento está definida por la temperatura ideal del agua y la cantidad de nutrientes que posee. Junto a la tabla 1, se diseña el pseudocódigo en la figura 1 que ejecutará el componente para definir y regular los parámetros y resultados que debe generar.

Figura 1. Arquitectura agente hidropónico



Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

La implementación de este prototipo facilita el control de cambios abruptos de temperatura, evita daños y facilita un ambiente adecuado que mejora el desarrollo del cultivo.

Referencias bibliográficas

- Oasis Grower Solutions Foam Media. (2017). *Sistema Oasis Easy Plant*. <https://www.oasisgrowersolutions.com/es/productos/plug-block-slab/>
- Cardona, O., Vaca, J. y Vaca, Y. (2017). *Diseño e implementación de un sistema automatizado para invernadero hidropónico* [proyecto aplicado]. Universidad Nacional Abierta y a Distancia. <https://repository.unad.edu.co/bitstream/handle/10596/13093/1022343620.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Garbi, M., Grimaldi, M., Martínez, S. y Carbone, A. (2002). Influencia de invernaderos sobre la temperatura estival en el cinturón hortícola platense. *Revista*

Brasileira de Agrometeorología, 10(1), 27-31. <http://sbagro.org/files/biblioteca/1354.pdf>

Peña, D. (2008). *Microcontroladores, arquitectura, programación y aplicación*. Atlantic International University Honolulu. <https://www.aiu.edu/applications/DocumentLibraryManager/upload/Despradel%20Novas%20Pe%C3%B1a.pdf>

Evaluación de la eficiencia de remoción de ácido acético y pentano en un sistema de biofiltración con compost de pollinaza, residuos de poda y cascarilla de arroz

MARÍA PAULA PACHECO*

CAMILA RAMÍREZ**

MARIO HERNÁNDEZ***

IVÁN ORLANDO CABEZA ROJAS****

Resumen

La biofiltración es un método económico y efectivo para el tratamiento de emisiones. Se perfila como una opción apropiada para controlar las emisiones de compuestos orgánicos volátiles. En este sentido, el sector avícola se destaca por su continuo crecimiento, y por ende sus desechos de materia orgánica y gases contaminantes.

Este trabajo tiene como finalidad presentar el estudio realizado a un sistema de biofiltración, en el cual se evaluó la eficiencia de remoción de dos compuestos orgánicos volátiles (COV): ácido acético y pentano. Estos compuestos se seleccionaron teniendo en cuenta su importancia dentro de las emisiones de algunos sectores de la industria, su impacto en la salud humana y su solubilidad en agua.

* Universidad Santo Tomás sede Bogotá.

** Universidad Santo Tomás sede Bogotá.

*** Universidad EAN sede Bogotá.

**** Universidad Santo Tomás sede Bogotá. Correo electrónico: ivancabeza@usantotomas.edu.co

Para dicho estudio, se utilizaron dos lechos filtrantes, procedentes de un proceso de compostaje, del cual se obtuvieron las siguientes mezclas: cascarilla-pollinaza (CAS) y poda-pollinaza (POD), cada una en una proporción volumétrica 1:1.

Como parte de este estudio, se analizó la influencia de la humedad en la eficiencia de remoción del ácido acético, encontrando que el rango de humedad en donde se alcanzan eficiencias por encima del 90 % es 50-15 % y 50-25 % para cascarilla y poda, respectivamente.

Por otra parte, se evaluó el rendimiento de los biofiltros frente a diferentes concentraciones de pentano, que afectó la eficiencia de remoción a altas concentraciones del contaminante (entre 25 % y 43 % para poda y cascarilla, respectivamente).

Palabras clave: compuestos orgánicos volátiles, biofiltración, ácido acético, pentano, compost.

Introducción

En las últimas décadas se ha revelado un aumento continuo de las emisiones de contaminantes atmosféricos, de los cuales los compuestos orgánicos volátiles (COV) representan aproximadamente el 7 % (Delhoménie y Heitz, 2005). Las concentraciones por encima de los niveles máximos permisibles de COV en el aire pueden producir afectaciones a la salud de las personas, incluyendo malestares, náuseas o reacciones alérgicas.

El ácido acético es un compuesto hidrófilo y un importante químico utilizado principalmente como materia prima para la producción de ácido tereftálico, de vinagre, pinturas, adhesivos, textiles y productos fotográficos (Ni, 2015; Font, Artola y Sánchez, 2011). Además, es conocido por su presencia en las emisiones atmosféricas de la industria avícola. Se pueden encontrar concentraciones de ácido acético de 783.06 ppm en las granjas. Por otra parte, el pentano es un alcano de cadena media que se utiliza en la producción de poliestireno y pinturas.

Conforme a lo expuesto, con el fin de mitigar los impactos relacionados, estos han adquirido gran importancia en las tecnologías encaminadas a reducir la contaminación atmosférica. Dicho esto, las técnicas de mitigación, según su principio de operación, se clasifican en: físicas, microbiológicas, fisiológicas, bioquímicas y químicas (Ni, 2015).

Dentro de las tecnologías microbiológicas se encuentra la biofiltración, siendo esta técnica una solución económica y ambientalmente viable (Font et al., 2011). Esta tecnología utiliza una corriente de aire a la entrada, la cual se desplaza de abajo

hacia arriba, atravesando el medio filtrante que contiene un biofilme de microorganismos, los cuales usan los COV como alimento.

Atendiendo la problemática de la contaminación del aire, el presente trabajo tiene como objetivo evaluar la eficiencia de un sistema de biofiltración en la remoción de COV, utilizando compost maduro de pollinaza, residuos de poda y cascarilla de arroz como material de relleno.

Con respecto a la evaluación se trataron dos COV en los biofiltros, uno de ellos hidrófilo (ácido acético) y el otro hidrófobo (pentano). Para cada uno de los contaminantes se estudiaron variables diferentes: humedad y concentración, para ácido acético y pentano, respectivamente.

Por último, mediante este estudio se pretende proporcionar valor agregado en cuanto al tratamiento de los COV hidrófobos y su ya conocida limitación dentro de la biofiltración, para lo cual se estudia la relación entre el pentano y el lecho filtrante, tomando en consideración que ambos se producen en la misma industria.

Metodología

El sistema de biofiltración está conformado por dos biofiltros cilíndricos de PVC de 1 metro de altura y 10,16 cm de diámetro externo, cada uno contiene material de relleno a una altura de 96 cm. El material de relleno es una mezcla de compost de pollinaza con dos residuos diferentes: poda y cascarilla de arroz, en una proporción 1:1 (v/v), obteniendo de esta manera dos tipos de lechos de compost maduro.

El flujo de aire se proporcionó a través de una bomba, la cual se conectó a un humidificador; seguido de esto, se encuentra el burbujeador mediante el cual se controló el paso del contaminante al sistema. Adicionalmente, se estableció un tiempo de residencia de 66 segundos buscando obtener una degradación efectiva en el sistema (Cabeza, López, Giraldez, Stuetz y Díaz, 2013).

Para llevar a cabo este estudio se utilizaron dos sistemas de biofiltración, uno para analizar la influencia del contenido de humedad (empezando al 10 % y aumentando de 5% hasta llegar al 50 % de humedad con concentración de 10,860 ppm) sobre la eficiencia de remoción de ácido acético; y el otro para evaluar la eficiencia de remoción de pentano (concentración: 250ppm). Las concentraciones de ácido acético y pentano en el flujo de entrada de los biofiltros se miden utilizando un analizador de COV portátil, el cual está calibrado con isobutileno.

Para cada estudio se usaron tres puntos de muestreo, midiendo la concentración de entrada en la corriente gaseosa y la concentración de salida en cada biofiltro. Se realizaron seis mediciones diarias cada hora, iniciando desde las 9 A. M. hasta las

3 P. M. Para efectuar cada lectura es necesario tener en cuenta un tiempo de espera de 20 segundos aproximadamente, mientras se estabiliza la concentración en el detector.

Para el análisis de los datos de eficiencia de remoción de ácido acético, primero se realiza el promedio y la desviación estándar de las seis mediciones diarias. De esta manera se obtienen tres promedios para cada contenido de humedad estudiado. En cuanto a los datos de pentano, el procedimiento es similar. Se halla el promedio diario y la desviación estándar de los datos.

La medición de humedad se determinó por secado con horno a 105 °C durante 24 horas. A lo largo de la investigación se debe controlar diariamente el porcentaje a partir de la diferencia de peso entre el lecho del biofiltro y su peso inicial.

Resultados y discusión

En la eficiencia de remoción de ácido acético respecto al porcentaje de humedad en el biofiltro de CAS, el contenido de humedad se redujo progresivamente a lo largo del experimento, partiendo de una humedad del 50 % debido a que en estudios previos se reportaron taponamientos a mayor humedad (Cabezas et al., 2013).

En la figura 1 de CAS a partir del día 1 el biofiltro alcanzó eficiencias superiores al 90 %, manteniéndose hasta el día 12. Estos resultados se asocian a la naturaleza hidrófila del compuesto, que permite que las bacterias tengan un mejor acceso al ácido acético.

Posteriormente, a partir del día 13 hasta el 23 cuando el contenido de humedad estaba entre 30-25 %, la eficiencia de remoción fue del 100 %. Después de este periodo, el contenido de humedad en el biofiltro llegó al 15 %, pese a que el rendimiento del sistema empezó a decaer hasta el 90 %. A diferencia de otros estudios reportados esto podría indicar que este lecho tiene una capacidad de remoción alta frente a humedades bajas (Akdeniz, Janni y Salnikov, 2011). Sin embargo, con un contenido de humedad en el lecho del 10 %, se produce una caída en el rendimiento del biofiltro, encontrándose eficiencias de remoción inferiores al 90 % por actividad microbiana, lo que reduce la tasa de biodegradación en el biofilme (Menard, Avalos, Nikiema y Heitz, 2011).

Ya en el comportamiento de la eficiencia con respecto a la humedad del biofiltro de POD (figura 1), se evidencian diferentes picos en el rendimiento durante los primeros días de medición, los cuales están comprendidos en un porcentaje de humedad entre 50-35 %. Dicha variabilidad puede asociarse a pequeños tiempos de aclimatación de los microorganismos entre cada periodo de

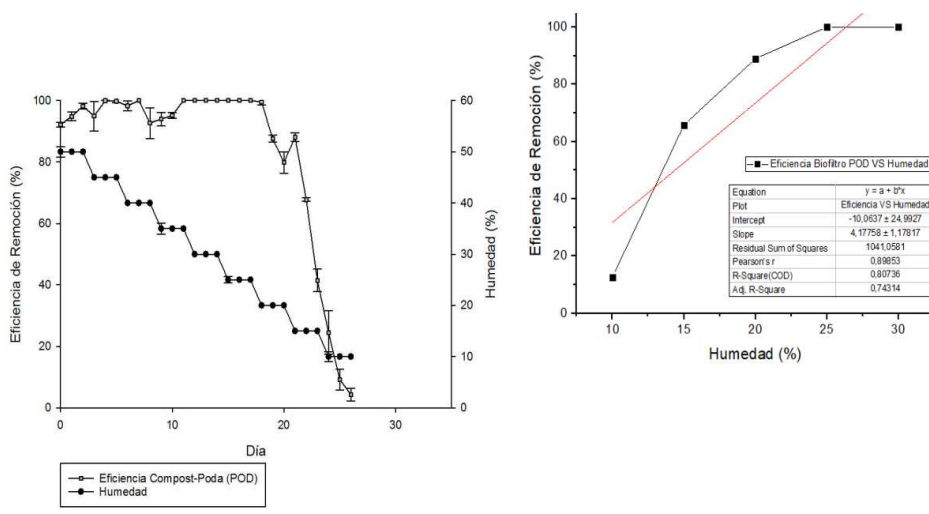
cambio en el contenido de humedad en el biofiltro, donde también se ve afectado el gradiente de transferencia del contaminante hacia el biofilme.

Con el pentano (figura 2), con una concentración de 250 ppm la eficiencia de remoción fluctuó en un rango entre el 3 y 10 % durante los primeros 16 días, atribuyéndose la variabilidad al periodo de aclimatación inicial.

Según estudios reportados, esta fase puede tardar entre 5 y 20 días, a pesar de esto después de 40 días de operación suministrando la misma concentración de pentano la eficiencia de remoción no subió por encima del 25 %. Adicionalmente, se puede ver como entre los días 20 y 27 la eficiencia aumentó hasta el 25 % y luego decayó gradualmente hasta llegar a 0 %. Esto se debe a que el sistema de biofiltración presenta problemas de adaptabilidad frente al compuesto debido a su baja solubilidad en agua (Cheng, He, Yang, Zeng, Li, Chen y Yu, 2016).

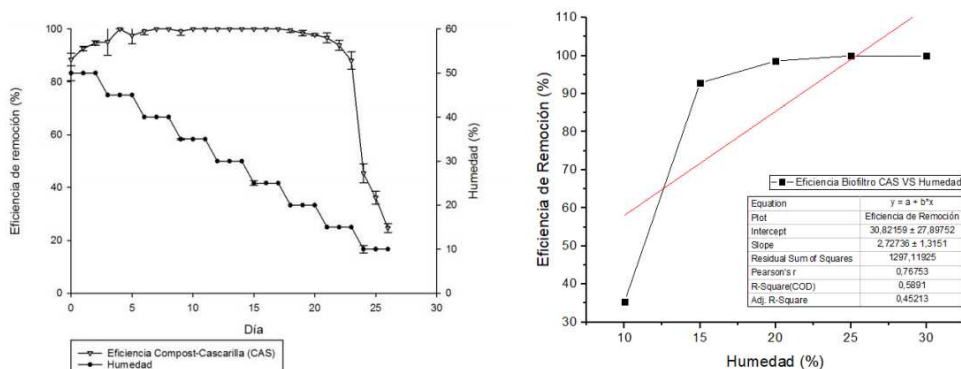
Para el biofiltro CAS, la eficiencia de remoción de pentano presentó fluctuaciones asociadas a un periodo de aclimatación (figura 2) durante los primeros 18 días, con eficiencias en un rango de 6 a 26 %. Sin embargo, entre los días 19 y 25 la eficiencia se incrementó hasta alcanzar el 43 %, siendo mayores a las reportadas en el biofiltro POD; seguido de esto la remoción empezó a decaer hasta obtenerse eficiencias del 0 %.

Figura 1. Eficiencia de remoción de ácido acético vs humedad del biofiltro compost-cascarilla (CAS) y ácido acético vs humedad del biofiltro compost-poda (POD)



Fuente: elaboración propia.

Figura 2. Eficiencia de remoción de pentano vs la concentración de entrada en el biofiltro compost-poda (POD) y eficiencia de remoción de pentano vs la concentración de entrada en el biofiltro compost-cascarilla (CAS)



Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

Existe relación entre el contenido de humedad y el material de relleno, la cual influye en la remoción de ácido acético. El biofiltro POD presentó mayor variabilidad en la eficiencia de remoción de ácido acético que el biofiltro POD, debido a la naturaleza del relleno y la porosidad del material.

Se encontró que el rango óptimo de humedad para CAS es 50-15 % y para POD es 50-25 %. Según esto, se garantiza la efectividad en la remoción de ácido acético, siempre y cuando estos operen bajo condiciones óptimas de humedad.

Con estos resultados, la implementación de esta tecnología a nivel industrial, se facilita en la medida en que se pueden impedir costos mayores y gastos energéticos, evitando las caídas de presión por bajos contenidos de humedad.

En cuanto al pentano, su naturaleza hidrófoba afectó el rendimiento, obteniéndose eficiencias de remoción por debajo del 50 % en ambos lechos. Por lo cual, se recomendaría realizar nuevos estudios donde se evalúen diferentes rangos de humedad con el fin de establecer si existe una relación entre el contenido de humedad y el rendimiento del sistema cuando se tratan COV hidrófobos. Igualmente, se podrían realizar análisis donde se tomen en cuenta variables como la velocidad del gas de entrada y de esta manera buscar solución a la transferencia de masa entre el COV hidrófobo y el biofilme.

Referencias bibliográficas

- Akdeniz, N., Janni, K. y Salnikov, I. (2011). Biofilter performance of pine nuggets and lava rock as media. *Bioresource Technology*, 102(8), 4974-4980. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.058>
- Cabeza, I., López, R., Giraldez, I., Stuetz, R. y Díaz, M. (2013). Biofiltration of α -pinene vapours using municipal solid waste (MSW)–Pruning residues (P) composts as packing materials. *Chemical Engineering Journal*, 233, 149-158. <http://doi.org/10.1016/j.cej.2013.08.032>
- Cheng, Y., He, H., Yang, C., Zeng, G., Li, X., Chen, H. y Yu, G. (2016). Challenges and solutions for biofiltration of hydrophobic volatile organic compounds. *Biotechnology Advances*, 34(6), 1091-1102. <http://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2016.06.007>
- Delhoménie, M. y Heitz, M. (2005). Biofiltration of Air: A Review. *Critical Reviews in Biotechnology*, 25(1-2), 53-72. <http://doi.org/10.1080/07388550590935814>
- Font, X., Artola, A. y Sánchez, A. (2011). Detection, composition and treatment of volatile organic compounds from waste treatment plants. *Sensors*, 11(4), 4043-4059. <http://doi.org/10.3390/s110404043>
- Menard, C., Avalos, R., Nikiema, J. y Heitz, M. (2011). Analysis of the effects of temperature, the amount of nutrient solution and the carbon dioxide concentration on methane biofiltration. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 6(3), 312-324. <http://doi.org/10.2495/SDP-V6-N3-312-324>
- Ni, J. (2015). *Research and demonstration to improve air quality for the U.S. animal feeding operations in the 21st century–A critical review*. *Environmental Pollution*, 200, 105-119. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.003>

Influencia de la variabilidad climática de la temperatura sobre los índices de calidad de agua

MAURICIO ANDRÉS RUIZ-OCHOA*

MARÍA ALEJANDRA VÁSQUEZ QUIÑONES**

NICOLLE DANIELA DUARTE GONZÁLEZ***

ALEXANDER MENESES JÁCOME****

Resumen

Se presenta un análisis de la influencia de la variabilidad climática de la temperatura sobre dos índices de calidad del agua: el índice de calidad del agua del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (ICA-Ideam) y el índice de calidad del agua de la Fundación Nacional de Saneamiento de los Estados Unidos de América (ICA-NSF) en la cuenca del río de Oro, Santander (Colombia), a partir de los parámetros ambientales utilizados en su cálculo.

Los datos fueron obtenidos de los informes anuales de calidad del agua, años 2013 a 2015, estación de monitoreo “El Conquistador”, perteneciente a la Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB).

Se encontró que la temperatura influye sobre el cálculo de los ICA, principalmente a través de parámetros como el oxígeno disuelto (OD), el pH y la conductividad

* Unidades Tecnológicas de Santander. Correo electrónico: mruiz@correo.uts.edu.co

** Unidades Tecnológicas de Santander.

*** Unidades Tecnológicas de Santander.

**** Unidades Tecnológicas de Santander.

eléctrica (CE), los cuales a su vez presentan una dependencia directa de la variabilidad climática.

Palabras clave: calidad de agua, temperatura, parámetros.

Introducción

Los índices de calidad de agua (ICA) son expresiones matemáticas simples que resultan de la combinación más o menos compleja de un número discreto de parámetros que ofrecen una medida de la calidad del agua.

Desde sus inicios este tipo de indicadores han sido construidos con base en la metodología *Delphi* mediante la asignación de factores de ponderación a parámetros físicos, químicos o biológicos, determinantes de la calidad de los cuerpos de agua y por la sumatoria de los valores de los subíndices en un valor final que expresa el valor total del índice (Meléndez, Quintero y Ramírez, 2013).

En la literatura, los trabajos no discuten el efecto de la variabilidad climática sobre el cálculo de los ICA, más aún cuando existe una creciente y significativa afectación de los parámetros usados para su determinación, es decir, la representatividad temporal de los valores determinados para los distintos ICA varían según el contexto espacio-temporal.

Los cambios en el clima ocurren como resultado de la variabilidad interna del sistema climático y de factores externos, tanto naturales como antropogénicos (Poveda, 2004). Así, la incidencia que la variabilidad climática tiene sobre la temperatura puede incidir directamente sobre el cálculo de los ICA, lo cual se podría manifestar en los parámetros ambientales medidos en las corrientes superficiales, tales como oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales, demanda química de oxígeno, conductividad eléctrica y pH, que hacen parte de varios ICA y dependen de la temperatura (Duarte y Vásquez, 2017).

En este escrito se analizó la influencia de la temperatura sobre los parámetros ambientales utilizados para el cálculo del ICA-Ideam e ICA-NSF y su sensibilidad ante la variabilidad climática.

Metodología

La presente investigación se realizó con base en la información suministrada por la CDMB sobre la red de monitoreo de calidad de agua de la parte alta de la cuenca del río de Oro entre el 2013 a 2015; la finalidad de este estudio fue identificar la variabilidad climática estacional de la temperatura sobre los ICA.

Luego de seleccionar el ICA-Ideam y el ICA-NSF, se realizó una revisión detallada de las variables implicadas en su cálculo, de acuerdo con su dependencia directa, indirecta o no dependencia de la temperatura, y se aplicaron métodos de derivación (Ball y Church, 1980; Bayart, Worbe, Grimaud y Aoustin, 2014). Para evaluar la variabilidad climática estacional se empleó estadística descriptiva y se calculó el ciclo anual, para luego, teniendo en cuenta los regímenes de lluvias y sequías que se presentan en Colombia —según Poveda (2004): seca mayor (diciembre a febrero), lluviosa menor (marzo a mayo), seca menor (junio a agosto) y lluviosa mayor (septiembre a noviembre)— hacer su respectivo análisis.

Resultados y discusión

Respecto a la dependencia de la temperatura de algunos parámetros, los resultados estuvieron sujetos a la desviación de la temperatura y su cálculo de porcentaje de error. En la propagación del error por sumatoria ICA-Ideam, se usaron las variables oxígeno disuelto (OD), pH y conductividad eléctrica (CE). Se encontró que la propagación del error es dependiente, en gran parte de la CE, dado que este parámetro presenta una relación directa con la temperatura, manifiesta por una tendencia lineal con pendiente de 0,0009 para cualquier punto en consideración.

Por otra parte, la propagación del error varió entre $-0,01$ y $-0,025$, el cual tuvo relación directa con la temperatura; así un valor máximo de $-0,012$ ($25,3\text{ }^{\circ}\text{C}$) y un mínimo de $-0,022$ ($18\text{ }^{\circ}\text{C}$) se presentó en noviembre de 2014 y octubre de 2013, respectivamente.

Al revisar la propagación del error por productoria con potencia ICA-NSF, esta se calculó para las variables oxígeno disuelto (OD) y pH y se tuvo en cuenta el orden de magnitud de los datos -10 -3 , debido a que los parámetros disminuyen con el aumento de la temperatura, haciendo que su pendiente fuera negativa.

Los resultados de la propagación del error variaron entre $-0,001$ y $-0,003$, de manera que el valor mínimo fue $-0,002$, el cual se presentó en el muestreo de octubre de 2014. El valor máximo fue $-0,0013$ para el muestreo de octubre de 2013.

En cuanto a la variabilidad climática con los parámetros dependientes de la temperatura y los ICA (Jaswal, Kumar y Khare, 2014), se encontró que entre 2013 a 2015 el 60 % de los datos de temperatura se ubicaron por debajo de los $20\text{ }^{\circ}\text{C}$, con un rango medio entre $20,1$ y $21,3\text{ }^{\circ}\text{C}$, que corresponde al 30 % de los datos. El valor más alto fue de $25,3\text{ }^{\circ}\text{C}$.

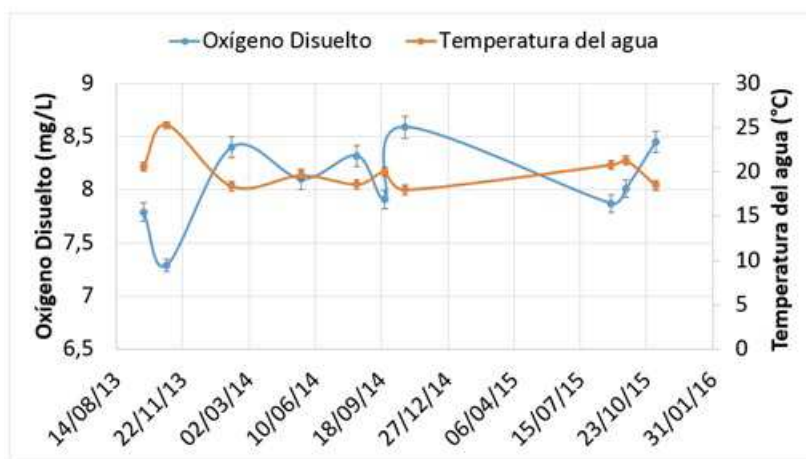
En el comportamiento de la temperatura sobre el OD, se observa que el parámetro fisicoquímico disminuye con el aumento de la temperatura. Para valores

mayores a 8 mg/L, la temperatura osciló entre 18 a 21,3 °C, mientras que para el valor más bajo de OD (7,29 mg/L) se presentó para una temperatura de 25,3 °C (figura 1).

El comportamiento de la temperatura sobre el pH fue contrario a lo reportado en la literatura, pues en la mayoría de muestreos el pH se incrementó de la misma manera que la temperatura. Por ejemplo, el muestreo de octubre de 2013 presentó la temperatura más alta del estudio (23,5 °C), pero el pH no resultó ser el más bajo, pues osciló entre 7,7 y 8,0 (ver figura 1).

En cuanto a la CE se encontró que los valores aumentaron con el incremento de la temperatura (relación directa), lo cual puede ser comprobado en octubre de 2013 (0,86 $\mu\text{S}/\text{cm}$); mayo de 2014 (0,88 $\mu\text{S}/\text{cm}$); agosto de 2015 (0,95 $\mu\text{S}/\text{cm}$); y septiembre de 2015 (0,97 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Figura 1. Variabilidad climática de la temperatura asociada con el oxígeno disuelto



Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

Los parámetros más sensitivos a la influencia de la temperatura son el OD, pH y CE, los cuales a su vez responden a las dinámicas climáticas propias de cada región en estudio.

Referencias bibliográficas

- Ball, R. y Church, R. (1980). Water Quality Indexing and Scoring. *Journal of the Environmental Engineering Division, American Society of Civil Engineers*, (106), 757-771.
- Bayart, J., Worbe, S., Grimaud, J. y Aoustin, E. (2014). The Water Impact Index: a simplified single-indicator approach for water foot printing. *Springer-Verlag Berlin Heidelberg*, 19, 1336-1344.
- Duarte, N. y Vásquez, A. (2017). *Influencia de la variabilidad estacional de la temperatura sobre los índices de calidad de agua*. Unidades Tecnológicas de Santander, Programa de Ingeniería Ambiental.
- Jaswal, A. K., Kumar, N. y Khare, P. (2014). Climate variability in Dharamsala–A hill station in Western Himalayas. *Journal Indian Geophysic Union*, 18(3), 336-355.
- Meléndez, V., Quintero, O. y Ramírez, N. (2013). Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP en la Quebrada La Ayurá, Antioquia, Colombia. *Revista Gestión y Ambiente*, 16(1), 97-108.
- Poveda, G. (2004). La hidroclimatología de Colombia: una síntesis desde la escala inter-decadal hasta la escala diurna. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*, 28(107), 201-222.

Innovación y emprendimiento de negocios verdes

OSCAR RENÉ AVELLA GUZMÁN*

Resumen

El propósito de este documento fue identificar y destacar las posibilidades de convertir condiciones ambientales adversas en oportunidades de innovación de negocios verdes sustentables mediante el emprendimiento como herramienta estratégica. Lo anterior para contribuir con la conservación y preservación del ambiente, así como con el desarrollo económico y social del país.

Para lograr los objetivos propuestos fue necesario hacer un análisis de la problemática ambiental del país, una evaluación de instrumentos económicos y normativos en torno al emprendimiento y la innovación, así como la determinación de potencialidades ambientales que sirvan para proyectar negocios innovadores verdes, apalancados por emprendimiento.

Los resultados obtenidos orientan hacia una gran potencialidad en Colombia para idear, estructurar y desarrollar negocios verdes innovadores, económicamente viables y sostenibles por medio del emprendimiento. Se identificaron las características y los procedimientos que se deben seguir para convertir una idea de negocio en un negocio verde innovador y sostenible, así como los diferentes mecanismos de financiación.

Palabras clave: innovación, emprendimiento, negocios verdes sostenibles.

* Universidad Javeriana. Correo de electrónico: oravella@gmail.com

Introducción

Este documento pretende mostrar la potencialidad para desarrollar negocios verdes innovadores que surgen a partir de una problemática ambiental. La idea central es que mediante el uso de herramientas desde el emprendimiento e instrumentos financieros las personas emprendedoras tengan la posibilidad de desarrollar un negocio innovador con características verdes, que además deseen conocer estrategias y herramientas de emprendimiento y financiación para llevarlo a cabo con éxito y prospectiva.

Se busca además señalar que para la innovación y el emprendimiento de negocios verdes existen herramientas conceptuales, metodológicas y prácticas que sirven para adquirir habilidades en la identificación de oportunidades, así como para estructurar un proyecto innovador que sea limpio o se constituya en un negocio verde o sostenible, económicamente viable y con una prospectiva exitosa. También se indica que se deben adquirir competencias para ser un emprendedor que sea capaz de poner en funcionamiento con éxito el nuevo negocio con características verdes, utilizando herramientas estratégicas.

Adicionalmente es vital que se pueda desarrollar el potencial emprendedor, entendiendo y aplicando las dinámicas de la innovación, el desarrollo de ideas de negocio con alto potencial de ejecución, metodologías especiales para formular planes de negocios y el fortalecimiento de las competencias para la creación de empresas innovadoras verdes.

También mediante este escrito se busca mostrar que hay una plataforma normativa para realizar el emprendimiento soportado en una política de leyes y decretos que lo reglamentan, así como diferentes documentos Conpes (Consejo Nacional de Política Económica y Social) que articulan la interinstitucionalidad para el fomento del emprendimiento, la ciencia, la tecnología e innovación y el fomento de industria. La normatividad acompaña al emprendedor desde la iniciativa empresarial hasta la puesta en marcha de los proyectos.

Metodología

Para la elaboración de este documento se tuvo en cuenta, en principio, la problemática ambiental que producen las actividades antrópicas y los impactos que se generan al utilizar los recursos naturales, así como su disposición final. También fue necesario revisar las oportunidades laborales que tienen los profesionales ambientales, la oferta del medio para su desempeño laboral y las oportunidades de contratación.

Se analizó la información y potencialidad que ofrece el país en torno al desarrollo de nuevos negocios relacionados con la variable ambiental, así como las condiciones que se requieren para la innovación y la plataforma normativa en torno al emprendimiento.

Por supuesto se hizo un análisis minucioso dentro de lo ambiental para determinar las líneas de acción, herramientas y estrategias con el fin de establecer las potencialidades para desarrollar negocios verdes y los mecanismos de financiación de orden nacional e internacional que garanticen el éxito mediante el método sintético.

Resultados y discusión

La dinámica de evolución hacia la conservación y protección ambiental ha motivado cambios en el uso de materias primas e insumos agotables por otros más conservadores y renovables. Así se ha incentivado un mejoramiento de metodologías para la generación de productos limpios, orgánicos o verdes y el uso de herramientas y estrategias como la producción limpia o las tecnologías limpias, entre otras.

Como resultado de estos procesos evolutivos y conservadores surge la necesidad de innovar productos, bienes y servicios amigables con el ambiente, por lo que se desarrollan los productos verdes y sostenibles, dando paso a una novedosa línea de producción y comercialización conocida como “negocios verdes”.

La ubicación estratégica de Colombia en la zona tórrida, además de la diversidad de pisos térmicos, la colocan en una ventaja ante el mundo para el desarrollo de negocios verdes y la estructuración de proyectos innovadores, que a través del emprendimiento permiten hacer realidad una idea de negocio y dar avance al cumplimiento del sueño de muchos emprendedores.

La innovación, considerada como “la explotación exitosa de ideas” (*UK Department Trade and Industry*), puede llevar a un cambio que introduce novedades, buscando modificar elementos existentes con la finalidad de mejorarlos o renovarlos, aunque puede referirse a un producto, bien, servicio o proceso nuevo o reformado significativamente.

Son muchas las ventajas competitivas al estructurar y desarrollar negocios verdes innovadores que sean sostenibles, ya que marcan diferencias de impacto, que redundan en beneficios tributarios, aumento de productividad y crecimiento económico, entre otros.

Sin embargo, es a través del emprendimiento como se puede llegar a desarrollar negocios verdes innovadores que permitan la promoción de ideas de negocio para anticiparse —utilizando estrategias exitosas— a la competencia. Además, mediante

la aplicación de mecanismos y alternativas de financiación se puede acceder a recursos económicos, determinantes para que la idea logre avanzar hacia la creación de empresas que aporten al desarrollo económico y social.

En Colombia el emprendimiento ha sido propositivo. La Ley 1014 de 2006 de Fomento a la Cultura del Emprendimiento promueve la cultura como aporte al desarrollo en búsqueda de mejorar la competitividad y el aumento de la productividad. No obstante en el índice global de innovación (IGI) apenas ocupamos un honroso puesto 63 de 126 países, con una calificación de 33,78 puntos de 100 posibles, lo cual indica que el emprendimiento para nosotros apenas comienza.

Los cambios de tendencias, así como el rompimiento de paradigmas, marcan la necesidad de innovar y emprender nuevos negocios y modelos de negocios verdes exitosos económicamente. Nos alineamos así con la tendencia de desarrollo del país, ya que este contexto se enfoca en el impulso del trabajo independiente como estrategia en el camino hacia un desarrollo económico y social.

Para lograr la innovación y el emprendimiento de los negocios verdes, lo primero es que a partir del conocimiento de donde surge una idea original debamos identificar oportunidades de negocio sostenible, que tengan valor agregado y que involucren bienes y servicios sostenibles, provenientes de los recursos naturales, eco-productos industriales, mercado de carbono, ecoturismo, agro-sistemas sostenibles, aprovechamiento de residuos y producción orgánica, entre otros tantos, y hallar mecanismos para su posterior implementación. Luego hay que buscar conformar un equipo que complemente los diferentes componentes.

Buscar ir un paso adelante, tener la disposición para enfrentar ratos amargos, así como la capacidad de recuperarse y aprender de los fracasos; estar disponible a arriesgar, controlar los miedos, disfrutar logros, pero sobre todo tener un enfoque global y contar con un capital de riesgo, son los requisitos que se deben tener para alcanzar un negocio verde innovador.

El modelo de innovación en negocios verdes se debe enfocar en un proceso lineal que puede ser secuencial (I&D: Ingeniería, Producción, Mercadeo, Ventas y Servicios), tomando como potencialidad los negocios que se puedan generar a partir de las energías y tecnologías limpias, entre otras, como aporte al desarrollo económico y social.

La evaluación de las tendencias y prospectiva de los negocios verdes se debe proyectar en un portafolio sobre sectores productivos competitivos con alto componente ambiental, una definición de uso de productos menos contaminantes, destacar un proyecto que cuente con beneficios tributarios, hallar mercados

internacionales, procurar una articulación con planes de desarrollo y autoridades ambientales —teniendo en cuenta los instrumentos económicos y entidades de apoyo al emprendimiento como el SENA, el Fondo Emprender, la Fundación Bavaria, Destapa Futuro, Ventures y Colciencias entre otros—, así como encaminarse a la integración con el plan nacional de mercados verdes y los programas regionales de negocios verdes con cooperación nacional e internacional, ferias de biocomercio, negocios verdes en el mundo y tratados de libre comercio.

Conclusiones

Ante la actual problemática ambiental, económica y social, el emprendimiento de negocios verdes se constituye en una alternativa de solución innovadora, que aporta al mejoramiento de la competitividad y productividad de las empresas y personas, debido a la generación de nuevas fuentes de trabajo económicamente viables y sostenibles.

La conservación y preservación ambiental, así como el uso adecuado de materias primas e insumos y el aprovechamiento de residuos se constituyen en los grandes favorecidos de esta iniciativa, ya que se propende por el uso adecuado de los recursos naturales mediante la materialización de ideas en negocios verdes, dada la existencia de instrumentos económicos y la institucionalidad que se tiene a nivel nacional e internacional para lograrlo.

Analizar necesidades ambientales, detectar nuevas oportunidades de innovación, anticiparse a cambios o en su defecto buscar una adaptación rápida mediante el emprendimiento, se constituye en pilares para la estructuración y el emprendimiento de proyectos novedosos y verdes.

Es claro que en Colombia la amplia biodiversidad, la existencia de instrumentos económicos y la plataforma normativa, así como la creatividad de su gente, la necesidad y el deseo de salir adelante, permiten que el componente ambiental sea una fortaleza y oportunidad para el desarrollo de negocios verdes innovadores.

Bibliografía recomendada

- Asociación Colombiana de Facultades de Ingeniería (Acofi). (2012). *Conceptos sobre Innovación. Contribución al análisis PEST (Política, Economía, Sociedad, Tecnología). Plan Estratégico 2013-2020*. Acofi. https://www.acofi.edu.co/wp-content/uploads/2013/08/DOC_PE_Conceptos_Innovacion.pdf
- Barringer, B. y R. Duane. (2012). *Ireland. Entrepreneurship: Successfully Launching New Ventures*. 4th ed. Prentice Hall Entrepreneurship Series. Prentice Hall.

- Burns, P. (2007). *Entrepreneurship and small business*. Palgrave.
- Cohen y Robbins. (2010). *Green Business*. Sage Publications.
- Cohen, N. (2011). *Green Business*. Sage Publications.
- Gertner, J. (2012). *La Fábrica de Ideas*. American Telephone and Telegraph Company (AT&T).
- Herruzo-Gómez, E., Hernández-Sánchez, B., Cardella, G. y Sánchez-García, J. (2018). *Emprendimiento e Innovación: oportunidades para todos*. Editorial Dykinson.
<https://www.gemconsortium.org/images/media/2019-libro-emprendimiento-e-innovacion-1582231052.pdf>

Determinación de mercurio en especies ícticas de Ayapel (Córdoba-Colombia) y análisis de riesgo por consumo humano

YENIS SIMANCA LOZANO*
JOSÉ LUIS MARRUGO NEGRETE**

Resumen

En la ciénaga de Ayapel se han realizado varios estudios a causa de la contaminación por mercurio y otros metales en sedimentos, plantas y peces, pues es una zona que ha sido impactada por las actividades de minería aurífera en la cuenca del río San Jorge.

En efecto, se evaluaron las concentraciones de mercurio (Hg) en el tejido muscular de especies ícticas de la ciénaga de Ayapel para determinar posibles riesgos en la salud humana. Se realizó un estudio exploratorio de corte transversal en el cual se aplicaron encuestas a 74 habitantes del municipio de Ayapel para coleccionar información relevante y se tomaron muestras de peces de mayor consumo. Las muestras de peces fueron examinadas mediante un analizador directo de mercurio (Mylestone DMA 80 Tri Cell).

En general, la mayoría de las muestras analizadas tuvieron concentraciones menores al valor máximo aceptable en pescado para consumo humano, según el *Codex Alimentarius*. Un porcentaje significativo de participantes excedieron el valor de la ingesta semanal provisional tolerable (ISPT) establecida como “sin riesgo de efectos adversos en la salud”, tanto para el grupo de población más sensible (mujeres en

* Universidad de Córdoba, Montería. Correo electrónico: jennysl1818@gmail.com

** Universidad de Córdoba, Montería.

edad fértil y niños hasta los 15 años = 1,6 µg/kg peso corporal) como para el resto de población (3,2 µg/kg peso corporal).

Palabras clave: especies ícticas, ingesta, concentraciones, muestras, riesgo.

Introducción

El mercurio es considerado un agente tóxico que se encuentra de forma natural en la corteza terrestre y como resultado de actividades antropogénicas, tales como procesos industriales y mineros que generan contaminación en los ecosistemas acuáticos, los cuales afectan las especies ícticas a través de la cadena trófica; debido a su toxicidad, actualmente se cataloga como un problema de salud pública (Ruiz-Guzmán, Marrugo-Negrete y Díez, 2014).

La ciénaga de Ayapel es uno de los ecosistemas más impactados por la contaminación, producto de las actividades agrícolas, ganaderas y, principalmente, por la minería artesanal que se desarrolla en el municipio; se ha registrado en varios estudios la contaminación por mercurio y otros metales en sedimentos, plantas y peces en la ciénaga y la cuenca del río San Jorge (Marrugo, Benítez, Olivero, Lans y Vázquez, 2010).

De acuerdo con esta problemática se realizó este estudio con el propósito de evaluar la concentración de mercurio en especies ícticas de la ciénaga de Ayapel, asociados con la ingesta de pescado, con el fin de dar a conocer el riesgo que puede ocasionar a la población.

Metodología

Se realizó un estudio exploratorio de corte transversal en el cual se aplicaron encuestas a 74 habitantes del municipio de Ayapel para coleccionar información sobre el consumo de pescado (tipos de pescado, cantidad y frecuencia de consumo semanal), datos de peso corporal, edad y sexo de la persona. Adicionalmente se tomaron muestras de las especies de peces de mayor consumo entre los participantes, de acuerdo con las encuestas, y se determinaron sus concentraciones de mercurio total mediante un analizador directo (Mylestone DMA 80 Tri Cell).

Con la información anterior, se estimó la ingesta semanal (IS) de mercurio en los participantes del estudio. Se realizó la estadística descriptiva para la IS de Hg y un análisis de correlación de *Spearman* (previamente se verificó que los datos no se ajustaran a una distribución normal, prueba de *Shapiro Wilk*), para evaluar la relación entre las variables de frecuencia de consumo de pescado y la cantidad de pescado consumido semanalmente con la IS de Hg.

Resultados y discusión

La figura 1 presenta las concentraciones de Hg en las especies de pescado de mayor consumo entre los participantes del estudio. En general, la mayoría de las muestras analizadas tuvieron concentraciones menores al valor máximo aceptable en pescado para consumo humano, según el *Codex Alimentarius*.

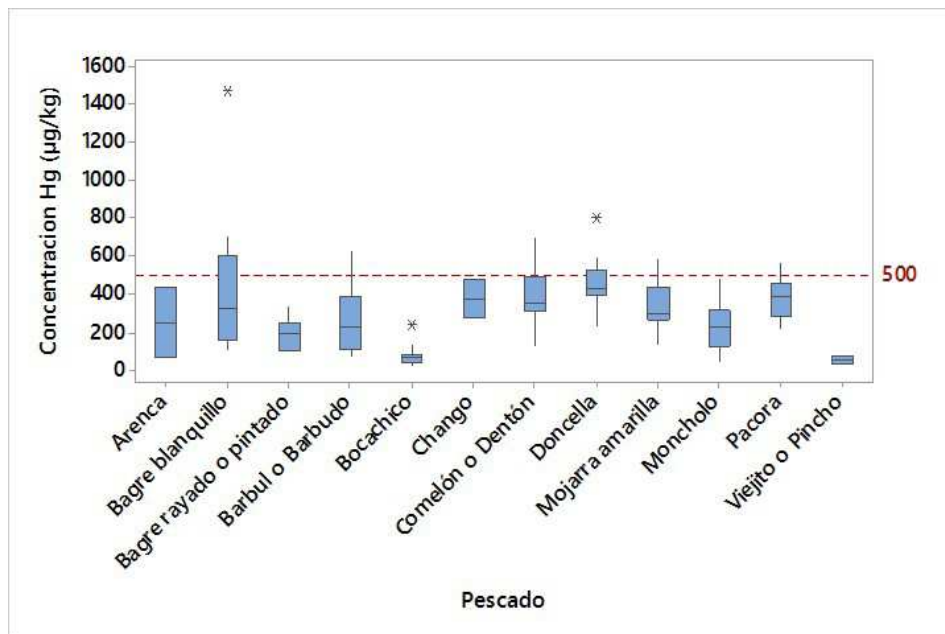
La tabla 1 presenta la descripción de la IS de Hg de los participantes del estudio. En general, un porcentaje significativo de participantes excedieron el valor de la ingesta semanal provisional tolerable (ISPT) establecida como “sin riesgo de efectos adversos en la salud”, tanto para el grupo de población más sensible (mujeres en edad fértil y niños hasta los 15 años = 1,6 µg/kg peso corporal) como para el resto de población (3,2 µg/kg peso corporal).

Se registraron correlaciones significativas entre las variables de frecuencia de consumo de pescado ($r = 0,77$, $p < 0,01$) y cantidad de pescado consumido semanalmente ($r = 0,76$, $p < 0,01$) con la IS de Hg; en contraste no se registraron correlaciones significativas entre la IS de Hg con la edad ($r = -0,05$, $p = 0,64$) y sexo ($r = -0,05$, $p = 0,69$).

Aunque las concentraciones de Hg en la mayoría de las muestras de pescado fueron inferiores al valor de referencia (500 µg/kg), se debe considerar que en poblaciones como la del presente estudio, con un consumo frecuente de pescado (en promedio 3 a 4 días/semana), se puede superar la ISPT de este contaminante.

En este sentido, los significantes porcentajes de individuos que excedieron el valor de ISPT de Hg, principalmente el grupo de población más sensible, sugiere que existe una exposición de riesgos al mercurio, que de acuerdo con los resultados del análisis de correlación se debe principalmente al consumo de pescado.

Figura 1. Concentraciones de Hg en las especies de pescado de mayor consumo entre los participantes del estudio



Fuente: elaboración propia.

Tabla 1. Ingesta IS de Hg de los participantes del estudio

Grupo poblacional	IS de Hg (µg/kg peso corporal)					Nº individuos con IS de Hg < 1.6 µg/kg (%)	Nº individuos con IS de Hg > 1.6 µg/kg (%)
	Nº Individuos	Minimo - Máximo	Media ± DE	Mediana			
Mujeres en edad fértil (17-39 años) y niños hasta los 15 años de edad	42	0.2 - 5.8	1.1 ± 1.0	0.8		32 (77.0%)	10 (23.0%)
Adultos	32	0.02 - 5.0	1.2 ± 1.2	0.9		29 (90.6%)	3 (9.4%)
Total	74	0.02 - 5.8	1.2 ± 1.1	0.9			

Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

Los resultados sugieren una exposición riesgosa al mercurio, lo cual cobra relevancia considerando que el mayor porcentaje de población que excedió el valor de la ISPT se registró en el grupo de población más sensible (mujeres en edad fértil y niños hasta los 15 años).

Lo anterior, sumado al hecho de que se haya registrado un porcentaje significativo de participantes que excedieron el valor de la ISPT en un tamaño de muestra relativamente pequeño respecto a la población total del municipio, lo que expone la necesidad de ampliar el estudio hacia toda la población, considerando que la mayoría tiene la misma fuente de procedencia de pescado (ciénaga de Ayapel), por lo que potencialmente puede presentarse una situación de exposición similar.

Estos resultados deben servir a las autoridades ambientales y en salud pertinentes como una alerta y de base para el establecimiento de medidas correctivas que mitiguen esta problemática de contaminación.

Referencias bibliográficas

- Marrugo-Negrete, J., Benítez, L., Olivero-Verbel, J., Lans, E. y Vázquez, F. (2010). Spatial and seasonal mercury distribution in the Ayapel Marsh, Mojana region, Colombia, *International Journal of Environmental Health Research*, 20(6), 451-459. Doi: 10.1080/09603123.2010.499451
- Ruiz-Guzmán, J., Marrugo-Negrete, J. y Díez, S. (2014). Human Exposure to Mercury Through Fish Consumption: Risk Assessment of Riverside Inhabitants of the Urrá Reservoir. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 20, 1151-1163. <https://www.tandfonline.com/doi/citedby/10.1080/10807039.2013.862068?scroll=top&needAccess=true>



Parte II

PÓSTER

Modelación de un vertimiento doméstico sobre una corriente hídrica aplicando el modelo de Streeter y Phelps

LUZ ANDREA NAVARRO RINCÓN*

ALIX ESTELA YUSARA CONTRERAS GÓMEZ**

MARLENE ESTRADA ALSINA***

Resumen

El presente estudio evaluó la capacidad de asimilación de un vertimiento doméstico sobre una corriente hídrica aplicando el modelo Streeter y Phelps. Para esto se determinó la calidad del recurso mediante el índice de calidad de agua (ICA) propuesto por el Instituto de Estudios Ambientales y Meteorológicos (Ideam), además se evaluaron los procesos hidrodinámicos y su capacidad de depuración.

Aplicando el modelo a un tramo específico de la quebrada Menzulí, según el comportamiento de OD y DBO resultante, el vertimiento comienza su recuperación a 0,89 km, pero su completa asimilación se da a 17 km. Teniendo en cuenta que existen más vertimientos aguas abajo, es importante que todos los usuarios de la corriente se comprometan a mitigar el impacto ambiental producido sobre el recurso.

El estudio de caso permitió verificar que el modelo de Streeter y Phelps es una herramienta válida para evaluar la asimilación de un vertimiento, así como para la toma de decisiones en función de la recuperación del recurso hídrico, por lo que es una metodología que puede usarse en trámites ambientales.

* Universidad Santo Tomás. Correo electrónico: andrea.navarrorincon@gmail.com

** Universidad Santo Tomás.

*** Universidad Santo Tomás.

Palabras clave: calidad de agua, asimilación de vertimiento, modelación, corrientes hídricas, Streeter y Phelps.

Introducción

La contaminación hídrica por vertimientos es un problema que inquieta a la comunidad mundial, sus efectos son: alteración de las condiciones fisicoquímicas y microbiológica del agua, transmisión de enfermedades, disminución de la diversidad acuática, afectación en la productividad de cultivos, pérdida del lecho por erosión, entre otros (Suárez y Fernández, 2009).

Las autoridades han creado políticas y normativas encaminadas a propender por la gestión integral del recurso hídrico, siendo deber de las corporaciones autónomas regionales realizar el ordenamiento de las corrientes, así como el control y la vigilancia para conservar la cantidad y calidad del recurso.

Los permisos de vertimiento son el instrumento normativo que garantiza que todo vertimiento a un cuerpo de agua cumpla con los estándares de la Resolución 631 de 2015 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015). Esta normativa adicionalmente tiene en cuenta aspectos muy importantes, como la asimilación del vertimiento en el cuerpo receptor y la gestión del riesgo asociado al mismo, esta exigencia fue ratificada en el Decreto 50 de 2018 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018).

Los modelos para el estudio de la asimilación de vertimientos son la herramienta principal para su evaluación, ya que permiten predecir el comportamiento de los contaminantes con el fin de que las actividades generadoras realicen mejores esfuerzos para tratar sus efluentes y cuenten a su vez con programas de contingencia para prevenir y mitigar impactos sobre la calidad del recurso.

En el presente estudio se verificó la asimilación de un vertimiento doméstico sobre una corriente hídrica usando el modelo matemático de Streeter y Phelps OD y DBO5. Este modelo, de fácil aplicación y vigencia, es totalmente válido para la presentación de estudios ante autoridades ambientales.

Metodología

Reconocimiento de la zona de estudio

Para iniciar el estudio fue importante realizar el reconocimiento de zona, recopilar la información de las redes de calidad del agua de la autoridad ambiental y los resultados de las campañas de caracterización del vertimiento de interés.

Dentro de esta etapa se establecieron las condiciones de frontera tanto aguas arriba como aguas abajo del vertimiento de interés. Luego se organizó el monitoreo y se levantó el perfil hidráulico del tramo de estudio.

Determinación del ICA

La condición de calidad del cuerpo receptor del vertimiento se verificó mediante la aplicación del ICA propuesto por el Ideam. Para esto se aplicó la ecuación uno de cinco parámetros referida en el estudio de Samboni, Carvajal y Escobar (2007).

Evaluación del vertimiento

En esta etapa se compararon los resultados de la caracterización del vertimiento con la Resolución 631 de 2015 y se verificó el cumplimiento de los objetivos de calidad establecidos por la autoridad ambiental para el cuerpo de agua receptor.

Para el caso de estudio se trataron los objetivos de calidad establecidos por la Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB), mediante el Acuerdo 1075 de 2006 (CDMB, 2006).

Modelación de la asimilación del vertimiento aplicando Streeter y Phelps en cuanto a DBO5 y OD

Se realizó la modelación aplicando el modelo Streeter y Phelps. La ecuación uno gobernante del modelo usado es la siguiente:

$$D = ((k_1) L_0) / (k_2 - k_1) (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + D_0 e^{-k_2 t} \quad (1)$$

Donde:

D = Déficit de oxígeno OD para el tiempo t, mg/L

L₀ = DBO última, t = 0, mg/L

L = DBO remanente, t = t, mg/L

t = tiempo de flujo, d

k₁ = constante de desoxigenación, base e, d⁻¹

k₂ = constante de reaeración, base e, d⁻¹

D₀ = Déficit inicial de OD, mg/L

Se construyó una hoja de Excel y se ingresó la ecuación, luego se realizaron corridas preliminares observando la variación y el comportamiento. Se aseguró que la hoja de cálculo permitiera la exacta reproducción de los datos de interés (Sierra, 2011).

Resultados y discusión

El vertimiento objeto de estudio se localiza sobre la quebrada Menzulí, en el municipio de Floridablanca (Santander, Colombia). La actividad generadora de los vertimientos son los servicios de restaurantes y afines, por lo que su efluente tiene características típicas de un agua residual doméstica.

El cuerpo receptor en su condición aguas arriba del vertimiento de interés, presenta afectación por vertimientos de complejos urbanísticos, educativos y de servicios de atención a la salud humana.

Por su parte, aguas abajo del vertimiento de estudio, existe un vertimiento de tipo industrial. A pesar de que es evidente la contaminación de la quebrada tanto aguas arriba como aguas abajo, durante los recorridos realizados se encontró vida acuática y buenas condiciones estéticas y organolépticas.

Se trazó el perfil longitudinal en un punto A ubicado aguas arriba del vertimiento, asimismo se realizó en B un punto ubicado aguas abajo del vertimiento de estudio. Este perfil fue tomado en condiciones de estiaje por tener las condiciones más críticas. La velocidad de la corriente fue 0,2 m/s. A pesar de no ser una corriente con rápidos esta fue considerada una velocidad alta. Esto se atribuye a la pendiente, que es de 1,2 %.

Determinación del índice de calidad del agua

La calidad del agua determinada en la zona de estudio se catalogó en el 2015 y el 2017 como “aceptable”. Esto permite deducir que el único vertimiento en el tramo no representa un impacto mayor sobre la calidad del recurso, debido a que la condición de calidad no cambia y el valor numérico ponderado del ICA es similar.

Evaluación del vertimiento

La evaluación del vertimiento en función del cumplimiento de la legislación ambiental concerniente a las descargas a cuerpos de agua en Colombia muestra que el único límite máximo permisible que se excede es el parámetro DBO₅, pero solo se incumple en el 2015, lo cual denota un mejoramiento por parte del usuario en el manejo de sus aguas residuales. Sin embargo, el capítulo V de la Resolución 631 de 2015 para ARD fija otros parámetros de interés, los cuales no fueron objeto del presente trabajo, pero son a su vez importantes para evaluar el vertimiento.

El tramo en estudio cumple con lo establecido en el Acuerdo 1075 en relación con: pH, OD, SST en 2015 y 2017. Por otra parte, la DBO₅ para 2015 no cumple, y en 2017 este parámetro no fue medido.

En consecuencia de lo anterior, es importante que el establecimiento generador del vertimiento tome acciones correctivas y de mejora para disminuir la concentración de materia orgánica vertida a la quebrada.

Modelación de la asimilación del vertimiento aplicando Streeter y Phelps en cuanto a DBO5 y OD

Los valores de entrada del modelo fueron determinados tomando como referencia valores de las caracterizaciones. Posteriormente, se realizaron corridas preliminares variando los valores de DBO5; se observó la alteración del comportamiento para asegurar la exacta reproducción del modelo.

Las constantes de oxigenación y desoxigenación fueron estimadas de acuerdo con las condiciones de profundidad y velocidad de la corriente hídrica, conforme también con las ecuaciones propuestas por la literatura.

Para el cálculo de la tasa de desoxigenación de la quebrada Menzulí se seleccionó la ecuación propuesta por Wright y McDonell, la cual arrojó un valor $K1 = 6,67 \text{ d}^{-1}$ (Romero, 2013; Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, 2013).

Para el cálculo de la tasa de reaireación se tomó como referente la ecuación propuesta por Owens y Gibbs, obteniendo un valor de $K2 = 42,42 \text{ d}^{-1}$ (Romero, 2013; Sierra, 2011). Para cada constante se efectuó la corrección de la temperatura:

$$\theta = 1,047 \text{ para } K1$$

$$\theta = 1,022 \text{ para } K2$$

Para la constante de oxigenación del vertimiento se tomó $K = 0,2$ propuesta para efluentes secundarios (Romero, 2013; Chapra, 1997).

La biodegradabilidad del efluente está dada por la relación DQO/DBO5. Para el caso Menzulí es 1,41, lo cual corresponde a un lecho con materia orgánica muy degradable. Esto favorece los procesos de autopurificación y permite la propagación de la vida acuática.

Asimismo, se contempla un factor de autopurificación de los ríos, que para el modelo de la quebrada es de 6,36, valor que corresponde a quebradas con profundidades menores a 0,6 m, como es el caso, cuya profundidad máxima medida fue de 0,19 m.

Teniendo en cuenta que el tramo presenta baja profundidad ($< 1 \text{ m}$) y una velocidad alta ($0,2 \text{ m/s}$), la oxigenación de este cuerpo de agua se favorece debido a que dichas condiciones facilitan los procesos de reaireación por la turbulencia del medio, que contribuye al ingreso de oxígeno atmosférico en mayor cantidad al existir un área de contacto más estrecha entre las interfaces atmósfera-agua-suelo.

El modelo representa las condiciones de OD, en campo el valor registrado fue de 7,4 mg/L. En efecto, la concentración de OD estimada por el modelo es 7,41 mg/L, concordante con la medida *in situ* en la quebrada.

Cuando ingresa la descarga a la quebrada Menzulí ocurre un incremento de materia orgánica y comienza una etapa de degradación (figura 1), con decaimiento de la saturación de oxígeno hasta 5,36 mg/L, que corresponde al punto crítico 2,05 mg/L. En este punto se presenta un balance entre el consumo y el aporte de oxígeno por reaeración.

El punto máximo de decaimiento del oxígeno o déficit crítico de 2,05 mg/L se presenta en una distancia máxima aproximada de 1 km, en un tiempo máximo de 0,06 d. Estos valores críticos determinados teóricamente concuerdan con los valores arrojados por el modelo.

A partir del punto crítico, el cuerpo de agua comienza su proceso de recuperación gracias a los procesos de reaeración propios del medio. La recuperación de la quebrada Menzulí comienza a 0,89 km aguas abajo del vertimiento.

Las condiciones iniciales de déficit de oxígeno en la corriente se reestablecen a 11,5 km en 0,6 días; sin embargo la condición aceptable para el desarrollo de la vida acuática del OD se encuentra en el rango 5-8 mg/l (Goyenola, 2007). Una condición que la corriente cumpliría más abajo del tramo de estudio en la longitud de 2,5 km en 0,12 días.

Calibración y validación del modelo

La calibración del modelo de Streeter y Phelps se logró determinando las constantes de desoxigenación K1 y de reaeración K2, propias para la corriente en estudio.

La tasa de reaeración calculada para el tramo de estudio fue 42,42 d⁻¹; la tasa de desoxigenación fue 6,67 d⁻¹. Para la constante de oxidación del vertimiento se tomó un valor sugerido para efluentes con tratamiento secundario de 0,2 d⁻¹ (Chapra, 1997; Romero, 2013).

Al comparar los datos obtenidos por el modelo con los datos reportados en campo se logró calibrar y validar el comportamiento real de la modelación. Para este caso se compararon las variables OD y DBO para las condiciones iniciales del tramo con los resultados de la modelación (Sierra, 2011).

Una vez calibrado el modelo, se validó empleando información bajo generación de escenarios, para esto se asumió el vertimiento sin tratamiento y descargado de manera directa a la quebrada Menzulí.

Las condiciones de entrada de la validación del modelo sin tratamiento fueron: DBO5 del vertimiento en 506 mg/LO₂ y OD en 1 mg/LO₂ (condiciones sin tratamiento). Las constantes de reaeración y oxigenación fueron las mismas, la constante de oxidación del vertimiento fue 0,6 mg/L, propuesta para agua residual bruta (Suárez y Fernández, 2009; Romero, 2013).

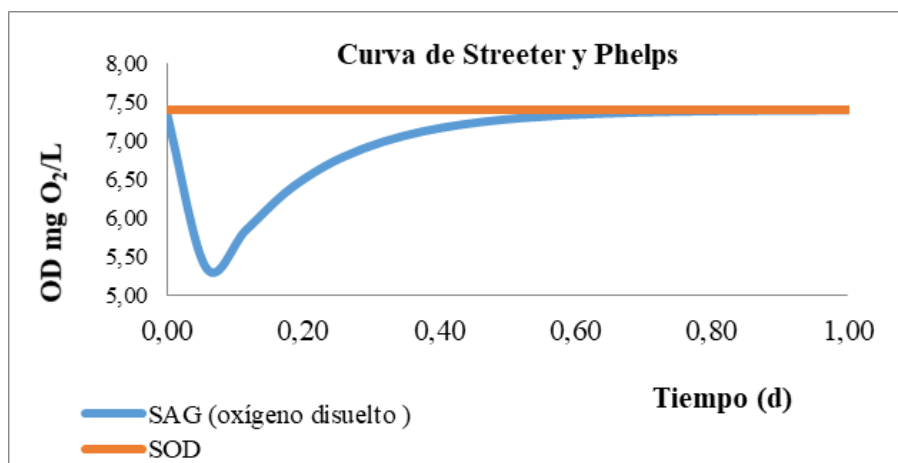
Para esta validación los demás parámetros del río aguas arriba fueron iguales a los aplicados en el modelo el vertimiento real, sin variación de los caudales del río y del vertimiento.

El modelo pudo reproducir escenarios en condiciones extremas; de esta forma se validó el modelo propuesto por Streeter y Phelps para el tramo de la quebrada Menzulí.

La descarga se realizó 24 horas, pero de manera intermitente, ya que la planta operó bajo demanda de caudal. Asumiendo que esta descarga se hiciera del mismo modo, las cargas serían realmente altas para la corriente: la DBO del vertimiento sería de 532,51 mg/L, su proceso de recuperación iniciaría aproximadamente 1 km después de la descarga, con un déficit de 2,28 mg/L O₂. Sin embargo, su total recuperación sería a 18 km, y se incrementaría 1 km de distancia del modelo con tratamiento.

Lo anterior ratifica la importancia del control de los vertimientos. En caso de que a la descarga de esta actividad comercial no se le realizara un tratamiento previo, se estaría descargando directamente a la corriente una carga considerable de diversos contaminantes que deteriorarían la calidad del agua y a su vez incrementarían los índices de contaminación, lo que atentaría contra la permanencia de la vida acuática.

Figura 1. Curva SAG del vertimiento doméstico sobre la quebrada Menzulí



Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

Siendo la modelación un requisito para la obtención de los permisos de vertimientos, así como el instrumento para que las autoridades ambientales exijan el cumplimiento de límites más estrictos que la actual norma establecida en la Resolución 631 de 2015, es importante resaltar que la aplicación del modelo de Streeter y Phelps permite evaluar la asimilación de un vertimiento para la toma de decisiones en función de su recuperación, por lo que se constituye en una metodología válida para su uso en trámites ambientales.

Aplicando el modelo a la quebrada Menzulí, se determina que la corriente inicia la asimilación del vertimiento a 0,89 km y las condiciones iniciales de oxígeno disuelto de la quebrada se reestablecen a los 11,5 km de distancia, por tanto y teniendo en cuenta que el número de vertimientos aumenta aguas abajo, no es posible la recuperación de la corriente antes de su confluencia con el río Frío.

Factores como la profundidad del cauce, los diversos vertimientos sin tratamiento previo, la pérdida de cobertura vegetal y los problemas erosivos en la ribera, hacen que la recuperación de la calidad del agua de la quebrada no sea total.

Las autoridades ambientales se deben comprometer con el cumplimiento riguroso de la normatividad y la exigencia de modelos de asimilación de vertimientos, con el fin de disminuir el impacto ambiental, así como definir medidas de saneamiento acordes con los objetivos de desarrollo sostenible establecidos a 2030.

Referencias bibliográficas

- Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. (2013). *Metodología para la definición de la longitud de influencia de vertimientos sobre corrientes de agua superficial*. http://portal.anla.gov.co/documentos/institucional/Metodologia_-_Longitud_de_Influencia_de_Vertimientos.pdf
- Chapra, S. (1997). *Surface water quality modeling*. Waveland. Press, INC. https://www.researchgate.net/publication/48447645_Surface_WaterQuality_Modeling
- Corporación Autónoma de la Defensa de la Meseta de Bucaramanga [CDMB]. (2006). *Objetivos de calidad de las corrientes y tramos de corrientes del área de jurisdicción de la CDMB, Acuerdo 1075*. CDMB. http://www.avancejuridico.com/actualidad/documentosoficiales/2007/46531/a_carbucaramanga_1075_2006.html
- Goyenola, G. (2007). *Guía para la utilización de las Valijas Viajeras. Conductividad RED MAPSA. Versión 1.0* (R. d. Acuáticos, ed.). https://www.academia.edu/13325695/Gu%C3%ADa_para_la_utilizaci%C3%B3n_de_las_Valijas_Viajeras_Conductividad_RED_MAPSA_Versi%C3%B3n_1_0
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (17 de marzo de 2015). *Resolución 631. 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*. https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/d1-res_631_marz_2015.pdf
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (16 de enero de 2018). *Decreto 50 de 2018. Por el cual se modifica parcialmente el Decreto 1076 de 2015. Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible en relación con los Consejos Ambientales Regionales de la Macrocuenca (CARMAC), el Ordenamiento del Recurso Hídrico y Vertimientos y se dictan otras disposiciones*. <http://es.presidencia.gov.co/normativa/normativa/DECRETO%2050%20DEL%2016%20ENERO%20DE%202018.pdf>
- Romero, J. (2013). *Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios*. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. <https://es.scribd.com/document/391309831/Tratamiento-de-Aguas-Residuales-Teoria-y-Principios-de-Disenio-Jairo-Alberto-Romero-Rojas-pdf>
- Samboni, N., Carvajal, Y. y Escobar, J. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, 27(3), 172-181. http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0120-56092007000300019&script=sci_abstract&tlng=es

- Sierra, C. (2011). *Calidad del agua: evaluación y diagnóstico*. Universidad de Medellín.
- Suárez, J. y Fernández, N. (2009). *Calidad de aguas en ríos. Autodepuración* (tesis de maestría). Bogotá, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. <http://repository.udistrital.edu.co/handle/11349/13166>

Sistema híbrido de electrocoagulación y humedales artificiales para el tratamiento de contaminantes generados en aguas residuales hospitalarias

ANDRÉS ALFONZO YÁNEZ GUZMÁN*

JOSÉ JOAQUÍN PINEDO HERNÁNDEZ**

JOSÉ LUIS MARRUGO NEGRETE***

ÁNGELA MARÍA APARICIO LOZANO****

Resumen

Se evaluó la factibilidad técnica de un sistema de tratamiento en flujo continuo (electrocoagulación-humedal artificial) para remover DQO, fenoles y naproxeno en aguas residuales hospitalarias.

Para la electrocoagulación se calcularon los efectos de los parámetros independientes pH, potencial y tiempo de electrocoagulación, sobre la eficiencia de remoción de la variable de respuesta DQO. El humedal artificial construido fue de tipo flujo subsuperficial horizontal utilizando la especie de *macrófita Canna indica*.

La remoción para el sistema de electrocoagulación arrojó los siguientes datos: DQO (75,5 %), fenoles (80,7 %) y naproxeno (78,5 %) bajo condiciones óptimas de electrocoagulación de pH (7,92), potencial (40V) y tiempo de retención (15 min).

* Universidad de Córdoba. Correo electrónico: diliayanezguzman@hotmail.com

** Universidad de Córdoba.

*** Universidad de Córdoba.

**** Universidad de Córdoba.

La remoción en el humedal artificial previo tratamiento por electrocoagulación fue DQO (44,7 %), fenol (88,9 %) y naproxeno (55,7 %) para un tiempo de 30 días. El sistema híbrido presenta una remoción de fenoles (97,9 %), DQO (86,4 %) y naproxeno (89,1 %), esto lo hace viable.

Palabras clave: electrocoagulación, humedales artificiales, agua residual hospitalaria.

Introducción

Las aguas residuales hospitalarias se consideran como una de las principales fuentes de contaminación, resultado de las diferentes actividades que allí se realizan y la excreción de las sustancias por los pacientes (Benítez, Acero, Real y Roldán, 2009).

Los efluentes hospitalarios tienen una composición bastante compleja, que incluye además de contaminantes emergentes, microorganismos patógenos, productos químicos tóxicos y elementos radiactivos (Pauwels y Verstraete, 2006). Estudios han demostrado que estos componentes no son fácilmente removidos por medio de procesos de tratamiento convencionales, como en las plantas de tratamiento que emplean procesos biológicos (Marco, Esplugas y Saum, 1997).

Los humedales artificiales hacen parte de las distintas tecnologías no convencionales existentes, y son los que están experimentando un mayor grado de desarrollo e implantación, lo que da como resultado una gran opción para tratar aguas residuales. Sin embargo, la combinación con otras tecnologías para formar sistemas híbridos se ha convertido en una opción, ya que tienen la ventaja de ser simples en su operación y la posibilidad de lograr diferentes niveles de tratamiento.

Los métodos electroquímicos, como la electrocoagulación, acoplados a humedales artificiales pueden ser una alternativa para el tratamiento de aguas residuales hospitalarias, ya que son empleados para la eliminación de diferentes contaminantes orgánicos e inorgánicos, presentan accesibilidad económica y facilidad de realización (Restrepo, Arango y Garcés, 2006).

El objetivo del presente estudio fue evaluar un sistema híbrido (electrocoagulación-humedal artificial) construido con plantas nativas en flujo continuo para el tratamiento de aguas residuales hospitalarias con el ánimo de establecer las condiciones de operación a escala piloto.

Metodología

Se realizó un muestreo por 12 horas en una clínica de Montería (Córdoba). La muestra se obtuvo de los conductos de salida al sistema de alcantarillado sin ningún tipo de pretratamiento.

La caracterización de la muestra de agua residual hospitalaria se realizó para los parámetros: DQO, fenoles, naproxeno, pH, DBO, sólidos suspendidos totales (SST) y fosfatos ($\text{PO}_4\text{-3}$) con base en los métodos normalizados. La determinación de naproxeno se consiguió por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC-DAD) de acuerdo con el método descrito por Togola y Budzinski (2007).

El sistema de electrocoagulación se trabajó en flujo continuo con la aplicación de una celda electrolítica cilíndrica construida en plástico con volumen de 1L, electrodos de aluminio (Al: ánodo) y hierro (Fe: cátodo). Para las condiciones experimentales de este proceso se utilizó un diseño Box-Behnken (BBD) bajo la técnica de superficie de respuesta (RSM).

Se construyó un humedal artificial de flujo subsuperficial con material de soporte de tapas plásticas; contenedor de plástico de 80 L para alimentar el humedal; piezómetros de 20 cm para regular el flujo de agua, así como asegurar el flujo subterráneo, con una profundidad de 18 cm de nivel de agua y la *macrófita Canna indica* como especie de remediación.

El tiempo de retención hidráulica fue regulado mediante un sistema de tuberías ajustables. Las muestras se recolectaron a los días 6, 12, 18, 24 y 30 del inicio de funcionamiento del sistema. El efecto de las macrófitas sobre las remociones de los parámetros evaluados se comparó con un sistema sin plantar.

Finalmente se realizaron ensayos experimentales para validar el acople, contrastando los valores obtenidos con los sistemas separados y los obtenidos con el acople propuesto para cada tratamiento.

Resultados y discusión

Los parámetros fisicoquímicos del agua residual hospitalaria sin previo tratamiento medidos en mg/L fueron: DQO ($502,8 \pm 4,8$); DBO5 ($136,4 \pm 17,2$); fenoles ($2,8 \pm 0,6$); naproxeno (3,85); fosfatos ($10,4 \pm 1,5$); sólidos suspendidos totales ($158,6 \pm 22,4$) y pH (7,6).

Los parámetros DQO, fenoles y SST superan los límites establecidos en la Resolución 631 de 2015 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015) para actividades de atención en salud. La concentración de la DBO no supera el

límite permisible, el pH está cercano a la neutralización, hay presencia de naproxeno y fosfatos que contaminan al agua.

La relación DBO5/DQO fue 0,27 e indica que el agua residual no es biodegradable y de naturaleza recalcitrante, ya que su valor se encuentra $< 0,3$. Por eso se trató con proceso electroquímico inicialmente y después con el humedal artificial.

Para la electrocoagulación se aplicó el análisis estadístico de metodología de superficie de respuesta (MSR), se evaluaron los efectos simples y combinados de los factores independientes (pH, potencial, tiempo de retención) sobre la remoción de DQO (variable respuesta) y la optimización de las condiciones en función del diseño experimental.

La figura 1 muestra la superficie de respuesta calculada con base en el modelo en el que se ve el comportamiento de la variable de respuesta y la combinación de niveles de los factores que conducen a un valor de eficiencia de remoción seleccionado. Se ve que los mejores resultados están en la región de color naranja y rojo, donde la interacción de los factores conduce a resultados entre 74-80 %.

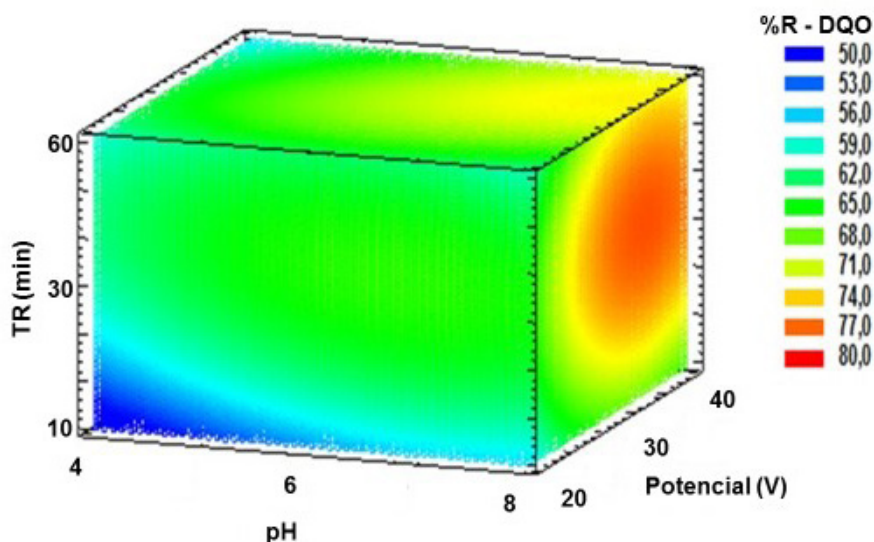
La remoción para el sistema de electrocoagulación fue DQO (75,5 %), fenoles (80,7 %) y naproxeno (78,5 %) bajo condiciones óptimas de electrocoagulación de pH (7,92), potencial (40V) y tiempo de retención (15 min).

La concentración de fenoles, DQO, DBO5, PO4, naproxeno y SST en el sistema sin plantar se redujo un 24,1 %, 20,7 %, 35,4 %, 25,5 %, 18,3 % y 41,0 %, respectivamente, al finalizar el ensayo (30 días). Con diferencias estadísticamente significativas entre los dos tratamientos evaluados ($p < 0.05$), lo que demostró el efecto que tiene el empleo de macrófitas.

La concentración de los parámetros fisicoquímicos evaluados disminuye en función del tiempo y el porcentaje de remoción aumenta para el sistema de humedal artificial plantado con *Canna indica*, alcanzando para un TRH (30 días) porcentajes de 8,9 % (fenol), 44,7 % DQO, 57,9 % DBO5, 64,7 % PO4, 55,7 % (naproxeno) y 63,8 % SST.

El sistema acoplado (electrocoagulación-humedal artificial) alcanza porcentajes de remoción de fenoles (97,9 %), DQO (86,4 %), DBO5 (82,8 %), PO4 (91,4 %), naproxeno (89,1 %) y SST (91,2), cumpliendo la normatividad colombiana (Resolución 631 de 2015).

Figura 1. Superficie de respuesta calculada con base en el modelo



Fuente: elaboración propia.

En la figura 1 se muestra la superficie de respuesta calculada sobre la base del modelo, la cual permite visualizar el comportamiento de la variable de respuesta e indica claramente la combinación de niveles de los factores que conducen a un valor de eficiencia de remoción seleccionado.

Conclusiones

La electrocoagulación acoplada al humedal artificial con la especie *Canna indica* alcanza porcentajes de remoción de fenoles: 97,9 %; DQO: 86,4 %; DBO5: 82,8 %; PO4: 91,4 %; naproxeno: 89,1 % y SST: 91,2 %.

El tratamiento electroquímico aplicado permitió la remoción de DQO (75,5 %), DBO (59,2 %), fenoles (80,7 %), PO4 (85,2 %), SST (75,5 %) y naproxeno (75,5 %) bajo condiciones óptimas de electrocoagulación de pH (7,92), potencial (40 V) y tiempo de retención (15 min).

Estos resultados indicaron que el proceso de tratamiento electroquímico es un método efectivo, en términos de eficacia de remoción de los parámetros fisicoquímicos evaluados en aguas residuales hospitalarias.

Los resultados muestran un alto potencial de la especie *Canna indica* en humedales artificiales utilizando como material soporte tapas plásticas para la fitorremediación de aguas residuales hospitalarias pretratadas por electrocoagulación. Esta especie de macrófita demuestra un excelente rendimiento, alcanzando porcentajes de remoción de 88,9 % (fenol), 44,7 % (DQO), 57,9 % (DBO5), 64,7 % (PO4), 55,7 % (naproxeno) y 63,8 % (SST).

Referencias bibliográficas

- Benítez, F., Acero, J., Real, F. y Roldán, G. (2009). Ozonation of pharmaceutical compounds: Rate constants and elimination in various water matrices. *Chemosphere*, (77), 53-59. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.05.035>
- Pauwels, B. y Verstraete, W. (2006). The treatment of hospital wastewater: an appraisal. *J Water Health*, 4(4), 405-416. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17176811>
- Marco, A., Esplugas, S. y Saum, G. (1997). How and why combine chemical and biological processes for wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 35(4), 321-327. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00041-3](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00041-3)
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (17 de marzo de 2015). *Resolución 631. 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*. https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/d1-res_631_marz_2015.pdf
- Restrepo, A., Arango, A. y Garcés, L. (2006). La electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Producción + Limpia*, 1(2), 58-77. http://repository.lasallista.edu.co/dspace/bitstream/10567/514/1/pl_v1n2_58-77_electrocoagulacion.pdf
- Togola, A. y Budzinski, H. (2007). Analytical development for analysis of pharmaceuticals in water samples by SPE and GC-MS. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 388(3), 627-635. <https://doi.org/10.1007/s00216-007-1251-X>

Determinación de la concentración letal 50 de dos cepas de hongos entomopatógenos aisladas y dos cepas comerciales de *Beauveria* sp y *Metarhizium* sp en larvas de la polilla guatemalteca de la papa, *Tecia solanivora*

ANGÉLICA LORENA GONZÁLEZ CORTES*

ANGIE PAOLA MIRANDA ORTIZ**

FRANÇOIS HERRERA JACQUELIN***

Resumen

Esta investigación se realizó para determinar la concentración letal media (CL50) de dos cepas de hongos entomopatógenos del género *Beauveria* sp y dos del género *Metarhizium* sp sobre larvas de tercer instar de *Tecia solanivora*.

Para cada género, se evaluó una cepa comercial y una aislada en el laboratorio de la Universidad Santo Tomás (USTA). En la primera fase de la investigación se probaron las metodologías de aplicación de las conidias de los hongos entomopatógenos, con y sin tensoactivo (*tween* 80) y por aspersión o inmersión usando como organismo blanco larvas de tercer instar de *Galleria mellonella*. Se determinó que el mejor método de infección es la inmersión con el uso de un tensoactivo.

* Universidad Santo Tomás, Bogotá. Correo electrónico: angelica.gonzalez@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomás, Bogotá.

*** Universidad Santo Tomás, Bogotá.

A partir de este método de infección se realizaron los bioensayos sobre las larvas de tercer instar de *Tecia solanivora*, en las que se evaluaron, para las cuatro cepas, concentraciones que oscilaron entre los órdenes de 10^3 , 10^4 , 10^5 y 10^6 conidias por ml.

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las cepas y las concentraciones evaluadas. Las cepas comerciales de *Beauveria* sp y *Metarhizium* sp obtuvieron mayor respuesta en cuanto al porcentaje de mortalidad debido a que presentaron una menor CL50 a los ocho días de haber iniciado el ensayo con respecto a las cepas aisladas en la USTA.

La cepa más patogénica fue *Metarhizium* sp comercial, con un valor de concentración letal de 50-96 de 6×10^2 conidias/ml.

Palabras clave: *Tecia solanivora*, *Beauveria*, *Metarhizium*, concentración letal 50, control biológico, entomopatógenos.

Introducción

En Colombia, la papa es uno de los alimentos pertenecientes a la canasta familiar. Su consumo se sitúa alrededor de los 60 kilos per cápita anual. Este tubérculo es cultivado en 250 municipios y ocupa cerca de 160.000 hectáreas al año, por tanto del área cultivada al año por hectárea se producen alrededor de 2.900.000 toneladas. Cerca de 110.000 familias se ven vinculadas de manera directa, sin tener en cuenta la cadena de actores que participan en la red de producción y distribución. Otro factor económico tiene que ver con las divisas generadas para el país por su exportación a Venezuela, Estados Unidos, algunos países de Europa y Japón (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO], 2008).

La *Tecia solanivora*, también conocida como polilla guatemalteca de la papa, de acuerdo con el Instituto Colombiano Agropecuario es el insecto plaga de mayor impacto económico, pues su ataque causa grandes pérdidas, desde el 50 % en tiempo de siembra hasta un 100 % en época de cosecha (Cuartas, Villamizar, Espinel y Cotes, 2009).

Por lo tanto, en un cultivo donde se invierten alrededor de 500 millones de dólares por año, de los cuales en promedio el 15 % de estos costos son destinados a plaguicidas, las larvas de *Tecia solanivora* son la principal plaga y causan el deterioro de la apariencia del tubérculo, lo que reduce su valor comercial y los ingresos de los agricultores.

Los tubérculos afectados no se pueden utilizar para semilla ni consumo. Esta plaga es manejada generalmente con insecticidas compuestos por organofosforados

y carbonatos, los cuales son de fácil absorción por el ser humano por las rutas de exposición respiratorias y digestivas, pues actúan como neurotóxicos y generan un riesgo inminente para los consumidores y los agricultores que la producen.

Por lo anterior es importante investigar sobre los hongos entomopatógenos con potencial para un control biológico de esta plaga, que garanticen la reducción del daño y al mismo tiempo sean inocuos para el ambiente, los consumidores y los productores.

Metodología

Se aplicaron las cepas comerciales y las cepas aisladas a larvas de *Galleria melonella* para inducir una infección. Una vez esporulados los individuos tratados, se reasilaron las cepas en PDA y se indujo la producción de conidias. Esas conidias fueron recolectadas de estos medios y suspendidas para hacer los ensayos.

Se hicieron pruebas preliminares para determinar la metodología más efectiva de infección sobre larvas de *Galleria melonella*. Estas pruebas preliminares consistieron en comparar la aplicación por inmersión y la aplicación por aspersión, con y sin la adición de (*tween* 80) como tensoactivo. Se determinó que el mejor método de inoculación fue la inmersión en una suspensión de conidias a la que se le había agregado el tenso activo.

Siguiendo esta metodología de infección se procedió a hacer los bioensayos con un arreglo experimental de dos factores. El factor uno fue el tipo de sepa del hongo y sus respectivos niveles fueron: *Beauveria* sp comercial, *Beauveria* sp aislada, *Metarhizium* sp comercial y *Metarhizium* sp aislada.

El segundo factor fue la concentración de conidias con valores variables (entre XXX y XX) en el orden de 10^3 , 10^4 , 10^5 y 10^6 conidias/ml, para un total de 17 tratamientos contando el testigo al que se trató con agua destilada con la adición del tensoactivo.

La variable de respuesta evaluada fue la mortalidad de las larvas, que se midió a las 24, 48, 72 y 96 horas después de aplicados los tratamientos. Para unificar las respuestas en una sola variable se estableció el área bajo la curva para cuantificar la respuesta a los tratamientos.

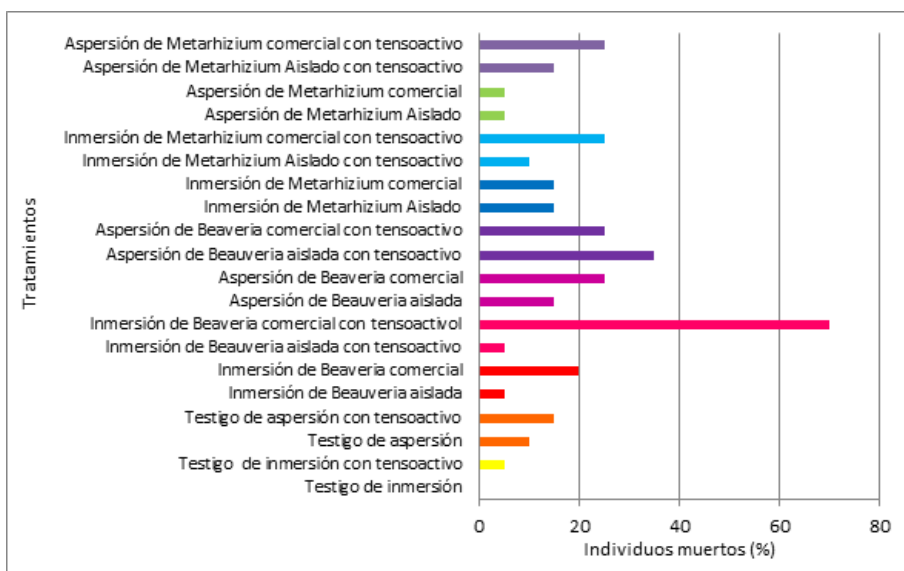
Resultados y discusión

De acuerdo con el área bajo la curva de cada tratamiento con sus respectivas réplicas y a partir de un análisis estadístico (prueba de varianza) y frente a los resultados

del análisis por Tukey se determinó que el tratamiento ocho correspondiente a *tween* 80 + inmersión es el mejor método de inmersión (ver figura 1).

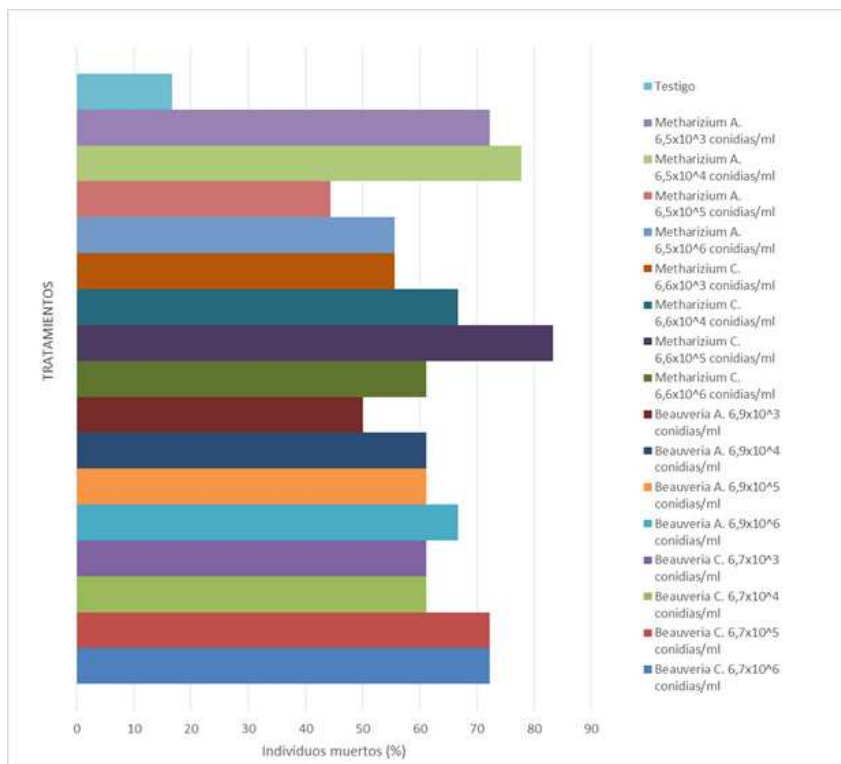
Todos los tratamientos con suspensiones de hongos, independientemente de la cepa y su concentración, mostraron una mortalidad que supera estadísticamente al testigo. Las cepas de *Beauveria* sp y *Metarhizium* sp comerciales son las que obtuvieron mayor respuesta en cuanto al porcentaje de mortalidad que las cepas aisladas de los mismos géneros, esto se refleja en un menor valor de la CL50 a los ocho días de haber iniciado el ensayo. La suspensión de la cepa de *Metarhizium* comercial a una concentración de $6,6 \times 10^5$ conidias/ml causó una mortalidad del 83 % de los individuos tratados (ver figura 2).

Figura 1. Resultados del ensayo preliminar para encontrar las mejores condiciones para la aplicación de los hongos en los insectos



Fuente: elaboración propia.

Figura 2. Mortalidad producida por las diferentes cepas y concentraciones de hongos entomopatógenos sobre larvas de tercer instar de *Tecia solanivora*



Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

La aplicación de suspensiones de conidios en una solución con tensoactivo y por medio de inmersión maximiza la mortalidad de los individuos tratados.

Las cepas comerciales mostraron una mayor patogenicidad que las cepas aisladas en campo.

Referencias bibliográficas

Cuartas, P., Villamizar, L., Espinel, C. y Cotes, A. (2009). Infección de granulovirus nativos sobre *Tecia solanivora* y *Phthorimaea operculella* (Lepidoptera: Gelechiidae). *Revista Colombiana de Entomología*, 35(2), 122-129. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=So120-04882009000200003&lng=en&tlng=es

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO]. (2008).

Nueva luz sobre un tesoro enterrado. FAO. <http://www.fao.org/potato-2008/pdf/IYPbook-es.pdf>

Evaluación del proceso de biotransformación de biosólidos procedentes de la planta de tratamiento de agua residual de Tunja (Boyacá), mediante compostaje con adición de larvas de escarabajos

BRIGID HIOMARA PACHECO GARCÍA*

PEDRO MAURICIO ACOSTA CASTELLANOS**

Resumen

El tratamiento de aguas residuales permite reducir los contaminantes que adquiere el agua al ser utilizada en diferentes procesos domésticos e industriales. Dentro de algunos de sus procesos se obtienen lodos conocidos como biosólidos, los cuales por sus características representan un riesgo para la salud humana y biótica del entorno, pues contienen gran cantidad de microorganismos patógenos.

El constante incremento en la población mundial genera a su vez un aumento en la producción de biosólidos, lo que implica encontrar alternativas adecuadas para su disposición final, puesto que, si este subproducto es dispuesto directamente en el suelo sin tratamiento previo, puede transportar patógenos por efectos de la escorrentía, lo que ocasiona altos niveles de riesgo.

El compostaje es una alternativa en el tratamiento de biosólidos, puesto que le permite la estabilización de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

* Universidad Santo Tomás, seccional Tunja. Correo de electrónico: brigid.pacheco@usantoto.edu.co

** Universidad Santo Tomás, seccional Tunja.

Asimismo la adición de larvas de escarabajo coadyuva a la reducción de microorganismos presentes en el subproducto.

El seguimiento al comportamiento de los parámetros en las etapas de biotransformación permitirá determinar las condiciones óptimas para el proceso, obteniendo un material que pueda ser clasificado de acuerdo con los rangos mínimos establecidos por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) y brindando la posibilidad de disponer adecuadamente de dicho residuo.

Palabras clave: biosólidos, biotransformación, compostaje, fisicoquímicos y microbilógicos.

Introducción

El aumento de la población y el desarrollo socioeconómico son factores importantes que influyen en la expansión de zonas urbanizadas en el mundo. Este contexto trae consigo implicaciones ambientales, económicas y sociales (Schimer, Leschik y Musolff, 2013), las cuales están asociadas a un incremento en la generación de residuos sólidos, como la producción de biosólidos a partir del tratamiento de aguas residuales (Vélez, 2007).

Los biosólidos son subproductos procedentes del tratamiento de aguas residuales que pueden ser estabilizados parcial o totalmente durante los procesos de tratamiento de las aguas; la preocupación referente a su disposición proviene de un incremento en la cantidad de producción del mismo, asociado a un aumento en la proporción de población mundial que en la actualidad cuenta con acceso al tratamiento de aguas residuales (Antunes, Schumann, Brodie, Jacob y Schneider, 2017).

En Colombia para 2013 cerca de 480 municipios contaban con sistemas de tratamiento de aguas residuales, lo que equivale al 43,5 % de los municipios del país. En Boyacá de los 123 municipios que pertenecen al departamento, un 32,5 % contaba para el mismo año con sistemas de tratamiento de aguas residuales (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, 2013), lo que supone cifras no muy altas, pero con tendencia a incrementar, pues para finales de 2016 se estimó que aproximadamente 541 de los municipios en el país poseían sistemas de tratamiento de agua residual, notando un aumento de 5,5 % en tan solo tres años (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, 2017).

Las alarmas se encienden en el afán por disponer adecuadamente estos biosólidos a través de alternativas seguras, adicionales a los métodos convencionales, y teniendo en cuenta que este tipo de residuos se caracteriza por su alto contenido de metales pesados y patógenos (Agrafioti, Bouras, Kalderis y Diamadopoulos, 2013).

Algunos estudios consideran que los biosólidos producidos como residuos de alcantarillados municipales por su contenido de patógenos, si llegarán a ser aplicados al suelo pueden ser transportados por escorrentía, suponiendo riesgos para la salud humana (Clarke, Peyton, Healy, Fenton y Cummins, 2017). Asimismo, estudios afirman que dichos residuos por ser ricos en materia orgánica descomponible pueden ser una posible fuente importante de gases de efecto invernadero (Majumder, Livesley, Gregory y Ardt, 2014).

Conociendo la importancia de realizar un manejo adecuado de los biosólidos, se presume de tratamientos bastante comunes dentro de los cuales se incluye el compostaje, la estabilización alcalina y el tratamiento térmico en términos de desinfección (Torres, Madera y Silva, 2009).

Pese a que el porcentaje de lodos que se produce en las plantas de tratamiento de aguas residuales representa una pequeña fracción en relación con el volumen de aguas residuales procesadas, su manejo equivale hasta un 50 % de los costos totales de operación de una planta (Spinosa et al., 2011), incrementando así las razones por las cuales se requiere de la implementación de procesos o métodos que permitan dar usos adecuados a los biosólidos de forma eficaz y eficiente.

Si bien la estabilización de biosólidos está limitada por diferentes aspectos, como metales pesados, agentes patógenos y atracción de vectores (Mazzarino et al., 1997), se pretende que este estudio lleve a cabo su biotransformación mediante larvas de escarabajo estercolero, de forma que se contribuya al conocimiento científico respecto de la eficiencia de las mismas en la absorción de metales pesados y en la variación en parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, a fin de determinar si este es un proceso adecuado en el manejo de biosólidos producidos en plantas de tratamiento de agua residual.

Metodología

La metodología de la investigación está basada en el proceso de biotransformación del biosólido procedente de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de Tunja. Se diseñaron pilas de compostaje que determinan el volumen de material a compostar; asimismo, se llevó a cabo la recolección de muestras y el montaje en su fase experimental, estabilizando el sustrato con caña de azúcar para posteriormente dar inicio al proceso de biotransformación adicionando larvas de escarabajo. Cabe resaltar que todo el proceso requirió de un seguimiento en la evaluación y el análisis de los diferentes parámetros fisicoquímicos y microbiológicos que permitió verificar sus avances.

Finalizada la fase experimental, que tendría una duración de cuatro meses, se procedió a la evaluación del producto final, que determinaría las condiciones del biosólido al final del proceso de biotransformación, clasificándolo según la EPA.

- *Diseño y montaje experimental*

En un área de 50 m² dispuesta en la PTAR de Tunja se configuraron tres pilas de compostaje con las siguientes características: una pila No. 1 con un volumen de 3 m³ compuesta por 40 % de material de enmienda y 60 % de biosólido. Una pila No. 2 con un volumen de 1,5 m³ compuesta por 40 % de material de enmienda, 60 % de biosólido y adición de cal, y una pila No. 3 con un volumen de 1,5 m³ compuesta por 100 % de biosólido.

La mezcla del material se realizó en capas de 20 cm con el fin de obtener una mezcla homogénea; la tercera pila fue una muestra de control que solo contenía biosólido, lo que permitió hacer una comparación en el comportamiento de los parámetros a medir. Una vez estabilizados los parámetros fisicoquímicos del material se realizó la adición de larvas de escarabajo, las cuales darían curso al proceso de biotransformación; la duración de la fase experimental estuvo estimada en cuatro meses. En la figura 1 se observa el montaje de pilas.

- *Toma de datos y análisis de resultados*

Durante los cuatro meses de la fase experimental se llevó a cabo una toma de datos de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos mensuales, con volteos periódicos para conservar la aireación y humedad del material compostado. De la misma manera, se realizó un análisis comparativo de los resultados arrojados por los análisis de laboratorio, de forma que se establecieron parámetros y condiciones mínimas de biotransformación. A su vez se efectuó un control en la temperatura y en el pH de las pilas diariamente.

Resultados y discusión

Durante el primer mes a partir del montaje de las pilas de compostaje se observó un comportamiento variable en el pH del material (como se observa en la figura 2). En los cinco primeros días este material tendió a la acidez y a medida que transcurrieron los siguientes 25 días aumentó a un rango de entre siete y ocho unidades de pH, lo que evidenció una inclinación a la basicidad, lo cual favoreció las condiciones de degradación de la materia.

La temperatura dentro de las pilas fue medida en tres puntos: el primero en un costado a 45°, el segundo al costado posterior, en forma horizontal, y el tercero

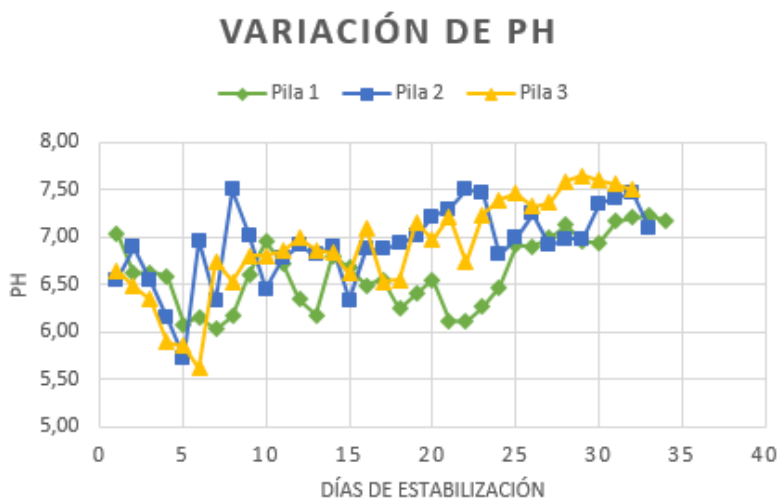
desde la parte superior en forma vertical; las lecturas son promediadas para obtener un dato de temperatura diaria.

Se observó a partir de los resultados parciales durante el primer mes, que la pila que contiene mayor volumen presenta mayor estímulo a la variación de la temperatura, lo que evidencia un comportamiento favorable. Sin embargo, las dos pilas que contienen menor volumen tendieron a mantener la misma temperatura diaria, lo que impidió los resultados esperados en cuanto a las propiedades fisicoquímicas del biosólido.

Figura 1. Montaje de pilas de compostaje compuestas de biosólido y caña de azúcar como material de enmienda en capas de 20 cm



Figura 2. Comportamiento del pH en las tres pilas de compostaje



Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

Mediante la primera etapa de la experimentación se observa el incremento de la temperatura asociada al volumen de las pilas de compostaje y a la disminución del pH debido a la presencia de hongos y al mismo proceso de degradación de la materia. Esto indica un comportamiento adecuado en un proceso de estabilización.

Se espera establecer las condiciones adecuadas para llevar a cabo un proceso de biotransformación a través del comportamiento de los principales parámetros físico-químicos y microbiológicos del biosólido, antes, durante y después del proceso de biotransformación. Se busca, también, comparar los resultados con la normatividad vigente para clasificar el biosólido estabilizado según la EPA. Esto para lograr alternativas de disposición final del biosólido, sin afectar el ambiente, sus ecosistemas y la salud humana.

Referencias bibliográficas

- Agrafioti, E., Bouras, G., Kalderis, D. y Diamadopoulos, E. (2013). Biochar production by sewage sludge pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 101, 72-78.
- Antunes, E., Schumann, J., Brodie, G., Jacob, M. y Schneider, P. (2017). Biochar produced from biosolids using a single-mode microwave: characterization and its potential for phosphorus removal. *Journal of Environmental Management*, 196, 119-126.
- Clarke, R., Peyton, D., Healy, M., Fenton, O. y Cummins, E. (2017). A quantitative microbial risk assessment model for total coliforms and *E. coli* in surface runoff following application of biosolids to grassland. *Environmental pollution (Barking, Essex, 1987)*, 11-21.
- Mazzarino, M. J., Laos, F., Satti, P., Roselli, L., Costa, G., Moyano, S. y Burgoa, C. (1997). Lodos cloacales en Bariloche: de residuos peligrosos a recurso agronómico. *Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, (30), 34-39.
- Majumder, R., Livesley, S., Gregory, D. y Ardt, S. (2014). Biosolid stockpiles are a significant point source for greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Management*, 143, 34-43.
- Schimer, M., Leschik, S. y Musloff, A. (2013). Current research in urban hydrogeology—A review. *Advance in Water Resources*, 51, 280-291.
- Spinosa, L., Ayol, A., Baudez, J-C., Canziani, R., Jenicek, P., Leonard, A., Rulkens, W., Xu, G., Van Dijk, L. (2011). Sustainable and Innovative Solutions for Sewage Sludge Management. *Water*, 3, 702-717. Doi: 10.3390/w3020702
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2013). *Informe Técnico sobre Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales en Colombia*. Superservicios. https://issuu.com/luisespinosa7/docs/informe_tecnico_sobre_sistemas_de
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2017). *Estudio sectorial de los servicios públicos domiciliarios de acueducto y alcantarillado. Informe Sectorial 2014-2017*. Superservicios. https://www.superservicios.gov.co/sites/default/archivos/Publicaciones/Publicaciones/2019/Ene/informe_sectorial-cuatrenio_2014-2017_.pdf
- Torres, P., Madera, C. y Silva, J. (2009). Mejoramiento de la calidad microbiológica de biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista EIA*, (11), 21-37.
- Vélez, J. A. (2007). Los biosólidos: ¿una solución o un problema? *Producción + Limpia*, 2(2), 57-71. http://lasallista.edu.co/fxcul/media/pdf/RevistaLimpia/vol2n2/PL_V2N2_57-71_biosolidos.pdf

Influencia de las explotaciones auríferas de la zona baja de la cuenca del río Dagua sobre la contaminación por mercurio en la bahía de Buenaventura de 2004 a 2017

DIANA CAROLINA HERNÁNDEZ PUENTES*

FRANÇOIS HERRERA JACQUELIN**

NATALÍ DELGADO OROZCO***

Resumen

Dentro del contexto de la pasantía en la Comisión Colombiana del Océano en el Comité de Prevención de Contaminación Marina, grupo de Minería y Recurso Hídrico, se desarrolla el proyecto que se enmarca en la zona baja del río Dagua, el cual desemboca en la bahía del municipio de Buenaventura, que a su vez se conecta con el Océano Pacífico.

En esta zona de estudio se han evidenciado conflictos relacionados con actividades de extracción minera legal e ilegal de oro, cuyo impacto más conocido por su gravedad es la contaminación por mercurio. A pesar de presentarse constantemente en la zona esta problemática ha sido complejo ejercer control por parte de las autoridades, dado que se encuentra clasificada como zona roja.

El mercurio no solo ha incidido en el cauce del río, sino que ha afectado a la bahía de Buenaventura, en donde, entre diversidad de estudios realizados se ha encontrado

* Universidad Santo Tomás, Bogotá. Correo electrónico: dianahernandezp@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomás, Bogotá.

*** Comisión Colombiana del Océano.

este metal en peces como la mojarra, la lisa y la corvina; en pelícanos, macroinvertebrados como jaibas, camarón tigre y langostinos y comunidades bentónicas.

Este proyecto pretendió identificar y analizar la tendencia de la presencia de mercurio en la bahía de Buenaventura y la zona baja de la cuenca del río Dagua del 2004 a 2017. A través de información secundaria de entidades gubernamentales, instituciones académicas e investigaciones independientes se buscó identificar las medidas para el control, la mitigación o la minimización de los impactos negativos de la minería aurífera, específicamente en la zona baja de la cuenca del río Dagua, asimismo nos enfocamos en hallar los efectos sobre la bahía de Buenaventura, con el fin de hacer hincapié en la magnitud del impacto que la actividad minera ha tenido y hacer un llamado de alerta regional y nacional al respecto.

Palabras clave: minería ilegal e informal, población vulnerable, río Dagua, Buenaventura, mercurio.

Introducción

La cuenca hidrográfica del río Dagua se encuentra dentro de los límites geográficos del departamento de Valle del Cauca; nace en el corregimiento de San Bernardo, municipio de Dagua, sobre los 2.000 msnm, y desemboca en el Océano Pacífico, en el municipio de Buenaventura. Tiene una longitud aproximada de 125 kilómetros (Torres, Pinzón, Esquivia, Parra y Espitia, 2012).

En la zona baja del río Dagua, ubicada en el municipio de Buenaventura, se han evidenciado problemas relacionados con actividades como la minería de extracción de materiales de arrastre y de oro, siendo esta última la que ha cobrado más importancia por su magnitud e impacto.

En el municipio existe una tendencia por parte de las unidades de producción minera (UPM) de no contar con título minero (minería informal e ilegal) para desarrollar labores de explotación. Así se registra en el censo minero departamental 2010-2011: en el caso específico del oro se indica que de 4,133 UPM de oro, el 86,7 % labora sin el correspondiente título minero, y tan solo el 13,3 % lo hace de manera legal (Ministerio de Minas y Energía, 2016; Plan Nacional de Ordenamiento Minero [PNOM], 2014).

En el corregimiento de Zaragoza, situado en la parte baja de la cuenca del río Dagua, se expone el caso más representativo de minería aurífera, que en el 2009 presentó un incremento en unidades de explotación ilegal sobre 8 km aguas arriba de la vereda Zaragoza y 22 km aguas abajo del mismo, sobre el cauce principal del río (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, 2017a).

Igualmente, en la zona baja de la cuenca del río Dagua, en las subcuencas de los ríos Escalerete y San Cipriano, que conforman la Reserva Forestal Protectora de los ríos Escalerete y San Cipriano, también se han identificado casos de minería ilegal. Así lo evidenció la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) en el 2011 a través de un oficio remitido a Hidropacífico. En dicho documento el operador del agua en el Puerto de San Cipriano advirtió que sí había minería ilegal (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, 2014), lo que representaba una problemática, ya que la reserva se constituye en la fuente de abastecimiento de agua potable que esta ofrece a los habitantes del distrito y a las instalaciones del puerto allí localizadas.

La explotación minera aurífera provoca la contaminación por metil mercurio (Ministerio de la Protección Social, 2008), dado que es la forma tradicional de extracción y separación de este material del suelo (rocas, piedras o arena que lo contienen). Esta metodología es usada sin ninguna regulación en actividades de minería artesanal e ilegal.

Los impactos de la explotación de oro no solo han incidido en el cauce del río, sino que afectan a la bahía de Buenaventura en su desembocadura al Pacífico; la bahía es nicho de conservación de diversidad de especies de peces y moluscos para el consumo humano; cuenta con zonas naturales de alimentación de aves; se encuentran ecosistemas de manglar, bosques naturales y es epicentro de turismo, entre otros.

Allí, entre diversidad de estudios realizados, el grupo de investigación en Ecología y Contaminación Acuática de la Universidad Nacional de Palmira, como evidencia de las actividades mineras auríferas que se realizan en las cuencas de los ríos, reportó en el 2010 mercurio en la sangre y músculos de la mojarra, la lisa, la corvina, el ronco y el ñato en la bahía de Buenaventura (Agencia de Noticias Universidad Nacional, 2010). A su vez en las orillas del río Dagua se encontraron trazas de mercurio en cinco clases de anfibios en estado larval, en pelícanos y macroinvertebrados como jaibas, camarón tigre y langostinos y comunidades bentónicas.

Finalmente, se evidenció la falta de un documento que compile los estudios de los impactos negativos generados por la minería de oro, así como de la calidad del agua continental y marina de la zona de estudio —como los dados por la CVC, la Contraloría General de la República y el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar), universidades y demás investigaciones científicas relacionadas— como un argumento para provocar estrategias de acción interinstitucional para afrontar esta problemática ambiental.

Metodología

A través de fuentes secundarias se compiló información relacionada con estudios de ecología e impacto generado por la minería aurífera en el municipio de Buenaventura y las medidas implementadas para su control, mitigación o minimización, específicamente en la zona baja de la cuenca del río Dagua y los efectos sobre la bahía de Buenaventura.

Las fuentes de información fueron entidades gubernamentales como la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, la Contraloría General de la Nación, el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam), instituciones académicas como la Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira, y la Universidad del Valle e investigaciones independientes.

Resultados y discusión

Características socioeconómicas

Vale destacar que el municipio de Buenaventura concentra 8 % de población indígena y 88,5 % afrodescendiente. En la parte baja de la cuenca del río Dagua, que se constituye en el área de influencia directa de la explotación minera, se encuentran tres comunidades negras: la Comunidad Negra del Consejo Comunitario de Alto y Medio, con una población de 2.080 habitantes; la Comunidad Negra del Consejo Comunitario de Córdoba y San Cipriano, con 1.235 habitantes, y la Comunidad Negra del Consejo Comunitario Citronela, con 485 personas (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, 2017a; Torres et al., 2012).

La población en el departamento de Valle del Cauca es en su mayoría vulnerable por su condición étnica, pues existen diferencias en la calidad de vida de estas minorías con respecto a los que no hacen parte de ninguna etnia (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo [PNUD], 2008).

El 58 % de la población étnica se relaciona por debajo de la línea de pobreza y el 19 % por debajo de la línea de indigencia, contra el 49 % y 12 % en los hogares no étnicos (PNUD, 2008; Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, 2017b). Las diferencias también se reflejan en el régimen contributivo, acceso a la educación, y relación con la cobertura del servicio de agua, que es de 8 horas día de por medio para el 71 % de la población étnica, entre 12 y 16 horas el 21 % y entre 16 a 24 horas el 8 % (PNUD, 2008; Departamento Nacional de Estadística [DANE], 2010).

Las comunidades, en términos generales, ejercen la pesca y la minería como medio de subsistencia, además del comercio, como en la zona baja de la cuenca del río Dagua. De este río se demanda anualmente para uso agrícola un 49 %, ambiental 46,0 %, industrial 3,6 %, doméstico 0,5 % y pecuario 0,002 % (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, 2017a).

Este estado de vulnerabilidad se ha visto agravado por la historia del conflicto armado y los grupos criminales que constantemente han hecho presencia en el municipio, como el Ejército de Liberación Nacional (ELN), el Frente 30, las Autodefensas Unidas de Colombia (AUC) y bandas criminales como “Los Rastrojos”, “Los Urabeños” y una agrupación conocida como “La Empresa”, que funciona bajo el modelo de oficina de cobro que trabaja para cualquiera de los grupos que solicitan sus servicios (Torres et al., 2012).

La presencia de estos grupos criminales no solo se ve reflejada en los niveles de homicidios, sino en los desplazamientos forzados desde diversos puntos de la Costa Pacífica, pues muchas familias han llegado al casco urbano para asentarse en las zonas de baja mar en cambuches, ranchos y viviendas lacustres (*Diario El País*, 2017); también se nota el fortalecimiento tanto de la economía ilegal como del narcotráfico y la producción de clorhidrato de cocaína, la expansión de cultivos de uso ilícito y la presencia permanente de la minería ilegal (Torres et al., 2012).

Minería en el Valle del Cauca

Como se registró en el censo minero departamental 2010-2011 existe una tendencia de las UPM a no tener título minero (Torres et al., 2012). En la zona baja del río Dagua se han observado problemas relacionados con actividades como la minería de extracción de materiales de arrastre y de oro, siendo esta última la que ha cobrado más importancia por su magnitud e impactos.

En el municipio de Buenaventura en el 2013 se registraron 21 títulos mineros vigentes y 210 solicitudes solo para extracción de oro. En el 2017 se tiene que se extrajeron de forma legal 24 kilogramos de este mineral, tal como lo presenta el documento “Estudios Socioeconómicos No. 7. Minería”. Como se mencionó anteriormente, el tipo de mineral extraído en el municipio es primordialmente el oro; su presencia se identifica en los tres principales ríos del territorio, Raposo, Dagua y Anchicayá, estos dos últimos desembocan en la bahía de Buenaventura (Torres et al., 2012).

Beneficio de oro en la minería aluvial y el mercurio

En la minería aluvial el sistema de beneficio es realizado mediante concentración gravimétrica, el cual se puede combinar con la amalgamación y en pocos casos a través de destilación. El beneficio se puede ejecutar en circuito abierto o semicerrado.

Cabe destacar que Colombia se divide en distritos mineros, Buenaventura pertenece al de Cali-Dovio; allí el valor promedio de uso de mercurio por minería de aluvión es de 13,5 gramos por gramo de oro recuperado (Organización de las Naciones Unidas [ONU], 2019; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS], 2014).

Sin embargo, se debe tener en cuenta que no todo el mercurio utilizado en la Minería Aurífera Artesanal y de Pequeña Escala (Maape) de oro se consume en el proceso de amalgamación; parte de este metal es recuperado en diferentes operaciones y por diferentes métodos. Dependiendo de la relación mercurio/oro utilizado en el proceso de amalgamación, la amalgama sale más seca o con alto contenido de oro, o más líquida o con poco contenido del metal. La recuperación de mercurio en un proceso de amalgamación de circuito abierto de pequeña minería aurífera en minería de aluvión está entre el 23 % y el 77 %.

Específicamente en Buenaventura la recuperación de mercurio en el beneficio de oro en minería aluvial, por el método de extracción con retroexcavadoras y el método de beneficio de amalgamación en canalones con flujo abierto, es del 77,5 %. Según el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (Pnuma) y el MADS, hay una amplia producción anual de oro en gramos en el municipio de Buenaventura (figura 1).

Asimismo, desde 1995 se han registrado hallazgos de mercurio en la bahía de Buenaventura, así como actividades mineras ilegales, con un mayor pronunciamiento desde el 2009 hasta el 2015, según información de la CVC. Estos datos se muestran en la figura 2.

Figura 1. Producción de oro del municipio de Buenaventura (distrito minero Cali-Dovio) en gramos 2003-2013



Fuente: elaboración propia.

Figura 2. Hallazgos de mercurio en la bahía de Buenaventura (Valle del Cauca)

No.	Año publicación/ Años estudios	Institución	Nombre	Agua	Sedimen- tos	Organismos		
1	1997 (1995-1996)	Universidad del Valle	Estudio y evaluación de metales traza en aguas, sedimentos y organismos marinos de la bahía de Buenaventura	0,1–1,0 ppb	0,2–0,6 mg/kg	Anadara tuberculos a (pian gua), Arius Troschelli (pez ñato) y callinectes Taxotes (jaibas)		
						Jaibas		
						Sitio de muestreo	Tejido	Hg (ug/g)
						1	Músculo	0,019
							Intestino	N. D.
						2	Músculo	0,01
							Intestino	0,04
						3	Músculo	0,01
							Intestino	0,06
						4	Músculo	0,06
							Intestino	0,06
						5	Músculo	0,01
							Intestino	0,06

No.	Año publicación/ Años estudios	Institución	Nombre	Agua	Sedimen- tos	Organismos
2	2013 (2012)	Universidad Nacional de Colombia	Bioacumulación de mercurio en larvas de anuros en zona de impacto por la minería de oro en el Medio Dagua, Buenaventura	-	0,0609 (\pm 0,001) ug/g zona de alto impacto 0,0578 (\pm 0,00002) ug/g zonas de impacto desconocido	Zona de alto impacto 0,1569 (\pm 0,007) ug/g con un IB de 0,096 (\pm 0,005) ug/g Zona de impacto desconocido 0,1081 (\pm 0,003) ug/g con un IB de 0,0503 (\pm 0,002) ug/g
3	2017 (2015)	Universidad Nacional de Colombia	Influencia de las variables ambientales en la estructura de las comunidades bentónicas y su relación con el flujo de mercurio en la bahía de Buenaventura	-	0,04–0,10 ug/g	0,053 ug/g y 0,038 ug/g peso seco en equinodermas 0,06 ug/g y 0,17 ug/g crustáceos decápodos juveniles 0,04–0,19 ug/g de HgT paliquetas 0,04–0,10 ug/g de HgT moluscos bivalvas
4	2017 (2015)	Universidad Nacional de Colombia	Relación entre el contenido de mercurio de macroinvertebrados y las variables ambientales de la bahía de Buenaventura	-	0,15–0,01 ppm	0,75 ppm C. arcuatus 0,019 ppm M. tenellum 0,024 ppm L. columbiana
5	2009	Universidad Nacional de Colombia	Normalidades nucleares en eritrocitos causados por mercurio en peces (lisa) de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano	-	-	-
6	2009	Universidad Nacional de Colombia	Anormalidades nucleares en eritrocitos causados por mercurio en peces (mojarra) de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano	-	-	-

No.	Año publicación/ Años estudios	Institución	Nombre	Agua	Sedimentos	Organismos
7	2002	Universidad Complutense de Madrid	Determinación de mercurio en organismos marinos de interés comercial y su relación con los niveles de la población de pescadores en algunas zonas del Pacífico colombiano	-	0,03–0,66 ppm 0,01–0,82 ppm moluscos	9,1 ug/g cabello 36,15 ug/l sangre humanos
8	2016	Universidad Nacional de Colombia	Mercurio en peces de la bahía de Buenaventura	-	-	-
9	2014	Universidad Nacional de Colombia	Peligra supervivencia de pelícanos del Pacífico por mercurio	-	-	0,39 ug/g anchovetas 0,18 ug/g sardinas 0,02 ug/g lisas > 0,5 ug/g otros peces
10	2004 (2002-2003)	Universidad Santiago de Cali–Universidad del Valle	Uso de algas benticas como indicadores de contaminación por metales pesados en la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano	0,001 y 0,018 ppm	-	0,050 y 0,198 ppm B. Calliptera 0,000 y 0,0181 ppm R. Riparium

Conclusiones

Se puede observar en la línea de tiempo la posible relación en el aumento de la presencia de UPM auríferas en Buenaventura, en especial sobre la zona media y baja de la cuenca del río Dagua y los hallazgos de mercurio en la bahía de Buenaventura.

A pesar de que se han ejecutado acciones para el control de la minería informal e ilegal en la zona y emitido normativas y planes de acción, aún persisten este tipo de actividades. Se puede apreciar falta de coordinación interinstitucional gubernamental de las acciones que estos deben ejecutar, la fugacidad de las actividades por su pequeña escala y fácil desplazamiento, y problemas en el monitoreo de parámetros fisicoquímicos del agua (Torres et al., 2012).

Los diferentes estudios ecológicos en los que se han detectado concentraciones de mercurio en organismos han presentado una alerta de acción y una línea base para la ejecución de procesos de biorremediación. A su vez la variedad de algas tiene la característica de acumular los metales pesados; estas pueden ser usadas para la descontaminación de los cuerpos de agua.

Es preciso que la alcaldía del municipio de Buenaventura realice un estudio de salud en la población con relación a concentraciones de mercurio y otros contaminantes derivados de la minería informal e ilegal, pues como se puede evidenciar en la investigación *Determinación de mercurio en organismos marinos de interés comercial y su relación con los niveles de la población de pescadores en algunas zonas del Pacífico colombiano* (Ardila, 2000) se encontraron en sangre y pelo trazas de este metal en pescadores por la dieta alimenticia de pescados y moluscos. Este estudio se debería ejecutar con una periodicidad definida, además de remitir una alerta de urgencia, emitir un diagnóstico de la salud de la población y establecer planes para la atención de los afectados y acciones de prevención.

Es importante que a nivel nacional se ejecute una mejor vigilancia del destino de los recursos de cada municipio con el fin de verificar que se estén gestionando de la mejor manera. Es clave identificar fallas que el mismo Gobierno tiene con respecto a la inversión en cada uno de los departamentos con el fin de que se pueda cumplir con las necesidades de la población en favor del desarrollo sostenible del territorio.

Referencias bibliográficas

- Agencia de Noticias Universidad Nacional. (2010). *Peces de Buenaventura están contaminados con mercurio*. <http://agenciadenoticias.unal.edu.co/detalle/article/peces-de-buenaventura-estan-contaminados-con-mercurio.html>
- Ardila, C. (2000). *Determinación de mercurio en organismos marinos de interés comercial y su relación con los niveles de la población de pescadores en algunas zonas del Pacífico colombiano* (Tesis doctoral). Madrid, Universidad Complutense de Madrid. <https://eprints.ucm.es/4201/1/T24409.pdf>
- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. (29 de octubre de 2014). *Conflictos mineros del Valle en mesa regional minera*. <https://www.cvc.gov.co/carousel/630-conflic-minero>
- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. (2017a). *Balance oferta-demanda de agua cuenca del río Dagua*. CVC, Dirección Técnica Ambiental. Grupo de Recursos Hídricos. https://www.cvc.gov.co/sites/default/files/2018-09/Balance_Dagua_o.pdf

- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. (2017b). *Informe de gestión vigencia 2017. Plan de acción cuatrienal 2016-2019. “Hechos de paz con la naturaleza”*. <https://www.cvc.gov.co/sites/default/files/2018-07/Informe-de-Gestion-2017.pdf>
- Departamento Nacional de Estadística [DANE]. (2010). *Boletín censo general 2005. Buenaventura, Valle del Cauca*. https://www.dane.gov.co/files/censo2005/PER-FIL_PDF_CG2005/76109T7T000.PDF
- Diario El País. (7 de febrero de 2011). *En San Cipriano sí hay minería ilegal: CVC*. <http://www.elpais.com.co/valle/en-san-cipriano-si-hay-mineria-ilegal-cvc.html>
- Diario El País. (22 de mayo de 2017). *Las cifras de la crisis en buenaventura, el principal puerto sobre el Pacífico*. <http://www.elpais.com.co/valle/las-cifras-de-la-crisis-en-buenaventura-el-principal-puerto-sobre-el-pacifico.html>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS]. (22 de diciembre de 2014). *MinAmbiente lanza Plan Único Nacional de Mercurio*. <https://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article/2-noticias/1613-el-uso-sostenible-de-los-bosques-prioridad-de-minambiente-763>
- Ministerio de la Protección Social. (2008). *Guía de manejo de urgencias toxicológicas*. Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Toxicología y Centro de Información y Asesoría Toxicológica. https://medicosgeneralescolombianos.com/Guias_2009/Guia_Manejo_Urgencias_Toxicologicas.pdf
- Ministerio de Minas y Energía. (2016). *Auditoría de gestión. Dirección de formalización minera con base en el plan de acción anual (PAA) a 31 de diciembre de 2008*. <https://www.minenergia.gov.co/documents/10192/24077183/OCI-Inf-2019-0027+Gesti%C3%B3n+Formalizaci%C3%B3n.pdf/e2dc2f51-2e7a-419b-955e-04dcf404d7a7>
- Organización de las Naciones Unidas [ONU]. (2019). *Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente*. <https://www.un.org/ruleoflaw/es/un-and-the-rule-of-law/united-nations-environment-programme/>
- Plan Nacional de Ordenamiento Minero [PNOM]. (2014). *Documento Anexo a Resolución UPME 0256 de 2014*. Ministerio de Minas y Energía. http://www1.upme.gov.co/simco/PlaneacionSector/Documents/PNOM_EN_EXTENSO.pdf
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo [PNUD]. (2008). *Informe Regional de Desarrollo Humano. Hacia un Valle del Cauca incluyente y pacífico*. http://hdr.undp.org/sites/default/files/nhdr_colombia_2008.pdf
- Torres, J., Pinzón, M., Esquivia, M., Parra, A. y Espitia, E. (2012). *La explotación ilícita de recursos minerales en Colombia. Casos del Valle del Cauca (río Dagua)–*

Chocó (río San Juan). Efectos sociales y ambientales. Contraloría General de la República. <https://mineriavscolombia.files.wordpress.com/2015/04/contraloria-amplio-estudio.pdf>

Análisis del comportamiento ambiental de la mezcla polipropileno-poliestireno expandido reciclado y polipropileno-fibra de vidrio para la fabricación de autopartes por medio del análisis de ciclo de vida

ERIKA ROCÍO CADENA REYES*

LEIDY JULIANA CASTIBLANCO MONCADA**

ANA PAOLA BECERRA QUIROZ***

PAOLA ANDREA ACEVEDO PABÓN****

Resumen

Este artículo propone el análisis de una evaluación ambiental de la mezcla de dos tipos de polímeros que se pueden utilizar para la fabricación de autopartes por medio de la metodología de análisis de ciclo de vida (ACV) y el software SimaPro, que es por el cual se determina la magnitud, la frecuencia y el impacto generado en la producción de cada mezcla para la fabricación de autopartes.

Palabras clave: evaluación ambiental, análisis de ciclo de vida, mezcla, poliestireno expandido.

* Universidad Santo Tomás, sede Bogotá. Correo de electrónico: erikacadena@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomás, sede Bogotá.

*** Universidad Santo Tomás, sede Bogotá.

**** Universidad Santo Tomás, sede Bogotá.

Introducción

La generación de residuos sólidos en el mundo es alarmante, estos van “de 7 a 10 billones de toneladas de residuos sólidos urbanos de los hogares, el comercio, la industria y la construcción” (Valencia, Orejuela y Manyoma, 2015), de los cuales, para el caso de Colombia, la composición física del producto de todos sus residuos sólidos corresponde en un 13 % a plásticos y afines, lo que arroja un valor aproximado de 3.400 toneladas de desechos diarios en rellenos sanitarios (Jaramillo y Zapata, 2008).

Para dar una solución al problema de generación de residuos sólidos se propone el reciclaje, que es la utilización de productos que han culminado su vida útil para reincorporarse de nuevo en el sistema productivo y fabricar un nuevo producto. Para esto se debe tener en cuenta el impacto ambiental que genera el nuevo producto fabricado a partir de reciclaje mecánico e identificar si es menor o mayor con respecto al producto elaborado con materia prima virgen.

Por lo anterior se propone la metodología de análisis de ciclo de vida, que evaluará el producto “de la cuna a la tumba” y calculará el daño ambiental que está generando cada una de las dos mezclas. De esta manera se podrán evaluar los impactos ambientales generados por este nuevo producto; en razón se toman los balances de masa para cada una de las mezclas y se introducen los datos al software SimaPro, con el fin de calcular el daño ambiental.

Metodología

Para el desarrollo del proyecto se usó la metodología de *análisis de ciclo de vida*, la cual permitió hacer una evaluación ambiental a dos escenarios propuestos como alternativas para la fabricación de autopartes. El análisis de ciclo de vida se estandarizó en la ISO 14040 con el objetivo de contribuir a la gestión ambiental en el sector productivo. Su aplicación se estructuró en tres etapas:

- *Definición del objetivo y alcance*: el objetivo del trabajo fue evaluar el comportamiento ambiental de la mezcla polipropileno-poliestireno expandido reciclado y polipropileno-fibra de vidrio para la fabricación de autopartes por medio del análisis de ciclo de vida. Los resultados obtenidos pretenden ser utilizados para las empresas productoras de autopartes como alternativa para la incorporación de un residuo sólido reciclado a su proceso productivo.

- *Análisis de inventario*: esta etapa consistió en cuantificar entradas y salidas de distintos recursos, como materias primas, insumos, energía, emisiones a la atmósfera, vertimiento y generación de residuos en los dos escenarios.
- *Evaluación de impacto*: para esta etapa se seleccionó la metodología EPD 2013 (*Environmental Product Declaration*) en el software SimaPro 8.0, en el cual se establecieron siete categorías de impacto:
 - Acidification, kg SO₂ eq
 - Eutrophication, kg PO₄ eq
 - Global Warming (GWP100a), kg CO₂ eq
 - Photochemical Oxidation, kg C₂H₄ eq
 - Ozone Layer Depletion (ODP), kg CFC-11 eq
 - Abiotic Depletion, kg Sb eq
 - Abiotic Depletion, fossil fuels MJ

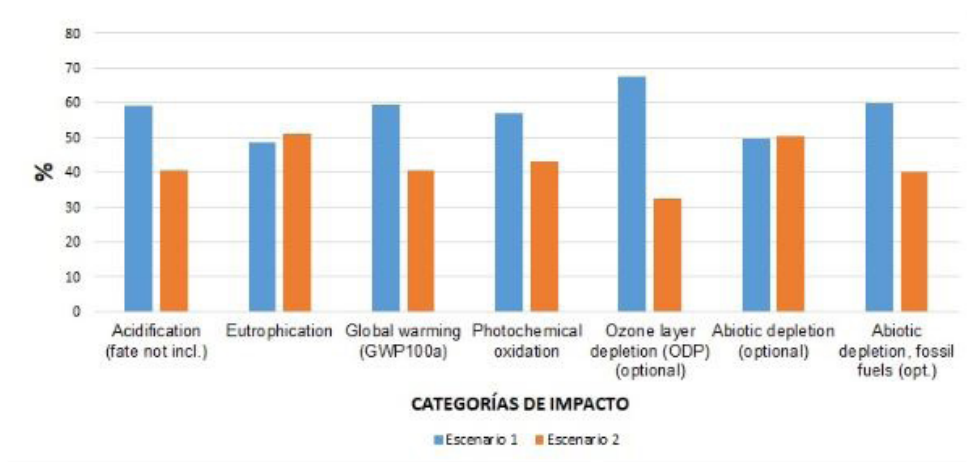
Resultados y discusión

Los resultados obtenidos a través del software SimaPro se registran en la figura 1, la cual muestra una comparación de los dos escenarios en cuanto a aportes para cada una de las categorías de impacto nombradas anteriormente (según la EPD 2013).

El escenario 1, que corresponde a la mezcla polipropileno-fibra de vidrio, tiene un mayor aporte en las categorías de acidificación, calentamiento global, oxidación fotoquímica, agotamiento de la capa de ozono y agotamiento abiótico (combustibles fósiles); en todas posee un aporte de más del 55 %. Mientras que el escenario 2, respectivo a la mezcla polipropileno-poliestireno expandido reciclado, este tuvo mayor aporte con respecto al escenario 1 en las categorías de eutrofización y agotamiento abiótico por diferencias mínimas (entre 2 y 1 %).

Teniendo en cuenta dichos resultados se puede decir que el escenario 2, en donde se incluye un residuo sólido reciclable, como lo es el poliestireno expandido, presenta el mejor comportamiento ambiental, pues sus aportes con respecto al escenario 1 en su mayoría son más bajos, por ejemplo, en la categoría de agotamiento de la capa de ozono se presenta la más alta diferencia con un 35 %, y la menor diferencia está en 14,14 %.

Figura 1. Evaluación ambiental de los escenarios 1 y 2 para cada categoría de impacto



Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

A través de la aplicación de la metodología de análisis de ciclo de vida y con el software SimaPro, se pudo determinar que el escenario 2 presenta un mejor comportamiento ambiental que el escenario 1. Se abre así la posibilidad de incorporar el poliestireno expandido reciclado a la fabricación de autopartes en reemplazo de la fibra de vidrio. De esta manera se disminuyen los volúmenes EPS que van al relleno sanitario.

Referencias bibliográficas

- Jaramillo, G. y Zapata, L. M. (2008). *Aprovechamiento de los residuos sólidos orgánicos en Colombia*. (Tesis de Especialización). Medellín, Universidad de Antioquia. <http://bibliotecadigital.udea.edu.co/handle/10495/45>
- Valencia, K., Orejuela, J. y Manyoma, P. (2015). Modelo matemático para la ubicación de estaciones de transferencia de residuos sólidos urbanos. *Revista EIA*, 12(23), 61-70. <https://www.redalyc.org/pdf/1492/149240051006.pdf>

Evaluación de la biodiversidad del agua de la quebrada Grande usando macroinvertebrados acuáticos para el plan de seguridad de agua del Acueducto Aguasanta E. S. P.

FRANCY LORENA ALDANA HERRERA*

JUAN SEBASTIÁN RADA CASTRO**

ÁNGELA MARÍA JARAMILLO LONDOÑO***

ANDRÉS FELIPE MARTÍNEZ URREGO****

DAYAM SORET CALDERÓN RIVERA*****

Resumen

El objetivo de este estudio es evaluar la calidad del agua de la quebrada Grande, ubicada en el municipio de San Antonio del Tequendama (Cundinamarca), a partir del análisis de macro-invertebrados acuáticos, así como su relación con algunos parámetros fisicoquímicos.

El muestreo enfatizó en la variabilidad estacional de la región. Se realizaron tres mediciones en dos transectos de la quebrada, se valoró la diversidad y se analizó a partir de los índices Simpson, Shannon Weaver y equidad de Pielou la relación

* Universidad Santo Tomás, sede Bogotá. Correo de electrónico: francyaldana@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomás, sede Bogotá.

*** Universidad Santo Tomás, sede Bogotá.

**** Universidad Santo Tomás, sede Bogotá.

***** Universidad Santo Tomás, sede Bogotá.

entre parámetros fisicoquímicos y la riqueza de especies a través del estudio de correspondencia.

Se encontraron 2091 macroinvertebrados pertenecientes a 42 familias. Con esto fue posible evidenciar valores altos de equitatividad y bajos en dominancia. Durante la época seca se presentó mayor diversidad, según los índices de Shannon y Pielou.

Palabras clave: macroinvertebrados acuáticos, calidad del agua, parámetros fisicoquímicos, plan de seguridad del agua.

Introducción

En el marco de la “política para el suministro de agua potable y saneamiento básico en la zona rural”, se realizaron una serie de análisis fisicoquímicos del agua proveniente de la quebrada Grande, en donde se registraron anomalías en algunos de ellos. Por esto, el Acueducto Aguasanta E. S. P. se vio en la necesidad de implementar estrategias para mejorar y asegurar, mediante prácticas de gestión, las condiciones en las que debe entregarse el agua a los pobladores. Para ello acudió a la elaboración de un plan de seguridad del agua, el cual contempla la evaluación de la calidad del agua como punto de partida. De esta manera sería posible evaluar la salud ambiental de la quebrada.

Metodología

Se realizaron tres muestreos: uno en época seca (julio); otro, en periodo de transición (septiembre) y el último, en época lluviosa (diciembre) durante el 2017.

Las áreas del muestreo se ubicaron de la siguiente manera: la primera, en la bocatoma del acueducto (T2), y la segunda, diez metros aguas abajo de la zona de captación (T1). En cada tramo se determinaron las variables ambientales mediante mediciones *in situ*.

El muestreo de macroinvertebrados bentónicos se realizó por medio de una red Surber y Red D-net tomando tres muestras; sedimento grueso (M1), vegetación en rocas y hojarasca (M2), orillas y fondo con sustrato pedregoso (M3).

Se determinó la riqueza específica mediante los modelos de estimación Chao 1 y Jackknife 1. La diversidad, dominancia y equidad de las familias se calculó a través de los índices de Shannon Wiener, de Simpson y el índice de Pielou. También se relacionaron las familias de macroinvertebrados con las variables ambientales y para determinar si las diferencias de diversidad de los dos tramos estudiados y las temporalidades son estadísticamente significativas se realizó la prueba de análisis de varianza de un solo factor (ANOVA).

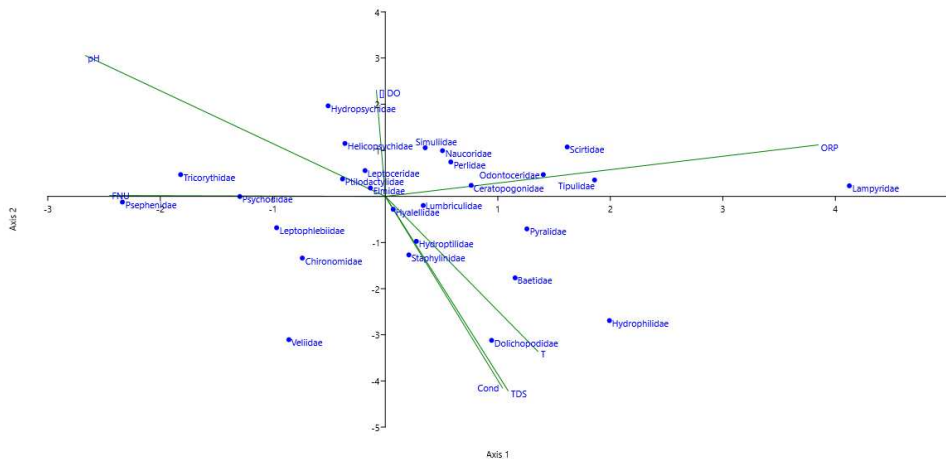
Resultados y discusión

El orden *Trichoptera* presentó la mayor abundancia en la cuenca de la quebrada Grande. *Leptoceridae* fue la familia más encontrada, probablemente por su capacidad de colonizar diferentes hábitats, especialmente aquellos con poca perturbación y con cuerpos de agua bien oxigenados (Hanson, Springer y Ramírez, 2010).

Los coleópteros fueron el segundo orden más abundante del estudio, siendo la familia *Elmidae* la más representativa. Las muestras de vegetación en roca y hojarasca y lecho pedregoso registraron el mayor número de organismos, esto se puede relacionar con sus características fisiológicas y morfológicas, que le permiten habitar en ambientes lóticos, pues se adhieren a diferentes tipos de sustratos (Domínguez, Molineri y Nieto, 2009).

Por su parte, la familia *Chironomidae* representó la mayor abundancia de los dípteros, los cuales se distribuyeron principalmente en lugares donde la corriente del río no fue tan marcada, lejos de los rápidos y turbulencias, aglomerándose en los bordes y zonas de estancamiento, donde son más comunes las trazas de materia orgánica.

Figura 1. Análisis de correspondencia canónica ACC mostrando el ordenamiento entre las familias de macroinvertebrados y las variables ambientales consideradas de la quebrada Grande, municipio de San Antonio de Tequendama



Fuente: elaboración propia.

Referencias bibliográficas

- Domínguez, E. y Fernández, H. (eds.) (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo. https://www.researchgate.net/publication/260417584_Macroinvertebrados_bentonicos_Sudamericanos_Sistematica_y_Biologia
- Hanson, P., Springer, S., y Ramírez, A. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 58(4), 3-37. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/20080/20282>

Integración de energías renovables en el contexto patrimonial Hotel El Prado

JAIR DÍAZ BARBOSA*

DIANA CAROLINA ANGARITA PALACIOS**

ALEJANDRA ALARCÓN BALDOVINO***

DANIELA VICTORIA FALLA GUZMÁN****

ANDRÉS FRANCISCO BOLÍVAR BARRIOS*****

Resumen

La sostenibilidad impulsa el crecimiento económico, pues genera riquezas equitativas para todos sin comprometer el medio ambiente. Actualmente la sociedad se enfrenta a un cambio climático que evoluciona a la implementación de energías renovables y desde una arista global se promueve el desarrollo sostenible.

Las emisiones producidas por un hotel deben evitarse con medidas preventivas de rehabilitación y acondicionamiento para su posterior uso. Es fundamental mitigar el impacto ambiental causado por el uso de energía convencional hidroeléctrica, que es una de las principales causantes del deterioro ambiental y atmosférico del contexto.

Este trabajo presenta una metodología enfocada en reactivar el flujo de usuarios y la eficiencia energética teniendo en cuenta los aspectos de la sostenibilidad

* Universidad Autónoma del Caribe. Correo de electrónico: jair.diaz37@uautonoma.edu.co

** Universidad Autónoma del Caribe.

*** Universidad Autónoma del Caribe.

**** Universidad Autónoma del Caribe.

***** Universidad Autónoma del Caribe.

aplicados en espacios a través de la implementación de una fuente renovable de energía, como la biomasa, en el Hotel El Prado, ubicado en Barranquilla (Atlántico).

Palabras clave: sostenibilidad, patrimonio, energías renovables, historicismo.

Introducción

La energía renovable utiliza los recursos inagotables de la naturaleza, como la biomasa, las radiaciones solares o el viento. A lo largo de la historia las energías renovables han constituido un eslabón relevante en la evolución del hombre desde tiempos remotos, especialmente la solar, la eólica y la hidráulica.

Actualmente en el mundo estas energías son una realidad y no una alternativa; estas han contribuido en gran medida al desarrollo global en industrias, tecnología, ciencia, construcción y demás.

Alrededor de un 80 % de las necesidades de energía en las sociedades en la actualidad giran en torno a la industria, la calefacción, la climatización de edificios y el transporte (coches, trenes, aviones, etc.). Sin embargo, la mayoría de las aplicaciones a gran escala de la energía renovable se concentran en la producción de electricidad. (Instituto para la diversificación y ahorro de la energía [IDAE], 2017)

Las energías renovables han constituido parte importante del progreso global, económico y social, permitiendo el surgimiento de construcciones que influyen en afectaciones al paisaje, al sitio, a la historia y al sentido cultural o patrimonial de determinado contexto. Cabe resaltar que el sentido patrimonial o cultural de paisajes en inmuebles se ha visto expuesto a impactos visuales causados por instalaciones y reformas en la energía renovable y todo lo que esta ha implicado, por ello debe existir un equilibrio armónico entre ambos puntos, donde los avances de las energías renovables sean un complemento y sumen al sentido de pertenencia en patrimonio y valoración que se tenga de un lugar.

Metodología

El plan de diseño historicista para habitáculos consiste en habitaciones museos donde cada una de ellas sea un icono representativo de las décadas comprendidas entre 1930 y 1960. Estas se plasman bajo un concepto milenario llamado teoría de las cajas chinas, este método recibe su nombre por la similitud *Matrioshka*, y consiste en que una caja grande contenga una más pequeña. Cada habitación simulará entonces la caja principal y el mobiliario junto con todo el contenido, que representará las cajas de menor tamaño e implementará materiales ecológicos como la madera y los tejidos orgánicos, entre otros.

Con lo anterior se proyectan estas actividades y objetivos:

- Relacionar la sostenibilidad con la eficiencia energética en el patrimonio arquitectónico desarrollando una investigación referencial y conceptual servirá de base para consolidar la propuesta sostenible. Además se podrá realizar una revisión histórica de la edificación para determinar su evolución espacial, formal y funcional.
- Realizar una visita al Hotel El Prado permitirá desarrollar un estudio patológico de la edificación patrimonial.
- Formular una propuesta de reintegración patrimonial de la edificación con el uso de energías renovables mediante medidas activas.
- Evidenciar la importancia de las nuevas técnicas sostenibles y los beneficios que obtendrá el Hotel El Prado con la implementación en conjunto de medidas pasivas, y en el diseño y la elaboración del mobiliario de los espacios arquitectónicos presentes en el lugar.

Resultados y discusión

Es importante diseñar una propuesta histórico-sostenible en los elementos y espacios arquitectónicos teniendo en cuenta la inclusión de las nuevas tecnologías sostenibles y las energías renovables, con el fin de desarrollar un concepto patrimonial sostenible en el Hotel El Prado.

La propuesta buscará implementar nuevas tecnologías en el patrimonio material sin comprometer su estructura y memoria, aportando un valor agregado que beneficiará los aspectos económicos, ambientales y sociales de la edificación.

Se integrarán medidas activas, como la automatización en la iluminación, sistemas controladores y actuadores en los servicios de agua y energía y la utilización de microalgas y vidrios de captación fotovoltaica translucido en las ventanas del hotel con la finalidad de generar una eficiencia energética en el bien de interés cultural previamente mencionado, esto dará lugar al concepto de patrimonio sostenible.

Conclusiones

Teniendo en cuenta que la sostenibilidad relaciona tres pilares fundamentales, como el aspecto social, económico y ambiental, e identificando fuentes lumínicas de vanguardias se puede lograr el propósito de llegar a una eficiencia energética en las habitaciones.

Con base en el diagnóstico que arrojó la visita al Hotel El Prado se obtuvo que presenta patologías como: presencia de organismos (insectos, bacterias y hongos), humedad por condensación, humedad por filtración y moho.

La integración de los cinco pilares fundamentales de la arquitectura sostenible serán los eslabones adecuados para generar ambientes con unos elevados niveles de atención, atracción y confort con el contraste de sus elementos.

La normativa vigente se identifica para implementar fuentes renovables de energías. Otro punto importante es utilizar la energía solar como energía alternativa captada por paneles solares ubicados en el techo de la edificación, con el fin de lograr una constante alimentación de energía eléctrica en elementos como el aire acondicionado, iluminación, entre otros.

Referencias bibliográficas

Instituto para la diversificación y ahorro de la energía [IDEA]. (2017). *Plan Nacional de acción de eficiencia energética 2017-2020*. https://ec.europa.eu/energy/sites/ener/files/documents/es_neeap_2017_es.pdf

Método de correlación de humedad edáfica en suelos intervenidos forestalmente y protegidos en el páramo de Siscunsi (Boyacá)

JUAN SEBASTIÁN MOYANO PÉREZ*

Resumen

Los páramos, renombrados por su vital importancia como reguladores hídricos, resultan ser ecosistemas únicos, pues sus características abióticas hacen que posean una diversidad endémica y sensible. Estos contextos son susceptibles a cualquier tipo de modificación, lo cual tiene un trasfondo en su ciclo hídrico.

En este estudio se buscó definir la correlación entre la cobertura vegetal y la retención hídrica para los escenarios de páramo. De la misma manera se lograron identificar cambios en el potencial hídrico en los suelos a través de las curvas de retención hídrica. Se concluyó con un modelo estadístico de regresión, identificando el nivel de correlación del material vegetal sobre la humedad edáfica localizada en las áreas estudiadas.

Se encontró un evidente contraste en el sistema suelo-humedad-planta, en donde las pendientes poco pronunciadas registraron mayores niveles de humedad y aglomeraciones de frailejones, demostrando así un sesgo por orografía para las diferentes zonas de estudio. Por otro lado, los modelos generados muestran una diferencia entre la saturación de variables, mostrando una relación indirectamente proporcional en función de su fidelidad predictiva.

Palabras clave: modelo lineal generalizado, frailejón, conservación, pinos.

* Universidad Santo Tomás, Bogotá. Correo electrónico: juan.moyano@usantotomas.edu.co

Introducción

Bajo una connotación científica mundial, el ecosistema de páramo puede ser señalado como la zona montañosa comprendida en las franjas tropicales de la tierra, en donde el gradiente altitudinal junto con las variables meteorológicas permite un endemismo localizado, evitando una biota de bosque en la transición ecosistémica y generando una biodiversidad característica entre páramos (Hofstede, Segarra y Mena, 2003; Vásquez y Buitrago, 2011).

Teniendo en cuenta los componentes mencionados anteriormente, estos pueden verse afectados desde dos grandes corrientes: la primera, dirigida a la variante global, en donde la afectación no se realiza directamente en zonas catalogadas como páramo, tal como el calentamiento global, y la segunda, relacionada con la variante localizada, en donde se encuentran los impactos asociados a la ganadería, la agricultura extensiva y la inclusión de especies exógenas al ecosistema. Estos elementos aportan al detrimento con el paso de los años del páramo (Vásquez y Buitrago, 2011; Balthazar, Vanacker, Molina y Lambin, 2015).

Desde esta perspectiva se puede notar que el ecosistema paramuno presenta diversas problemáticas que impiden su óptimo funcionamiento. El páramo de Siscunsi evidencia alteraciones en su sinergia debido a las actividades antrópicas asociadas con la producción agrícola de papa y habas, en donde surge la particularidad de aumentar la cota productiva, así se disminuye la frontera de páramo. Igualmente la actividad ganadera resulta tener un impacto de igual o mayor magnitud (Perico, Caro, Acosta y Bohórquez, 2015).

Bajo las premisas comentadas es fundamental generar un conocimiento más profundo acerca del estado de estos ecosistemas y cómo ciertas actividades antrópicas afectan la sinergia implícita en un escenario paramuno, pues estos entornos resultan ser un biotopo estratégico en términos de regulación hídrica.

Con lo anterior, se pretende implementar una investigación encaminada a definir la correlación entre la cobertura vegetal y el potencial de retención hídrica en dos zonas distintivas, sometidas a comparación, pertenecientes al páramo de Siscunsi.

Se busca analizar las variaciones en cobertura vegetal de las zonas de influencia del estudio para luego señalar las transiciones de retención hídrica. Esto para interpretar estadísticamente el nivel de significancia que tienen las variables de cobertura vegetal con las variaciones de humedad en los suelos protegidos e intervenidos forestalmente.

Metodología

Fase de campo

Esta fase ve sus límites en la contextualización climatológica de las zonas de estudio hasta la caracterización del diseño del muestreo en campo, tanto para el conteo vegetal como para el muestreo edáfico. En ese sentido, el reconocimiento climático se realizará por medio de las bases de datos suministradas por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (Ideam), esto con el fin de tener un rigor analítico contextualizado con las condiciones temporales en las que se realizó el estudio.

Fase de laboratorio

Esta fase aborda todo el proceso realizado posterior a las labores de campo, es aquí en donde se procesa el material edáfico recolectado y se procesan numéricamente las carteras de campo del conteo de especies vegetales. En este último, se realiza un barrido previamente acordado entre el observador y el registrador para ejecutar los recorridos por los transectos demarcados en cada parcela sobre el área de influencia registrada en la zona de estudio, que siempre permaneció constante: 200 m² por transecto y 1000 m² por parcela.

Fase analítica

Esta última fase aborda todo el contenido estadístico de la investigación, lleva consigo toda la interpretación de los datos recabados en la anterior fase, dando como primera interpretación numérica la comparación de medias entre las parcelas de cada zona estudiada, así se tendrá un panorama general de las dos zonas de estudio.

Luego de ese primer momento, se tomaron las pruebas de normalidad en los datos relacionados con los individuos contabilizados por desarrollo vegetal, desde rasante hasta arbóreo inferior, para ver si la distribución de los datos era normal. De ahí se determinaba el tipo de correlación a utilizar para analizar el comportamiento frente a la humedad registrada en las zonas de estudio y su vinculación con el desarrollo vegetal.

Resultados y discusión

Al momento de contrastar ambos escenarios junto con las variables de control contextual, las cuales se enmarcaron por zona impactada y nivel de pendiente, se puede ver cómo la transición de una zona protegida a una zona impactada dentro de

la misma área de influencia del páramo de Siscunsi puede ser afectada desde un punto de vista físico en el estado del suelo, y cómo este marca un comportamiento definido al agregar el gradiente de inclinación. Asimismo las características físicas de un suelo cambian al manejar la variable de humedad como factor de análisis al desarrollo vegetal circundante.

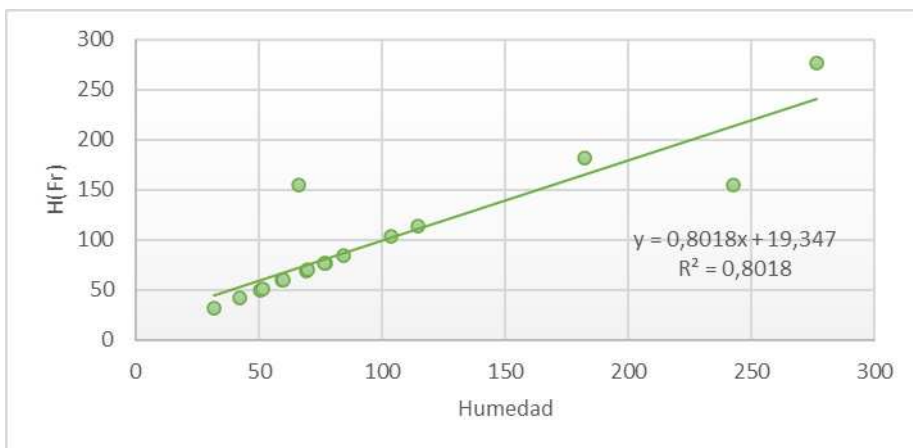
Bajo este contexto, es primordial reconocer que las condiciones orográficas tienen gran influencia en diversas dinámicas naturales de un ecosistema (Hofstede, Segarra y Mena 2003), así es válido afirmar que la pendiente tiene un nivel de influencia en los valores de humedad registrados, reconociendo valores altos de humedad gravimétrica en terrenos ligeramente inclinados (3 %-7 %), generando así una tendencia inversamente proporcional a medida que se pronunciaba la pendiente. Se tiene el caso más notable con una humedad del 11 %, encontrada en un porcentaje de pendiente del 46 %.

El cambio forestal genera una disminución en la diversidad del conteo encontrado por parcelación realizada, dando como resultado una homogenización de las especies contabilizadas; sin embargo, esta uniformidad obedece a los cambios generados a mediano y largo plazo en el páramo por las plantaciones de pino, pues con un gradiente de inclinación de porcentajes similares las zonas estudiadas mostraron cambios en la humedad gravimétrica, y aún en mayor medida, cambios en los valores de capacidad de campo y punto de marchitez permanente.

Estos últimos son una evidencia contundente frente al cambio inicial de una zona protegida a una zona impactada forestalmente y cómo el gradiente de inclinación también afecta los valores de humedad en los primeros horizontes del suelo.

Para un escenario impactado, las variables que contrastan con el gradiente de humedad de manera inversa son las especies de desarrollo subarbóreo y arbóreo inferior, las cuales están directamente relacionadas con los pinos. Asimismo, para el escenario protegido, la estructura del MLGnz propuesta define al factor de la cantidad de frailejones como un buen predictor de la humedad gravimétrica presente en la zona protegida.

Figura 1. Correlación entre la humedad tomada en campo y la humedad predicha por el modelo lineal generalizado, teniendo como única variable el número de individuos de frailejones



Fuente: elaboración propia.

Figura 2. Curvas de retención hídrica para las zonas estudiadas



Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

Para las zonas estudiadas, la diferencia de variación de la zona protegida frente a la impactada es grande en términos de conteo, con un 73 % más de individuos especificados, comprendidos entre pinos, frailejones y hongos.

A nivel edáfico, la humedad presentó valores bajos en pendientes medias para la zona impactada, teniendo en la mayoría de los casos suelos de textura franco arenosa, en donde se localizaron exclusivamente especies forestales, caracterizando mayoritariamente al pino e incluyendo algunas especies rasantes.

Adicionalmente se encontraron valores similares a los hallados en la zona protegida en parcelas donde se ubicaban especies y estructuras endémicas paramunas como musgo o incluso frailejones de desarrollo herbáceo, con la diferencia de que los suelos en esta zona obedecen a una textura franco limosa.

Referencias bibliográficas

- Balthazar, V., Vanacker, V., Molina, A. y Lambin, E. (2015). Impacts of forest cover change on ecosystem services in high Andean mountains. *Ecological Indicators*, (48), 63-75. DOI 10.1016/j.ecolind.2014.07.043
- Hofstede, R., Segarra, P. y Mena, P. (eds.). (2003). *Los páramos del mundo*. Global Peatland Initiative/NC-IUCN/EcoCiencia. [https://www.portalces.org/sites/default/files/references/038_Hofstede%20et%20al.%20\(eds\).2003.Los%20Paramos%20del%20Mundo.pdf](https://www.portalces.org/sites/default/files/references/038_Hofstede%20et%20al.%20(eds).2003.Los%20Paramos%20del%20Mundo.pdf)
- Perico, N., Caro, C., Acosta, P. y Bohórquez, J. (2015). Páramo de Siscunsi, en la cuenca alta de la Martinera. *Encuentro Internacional de Educación en Ingeniería, Cartagena de Indias. Una formación de calidad en ingeniería, para el futuro*. (Memorias), 219-220. https://silo.tips/queue/encuentro-internacional-de-educacion-en-ingenieria?&queue_id=-1&v=1602197878&u=MTYxLjE4LjE2NS4xMDE=
- Vásquez, A. y Buitrago, A. (2011). *El gran libro de los páramos*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/31389>

Evaluación de la eficiencia técnica y económica de un sistema de recolección, tratamiento y reúso de aguas grises provenientes del uso de la lavadora para el conjunto multifamiliar Ícaro, vivienda de interés social prioritario (VIP) de la localidad de Usme (Bogotá)

JOHN ALEJANDRO SALAZAR PÉREZ*

JUAN SEBASTIÁN PARRA DUARTE**

Resumen

Ícaro es un proyecto de vivienda de interés social que fue construido por Crisálida Construcciones en la localidad quinta de Usme; un proyecto de estrato 1 ubicado en la zona periférica de la ciudad.

Este trabajo es una evaluación técnica y económica de un sistema de recolección, tratamiento y reúso de aguas grises provenientes del lavado de ropa del conjunto multifamiliar Ícaro; su objetivo es generar propuestas con el fin de disminuir el impacto ambiental por el alto consumo de agua.

El trabajo se enfocó en desarrollar un sistema de tratamiento económico y eficaz para las características de las aguas grises, además del diseño hidrosanitario para la recirculación de agua tratada para el uso de los inodoros y actividades que no requieran agua potable. Finalmente realizamos un análisis económico para definir

* Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Correo de electrónico: alejandro00713@hotmail.com.

** Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

la viabilidad financiera de esta clase de proyectos, destinados para estratos socio-económicos bajos.

Palabras clave: recolección, reúso, tratamiento, aguas grises.

Introducción

El problema general radica en el inadecuado manejo de los recursos, específicamente en el elevado consumo de agua potable y la generación de aguas residuales, así como la posibilidad de que a futuro se tenga que enfrentar desabastecimiento de agua potable a gran escala. Esto requiere soluciones inmediatas, que permitan la construcción de ciudades sostenibles, lo que nos remite a problemas específicos si se quiere aprovechar las aguas grises.

En nuestro caso encontramos dificultad en la poca disponibilidad de información sobre la caracterización y los patrones de generación de estas aguas, las alternativas para su tratamiento y las metodologías para diseños comunes, por lo que tampoco es posible llegar a establecer costos para la construcción y el mantenimiento de sistemas de recolección, tratamiento y reúso.

Algunos trabajos, como los de Díaz y Ramírez (2016) y Acosta, Arévalo y Flórez, (2016), desarrollan sistemas de tratamiento por vivienda para la reutilización de aguas grises generadas por la lavadora para diferentes estratos socioeconómicos en Bogotá. Se puede concluir que son proyectos viables económicamente, siendo sistemas de fácil adaptación y operación, pero con una limitante en el área de la vivienda para la instalación del tren de tratamiento. Otros ejemplos son los de Quintero y Moreno (2014), que proponen la reutilización del agua que se genera en la ducha para el inodoro, y Espinal, Ocampo y Rojas (2014), que idearon un prototipo automatizado para el reciclaje de aguas grises.

Un análisis para tratamiento y reutilización de aguas grises en viviendas de interés social (VIS) en Bogotá, a partir de humedales artificiales, estima la viabilidad del proyecto, tomando como factor de análisis el valor presente neto (VPN), donde se puede recuperar la inversión en diez años.

Los humedales se convierten en una tecnología sostenible para el tratamiento de aguas, en estos se dan procesos de absorción de nutrientes como nitrógeno y fósforo, y adsorción de contaminantes en los tejidos de los organismos presentes en el humedal. Los principales procesos biológicos desarrollados en los humedales son nitrificación, desnitrificación, metanogénesis y sulfato reducción (Peñuela y Morató, eds., 2011).

Metodología

1. *Caracterización de aguas grises*: considerando que es una caracterización inicial, se decidió dar prioridad a pruebas fisicoquímicas, ya que estas permiten conocer índices de calidad de manera sencilla. Complementario a estas pruebas se desarrollaron análisis de la concentración de fósforo reactivo total, pues se espera tener altas concentraciones debido al uso de detergentes para el proceso de lavado.

Los parámetros evaluados fueron:

- Sólidos totales.
- Sólidos suspendidos totales.
- Sólidos disueltos totales.
- pH.
- Conductividad.
- Fósforo reactivo total.

La medición de los parámetros pH, conductividad, turbiedad, oxígeno disuelto y sólidos se hace aplicando los métodos y procedimientos de acuerdo con los recursos técnicos con que cuentan los laboratorios, basados en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater y las recomendaciones del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam).

2. *Diseño de alternativas de recolección, tratamiento y reúso*: se comparó la eficiencia de remoción de dos filtros (carbón activado y borra de café).

Para el sistema de recolección se establecen dos unidades de descarga para la lavadora, se contabilizan ocho unidades por piso de los cuatro apartamentos y se plantean dos bajantes para aguas grises por torre, por lo que queda dividido en cuatro unidades para cada bajante. Aplicando un coeficiente de simultaneidad de 1, se siguen conservando las cuatro unidades por bajante, pero se debe tener en cuenta que son mínimo diez unidades por piso para conectar a la bajante, por lo que, aunque realmente son cuatro unidades se trabaja con diez. Para el final de la bajante se tendrán 60 unidades acumuladas de los seis pisos para cada bajante, por lo que para 60 unidades tendremos un caudal de 3,44 L/s.

Se propone un diámetro no inferior a 3 pulgadas para evitar problemas de sifonamiento. Contemplando además tanques interceptores y una planta de tratamiento de aguas grises al final de la recolección.

Para el sistema de reúso se utilizó la metodología de *hunter* con unidades de consumo ajustadas a las características de Colombia.

3. *Análisis costo-beneficio*: se debe construir el presupuesto para la implementación del proyecto, se realiza el cálculo de las cantidades de insumos necesarios tanto para la instalación hidráulica, la red de urbanismo y el sistema de tratamiento; teniendo todo lo anterior, el presupuesto se configura utilizando precios de cotizaciones o precios estándar que se pueden encontrar en diferentes portales de obra (como Construdata).

Se elabora el flujo de caja incremental teniendo en cuenta el consumo y la tarifa de agua potable junto con el cargo por alcantarillado; para esto se construye el flujo de caja con y sin el proyecto de reúso de aguas grises. Adicionalmente se toma la tarifa del m³ de agua potable y alcantarillado establecido por la empresa de servicios públicos, en este caso, la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB).

Para Bogotá se tiene una tarifa de m³ discriminada, debido a los subsidios que se dan en los estratos 1, 2 y 3, los cuales se cargan a los estratos 5 y 6. También se debe establecer una inflación a largo plazo, la cual está dada por el Banco de la República. Con esta información, se sacan los factores de decisión como valor presente neto (VPN), tasa interna de retorno (TIR) y relación costo-beneficio (RCB), mediante la herramienta Excel.

Resultados y discusión

Respecto a los resultados de la caracterización, es evidente la mejoría en la calidad del agua después del tratamiento en la mayoría de parámetros evaluados; la excepción se presenta en el pH y la conductividad.

Se tenía un pH de entrada de 9; después del tratamiento se termina con un pH de 4 al pasar por el filtro de carbón y de 3,91 para el filtro de borra de café. Esta disminución del pH se atribuye a la presencia de los iones Al + 3 que se generan por la adición del coagulante.

Entretanto, la conductividad tenía un valor de entrada de 1,908 µS; este valor posterior a la adición del coagulante y el paso por los filtros fue medido de nuevo, dando un resultado de 3,931 µS para el filtro de carbón y 2,815 µS para el filtro de borra de café. Este aumento en la conductividad también es atribuido a la presencia de los iones Al + 3, que se generan por la adición del coagulante.

Finalmente, para las pruebas microbiológicas realizadas para ambos lechos filtrantes el resultado fue la ausencia de los microorganismos en el agua (coliformes fecales totales y *Salmonella spp*).

El oxígeno disuelto fue otro parámetro que mejoró con el tratamiento al tener un valor de entrada de 1,82 mg/L. Posterior al tratamiento se tuvieron valores de 6,45 mg/L para el filtro de carbón y 7,09 mg/L para el de borra de café; cabe aclarar que midiendo este parámetro en una muestra de agua potable tomada de la llave el valor que se obtuvo fue de 6,99 mg/L.

La concentración de fósforo reactivo total fue otro parámetro que evidenció una gran diferencia de remoción entre los dos filtros, obteniendo un porcentaje de remoción de 12,11 % para el filtro de carbón y 82,06 % para el filtro de borra de café. Este resultado se puede dar por la diferencia del tamaño de partículas del material adsorbente entre el carbón y el café (tenían un menor tamaño las partículas de la borra de café).

Los sólidos fueron de los parámetros que más se vieron reducidos después del tratamiento, presentando una eficiencia de remoción total de 55,75 % para el filtro de carbón y 51,34 % para el filtro de borra de café. En los sólidos disueltos los resultados tuvieron un comportamiento similar, proporcionando una eficiencia de remoción de 54,88 % para el filtro de carbón y 50,92 % para el de borra de café.

En la medición de sólidos suspendidos se presentó la remoción más alta de ambos filtros, con 66,67 % para el filtro de carbón y 56,57 % para el filtro de borra de café, este resultado se puede sustentar en la diferencia del tamaño de partículas del material adsorbente entre el carbón y el café.

La DQO para la muestra de agua recolectada del lavado de ropa sin filtrar es alta, por lo que es necesario hacer una dilución a la muestra y así llevar a cabo la medición. Para evitar inconvenientes con las muestras filtradas, con la borra de café y el carbón activado, se hace de igual manera una dilución, sin embargo los valores finales no son elevados.

En la parte de tratamiento se ubican tres tanques interceptores en los puntos medios de la red ubicados antes de llegar a la planta de tratamiento; dos tanques con capacidad de 4,3 m3 para acumular el agua para dos torres, y un tanque con capacidad de 2,4 m3 para la torre restante, esto con dos propósitos: el primero es asegurar un caudal constante para la planta de tratamiento, utilizando los tanques interceptores como un regulador de caudal, y el segundo disminuir la carga de sólidos presentes en el agua, que usa los tanques interceptores como sedimentadores.

La metodología nos da la facilidad de escoger las dimensiones que deseamos para el filtro; se decidió dejar un tanque con 1 metro de alto con tres metros de largo y 2 metros de ancho.

Para el tanque final de almacenamiento, sus dimensiones fueron calculadas teniendo en cuenta el volumen de agua máximo producido el día sábado, el cual es de 18,8 m³, y la demanda diaria para uso de sanitarios y lavado de pisos, que es de 7,9 m³/día.

Conociendo estos datos y los aportes de aguas grises que se esperan obtener basándonos en la encuesta realizada, el volumen mínimo del tanque de almacenamiento debe ser de 13 m³, dejando como dimensiones finales un tanque de cuatro metros de largo, 3 m de ancho, y 1,5 m de alto, con un borde libre de 0,3 m.

El presupuesto de obra se dividió en tres ítems principales que fueron: presupuesto para suministro, presupuesto para desagües y presupuesto para planta de tratamiento de aguas grises.

El costo total de la obra es de \$62.656.910 COP (USD\$ 20885.63), lo que equivaldría a un costo adicional por apartamento de \$522.140 COP (USD\$ 174.05). El costo adicional por apartamento no representa un incremento sustancial al valor total del mismo, y aunque en este costo se está teniendo una reducción del 35 % en el valor de los insumos por parte de Pavco al ser una obra VIP, si se trasladaran los costos a otro tipo de construcción el aumento en el precio por apartamento tampoco sería significativo, por el contrario, puede llegar a ser una motivación para el comprador.

El consumo de agua potable en los estratos 1 y 2 es más alto respecto a los demás estratos, sin embargo el subsidio es un aporte importante para aliviar la carga por el costo de este servicio. El resumen de los valores tiene en cuenta: el subsidio aplicado a la tarifa de agua potable y alcantarillado del 70 %; los consumos y los costos con el proyecto de reúso de agua gris.

El proyecto para un estrato 1 se hace inviable por el elevado porcentaje de subsidio que se le aplica a la tarifa de agua potable y alcantarillado, a pesar de que el proyecto no tiene un costo elevado y que se tiene una disminución en cobro por acueducto y alcantarillado al implementar el proyecto.

Conclusiones

- Las aguas grises obtenidas del lavado de ropa en viviendas, son aguas a las que se les puede dar un tratamiento fisicoquímico con el cual se mejoran sus condiciones para ser reutilizadas en actividades que no requieran el consumo de

agua potable. Las condiciones iniciales de las aguas grises presentan especialmente alta concentración de sólidos suspendidos, aumento del pH respecto al agua potable y presencia de fósforo residual proveniente de los detergentes.

- La utilización de sistemas de sedimentación y filtración como tratamiento para aguas grises recolectadas de lavado de ropa demostraron ser eficientes, pues se obtuvo una reducción en los parámetros evaluados inicialmente. El agua obtenida al final del tratamiento se evidencia que puede ser empleada como alternativa para uso en actividades que no requieran condiciones de potabilidad.
- La utilización de borra de café como un lecho filtrante puede ser una alternativa al uso de carbón activado, esto teniendo en cuenta que las eficiencias de remoción de ambos materiales fueron muy similares, resaltando los resultados del filtro de borra de café respecto al oxígeno disuelto y la remoción de fosfatos, donde este fue muy superior al carbón activado. Esto lleva a pensar en una posible industria que surja de la recepción de este material, el cual es considerado como un desecho por las grandes compañías de café en el país, mientras se ignora su gran utilidad para generar materias primas para otras industrias y sus propiedades de adsorbencia de alta eficiencia.
- Se encuentra que no es viable este tipo de proyectos en viviendas de estrato social 1 debido a la aplicación de subsidios a la tarifa de acueducto y alcantarillado. Si se aplicara la tarifa plena por m³ el proyecto tendría una excelente viabilidad.

Referencias bibliográficas

- Acosta, J., Arévalo, J. y Flórez, N. (2016). *Desarrollo de un sistema automático para la reutilización de aguas grises en los hogares de los estratos 3 y 4 de la ciudad de Bogotá*. (Tesis de Especialización). Bogotá, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. <http://repository.udistrital.edu.co/handle/11349/2873>
- Díaz, J. y Ramírez, L. (2016). *Diseño de un sistema de tratamiento y reutilización del agua de la lavadora aplicado a los hogares de Bogotá D.C.* (Tesis de pregrado). Bogotá, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. <http://repository.udistrital.edu.co/bitstream/11349/3140/1/D%C3%ADazOviedoJhonJairo2016.pdf>
- Espinal, C., Ocampo, D. y Rojas, J. (2014). *Construcción de un prototipo para el sistema de reciclaje de aguas grises en el hogar*. (Tesis de pregrado). Pereira, Universidad Tecnológica de Pereira. <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/handle/11059/4349>

- Peñuela, G. y Morató, J. (eds.). (2011). *Manual de tecnologías sostenibles en tratamiento de aguas*. TECSPAR, Comunidad Europea. <http://www.comunidadism.es/wp-content/uploads/downloads/2017/10/Manual-de-Tecnologias-Sostenibles-en-Tratamiento-de-Aguas.pdf>
- Quintero, D. y Moreno, T. (2014). *Reutilización de agua en construcciones verticales*. (Tesis de grado). Bogotá, Universidad Católica. <https://repository.ucatolica.edu.co/handle/10983/1782>

Diagnóstico de las redes de captación y aducción de agua potable del acueducto Aguasanta E. S. P. para la vereda Santivar Alto del municipio de San Antonio del Tequendama (Cundinamarca)

LADY JOHANNA MORENO LÓPEZ*
JULIÁN DAVID PUENTES MALDONADO**
DAYAM SORET CALDERÓN RIVERA***
ANDRÉS FELIPE MARTÍNEZ URREGO****
JOSÉ LUIS DÍAZ*****

Resumen

Este artículo presenta el diagnóstico y las recomendaciones del sistema de boca-toma, red de aducción y desarenador de agua potable del acueducto de Aguasanta E. S. P. para la vereda Santivar Alto, como parte del proyecto “Formulación del plan de seguridad del agua para el acueducto rural Aguasanta E. S. P. en el municipio de San Antonio de Tequendama fase I” (Fodein).

Para ello, fueron necesarias cuatro visitas de campo, dos en temporada húmeda y dos en temporada seca, realizadas con el fin de verificar el funcionamiento del

* Universidad Santo Tomás, Bogotá. Correo de electrónico: ladymoreno@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomás, Bogotá.

*** Universidad Santo Tomás, Bogotá.

**** Universidad Santo Tomás, Bogotá.

***** Universidad Santo Tomás, Bogotá.

sistema de abastecimiento para la población e investigar su estado y rendimiento, y dar las recomendaciones de las mejoras que se requieran para la futura implementación de una planta de potabilización de agua, con un caudal de entrada de 15 L/s.

Finalmente se recomienda realizar el mantenimiento de la bocatoma y la tubería de aducción y la ejecución de obras en el desarenador para obtener un sistema óptimo.

Palabras clave: acueducto de Aguasanta, bocatoma, desarenador, diagnóstico, tubería de aducción.

Introducción

El acceso al agua potable es una condición primordial para el desarrollo de la vida humana; su carencia es uno de los problemas más graves de la humanidad en nuestra época. Más de mil millones de personas no disponen de agua potable en el mundo y 3,4 millones de ellas mueren cada año debido a enfermedades que podrían ser evitadas mediante medidas sanitarias y mejor abastecimiento.

Según estimaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS) y el Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (Unicef), el 80 % de las enfermedades se transmiten por medio del agua contaminada; las cifras demuestran que el acceso al agua potable es un reto de prioridad inmediata (OMS, 2017).

A pesar del avance científico y tecnológico con el que se cuenta en la actualidad, en muchos países existen grandes zonas donde no se dispone de agua potable; en muchos casos lo más crítico no es la cantidad del recurso disponible, sino la gestión y distribución del mismo (Moreno, Ibáñez y Rodríguez, 2015).

En Colombia, se muestra una cobertura para 2017 del servicio público domiciliario de acueducto del 92,4 % y alcantarillado del 88,2 % (Viceministerio de Agua y Saneamiento Básico, Dirección de Desarrollo Sectorial, 2018), lo que representa cifras importantes en el abastecimiento de agua, que llega al 100 % en ciudades como Bogotá, Cali y Medellín (Ministerio de Salud y Protección Social, Subdirección de Salud Ambiental, 2016).

La vereda Santivar Alto, del municipio San Antonio del Tequendama, objeto del proyecto, es un ejemplo en el que la comunidad no puede acceder a un recurso hídrico abundante en condiciones de confiabilidad.

Este estudio tiene como objetivo la realización de un diagnóstico del sistema de abastecimiento que permita identificar los aspectos de su funcionamiento, con el fin de recomendar o rediseñar estructuras que permitan una adecuada captación y suministro.

Metodología

Se inicia con una visita de estudio que definirá la delimitación del proyecto y establecerá los objetivos. Con los usuarios y la Junta de Acción Comunal se describirán las falencias que se encuentran en las fases del sistema de acueducto. Será importante tener en cuenta las características del municipio, y así llevar a cabo un alcance tomando como referencia las actividades económicas y los beneficios al desarrollar el proyecto dentro de la vereda en estas condiciones.

Asimismo, será importante resaltar las características climatológicas, puesto que es necesario conocer su comportamiento, por eso se llevará a cabo la recopilación de diferentes registros en cuanto a algunas variables climatológicas.

Se realiza una segunda visita, la cual tendrá como objeto tomar registros fotográficos y diferentes mediciones para realizar una caracterización física, adicionalmente se identificarán las características operativas del sistema. Con ayuda del Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE) se recopilarán datos, los cuales serán usados para los siguientes cálculos con ayuda del RAS 2010:

- Estimación de la población.
- Periodo de diseño.
- Obtención del consumo neto.
- Consumo total.
- Determinación de caudal de diseño.
- Obtención caudal medio diario.
- Obtención caudal máximo diario.
- Obtención caudal máximo horario.

La metodología para la propuesta de diseño de ingeniería será tomada del libro *Elementos de diseño para acueductos y alcantarillados* de Ricardo López Cualla, lo que permite desarrollar la configuración de las estructuras de captación y aducción. Luego de ello, los diseños se compararán con el que se encontraba presente, de esta manera se podrá proceder a la optimización de estas estructuras.

Resultados y discusión

Se determinó por parte de los autores que la bocatoma y la tubería de aducción cumplen con los parámetros mínimos necesarios para su funcionamiento; se

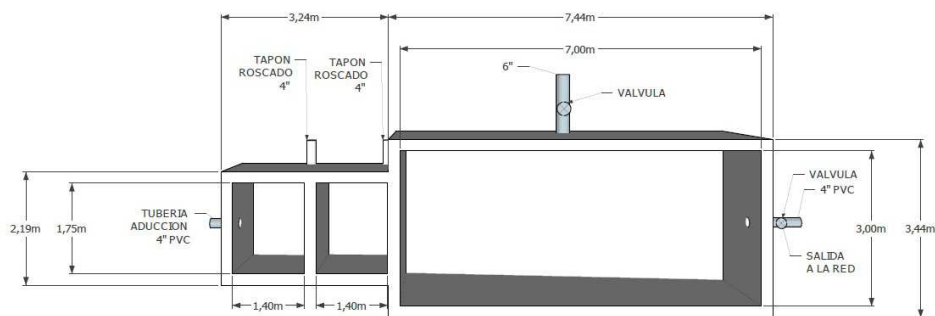
verificó y comparó el caudal actual con el caudal de diseño con la finalidad de saber si lo captado permitirá que el sistema trabaje con normalidad hasta el 2042.

Se obtuvo un resultado positivo, ya que el caudal actual suplirá las necesidades proyectadas a futuro para que el sistema trabaje sin ningún inconveniente, solo se debe hacer una limpieza mensual a la rejilla de la bocatoma con el fin de retirar sólidos que queden atrapados e impidan la captación normal del caudal. Adicionalmente se debe realizar mantenimiento mensual de la cámara de recolección de la bocatoma con el propósito de disminuir la carga de sólidos que se desplacen por medio de la aducción al desarenador.

La figura 1 muestra el desarenador actual; se recomienda llevar a cabo el desarenador que se ilustra en la figura 2 para que su eficiencia sea alta. Además se deben resaltar otras recomendaciones de mantenimiento:

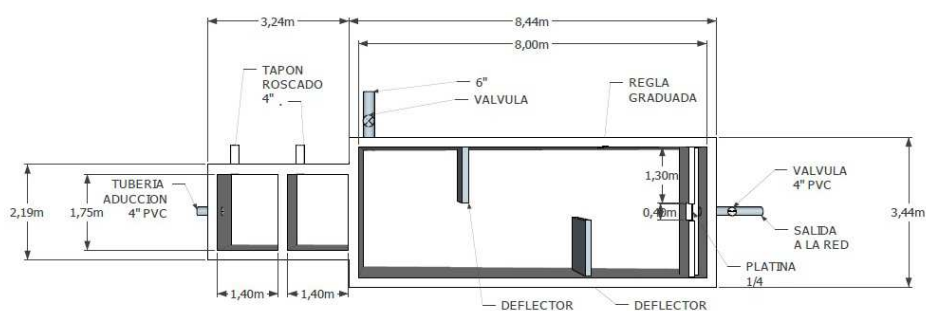
- Cambiar la malla polisombra que se encuentra sobre el desarenador por otra de mejores especificaciones, que además no obstruya la vista del fontanero ni de las personas que necesitan observar con claridad el proceso que se lleva a cabo en él.
- Realizar mantenimiento de dicha malla por lo menos cada mes para que no proliferen microorganismos que puedan afectar el agua dentro del desarenador y evitar la acumulación de hojas o ramas que caen de los árboles.
- Realizar mantenimiento del desarenador por lo menos cada seis meses.
- Construir unos escalones y colocar unas manijas de hierro para que el fontanero acceda fácilmente y evite accidentes dentro y fuera del desarenador cuando realice el mantenimiento.
- Brindar al fontanero el equipo de protección personal (EPP) necesario para disminuir riesgos de accidente y afectaciones a su salud cuando realice la inspección de las obras.
- Controlar el caudal y garantizar el ingreso de 15 L/s al desarenador; se requiere la futura instalación dentro del desarenador de una canaleta de recolección de agua desarenada que haga las veces de vertedero de aforo, el cual se calibrará y se le colocará una regla graduada adosada a la pared lateral del desarenador con el fin de que el fontanero pueda leer en la altura de la lámina del agua sobre el vertedero el caudal actual.
- Añadir deflectores al desarenador para que el grado pase de 1 (que es el actual) a 3 y sea más eficiente.

Figura 1. Desarenador actual (vista en planta)



Fuente: elaboración propia.

Figura 2. Desarenador recomendado (vista en planta)



Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

La bocatoma y la tubería de aducción requieren únicamente mantenimiento periódico, en cambio, el desarenador, adicional a ello, requiere un cambio estructural.

Referencias bibliográficas

- Ministerio de Salud y Protección Social, Subdirección de Salud Ambiental. (2016). *Informe nacional de calidad del agua para el consumo humano INCA 2015*. https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/VS/PP/SA/inca-2015_reducido.pdf
- Moreno, P., Ibáñez, O. y Rodríguez, A. (2015). Agua potable: retos sobre la problemática del abastecimiento de agua potable a nivel mundial, nacional y en Ciudad Juárez. *Revista Cultura Científica y Tecnológica CULCyT*, 56(12), 61-68. <http://erevistas.uacj.mx/ojs/index.php/culcyt/article/view/692/671>

Organización Mundial de la Salud [OMS]. (12 de julio de 2017). *2100 millones de personas carecen de agua potable en el hogar y más del doble no disponen de saneamiento seguro*. Comunicado de prensa. <https://www.who.int/es/news-room/detail/12-07-2017-2-1-billion-people-lack-safe-drinking-water-at-home-more-than-twice-as-many-lack-safe-sanitation>

Viceministerio de Agua y Saneamiento Básico, Dirección de Desarrollo Sectorial. (2018). *Plan director de agua y saneamiento básico, visión estratégica 2018-2030*. <http://www.minvivienda.gov.co/Documents/ViceministerioAgua/Plan%20Director.pdf>

Determinación de la capacidad de carga turística en la playa de Palomino, municipio de Dibulla (Guajira)

LEONARDO HERNÁNDEZ CUBILLOS*

MARÍA FERNANDA MONTAÑO BERNAL**

CLAUDIA LILIAN LONDOÑO CASTAÑEDA***

Resumen

La playa de Palomino, ubicada en el municipio de Dibulla, en el departamento de Guajira, se caracteriza por ser uno de los principales atractivos turísticos del país, debido a su riqueza natural y paisajística; sin embargo, en la actualidad no cuenta con los estudios técnicos adecuados para una gestión adecuada ante el creciente turismo que se desarrolla en la zona.

Este trabajo de grado se basó en determinar la capacidad de carga turística de la playa, para esto se empleó el método Cifuentes (Hernández y Cubillos, 2018) y varios estudios de la Universidad del Magdalena. Finalmente se realizó un análisis de la capacidad de carga ecológica, del equipamiento urbano y de los servicios conexos al turismo.

Palabras clave: capacidad de carga, turismo sustentable, playa de Palomino, método Cifuentes, Guajira.

* Universidad Santo Tomás, sede Bogotá. Correo electrónico: leonardohernandezc@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomás, sede Bogotá.

*** Universidad Santo Tomás, sede Bogotá.

Introducción

La playa de Palomino, situada en el corregimiento de Dibulla (Guajira), se ha convertido en uno de los principales centros ecoturísticos del país, atrayendo aproximadamente 10.256 turistas nacionales y extranjeros que quieren disfrutar de un ambiente natural; sin embargo, la zona no cuenta con un equipamiento adecuado para cubrir toda la actividad turística, lo que genera día a día mayor descarga en el entorno natural por la creciente demanda de visitantes.

Pese a que tanto autoridades ambientales como de gobierno son conscientes del aumento del turismo, no se han adelantado obras de infraestructura para acueducto, alcantarillado y energía para los hostales y hoteles que a diario se extienden en el corregimiento.

Este estudio toma como línea base ecológica varias investigaciones de la Universidad del Magdalena, posteriormente se realiza una visita en campo para la composición de entrevistas, toma de datos sobre la calidad ambiental en los principales atractivos turísticos y recolección de información primaria.

El desarrollo del documento presenta una metodología enfocada en los ecosistemas de agua dulce y de litoral, los cuales son los más representativos de la zona de estudio, debido a sus marcadas diferencias socioculturales y a la historia presente a lo largo de esta zona costera por presencia de conflicto armado y grupos étnicos, que representan factores determinantes en el estudio de capacidad de carga.

El trabajo de campo se enfocó en evaluar aspectos de equipamiento urbano y servicios conexos al turismo, evaluando así los servicios presentes para los turistas, desde la facilidad de información hasta el acceso de servicios públicos básicos.

Posteriormente, el análisis físico-químico en el río y la playa y la toma de datos de análisis de sonometría nos dio un balance de las condiciones ambientales presentes para los turistas, ya que estos son el eje de la actividad turística del corregimiento.

El análisis de la toma de datos a partir de las encuestas realizadas a las cadenas hoteleras evidenció la falta de recursos básicos de agua potable y servicio de energía, así como falencias en temas de transporte y seguridad.

Metodología

Métodos de diagnóstico y adaptación teórica

Con el fin de obtener la capacidad de carga turística de la playa de Palomino, se trabajó con una metodología descriptiva correlacional, determinando tres fases de

trabajo: diagnóstico, análisis metodológico y aplicación, a partir de tres aspectos como la capacidad de carga ecológica, la capacidad de carga del equipamiento urbano y el análisis de la capacidad de carga turística. Las fases se desarrollaron como se muestra a continuación:

- *Diagnóstico*: en esta fase se caracterizaron los ecosistemas y su estado actual. El reconocimiento y la evaluación de su estado ambiental se realizaron a partir de análisis fisicoquímicos, los cuales daban una respuesta de la calidad de agua en cuatro zonas representativas del río y a lo largo del mar.
- *Análisis metodológico de Cifuentes*: en este apartado se realizó un análisis detallado de la metodología presentada por Cifuentes (Hernández y Cubillos, 2018), al igual que estudios investigativos en la zona del Caribe colombiano, que evalúan el ecosistema por medio de la presencia de grupos étnicos, zonas de protección social, entre otros parámetros. Estos se evaluaron por medio de tres capacidades principales: capacidad de carga ecológica, equipamiento urbano y servicios conexos al turismo, con el fin de adaptarlos a la ecuación de capacidad de carga turística en la zona.
- *Metodología aplicada a la playa de Palomino: capacidad de carga ecológica*: este aspecto evalúa, a partir de indicadores, el estado de los parámetros fisicoquímicos en los que se encuentra el ecosistema con respecto a la normativa de funcionamiento de la actividad turística; para este ítem se realizaron en diferentes tramos análisis de agua (mar y río) *in situ* con la ayuda de un multiparámetro. El indicador a utilizar trabaja a partir del sub-uso de playas étnicas, ya que esta es una playa que se encuentra ubicada dentro de territorios indígenas y por lo tanto requiere una atención especial (ver ecuación: Capacidad de Carga Turística).
- *Capacidad de carga del equipamiento urbano*: en el equipamiento urbano se evaluaron siete indicadores, medidos a partir de listas de chequeo y encuestas a los turistas, hoteleros y habitantes del corregimiento, los cuales valoraron el estado urbano de la playa en una escala de 1 a 5 (siendo 1 la calificación más baja y 5 la más alta).
- *Capacidad de carga de los servicios conexos al turismo*: los servicios conexos al turismo se determinaron a partir de cuatro indicadores, los cuales son objeto de evaluación en el proceso de certificación de playas turísticas; estos se basaron en la suficiencia de los mismos, valorando no solo el territorio de playa

sino de los hoteles aledaños al lugar. Para la elaboración de este ítem se realizaron visitas y encuestas en el sector.

- *Capacidad de carga turística*: los datos determinados anteriormente son la base del cálculo de la determinación de la capacidad de carga turística, que resultan por medio de la siguiente ecuación.

Ecuación. Capacidad de Carga Turística

$$CCT = (CCA + CCEq + CCS\text{c}) / 3$$

Donde:

CCT = Capacidad de Carga turística.

CCA = Capacidad de Carga Ecológica.

CCEq = Capacidad de Carga del Equipamiento Urbano.

CCSc = Capacidad de Carga de los Servicios Conexos.

Resultados y discusión

Los resultados presentados se evaluaron de acuerdo con las variables de cálculo de la capacidad de carga turística, estos datos se presentan por medio de la cuantificación de las variables de calidad ambiental, equipamiento urbano y servicios conexos al turismo. Los valores se clasificaron por secciones presentadas en las tablas con su respectiva calificación por cada parámetro de interés para el estudio.

- *Calidad ambiental*: este parámetro de evaluación se desarrolló por medio del análisis de calidad del agua en los sectores de mayor interés turístico (río Palomino y la playa), de lo que se infirió que estos cuerpos de agua presentan en sus factores físico-químicos un buen resultado, sin sobrepasar los límites permisibles para su uso.
- *Equipamiento urbano*: los resultados se pueden evidenciar en la tabla 1, respectivamente calificados en un rango, el cual los valora en un bajo, medio o alto estándar según sus recursos logísticos; este parámetro cuenta con una calificación baja, lo que infiere una mala señalización, seguridad y puntos de atención al turista. Esto también se ve y se comprende a partir del concepto de nivel económico presente en la región.
- *Servicios conexos al turismo*: los resultados presentados para este parámetro se evidencian en la tabla 2. En estos se encontró un bajo estado, ya que el corregimiento se encuentra en un déficit de recursos asociados con los servicios

básicos de luz y agua, además el espacio no cuenta con el respectivo servicio de primeros auxilios y un proceso de capacitación del personal que trabaja en la hotelería y prestación de servicios de transporte. Cabe recalcar que estos resultados van asociados a su corto trayecto en turismo y a la escasa inversión de parte de las entidades públicas.

- *Capacidad de carga turística:* el cálculo de la capacidad de carga se determinó por medio de la calificación cuantitativa de las tres variables ya nombradas, las cuales nos indicaron que $CCT = 36,6 \text{ m}^2/\text{Hab}$. Teniendo en cuenta que el área de la playa de Palomino es de $96,166,44 \text{ m}^2$, se determina que la capacidad de carga poblacional que puede recibir el lugar es de 2.627 habitantes; esto indica un resultado aceptable con respecto al promedio de metros cuadrados en playas del país en las que su flujo de población es aún mayor.

Tabla 1. Evaluación de equipamiento urbano

Criterio	1	3	5
Distribución del territorio		X	
Señales de información, prevención y reglamentación	X		
Seguridad del territorio	X		
Servicios que faciliten la estadía en el territorio		X	
Servicios de baños públicos	X		
Lugares de atención al público	X		
Aseo del territorio		X	

Fuente: elaboración propia

Tabla 2. Evaluación de servicios conexos al turismo

Criterio	1	3	5
Información turística		X	
Actividades de ocio		X	
Servicio de primeros auxilios	X		
Abastecimiento de agua potable	X		

Criterio	1	3	5
Servicio de luz y alcantarillado	X		
Fácil acceso al servicio de transporte			X
Capacitación del personal		X	

Fuente: elaboración propia

Conclusiones

- A partir del Decreto 3930 de 2010, basado en el Decreto 1594 de 1984, se afirma que la calidad de agua para fines recreativos, tanto del río como del mar, se debe encontrar en condiciones óptimas para los servicios turísticos que se están ofreciendo; los parámetros físico-químicos medidos se hallan muy por debajo de su máximo permisible.
- En la playa no se informa al público sobre las condiciones meteorológicas marítimas, tampoco existe información sobre el horario de apertura y cierre de la playa, según se establece en la NTS-TS 001-2. De igual manera, el lugar no cuenta con un mapa de la playa turística en la que se muestre su zonificación, sus usos y actividades permitidas y no permitidas.
- Palomino no cuenta con un plan de seguridad turístico, como se establece en la NTS-TS 001-2. No se sitúan señalizaciones pertinentes sobre sus instalaciones, horarios de funcionamiento, restricciones existentes, servicios prestados, actividades permitidas y prohibidas, áreas de riesgo, rutas de evacuación y puntos de encuentro, ubicación de estación de servicios de emergencia y prevención de actos delictivos.
- Palomino carece de servicios públicos básicos como servicios de luz, alcantarillado y agua potable, por lo cual su capacidad de abastecimiento no es óptima para su crecimiento poblacional. Esto genera inconvenientes para la comunidad y los turistas.
- La capacidad de carga turística en la playa de Palomino obtuvo un valor de $36,6 \text{ m}^2/\text{Hab}$, que es la máxima capacidad de carga ecológica. Así se determina que la playa puede recibir un total de 2.627 habitantes, valor que aún no ha sido sobrepasado turísticamente.

Referencias bibliográficas

Hernández, L. y Cubillos, M. (2018). *Determinación de la capacidad de carga turística en la playa de Palomino, municipio de Dibulla, Guajira*. (Tesis de grado). Bogotá, Universidad de La Salle. <https://repository.usta.edu.co/bitstream/handle/11634/16721/2019leonardohernandez.pdf?sequence=3&isAllowed=y>

Desarrollo de los niveles de ambición en la categoría de electricidad en zonas no interconectadas para la calculadora de carbono 2050 de San Andrés y Providencia

LIZA ALEJANDRA ACEVEDO LEYVA*

JESÚS GABRIEL JIMÉNEZ PORTILLO**

IVÁN ORLANDO CABEZA ROJAS***

MARIO ANDRÉS HERNÁNDEZ PARDO****

Resumen

En el presente trabajo se desarrollaron los niveles de ambición del apartado de “electricidad en zonas no interconectadas” de la calculadora de carbono 2050 de San Andrés y Providencia. Inicialmente se hizo una revisión en paralelo de las versiones web y Excel de la calculadora para poder identificar la ruta de cálculo y generar el árbol de cálculo actual.

Posteriormente se realizó una revisión bibliográfica para identificar las energías renovables que pueden implementarse en la isla y analizar su potencial; seguido a esto, se actualizó el árbol de cálculo utilizado por la herramienta y se utilizó el potencial de cada fuente de generación de energía para calcular la oferta de energía por tecnología.

* Universidad Santo Tomás, sede Bogotá. Correo electrónico: liza.acevedo@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomás, sede Bogotá.

*** Universidad Santo Tomás, sede Bogotá.

**** Universidad EAN.

Para las tecnologías que requieren de combustible para su funcionamiento se determinó la cantidad necesaria del mismo. A partir de este dato se calcularon las emisiones de CO₂ equivalentes; para las fuentes de energía renovable se tomaron en cuenta las emisiones referentes a la construcción y operación de las tecnologías. Finalmente, se realizó una proyección del modelo cada cinco años y se generaron diferentes escenarios.

Palabras clave: zonas no interconectadas, calculadora de carbono 2050, energías renovables, emisiones, gases efecto invernadero.

Introducción

El cambio climático se ha trabajado en las últimas décadas de manera intensiva como un tema de orden global, debido a que las consecuencias proyectadas serían catastróficas si no se genera una solución.

El camino ideal —en su momento— a nivel mundial, fue el de combinar políticas a favor que permitieran enfrentar la problemática con acciones en los diferentes sectores para reducir las emisiones de los gases de efecto invernadero (GEI) y estabilizar sus concentraciones (Olabe, 2015).

En la Conference of Parties (COP-21), realizada en diciembre del 2015, Colombia se comprometió a reducir en un 20 % las emisiones de gases de efecto invernadero con respecto a las proyectadas para 2030 (Vallejo, Higgings y Escobar, 2016).

Para contribuir con dicho objetivo, es necesaria la creación de herramientas adecuadas y actualizadas que permitan tomar decisiones políticas acertadas referentes a la mitigación del cambio climático y el desarrollo del país.

El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible adoptó una herramienta digital elaborada por el gobierno de Reino Unido (calculadora de carbono 2050), la cual expone las cifras de emisiones que el país aporta mundialmente. Asimismo permite modificar las trayectorias de los diferentes sectores según los adelantos o cambios tecnológicos que se presenten al pasar los años. Dicha herramienta facilita la toma de decisiones y apoya la implementación de políticas y estrategias para la adaptación y mitigación del cambio climático en el país (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, s. f.).

El Archipiélago de San Andrés y Providencia pertenece al grupo de zonas no interconectadas (ZNI) del país, siendo, posiblemente por su ubicación, el lugar que presenta mayor dificultad para integrarlo al sistema interconectado nacional (SIN). Por esta razón, se ha optado por el uso de diésel para la generación de energía eléctrica y suplir la demanda de la isla; la dependencia de combustibles fósiles para la

generación de energía eléctrica afecta directamente a la población de San Andrés y Providencia, pues obliga a los usuarios a hacer parte del mercado de combustibles fósiles, ajustándose a los precios fluctuantes.

Por lo anterior, en los últimos años entidades como la Unidad de Planeación Mineroenergética (UPME), el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y el Ministerio de Minas y Energía, entre otros, han generado estudios que proponen alternativas para mejorar el servicio energético en las islas y la calidad de vida de sus habitantes (Gómez, Afanador y Rodríguez, 2016).

Metodología

Se inició con una revisión en paralelo de las calculadoras web y Excel de la isla que dispone el Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). Entendiendo el funcionamiento de estas se generó el árbol de cálculo actual para comprender la ruta utilizada por el ministerio a la hora de generar niveles en el apartado de energías renovables y zonas no interconectadas. Posteriormente, se realizó una búsqueda bibliográfica identificando las variables que carecen de información actualizada y se procedió a organizar una nueva versión del árbol de cálculo para el desarrollo de una nueva propuesta.

Luego de establecer las entradas, salidas, variables y constantes en el árbol, se determinó bibliográficamente la capacidad instalada de las diferentes fuentes de generación de energía a utilizar. Empleando este dato, junto con el tiempo de uso y el rendimiento de los equipos, se obtiene la demanda energética a sustituir por cada fuente.

Acto seguido se efectuó el desarrollo de los niveles y el cálculo de participación de cada tecnología en la matriz energética. Teniendo en cuenta la demanda energética que cada fuente va a sustituir, el factor de emisión y el consumo de combustible de las fuentes no renovables, se calcularon las emisiones de gases efecto invernadero.

Identificado y cumplido el proceso anterior para un año y un escenario, se realizó la proyección del modelo cada cinco años, teniendo en cuenta la demanda energética total de la isla. También se generaron los escenarios alternativos a partir de la variable determinante del área disponible para la implementación de energías renovables en la isla (esta se obtuvo en la revisión bibliográfica). Finalmente, se entregó una calculadora actualizada con su debida justificación.

Resultados y discusión

El árbol de cálculo utilizado actualmente en la calculadora de carbono 2050, permite al usuario asignar un porcentaje de participación para cada fuente renovable de energía en la matriz energética de la isla. A partir de esta es posible obtener una capacidad instalada de la cual se desconoce su viabilidad de instalación en la isla.

Por esta razón, un nuevo árbol de cálculo que parte de una capacidad instalada posible permite el cálculo de la participación de cada una de las tecnologías a utilizar. Adicional a esto, en el árbol actual no se contabilizan las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas con la construcción, el mantenimiento y la operación de las tecnologías limpias, lo que sí se incluye en el nuevo árbol, lo que posibilita tener un valor total y real de las emisiones provenientes del sector energético de la isla.

- *Escenario 1:* aprovechamiento eólico y solar según la capacidad instalada propuesta por la UPME en el anexo 5 del documento *Integración de las Energías Renovables no Convencionales en Colombia* e implementación de gas licuado del petróleo (GLP) para cumplir con los porcentajes de sustitución de diésel advertidos por el MADS.
- *Escenario 2:* aprovechamiento eólico y solar según el área disponible, de acuerdo con el potencial eólico y a lo sugerido en el documento de la UPME en lo referente al tema solar fotovoltaico. Implementación de GLP para cubrir la demanda necesaria y así cumplir con el porcentaje de sustitución propuesto en la calculadora de carbono 2050.
- *Escenario 3:* sustitución de porcentajes propuestos en la calculadora de carbono 2050 únicamente por tecnologías eólica y solar, respetando las recomendaciones respecto al área a utilizar para solar y completando la demanda necesaria con tecnología eólica.
- *Escenario 4:* sustitución de porcentajes propuestos en la calculadora de carbono 2050 únicamente por tecnologías eólica y solar, respetando las recomendaciones respecto al área a utilizar para eólica y completando la demanda necesaria con tecnología solar.

Tabla 1. Emisiones gases efecto invernadero (Mt CO₂ eq/año)

	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Nivel 1	1,51	1,51	1,51	1,51

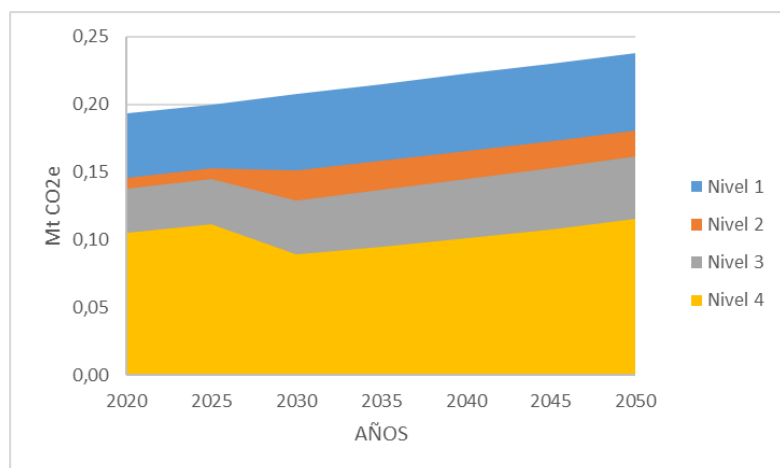
	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Nivel 2	1,13	1,12	1,13	1,15
Nivel 3	1,01	1,00	1,02	1,03
Nivel 4	0,735	0,72	0,73	0,7

Fuente: elaboración propia

El escenario 4 es la opción que genera mayores emisiones a la atmósfera, por el contrario, el escenario 2 es el que registra los menores valores de emisiones de GEI en sus diferentes niveles. Este escenario se convierte entonces en la propuesta a implementar en la calculadora de carbono 2050.

A pesar de que los escenarios 3 y 4 buscan la sustitución de diésel en su totalidad por energías renovables, también se realizó el cálculo de emisiones si se hubiera utilizado GLP para suplir la demanda necesaria con el fin de sustituir el diésel necesario en el nivel 4. Se obtuvieron entonces valores inferiores, es decir, en términos de emisiones es preferible tener una matriz energética mixta, entre energías renovables y combustibles fósiles, a una matriz homogénea; adicional a esto, una matriz mixta brinda estabilidad y seguridad al servicio debido a que diversifica la generación energética, haciendo que esta no dependa de una única entrada.

Figura 1. Comportamiento de las emisiones de gases efecto invernadero a lo largo del tiempo para cada nivel de ambición



Fuente: elaboración propia

Conclusiones

- Debido a la ubicación geográfica de San Andrés y Providencia, la isla presenta un potencial solar, eólico costa adentro, eólico costa afuera y mareomotriz importante, estos últimos, requieren de mayor investigación debido a los impactos que en el medio marino pueden generar.
- El potencial eólico costa adentro de la isla es mucho mayor al potencial solar, según el área disponible en los estudios.
- El nuevo árbol de cálculo permite establecer porcentajes de participación en la matriz energética más cercana a la realidad y menos arbitraria, puesto que se obtienen según las condiciones de la isla y de las tecnologías.
- En el segundo escenario propuesto, se obtuvo la menor cantidad de emisiones de gases efecto invernadero, lo que señala que una matriz energética mixta genera mayores beneficios, entre los que se encuentran la seguridad y la estabilidad del servicio eléctrico.
- Es urgente generar información y aumentar el nivel de investigación en la isla de San Andrés y Providencia, ya que es uno de los lugares más turísticos de Colombia.
- Es necesaria la voluntad política para profundizar en investigación e implementación de las diferentes propuestas en temas energéticos.
- La reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero con la implementación de las fuentes no convencionales de energía es notoria y pueden aportar en gran medida a los compromisos que adquirió Colombia en cuanto a la reducción de sus emisiones para 2030.
- Es posible remplazar la mitad del diésel para la generación de energía eléctrica por fuentes no convencionales en las próximas décadas.
- El uso de GLP representa una reducción importante de las emisiones que aporta la isla a la calculadora.

Referencias bibliográficas

- Gómez, J., Afanador, J. y Rodríguez, J. (2016). *Hacia la sostenibilidad eléctrica en el Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Colombia. Análisis de Alternativas*. Banco Interamericano de Desarrollo. <https://publications.iadb.org/es/hacia-la-sostenibilidad-electrica-en-el-archipelago-de-san-andres-providencia-y-santa-catalina>
- Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS]. (s. f.). *Calculadora de carbono 2050, una herramienta para todos. Encuentro de las Américas frente al cambio climático*. <https://www.minambiente.gov.co/index.php/noticias-minambiente/2035-calculadora-de-carbono-2050-una-herramienta-para-todos>
- Olabe, A. (2015). La conversación global sobre el cambio climático. *Revisita Política Exterior*, 29(168), 162-167. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5242081>
- Vallejo, G., Higgings, M. y Escobar, E. (2016). *El Acuerdo de París. Así actuará Colombia frente al cambio climático*. Fundación Natura, Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, WWF-Colombia. https://www.minambiente.gov.co/images/cambioclimatico/pdf/colombia_hacia_la_COP21/el_acuerdo_de_paris_frente_a_cambio_climatico.pdf

Estudio técnico ambiental comparativo del tratamiento de aguas residuales domésticas para su descarga mediante emisarios en medio marítimo y continental. Caso: Cartagena y Barranquilla

MARYORY BIBIAN QUITIAN GUTIÉRREZ*

LIZETH DEL CARMEN MOLINA ACOSTA**

Resumen

Por su composición, las aguas residuales domésticas (ARD) generan impactos ambientales que pueden alterar los ecosistemas acuáticos. Estos impactos pueden variar según las características del cuerpo receptor, lo que hace que ocurran comportamientos diferentes en cuerpos marítimos y continentales.

El cuerpo receptor por lo tanto determina las características del tratamiento que deben recibir las ARD. Sin embargo hasta 2018 en Colombia solo se establecían los límites permisibles de vertimientos a cuerpos superficiales (continentales) y se consideraban los objetivos de calidad de cuerpos receptores específicos.

En ese contexto, los sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales, en cumplimiento de la Resolución 631 de 2015 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015), no discriminaban el cuerpo receptor, teniendo las mismas características de tratamiento para verter en medio marino y en medio continental.

* Universidad de la Salle.

** Universidad de la Salle. Correo de electrónico: ldcmolina@unisalle.edu.co

Considerando lo anterior, el siguiente trabajo tiene como objetivo definir los criterios técnicos ambientales que deben ser considerados en el sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas de acuerdo con las características del medio receptor.

Metodológicamente se realizó una investigación cualitativa, descriptiva y evaluativa, en la que se analizó el comportamiento del cuerpo receptor, se comparó el sistema de tratamiento de las ARD de dos ciudades (Barranquilla y Cartagena) cuyo vertimiento se realiza en medio continental y marítimo mediante emisarios y se definieron las unidades operacionales requeridas en el tratamiento de aguas residuales según el medio.

Se determinó que los parámetros de las ARD de importancia para su vertimiento en medio continental fueron pH, conductividad, oxígeno disuelto, DBO, DQO, SST, SED, grasas y aceites y coliformes, mientras que para la descarga en medio marítimo fueron SST, y grasas y aceites.

Palabras clave: aguas residuales, medio continental, medio marino, emisarios.

Introducción

Los ecosistemas acuáticos, continentales y marítimos son susceptibles de afectarse por los vertimientos de aguas residuales urbanas o industriales, ya que estos pueden alterar sus condiciones ambientales y la oferta que tienen en ciertas regiones. Esto se debe a que, en algunos casos, no existen sistemas de tratamiento de aguas residuales, o donde sí existen, se implementan procesos unitarios iguales para su descarga en medio continental y en medio marítimo, lo cual les afecta, al no tener las mismas características o una capacidad de asimilación, pues tienen procesos físicos, químicos y microbiológicos diferentes.

El crecimiento poblacional incrementa la demanda del recurso hídrico y genera mayor caudal de vertimientos con una composición más compleja, ocasionando una presión en las coberturas existentes tanto de alcantarillado para la recolección y conducción de los vertimientos, como en la capacidad de tratamiento de las aguas residuales domésticas.

Esta presión se evidencia en la zona del Caribe colombiano, que cuenta con 94 % de cobertura en acueducto y solo 73 % en alcantarillado (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios [SSPD], 2018). No obstante, los municipios que tienen infraestructura para tratar las aguas residuales presentan carencias por diversos factores, como el desconocimiento de la regulación ambiental; la existencia de sistemas de tratamiento fuera de operación; el funcionamiento deficiente; y la no

existencia de un plan financiero de operación y mantenimiento, lo que los convierte en focos de contaminación por la proliferación de olores, vectores y residuos, así como por las falencias en los criterios técnicos y ambientales para el diseño de los sistemas de tratamiento que no consideran las particularidades del medio receptor.

Por tal razón, se hace necesario definir criterios técnicos en los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas según las características del cuerpo receptor, considerando sus diferencias de asimilación de contaminantes. Ya que solo hasta marzo de 2018 entró en vigencia la Resolución 0883, que regula los vertimientos de aguas residuales en agua marinas (Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, 2018), se hizo evidente que los sistemas de tratamiento existentes que vertían en el mar debían ser adaptados técnicamente para evitar el deterioro de estos ecosistemas (pues antes operaban según la Resolución 631 del 2015).

Metodología

La investigación se realizó en tres fases, cada una con el desarrollo de diferentes actividades. Estas se presentan a continuación.

Fase I. Análisis del comportamiento del cuerpo receptor

En este proceso se desarrollaron tres actividades:

- Selección de parámetros físicoquímicos básicos en las aguas residuales domésticas y su relación con el cuerpo receptor.
- Comparación de las características generales del agua dulce y salada.
- Identificación de impactos ambientales de las aguas residuales en aguas continentales y marítimas.

Fase II. Diagnóstico operacional de los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas de Cartagena y Barranquilla

Para el desarrollo de esta fase se realizaron las siguientes actividades:

- Análisis y comparación de datos técnicos, planos, caracterizaciones y modelos de dispersión existentes.
- Documentación de observaciones y datos obtenidos en las visitas técnicas realizadas a las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de Barranquilla y Cartagena.

Fase III. Determinación de unidades operacionales requeridas en el tratamiento de aguas residuales para su descarga en medio marino y continental

- Selección de la unidad operacional más apropiada para reducir la carga contaminante que afecta al cuerpo receptor (medio marino o continental) según los impactos identificados en la fase anterior.
- Elaboración esquemática de las unidades operacionales requeridas según el medio receptor.

Resultados y discusión

Comportamiento del cuerpo receptor

Los parámetros físicoquímicos para aguas residuales tienen diferentes comportamientos en el medio receptor, en este caso el medio continental (agua dulce) o el medio marítimo (agua salada).

A continuación, se relacionan los parámetros físicoquímicos de mayor relevancia a considerar en el diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas y sus impactos según el medio receptor:

MC: medio continental.

MM: medio marítimo.

- MC: RELEVANTE. Si no se contempla esta variabilidad al tener contacto con la fuente receptora de agua dulce, esta afecta las condiciones del ecosistema y modifica las curvas poblacionales de fauna acuática.
- MM: NO RELEVANTE. El pH de las ARD no genera impactos por los elevados valores de alcalinidad de la masa de agua marítima, esta gran masa se estabiliza rápidamente unificando el pH de la fuente receptora.

Conductividad

- MC: RELEVANTE. La medición de conductividad es valiosa en el caso de la asimilación si esta se quiere tomar para riego o usos de contacto directo, esto debido a la cantidad de sales que pueden afectar sectores agrícolas o productivos.

- MM: NO RELEVANTE. Este criterio de conductividad no es relevante a la hora de la medición en el cuerpo marítimo por los elevados rangos de sales contenidas en este medio.

Oxígeno disuelto

- MC: RELEVANTE. La fuente puede presentar reacciones al tratar de degradar la materia orgánica presente en las ARD que consumen oxígeno y generan entornos anóxicos.
- MM: NO RELEVANTE. La disponibilidad ilimitada de oxígeno contenida en el agua marítima y las propiedades físicas y químicas que se dan en la interacción entre las ARD y el medio hacen que no sea un parámetro de interés en el momento de la selección de estructuras operativas en la planta.

Demanda química de oxígeno (DQO)

- MC: RELEVANTE. Las tasas de degradación de la materia orgánica dependen de la cantidad de oxígeno disponible. Este parámetro es importante por los procesos transformativos que sufre químicamente un agua residual. Asimismo, el impacto en la fuente receptora genera cambios en los hábitats y sus comunidades.
- MM: NO RELEVANTE. Este parámetro no es relevante debido a la capacidad de asimilación de la fuente que actúa con una elevada carga de oxígeno que permite que el proceso químico de biodegradabilidad se desarrolle rápidamente.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

- MC: RELEVANTE. El valor de este parámetro brinda información sobre la necesidad de construir o implementar diversas unidades operacionales para optimizar la calidad del agua, en algunos casos a través de procesos biológicos que reducen su valor y minimizan los impactos generados en una fuente de agua dulce, toda vez que en el proceso de mezcla entre los ARD y el medio receptor se pueden presentar diferentes escenarios, dependiendo de la necesidad de oxígeno del medio y el riesgo de ruptura del equilibrio natural de cadenas alimenticias y la demanda de oxígeno para procesos de degradación.

- MM: NO RELEVANTE. Las zonas de mezcla entre el agua dulce y salada estabilizan rápidamente esta carga, motivo por el cual en el diseño de un sistema de tratamiento para vertimiento marino no es un parámetro relevante para la definición de estructuras requeridas en procesos avanzados.

Sólidos suspendidos totales (SST)

- MC: RELEVANTE. Los elevados porcentajes de SST que pueden llegar al medio receptor afectan la capacidad de absorción química que requieren algunas zonas acuáticas. Los criterios de visibilidad y estética en ciertos tramos establecidos legamente por los objetivos de calidad del cuerpo receptor pueden no cumplirse si es muy elevada la carga de sólidos; adicionalmente pueden generar la presencia de compuestos químicos de difícil degradación.
- MM: RELEVANTE. Las consideraciones anteriormente citadas aplican y pueden afectar las cadenas alimenticias por ingesta del plancton contenido en el agua que se mezcla con los SST.

Sólidos sedimentables (SSED)

- MC: RELEVANTE. El parámetro de sólidos sedimentables genera cambios en el ecosistema y la hidráulica fluvial por la sedimentación de estas partículas.
- MM: NO RELEVANTE. Si se contempla la dinámica hidráulica generada por el oleaje y las corrientes marinas, estos sólidos sedimentables ayudan al equilibrio y a la conservación de áreas de playas; por otra parte, si el vertimiento llegase a estar ubicado cerca de una zona de coral lo podría afectar (aunque es poco probable), debido a los estudios que se realizan en la etapa de selección del punto de vertimiento, toda vez que estos ecosistemas marítimos están protegidos y debe existir una zona de amortiguación y protección.

Grasas y aceites

- MC: RELEVANTE. Las grasas y los aceites que llegan a la fuente continental pueden adherirse a la piel de las especies ícticas y a las plantas, lo que genera intoxicación; adicionalmente, por las propiedades que tienen estos compuestos, su flotabilidad se hace evidente en el cuerpo de agua, lo que obstruye el paso de la luz solar e impide los desarrollos biológicos necesarios para equilibrar el ecosistema acuático.

- MM: RELEVANTE. El proceso de comportamiento en la fase de tratamiento es igual al relacionado en la fase continental, la divergencia se da a la hora de la asimilación en la fuente receptora debido a las presiones y condiciones físicas del medio marino, que tienden a encapsular estos compuestos, lo que hace más difícil el rompimiento de las partículas y genera problemas para las zonas de recreación y fauna marina.

Coliformes fecales

- MC: RELEVANTE. En relación con la asimilación del cuerpo de agua dulce, son muy resistentes y pueden ocasionar problemas por contacto directo o ingesta de algún producto que lo contenga; por ejemplo, el riego de cultivos de consumo directo, como hortalizas.
- MM: NO RELEVANTE. No es un parámetro relevante debido a las condiciones generales de presión del cuerpo receptor que actúan como sistema de rompimiento o inhibidor biológico por el choque de presiones y la cantidad de masa de agua. Adicionalmente, en la fauna marítima existen muchos organismos que producen heces fecales, como por ejemplo las anchoas, lo que genera unas cargas más elevadas que las vertidas por aguas residuales domésticas.

Diagnóstico operacional de los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas de Cartagena y Barranquilla

Los ecosistemas continentales (agua dulce) son más susceptibles de afectación por las aguas residuales domésticas, es por ello que se deben considerar los objetivos de calidad del cuerpo receptor.

En la evaluación del caso de Barranquilla se compararon los datos de las caracterizaciones del vertimiento de la planta de tratamiento “Estación depuradora Barranquillita” con los objetivos de calidad del río Magdalena requeridos para el tramo donde se realiza la descarga mediante emisario subfluvial, el cual tiene como uso predominante el industrial y agropecuario.

De lo anterior, los parámetros de las ARD salientes de la estación Barranquillita que presentan incumplimiento son el oxígeno disuelto, DBO y grasas y aceites. Estos valores, que sobrepasan los límites permisibles, se pueden dar por las fallas operativas identificadas en la visita técnica, las cuales fueron el deterioro de la infraestructura mecánica, la operación manual en rejillas y los militamices, infraestructura

civil en mantenimiento, desarenadores y trampas grasas fuera de uso por el rompimiento de partes mecánicas.

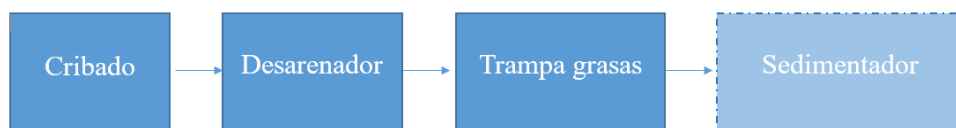
En cuanto a los ecosistemas marítimos, solo hasta marzo de 2018 en Colombia se comenzó a regular los vertimientos al mar, por lo cual al momento de la realización de esta investigación y al no contar con normas nacionales para el caso, se efectuaron las comparaciones con las normas de vertimiento existentes en México y Chile.

Por último, comparando la caracterización de las ARD salientes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Punta Canoa, Cartagena, con la normatividad internacional señalada y la actual Resolución 0883 de 2018, se evidencia que el sistema está presentando falencias en los parámetros de grasas y aceite.

Unidades operacionales requeridas en el tratamiento de aguas residuales para su descarga en medio marino y continental

Se presentan en las figuras 1 y 2 las unidades operacionales mínimas que deben tener los sistemas de tratamiento. Allí se consideran las características del medio continental y medio marítimo para la descarga de aguas residuales.

Figura 1. Secuencia de operaciones unitarias requeridas para una PTAR que dispone en medio continental



Fuente: elaboración propia

Figura 2. Secuencia de operaciones unitarias requeridas para una PTAR que dispone en medio marítimo



Fuente: elaboración propia.

Conclusiones

Las fuentes de agua continental son más susceptibles de afectarse por la contaminación de las aguas residuales domésticas, siendo los parámetros más relevantes para efectos de criterios de diseño y control el pH, la conductividad, el oxígeno disuelto, DBO, DQO, SST, SSED, las grasas y aceites y los coliformes.

En el caso del medio marítimo, debido a sus características de zonas de mezclas, este permite la asimilación de parámetros básicos de las ARD, siendo objeto de mayor interés los SST y las grasas y aceites.

Hasta marzo de 2018, las descargas de las ARD eran reguladas por la Resolución 631 del 2015, indistintamente del medio receptor. Dicha situación no garantizaba la protección al medio, debido a las particularidades de cada ecosistema acuático, lo que llevaba al diseño de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas con carencia de unidades o con unidades operacionales innecesarias.

Ninguna de las dos plantas objeto de análisis cuenta con una remoción eficiente. En el caso de Barranquilla, sus procesos operacionales van a ser optimizados, por lo cual la evaluación técnica que se realiza en este documento fue basada en la información de la visita, la cual tiene un sesgo por no estar operando todas las unidades; en el caso de Cartagena, sus procesos anaeróbicos elevan los costos y complican la operación de algunas unidades.

Referencias bibliográficas

- Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. (2018). *Resolución 0883. Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas marinas, y se dictan otras disposiciones*. <http://portal.anla.gov.co/normatividad/resoluciones/resolucion-0883>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (17 de marzo de 2015). *Resolución 631. 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*. https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/d1-res_631_marz_2015.pdf
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios [SSPD]. (2018). *Estudio Sectorial de los servicios públicos domiciliarios de Acueducto y Alcantarillado 2014-2017*. SSPD. https://www.superservicios.gov.co/sites/default/archivos/Publicaciones/Publicaciones/2019/Ene/informe_sectorial-cuatrenio_2014-2017_.pdf

Análisis de la variabilidad espacio temporal de la calidad del agua en el río Magdalena entre el municipio de El Banco (Magdalena) y el municipio de Soledad (Atlántico) de 2010 a 2016

PAOLA CARRILLO*
ÁNGELA JARAMILLO**
RONAL SIERRA***
NATALÍ DELGADO****

Resumen

Este artículo presenta el estudio realizado en el marco de la pasantía ejecutada en la Comisión Colombiana del Océano, en la oficina de gestión del riesgo del área de asuntos marinos y costeros, como iniciativa del Comité Técnico Nacional para la Prevención de la Contaminación Marina.

En primera instancia, se elaboró una revisión descriptiva-evaluativa y se desarrolló un análisis de la variabilidad espacio temporal de la calidad del agua en el río Magdalena en un tramo comprendido entre los municipios de El Banco (Magdalena) y Soledad (Atlántico) de 2010 a 2016, mediante recopilación de información secundaria de la Corporación Autónoma Regional del Magdalena

* Universidad Santo Tomás. Correo de electrónico: paola.carrillo@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomás.

*** Universidad Santo Tomás.

**** Comisión Colombiana del Océano

(Corpomag), la Corporación Autónoma Regional del Canal del Dique (Cardique) y la Corporación Autónoma Regional del Atlántico (CRA), y de las instituciones de investigación Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andaréis (Invermar) y el Instituto de Estudios Ambientales y Meteorológicos (Ideam).

Con esta información se examinó el comportamiento de la calidad del agua en el tramo y su variación en el trayecto a la desembocadura en el mar Caribe, teniendo como base los datos de los puntos de monitoreo.

Palabras clave: análisis de calidad de agua, índice de calidad y contaminación, río bajo Magdalena, contaminación en el mar Caribe.

Introducción

En Colombia, la riqueza hídrica marina se ha visto amenazada por el incremento de las actividades económicas que se realizan en las zonas costeras del país, las cuales afectan significativamente la calidad del agua marina y generan un deterioro en los ecosistemas.

La Comisión Colombiana del Océano (CCO), a través de su Comité Técnico Nacional para la Prevención de la Contaminación Marina, ha venido desarrollando talleres, material académico y reuniones con los diferentes representantes de los sectores sobre temas relevantes de contaminación marina en el país. Uno de ellos es el asunto de vertimientos en las zonas costeras, puesto que se ha evidenciado que las fuentes terrestres aportan la mayor parte de contaminantes al mar, debido a que provienen de los residuos domésticos municipales, industriales, portuarios, aguas de escorrentía, urbanas y agrícolas que proceden de las cuencas hidrográficas y que afectan negativamente el medio marino (CCO, 2018; García, Vargas, Santos, Bernal y Olaya, 2015; Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010).

Por tal razón y en cumplimiento de la función del Comité Técnico Nacional para la Prevención de la Contaminación Marina y el plan de trabajo del grupo de vertimientos con respecto a las metas pactadas en el documento “Evaluación del Programa Nacional de Investigación, Evaluación, Prevención, Reducción y Control de Fuentes Terrestres y Marinas de Contaminación al Mar” (Pnicm), el presente estudio sirve como insumo para desarrollar una herramienta de toma de decisiones.

Este proyecto tiene como finalidad analizar la variabilidad espacio-temporal de la calidad del agua en el río Magdalena en un tramo comprendido entre los municipios de El Banco (Magdalena) y Soledad (Atlántico) de 2010 a 2016 para

demostrar que el río Magdalena puede ser una fuente de contaminación del mar (CCO, 2018).

Metodología

Primero se realizó una revisión y recopilación de información de las características y condiciones ambientales del río Magdalena, en el tramo antes mencionado, el cual fue definido por la ubicación de los puntos de monitoreo de la red de calidad del agua.

Posteriormente, se hizo uso de información secundaria proveniente de entidades ambientales como las Corporaciones Autónomas Regionales que comprenden la jurisdicción de los municipios objeto de estudio y también del Invermar y el Ideam, con el fin de analizar la variabilidad espacio-temporal de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos registrados en los puntos de monitoreo de calidad del agua, en el periodo de tiempo comprendido y con el fin de compararlo con los valores de la norma establecida.

Luego se examinaron los índices de calidad del agua (ICA) calculados por el Ideam en cada punto de monitoreo del tramo delimitado, con el propósito de conocer su clasificación (buena, aceptable, regular, mala y muy mala).

Para el cálculo del ICA se utilizaron variables como: oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO), relación nitrógeno fósforo (NT/PT), conductividad eléctrica (CE) y pH.

Finalmente, se realizó la revisión con fuentes secundarias de los efectos que el río Magdalena está provocando en la desembocadura y cómo está contribuyendo a la contaminación del mar Caribe en el periodo de estudio (Corporación Autónoma Regional del río grande de la Magdalena [Cormagdalena] y ONF Andina, 2007; Ideam, Cormagdalena y ONF Andina, 2007; Sierra, 2011).

Resultados y discusión

Los resultados de la revisión bibliográfica sobre la variabilidad espacio temporal de la calidad de agua en un tramo comprendido muestran que los puntos de monitoreo con mayor concentración, en los parámetros fisicoquímicos, corresponden a Regidor, El Banco, Calamar y Las Flores.

En el periodo 2010-2011, los parámetros fisicoquímicos tuvieron un comportamiento tendiente a un incremento excesivo, esto pudo haber sido ocasionado por el fenómeno de La Niña, pues se aumentó el caudal y el arrastre de material junto con la carga contaminante.

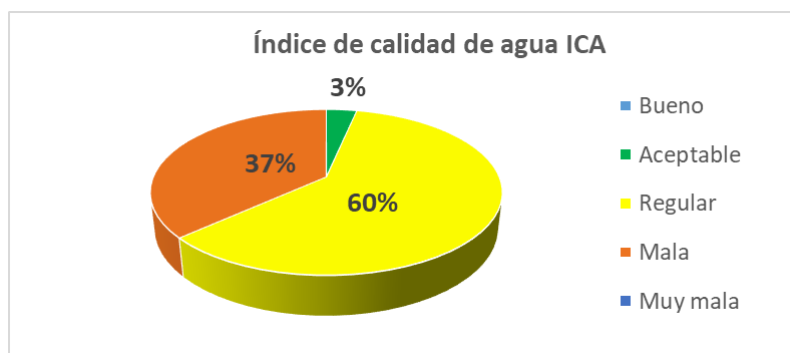
Los puntos de monitoreo que presentaron un índice de calidad de agua con categoría mala fueron: Regidor, El Banco y Las Flores, provocado, posiblemente, por las actividades económicas que se desarrollan en la zona, lo que genera presión en el recurso hídrico.

También se evidenció que durante el periodo de estudio hubo un aumento en la carga de sedimentos y que los flujos fluviales del río Magdalena han provocado la disminución en la calidad de agua marina, así como el deterioro de los arrecifes coralinos del área protegida islas del Rosario y San Bernardo.

Además, en la desembocadura del río Magdalena al mar Caribe se evidenció el deterioro de los sistemas estuarinos y lagunares costeros por eutroficación provocada por el aumento de fósforo y nitrógeno, que podría relacionarse con los vertidos de aguas residuales domésticos e industriales de los municipios aledaños del Bajo Magdalena.

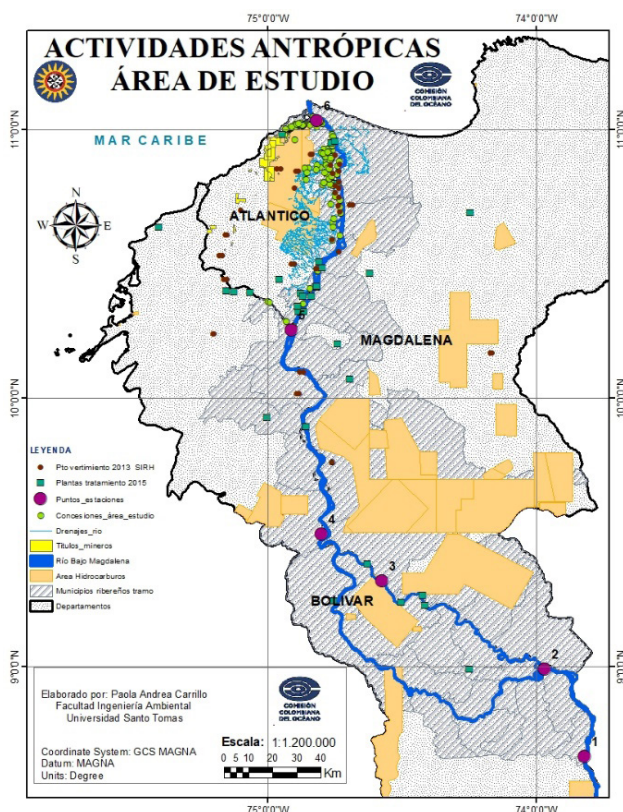
Por lo tanto, la contaminación marina del país muestra una estrecha relación con las actividades económicas que se desarrollan en la ribera del río Magdalena y en las zonas costeras, siendo las fuentes terrestres las principales aportantes de contaminantes al mar. Entre ellas se destacan los residuos domésticos, las descargas de aguas residuales domésticas e industriales, las actividades portuarias, la explotación minera y de hidrocarburos (Reyna, Devis y Cantera, 2013; Escobar, 2002; Garcés y Espinosa, 2017; Restrepo, Schrottke, Traini, Bartholomae, Ospino, Ortiz, Otero y Orejarena, 2018; Restrepo, Park, Aquino y Latrubesse, 2016).

Figura 1. Índice de calidad de agua en puntos de monitoreo durante el periodo de estudio



Fuente: elaboración propia

Figura 2. Actividades antrópicas desarrolladas en la zona estudio



Fuente: elaboración propia

Conclusiones

En materia de calidad de las aguas marinas y estuarinas, cada vez se ha hecho más claro que las actividades realizadas en tierra son las principales fuentes de contaminación en los mares y las costas.

Referencias bibliográficas

Comisión Colombiana del Océano [CCO]. (2018). *Política Nacional del Océano y los Espacios Costeros*. <http://www.cco.gov.co/cco/publicaciones/83-publicaciones/383-politica-nacional-del-oceano-y-los-espacios-costeros-pnoec.html>

- Corporación Autónoma Regional del río grande de la Magdalena [Cormagdalena] y ONF Andina. (2007). *Proyecto FFEM Cormagdalena. Plan de manejo de la cuenca del río Magdalena-Cauca, segunda fase*. Fluidis Servicios Asociados. <http://dco2eja.cormagdalena.gov.co/index.php?idcategoria=830&download=Y>
- Escobar, J. (2002). *La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar*. Organización de las Naciones Unidas.
- Garcés, O. y Espinosa, L. (2017). *Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombiano, 4*. In: vemar, MADS. http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/Informe+REDCAM+2017_fd.pdf
- García, M., Vargas, O., Santos, A., Bernal, F. y Olaya, G. (2015). *Estudio Nacional del Agua 2014*. Ideam, MADS. http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023080/ENA_2014.pdf
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [Ideam], Cormagdalena y ONF Andina. (2007). *Nueva medición de la calidad de agua en los ríos Magdalena y Cauca*. Ideam, Cormagdalena y ONF Andina.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). *Política Nacional Gestión Integral de Recurso Hídrico*. Viceministerio de Ambiente. <https://www.minambiente.gov.co/index.php/gestion-integral-del-recurso-hidrico/direccion-integral-de-recurso-hidrico/politica-nacional-para-la-gestion-integral-del-recurso-hidrico>
- Restrepo, J., Park, E., Aquino, S. y Latrubesse, E. (2016). Coral reefs chronically exposed to river sediment plumes in the southwestern Caribbean: Rosario Islands, Colombia. *Science of the Total Environment*, 553, 316-329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.140>
- Restrepo, J., Schrottke, K., Traini, C., Bartholomae, A., Ospino, S., Ortíz, J., Otero, L. y Orejarena, A. (2018). Estuarine and sediment dynamics in a microtidal tropical estuary of high fluvial discharge: Magdalena river (Colombia, South America). *Marine Geology*, 398, 86-98. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2017.12.008>
- Reyna, J., Devis, A. y Cantera, J. (2013). *El océano, maravilla terrestre*. Comisión Colombiana del Océano.
- Sierra, C. (2011). *Calidad del agua: evaluación y diagnóstico*. Universidad de Medellín.

Diversidad de macroinvertebrados bentónicos indicadores de calidad del agua en el río Frío, Cundinamarca, Colombia

SANTIAGO AYALA RAMÍREZ*

WILSON ANDRÉS REINOSO GONZÁLEZ**

DAYAM SORET CALDERÓN RIVERA***

ÁNGELA MARÍA JARAMILLO LONDOÑO****

Resumen

Se realizó una caracterización de la calidad del agua del río Frío a través de la utilización de macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos; el análisis se complementó con parámetros fisicoquímicos, entre los que se evaluaron el oxígeno disuelto (OD), la conductividad eléctrica (CE), el pH, la temperatura, la turbidez y los sólidos disueltos, con el fin de establecer su influencia sobre la comunidad de macroinvertebrados.

Una vez muestreados e identificados los macroinvertebrados se calcularon los índices de biodiversidad *Shannon Weaver*, riqueza específica, diversidad de *Margalef* y *Menhinick*.

El número total de individuos resultado del estudio en la cuenca correspondió a 687, representados por 12 órdenes, 24 familias y 25 géneros.

Palabras clave: río Frío, macroinvertebrados, bioindicadores, biodiversidad.

* Universidad Santo Tomás. Correo electrónico: santiagoayala@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomás.

*** Universidad Santo Tomás.

**** Universidad Santo Tomás.

Introducción

En Colombia los estudios de calidad del agua se han basado, en su gran mayoría, en información fisicoquímica o bacteriológica, pero fue hasta las últimas décadas que se comenzó a incorporar e implementar la bioindicación en este tipo de investigaciones.

Dentro de los bioindicadores más utilizados para la evaluación de la calidad del agua se encuentran las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, esto se debe a que reúnen varias de las cualidades que se esperan de un indicador; entre estas se destacan su elevada distribución y diversidad taxonómica, su sensibilidad a los cambios en las variables fisicoquímicas, hidromorfológicas e hidrológicas que se producen en el medio acuático.

En este estudio se calcularon, a partir de la recolección e identificación de macroinvertebrados bentónicos, los índices de riqueza específica, *Margalef*, *Menhinick* y *Shannon Weaver* para calificar y cuantificar la abundancia y diversidad que puedan presentar estos organismos en el río.

Por otra parte, se elaboró una curva de acumulación, con el objetivo de verificar que el esfuerzo muestral fuera el adecuado.

Dada la importancia del río Frío para los municipios y veredas que hacen parte de su cuenca, el presente estudio se enfocó en evaluar, desde el punto de vista biológico y fisicoquímico, la calidad del agua de la cuenca. Así fue posible generar información básica para estudios taxonómicos y ecológicos de diversos grupos de macroinvertebrados, esto permitirá implementar acciones de preservación y monitoreo de los ecosistemas acuáticos.

Metodología

- **Área de estudio:** este estudio se desarrolló en la cuenca del río Frío (Cundinamarca), una de las cuencas tributarias del río Bogotá, la cual ha sido forzada a fuertes transformaciones debido a las actividades agrícolas, ganaderas, mineras y de captaciones de agua para dos acueductos de la zona.
- **Diseño del muestreo:** se escogieron tres sitios estratégicos que abarcaran la totalidad de la cuenca. Estas tres estaciones de muestreo se distribuyeron de la siguiente forma: parte alta del municipio de Pacho (Cundinamarca); parte media de la vereda de San Martín y parte baja del municipio de Cajicá (Cundinamarca).

- *Muestreo e identificación de macroinvertebrados bentónicos*: el procedimiento de muestreo se realizó a partir de la metodología planteada por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- El nivel taxonómico requerido para el cálculo de los índices biológicos fue el de familia. Particularmente se profundizó hasta el nivel de género en los casos que fue posible.
- *Análisis de la información*: se calcularon los índices de diversidad nombrados anteriormente, junto con un análisis de varianza ANOVA buscando conocer la significancia que tienen las diferentes temporadas (seca, transición y lluviosa).
- De igual manera, se realizó un análisis multivariante a través de una correlación canónica en el software RStudio, con el fin de encontrar la relación existente entre los parámetros fisicoquímicos y las especies de macroinvertebrados encontrados.

Resultados y discusión

Se colectaron 687 individuos, agrupados en 25 especies, correspondientes a 24 familias, y estas a su vez pertenecientes a 12 órdenes. La familia *Lymnaeidae* fue la que mayor abundancia presentó, con 268 individuos de los 687 encontrados (39 %).

La mayor abundancia de organismos está relacionada con la mayor disponibilidad de sustratos heterogéneos y con la más grande cobertura de vegetación ribereña intacta, que ofrece un superior suministro de material alóctono que sirve como alimento y sustrato para la comunidad.

Roque et al. (2003) plantearon la hipótesis de que las áreas con mayor cobertura vegetal deberían tener una mayor riqueza taxonómica, esto explica la baja diversidad de especies en el río Frío, como se comprobó al calcular los diferentes índices de diversidad, ya que las riberas del río presentan poca cobertura vegetal y el fondo del cauce suele ser de textura arcillosa y rocosa.

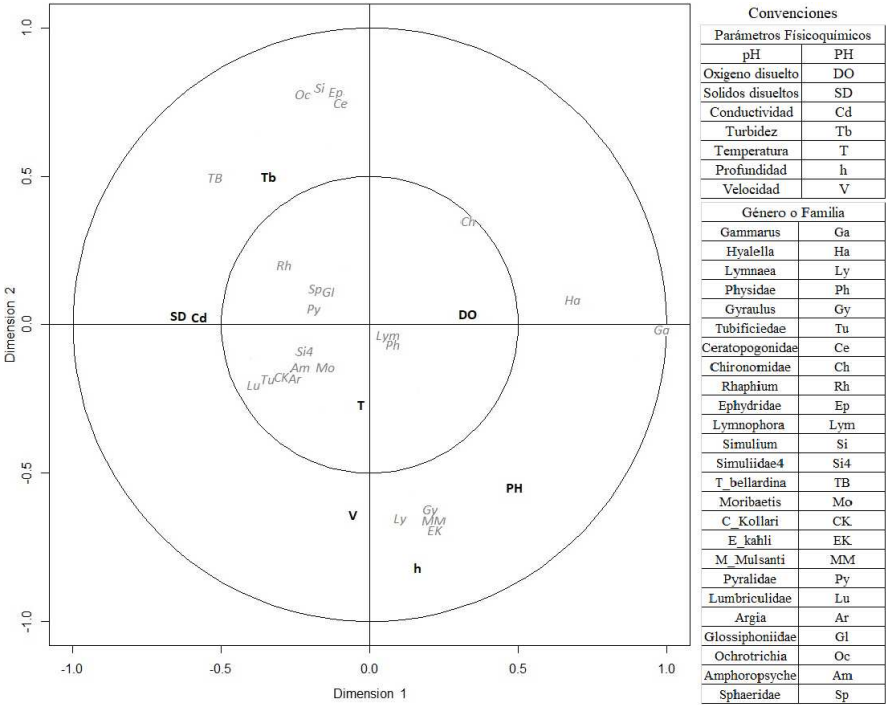
Con la aplicación del ANOVA, se determinó que no existe una diferencia significativa entre las tres temporadas en que se llevaron a cabo los muestreos (seca, transición y lluviosa) y el resultado de los índices; esto afirma una independencia entre las variables, lo que quiere decir que la temporada climática no hace que los resultados de los índices sean estadísticamente diferentes.

En las correlaciones canónicas se evidenció que la turbidez es uno de los parámetros que presenta mayor afinidad con respecto a varias de las familias que

se encontraron en río Frío, entre las que destacan familias como *Hydroptilidae*, *Simuliidae*, *Ephydriidae*, *Ceratopogonidae* y *Tipulidae*. La primera hace referencia al orden *Trichoptera*, y las otras cuatro al orden *Diptera*, uno de los dos órdenes más representativos de este estudio.

Esto muestra que la turbidez es uno de los factores que más afecta el desarrollo de las familias de macroinvertebrados, debido a que este parámetro es un limitante para la reproducción y el asentamiento de familias que necesitan oxígeno para subsistir.

Figura 1. Correlación de parámetros fisicoquímicos y géneros de macroinvertebrados del río Frío.



Fuente: elaboración propia

Conclusiones

Este estudio ofrece información base para posteriores investigaciones y proyectos que se quieran desarrollar en torno al río Frío, como la estimación de caudales ambientales a partir de la metodología IFIM.

Referencias bibliográficas

- Roque, F., Trivinho-Strixino, S., Strixino, G., Agostinho, R. C. y Fogo, J. C. (2003). Benthic macroinvertebrates in streams of the Jaragua State Park (Southeast of Brazil) Considering Multiple Spatial Scales. *Journal of Insect Conservation*, 7(2), 63-72. <https://doi.org/10.1023/A:1025505323668>

Estrategia comunicativa para fruvers y fruterías en el manejo de residuos sólidos orgánicos de la fruta en el barrio San Francisco, localidad de Ciudad Bolívar

SOLANYI CASTAÑEDA TORRES*

TATIANA MILENA CAMPO SÚAREZ**

ARGEMIRO ESTEPA***

HAROLD LEONARDO BUITRAGO****

PATRICIA DÍAZ SUESCÚN*****

Resumen

Este trabajo de investigación contempla diseñar una estrategia comunicativa dirigida a las cadenas de *fruver* y fruterías del barrio San Francisco en la localidad de Ciudad Bolívar, enfocada en el manejo adecuado de residuos sólidos orgánicos (RSO). En este contexto se realiza un diagnóstico general de cómo se manejan en la actualidad estos residuos, identificando si existen buenas prácticas ambientales, como la separación en la fuente, y si a estos residuos se les da un aprovechamiento.

El tipo de investigación aplicada en este trabajo se considera descriptivo, ya que se va a analizar el fenómeno con el objeto de proponer alternativas de

* Universidad Uniminuto. Correo de electrónico: scastaned19@uniminuto.edu.co

** Universidad Uniminuto.

***Universidad Uniminuto.

****Universidad Uniminuto.

*****Universidad Uniminuto.

aprovechamiento. Su enfoque será mixto teniendo en cuenta la población (cantidad de *fruver* de la zona) y los fenómenos que se presentan por el manejo inadecuado de los RSO.

Palabras clave: orgánicos, residuos, clasificación, comerciantes, sensibilización, estrategias.

Introducción

Problema a resolver: ¿cuál es la estrategia comunicativa para concientizar a los comerciantes de la cadena de *fruvers* y fruterías en el manejo de residuos sólidos orgánicos de pulpa de fruta en el barrio San Francisco, localidad de Ciudad Bolívar?

Justificación

En el Distrito Capital funcionan, según el Instituto para la Economía Social (IPES), 49 plazas de mercado clasificadas según su tamaño en mayoristas y minoristas, de las cuales 30 son de carácter privado y 19 de propiedad del Distrito Capital.

La disposición de los residuos sólidos ordinarios (RSO) aprovechables a nivel local, municipal, regional o nacional, en su gran mayoría tienen un destino final en los rellenos sanitarios, estos residuos aportan un 68 % aproximado del total de los residuos sólidos dispuestos en el sitio. Cifra importante y equivalente a 1.644.353 tn/año de RSO (Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos [Uaesp], 2010, p. 58).

Vale decir que estos residuos podrían tener otro destino final: separarlos, caracterizarlos y transformarlos; esta sería una de las estrategias más relevantes, pues permitiría aprovecharlos y conferirles un valor agregado al final del proceso. En ese sentido, es importante determinar cuáles serán las acciones más adecuadas a seguir para el aprovechamiento de este tipo de residuos bajo las condiciones de producción del lugar y con ello priorizar los beneficios que se les otorga (Salamanca, 2014).

Metodología

Diseñar una estrategia comunicativa dirigida al manejo de residuos sólidos orgánicos de la fruta en los *fruver* y fruterías del barrio San Francisco en la localidad de Ciudad Bolívar.

- Realizar un diagnóstico general del manejo de residuos sólidos orgánicos provenientes de la fruta en los *fruver* y fruterías del barrio San Francisco en la localidad de Ciudad Bolívar.

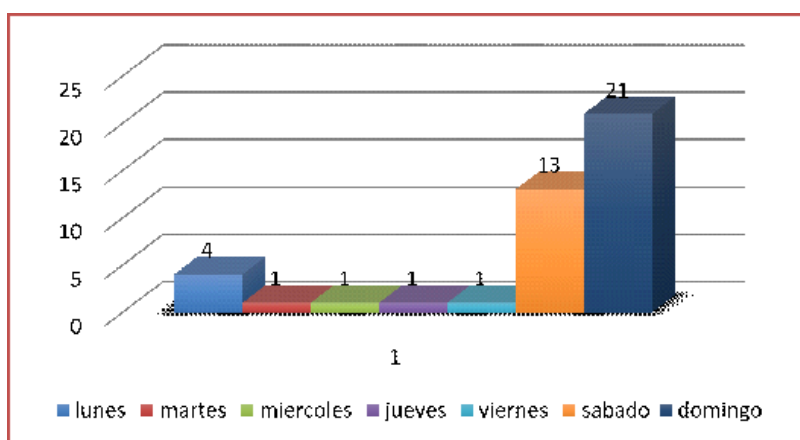
- Identificar el manejo de prácticas ambientales de separación en la fuente del material orgánico en los *fruver* y fruterías del barrio San Francisco en la localidad de Ciudad Bolívar.
- Conocer la percepción del aprovechamiento de los residuos sólidos orgánicos producto de la fruta en los *fruver* y fruterías del barrio San Francisco en la localidad de Ciudad Bolívar.

Resultados y discusión

Se evidencia que los *fruvers* y fruterías desechan entre 5 y 40 kilogramos diarios, en el análisis se muestra que el promedio es de 15 y 25 kilogramos de residuos sólidos orgánicos cada día; en resumen, es notable que muchos no saben cómo separar los desechos y los mezclan en diferentes tipos de recipientes, con diferentes tipos de residuos; asimismo, se muestra que otros reutilizan la fruta para venderla como pulpa y evitan la producción máxima de desechos, otros la regalan para alimento de animales.

Se considera además que el día de la semana en que se produce más volumen de residuos es el domingo. Los tenderos decían que sin duda se mostraba mayor producción este día porque la mayoría de las familias realizan mercado el domingo, y en el alistamiento de los productos se desechan, escogen y manipulan más las frutas (figura 1).

Figura 1. ¿Qué día de la semana considera que se producen más residuos sólidos orgánicos?



Fuente: elaboración propia

Conclusiones

Se concluye que falta una planta de recolección y aprovechamiento de los residuos sólidos orgánicos en Bogotá. Asimismo se denota el impacto que se presenta ambientalmente, es necesario crear conciencia ambiental en la ciudadanía.

Referencias bibliográficas

- Salamanca, E. (2014). *Estrategias para el aprovechamiento de los residuos sólidos orgánicos producidos en la plaza de mercado de Fontibón*. D. C. (Tesis de Maestría). Manizales, Universidad de Manizales. <https://ridum.umanizales.edu.co/xmlui/handle/20.500.12746/1931>
- Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos [Uaesp]. (2010). *Programa para la gestión de los residuos sólidos orgánicos para la ciudad de Bogotá D.C. Versión 2, marzo 2010*. Alcaldía Mayor de Bogotá. http://www.uaesp.gov.co/uaesp_jo/images/documentos/programaorganicos.pdf

Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua en el río Chicú (Cundinamarca-Colombia)

MARÍA TERESA RINCÓN BELLO^{*}
FABIÁN YESID SOLER ROMERO^{**}
ÁNGELA MARÍA JARAMILLO^{***}
DAYAM SORET CALDERÓN^{****}
RONAL SIERRA^{*****}

Resumen

Estudios realizados en la última década determinaron una evidente perturbación ambiental del río Chicú a causa de actividades antrópicas que ejercen presión sobre el cuerpo hídrico. Para esta indagación la calidad del agua se determinó aplicando índices bióticos (BMWP y ABI) a partir de la identificación de macroinvertebrados acuáticos.

Los muestreos fueron realizados en cuatro sitios distribuidos en la cuenca alta y baja y en tres temporadas climatológicas (baja precipitación, transición y alta precipitación). Posteriormente se aplicó un análisis de correspondencia canónica con el que se llegó a determinar la correlación existente entre las diferentes variables e índices en cuestión.

* Universidad Santo Tomás. Correo de electrónico: mariarincon@usantotomas.edu.co

** Universidad Santo Tomás.

***Universidad Santo Tomás.

****Universidad Santo Tomás.

*****Universidad Santo Tomás.

Se identificaron nueve órdenes, 16 familias y 7.094 individuos en los cuatro sitios, encontrando que la mayor cantidad de individuos pertenecen a las familias *Sphaeriidae* (49,71 %) y *Physidae* (21,83 %).

La calidad del agua en el río Chicú presentó un comportamiento decreciente desde la parte alta de la cuenca hasta la parte baja.

Palabras clave: bioindicación, calidad de agua, correspondencia canónica, macroinvertebrados acuáticos, río Chicú.

Introducción

En el desarrollo de la humanidad, los ecosistemas dulceacuícolas han sido considerados uno de los recursos naturales más relevantes para la vida, esto debido a los servicios que estos prestan para el bienestar del hombre, como su abastecimiento, progreso económico y uso recreacional y cultural; por esto, más que ningún otro ecosistema, los dulceacuícolas han sido sensibles a modificaciones antrópicas y al mismo funcionamiento del ecosistema.

En Colombia, un gran número de ríos y otros sistemas acuáticos continentales, sobre todo en la región andina, en donde se concentra la mayor parte de la población del país, están sometidos a diversos impactos antrópicos que se relacionan en gran medida con cambios en la cobertura vegetal y el uso de suelo, lo cual condiciona la calidad del agua en los cuerpos hídricos y por ende el suministro de servicios ecosistémicos para la sociedad (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2016).

El río Chicú, que abarca el territorio comprendido entre los municipios de Tenjo y Tabio (Cundinamarca), se caracteriza por presentar diferentes problemáticas que afectan su correcta función como ecosistema dulceacuícola; dentro de estas problemáticas se encuentra la deforestación y en consecuencia la ausencia de ronda hídrica, lo que dificulta la amortiguación de las crecientes.

De igual manera, el río cuenta, principalmente en la zona rural, con una red de aguas superficiales denominada *vallados*, que inicialmente eran usados para la escorrentía de aguas de la zona alta, pero que con el tiempo y debido a la falta de concientización por parte de la comunidad, han sido implementados para la disposición de residuos sólidos y vertimientos de aguas residuales de fuentes domésticas y agropecuarias, lo que genera taponamientos en los cauces y por consiguiente inundación.

Metodología

Los macroinvertebrados fueron recolectados en una red D-net de 250 micras, en tramos de muestreo de diez metros a ambos costados del cauce, realizando un barrido a contraflujo con la red durante diez minutos a cada costado. Este procedimiento de muestreo se complementó con el raspado de piedras presentes en el cauce, tal como lo establece Roldán (2016).

Los ejemplares capturados fueron fijados en frascos de vidrio con alcohol al 70 % para su preservación y posterior análisis en el laboratorio. Se realizó la medición *in situ* de parámetros fisicoquímicos con una sonda multiparamétrica de referencia Hannah HI 2829, en los mismos puntos de muestreo biológico.

Para la identificación y cuantificación de los macroinvertebrados, se hizo uso de un estereoscopio KONUS Biorex-2 y claves taxonómicas especializadas (Álvarez-Arango, 2005).

De esta manera, se establecieron las características y morfología propia de cada individuo y se pudo situar su taxonomía hasta el nivel de familia, así como también el número de individuos de cada familia por punto y muestreo.

Para el análisis de los datos obtenidos, se realizó una curva de acumulación de familias y la aplicación de la prueba de *Kruskal-Wallis*; asimismo, se calcularon los índices de diversidad BMW-P-Col y ABI, con el fin de determinar la calidad de las aguas del río y los índices de *Shannon* y *Simpson* para establecer la diversidad y dominancia de las familias identificadas.

Se realizaron diagramas de cajas y bigotes y un análisis de correspondencia canónica en el software “R”, con la finalidad de observar la correlación existente entre cada uno de los datos obtenidos, tanto familias identificadas como parámetros fisicoquímicos e índices calculados.

Resultados y discusión

A nivel espacial, el punto 1 es el sitio con mejores condiciones de calidad, los parámetros fisicoquímicos monitoreados en este punto indican agua con menor contaminación, debido a que es en donde se presentan mayores concentraciones de oxígeno disuelto y se localiza a una mayor altitud en la cuenca, en comparación con los demás puntos de muestreo; además este punto no está sometido a toda la carga contaminante adquirida aguas abajo, por lo que presenta condiciones hidráulicas favorables.

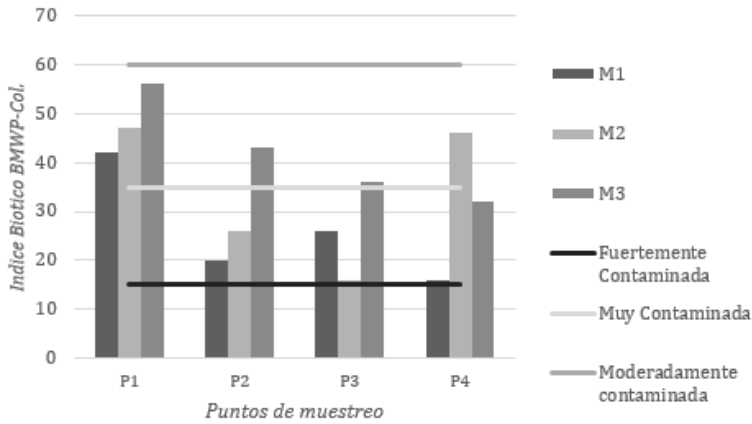
Dichas condiciones podrían incidir en el mantenimiento de variables necesarias para la supervivencia de las familias *Hyaletellidae* y *Chironomidae*, las cuales son las más abundantes en este punto. Se caracterizan por habitar aguas someras y corrientes y remansos asociados con materia orgánica en descomposición (Roldan, 2016).

El hecho de que el punto 1 muestre una alta correlación con las variables oxígeno disuelto y saturación de oxígeno, no indica que este punto se caracterice por buenas condiciones de calidad, puesto que según los índices bióticos, sus condiciones aluden a aguas moderadamente contaminadas. Esto, sumado a que aguas residuales con contenidos de agroquímicos provenientes de cultivos de flores y hortalizas se vierten en ese sitio (Arroyo y Ciabato, 2011), e inciden en el aumento de valores de turbiedad y en el incremento de nutrientes que generan procesos de eutrofización (Bulla, 2017).

En este ambiente se hacen evidentes las condiciones de afinidad para la presencia de familias como *Chironomidae* y *Notonectidae*, donde los organismos de esta última, pertenecientes al orden *Hemiptera*, son indicadores de aguas oligomesotróficas a eutróficas (Cortolima, 2009). Los individuos de la familia *Chironomidae*, se caracterizan por soportar condiciones de hipoxia (Rodríguez, Guayasamín, Espinosa, Cedeño y Jiménez, 2016), lo cual se relaciona con los bajos valores de oxígeno disuelto.

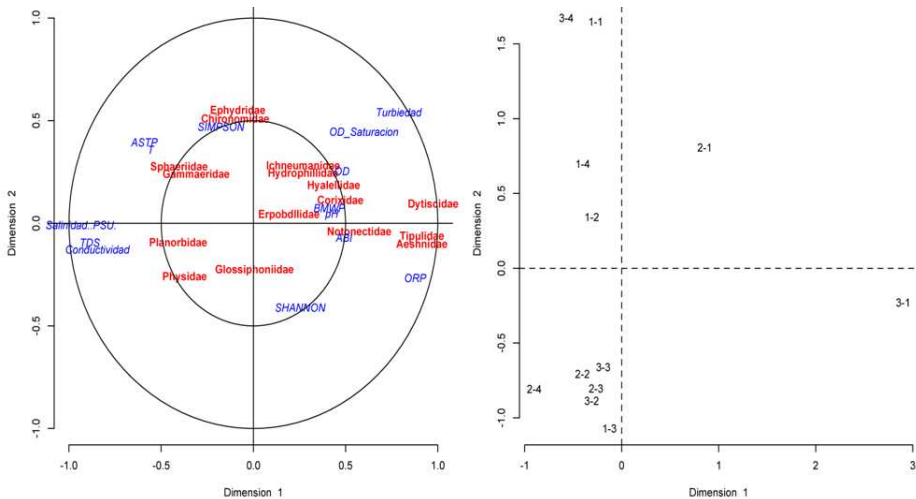
De igual manera, la tendencia de variación evidenciada en los diagramas de cajas y bigotes a nivel espacial, muestran cómo la calidad de agua va disminuyendo desde el primer al cuarto punto, ratificando que el que presenta mejores condiciones de calidad es el primero.

Figura 1. Valores del índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party for Colombia*) en el periodo de muestreo. Se observa la variación de la calidad del agua a lo largo de los puntos y en su respectiva temporada de muestreo



Fuente: elaboración propia

Figura 2. Representaciones en el plano definido por las variables canónicas



Nota: las variables ambientales, índices bióticos y familias (izquierda) y temporada de muestreo-punto de muestreo (derecha). Relación existente entre las familias identificadas y los parámetros físico-químicos monitoreados; fueron incluidos los índices de calidad, biodiversidad y dominancia calculados

Fuente: elaboración propia

Conclusiones

La calidad de agua en el río Chicú no es buena y afecta en gran medida los servicios ecosistémicos provistos por este cuerpo hídrico, lo cual se evidencia en factores biológicos y fisicoquímicos.

Referencias bibliográficas

- Álvarez-Arango, L. (2005). Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*. <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/31357>
- Arroyo, M. y Ciabato, D. (2011). *Evaluación de los impactos ambientales asociados a la contaminación en agua, suelo y sedimento por cromo y zinc, en los municipios de Tabio y Tenjo-Cundinamarca (sub-cuenca del río Chicú)*. (Proyecto de grado para optar el título de Ingenieros Ambientales y Sanitarios). Universidad de La Salle. https://ciencia.lasalle.edu.co/cgi/viewcontent.cgi?article=1147&context=ing_ambiental_sanitaria
- Bulla, J. D. (2017). *Formulación del plan de recuperación socioambiental del río Chicú en el municipio de Tenjo, Cundinamarca*. (Proyecto de Especialización en Planeación Ambiental y Gestión Integral de los Recursos Naturales). Universidad Militar Nueva Granada. <https://core.ac.uk/download/pdf/143454233.pdf>
- Cortolima. (2009). *Por el cual se adopta el Manual de arborización y jardinería urbana para el departamento del Tolima. Proyecto de Acuerdo No. 005*. <https://www.cortolima.gov.co/sites/default/files/images/stories/ACUERDO-005-2009-MANUAL-ARBOLADO-URBANO.pdf>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2016). *Política para la gestión sostenible del suelo*. http://www.andi.com.co/Uploads/Pol%C3%ADtica_para_la_gesti%C3%B3n_sostenible_del_suelo_FINAL.pdf
- Rodríguez, L., Guayasamín, P., Espinosa, M., Cedeño, P. y Jiménez, G. (2016). Caracterización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana. *Hidrobiológica* 26(3), 497-507. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972016000300497

Este libro se
terminó de editar en
noviembre de 2021
en la Editorial UD
Bogotá, Colombia