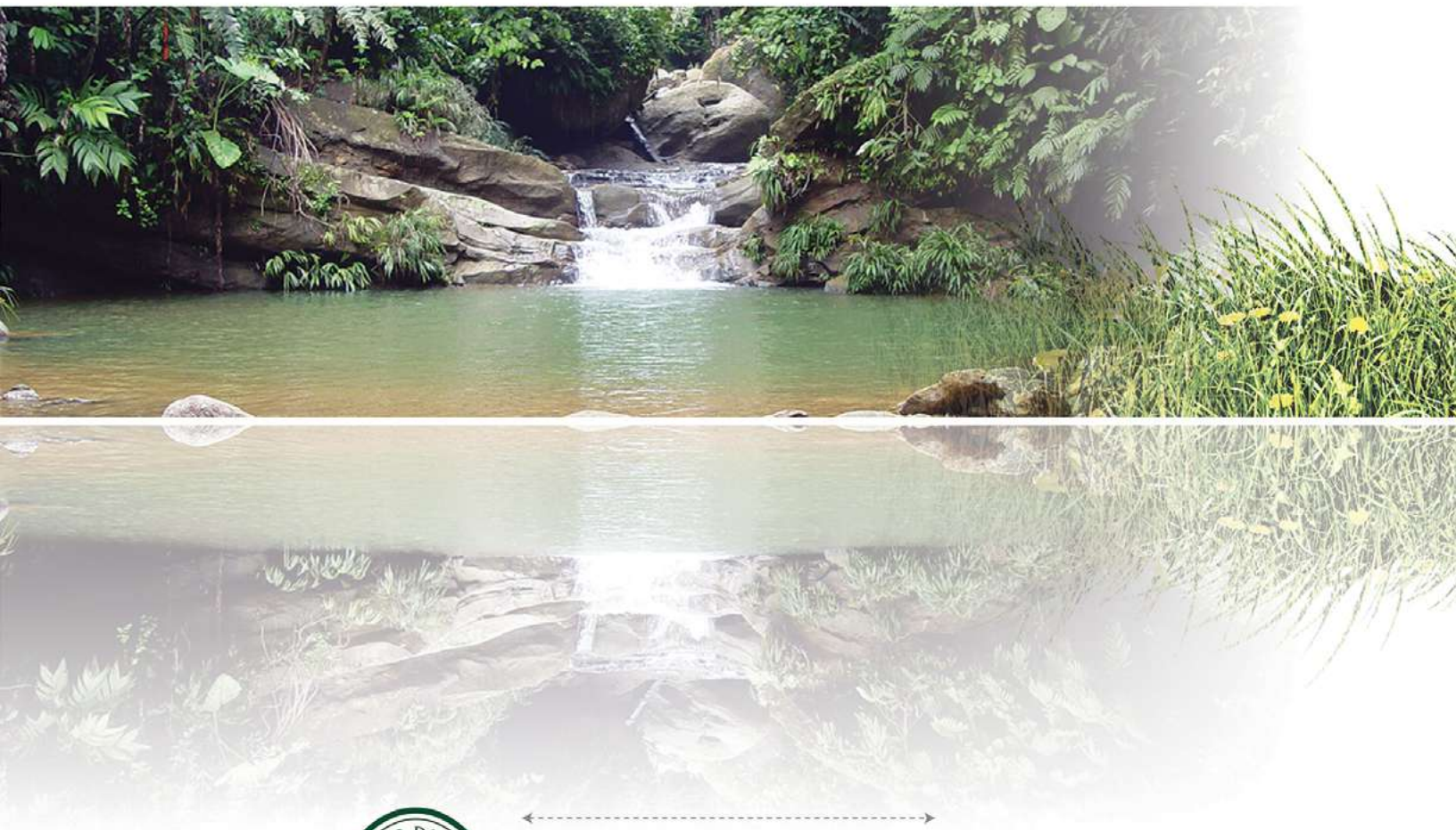


Investigación para la Sostenibilidad Ambiental

Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental - RISA



"VIGILADA MINEUCACIÓN"



Editores

Doris Mejía Ávila
Viviana Soto Barrera
Franklin Torres Bejarano



ISBN: 978-958-5104-12-9



“Convertid un árbol en leña y arderá para vosotros,
pero no producirá flores ni frutos para vuestros hijos”
Rabindranath Tagore.



"VIGILADA MINEDUCACIÓN"

Investigación para la Sostenibilidad Ambiental

Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental - RISA





"VIGILADA MINEDUCACIÓN"

Red Internacional de Sostenibilidad Ambiental - RISA

Universidad de Córdoba
Facultad de Ingenierías
Departamento de Ingeniería Ambiental
ISBN: 978-958-5104-12-9

Editores

Doris Mejía Ávila, Ph.D.

dmejia@correo.unicordoba.edu.co

Viviana Soto Barrera, MSc.

vsoto@correo.unicordoba.edu.co

Franklin Torres Bejarano.

franklintorres@correo.unicordoba.edu.co



Asistencia editorial

Universidad de Córdoba

Adrián Fernando Guevara Hurtado.

Corrector de estilo

Gustavo E. Agudelo V.

Diseño, diagramación y portada.

ISBN Electrónico (on-line):

Montería – Colombia – Primera edición

Agradecemos a los distinguidos integrantes de la **Red Internacional de Sostenibilidad Ambiental - RISA**, que consignaron los resultados de sus investigaciones para divulgación a la comunidad académica.



Copyright 2020©

*Todos los derechos reservados, 2020.

Esta obra es propiedad intelectual de sus autores y los derechos de publicación han sido legalmente transferidos al editor. Queda prohibida su reproducción parcial o total por cualquier medio sin permiso por escrito del propietario de los derechos del copyright.

©Grupo de Investigación en Modelación y Evaluación de Sistemas Ambientales-GIMESA- Universidad de Córdoba. Cra. 7 No. 77-305, Montería-Córdoba. www.unicordoba.edu.co

Como citar esta obra

Mejía Ávila, D., Soto Barrera, V., & Torres Bejarano, F. (Eds.). (2020). *Investigación para la Sostenibilidad Ambiental* [online] (1a. ed., p. 226). Universidad de Córdoba.

Palabras claves: sostenibilidad ambiental, indicadores, calidad de agua, oferta ambiental, suelos degradados, regeneración forestal.

Entidades que apoyan:



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Universidad de Jaén

Tabla de Contenido

Prólogo	7
1. Valoración de la susceptibilidad a efectos de salinización, déficit hídrico y eutrofización en el lago Sochagota (Boyacá, Colombia)	11
<i>Olga Lucía Usaquén Perilla, Aina García Gómez, Andrés García Gómez, Javier García Alba y Jaime Díaz Gómez.</i>	
2. Transformaciones minerales que regulan los ciclos biogeoquímicos de S, C y Fe en los sedimentos del lago Sochagota (Paipa, Boyacá)	39
<i>Gabriel Cifuentes Osorio, Juan Jiménez Millán, Claudia Quevedo Vargas y Rosario Jiménez Espinosa.</i>	
3. Calidad del aire y salud pública: influencia de la estabilidad atmosférica y cobertura del suelo sobre las concentraciones de PM10 en una megaciudad de elevada altitud	49
<i>Carlos Zafra Mejía</i>	
4. Determinación de la aptitud minera como base para el ordenamiento minero del municipio de Puerto Libertador (Córdoba)	65
<i>Viviana Soto Barrera, Dánika Castillo Ospina, Esteban Esquivel Gómez, Zoraya Martínez Lara y Doris Mejía Ávila</i>	
5. Potencial de la teledetección para estudios de regeneración forestal en la Amazonia brasileña: una herramienta para apoyar la sostenibilidad	89
<i>Diego Pinheiro de Menezes, Homero Fonseca Filho, Waldir Mantovani, Luis Americo Conti y Gabriel de Oliveira</i>	
6. Estrategias de regeneración de terrenos con suelos degradados por minería aurífera aluvial en un tramo de la ribera del río San Pedro (Córdoba, Colombia)	99
<i>Mónica C. Cantero Benítez, Zoraya Martínez Lara, Vanina Rhenals Cogollo y Argemiro Moreno Arteaga</i>	
7. Volcanismo de lodo y geoamenazas asociadas. Caso volcán sedimentario Totumo	117
<i>Zoraya Martínez Lara, Alfredo Ghisays Ruiz e Ingris Osorio Martínez</i>	
8. Evaluación de la eficiencia de estufas ecológicas en la vereda Quebrada del Medio, municipio de Montería, departamento de Córdoba	133
<i>Viviana Soto Barrera, Julieth Paola Galvis, Cindy Paola Bettín Sánchez y Gabriel Campo Daza</i>	

9. Influencia del mantenimiento y limpieza de filtros domésticos sobre la calidad del agua tratada	145
<i>Andrea Pérez Vidal, Jaime Díaz Gómez, Gabriel Cifuentes Osorio y Leidy Rojas Torres</i>	
10. Construcción de indicadores para contribuir con la valoración de la oferta ambiental en la cuenca alta del río San Jorge, Córdoba	159
<i>Naby Pérez Vásquez, Carlos Sánchez Agámez, Kelly Rodríguez Jiménez, Viviana Soto Barrera y Doris Mejía Ávila</i>	
11. Identificación y descripción de parámetros, indicadores y herramientas utilizados en la evaluación y monitoreo de nacimientos de cursos de agua	179
<i>Mauricio Rosso Pinto, Frederico Yuri Hanai, Renan de Souza Dias y Ana Karina Pérez Peñate</i>	
12. Marco de referencia para la enseñanza de la modelación ambiental con un modelo hidrodinámico y de calidad de agua	203
<i>Jaime Díaz Gómez, Olga Usaquén Perilla, Gabriel Cifuentes Osorio, José Villalobos Enciso y Patricia Rodríguez Schaeffer</i>	
Perfil de los editores	223

PRÓLOGO

La sostenibilidad ambiental se ha convertido en una preocupación internacional y en un reto que merece la atención desde todos los sectores de la sociedad. La profunda preocupación ante la crisis de la sostenibilidad ha llevado a la conformación de redes de personal científico y organizaciones que pretenden aunar esfuerzos en la gestión e investigación ambiental en pro de un mundo más sostenible. Bajo este concepto nació la Red Internacional de Sostenibilidad Ambiental – RISA en el año 2015, la cual está conformado por: el cuerpo académico de Ingeniería Hidráulica y Ambiental – CA-IHA de la Universidad Autónoma de Chiapas, el grupo de investigación en gestión de recursos hídricos de la Universidad de Boyacá, el grupo de investigación en infraestructura de datos espaciales GEPIDE y el laboratorio de computación geoespacial – LACOGEO de la Universidad de Sao Paulo en Brasil, el grupo de investigación en medio ambiente y desarrollo sostenible del centro universitario de Volta Redonda en Sao Paulo – Brasil, el grupo de investigación en modelación y evaluación de sistemas ambientales – GIMESA de la Universidad de Córdoba – Colombia y el grupo de investigación en ingeniería ambiental – GIIAUE adscrito a la Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

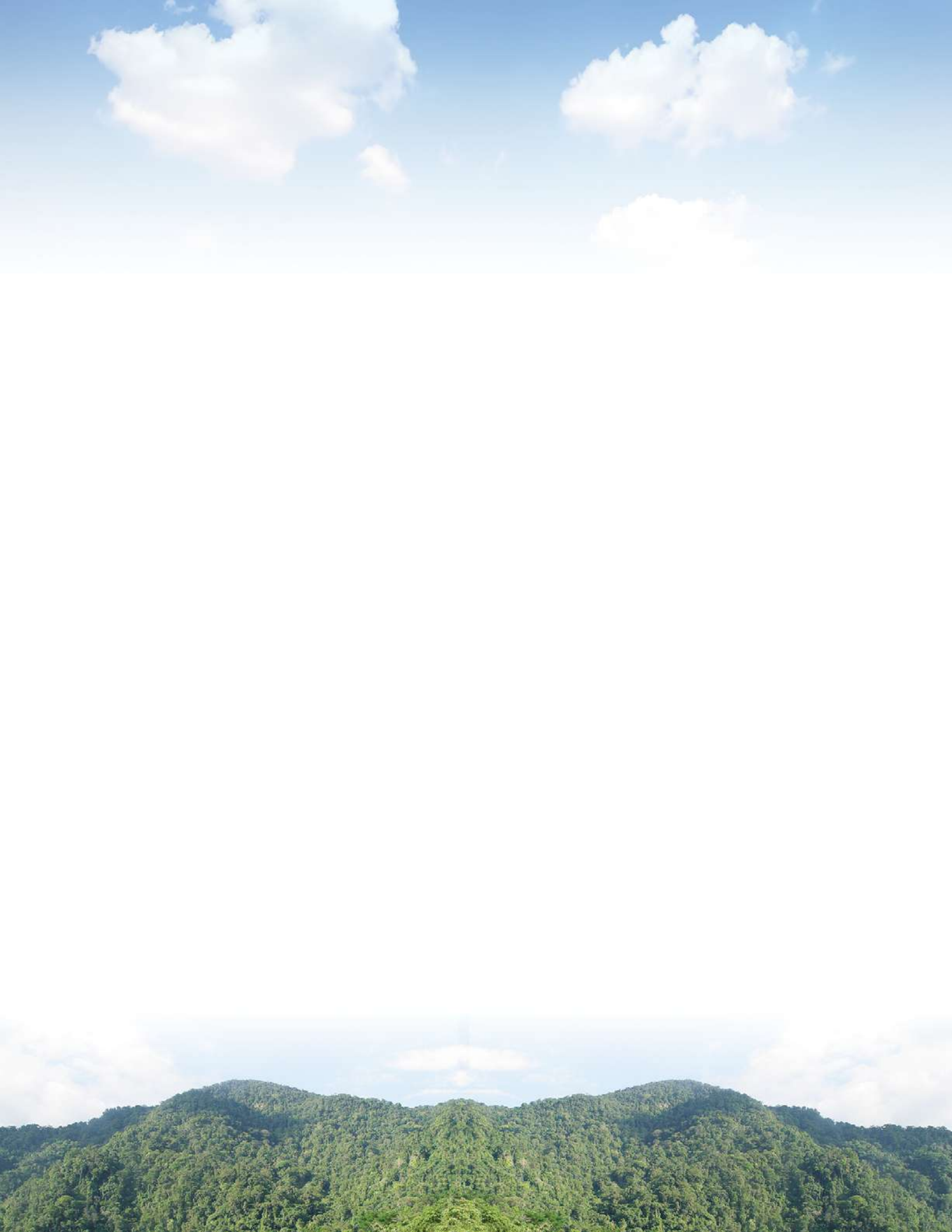
A través de estos escenarios académicos y de divulgación científica se puede aportar al conocimiento del funcionamiento y sostenibilidad de los ecosistemas, y de esta forma generar y promover conciencia y responsabilidad social. Se parte de la idea que, individuos bien informados constituyen la base para la sostenibilidad ambiental. De hecho, uno de los objetivos de RISA está orientado a implementar estrategias de socialización del conocimiento científico que permitan aunar esfuerzos y retroalimentar nuevas investigaciones.

En la tercera reunión presencial de RISA, llevada a cabo en agosto de 2018 en la Universidad de Córdoba (Montería, Colombia), en el marco del desarrollo del Segundo Simposio Internacional de Sostenibilidad Ambiental, se hizo el compromiso de publicar un libro que divulgara la investigación científica que adelantan los equipos miembros de la red sobre temas relacionados con la sostenibilidad ambiental. En consecuencia, el presente libro de investigación da cumplimiento al mencionado compromiso.

El aporte de este libro en los procesos de investigación, desarrollo y generación de nuevo conocimiento, constituye una fuente de consulta muy valiosa para aquellas instituciones dedicadas a la formación de recurso humano y a la conservación de los recursos naturales. Se espera que un trabajo de esta magnitud sea utilizado de manera exhaustiva y profunda en las aulas de clase como referente teórico y de investigaciones aplicadas a la dinámica de ecosistemas. Así mismo, se pretende que los lectores disfruten de su lectura y compartan con nosotros la necesidad de trabajar en busca de garantizar la sostenibilidad ambiental, la cual solo podrá ser posible una vez se comprenda la fundamental interdependencia de la sociedad con el medio natural.

Editores

Doris Mejía Ávila
Viviana Soto Barrera
Franklin Torres Bejarano





Lago Sochagota. Boyacá - Colombia. Foto: Fuente propia.



Valoración de la susceptibilidad a efectos de salinización, déficit hídrico y eutrofización en el lago Sochagota (Boyacá, Colombia)

Olga Lucía Usaquén-Perilla,¹ Aína García Gómez,² Andrés García Gómez,²
Javier García Alba² y Jaime Díaz Gómez¹

1. Grupos de investigación en Gestión de Recursos Hídricos y Gestión Ambiental. Facultad de Ciencias e Ingeniería de la Universidad de Boyacá, campus de Tunja (Colombia). Correos electrónicos: olusaquen@uniboyaca.edu.co y jaime Diaz@uniboyaca.edu.co

2 Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria (IH Cantabria), Santander (España). Correos electrónicos: aina.gomez@unican.es, andres.garcia@unican.es y javier.garciaalba@unican.es

Resumen

Los humedales han estado sometidos históricamente a diferentes tipos de presiones asociadas con el uso del suelo, las actividades antropogénicas y las condiciones naturales o forzamientos climáticos, hidrodinámicos o hidrológicos y su variabilidad estacional. Las presiones o perturbaciones a las cuales están expuestos pueden generar cambios en su estado ecológico y en la sostenibilidad del sistema. Teniendo en cuenta lo anterior, este trabajo describe los factores que inciden en la gestión ambiental de humedales sometidos a presiones agrícolas, mediante la aplicación de una metodología que evalúa la susceptibilidad del sistema frente a procesos de eutrofización, salinización y déficit hídrico. La metodología se aplica al estudio de la gestión y dinámica del lago Sochagota, ubicado en Boyacá (Colombia).

Los descriptores estratégicos que representan los procesos de interés (potencial de renovación, potencial de salinización y potencial de déficit hídrico) se integran y permiten valorar la gestión en el humedal mediante el índice de susceptibilidad conjunta (OSI, *Overall Susceptibility Index*).

Los resultados obtenidos permiten identificar los periodos más susceptibles a experimentar problemas de calidad del agua, salinización o reducción en la disponibilidad del recurso hídrico durante un año seco extremo, lo cual facilita la formulación de escenarios y estrategias de gestión. La metodología facilita la formulación de modelos con enfoque sistémico, identificando y parametrizando las variables esenciales para su aplicación práctica, potencializando la participación y toma de decisiones por parte de los actores del proceso de gestión. Estos resultados han requerido de una aproximación interdisciplinaria (social y técnico-científica) y multidimensional (temporal, socioecológica). Por lo tanto, este texto reúne aportes y resultados parciales del proyecto denominado *Modelo integrado de gestión del lago Sochagota y las aguas termales del municipio de Paipa, en el área de influencia del distrito de riego Usochicamocha*, así como de la tesis doctoral titulada *Desarrollo de una metodología para la gestión ambiental de humedales costeros y continentales sometidos a presiones agrícolas*.

Palabras clave: gestión de los recursos hídricos, indicadores socioecológicos, humedales continentales, lago Sochagota.

Abstract

Wetlands have historically been subject to different types of pressures associated with land use, anthropogenic activities in the area of influence and climatic, hydrodynamic or natural hydrological conditions and their seasonal variability. The pressures or disturbances to which wetlands are exposed can generate changes in their ecological status and in the sustainability of the system. This paper presents the factors that affect the environmental management of wetlands subject to agricultural pressures, through the application of a methodology to evaluate the susceptibility to eutrophication, salinization and water deficit. The methodology is being applied to the study of management and dynamics of Sochagota Lake (*Boyacá, Colombia*). The strategic process descriptors (renewal potential, salinization potential and water deficit potential), are integrated allowing it to assess the management in the wetland through the overall susceptibility index (OSI).

The results obtained allowed us to identify the most susceptible time to experience problems of water quality, salinization or reduction in the availability of water resources in an extreme dry period. This assessment facilitates the formulation of different scenarios and management strategies. The methodology facilitates the formulation of models with a systemic approach. In this model, identifying and parameterizing were the essential variables for their practical application, enhancing actors' participation and decision-making in the management process. These results have required an interdisciplinary (social and technical-scientific) and multidimensional approach (temporal, socio-ecological). Therefore, this paper brings together the contribution and partial results for the project *Integrated management model of Sochagota Lake and thermal waters of the municipality of Paipa, in irrigation district Uso Chicamocha*, as well as that of the doctoral thesis *Development of a methodology for an environmental management of coastal and continental wetlands under agricultural pressures*.

Keywords: water resources management, socio-ecological indicators, continental wetlands, Sochagota lake.

Introducción

Los humedales constituyen ecosistemas naturales o artificialmente regulados, con sustrato predominantemente hídrico o no drenado y vegetación hidrófita (Cowardin, Carter, Golet y LaRoe, 1979). El desarrollo de la vida acuática en ellos está asociado con la dinámica de la columna de agua. La dinámica hídrica depende de factores ambientales, entre los que se encuentran los de tipo social, cultural, económico, climático, entre otros de los ámbitos local, regional o global (Newton et al., 2014).

Los humedales constituyen ecosistemas complejos vitales, que prestan diversas funciones, bienes y servicios. Las principales funciones que cumplen, en relación con la gestión del recurso hídrico, son las de captación, conducción, regulación, de hábitat, culturales, históricas, científicas, etc. (UICN, 2000). Estas zonas ofrecen múltiples beneficios de valor ecosistémico, social y económico; constituyen fuentes potenciales para el suministro de agua potable que puede ser utilizada en la agricultura y el sector energético, prestando además servicios de provisión y soporte, entre otros (Brink et al., 2013; Newton et al., 2014).

Los humedales, construidos o regulados por el ser humano, presentan características similares a los naturales y prestan servicios complementarios, en respuesta a la dinámica socioeconómica de su área de influencia. Por lo tanto, el recurso hídrico y, en general, el ecosistema está frecuentemente sujeto a presiones derivadas de las actividades antrópicas (abastecimiento, agricultura, turismo, construcción en zonas de humedales, etc.).

A nivel global, la producción agrícola es responsable por el 85 % de la demanda de agua (Pfister, Bayer, Koehler y Hellweg, 2011), y es, en consecuencia, uno de los sectores más amenazados por la disponibilidad de agua y de suelos productivos (Suresh y Nagesh, 2015). La agricultura también ha sido asociada con diferentes problemas potenciales que afectan los recursos hídricos, tales como: eutrofización, salinización, erosión, cambios en el uso de la tierra, toxicidad química, efecto invernadero y modificación de humedales, entre otros (Bricker, Ferreira y Simas, 2003; Oliveira, Fortunato y Rego, 2006).³

Los problemas que afectan a los humedales han sido ampliamente estudiados mediante el uso de diferentes metodologías, modelos conceptuales o herramientas de investigación que varían en complejidad y alcance en la gestión (Sumner y Belaineh, 2005; Stephansen et al., 2014).⁴ La transformación en las características y estado ecológico de humedales sometidos a presiones naturales y antropogénicas, en áreas para el aprovechamiento agrícola del recurso hídrico o la disposición de drenajes, se refleja en:

- 1) Síntomas primarios y secundarios de eutrofización debido al aporte de nutrientes (Bricker, Ferreira y Simas, 2003), los sedimentos (Tye, Rawlins, Rushton, y Price, 2016) o asociados con las condiciones hidrodinámicas en sistemas altamente regulados (Del Barrio et al., 2012).
- 2) Cambio en la disponibilidad o uso del recurso por contaminación (consumo humano, industria, recreación, transporte, agricultura) o debido a la salinización del agua para riego. Las características del suelo, la tolerancia específica del cultivo, el sistema de riego, las necesidades de agua de lavado o lixiviación y las condiciones de evaporación y precipitación, constituyen factores que pueden condicionar el uso del agua para la agricultura (McLusky y Elliott, 2007; Corwin, Rhoades y Šimůnek, 2007).⁵
- 3) Cambios hidromorfológicos en el cuerpo de agua (batimetría, tiempos de residencia, nivel, distribución de sedimentos y vegetación) y, en consecuencia, en la disponibilidad del recurso hídrico y en su dinámica de operación (Oliveira, Fortunato y Rego, 2006).

En las regiones áridas, la construcción de presas ha dado lugar a un aumento en la agricultura de regadío que, posteriormente, ha provocado la desecación de lagos y humedales vulnerables o la transformación del territorio y su dinámica (Haghighi y Kløve, 2017). Las presiones naturales (dinámicas cambiantes en los patrones de temperatura, precipitación, evaporación, viento y regímenes de caudal, entre otros) pueden contribuir sinérgicamente con los efectos de la actividad humana en los humedales. Estas dinámicas pueden acelerar la adopción de medidas de gestión, autónomas o inadecuadas, para enfrentar o mitigar el impacto de los efectos de la variabilidad climática (Grygoruk y Rannow, 2017).

La gestión ambiental ha evolucionado desde el clásico enfoque de diagnóstico y gestión aislada de los recursos (agua, aire, suelos, biodiversidad, etc.) hasta los más modernos basados en la teoría de sistemas (Lange, Sala, Vighi y Faber, 2010; Llorens et al., 2009).⁶ En función de su vulnerabilidad, sensibilidad y resiliencia, esta relación bidireccional entre los subsistemas humano y biofísico puede afectar al sistema socioecológico en su conjunto (Epa, 2008; Gentile et al., 2001).

La evaluación de la gestión ambiental de los humedales en áreas de desarrollo agrícola constituye el punto de partida para promover su sostenibilidad. Existe la necesidad de encontrar puentes entre los productos

3 Véase también McLusky y Elliott (2007) y Hertwich, Salem, Sonnemann, y Voet (2010).

4 Véase también Grygoruk y Rannow (2017).

5 Véase también Letey y Feng (2007) y Letey et al. (2011).

6 Véase también Cvetkovic y Chow-Fraser (2011) y Dolbeth et al. (2016).

científicos complejos, las singularidades del sistema y las necesidades de las entidades involucradas en su gestión (Yli-Viikari et al., 2007; Grygoruk y Rannow, 2017). Esto incluye reconocer la conexión entre subsistemas a través de las presiones que ejercen entre sí y sus consecuencias en el estado del recurso compartido (Dolbeth et al., 2016).

En el campo de la gestión ambiental, es necesario, entonces, disponer de métodos que reflejen la complejidad del sistema y que integren de una manera práctica los factores que inciden en la dinámica y gestión, condiciones que raramente se cumplen. Teniendo en cuenta lo anterior, el objetivo de este estudio se orienta a describir la metodología de análisis e integración de los factores que inciden en la gestión ambiental del lago Sochagota, ubicado en Boyacá (Colombia) y del sistema agrícola adyacente, con apoyo en descriptores estratégicos asociados a efectos priorizados de eutrofización, cambios de salinidad y déficit hídrico.

1.1. Materiales y métodos

1.1.1. Zona de estudio

El lago Sochagota constituye un enclave de importancia social (como sector turístico) y ambiental, dada su conexión con el río Chicamocha, principal fuente de abastecimiento y recurso agrícola en la jurisdicción de Corpoboyacá (Figura 1). El lago presta servicios ecosistémicos de provisión (pesca), regulación (hidrológica, de sedimentos, entre otros), soporte (reciclado de nutrientes, producción de oxígeno, etc.) y culturales (turismo, paisaje, educación, recreación, entre otros).

El Sochagota forma parte del sistema asociado a la cuenca alta del río Chicamocha, fue construido con fines de regulación agrícola, en el año 1956, sobre el área de drenaje de su afluente principal (el río Salitre o quebrada Honda), en donde se realizan actividades agrícolas, pecuarias, recreativas y mineras, entre otras.

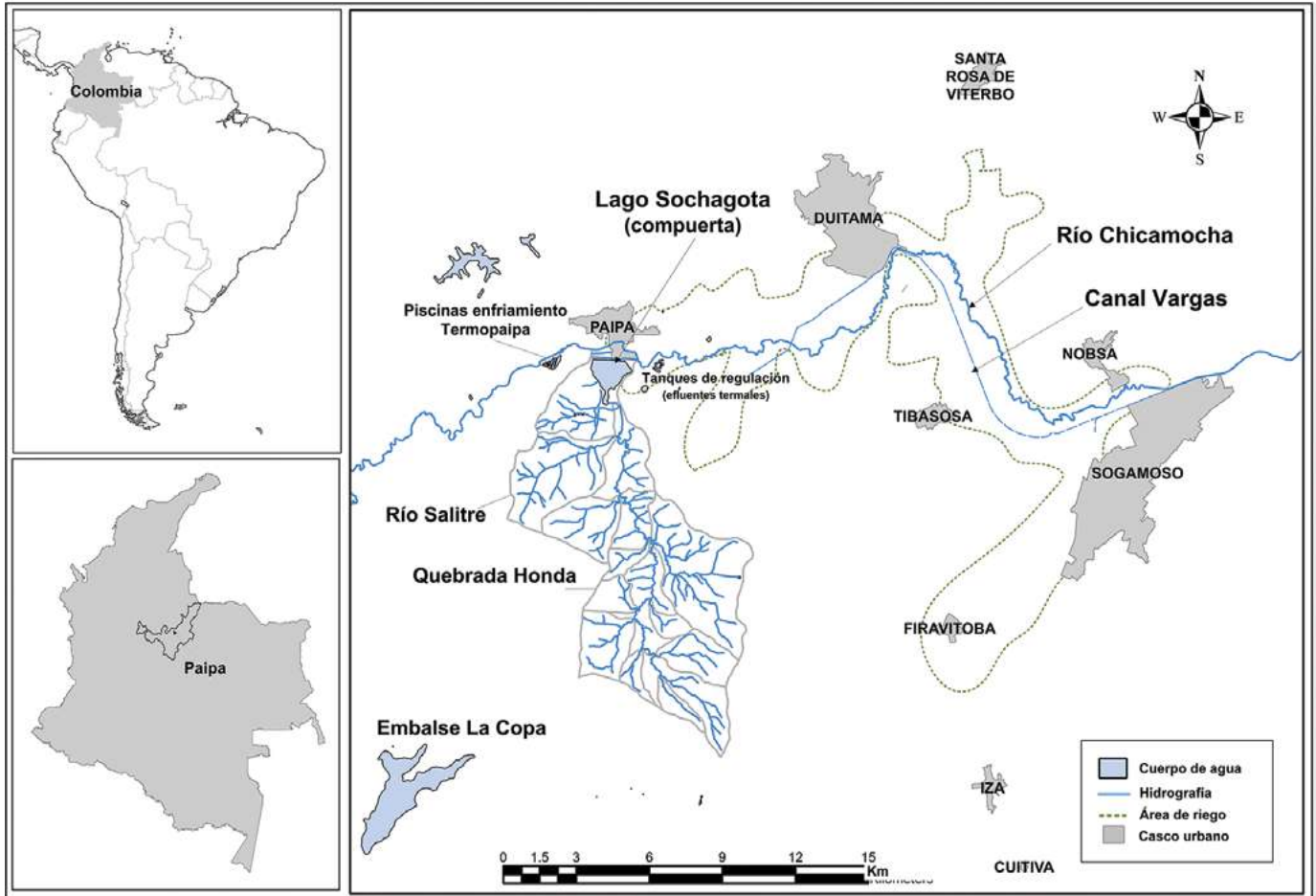


Figura 1. Localización del área de estudio (sistema socioecológico). Fuente: elaboración propia.

El lago recibe aportes provenientes de aguas termales, termominerales, mineralizadas, dulces y vertidos provenientes de su uso doméstico, recreativo, agrícola o minero en la cuenca de la quebrada Honda. Además, existen afloramientos de origen subterráneo en el área cercana o en el interior del lago, y se identifican vertidos no controlados que se vinculan con la actividad turística aledaña, la capacidad hidráulica y la localización del sistema de alcantarillado perimetral al cuerpo de agua.

La regulación hidráulica del Sochagota se ejerce a través de una compuerta que limita el flujo hacia el río. La dinámica de operación de la compuerta está determinada por factores climáticos y por el uso del agua para fines agrícolas y turísticos. Durante el año 2015, la compuerta permaneció cerrada más del 90 % del tiempo, con una fuga del orden de $0.01 \text{ m}^3/\text{s}$. Los factores climáticos e hidrológicos que caracterizan el ciclo de gestión⁷ de este estudio, estuvieron asociados a la presencia de un fenómeno el Niño predominante en el año 2015. Este fenómeno se suma a las tensiones socioecológicas del embalse.

1.1.2. Metodología

El desarrollo de una metodología para la gestión ambiental de humedales costeros y continentales sometidos a presiones agrícolas (Usaquén Perilla, 2017; Usaquén Perilla et al., 2012), se emplea como base para el análisis de los factores que inciden en la gestión ambiental del lago Sochagota (Boyacá, Colombia).

⁷ El ciclo de gestión (Tc) se define como el periodo o tiempo mínimo en el cual se requiere tomar decisiones frente a la gestión del sistema y en el que se evalúa el cumplimiento de los objetivos o metas propuestas.

El proceso de evaluación de la gestión sostenible reconoce las necesidades y busca maximizar los beneficios del sistema para el establecimiento de los objetivos socioecológicos del mismo. La metodología utilizada se sintetiza en tres pasos (Figura 2): 1) la descripción del sistema, la cual exige la identificación y caracterización de las tensiones socioecológicas durante el ciclo de gestión; 2) el cálculo y valoración de los descriptores estratégicos para evaluar la susceptibilidad del sistema por efectos de eutrofización, salinización y déficit hídrico; y 3) la integración y valoración de la gestión en el humedal mediante el índice de susceptibilidad conjunta (OSI).

La descripción del sistema se efectuó empleando un modelo conceptual que vincula los factores de tensión socioecológicos con sus posibles efectos en el sistema objeto de estudio y su relación con sistemas conexos. El concepto de *tensión socioecológica* (Harburg et al., 1973; Hope, 2006), se empleó para definir el conjunto de características intrínsecas del humedal (sistema socioecológico) y las presiones naturales y antropogénicas a las cuales está expuesto. Estas tensiones le confieren un estado y una condición de susceptibilidad que dinamizan la resiliencia del sistema y su gestión. El ciclo de gestión se discretizó en intervalos de tiempo (ΔT_i) para los que se calcularon y valoraron los descriptores estratégicos. La definición del ciclo de gestión está sujeta a los hitos de la actividad crítica.⁸ En el caso del lago Sochagota se estableció como actividad crítica la agricultura, considerando que el agua se emplea en forma directa e indirecta para riego en la zona periférica del embalse y en el distrito que se beneficia del río Chicamocha. Los objetivos y metas de gestión se orientaron a maximizar los beneficios en la actividad agrícola, sin detrimento de los servicios ecosistémicos que ofrece el lago (regulación, soporte, provisión y actividades culturales).

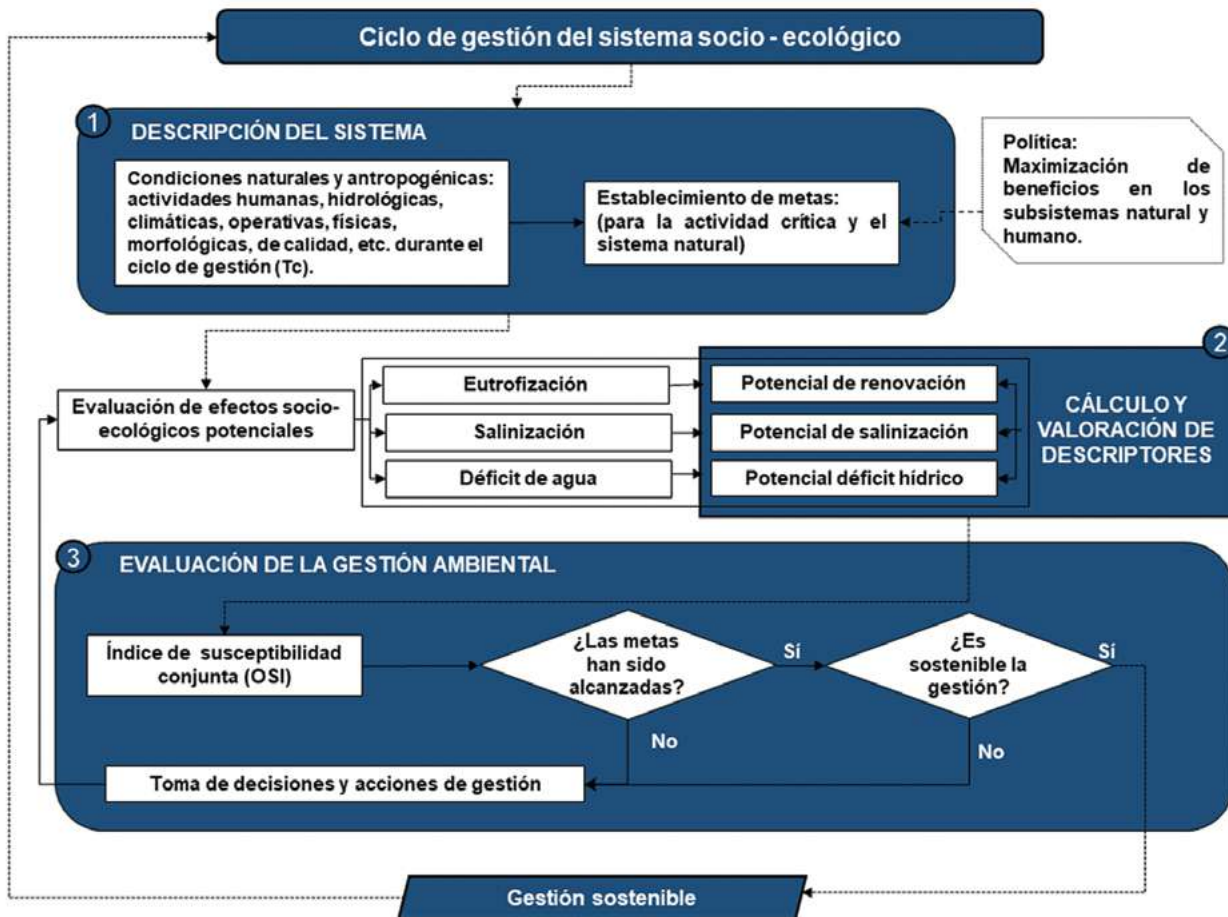


Figura 2. Síntesis de la metodología OSSEM para la evaluación de la susceptibilidad global del sistema. Fuente: elaboración propia.

⁸ La actividad crítica es aquella que puede verse más afectada por los efectos potenciales en el sistema o subsistema objeto de estudio (eutrofización, déficit hídrico, salinización).

La dinámica del sistema socioecológico se representó y calculó por medio de tres descriptores estratégicos o indicadores de estado: 1) Potencial de renovación (P_R); 2) Potencial de salinización (P_S); y 3) Potencial de déficit hídrico (P_{WD}) (Usaquén Perilla et al., 2012). En función de los objetivos y metas de gestión, de la disponibilidad de información y de las herramientas numéricas accesibles, el cálculo y valoración de los descriptores estratégicos puede realizarse a escala global, para todo el sistema, o a escala local, para cada uno de los elementos en los que se discreticen (elementos del dominio o celdas).

Finalmente, se evaluó la gestión ambiental mediante la valoración de la susceptibilidad frente a la eutrofización, la salinización y el déficit hídrico en función de los resultados de cada uno de los descriptores a escala global, teniendo en cuenta los límites de referencia establecidos (propios de cada sistema) y los umbrales de cada categoría de susceptibilidad (baja, moderada, alta y muy alta). La distribución de frecuencia de cada descriptor permitió obtener una categoría general de la susceptibilidad del sistema mediante el índice OSI.

1.1.2.1. Datos de partida y herramienta numérica

En este estudio se empleó la escala global con el fin de analizar la evolución diaria ($\Delta T_c = 1$ día) del descriptor a lo largo del ciclo de gestión ($T_c = 1$ año seco extremo, 2015) en el lago Sochagota. Las variables mínimas o parámetros que requiere la aplicación práctica de la metodología corresponden al nivel del agua en el sistema, los flujos, las condiciones climáticas (precipitación, evaporación) u operativas necesarias para el establecimiento del balance hídrico, conductividad o salinidad, morfometría y la dinámica de una sustancia conservativa en el sistema. En esta aplicación se usaron herramientas numéricas para describir la dinámica de la sustancia conservativa y estimar flujos de cierre del balance hídrico.

El cálculo de los descriptores estratégicos se realizó empleando la herramienta numérica MSL-S. El modelo simplificado MSL-S, desarrollado por Díaz, Usaquén y Viasus (2015), fue adaptado para calcular los descriptores estratégicos y el índice OSI (*Overall Susceptibility Index*). Las ecuaciones generales de este modelo numérico corresponden a las expresiones de Navier-Stokes de conservación de la cantidad de movimiento, de conservación de masa o ecuación de continuidad y la ecuación general de advección-difusión-reacción.

La adaptación del modelo MSL-S permitió calcular, en función del cambio en el volumen de almacenamiento durante el ciclo de gestión, el caudal afluente total, mediante una estimación iterativa y simultánea al proceso de calibración. Así mismo, se incluyó una función que permite obtener la conductividad y salinidad (entre 0 y 40 ups) a una temperatura estándar de 25 °C (APHA, 1998; IOC, SCOR e IAPSO, 2010). Los parámetros del modelo obtenidos tras el proceso de calibración, así como el grado de ajuste entre el nivel del agua simulado y registrado, se reflejan en el coeficiente de correlación (R^2 : 0.99), la eficiencia del modelo (CE: 0.99) y el error relativo (Er: 0.37%).

Los resultados encontrados mediante la aplicación de la metodología OSSEM —Overall Susceptibility Assessment for Sustainable Environmental Management— (Usaquén Perilla, 2017), se complementaron con visitas técnicas, ejercicios de cartografía social, encuestas y entrevistas con los actores del sistema, así como con los registros de las variables de calidad en 3 campañas realizadas durante el año 2015 en los meses de marzo (exploratoria de 24 horas en 4 estaciones), abril y agosto (en 8 estaciones). Esto permitió la identificación y el análisis de los factores clave que inciden en la gestión del lago Sochagota.

1.2. Resultados y discusión

La descripción del sistema (paso 1) y los detalles de la aplicación metodológica se presentan a continuación:

1.2.1. Paso 1. Descripción del sistema

El lago Sochagota, durante el ciclo de gestión (año 2015), se clasifica como un sistema hipereutrófico y mesosalino de interés local, regional y estatal. El sistema se encuentra en proceso de homologación como área protegida por su importancia socioturística y ambiental. Dentro de los objetivos de calidad del lago se ha propuesto el uso recreativo de contacto secundario y primario. Por lo anterior, los actores locales, estatales y del orden nacional involucrados en su conservación y protección, ejercen tensión para promover su sostenibilidad.

El Sochagota forma parte de la cuenca alta del río Chicamocha, principal fuente de abastecimiento y riego en el ámbito regional. La conexión con el río se realiza mediante un canal y su compuerta asociada, que constituyen parte del antiguo cauce de su afluente principal, la quebrada Honda o río Salitre. La naturaleza salina del lago se atribuye, en primera instancia, a las aguas termo minerales y mineralizadas que afloran y se almacenan en el sistema o que ingresan a través de la quebrada Honda.

Los principales usos del agua se relacionan con las actividades que se benefician directa o indirectamente del lago, entre ellas: el turismo (recreación, deporte de contacto primario y secundario, disfrute de paisaje, hotelería, entre otras) y la agricultura que se desarrolla en el área cercana al lago y en el distrito de riego.

Las actividades que se desarrollan en las cuencas de la quebrada Honda-Salitre (domésticas, agrícolas, mineras y turísticas) y en la cuenca alta del río Chicamocha (domésticas, agrícolas, industriales y de generación eléctrica, etc.), ejercen una tensión indirecta sobre el lago. Los principales cultivos que se desarrollan en el área de influencia del sistema son: pastos, frutales (durazno, ciruela, manzana, pera), cebolla, papa, maíz, arveja, tomate, remolacha, entre otros. El ciclo productivo, vegetativo y el calendario agrícola constituyen elementos del ciclo de gestión, el cual se establece en función del uso del recurso (preparación del terreno, siembra, cultivo, riego y cosecha).

La descripción del sistema se sintetiza y representa a través de un modelo conceptual, detallado en la Figura 3. Las tensiones están constituidas por actividades asociadas al uso del recurso y las dinámicas humanas y naturales, entre otras condiciones físicas, morfológicas, hidrológicas, etc., que pueden afectar directa o indirectamente al cumplimiento de los objetivos propuestos para la gestión ambiental del sistema socioecológico.

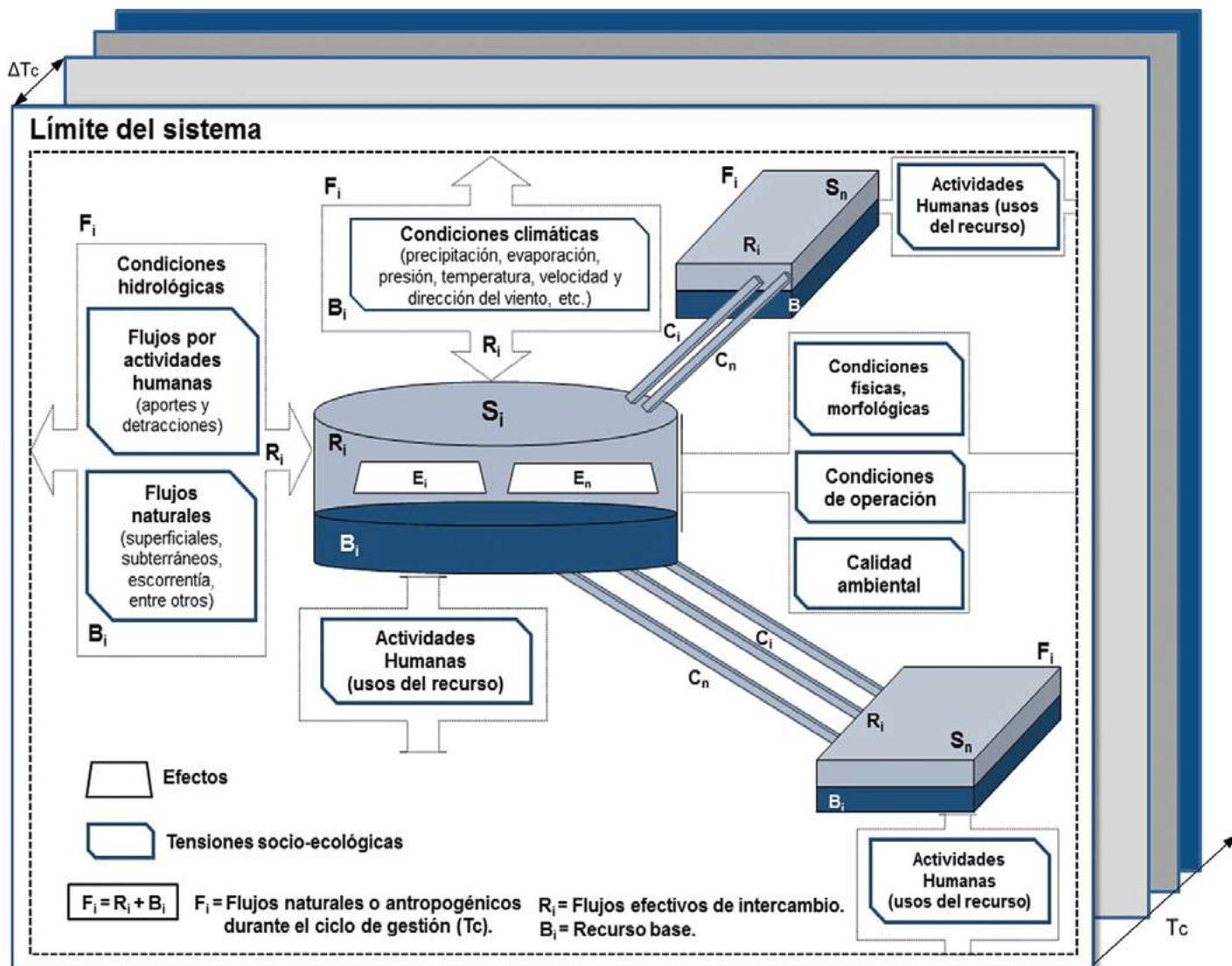


Figura 3. Modelo conceptual del lago Sochagota para la aplicación de la metodología OSSEM. Fuente: elaboración propia.

La morfología del lago se obtiene mediante levantamiento efectuado por la firma Geospacial para Corpoboyacá, en el año 2015, en donde se utilizó una sonda acústica (ecosonda) Monohaz, GPS con el método cinemático en tiempo real RTK y un vértice de la red de puntos de control determinada y nivelada geométricamente. Los datos fueron procesados mediante la herramienta 3D analyst de ArcGIS, efectuando cortes paralelos a la superficie libre cada 0.1 m, para obtener así el cambio del área superficial y del volumen en función de la profundidad en el humedal.

El lago recibe flujos desde la quebrada Honda (escorrentía superficial, afloramientos subterráneos, efluentes de las actividades domésticas, turísticas, mineras y agrícolas), precipitación directa y desde el acuífero libre sobre el cual fue construido. Los afloramientos superficiales y subterráneos se suman al balance hídrico junto con los flujos naturales (evaporación, precipitación) y se reflejan en el nivel del agua.

Los registros de caudal en la quebrada Honda-río Salitre se realizan en la estación El Molino del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam), 5.5 km aguas arriba del punto de descarga de la quebrada Honda al lago, sector sur. Para este estudio se dispuso de registros de caudal anteriores al

año 2014 y de registros de caudal en tres jornadas de aforo realizadas en el año 2015 (14 y 15 de marzo, 23 de abril y 3 de agosto). El caudal afluente al lago a través de la quebrada Honda, en estas campañas, osciló entre 15 y 78 l/s (0.015-0.078 m³/s).

En la zona norte del Sochagota existen algunos puntos del colector perimetral en riesgo de ruptura o desbordamiento; sin embargo, la pendiente favorece que la mayoría de estas descargas no drenen hacia el lago. En el costado sudeste y en el sector occidental, la topografía y localización favorecen el ingreso de vertidos (baterías sanitarias y pozos sépticos). Estos posibles aportes son tenidos en cuenta en el balance total de caudales.

En cuanto a la gestión actual de apertura y cierre de la compuerta del lago, se encontraron condiciones que pueden comprometer de manera importante la renovación. La compuerta se encuentra cerrada el 100 % del ciclo de gestión, siendo el único flujo de salida el resultado de una fuga existente en la base de la estructura de regulación, para la que se ha medido un caudal entre 2 y 11 l/s (0.002-0.011 m³/s).

Los registros de precipitación y evaporación fueron obtenidos de la estación de referencia 24035170, Tinguavita, operada por el Ideam. Esta estación se encuentra localizada 1 km aguas arriba del punto de descarga de la quebrada Honda al lago Sochagota (sector sur). La evaporación total durante el ciclo de gestión es 1345.70 mm, mientras que la precipitación alcanza un total de 728.04 mm (año seco). Los registros de precipitación total y mensual del año 2015 son comparables con los alcanzados en los años 1983, 1997 y 2009, que se tipifican en una condición de fenómeno de El Niño muy fuerte. La variabilidad temporal diaria de la precipitación y de la evaporación se representa en la Figura 4.

El nivel del lago es registrado diariamente en el sector nordeste (zona de la compuerta) por personal del Distrito de Riego y Drenaje de Gran Escala del Alto Chicamocha y Firavitoba (Usochicamocha). El nivel del agua en el Sochagota constituye la variable de referencia del proceso de calibración del modelo MLS-S, que se compara con los valores registrados en la compuerta, referidos a la cota más profunda del humedal (2489.28 msnm). Para establecer el grado de ajuste entre el nivel del agua medido y simulado, se emplean los siguientes criterios estadísticos: 1) diferencia total entre los niveles registrados y simulados —DL—; 2) el coeficiente de correlación entre los dos conjuntos de niveles —R²—; 3) la eficiencia del modelo —CE— (Nash y Sutcliffe, 1970); y 4) el error relativo —Er—.

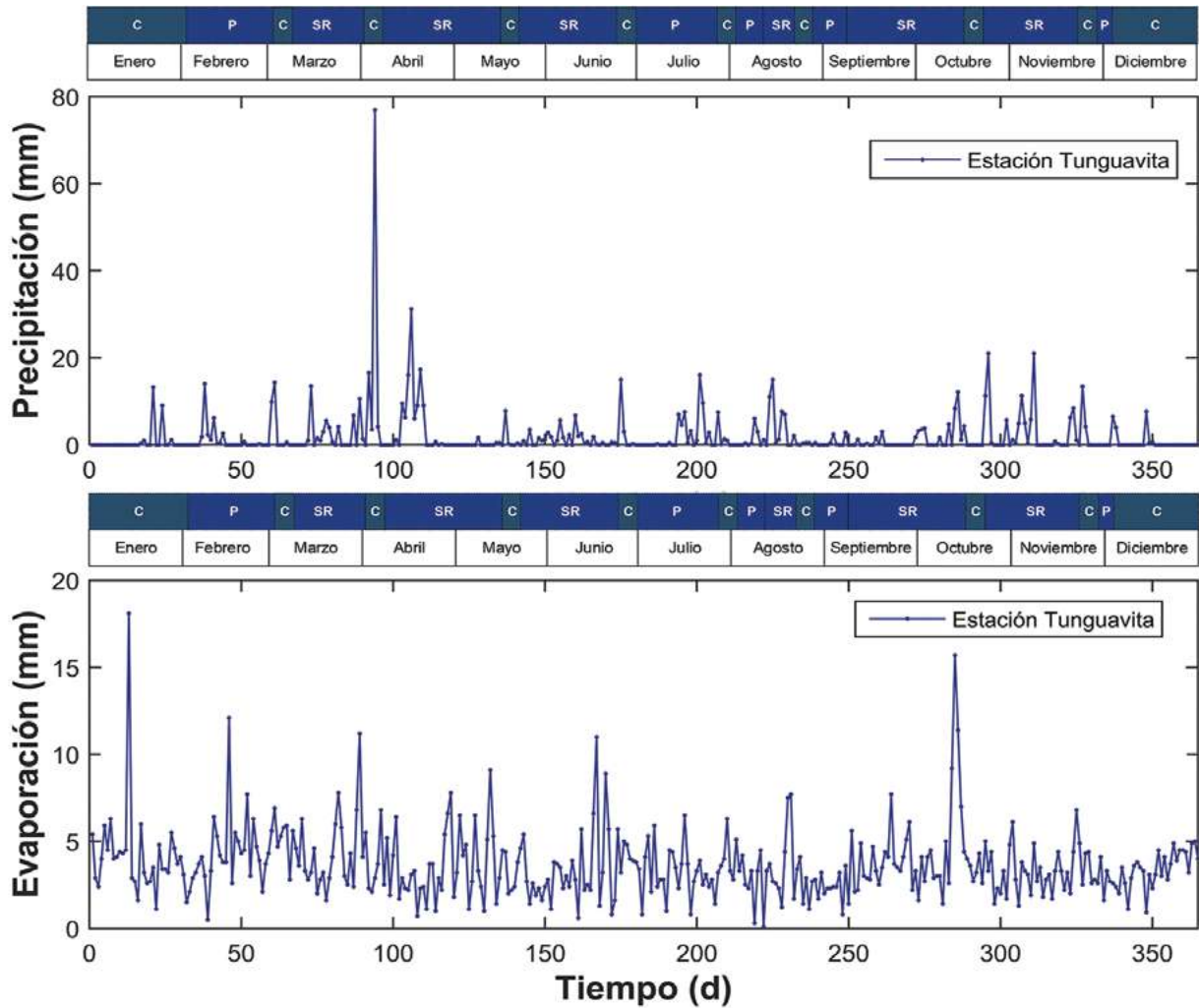


Figura 4. Evolución temporal diaria de la precipitación (sup.) y la evaporación (inf.) en el periodo comprendido entre el 1 de enero y el 31 de diciembre de 2015 (año seco). Fuente: Base de datos del Ideam en la estación Tinguavita.

El caudal calculado a partir del cambio en el almacenamiento permite estimar el caudal afluente (valores positivos) y el efluente no reflejado en la simulación del flujo en la compuerta (valores negativos). El proceso de ajuste se lleva a cabo considerando los registros de nivel y caudal durante el ciclo de gestión. Así mismo, se ajusta por aproximaciones sucesivas el flujo de entrada, con el fin de maximizar la confiabilidad y correlación del modelo (CE y R^2) y reducir las diferencias entre el nivel observado y el simulado. Por la naturaleza del modelo MSL-S, este ajuste en el caudal se introduce como un caudal distribuido en tres tipos de aportes (quebrada Honda, escorrentía superficial y otros flujos, dentro de los cuales se incluyen aportes subsuperficiales o de origen termomineral) y dos detracciones (compuerta y otros flujos: hacia el acuífero, evapotranspiración y riego en zonas cercanas al lago).

1.2.2. Paso 2. Cálculo y valoración de los descriptores estratégicos

Las condiciones físicas, morfológicas, hidrológicas, climáticas, de calidad y de operación permiten anticipar posibles efectos que pueden comprometer la sostenibilidad del sistema socioecológico. Estas características se vinculan a través de la hidrodinámica del sistema y se analizan con fines de gestión en función de los descriptores estratégicos que constituyen indicadores de los tres efectos potenciales: eutrofización, salinización y déficit hídrico.

1.2.2.1. Potencial de renovación (P_R)

Es el indicador que caracteriza la susceptibilidad de un dominio o sistema frente a la eutrofización. Evalúa la capacidad diaria de un dominio a renovarse debido al ingreso o salida de flujos (dilución, concentración) o por sus dinámicas de transporte. Este descriptor se define como el porcentaje en el cual varía la concentración de un trazador conservativo, introducido en el dominio, transcurridas 24 horas (ΔT_c).

Para el cálculo se considera que: a) el dominio se comporta como un tanque completamente agitado; b) se introduce una masa de trazador (M_0) en el instante inicial ($t=0$) que garantiza una concentración homogénea en el dominio (C_0); c) no se introduce masa adicional tras $t=0$ durante cada ΔT_c . Una vez introducido el trazador en el dominio, se obtiene la concentración de la sustancia conservativa a las 24h para las condiciones morfológicas, climáticas (precipitación, evaporación), hidrológicas (caudales de entrada y salida, nivel propio y nivel de los sistemas adyacentes) y condiciones de operación (apertura/cierre de compuertas, etc.) para cada día del ciclo de gestión (T).

El potencial de renovación se calcula diariamente durante el ciclo de gestión mediante la siguiente expresión:

$$P_R = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100 \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde:

P_R : Potencial de renovación diario (%).

C_0 : Concentración de trazador en el instante inicial ($t=0$) (M/V).

C_t : Concentración de trazador al cabo de 24 horas (ΔT_c) (M/V).

1.2.2.2. Potencial de salinización (P_S)

Es el indicador que evalúa la posibilidad de que un dominio o sistema supere una salinidad de referencia, que se define como el máximo contenido de sales disueltas que admite la actividad crítica bajo diferentes condiciones o límites de aceptabilidad. El potencial de salinización evalúa la susceptibilidad diaria de un dominio a salinizarse. Este descriptor se define como el porcentaje en el cual varía la salinidad del dominio en cada paso de tiempo (ΔT_c), con respecto a su condición natural de salinidad (S_0).

Para su cálculo se introduce en el dominio la concentración de iones disueltos (S_0), correspondiente con la salinidad mínima en el ciclo de gestión o geogénica. En cada paso de tiempo se calcula la concentración de iones en solución (conductividad, salinidad o su equivalente) transcurridas 24h. El potencial de salinización de un dominio se calcula diariamente durante el ciclo de gestión, mediante la siguiente expresión:

$$P_S = \frac{S_t - S_0}{S_0} \times 100 \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde:

P_S : Potencial de salinización diario (%).

S_0 : Salinidad mínima en el ciclo de gestión o geogénica (dS/m o su equivalente).

S_t : Salinidad del dominio en el tiempo t (cada ΔT_c) (dS/m o su equivalente).

A escala global (sistema), la evolución temporal del potencial de salinización se calcula mediante el uso del modelo MSL-S. Una vez obtenida la evolución temporal, se valora la susceptibilidad a la salinización.

1.2.2.3. Potencial de déficit hídrico (P_{wd})

Es el indicador que evalúa la susceptibilidad de un dominio frente a la disponibilidad del recurso para el sistema socioecológico. Permite valorar la susceptibilidad del dominio al presentar o no un déficit o descenso en el nivel con respecto a niveles de referencia (L_R). Los niveles de referencia se definen en función de la demanda de agua antropogénica de la actividad crítica y de los requerimientos mínimos ambientales del recurso base. Este indicador se define como el porcentaje en el cual varía el nivel del agua en el dominio, con respecto a un nivel de referencia crítico (η_c), en un periodo de 24 horas (ΔT_c).

$$P_{wd} = \frac{L_t - \eta_c}{\eta_c} \times 100 \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde:

P_{wd} : Potencial de déficit hídrico diario (%).

L_t : nivel o profundidad de la columna de agua (diario) en el dominio (m).

η_c : nivel o profundidad crítica en el dominio (m).

El nivel crítico (η_c) corresponde al nivel o profundidad en el sistema que satisface las necesidades de agua en la actividad de mayor demanda de recurso (actividad crítica), sin comprometer el recurso base del sistema. El periodo en el cual se evalúa y define el nivel crítico corresponde a aquellos pasos de tiempo (ΔT_c) en los que existe demanda de agua en las diferentes etapas del cultivo, bajo mínimas condiciones de presión natural, es decir, cuando el balance de precipitación y evaporación tiende a cero ($P-E \cong 0$); el promedio del nivel en el sistema en este periodo es representativo del nivel crítico. Se verificó que dicho nivel, así definido, satisface las necesidades totales de agua en el cultivo (evapotranspiración o uso consuntivo, agua de percolación profunda, eficiencia de riego, etc.), sin comprometer el recurso base del sistema y el desarrollo de vegetación hidrófita propia del humedal que crece en la zona permanentemente inundada o de transición (rivera). Se obtuvo un nivel crítico de 2.46 m (cota: 2491.74 msnm).⁹

Para el cálculo del potencial de déficit hídrico en cada paso de tiempo (24h), se requiere conocer el nivel de la columna de agua en el sistema, la cual se registra a diario por operarios del distrito de riego. El nivel diario en el dominio (L_t) se relaciona con el nivel crítico (η_c) para calcular el potencial de déficit hídrico (P_{wd}). Este descriptor se compara, posteriormente, con los potenciales de referencia para evaluar la susceptibilidad frente al déficit hídrico.

A escala global, la evolución temporal del potencial de déficit hídrico puede calcularse mediante el uso de modelos de caja o mediante registro directo de la columna de agua en el sistema.

1.2.2.4. Valoración de la susceptibilidad a eutrofización, salinización y déficit hídrico

Una vez obtenida la evolución temporal del potencial de renovación, de salinización y de déficit hídrico, se realiza la valoración de la susceptibilidad a la eutrofización, la cual se clasifica en función de cuatro categorías: muy alta, alta, moderada y baja (Tabla 1).

⁹ Se ha verificado que este nivel permita el desarrollo de las actividades que ocurren en el lago (turismo, navegación) y en la zona de humedal.

Tabla 1. Umbrales para la valoración de la susceptibilidad frente a la eutrofización, salinización y déficit hídrico a partir de los valores de los descriptores estratégicos.

Susceptibilidad	Umbrales		
	P_R	P_S	P_{Wd}
Muy alta	$P_{Ri} \leq P_{R1}$	$P_{Si} \geq P_{Smax1}$	$P_{Wdi} \leq P_{Wd1}$
Alta	$P_{R1} < P_{Ri} \leq P_{R2}$	$P_{Smax2} \leq P_{Si} < P_{Smax1}$	$P_{Wd1} < P_{Wdi} \leq P_{Wd2}$
Moderada	$P_{R2} < P_{Ri} \leq P_{R3}$	$P_{Smax3} \leq P_{Si} < P_{Smax2}$	$P_{Wd2} < P_{Wdi} \leq P_{Wd3}$
Baja	$P_{Ri} > P_{R3}$	$P_{Si} < P_{Smax3}$	$P_{Wdi} > P_{Wd3}$

P_{Ri} : Potencial de renovación diario global o potencial de renovación medio para el ciclo de gestión en una celda.

P_{R1} , P_{R2} , P_{R3} : Umbrales para la valoración de la susceptibilidad frente a la eutrofización.

P_{Si} : Potencial de salinización global diario o potencial de salinización medio durante el ciclo de gestión en una celda.

P_{Smax1} , P_{Smax2} , P_{Smax3} : Umbrales para la valoración de la susceptibilidad frente a la salinización.

P_{Wdi} : Potencial de déficit hídrico global diario o potencial de déficit hídrico medio durante el ciclo de gestión en una celda.

P_{wd1} , P_{wd2} , P_{wd3} : Umbrales para la valoración de la susceptibilidad frente al déficit hídrico.

Fuente: elaboración propia.

Los umbrales del potencial de renovación en cada categoría (P_{R1} , P_{R2} , P_{R3}) son específicos de cada sistema. Estos umbrales se calculan en función de la respuesta del sistema frente a escenarios hipotéticos y en condiciones ideales de mezcla (modelo de cajas). Durante 24h se mantienen de forma constante las condiciones de operación (aportes, captaciones, detracciones, niveles, etc.). Las condiciones naturales (precipitación, evaporación) se incluyen en el cálculo de los umbrales, con el fin de evaluar su incidencia en el potencial de renovación. Los escenarios considerados se describen en la Tabla 2.

El potencial de renovación durante el año 2015, con excepción de los meses de abril y octubre, se caracterizó por presentar baja variabilidad diaria y mensual. Los valores promedio mensual se encuentran en casi la totalidad del ciclo de gestión (99.5 %) en la categoría de susceptibilidad moderada. Durante el mes de abril, este descriptor guarda correspondencia con el ascenso en el nivel del lago. En el mes de octubre, el descenso en el descriptor se asocia con el nivel del lago, la disminución del caudal a través de la compuerta y el aumento de flujo de salida (evaporación) que alcanza su nivel máximo en este periodo (Figura 5).

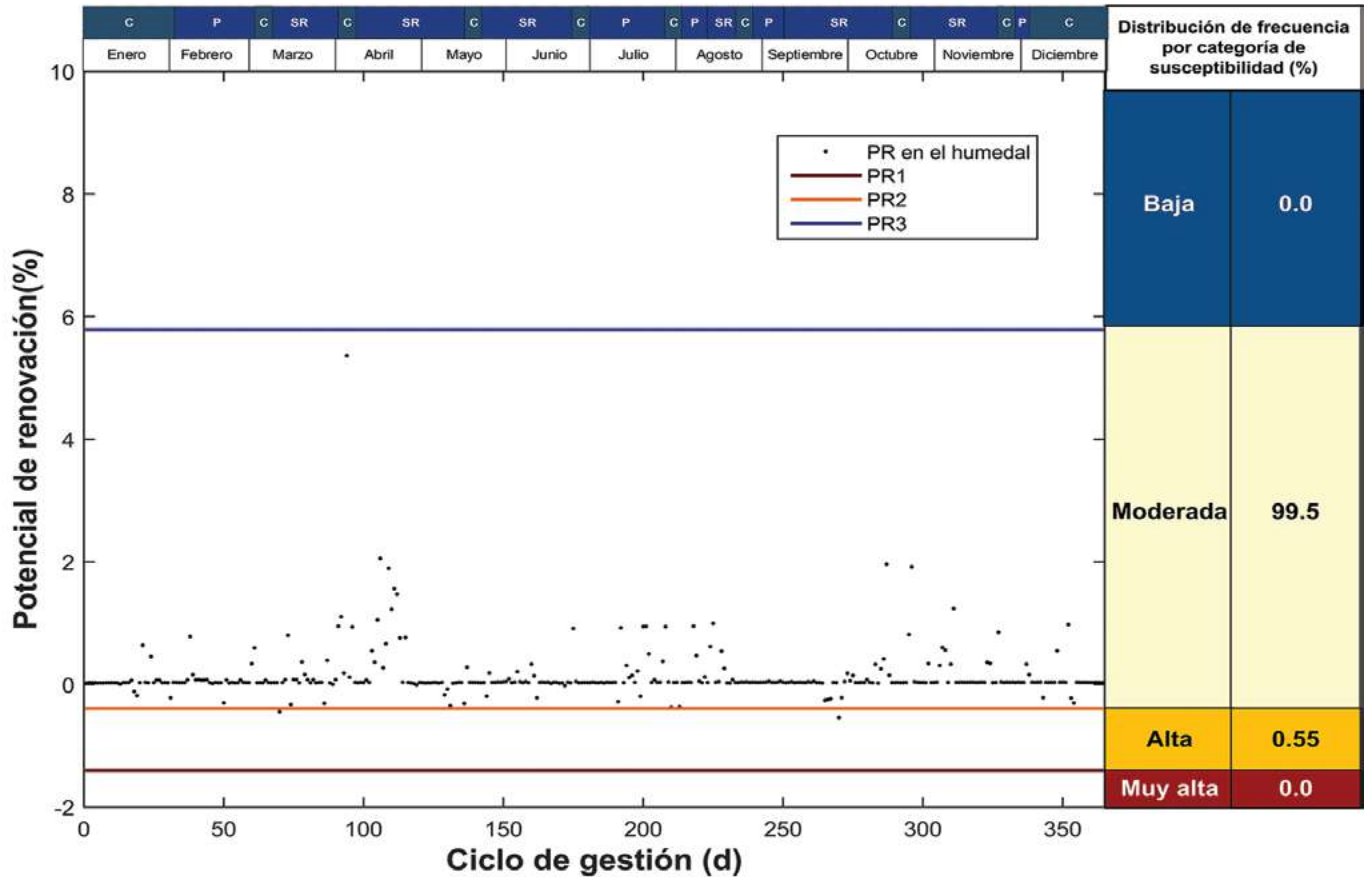


Figura 5. Evolución temporal diaria del potencial de renovación global y distribución de frecuencia, por categoría de susceptibilidad, frente a la eutrofización, haciendo uso del modelo MSL-S del 1 de enero al 31 de diciembre de 2015 (año seco). Fuente: elaboración propia.

Tabla 2. Escenarios hipotéticos de operación en el cálculo de los umbrales para la valoración de la susceptibilidad a la eutrofización, en función del potencial de renovación.

Escenario	$Q_r (\cdot 10^{-2})$	Q_e	η_b	η_{0^*}	P	E	P_R	Límite
E1	Mín. 0.92	0	Mín. 2.33	Mín.	Mín. 0	Máx. 18.1	-1.40	valor mínimo entre los escenarios E1 a E9 $P_{R1}:-1.40$
E2			Prom. 2.44	Prom.				
E3			Máx. 2.55	Máx.				
E4	Prom. 6.36	0.5 $Q_{emáx}: 3.043$	Mín. 2.33	Mín.	0	0	-0.05 -0.25 -0.39	P_{R2} : valor máximo de los mínimos entre los escenarios E1 a E6 $P_{R2}:-0.39$
E5			Prom. 2.44	Prom.				
E6			Máx. 2.55	Máx.				
E7	0	0	Mín. 2.33	Mín.	Máx. 77	Mín. 0.1	5.79 5.40 5.06	P_{R3} : valor máximo entre los escenarios E1 a E9 $P_{R3}:5.79$
E8			Prom. 2.44	Prom.				
E9			Máx. 2.55	Máx.				

Q_r : aportes de caudal al humedal (m^3/s); Q_e : caudal de salida del humedal o grado de apertura de compuertas; η_b : superficie libre o nivel en el interior del humedal (m); P: precipitación (m); E: evaporación (m); P_{Ri} : límite del potencial de renovación de referencia (i) en cada categoría (%). Mín.: mínimo registrado durante el ciclo de gestión o recurso base (B); Prom: promedio durante el ciclo de gestión; Máx.: máximo durante el ciclo de gestión. Los umbrales son en forma ascendente ($P_{R1} < P_{R2} < P_{R3}$). (*) Debido al cierre de la compuerta, el nivel en el exterior no genera efecto en la hidrodinámica del sistema de forma directa. Fuente: elaboración propia.

Los potenciales de salinización en cada ΔT_c , en la evolución temporal, se clasifican en función de cuatro categorías de susceptibilidad frente al incremento de sales disueltas: muy alta, alta, moderada y baja, considerando umbrales de referencia máximos de salinización (P_{Smax1} , P_{Smax2} , P_{Smax3}) por encima de los cuales el cultivo se vería afectado en su rendimiento (Tabla 1).

Los potenciales de salinización máximos (P_{Smax1} , P_{Smax2} , P_{Smax3}) se calculan a partir de la salinidad del agua de riego para tres valores de referencia (S_{R1} , S_{R2} , S_{R3}) y para la condición más crítica; esto es el cultivo menos tolerante a la salinidad de los existentes o potenciales en el sistema. Las siguientes expresiones permiten calcular estos potenciales de salinización límite:

$$P_{Smax1} = \frac{(S_{R1} - S_0)}{S_0} \times 100 \quad \text{(Ecuación 4)}$$

$$P_{Smax2} = \frac{(S_{R2} - S_0)}{S_0} \times 100 \quad \text{(Ecuación 5)}$$

$$P_{Smax3} = \frac{(S_{R3} - S_0)}{S_0} \times 100 \quad \text{(Ecuación 6)}$$

Donde:

S_{R1} : Conductividad eléctrica del agua de riego a 25 °C para una reducción del rendimiento en el cultivo del 50 % (dS/m o su equivalente).

S_{R2} : Conductividad eléctrica del agua de riego a 25 °C para una reducción del rendimiento en el cultivo del 10 % (dS/m o su equivalente).

S_{R3} : Conductividad eléctrica del agua de riego a 25 °C sin restricción en la mayoría de los cultivos (dS/m). Se considera un valor igual o inferior a 0.75 para fracciones de lixiviación inferiores a 0.2.

Los valores de salinidad en el agua de riego (S_{R1} , S_{R2} , S_{R3}) se calculan a partir de las conductividades en el extracto saturado del suelo (E_c , E_{ce}), empleando las siguientes expresiones:

$$S_{R1} = E_c \times K_R \quad \text{(Ecuación 7)}$$

$$S_{R2} = E_{ce} \times K_R \quad \text{(Ecuación 8)}$$

$$S_{R3} \leq 0.75$$

Donde:

E_{ce} : Conductividad eléctrica media del extracto saturado del suelo a 25 °C con una reducción del rendimiento del cultivo menor o igual al 10 % (dS/m).

E_c : Conductividad eléctrica media del extracto saturado del suelo a 25 °C con una reducción del rendimiento del cultivo del 50 % (dS/m).

K_R : Factor para obtener la conductividad del agua de riego en función de la conductividad en el extracto saturado del suelo.

Para obtener el factor K_R se requiere: 1) calcular o definir una eficiencia de riego (E_i); y 2) calcular o definir la fracción de lixiviación para el cultivo crítico (F_L). La eficiencia de riego se define como la relación entre la evapotranspiración o uso consuntivo de agua en el cultivo y la cantidad de agua que ingresa al mismo. La eficiencia de riego (E_i) se relaciona con la fracción de lixiviación y puede ser utilizada para obtener la calidad del agua de irrigación (Letey et al., 2011; Bouwer e Idelovitch, 1987).¹⁰

$$F_L = 1 - E_i \text{ (Ecuación 9)}$$

Finalmente, el factor K_R puede calcularse en función de la fracción de lixiviación según se expresa en la siguiente ecuación:

$$K_R = \frac{5 F_L}{(1+F_L)} \text{ (Ecuación 10)}$$

Las salinidades de referencia requeridas para el cálculo del potencial de salinización, se establecen considerando los referentes de la FAO (1985) y los principales cultivos que se desarrollan en las inmediaciones del lago Sochagota y en su área de influencia (distrito de riego), que son: pastos, frutales (durazno, ciruela, manzana, pera), cebolla, papa, maíz, arveja, tomate y remolacha, entre otros. Para el lago se consideran los frutales y la cebolla como los cultivos más sensibles; no obstante, el cultivo de pastos para ganado predomina en el distrito de riego. El cálculo de las salinidades de referencia (SR1, SR2, SR3) se realiza con un valor para la constante de reducción (KR) de 0.83. Para estimar esta constante se ha asumido una eficiencia de riego (E_i) del orden del 80 % en el cultivo de mayor extensión, equivalente a una fracción de lixiviación (FL) de 0.2.

$$P_{smax1} = \frac{(S_{R1} - S_o)}{S_o} \times 100 = \frac{(2.5 - 2.7)}{2.7} \times 100 = -7.4\%$$

$$P_{smax2} = \frac{(S_{R2} - S_o)}{S_o} \times 100 = \frac{(0.83 - 2.7)}{2.7} \times 100 = -69.3\%$$

$$P_{smax3} = \frac{(S_{R3} - S_o)}{S_o} \times 100 = \frac{(0.75 - 2.7)}{2.7} \times 100 = -72.2\%$$

En relación con el potencial de salinización, el 100 % de los días del ciclo de gestión presenta una susceptibilidad muy alta a que el lago se salinice y afecte a los cultivos más sensibles e incluso a los más tolerantes. Los valores máximos y mínimos del potencial de salinización, registrados durante el ciclo de gestión, no representan un cambio en la categorización de la susceptibilidad. Sin embargo, responden a las dinámicas estacionales, al efecto de dilución por incremento en el volumen de almacenamiento y a las condiciones geogénicas propias del sistema (Figura 6).

¹⁰ Véase también Corwin, Rhoades y Šimúnek (2007).

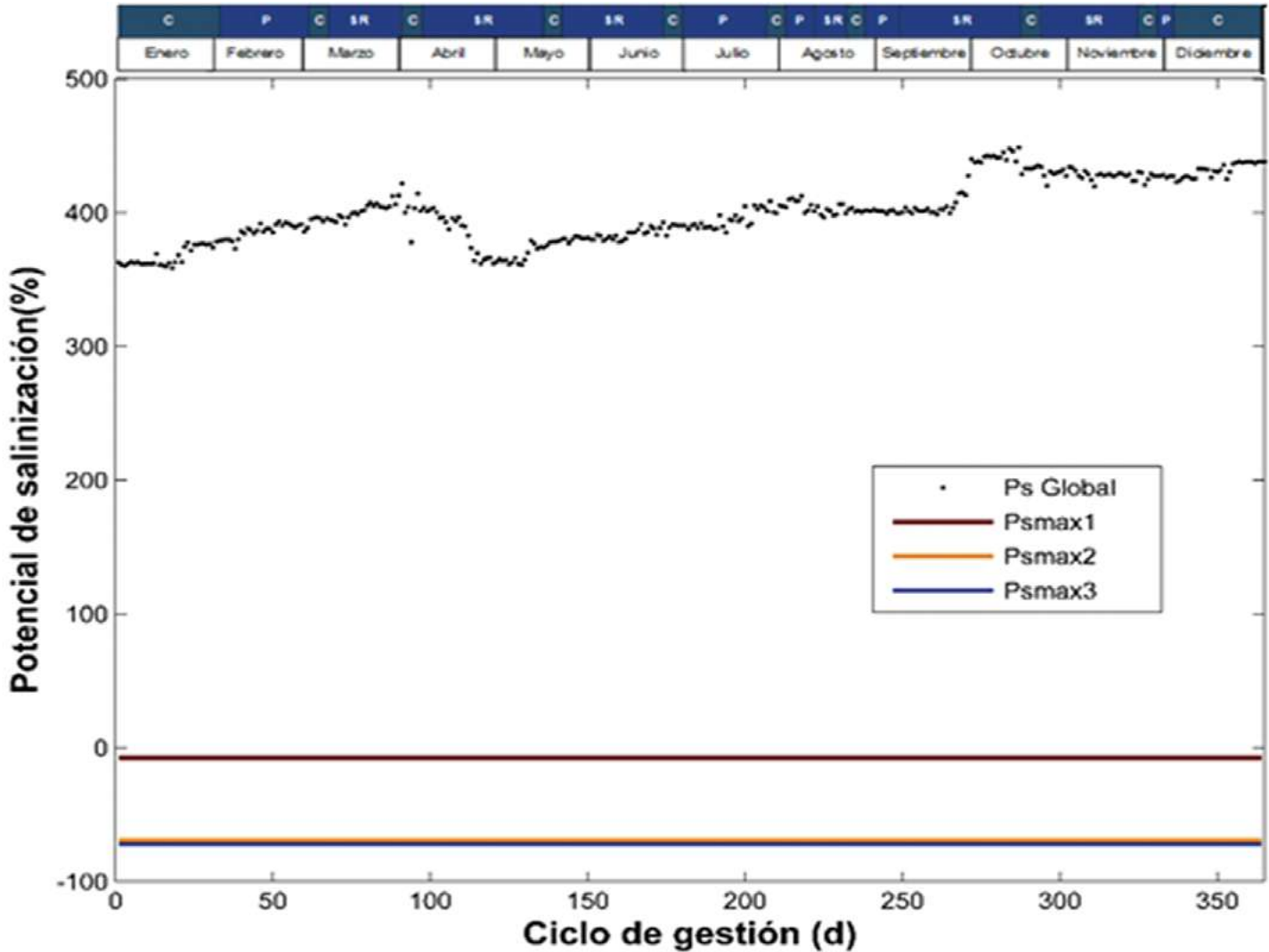


Figura 6. Evolución temporal diaria del potencial de salinización global en el lago Sochagota, haciendo uso del modelo MSL-S durante el periodo comprendido entre el 1 de enero y el 31 de diciembre de 2015 (año seco). Fuente: elaboración propia.

Los potenciales de referencia para el déficit hídrico (P_{wd1} , P_{wd2} , P_{wd3}) son específicos de cada sistema y se calculan a partir de sus correspondientes niveles de referencia (L_{R1} , L_{R2} , L_{R3}). Los niveles de referencia se obtienen mediante la simulación de los casos hipotéticos descritos en la Tabla 3, empleando el modelo de cajas (MSL-S) para un periodo de 24 horas de operación.

Los niveles de referencia permiten obtener los umbrales de las categorías de susceptibilidad, empleando las siguientes expresiones:

$$P_{wd1} = \frac{L_{R1} - \eta_c}{\eta_c} \times 100 = \frac{2.443 - 2.46}{2.46} \times 100 = -0.7 \cdot 10^{-0}\%$$

$$P_{wd2} = \frac{L_{R2} - \eta_c}{\eta_c} \times 100 = \frac{2.464 - 2.46}{2.46} \times 100 = 0.15 \cdot 10^{-0}\%$$

$$P_{Wd3} = \frac{L_{R3} - \eta_c}{\eta_c} \times 100 = \frac{2.569 - 2.46}{2.46} \times 100 = 4.36 \cdot 10^{-0}\%$$

Tabla 3. Límites de referencia del potencial de déficit hídrico (P_{wd}) para el lago Sochagota.

Escenario	Q_r	Q_e	η_b	η_o	P	E	Límite
E1	Mín. 0.009	$Q_{e_{max}}$ 0.0320	η_c 2.46	Mín. 0.44	Mín. 0	Máx. 18.1	L_{R1} : 2.443
E2	Prom. 0.064	$Q_{e_{max}}$ 0.0465	η_c 2.46	Prom. 0.73	0	0	L_{R2} : 2.464
E3	Máx. 0.519	$Q_{e_{max}}$ 0.3936	η_c 2.46	Max. 1.44	Máx.77	Mín. 0.1	L_{R3} : 2.569

Q_r : aportes de caudal (m^3/s); Q_e : caudal de salida o grado de apertura de compuertas (a: 1.12 m); $Q_{e_{max}}$: caudal máximo de salida equivalente al 100 % de apertura de la compuerta; η_b : superficie libre o nivel en el interior del sistema (m) con respecto a la zona más profunda; η_o : superficie libre o nivel en el exterior del sistema (m); P: precipitación (mm); E: evaporación (mm); L_{Ri} : límite del potencial de déficit hídrico (i) en cada categoría (%). Mín.: mínimo registrado durante el ciclo de gestión o recurso base (Bi); Máx.: máximo durante el ciclo de gestión; Prom: promedio durante el ciclo de gestión.

Fuente: elaboración propia.

La susceptibilidad frente al déficit hídrico del lago en el ciclo de gestión varía entre las categorías moderada y muy alta. Los valores máximos se registran para los meses de enero y mayo, mientras que los niveles inferiores del potencial de déficit hídrico se registran al final de septiembre. Los registros de potencial que se aproximan a la categoría de susceptibilidad baja corresponden a periodos en los que los flujos directos sobre el área de influencia en el lago, y el efecto de la precipitación, contribuyen positiva y sinérgicamente para aumentar el volumen de almacenamiento y el nivel en el sistema. Por el contrario, en el trimestre final del año se presentan condiciones que se caracterizan por una susceptibilidad muy alta al déficit hídrico. En este período la tensión por evaporación se suma a la demanda de agua requerida por los cultivos en el área de influencia del embalse y a la actividad turística (Figura 7).

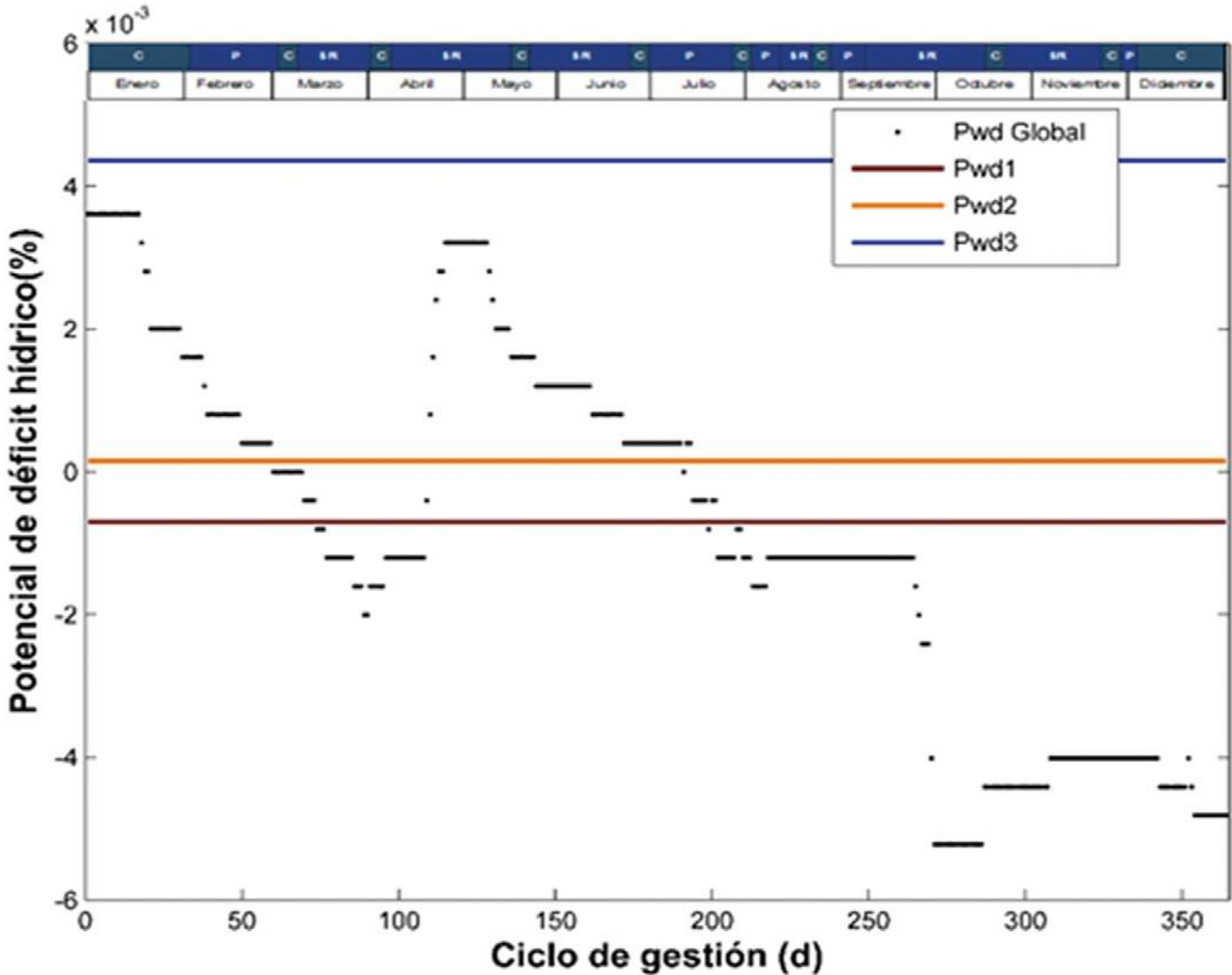


Figura 7. Evolución temporal diaria del potencial de déficit hídrico en el lago Sochagota, límites de referencia (Pwd1, Pwd2, Pwd3) durante el periodo comprendido entre el 1 de enero y el 31 de diciembre de 2015 (año seco). Fuente: elaboración propia.

A escala global, durante el ciclo de gestión (2015) el lago Sochagota presenta un alto número de días con susceptibilidad moderada a eutrofización y muy alta a salinización y déficit hídrico. Igualmente, registra condiciones de un sistema hipertrófico (Caspers, 1984; White, 1983; Roldán y Ramírez, 1992), con concentraciones que oscilan entre 21.00-187.00 $\mu\text{g/l}$ clorofila a; 0.06-3.00 mg/l de fósforo total, 0.01-1.30 mg/l N-NO_3^- y mesosalino (Cowardin et al., 1979) con registros de salinidad entre 3.5-7.1 psu (5.56-24.2 dS/m).

1.2.3. Paso 3. Integración y valoración de la gestión en el lago Sochagota mediante el índice de susceptibilidad conjunta (OSI)

El índice OSI (*Overall Susceptibility Index*) integra la susceptibilidad de los tres descriptores estratégicos: potencial de renovación, potencial de salinización y potencial de déficit hídrico. Este índice permite clasificar en cuatro niveles de priorización la gestión ambiental temporal o espacial del sistema durante el ciclo de gestión (T). El OSI diario a escala global se clasifica empleando cuatro categorías: muy alta, alta, moderada y baja (Tabla 4).

Tabla 4. Evaluación del índice OSI con base en la integración de la susceptibilidad a eutrofización, salinización y déficit hídrico.

Eutrofización				Salinización				Déficit hídrico				Índice (OSI)
B	M	A	MA	B	M	A	MA	B	M	A	MA	
			MA				MA					Muy alta
B	M	A				A	MA			A	MA	Alta
		A	MA	B	M	A	MA			A	MA	
		A	MA			A	MA	B	M	A	MA	
B	M			B	M				M	A	MA	Moderada
B	M				M	A	MA	B	M			
	M	A	MA	B	M			B	M			
				B				B				Baja

B: Baja; M: moderada; A: alta; MA: muy alta. Fuente: elaboración propia.

El OSI integrado del sistema y el ciclo de gestión se clasifican en cuatro niveles de valoración (Tabla 5): muy alta, alta, moderada y baja, en función de la distribución de frecuencia de las diferentes categorías a nivel diario o a escala de celda. La categoría con mayor número de registros constituye el punto de partida para establecer la clasificación.

La Tabla 5 puede ser empleada para emitir una categoría general del sistema en relación con cada uno de los descriptores estratégicos (potencial de renovación, potencial de salinización y potencial de déficit hídrico). Cuando el índice OSI integrado obtiene una categoría de susceptibilidad baja, la gestión ambiental del sistema es sostenible. El sistema se encuentra en equilibrio y la susceptibilidad a eutrofización, a salinización y a déficit hídrico es baja.

Tabla 5. Categorización de la susceptibilidad en función de la distribución de frecuencia espacial o en el ciclo de gestión.

Categoría de susceptibilidad	Distribución de frecuencia (%)			
	Baja	Moderada	Alta	Muy alta
Baja	100 - 75	0 - 25	0 - 25	0 - 25
Moderada	0 - 75	25 - 100	0 - 50	0 - 25
Alta	25 - 0	0 - 50	25 - 100	0 - 25
Muy alta	25 - 0	0 - 50	0 - 50	25 - 100

Fuente: elaboración propia.

El índice OSI, en su categoría de susceptibilidad muy alto, indica que la gestión ambiental del sistema no es sostenible. La renovación del sistema es muy baja, por lo tanto, presenta muy alta susceptibilidad a eutrofizarse. La calidad del agua para riego puede generar reducción en el rendimiento de los cultivos más sensibles a la salinidad en valores superiores o iguales al 50 %. Las presiones naturales y humanas afectan a la sostenibilidad del sistema.

El índice OSI, en su categoría de susceptibilidad moderado, señala que la gestión ambiental del sistema tiende a la sostenibilidad, pero requiere priorizar estrategias para mejorar al menos uno de los descriptores estratégicos tipificado en la categoría alta o muy alta en su valoración general. Finalmente, la gestión ambiental del sistema tiende a no ser sostenible si el valor de OSI integrado es alto. Se requiere optimizar la gestión de al menos dos descriptores estratégicos que alcancen una categoría alta o muy alta en su valoración general. La integración de los tres indicadores mediante el índice OSI se representa en la Figura 8.

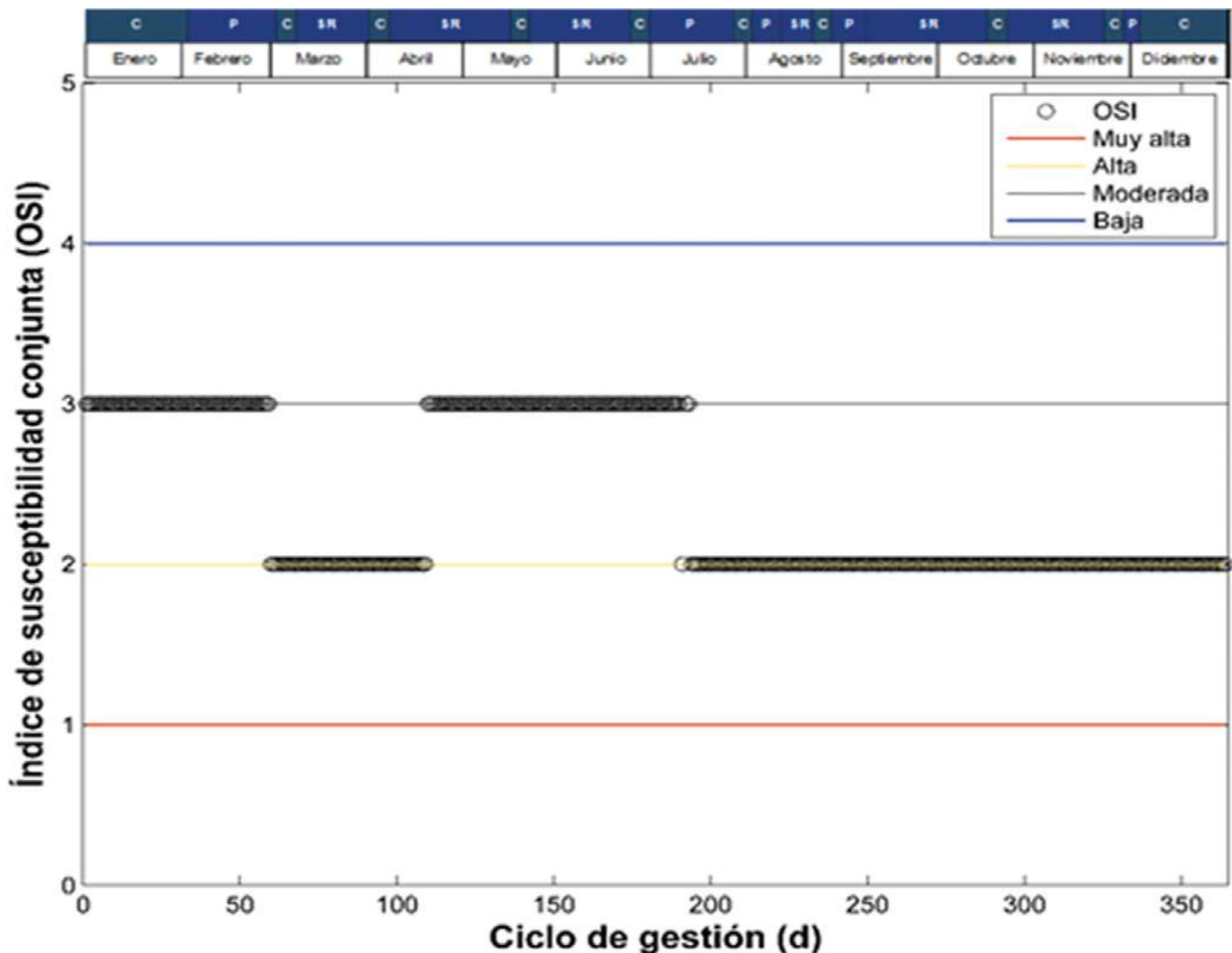


Figura 8. Índice OSI a escala global en el Lago Sochagota, durante el periodo comprendido entre el 1 de enero y el 31 de diciembre de 2015 (año seco). Fuente: elaboración propia.

Durante los meses de marzo a abril y de julio a diciembre, el índice OSI alcanza la categoría de susceptibilidad alta. En el periodo complementario, el lago presenta una susceptibilidad conjunta moderada. La distribución temporal del índice OSI permite identificar los periodos críticos para la gestión del lago y

refleja la dinámica socioecológica del sistema. En abril se registran dinámicas asociadas con eventos de máxima precipitación y las concentraciones más altas registradas (disponibles) en el año para clorofila a, fósforo total y oxígeno disuelto (106 % de su concentración de saturación).

En relación con el ciclo agrícola, en el mes de abril ocurren la siembra y el riego de cultivos, debido a la mayor oferta de agua por precipitación. Este constituye un periodo crítico para la gestión, considerando la sincronización que debe darse entre las dinámicas de regulación de flujos, las condiciones climáticas y la demanda de agua en la actividad crítica. En agosto se registran menores concentraciones de clorofila a, fósforo total y oxígeno disuelto. Sin embargo, a partir de este periodo, la evaporación es mayor comparada con el mes de abril, lo cual se refleja en el descenso del nivel del lago que restringe la navegabilidad y afecta la actividad turística, por ejemplo, por problemas de olor y a la vegetación macrófita del humedal, lo que se refleja en aumento de la salinidad. Por lo tanto, esta etapa también se corresponde con un periodo crítico para la gestión del sistema socioecológico.

1.3. Consideraciones finales

La identificación de la relación existente entre las funciones, bienes y servicios ecosistémicos, y los bienes y servicios útiles para el ser humano en sus diferentes actividades (entre ellas la agrícola), constituye el punto de partida en la gestión de sistemas socioecológicos como el lago Sochagota. Esta relación puede ser parametrizada mediante el uso de indicadores socioecológicos que constituyen descriptores estratégicos de los efectos priorizados (eutrofización, salinización y déficit hídrico). La dinámica de los descriptores (potencial de renovación, potencial de salinización y potencial de déficit hídrico) refleja la sinergia de las tensiones antrópicas y biofísicas que coexisten en el sistema de forma directa e indirecta, por lo tanto, constituyen en sí mismos indicadores de gestión del sistema.

El enfoque de gestión desde las tensiones, directas e indirectas, facilita la identificación de actores clave para el cumplimiento de los objetivos del sistema y sus beneficiarios: Gobernación de Boyacá, Corporación Autónoma Regional de Boyacá (Corpoboyacá), Alcaldía y municipio de Paipa, Distrito de Riego (Usochicamocha), Empresa de Servicios Públicos de Paipa, sector turístico, Empresa de Generación Termoeléctrica de Energía (GENSA), Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam), líderes comunitarios y de acueductos veredales, entre otros.

El índice OSI permite identificar periodos críticos para la gestión del lago Sochagota, en los cuales los actores pueden dinamizar acciones prioritarias para afrontar los efectos de interés en el sistema, reconociendo sus singularidades, potencialidades y sinergias.

Como citar este capítulo:

Usaquén Perilla, O., García Gómez, A., García Gómez, A., García Alba, J., & Díaz Gómez, J., 2020. Valoración de la susceptibilidad a efectos de salinización, déficit hídrico y eutrofización en el lago Sochagota (Boyacá, Colombia). En: Mejía Ávila, D., Soto Barrera, V. & Torres Bejarano, F., (Eds.), *Investigación para la Sostenibilidad Ambiental. Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental - RISA* (pp. 11-36). 1ª ed. [online] Montería: Universidad de Córdoba, p.226. Disponible en: <<http://www.uniboyaca.edu.co/group/213>> [Consultado dd - mes - año].

Referencias citadas

- APHA —American Public Health Association—. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, Estados Unidos: Ediciones APHA.
- Bouwer, H., e Idelovitch, E. (1987). Quality requirements for irrigation with sewage water. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 113 (4), 516-535. Doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1987\)113:4\(516\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1987)113:4(516)).
- Bricker, S., Ferreira, J., y Simas, T. (2003). An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169 (1), 39-60.
- Brink, P., Russi, D., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., Förster, J., Kumar, R., y Davidson, N. (2013). *La economía de los ecosistemas y la biodiversidad relativa al agua y los humedales* (Informe presentado por el Instituto para la Política Ambiental Europea). Geneva, Suiza.
- Caspers, H. (1984). OECD Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. — 154 Pp. Paris: Organisation for Economic Co-Operation and Development 1982. (Publié en Français sous Le Titre »Eutrophication Des Eaux. Méthodes de Surveillance, d'Evaluation et de Lutte«). *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 69 (2), 200-200. Doi: <https://doi.org/10.1002/iroh.19840690206>
- Corwin, D., Rhoades, J., y Šimůnek, J. (2007). Leaching requirement for soil salinity control: Steady-State versus transient models. *Agricultural Water Management*, 90 (3), 165-80.
- Cowardin, L., Carter, V., Golet, F., y LaRoe, E. (1979). *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States* (Informe gubernamental N° FWS/OBS-79/31). Departamento del Interior y Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos, Washington, DC.
- Cvetkovic, M. y Chow-Fraser, P. (2011). Use of ecological indicators to assess the quality of Great Lakes Coastal Wetlands. *Ecological Indicators*, 11 (6), 1609-1622.
- Del Barrio, P., García, A., García, J., Álvarez, C., y Revilla, J. (2012). A model for describing the eutrophication in a heavily regulated Coastal Lagoon. Application to the Albufera of Valencia (Spain). *Journal of Environmental Management*, 112 (s.n.), 340-52.
- Díaz, J., Usaquén, O., y Viasus L. (2015). *Modelo simplificado de calidad, hidrodinámico y de gestión para el lago Sochagota del municipio de Paipa* (Informe técnico presentado a Corpoboyacá y Fundación Proagua). Tunja, Colombia.
- Dolbeth, M., Stålnacke, P., Alves, F., Sousa, L., Gooch, G., Khokhlov, V., Tuchkovenko, Y., et al. (2016). An integrated Pan-European perspective on Coastal Lagoons management through a Mosaic-DPSIR approach. *Scientific Reports*, 6 (19400). Doi: <https://doi.org/10.1038/srep19400>
- EPA —United States Environmental Protection Agency— (2008). *Indicator development for estuaries* (Manual de carácter gubernamental). EPA y Oficina del Agua de los Estados Unidos, Washington, DC. Recuperado de https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/indicators_manual.pdf
- Gentile, J., Harwell, M., Cropper W., Harwell, C., De Angelis, D., Davis, S., Ogden, J., y Lirman, D. (2001). Ecological conceptual models: a framework and case study on ecosystem management for South Florida sustainability. *Science of the Total Environment*, 274 (1-3), 231-253.

- Grygoruk, M., y Rannow, S. (2017). Mind the gap! Lessons from science-based stakeholder dialogue in climate-adapted management of wetlands. *Journal of Environmental Management*, 186 (1), 108-119.
- Haghighi, A., y Kløve, B. (2017). Design of environmental flow regimes to maintain lakes and wetlands in regions with high seasonal irrigation demand. *Ecological Engineering*, 100 (s.n.), 120-129. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.015>
- Harburg, E., Erfurt, J., Chape, C., Hauenstein, L., Schull, W., y Schork, M. (1973). Socioecological stressor areas and black-white blood pressure: Detroit. *Journal of Chronic Diseases*, 26 (9), 595-611.
- Hertwich, E., Salem, J., Sonnemann, G., y Voet, E. (2010). *Assessing the Environmental Impacts of Consumption and Production*. París, Francia: UNEP ediciones.
- Hope, B. (2006). An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environment International*, 32 (8), 983-995.
- IOC, SCOR, e IAPSO. (2010). *The international thermodynamic equation of seawater – 2010: calculation and use of thermodynamic properties* (Manual y guía N° 56 de la Comisión Intergubernamental Oceanográfica). Unesco, París, Francia. Recuperado de http://www.teos-10.org/pubs/TEOS-10_Manual.pdf
- IUCN —International Union for the Conservation of Nature—. (2000). *Vision for water and nature. A world strategy for conservation and sustainable management of water resources in the 21st century*. Gland, Suiza: Ediciones IUCN.
- Lange, H., Sala, S., Vighi, M., y Faber, J. (2010). Ecological vulnerability in risk assessment -A review and perspectives. *Science of the Total Environment*, 408 (18), 3871-3879.
- Letey, J., Hoffman, G., Hopmans, J., Grattan, S., Suarez, D., Corwin, D., Oster, J., Wu, L., y Amrhein, C. (2011). Evaluation of soil salinity leaching requirement guidelines. *Agricultural Water Management*, 98 (4), 502-506. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.08.009>
- Letey, J., y Feng, G. (2007). Dynamic versus steady-state approaches to evaluate irrigation management of saline waters. *Agricultural Water Management*, 91 (1-3), 1-10. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2007.02.014>
- Llorens, E., Comas, J., Martí, E., Riera, J., Sabater, F., y Poch, M. (2009). Integrating empirical and heuristic knowledge in a KBS to approach stream eutrophication. *Ecological Modelling*, 220 (18), 2162-2172.
- McLusky, D., y Elliott, M., (2007). Transitional waters: A new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71 (3-4), 359-363. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.08.025>
- Nash, J., y Sutcliffe, J. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10 (3), 282-290. Doi: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Newton, A., Icely, J., Vitorino, S., Brito, A., Cardoso, A., Colijn, F., Dalla, S., Gertz, F., Wuergler, J., y Holmer, M. (2014). An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140 (s.n.), 95-122.
- Oliveira, A., Fortunato, A., y Rego, J. (2006). Effect of morphological changes on the hydrodynamics and flushing properties of the Óbidos lagoon (Portugal). *Continental Shelf Research*, 26 (8), 917-942.

- Pfister, S., Bayer, P., Koehler, A., y Hellweg, S. (2011). Projected water consumption in future global agriculture: Scenarios and related impacts. *Science of the Total Environment*, 409 (20), 4206-4216.
- Roldán, G., y Ramírez, J. (1992). *Fundamentos de limnología neotropical*. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia.
- Stephansen, D., Nielsen, A., Hvitved, T., Arias, C., Brix, H., y Vollertsen, J. (2014). Distribution of metals in fauna, flora and sediments of wet detention ponds and natural shallow lakes. *Ecological Engineering*, 66 (s.n.), 43-51.
- Sumner, D., y Belaine, G. (2005). Evaporation, precipitation, and associated salinity changes at a humid, subtropical estuary. *Estuaries*, 28 (6), 844-855.
- Suresh, K., y Nagesh, M. (2015). Experimental studies on effect of water and soil quality on crop yield. *Aquatic Procedia*, 4 (s.n.), 1235-1242.
- Tye, A., Rawlins, B., Rushton, J., y Price, R. (2016). Understanding the controls on sediment-P interactions and dynamics along a non-tidal river system in a rural-urban catchment: The river Nene. *Applied Geochemistry*, 66 (s.n.), 219-233.
- Usaquén Perilla, O. (2017). *Desarrollo de una metodología para la gestión ambiental de humedales costeros y continentales sometidos a presiones agrícolas* (Tesis de Doctorado). Universidad de Cantabria, Santander, España.
- Usaquén Perilla, O., García Gómez, A., García, A., Álvarez, C., y Revilla, J. (2012). Methodology to assess sustainable management of water resources in coastal lagoons with agricultural uses: An application to the Albufera Lagoon of Valencia (Eastern Spain). *Ecological Indicators*, 13 (1), 129-143.
- White, E. (1983). Lake eutrophication in New Zealand—A comparison with other countries of the Organisation for Economic Co-operation and Development. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 17 (4), 437-444.
- Yli-Viikari, A., Hietala, R., Huusela, E., Hyvönen, T., Perälä, P., y Turtola, E. (2007). Evaluating Agri-Environmental Indicators (AEIs)—Use and limitations of international indicators at national level. *Ecological Indicators*, 7 (1), 150-163.
-



Paisaje del Lago de Tota. Boyacá - Colombia. Foto: Fuente Propia.





Transformaciones minerales que regulan los ciclos biogeoquímicos de S, C y Fe en los sedimentos del lago Sochagota (Paipa, Boyacá)

Gabriel Cifuentes Osorio,¹¹ Juan Jiménez Millán,¹² Claudia Quevedo Vargas,¹¹ Rosario Jiménez Espinosa.¹²

11. Grupos de investigación en Gestión de Recursos Hídricos. Facultad de Ciencias e Ingeniería de la Universidad de Boyacá, campus de Tunja (Colombia). Correos electrónicos: grcifuentes@uniboyaca.edu.co y patriciaquevedo@uniboyaca.edu.co

12. Departamento de Geología y CEAC Tierra, Universidad de Jaén. Campus Las Lagunillas, 23071, Jaén (España). Correos electrónicos: jmillan@ujaen.es y respino@ujaen.es

Resumen

En ambientes de salinidad elevada e intensa actividad biológica, asociada a la descomposición de la materia orgánica, se producen complejas transformaciones minerales. El estudio de estas transformaciones es una herramienta esencial para la evaluación de los principales ciclos biogeoquímicos en entornos naturales, la evaluación de su integridad medioambiental y su uso eficiente. Este trabajo plantea, entonces, el análisis de los procesos que ocurren en el lago Sochagota, ubicado en Boyacá (Colombia), el cual está formado por aguas sulfatadas potásicas con sedimentos siliciclásticos ricos en caolinita y materia orgánica.

Los objetivos que se persiguen con este estudio son: a) establecer los factores implicados en la nucleación y reactividad de fases estables con S; b) determinar los factores que controlan la autigénesis de arcillas y las transformaciones implicadas en su formación; y c) reconstruir los ciclos de los elementos químicos, implicados en las transformaciones minerales, en ambientes hipersalinos ricos en materia orgánica, revelando interconexiones entre ciclos. La obtención de estos objetivos requiere una aproximación multidisciplinar (mineralógica, hidrológica y geomicrobiológica) y multiescala (desde la nanométrica mineral hasta la escala de ciclos locales y globales de elementos) que fue abordada por un equipo de investigación con amplia experiencia en el estudio de ambientes minerales y geoquímicos de baja temperatura, especialmente en minerales de la arcilla, así como en la hidroquímica de estos sistemas y la interacción fluido-mineral.

La difracción de rayos X y microscopía electrónica sugieren que en la formación de los sedimentos del lago estuvieron implicadas diversas fuentes de aportes (detrítica, hidrotermal y órgano-antropogénica) que propiciaron el desarrollo de transformaciones minerales, las cuales afectan a los principales ciclos biogeoquímicos. La formación de minerales en sedimentos superficiales de sistemas lacustres puede producirse como consecuencia de la saturación de la concentración de algunos iones en los fluidos intersticiales y procesos asociados a la descomposición de materia orgánica y a la actividad microbiana. En los sedimentos, las características texturales de piritita, S nativo y calcita podrían asociarse a la neoformación de minerales como consecuencia de la interacción entre los fluidos intersticiales y los componentes sólidos del sedimento. Las facies sulfatadas-sódico-potásicas de las aguas hidrotermales que alimentan el lago Sochagota pueden suponer la fuente de S y K necesarias para la formación de algunas de estas fases.

Palabras clave: ciclos biogeoquímicos, sedimentos, transformaciones minerales.

Abstract

In high salinity and intense biological activity environments linked to organic matter decomposition, complex mineral transformations could occur. The study of these transformations is an essential tool for the evaluation of the main biogeochemical cycles in natural environments, the environmental evaluation and their efficient use. This work presents the study of the processes developing in the Lake Sochagota (Boyacá, Colombia), a sulphate-potassium water facies with siliciclastic sediments rich in kaolinite and organic matter.

The objectives are: a) to establish the factors involved in the nucleation and reactivity of the stable phases with S; b) to determine the factors that control the autigénesis of clays and transformations involved in their formation; and c) to reconstruct the cycles of chemical elements involved in the mineral transformations that occur in hypersaline environments rich in organic matter, revealing interconnections between cycles. The consecution of these objectives requires a multidisciplinary approach (mineralogical, hydrological and geo-microbiological) and a multiscale perspective (from the nano-scale to local and global cycles of elements). These tasks have been carried out by a research team with a widespread experience in low temperature mineral and geochemical environments, especially in the field of clay mineral transformations, as well as the hydrochemistry of these systems and fluid-mineral interaction.

The electronic microscopy and X-ray diffraction suggest that the formation of the lake sediments was caused by different sources (detrital, hydrothermal and organ anthropogenic) that promoted the minerals transformation affecting the biochemical cycles. The formation of minerals in top sediments of lacustrine systems can be produced as a consequence of ion concentration saturation in the interstitial fluids and associated processes of biological organic matter degradation. In the sediments, the texture characteristics of pyrite, native S and calcite could be associated to the neo-formation of minerals as a consequence of the interaction between the interstitial fluids and the solid sediments. The sulfate-sodium-potassium facies of the thermal waters that feed the Sochagota Lake allow to suppose the source of S and K required to form some of those faces.

Keywords: biogeochemical cycles, sediments, minerals transformation.

Introducción

La composición mineral y química de los sedimentos lacustres es el resultado del balance entre un conjunto de procesos detríticos y autigénicos que ocurren en la cuenca de depósito. Dado que es frecuente que las asociaciones minerales de los sedimentos sean utilizadas como indicadores ambientales y climáticos (Chamley, Debrabant, Candillier y Foulon, 1983; Griffin, Windom y Goldberg, 1968),¹³ es necesario profundizar en el conocimiento de las variables que controlan el equilibrio químico que determina la conservación de la naturaleza detrítica, su modificación o la formación de nuevas fases minerales en sedimentos superficiales. El avance en este aspecto del conocimiento es especialmente importante en los casos en que las condiciones extremas del medio (salinidad, Eh, pH, actividad microbológica) actúan como catalizadores de los procesos de neoformación y transformación de minerales en los sedimentos (Pugliese et al., 2014; Andrade et al., 2018).¹⁴ Dichos procesos pueden afectar significativamente a los principales ciclos elementales y condicionar la interpretación de la asociación mineral como indicadora de condiciones climáticas o ambientales. Los

13. Véase también Chamley (1989).

14. Véase también Cuadros et al. (2017) y Deocampo et al. (2009).

ciclos de los principales elementos mayores y trazas sensibles a las modificaciones redox, asociadas a la descomposición de la materia orgánica, desempeñan un papel clave en la regulación del clima de la Tierra y en el quimismo de sedimentos, suelos, hidrósfera y atmósfera (Hansel, Ferdelman y Tebo, 2015).

El presente estudio abordó el efecto de las condiciones químicas y físicas extremas de ambientes lacustres salinos ricos en materia orgánica, en el desarrollo de series complejas de transformaciones minerales, y su incidencia en los principales ciclos biogeoquímicos. Estas condiciones se generan por la elevada salinidad del agua de la cuenca y de los sedimentos, así como por la intensa actividad biológica asociada a la descomposición de la materia orgánica. Un marco ideal para el desarrollo de estos procesos es el que se da en cuencas lacustres que reúnen los siguientes requisitos: 1) contienen sedimentos ricos en arcillas; 2) el agua de la cuenca permite el aporte de fluidos ricos en elementos que puedan interactuar con los sedimentos, especialmente S; y 3) presentan una actividad biológica importante que genera condiciones alejadas del equilibrio. El lago Sochagota es un laboratorio natural actual formado por aguas sulfatadas, con sedimentos siliciclásticos ricos en caolinita, que reúne los requisitos apropiados para el estudio.

La cuenca de este lago está situada en la vertiente occidental de la cordillera Oriental del departamento de Boyacá (Colombia). Se trata de un embalse desarrollado en una zona pantanosa con un suelo mal drenado y escasa profundidad (máximo 2,80 m), a 2,496 m s. n. m. y con vegetación ribereña formada predominantemente por pastizales y juncos. Existe una importante industria hotelera y de recreación alrededor de este lago. El Sochagota se nutre de aguas hidrotermales, con facies sulfatadas sódico-potásicas relacionadas con el sistema geotérmico asociado al volcán de Paipa (Pardo, Jaramillo y Cepeda, 2005), un edificio volcánico explosivo erosionado, formado por depósitos piroclásticos ácidos (riolitas alcalinas y traquiandesitas) de edad Plioceno-Pleistoceno, que incluye una caldera colapsada de 3 km de diámetro con varios respiraderos hidrotermales. El entorno de este lago está formado por rocas sedimentarias silíceas, cuya edad oscila entre el Cretácico y Cuaternario, predominando limolitas y areniscas cuarzosas, radiolaritas y arcillas con óxidos de hierro.

2.1. Materiales y métodos

2.1.1. Trabajo de campo general y toma de muestras

Con el fin de determinar la mineralogía y geoquímica de los sedimentos, se estableció una red de muestreo de 22 puntos distribuidos en el lago. Se tomaron muestras de sedimentos en cada punto de la red, obteniendo testigos de un metro que se dividieron en dos muestras en función de la profundidad (superior e inferior). En la Figura 9 se presenta el gráfico de localización del lago Sochagota y los puntos de muestreo.

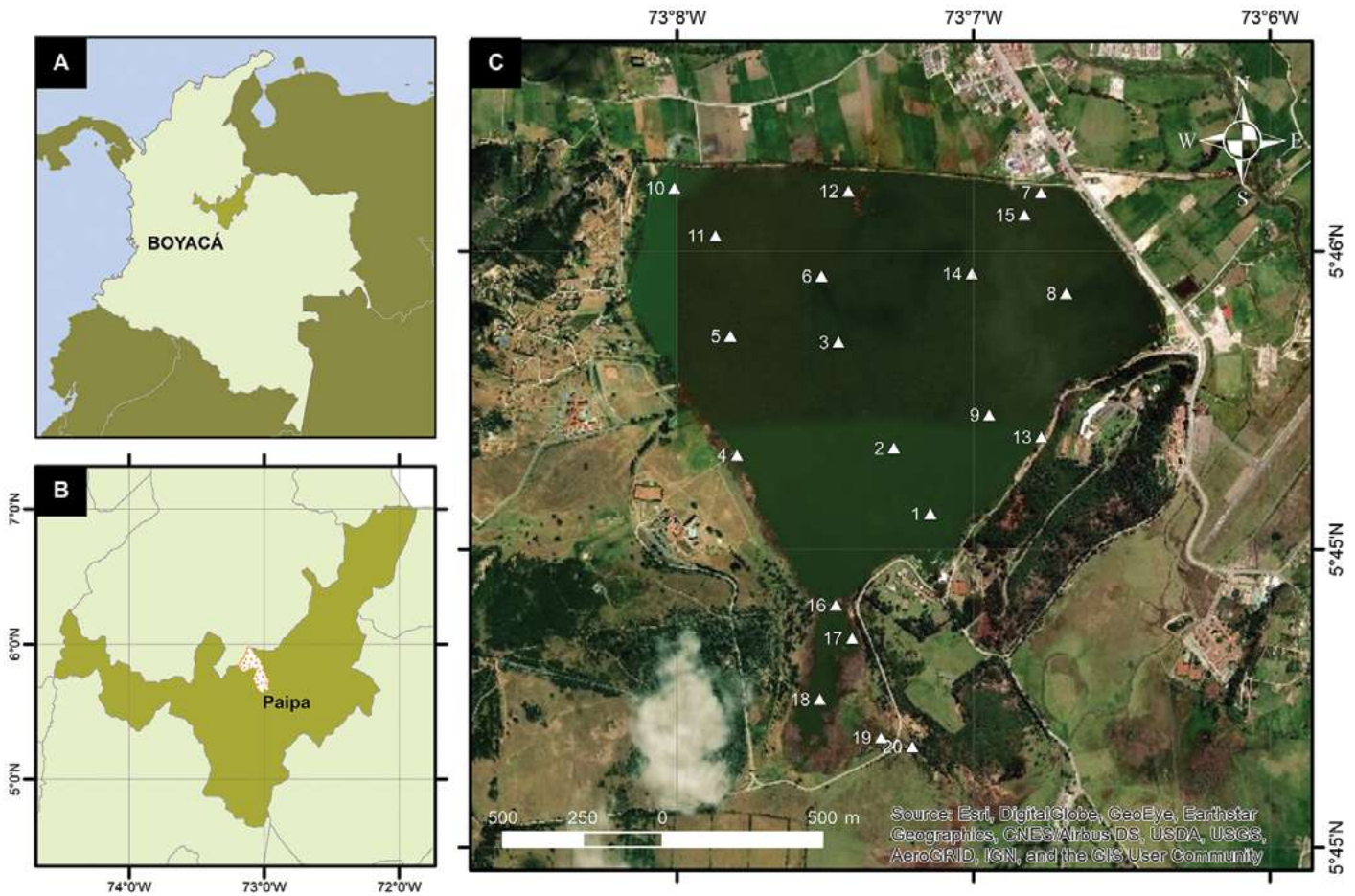


Figura 9. Localización del lago Sochagota y puntos de muestreo. Fuente: elaboración propia.

2.1.2. Caracterización mineralógica de los sedimentos

Las diferentes metodologías recogidas en este apartado han sido divididas en subapartados en los que progresivamente se reduce la escala de trabajo, empleando técnicas de mayor resolución.

2.1.2.1. Caracterización mineralógica global mediante difracción de rayos X (XRD)

El estudio de los minerales de la arcilla mediante XRD conlleva trabajo de molienda y la preparación de agregados orientados de la fracción $< 2 \mu\text{m}$, que se extraen por centrifugación. En muestras concretas pueden ser necesarios calentamientos y solvatación con etilén glicol y/o dimetil sulfoxido. Esta metodología es esencial para determinar la asociación mineral de los sedimentos y detectar la presencia de los filosilicatos neoformados. La identificación precisa y cuantificación de la posible presencia de interstratificados illita/esmectita o caolinita/esmectita se realizará en las fracciones $2-0,2 \mu\text{m}$ y $< 0,2 \mu\text{m}$. Para ello se utilizó el difractómetro de rayos X de polvo Panalytical Empyrean, con cámara térmica, de la Universidad de Jaén.

2.1.2.2. Caracterización petrográfica y microanalítica (SEM-EDX)

El estudio mediante SEM-EDX complementa los datos mineralógicos de las muestras que los datos de XRD revelen como más relevantes, además de aportar datos sobre las relaciones microtexturales. Debido

al pequeño tamaño de grano de las muestras y a la complejidad de las relaciones texturales, se requirió un estudio textural y microanalítico con apoyo de imágenes de electrones retrodispersados (BSE) de algunas muestras seleccionadas.

La caracterización textural y microanalítica se realizó en el servicio SEM de la Universidad de Jaén (Microscopio Electrónico de Barrido de Alta Resolución Zeiss Merlin). Los datos obtenidos mediante esta técnica contribuyeron a la determinación de fases no detectadas mediante XRD y al establecimiento de las relaciones genéticas de los minerales.

2.1.2.3. Caracterización nanoestructural (Microscopio electrónico de transmisión de alta resolución con microanálisis, HRTEM-AEM, Universidad de Granada, UGR)

Se empleó el HRTEM-AEM en muestras tipo seleccionadas a partir de los resultados obtenidos previamente. Un microscopio electrónico de transmisión moderno combina en una sola técnica tres tipos de información: imagen, difracción y microanálisis. Se trata de la técnica de mayor resolución espacial para el estudio microestructural, la caracterización de los defectos cristalinos, la identificación de politipos de los filosilicatos y la obtención de microanálisis de calidad razonable cuando el tamaño de grano no permite el empleo de métodos como el SEM. En definitiva, es una fase del trabajo imprescindible en estudios sobre materiales defectuosos de tamaño de grano inferior a la escala micrométrica. Para la obtención de datos microanalíticos de la mayor calidad posible se realizaron, complementariamente, estudios sobre granos aislados dispersos de las muestras seleccionadas en rejillas cubiertas de formvard y metalizadas. El uso de esta metodología contribuyó a la determinación de fases no detectadas mediante XRD y SEM-EDX, así como al establecimiento de las relaciones nanogenéticas de los minerales de la asociación, la presencia de nanopartículas amorfas y la identificación de interestratificados.

2.1.2.4. Caracterización geoquímica de los sedimentos (XRF)

La determinación mediante análisis químicos de fluorescencia de rayos X (XRF) se realizó sobre sedimentos seleccionados, de acuerdo con los datos obtenidos en las fases precedentes. La mayor parte de los análisis se llevó a cabo en el equipo de fluorescencia de rayos X espectrómetro compacto de fluorescencia de rayos X PANalytical, modelo Zetium (CIC, UGR). Disponer de un conjunto significativo de datos geoquímicos es fundamental para la reconstrucción de los ciclos de los elementos y su relación con las transformaciones minerales.

2.2. Resultados y discusión

2.2.1. Mineralogía de los sedimentos

Macroscópicamente, los materiales depositados en el lago son sedimentos microlaminados, de tamaño de grano muy fino, con diferente grado de compactación. Los más compactos son de color claro, mientras que los menos compactos muestran tonos más oscuros y se caracterizan por la presencia de abundantes restos de plantas. Los análisis de difracción de rayos X revelaron que todos los sedimentos están formados mayoritariamente por cuarzo y caolinita, aunque en algunos casos pueden apreciarse cantidades significativas de feldespatos. Las imágenes de electrones secundarios de SEM muestran que la caolinita aparece como agregados lamelares, cuyo tamaño de cristal oscila entre 500 nm y varias μm .

Por otro lado, el cuarzo y el feldespato se concretan en láminas formadas por cristales subdiómorfos de mayor tamaño, desde 100 a 800 μm (los cristales de feldespato se caracterizan por presentar superficies muy alteradas). De igual forma, también son frecuentes partículas de vidrio volcánico ácido, muy ricas en microvesículas, de un tamaño que oscila entre 2 y 10 μm . La matriz de la roca es frecuentemente atravesada por restos de tallos de plantas alargados, cuyo diámetro puede alcanzar hasta 50 μm .

De forma dispersa, entre los microporos del sedimento, aparecen microcristales y esférulas de pirita de tamaño en torno a 500 nm, cuya agrupación produce framboides de tamaño generalmente inferior a 10 μm , los cuales se concentran especialmente en zonas ricas en restos orgánicos, en las que se aprecian algunas morfologías que recuerdan a las bacterias. En estas zonas es usual la presencia de granos xenomorfos de S nativo. Cementando los microporos del sedimento se desarrollan agregados de microcristales prismáticos idiomorfos de calcita de tamaño inferior a 2 μm .

La caracterización mineralógica y química de las fracciones de tamaño de grano entre 2 y 0,2 μm , y menor de 0,2 μm , mediante difracción de rayos X, análisis químico de granos individuales (TEM-EDS) y de la muestra total (XRF), han revelado la presencia de una asociación compleja de minerales de la arcilla formada por distintos tipos de interestratificados y términos finales: caolinita, interestratificado mica-vermiculita dioctaédrica, interestratificado caolinita-esmectita, interestratificado illita-esmectita e illita.

Los datos de difracción de rayos X y de microscopía electrónica sugieren que en la formación de los sedimentos del lago estuvieron implicadas diversas fuentes de aportes (detrítica, hidrotermal y órgano-antropogénica), las cuales propiciaron el desarrollo de transformaciones minerales que afectan a los principales ciclos biogeoquímicos.

2.2.2. Aporte detrítico

Desde el punto de vista geomorfológico, el lago es una pequeña cuenca endorreica que se desarrolla sobre materiales neógenos y cuaternarios. El contexto geológico sugiere que la mayor parte de los minerales de los sedimentos proceden de los aportes detríticos de los materiales geológicos del entorno. El elevado tamaño de grano de los cristales de cuarzo y feldespatos sugiere que estos minerales tienen su origen en los abundantes materiales sedimentarios silíceos del cretácico al neógeno, que constituyen la cuenca de drenaje. La presencia de caolinita como mineral del grupo de arcilla apunta especialmente a las areniscas neógenas de la formación tilatá. La presencia de pequeñas cantidades de vidrio volcánico puede relacionarse con los aportes distales de la formación vulcanosedimentaria explosiva, de edad neógena, que constituyen el edificio volcánico de Paipa.

2.2.3. Transformaciones minerales

La combinación de situaciones en las que fluidos especialmente salinos se encuentran en contextos ricos en materia orgánica, puede proporcionar ambientes especialmente adecuados para el desarrollo acelerado de reacciones que modifican la asociación mineral originalmente depositada (Pugliese et al., 2014; Andrade et al., 2018).¹⁵ La evolución de las condiciones redox de las aguas intersticiales de los sedimentos es habitualmente considerada como uno de los principales factores que controlan la formación, transformación y preservación de los minerales autigénicos (Andrade et al., 2018; Vuillemin et al., 2013). Muchos de estos procesos se producen a través de transformaciones complejas en las que participan fases amorfas y mine-

15. Véase también Barbiero et al. (2016), Cuadros et al. (2017) y Gomes et al. (2016).

rales metaestables, precursores de los que finalmente se observan en la mayor parte de sedimentos (Noël et al., 2017). En estos casos, los elementos con capacidad de actuar como donantes o receptores de electrones, tales como el S y el Fe, juegan un papel esencial en el desarrollo de la asociación mineral en equilibrio. En sedimentos siliciclásticos, el Fe es comúnmente el elemento en fase sólida con actividad redox más abundante y determina la estabilidad de numerosas fases minerales (Kasina et al., 2017). Las reacciones abióticas y el metabolismo microbiano pueden producir la formación o disolución de fases con Fe, tales como óxidos, hidróxidos, sulfuros, carbonatos o silicatos (Picard, Gartman, Clarke y Girguis, 2018).

En los sedimentos del lago Sochagota, la presencia de abundantes microcristales idiomorfos que cementan los poros del sedimento indican que algunas de las fases minerales tuvieron su origen en procesos autigénicos. La formación de estos minerales en sedimentos superficiales de sistemas lacustres puede producirse como consecuencia de la saturación de la concentración de algunos iones en los fluidos intersticiales y procesos asociados a la descomposición de materia orgánica y la actividad microbiana (Vuillemin et al., 2013). El desarrollo de condiciones reductoras en los sedimentos y las aguas de los poros es un factor esencial que controla la formación, transformación y preservación de los minerales autigénicos. En los sedimentos, las características texturales de pirita, S nativo y calcita podrían asociarse a la neoformación de minerales como consecuencia de la interacción entre los fluidos intersticiales y los componentes sólidos del sedimento. Las facies sulfatadas-sódico-potásicas de las aguas hidrotermales que alimentan el lago Sochagota pueden suponer la fuente de S y K necesarias para la formación de algunas de estas fases. Además, la presencia de óxidos de Fe en los sedimentos del entorno podría aportar lo necesario para el desarrollo de las reacciones autigénicas.

En este tipo de ambientes la formación de minerales que contienen S y/o Fe resulta indicadora de la evolución de las condiciones de oxidación del medio. La reducción de Fe^{3+} es requerida para la formación de algunos de estos minerales. La presencia de comunidades microbianas, especialmente bajo condiciones eutróficas, puede contribuir a la formación temprana de minerales autigénicos en sedimentos superficiales. La composición de las aguas del lago revela la existencia de contaminación orgánica, por la actividad antrópica, que podría afectar notablemente las condiciones de oxidación de las aguas de los poros de los sedimentos; así mismo, la descomposición de la materia orgánica y la actividad microbiana producen sustancias húmicas de tipo gel que promueven condiciones supersaturadas de las aguas de los poros (Zelibor, Senftle y Reinhardt, 1988). Esto trae como resultado la cristalización de agregados. Dependiendo de la composición de partida de las aguas de los poros, y de la evolución de las condiciones de hipoxia, pueden desarrollarse especies y morfologías minerales específicas; por ejemplo, partiendo de facies acuosas sulfatadas, la génesis de metano puede promover la generación de formas más reducidas del S (como H_2S) que en presencia de Fe disuelto produce la formación de pirita.

El descubrimiento de concreciones de pirita en los sedimentos lacustres superficiales del Sochagota, permite la estimación de las condiciones que prevalecían en las aguas del fondo del lago y de los aportes necesarios para su formación. Los framboides de pirita muestran un tamaño homogéneo, pequeño y libre de recrecimientos, lo que sugiere que fueron probablemente formados en las aguas de los poros de los sedimentos bajo condiciones anóxicas. El desarrollo de framboides se relaciona con la agregación de microcristales por atracción magnética (Wilkin, Arthur y Dean, 1997). Las imágenes de SEM y los microanálisis de EDX revelan con frecuencia, en los sedimentos del Sochagota, micropartículas de S elemental y su presencia sugiere que el Fe disponible en el sedimento no es suficiente para fijar la cantidad de H_2S en los microporos.

Miyabuchi y Terada (2009) indicaron que la existencia de S elemental en sedimentos de calderas volcánicas podría deberse a la reacción de SO_2 y H_2S , por lo que la actividad fumarólica asociada al volcán de Paipa aportaría el SO_2 necesario para el desarrollo de dicha reacción. Sheng, Sun, Bottrell y Mortimer (2015) sugieren

que las micropartículas de S elemental se producirían por la reacción del H_2S con oxidantes como O_2 u óxidos de Fe^{3+} . Por ello, procesos de oxigenación estacional de las aguas del lago en los periodos de lluvia también explicarían este proceso. La presencia de S nativo en los sedimentos revela una concentración insuficiente de Fe disponible para restringir la toxicidad de las facies sulfuradas, por lo que la presencia en exceso de compuestos como el H_2S podría afectar a los organismos del lago y a la calidad de sus aguas, llegando a restringir el uso del recurso con fines recreativos y afectando, de este modo, el desarrollo de la actividad turística.

Respecto a las arcillas que componen los sedimentos, la combinación de situaciones en las que fluidos especialmente salinos se encuentran en contextos ricos en materia orgánica, puede proporcionar ambientes donde la composición química de los fluidos reactivos se encuentra muy alejada de las condiciones de equilibrio de las arcillas detríticas, facilitando el desarrollo acelerado de reacciones que modifican la asociación mineral originalmente depositada (Drief, Martínez, Nieto y Sánchez, 2002) y favoreciendo el desarrollo de procesos de neoformación de filosilicatos, tales como la illitización de baja temperatura (ejemplo Andrade et al., 2018). Un ejemplo de estos sistemas son los lagos hipersalinos o los manglares (Bristow y Milliken, 2011; Andrade et al., 2018).¹⁶

Los procesos de reducción del Fe y su captación, especialmente en ecosistemas ricos en plantas con alta productividad de materia orgánica, resultan fundamentales en el desarrollo de procesos de illitización de baja temperatura en suelos y lagos (Andrade et al., 2018; Cuadros et al., 2017).¹⁷ En los sedimentos del lago Sochagota, la disposición textural y el contexto geológico sugieren que la caolinita y el interestratificado mica-vermiculita dioctaédrica tienen carácter detrítico. Además, la caolinita es el filosilicato presente en los materiales circundantes y en los sedimentos de la principal cuenca fluvial de la región: el río Chicamomocha (Quevedo et al., 2018).

En los sedimentos estudiados, la caolinita se concentra especialmente en la fracción gruesa y el interestratificado mica-vermiculita dioctaédrica es muy abundante en las fracciones finas del sedimento. Su presencia en los sedimentos de menor energía de la cuenca fluvial regional apoya su origen detrítico, asociado a la alteración meteórica de los materiales volcánicos del complejo de Paipa. La illita y los interestratificados illita-esmectita y caolinita-esmectita han sido interpretados como minerales autigénicos. Los cristales idiomorfos de caolinita presentan evidencias de inestabilidad y son cubiertos por material cuya textura es menos cristalina, de modo que la composición de estas partículas abarca un amplio rango de interestratificados caolinita-esmectita e illita-esmectita. Por ello, se propone que las condiciones salinas y reductoras de las aguas del sedimento promovieron la desestabilización de la caolinita que se alteró a interestratificados caolinita-esmectita e incluso a esmectita beidellítica. El interestratificado esmectita-vermiculita dioctaédrica pudo sufrir un proceso similar de alteración a esmectita.

Así mismo, las aguas intersticiales ricas en K favorecieron la reacción de la esmectita para formar progresivamente interestratificados illita-esmectita e illita en condiciones alejadas del equilibrio. El mayor orden cristalino de la illita permitió su mayor crecimiento y justifica su mayor contenido en la fracción entre 2–0,2 μm que en la menor de 0,02 μm . Las condiciones reductoras del sedimento motivaron la precipitación de pirita, que fraccionó preferentemente el Fe del sistema geoquímico y condicionó el carácter aluminico dioctaédrico de la asociación mineral de arcillas. Desde el punto de vista geoquímico, la reacción de illitización del lago Sochagota implica la captación acelerada de K, procedente de los fluidos hidrotermales de la región, y constituye un ejemplo del papel de las arcillas en la modificación de los ciclos biogeoquímicos del ecosistema.

16. Véase también Cuadros et al. (2017).

17. Véase también Huggett et al. (2016).

2.3. Consideraciones finales

Los resultados obtenidos contribuyen a mejorar el conocimiento de los procesos y mecanismos de funcionamiento de los sistemas terrestres lacustres ante el escenario actual de cambio climático del planeta. Los ambientes lacustres salinos poco profundos, en los que se desarrolla una importante comunidad macrofítica y fitoplanctónica que permiten el desarrollo de sedimentos ricos en materia orgánica, tales como el lago Sochagota, son susceptibles a desarrollar ciclos geoquímicos acelerados, controlados en buena parte por los procesos de descomposición de la materia orgánica. El incremento de la masa vegetal como consecuencia de las modificaciones climáticas (calentamiento y cambio del régimen de precipitaciones), y la llegada masiva de nutrientes procedentes de vertidos de aguas residuales antrópicas, generada por el aumento de la presión turística en el lago, puede afectar significativamente al balance de los ciclos biogeoquímicos del S, Fe o K, produciendo afectaciones directas en el entorno natural y en el uso que actualmente presenta como recurso turístico. Por eso, la profundización en el conocimiento de los procesos que controlan dichos ciclos contribuirá al uso de los recursos naturales, asegurando la integridad medioambiental como factor de competitividad y desarrollo socioeconómico.

Como citar este capítulo:

Cifuentes Osorio, G., Jiménez Millán, J., Quevedo Vargas, C., & Jiménez Espinosa, R., 2020. Transformaciones minerales que regulan los ciclos biogeoquímicos de S, C y Fe en los sedimentos del lago Sochagota (Paipa, Boyacá) En: Mejía Ávila, D., Soto Barrera, V. & Torres Bejarano, F., (Eds.), *Investigación para la Sostenibilidad Ambiental. Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental - RISA* (pp. 39-49). 1ª ed. [online] Montería: Universidad de Córdoba, p.226. Disponible en: <<http://www.uniboyaca.edu.co/group/213>> [Consultado dd - mes - año].

Referencias citadas

- Andrade, G., Cuadros, J., Partiti, C., Cohen, R. y Vidal, P. (2018). Sequential mineral transformation from kaolinite to Fe-illite in two Brazilian mangrove soils. *Geoderma*, 309 (s.n.), 84-99.
- Barbiero, L., Berger, G., Rezende, A., Meunier, J., Martins, E., y Furian, S. (2016). Organic control of dioctahedral and trioctahedral clay formation in an Alkaline Soil System in the Pantanal Wetland of Nhecolândia, Brazil. *PLoS One*, 11 (7). Doi: 10.1371/journal.pone.0159972
- Bristow, Thomas F.; Milliken, Ralph E. (2011). Terrestrial perspective on authigenic clay mineral production in ancient Martian lakes. *Clays and Clay Minerals*, 59 (4), 339-358. Doi: <https://doi.org/10.1346/CCMN.2011.0590401>
- Chamley, H. (1989). *Clay mineralogy*. Nueva York, Estados Unidos: Springer-Verlag.
- Chamley, H., Debrabant, P., Candillier, A.M., y Foulon, J. (1983). Clay mineralogical and inorganic geochemical stratigraphy of Blake-Bahama basin since the Callovian, site 534. En R. Sheridan y F. Gradstein (Eds.), *Deep sea drilling project leg 761* (pp 437-451). Washington: Imprenta del Gobierno de los Estados Unidos.
- Cuadros, J., Andrade, G., Ferreira, T., Partiti, C., Cohen, R., y Vidal, P. (2017). The mangrove reactor: Fast clay transformation and potassium sink. *Applied Clay Science*, 140 (s.n.), 50-58.
- Deocampo, D., Cuadros, J., Wing, T., Olives, J., y Amouric, M. (2009). Saline lake diagenesis as revealed by coupled mineralogy and geochemistry of multiple ultrfine clay phases: Pliocene Olduvai Gorge, Tanzania. *American Journal of Science*, 309 (9), 834-868.
- Drief, A., Martínez, F., Nieto, F., y Sánchez, N. (2002). Transmission electron microscopy evidence for experimental illitization of smectite in k-enriched seawater solution at 50 °C and basic pH. *Clays and Clay Minerals*, 50 (6), 746-756. Doi: <https://doi.org/10.1346/000986002762090146>
- Gomes, F., Ker, J., Ferreira, T., Moreau, A. M., y Moreau, M. (2016). Characterization and pedogenesis of mangrove soils from Ilhéus-BA, Brazil. *Revista Ciência Agronômica*, 47 (4). 599-608.
- Griffin, J., Windom, H., y Goldberg, E. (1968). The distribution of clay minerals in the World Ocean. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 15 (4), 433-459.
- Hansel, C., Ferdelman, T., y Tebo, B. (2015). Cryptic cross-linkages among biogeochemical cycles: Novel insights from reactive intermediates. *Elements*, 11 (6), 409-414.
- Huggett, J., Cuadros, J., Gale, A., Wray, D., y Adetunji, J. (2016). Low temperature, authigenic illite and carbonates in a mixed dolomite-clastic lagoonal and pedogenic setting, Spanish Central System, Spain. *Applied Clay Science*, 132 (133), 296-312.
- Kasina, M., Bock, S., Würdemann, H., Pudlo, D., Picard A., Lichtschlag, A.,... y Meister, P. (2017). Mineralogical and geochemical analysis of Fe-phases in drill-cores from the Triassic Stuttgart Formation at Ketzin CO₂ storage site before CO₂ arrival. *Environmental Earth Sciences*, 76 (4), 161-181.
- Miyabuchi, Y., y Terada, A. (2009). Subaqueous geothermal activity revealed by lacustrine sediments of the acidic nakadake crater lake, Aso Volcano, Japan. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 187 (1-2), 140-145.
- Noël, V., Boye, K., Kukkadapu, R., Bone, S., Lezama, J., Cardarelli, E.,... y Bargar, J. (2017). Understanding controls on redox processes in floodplain sediments of the Upper Colorado River Basin. *Science of the Total Environment*, 603-604 (s.n.), 663-675.

- Pardo, N., Jaramillo, J., y Cepeda, H. (2005). The Paipa volcano, Eastern Cordillera of Colombia, South America (Part II): Petrography and major elements petrology. *Earth Sciences Research Journal*, 9 (2), 148-164.
- Picard, A., Gartman, A., Clarke, D., y Girguis, P. (2018). Sulfate-reducing bacteria influence the nucleation and growth of mackinawite and greigite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 220 (s.n.), 367-384.
- Pugliese, G., De Azevedo, A., Cuadros, J., Souza, V., Correia, S., Kiyohara, P., y Vidal, P. (2014). Transformation of Kaolinite into Smectite and Iron-Illite in Brazilian Mangrove Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 78 (2), 655-672.
- Quevedo, C., Jiménez, J., Cifuentes, G., Jiménez, R., Nieto, F. (2018). *Efecto de los procesos redox en embalses de regulación sobre la asociación de minerales de la arcilla de los sedimentos aluviales del río Chicamocha*. Ponencia presentada en la XXV Reunión de la Sociedad Española de Arcillas, Zamora, España.
- Sheng, Y., Sun, Q., Bottrell, S., y Mortimer, R. (2015). Reduced inorganic sulfur in surface sediment and its impact on benthic environments in offshore areas of NE China. *Environmental science. Processes & Impacts*, 17 (9), 1689-1697. Doi: <https://doi.org/10.1039/c5em00175g>.
- Vuillemin, A., Ariztegui, D., Mayr, C., Lücke, A., De Coninck, A., y Schubert, C. (2013). Origin and significance of diagenetic concretions in sediments of Laguna Potrok Aike, southern Argentina. *Journal of Paleolimnology*, 50 (3), 275-291.
- Wilkin, R., Arthur, M., y Dean, W. (1997). History of water-column anoxia in the Black Sea indicated by pyrite framboid size distributions. *Earth and Planetary Science Letters*, 148 (3-4), 517-25.
- Zeliber, J., Senftle, F., y Reinhardt J. (1988). A proposed mechanism for the formation of spherical vivianite crystal aggregates in sediments. *Sedimentary Geology*, 59 (1-2), 125-142.
-



Panorámica del sector céntrico de Bogotá. Foto: Fuente propia.

CAPÍTULO 3



UNIVERSIDAD DISTRI
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

Calidad del aire y salud pública: influencia de la estabilidad atmosférica y cobertura del suelo sobre las concentraciones de PM10 en una megaciudad de elevada altitud

Carlos Zafra Mejía¹⁸

18. Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental, Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: czafra@udistrital.edu.co

Resumen

El incremento de enfermedades respiratorias en áreas urbanas está relacionado con el aumento del material particulado atmosférico. Este capítulo presenta un análisis temporal diario mediante modelos Arima de la influencia de la cobertura superficial sobre las concentraciones de PM10 en la ciudad de Bogotá, Colombia. La investigación se desarrolló a partir de los registros de 6 estaciones automáticas de monitoreo durante los años comprendidos entre el 2007 y el 2012. Los modelos Arima evidenciaron una mayor persistencia de PM10 (2 días) en áreas con cobertura vegetal. Sin embargo, las áreas urbanas con cobertura vegetal registraron menores concentraciones diarias de PM10 (-42,7 %) en comparación con áreas de cobertura impermeable.

Palabras clave: ARIMA, Bogotá, calidad del aire, cobertura superficial, series de tiempo, PM10.

Abstract

The increase of respiratory diseases in urban areas is related to the increase of atmospheric particulate matter. This chapter shows a daily temporal analysis using ARIMA models of the influence of land surface coverage on PM10 concentrations in Bogotá, Colombia. This study was developed from information (years 2007-2012) of 6 automatic monitoring stations. ARIMA models showed a greater PM10 persistence (2 days) on urban areas with vegetated surface coverage. However, urban areas with green surface coverage showed lower daily PM10 concentrations (-42.7%) in relation to areas of water resistant surface coverage.

Keywords: air quality, ARIMA, Bogotá, PM₁₀, surface coverage, time series.

Introducción

El monitoreo de la calidad del aire es relevante para las organizaciones encargadas de la salud pública y ambiental en áreas urbanas, debido a que las investigaciones reportan una relación directa entre las enfermedades respiratorias en niños y adultos mayores, y la contaminación atmosférica por material (Pope III y Dockery, 2006; Wang, Liu, Qin, y Zhang, 2015). El aumento del material particulado de tamaño menor o igual a $10\ \mu\text{m}$ (PM10) está principalmente asociado con la concentración de actividades industriales y el incremento del parque automotor en áreas urbanas (Gocheva, Ivanov, Voynikova, y Boyadzhiev, 2014; Palacio, Mejía, Alfonso y Rodríguez, 2014). A partir de lo anterior, es relevante desde el punto de vista de la salud pública y ambiental estudiar la variación en el tiempo de las concentraciones de PM10 y su posible relación con el tipo de cobertura superficial existente en áreas urbanas.

En los análisis de variación de las concentraciones de PM10 es necesario incluir las condiciones climáticas del área de estudio. Al respecto, Seinfeld y Pandis (2016) señalaron que la distribución y transporte del PM10 dependen significativamente del grado de estabilidad atmosférica (velocidad del viento y gradiente térmico). En este sentido, Lee, Ho, Lee, Choi y Song, (2013) evidenciaron un incremento significativo de las concentraciones de PM10 ($> 100\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) bajo condiciones extremas de estabilidad atmosférica (inversión térmica) en la ciudad de Seúl (Corea) y Vecchi, Marcazzan, y Valli (2007) reportaron un incremento del 13% en las concentraciones de PM10 bajo condiciones predominantes de estabilidad atmosférica nocturna en la ciudad de Milán (Italia). Por otro lado, estos investigadores mostraron que bajo condiciones de inestabilidad atmosférica diurna las concentraciones de PM10 tendieron a disminuir como consecuencia de una mayor dispersión.

El tipo de cobertura superficial urbana también influye en la variación de las concentraciones de PM10. Chen et al. (2015) revelaron que la presencia de árboles en la ciudad de Wuhan (China) permitió disminuir entre el 7-15 % la concentración de PM10. Igualmente, Islam et al. (2012) registraron una reducción de las partículas suspendidas totales ($< 100\ \mu\text{m}$) de áreas urbanas del 55 % (Khulna, Bangladés). Por su parte, McDonald et al. (2007) pronosticaron, mediante sistemas de información geográfica e investigación de campo, que un incremento entre el 3,7-16,5 % y 3,6-8,0 % de la cobertura total de árboles en conurbaciones de West Midlands y Glasgow (Reino Unido), generaría una reducción de 10 % y 2 % en las concentraciones de PM10 primario, respectivamente. La cobertura superficial con árboles actúa como un sumidero efectivo de contaminantes atmosféricos gaseosos y particulados, con tasas de deposición atmosférica seca que superan entre 3 y 20 veces las tasas de deposición atmosférica seca de los pastizales (Fowler et al., 2004).

El polvo mineral de suelos descubiertos (sin cobertura vegetal permanente) fue identificado como el responsable de la disminución de la calidad del aire en varias ciudades de Europa Central —por ejemplo, Berlín y Zúrich— (Minguillón, Querol, Baltensperger y Prévôt, 2012; Wolf, Draheim, y Endlicher, 2009). Al respecto, Titos et al. (2014) mostraron que en la ciudad de Granada (España), durante condiciones de verano seco, más del 50 % del PM10 correspondió a polvo mineral resuspendido desde suelos descubiertos y vías urbanas. De la misma forma, Waked et al. (2014) evidenciaron que el 13 % del PM10 promedio anual de la ciudad de Lens (Francia) fue aportado por suelos descubiertos (fuentes de polvo mineral). Existe consenso en que los principales parámetros que determinan la producción de polvo y PM10, desde suelos descubiertos, son la tasa de saltación (energía cinética por viento) y la textura del suelo (Avecilla, Panebianco y Buschiazzo, 2016). Por ejemplo, se demostró que el potencial de emisión del PM10 aumentó con el contenido de limo y arcilla, y disminuyó con el contenido de arena del suelo (Funk et. al, 2008).

La experiencia en la modelización de la calidad del aire evidencia que los modelos meteorológicos multi-paramétricos más sofisticados, tienden a subestimar o sobrestimar significativamente las concentraciones

de contaminantes atmosféricos, debido a la complejidad de los fenómenos involucrados (Zhang, Liu, Shi y Yao, 2013); es decir, a los procesos fisicoquímicos que los contaminantes experimentan, a las condiciones meteorológicas, al uso del suelo y a la incertidumbre en los registros de los parámetros en estudio. De esta manera, desde el punto de vista operacional, los pronósticos a corto y mediano plazo están fundamentados en técnicas de modelización estadística de series de tiempo (Reisen et al., 2014).

Los modelos Arima para el análisis de series de tiempo han sido aplicados en varias investigaciones, las cuales indican un ajuste razonable y gran utilidad para simular y pronosticar el comportamiento de los contaminantes atmosféricos (Gocheva et al., 2014; Soni, Kapoor, Parmar y Kaskaoutis, 2014). Adicionalmente, se reporta la utilidad de estos modelos para evaluar el grado de persistencia en el tiempo de los contaminantes atmosféricos; es decir, facilitan de una manera autorregresiva (“memoria” del fenómeno) la interpretación de la variabilidad de los datos en la serie de tiempo (Hsu et al., 2014).

El objetivo de la investigación descrita a continuación fue realizar un análisis temporal diario de la influencia de la cobertura superficial, sobre las concentraciones de PM10, en la ciudad de Bogotá (Colombia), utilizando modelos Arima. La investigación se desarrolló con los datos de 6 estaciones automáticas de monitoreo, ubicadas sobre 4 localidades de la ciudad. Las estaciones seleccionadas cubren una distancia de 23,9 km, de los 33 km que posee la ciudad de norte a sur. El estudio permite visualizar la necesidad de desarrollar estrategias diferenciadas por parte de los organismos de control de la calidad del aire, según el tipo de cobertura superficial existente en áreas urbanas.

3.1. Materiales y métodos

3.1.1. Área de estudio

La investigación se desarrolló en la ciudad latinoamericana de Bogotá, Colombia, localizada sobre la cordillera de los Andes (04°36'35"N-74°04'54"W) a una altitud aproximada de 2 600 m s.n.m. Las 6 estaciones automáticas de monitoreo se ubicaron en las localidades de Kennedy (E1 y E2), Puente Aranda (E3), Suba (E4 y E5), y Barrios Unidos (E6), las cuales están espacializadas en la Figura 10. El clima tropical de montaña (clima frío) del área de estudio, se caracterizó por presentar, durante el periodo de muestreo, una temperatura promedio diaria entre 13,3 y 14,3 °C, con variaciones horarias entre 7,2 y 19 °C.

La Tabla 6 muestra las principales características de las zonas de localización de cada estación de monitoreo. Todas las estaciones contaron con instrumentos de medición para PM10, temperatura, y dirección y velocidad del viento. Adicionalmente, las estaciones E1, E5 y E6 fueron provistas de instrumentos para la medición de radiación solar. Las áreas de influencia de las estaciones seleccionadas no experimentaron cambios significativos en la cobertura superficial durante el período de investigación, el cual estuvo comprendido entre los años 2007-2012.

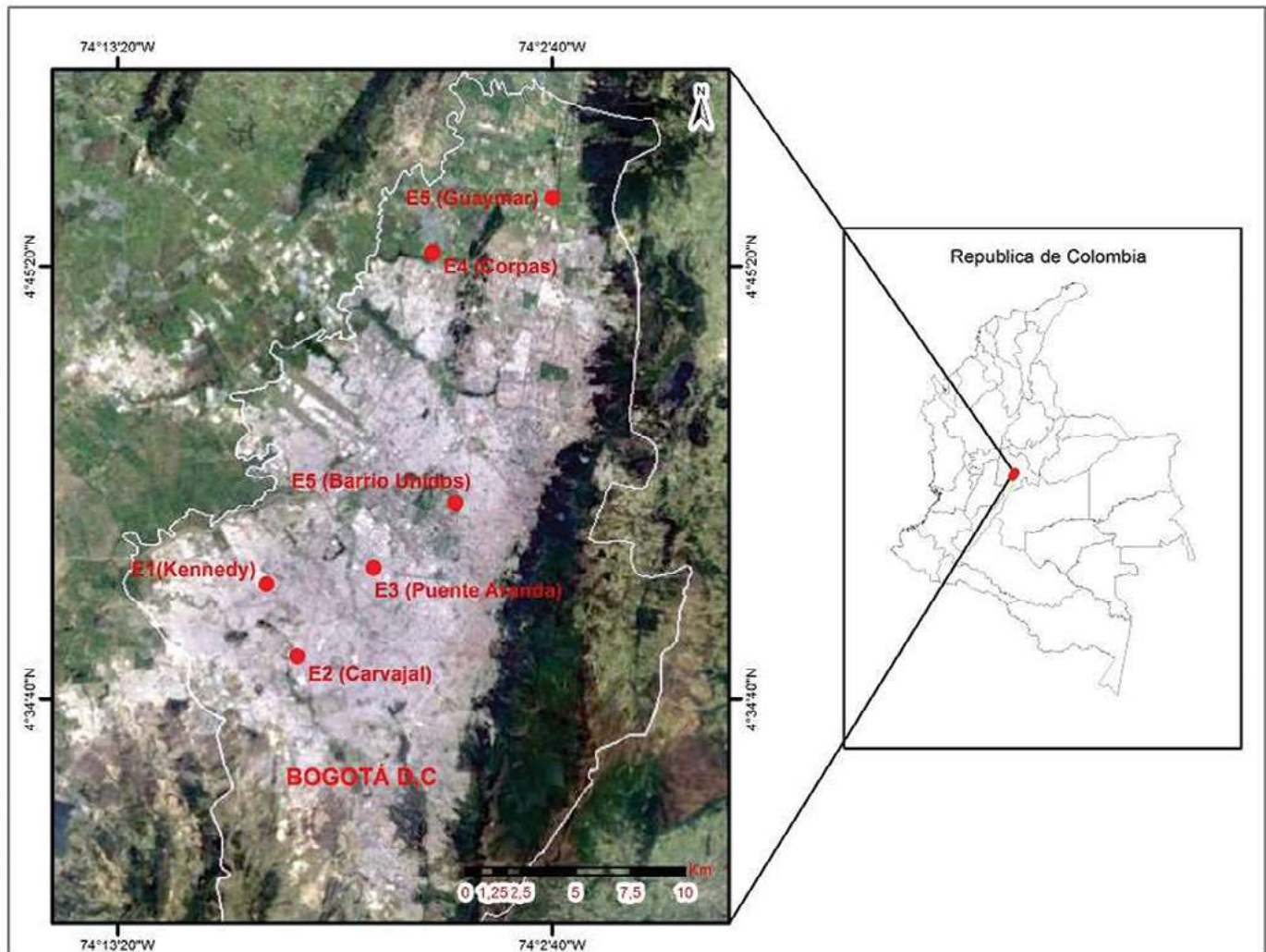


Figura 10. Localización de las estaciones de monitoreo. Fuente: elaboración propia.

3.1.2. Monitoreo de PM10

El período de muestreo tuvo una duración de 6 años (desde el 01 de enero de 2007 hasta el 31 de diciembre de 2012). El sistema de muestreo para PM10 estuvo constituido por equipos de monitoreo continuo de partículas, mediante atenuación de rayos beta (Met One Instruments, BAM 1020). El protocolo de muestreo para PM10 se basó en lo establecido por la U.S.E.PA: EPA/625/R-96/010a-IO-1.2 (EPA, 1999). La tasa de flujo constante de los equipos fue de 16,7 l/min. El límite inferior de detección fue de 3,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 1,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para intervalos de muestreo horarios y diarios, respectivamente. La resolución en la medición fue de 0,24 μg en un rango de 1 mg. La precisión fue de $\pm 8\%$ para intervalos horarios y $\pm 2\%$ para intervalos diarios.

Tabla 6. Características de las zonas de localización de las estaciones de monitoreo.

Característica	E1 (Kennedy)	E2 (Carvajal)	E3 (Puente Aranda)	E4 (Corpas)	E5 (Guaymaral)	E6 (Barrios Unidos)
Coordenadas	4°37'30,18"N 74°9'40,80"W	4°35'44,22"N 74°8'54,90"W	4°37'54,36"N 74°7'2,94"W	4°45'40,49"N 74°5'36,46"W	4°47'1,52"N 74°2'39,06"W	4°39'30,48"N 74°5'2,28"W
Elevación (m s.n.m.)	2580	2563	2590	2571	2580	2577
PM ₁₀ promedio diario (µg/m ³) ^a	85,9	81,7	65,7	58,7	34,9	40,0
Precipitación promedio anual (mm) ^a	521	728	909	762	832	1084
Velocidad promedio diaria del viento ^a	2,2	2,0	2,5	1,2	1,0	1,35
Dirección predominante del viento ^a	SW	SW	W	SE	SE	W
Temperatura promedio diaria(°C) ^a	14,3	14,3	14,1	13,3	14,2	14,3
Tipo de zona	Urbana	Urbana	Urbana	Suburbana	Suburbana	Urbana
Uso del suelo ^b	R-C	I-R	I-C	R-IN	IN	R-IN
Impermeable/Vegetal/No vegetal/Cuerpos de agua (%)	68,9/30,7/0,4/0,0	88,2/10,1/0,0/1,7	86,0/4,6/9,5/0,0	35,6/59,7/4,7/0,0	22,6/74,6/1,1/1,7	9,7/86,2/4,1/0,0
Localización de la toma muestra (m) ^c	7	6	13	9	4	4.6
Densidad poblacional (habitantes/ha)	400	350	50	250	< 1	30

Nota. ^a Durante el período de investigación; ^b R-residencial, I-industrial, C-comercial, IN-institucional; ^c con respecto a la superficie del terreno. Fuente: elaboración propia.

3.1.3. Análisis de la estabilidad atmosférica

La condición de Estabilidad Atmosférica (EA) fue determinada a través de las metodologías de Pasquill (1961) y Gifford (1976), con registros horarios de velocidad del viento y radiación solar. Se analizó a nivel horario la condición de la EA predominante, según su frecuencia de ocurrencia en toda el área urbana de localización de las estaciones de monitoreo. Las estaciones utilizadas para este cálculo fueron E1, E5 y E6 debido a que contaron con instrumentos de medición para radiación solar. En la presente investigación se adaptó la siguiente escala cuantitativa para identificar cada condición de EA: 1-estable; 2-ligeramente estable; 3-neutra; 3,5-neutra a ligeramente inestable; 4-ligeramente inestable; 4,5-ligeramente inestable a inestable; 5-inestable; 5,5-inestable a muy inestable; y 6-muy inestable.

3.1.4. Análisis de la cobertura urbana

Para determinar el tipo de cobertura urbana, alrededor de cada estación en estudio se trazó, sobre imágenes satelitales, un recuadro inicial de 80 000 m², con diagonales de 400 m, y centro sobre cada una de las estaciones de monitoreo. Adicionalmente, con el fin de evaluar la variación espacial en el tipo de cobertura, se consideraron recuadros de diferentes longitudes en sus diagonales para cada estación: 100 m (5 000 m²), 200 m (20 000 m²), 400 m (80 000 m²), 800 m (320 000 m²), 1 600 m (1 280 000 m²) y 3 200 m (10 240 000 m²). Se consideraron 4 tipos de cobertura urbana: vegetal (árboles y pastizales), no vegetal (suelos descubiertos), impermeable (tejados de edificaciones, pavimentos y senderos peatonales) y cuerpos de agua (ríos, lagos y humedales). Para los anteriores análisis se tomaron como guías metodológicas las investigaciones sobre uso del suelo y calidad del aire de Bach, Staalesen, McCarthy y Deletic (2015) e Irga, Burchett y Torpy (2015), respectivamente.

La identificación y cuantificación de las coberturas se realizó mediante el programa informático *Google Earth Pro* V. 7.1.5.1557. Los lugares de investigación no estuvieron sometidos a cambios en su cobertura durante el período de monitoreo de PM10 seleccionado.

3.1.5. Análisis de series de tiempo

Los registros horarios de PM10 fueron agregados diariamente (media móvil para 24 horas) para el análisis de series de tiempo a través de modelos Arima. Se aplicaron las 4 etapas del proceso iterativo de Box-Jenkins (1970) para el desarrollo de los modelos: identificación, estimación de parámetros, verificación de supuestos, y uso del modelo. Estas etapas fueron desarrolladas con el programa informático IBM-SPSS (Statistical Package for the Social Sciences, V. 21.0.0). No se consideraron datos atípicos para los modelos Arima desarrollados.

La verificación de supuestos de los modelos desarrollados fue evaluada mediante el estadístico de Q-(Ljung-Box). Este estadístico prueba la hipótesis nula de no existencia de autocorrelaciones significativas en los residuales del modelo y proporciona una indicación de si el mismo está correctamente desarrollado. Un p-valor superior a 0,05 significa que el modelo está correctamente estructurado para describir la información de correlación en las series de tiempo (Ljung y Box, 1978). Otro índice utilizado para identificar el mejor modelo Arima fue el criterio de información Bayesiano, BIC (Schwarz, 1978). El modelo óptimo fue aquel que presentó un menor BIC.

La bondad del ajuste de cada modelo Arima desarrollado fue evaluada mediante el coeficiente de determinación (R²). Una vez elegido el modelo con las mejores características estadísticas, sus términos fueron analizados para deducir la estructura temporal (AR, I, MA) de las series de tiempo para las concentraciones diarias de PM10. Finalmente, la estructura temporal de los modelos fue analizada con respecto a la variación espacial de la cobertura superficial, según las distancias de influencia establecidas para cada estación de monitoreo (entre 50 m y 1 600 m).

3.2. Resultados y discusión

3.2.1. Estabilidad atmosférica

Los análisis de estabilidad atmosférica (EA) fueron realizados a partir de los registros de velocidad del viento y radiación solar de las estaciones E1, E5 y E6. Estas estaciones cubrieron una distancia de 23,9 km

en línea recta, de los 33 km que posee la ciudad de norte a sur. Las estaciones E2, E3 y E4 estuvieron localizadas entre las estaciones E1 y E6. La Figura 11 presenta la condición promedio horaria de EA durante el período de investigación. A partir de la escala cuantitativa adoptada en el presente estudio, se observó que la condición de EA dominante entre las 6 y 18 horas fue ligeramente inestable (EA = 4; frecuencia para 24 h, f-24 h = 19,5 %), inestable (EA = 5; f-24 h = 24,5 %) e inestable (EA = 5; f-24 h = 22,7 %) para las estaciones E1, E5 y E6, respectivamente. La condición de EA dominante entre las 18 y 6 horas fue estable (EA = 1): 35,0 % (f-24 h), 49,2 % (f-24 h) y 50,0 % (f-24 h), respectivamente.

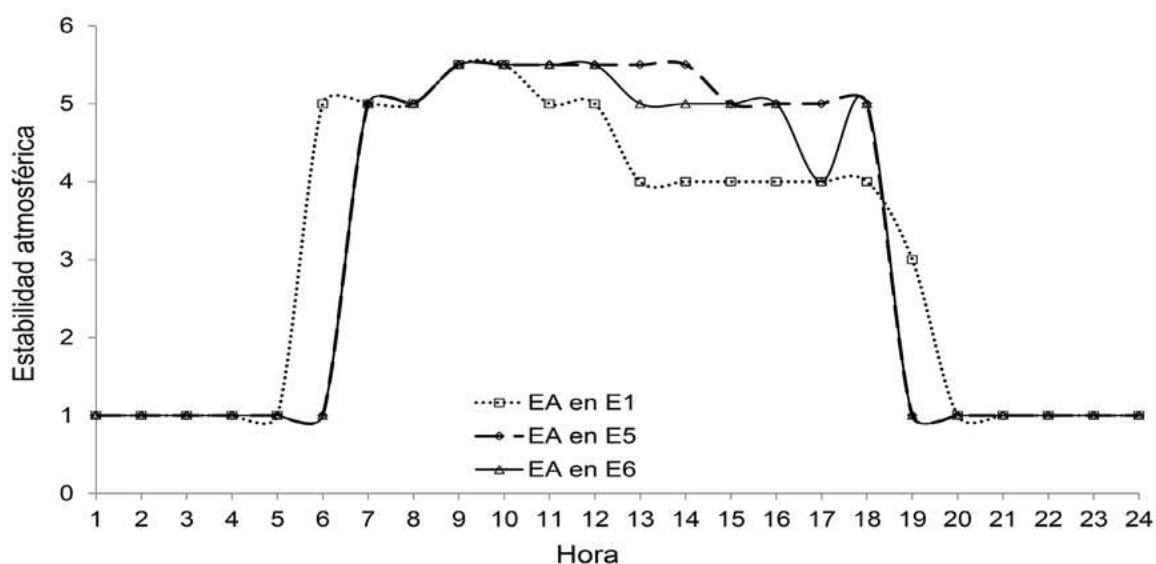


Figura 11. Condición promedio horaria de EA en las áreas de investigación. Nota: EA: 1-estable; 2-ligeramente estable; 3-neutra; 3,5-neutra a ligeramente inestable; 4-ligeramente inestable; 4,5-ligeramente inestable a inestable; 5-inestable; 5,5-inestable a muy inestable; y 6-muy inestable. Fuente: elaboración propia.

A partir de lo anterior, los resultados mostraron que la condición dominante de EA durante el día (6-18 horas) estuvo entre ligeramente inestable e inestable (EA entre 4 y 5,5; f-24 h: 46,1 %) en toda el área de investigación. Durante la noche (18-6 horas) la condición de EA predominante fue estable (EA = 1; f-24 h: 45,1 %). Una prueba Anova entre las estaciones E1, E5 y E6 mostró que no existieron variaciones horarias significativas en la condición de EA ($p > 0,05$). Lo anterior evidenció un comportamiento similar en la condición horaria de EA para todas las estaciones seleccionadas, y sugirió, para el presente estudio, que las diferencias en los términos de los modelos desarrollados (AR, I, MA) probablemente no estuvieron influenciadas por la condición de EA.

3.2.2. Cobertura urbana

La Tabla 7 presenta la variación espacial en el tipo de cobertura urbana para las distancias de influencia definidas sobre cada estación de monitoreo. Existieron 3 estaciones con predominio de cobertura impermeable: E1, E2 y E3. Este tipo de cobertura representó entre 54,5-85,8 %; 80,9-93,3 % y 86,0-92,0 % del área, respectivamente, a partir de las distancias de influencia establecidas para cada estación de monitoreo (entre 50-1600 m). El orden de precedencia para este tipo de cobertura urbana en las estaciones de monitoreo fue el siguiente: E3 > E2 > E1. Por otro lado, existieron 3 estaciones con predominio de cobertura vegetal: E4, E5 y E6; este tipo de cobertura representó entre 6,4-71,8 %; 40,1-78,4 %, y 39,3-97,0 % del área, respectivamente. El orden de precedencia para este tipo de cobertura en las estaciones de monitoreo fue el siguiente: E6 > E5 > E4. De

esta manera, hubo 3 estaciones de monitoreo con predominio de cobertura impermeable y 3 estaciones con predominio de cobertura vegetal para analizar su influencia sobre los modelos Arima desarrollados.

Tabla 7. Variación espacial del tipo de cobertura urbana con respecto a las estaciones de monitoreo.

Estación ^a	Tipo de cobertura (%) ^b	Distancia de influencia (m)						Estación ^a	Tipo de cobertura (%) ^b	Distancia de influencia (m)					
		50	100	200	400	800	1600			50	100	200	400	800	1600
E1	V	41,4	45,5	30,7	18,8	12,8	10,9	E4	V	6,36	32,3	59,7	71,8	69,5	55,1
	NV	0,00	0,00	0,39	11,0	5,02	2,90		NV	2,69	4,9	4,66	5,69	3,75	3,2
	I	58,6	54,5	68,9	68,4	80,8	85,8		I	91,0	62,8	35,6	22,1	26,6	40,4
	CA	0,00	0,00	0,00	1,83	1,34	0,34		CA	0,00	0,00	0,00	0,45	0,22	1,3
E2	V	6,71	7,01	10,1	9,66	15,4	16,0	E5	V	40,1	55,8	74,6	76,4	76,2	78,4
	NV	0,00	0,00	0,00	1,01	2,48	2,1		NV	0,00	0,00	1,08	1,29	3,36	2,83
	I	93,3	93,0	88,2	87,7	80,9	80,9		I	59,9	41,9	22,6	21,9	18,8	17,9
	CA	0,00	0,00	1,73	1,6	1,25	1,03		CA	0,00	2,35	1,73	0,44	1,72	0,94
E3	V	11,6	8,81	4,56	3,85	5,24	10,2	E6	V (%)	88,0	97,0	86,2	74,4	57,8	39,3
	NV	0,00	0,00	9,45	8,46	2,74	2,76		T (%)	0,00	0,00	4,05	4,47	1,6	0,42
	I	88,4	91,2	86,0	87,7	92,0	86,5		I (%)	12,0	2,99	9,73	20,7	35,9	56,5
	CA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,53		CA (%)	0,00	0,00	0,00	0,45	4,62	3,70

Nota: ^a E1, E2 y E3: predominio de cobertura impermeable; E4, E5 y E6: predominio de cobertura vegetal. ^b V = Vegetal (árboles y pastizales); NV = no vegetal (suelos descubiertos); I = impermeable (tejados de edificaciones, pavimentos y senderos peatonales); CA = cuerpos de agua (ríos, lagos y humedales). Fuente: elaboración propia.

3.2.3. Concentraciones de PM10

En promedio se observó en todas las estaciones de monitoreo un incremento en la concentración horaria de PM10 a partir de las 5:00 a.m., disminuyendo entre las 11:00 a.m. y 12:00 p.m. Los picos en las concentraciones de PM10 se registraron entre las 8:00 y 9:00 a.m. Los resultados mostraron una tendencia similar en las concentraciones horarias de PM10 para todas las estaciones durante el periodo de estudio (Figura 12). Al respecto, un análisis de correlación lineal entre todas las estaciones de monitoreo mostró relaciones positivas entre medias y muy fuertes (r -Pearson entre 0,62 y 0,98). De esta manera, los resultados sugirieron un comportamiento uniforme en los ciclos horarios de las fuentes de emisión fijas y móviles de PM10 en toda el área de investigación. Se consideró esta misma tendencia para las series de tiempo diarias de PM10 generadas en este estudio, debido a que las concentraciones horarias de PM10 fueron agregadas diariamente para el análisis Arima (media móvil para 24 h).

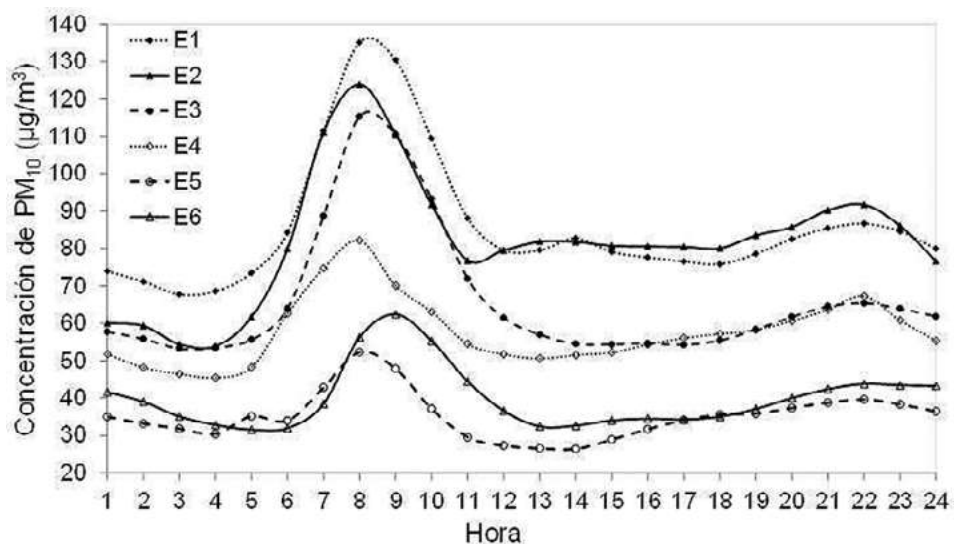


Figura 12. Concentración promedio horaria de PM10 durante el período de estudio. Nota: E1, E2 y E3: predominio de cobertura impermeable. E4, E5 y E6: predominio de cobertura vegetal. Fuente: elaboración propia.

A partir de lo anterior, los hallazgos también sugirieron que la tendencia horaria de las concentraciones de PM10 estuvo principalmente influenciada por los ciclos uniformes de emisión de las fuentes fijas y móviles de las áreas de estudio, antes que por la condición horaria de EA existente. Lo anterior estuvo sustentado en el hecho de que la condición horaria de EA, durante el periodo de investigación, no experimentó variaciones significativas entre las estaciones de monitoreo bajo estudio (Anova, $p > 0,05$). En promedio, la EA dominante durante el día (6-18 horas) estuvo entre ligeramente inestable e inestable ($f-12 \text{ h} = 92,2 \%$), y durante la noche (18-6 horas) la EA dominante fue estable ($EA = 1$; $f-12 \text{ h} = 90,2 \%$). De esta manera, se consideró en el presente trabajo un escenario donde probablemente la condición de EA no tuvo influencia directa sobre la estructura temporal de los modelos Arima desarrollados en cada estación de monitoreo.

3.2.3.1. Análisis de series de tiempo para PM10

El análisis de series de tiempo para concentraciones de PM10 fue desarrollado bajo una escala temporal diaria (media móvil de 24 h). A nivel horario no fue posible desarrollar modelos Arima que cumplieran con un p-valor superior a 0,05 en el estadístico de Ljung-Box. Estos modelos no estuvieron correctamente estructurados según lo establecido por Ljung y Box (1978). En el presente estudio, los resultados evidenciaron la dificultad de los modelos Arima para interpretar y, por lo tanto, pronosticar la estructura temporal de las concentraciones de PM10 a nivel horario.

La Tabla 8 presenta los términos, tipo de transformación, R2, error absoluto porcentual promedio y p-valor del estadístico de Q-(Ljung-Box) para los modelos Arima desarrollados a nivel diario. También muestra la distribución de la cobertura urbana según las distancias de influencia seleccionadas para cada estación de monitoreo. Al respecto, un análisis de correlación lineal entre las estaciones donde predominó la cobertura impermeable (E1, E2 y E3) mostró, en promedio, que la estación de monitoreo con las mejores correlaciones para la cobertura urbana fue E1 (r -Pearson promedio = 0,91). El análisis de correlación también permitió observar que las distancias de influencia a cada estación, con las mejores y peores correlaciones para la cobertura urbana, fueron 1 600 m (r -Pearson promedio = 0,97) y 100 m ($r = 0,88$), respectivamente. Los resultados sugirieron que un incremento en la distancia, con respecto a las estaciones de monitoreo donde predominó la cobertura impermeable, generó una distribución más similar entre estaciones en este tipo de cobertura urbana (ver Tabla 8).

A partir de lo anterior, se seleccionó a E1 como la estación de referencia para comparar los modelos Arima desarrollados, y 100 m como la distancia de influencia para analizar las posibles discrepancias entre los modelos Arima de áreas con predominio de cobertura impermeable. Sobre esto, los resultados mostraron diferencias entre estaciones con relación a la distribución de la cobertura impermeable (E1 = 54,5 %; E2 = 93,0 %; y E3 = 91,2 %). El término autorregresivo (AR) de los modelos Arima desarrollados permitió sugerir una diferencia probablemente asociada con este tipo de cobertura urbana. Al disminuir la cobertura impermeable, alrededor de una estación de monitoreo, se sugirió un incremento en el término AR del modelo Arima (ver Tabla 8). Es decir, entre menor sea el área impermeable alrededor de una estación de monitoreo, mayor será la influencia de las concentraciones de PM10 de días anteriores, en este caso particular de dos días inmediatamente anteriores (E1, AR = 2). En el presente estudio, los resultados sugirieron una mayor persistencia en el tiempo del PM10 en áreas urbanas donde disminuyó la cobertura impermeable y aumentó la cobertura vegetal (árboles y pastizales).

Tabla 8. Modelos Arima desarrollados a partir de la variación de la cobertura urbana.

Estación	Modelo ARIMA ^a							Cobertura superficial (%) ^b							
	AR	I	MA	Transformación	R ²	Error absoluto promedio (%)	P-valor, Q (Ljung-Box)	V	T	I	CA	V	T	I	CA
								Distancia = 100 m				Distancia = 1600 m			
E1	2	1	2	Log natural	0,993	1,08	0,425	45,5	0	54,5	0	10,9	2,9	85,9	0,3
E2	1	1	0	Log natural	0,969	1,50	0,404	7,0	0	93,0	0	16,0	2,1	80,9	1,0
E3	1	1	1	Log natural	0,971	1,84	1,000	8,8	0	91,2	0	18,2	2,8	86,5	0,5
								Distancia = 50 m				Distancia = 800 m			
E4	1	1	3	Log natural	0,999	0,77	0,069	6,4	2,7	90,9	0	69,5	3,8	26,5	0,2
E5	1	1	2	Log natural	0,992	1,32	0,076	40,1	0	59,9	0	76,1	3,4	18,8	1,7
E6	2	1	3	Log natural	0,993	1,70	0,176	88,0	0	12,0	0	57,9	1,6	35,9	4,6

Nota: ^a Todos los modelos fueron desarrollados sin constante. ^b V = Vegetal (árboles y pastizales); T = No vegetal (suelo descubierto); I = Impermeable (techos, pavimento y senderos peatonales); CA = Cuerpos de agua (ríos, lagos y humedales). Fuente: elaboración propia.

Un análisis de correlación lineal entre las estaciones donde predominó la cobertura vegetal (E4, E5 y E6) mostró, en promedio, que la estación de monitoreo con las mejores correlaciones para la cobertura urbana fue E4 (r-Pearson promedio = 0,73). El análisis de correlación lineal también permitió observar que las distancias de influencia a cada estación con las mejores y peores correlaciones para la cobertura urbana fueron 800 m (r-Pearson promedio = 0,87) y 50 m (r = 0,64), respectivamente. De esta manera, se seleccionó a E4 como la estación de referencia para comparar los modelos Arima desarrollados, y 50 m como la distancia de influencia para analizar las posibles diferencias entre los modelos Arima de áreas con predominio de cobertura vegetal.

A partir de lo anterior, los resultados mostraron diferencias entre estaciones para la distribución de la cobertura vegetal (E4 = 6,4 %; E5 = 40,1 %; E6 = 88,0 %). El término autorregresivo (AR) de los modelos Arima desarrollados, nuevamente sugirió una diferencia probablemente asociada con la cobertura vegetal. Un incremento en dicha cobertura, alrededor de una estación de monitoreo, posiblemente causó el aumento en el término AR del modelo Arima (Tabla 8); es decir, entre mayor sea el área vegetal, mayor será la influencia de las concentraciones de PM10 de los días anteriores, en este caso particular, de dos días inmediatamente anteriores (E6, AR = 2). De nuevo los resultados sugirieron una mayor persistencia en el tiempo del PM10

en áreas urbanas donde aumentó la cobertura vegetal y disminuyó la cobertura impermeable (tejados de edificaciones, pavimentos y senderos peatonales).

Las estaciones con predominio de cobertura vegetal registraron menores concentraciones de PM10 (42,7 %) con respecto a las zonas con predominio de cobertura impermeable (Figura 12). Esta tendencia en las concentraciones de PM10 factiblemente influyó en su persistencia sobre áreas con predominio de cobertura vegetal, evidenciada en un aumento del término autorregresivo (AR) de los modelos Arima desarrollados. De esta manera, los resultados sugirieron una mayor persistencia del PM10 en zonas donde se registraron menores concentraciones de este contaminante atmosférico.

Por otro lado, el término de promedios móviles (MA) de los modelos Arima desarrollados permitió sugerir una diferencia probablemente asociada con la cobertura vegetal. Los resultados revelaron que en estaciones con predominio de cobertura vegetal (E4, E5 y E6) se tendieron a registrar mayores magnitudes en el término MA (ver Tabla 8); es decir, entre mayor sea la cobertura vegetal, mayor será la influencia de las variaciones en la concentración de PM10 de días anteriores; en este estudio la influencia fue de 2 a 3 días inmediatamente anteriores (MA entre 2 y 3). Por lo tanto, los resultados sugirieron que en áreas con predominio de cobertura vegetal existió una mayor variabilidad de las concentraciones diarias de PM10.

3.3. Consideraciones finales

La condición de EA tiende a registrar un comportamiento horario similar en superficie durante todo el periodo de estudio: 1) EA diurna entre ligeramente inestable e inestable, con una frecuencia horaria promedio en 24 h de 46,1 %; y 2) EA nocturna estable, con una frecuencia horaria promedio en 24 h de 45,1 %. Adicionalmente, en la superficie urbana no se evidencian variaciones espaciales significativas de la condición de EA diurna y nocturna durante el periodo de investigación. Las concentraciones horarias y diarias de PM10 están principalmente influenciadas por los ciclos de emisión de las fuentes fijas y móviles en las áreas de estudio, antes que por la condición de EA existente.

Los análisis de las series de tiempo evidencian una mayor persistencia en el tiempo del PM10 cuando aumenta la cobertura vegetal (árboles y pastizales). En este caso particular, la persistencia del PM10 en suelos urbanos con predominio de cobertura vegetal es de 2 días. Lo anterior se evidencia en un incremento del término autorregresivo (AR) de los modelos Arima desarrollados. Sin embargo, las áreas urbanas con cobertura vegetal registran menores concentraciones diarias de PM10 (-42,7 %) en comparación con zonas de cobertura impermeable. Además, el término de promedios móviles (MA) tiende a aumentar en áreas urbanas con predominio de cobertura vegetal. Los resultados sugieren que en estas zonas también existe una mayor variabilidad de las concentraciones de PM10.

Finalmente, los hallazgos de esta investigación se constituyen en un punto de referencia para profundizar en el conocimiento acerca de la aplicación e interpretación de los modelos Arima en estudios de PM10, y para el desarrollo e implementación de estrategias diferenciadas enfocadas en el control de la contaminación atmosférica, según la cobertura del suelo urbano.

Agradecimientos

Agradecemos al Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas (GiiAUD) y a la Secretaría Distrital de Ambiente de la ciudad de Bogotá (Colombia).

Como citar este capítulo:

Zafra Mejía, C., 2020. Calidad del aire y salud pública: influencia de la estabilidad atmosférica y cobertura del suelo sobre las concentraciones de PM10 en una megaciudad de elevada altitud En: Mejía Ávila, D., Soto Barrera, V. & Torres Bejarano, F., (Eds.), *Investigación para la Sostenibilidad Ambiental. Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental - RISA* (pp 51-63). 1ª ed. [online] Montería: Universidad de Córdoba, p.226. Disponible en: <<http://www.uniboyaca.edu.co/group/213>> [Consultado dd - mes - año].

Referencias citadas

- Avecilla, F., Panebianco, J.E., y Buschiazzo, D. E. (2016). A wind-tunnel study on saltation and PM10 emission from agricultural soils. *Aeolian Research*, 22 (s.n.), 73-83.
- Bach, P. M., Staalesen, S., McCarthy, D.T, y Deletic, A. (2015). Revisiting land use classification and spatial aggregation for modelling integrated urban water systems. *Landscape and Urban Planning*, 143 (s.n.), 43-55.
- Chen, X., Pei, T., Zhou, Z., Teng, M., He, L., Luo, M., y Liu, X. (2015). Efficiency differences of roadside greenbelts with three configurations in removing coarse particles (PM10): A street scale investigation in Wuhan, China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14 (2), 354-360.
- EPA —United States Environmental Protection Agency—. (1999). EPA compendium of methods for the determination of inorganic compounds in ambient air (Informe N° EPA/625/R-96/010^a). Washington, Estados Unidos. Recuperado de <https://www3.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/inorganic/iocompen.pdf>
- Fowler, D., Skiba, U., Nemitz, E., Choubedar, F., Branford, D., Donovan, R., y Rowland, P. (2004). Measuring aerosol and heavy metal deposition on urban woodland and grass using inventories of 210 Pb and metal concentrations in soil. En R. Kelman, M. Novák y M. Vile (Eds.), *Biogeochemical investigations of Terrestrial, Freshwater, and Wetland ecosystems across the globe* (pp. 483-499). Nueva York, Estados Unidos: Springer Science and Business Media.
- Funk, R., Reuter, H., Hoffmann, C., Engel, W., y Öttl, D. (2008). Effect of moisture on fine dust emission from tillage operations on agricultural soils. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group*, 33 (12), 1851-1863.
- Gifford, F. A. (1976). *Turbulent diffusion-typing schemes: a review*. Nuclear Safety, 17 (1), 68-86.
- Gocheva, S. G., Ivanov, A. V., Voynikova, D. S., y Boyadzhiev, D. T. (2014). Time series analysis and forecasting for air pollution in small urban area: an SARIMA and factor analysis approach. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 28 (4), 1045-1060.
- Hsu, H. H., Adamkiewicz, G., Houseman, E. A., Spengler, J. D., y Levy, J. I. (2014). Using mobile monitoring to characterize roadway and aircraft contributions to ultrafine particle concentrations near a mid-sized airport. *Atmospheric Environment*, 89 (s.n.), 688-695.
- Irga, P. J., Burchett, M. D., y Torpy, F. R. (2015). Does urban forestry have a quantitative effect on ambient air quality in an urban environment? *Atmospheric Environment*, 120 (s.n.), 173-181.
- Islam, M. N., Rahman, K.S., Bahar, M. M., Habib, M. A., Ando, K., y Hattori, N. (2012). Pollution attenuation by roadside greenbelt in and around urban areas. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11 (4), 460-464.

- Lee, S., Ho, C.H., Lee, Y. G., Choi, H. J., y Song, C. K. (2013). Influence of transboundary air pollutants from China on the high-PM10 episode in Seoul, Korea for the period October 16-20, 2008. *Atmospheric Environment*, 77 (s.n.), 430-439.
- Ljung, G. M., y Box, G. E. (1978). On a measure of lack of fit in time series models. *Biometrika*, 65 (2), 297-303.
- McDonald, A. G., Bealey, W. J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R. I., ... Nemitz, E. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, 41 (38), 8455-8467.
- Minguillón, M. C., Querol, X., Baltensperger, U., y Prévôt, A. S. (2012). Fine and coarse PM composition and sources in rural and urban sites in Switzerland: local or regional pollution? *Science of the Total Environment*, 427 (s.n.), 191-202.
- Palacio, D. F., Mejía, Z., Alfonso, C., y Rodríguez, J. P. (2014). Evaluation of the air quality by using a mobile laboratory: Puente Aranda (Bogotá DC, Colombia). *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, s.v. (71), 153-166.
- Pasquill, F. (1961). The estimation of the dispersion of windborne material. *The Meteorological Magazine*, 90 (1063), 33-49.
- Pope III, C. A., y Dockery, D. W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56 (6), 709-742.
- Reisen, V. A., Sarnaglia, A. J., Reis, N. C., Lévy, C., y Santos, J. M. (2014). Modeling and forecasting daily average PM10 concentrations by a seasonal long-memory model with volatility. *Environmental Modelling & Software*, 51 (s.n.) , 286-295.
- Schwarz, G. (1978). Estimating the dimension of a model. *The Annals of Statistics*, 6 (2), 461-464.
- Seinfeld, J. H., y Pandis, S. N. (2016). *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. Nueva Jersey, Estados Unidos: John Wiley & Sons.
- Soni, K., Kapoor, S., Parmar, K. S., y Kaskaoutis, D. G. (2014). Statistical analysis of aerosols over the Gangetic–Himalayan region using ARIMA model based on long-term MODIS observations. *Atmospheric Research*, 149 (s.n.), 174-192.
- Titos, G., Lyamani, H., Pandolfi, M., Alastuey, A., y Alados, L. (2014). Identification of fine (PM1) and coarse (PM10-1) sources of particulate matter in an urban environment. *Atmospheric Environment*, 89 (s.n.), 593-602.
- Vecchi, R., Marcazzan, G., y Valli, G. (2007). A study on nighttime–daytime PM10 concentration and elemental composition in relation to atmospheric dispersion in the urban area of Milan (Italy). *Atmospheric Environment*, 41 (10), 2136-2144.
- Waked, A., Golly, B., Favez, O., Alleman, L., Piot, C., Delaunay, T.,... Leoz, E. (2014). Source apportionment of PM10 in a North-Western Europe regional urban background site (Lens, France): interest of the use of organic tracers in a positive matrix factorization methodology. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14 (s.n.), 3325-3346.
- Wang, P., Liu, Y., Qin, Z., y Zhang, G. (2015). A novel hybrid forecasting model for PM10 and SO2 daily concentrations. *Science of the Total Environment*, 505 (s.n.), 1202-1212.
- Wolf, U., Draheim, T., y Endlicher, W. (2009). Spatial and temporal differences of particulate matter in Berlin. *International Journal of Environment and Waste Management*, 4 (1-2), 3-16.
- Zhang, H., Liu, Y., Shi, R., y Yao, Q. (2013). Evaluation of PM10 forecasting based on the artificial neural network model and intake fraction in an urban area: A case study in Taiyuan City, China. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 63 (7), 755-763.



Evidencia de minería ilegal de oro - Sector Pica-Pica (Alto San Jorge) en Córdoba - Colombia.

CAPÍTULO 4



"VIGILADA MINEDUCACIÓN"

Determinación de la aptitud minera como base para el ordenamiento minero del municipio de Puerto Libertador (Córdoba)

Viviana Soto Barrera,¹⁹ Dánika Castillo Ospina,²⁰ Esteban Esquivel Gómez,²¹
Zoraya Martínez Lara,¹⁹ Doris Mejía Ávila¹⁹

19. Grupo de Investigación en Modelación y Evaluación de Sistemas Ambientales-GIMESA. Departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Córdoba. Correos electrónicos: vcsoto@correo.unicordoba.edu.co y dmejia@correo.unicordoba.edu.co

20. Grupo de Investigación de Ingeniería Integrada de la Escuela de Ingenierías de la Universidad de São Paulo, São Carlos. Correo electrónico: dnkcastillo@gmail.com

21. Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia- CORANTIOQUIA. Correo electrónico: gjoseesquivel04@gmail.com

Resumen

El ordenamiento ambiental del territorio busca regular el proceso de diseño y planificación del uso del territorio y de los recursos naturales renovables, con el fin de garantizar su adecuada explotación y desarrollo sostenible. En este sentido, el ordenamiento ambiental, aplicado específicamente al sector minero, debe evaluar las áreas actualmente explotadas y las áreas potenciales, de forma que se objetive el desarrollo de acciones sostenibles teniendo en cuenta factores económicos, sociales y ambientales. La presente investigación tuvo como objetivo determinar el potencial minero del municipio de Puerto Libertador con base en su aptitud minera (metálica y no metálica), generando información capaz de orientar el ordenamiento minero ambiental del territorio. La metodología implementada para el cálculo de la aptitud minera tuvo como fase inicial la caracterización minero-ambiental del territorio para seleccionar las variables que alimentaron un modelo cartográfico a partir del cual se calculó la aptitud minera, tomando como referencia la metodología del Instituto Geológico Minero y Metalúrgico del Perú —Ingemmet— (2013) y la aplicación del Proceso Analítico Jerárquico (AHP).

Los resultados permitieron zonificar la aptitud minera total del municipio de Puerto Libertador, estableciendo que el 27,54 % del territorio posee una aptitud minera metálica alta, mientras que el 12,72 % una aptitud minera no metálica alta. La aptitud minera total alta se distribuye al noreste del municipio sobre los corregimientos de Villanueva, Corozalito, Centro Occidente y Centro América sobre las formaciones Cerrito, El Carmen y Cuaternario Aluvial en su mayor parte. La información aportada por este estudio es considerada de gran importancia como insumo de los procesos de ordenamiento minero-ambiental y por contribuir a los procesos de toma de decisiones relacionados con la mitigación de los impactos de esta actividad.

Abstract

The environmental planning of the territory seeks to regulate the use of territory and the use of renewable natural resources in order to guarantee a sustainable development. Thus, environmental management, specifically applied to the mining sector must evaluate the exploited areas and potential areas of exploitation to develop sustainable actions considering economic, social and environmental factors. The aim of this research was to determine the mining potential of the municipality of Puerto Libertador based on its mining ability (metallic and non-metallic), in order to subsidize the environmental mining territory planning process. The methodology implemented to determine the mining aptitude had as its initial phase in the mining-environmental characterization of the territory that allowed to select the variables of the cartographic model and calculate the mining aptitude based on Ingemmet (2013) and the implementation of the Analytical Hierarchical Process (AHP).

The zonification of the total mining capacity of the municipality of Puerto Libertador were generated, establishing that 27,54 % of the territory has a high metal mining capacity, while 12,72 % has a high non-metallic mining capacity. The total high mining capacity is distributed to the northeast of the municipality on the towns of Villanueva, Corozalito, Central West and Central America on the Cerrito, El Carmen and Cuaternario Aluvial formations for the most part. The information provided by this study is considered of great importance to base the processes of mining-environmental management and contribute to the decision-making processes related to the mitigation of the impacts of this activity. However, there are limitations related to the absence of data that can only be obtained through detailed geological studies.

Introducción

La minería es una actividad económica basada en la extracción de recursos naturales no renovables, formados o sujetos a condiciones geológicas del suelo o subsuelo, y tiene como función generar grandes beneficios que conllevan al desarrollo industrial y social de las poblaciones, así como a un crecimiento económico del país (Xavier, Tuokuu, Gruber y Kayira, 2018). Sin embargo, esta actividad ocasiona grandes cambios que acaban alterando el uso del suelo, haciéndose necesario desarrollar una adecuada planeación para mantener controlados los impactos negativos que se puedan generar tanto al medio ambiente, como a la salud de las poblaciones aledañas (Salinas, Dal Pozzo y Castillo, 2015; Henao y Ángel, 2016).

Existen diversos estudios que presentan, describen, analizan y explican los impactos negativos de la minería sobre el medio ambiente y la salud de la población (Benavides 2014; Constantin, Ștefănescu y Kantor, 2015; Cordy et al., 2011).²² Estos impactos en ocasiones son irreversibles y se derivan de la falta de ordenamiento y los conflictos de uso del suelo, fallas estructurales de las obras o vertimientos de sustancias tóxicas al agua, suelo o aire. Además, existen evidencias de que la actividad minera ha generado problemas relacionados con la apropiación y despojo de tierras, agua y otros recursos naturales, y ha contribuido a la aparición de escenarios de conflicto y violencia (Delgado, 2010).

Dentro de las etapas de los proyectos mineros la selección del área de explotación se considera la base para un adecuado desarrollo operacional, comercial y ambiental; en este sentido, la localización de un proyecto debe depender tanto de estudios económicos de factibilidad como de la fragilidad ambiental del área, respetando, también, el contexto socioeconómico y político de la región (Soto et al., 2015). Esto en su totalidad obedece a un proceso de planificación, que según Godet, Monti, Meunier y Fabrice (2000) busca concebir

22. Véase también Bizri, Bausch, Pereira y Queiroz (2016); Istomin et al. (2017); Simeonov, Kochubovski y Simeonova (2011); y Soto, Esquivel, Castillo y Martínez (2015).

un futuro deseado y los medios para lograrlo, siendo necesario tener claridad del punto de partida y la ordenación del territorio ideal (meta). Dicha ordenación debe representar el establecimiento de usos apropiados para cada porción de terreno, de acuerdo a sus características (Sendra y García, 2000).

Desde la última década del siglo XX, el tema de ordenamiento del territorio se ha hecho más relevante, ya que es una forma de implementación de un desarrollo sostenible que pretende garantizar calidad de vida y bienestar; por lo tanto, es fundamental tener conocimiento sobre la dinámica de distribución espacial más adecuada dentro de un determinado ámbito geográfico (Barettino, Arranz, Martínez y Alberruche, 1994). Esta planificación debe estar basada en la homogeneidad, características ambientales e intereses económicos (Massiris, 2006). De acuerdo con esto, Massiris (2004) define el ordenamiento territorial como:

Una política de Estado y estrategia de planificación concertada y de largo plazo, cuyo objeto central es el de organizar, armonizar y administrar la ocupación y uso del espacio y orientar el desarrollo para configurar, en el largo plazo, una estructura territorial que adecúe la organización espacial a los procesos económicos y sociales que operan sobre el territorio, entendiendo la relación territorio-economía-sociedad, en términos de influencia recíproca. (p. 37)

En Europa, Estados Unidos, Canadá y algunas ciudades de países latinoamericanos se han reportado importantes experiencias respecto al tema de ordenamiento, donde aparece el territorio como un recurso y factor de desarrollo, y no solo como un soporte físico para la ejecución de actividades y procesos económicos. Este hecho ha contribuido en la mejora de aspectos de conservación y protección ambiental que se fundamentan en el reconocimiento de la importancia de vivir en equilibrio con la naturaleza. Dichas experiencias se han convertido en aportes fundamentales para los países que inician este proceso (Vinuesa, 2000; Castro et al., 2014).²³ De este modo, según Romero, Ordenes y Vásquez (2003) el ordenamiento del territorio:

Es parte de los instrumentos de Evaluación Ambiental Estratégica, en la medida que constituye el sustento en la formulación de Políticas, Planes y Programas, y por lo tanto posee un carácter integrado e integrativo entre la naturaleza y la sociedad, proporciona visiones de largo plazo y expresa en el espacio las interrelaciones acumulativas de las cuales depende la oportunidad de enfrentar preventivamente los conflictos que se generan entre la naturaleza y la sociedad y entre los distintos actores del desarrollo. (p. 206)

A partir de este concepto, es posible relacionar la actividad minera con el ordenamiento del territorio, siendo esta una estrategia para mitigar los múltiples impactos a los que induce. Según algunos autores, el ordenamiento del territorio es una función pública que nace en la mayoría de los estados industrializados, por lo que en países tercermundistas aún se presenta escasa implantación y es necesario apoyarse en instrumentos jurídicos (convenios internacionales, leyes, decretos), así como en diferentes conocimientos científicos y aportaciones pluridisciplinarias (Vinuesa, 2000). Como rama o subdivisión del ordenamiento del territorio se ha planteado el concepto de ordenamiento ambiental, definido por la Ley 99 de 1993 de Colombia como: “la función atribuida al Estado de regular y orientar el proceso de diseño y planificación del uso del territorio y de los recursos naturales renovables de la Nación a fin de garantizar su adecuada explotación y desarrollo sostenible” (artículo 5).

Según lo anterior, el ordenamiento ambiental, aplicado específicamente al sector minero, debe evaluar las áreas actualmente explotadas y las áreas potenciales, de forma que se objetive el desarrollo de acciones sostenibles teniendo en cuenta factores económicos, sociales y ambientales, como la oferta y demanda de minerales, los clientes que lo requieren, la contaminación, los impactos sociales derivados y los conflictos

23. Véase también Fals-Borda (1996).

de uso de suelo que pueden surgir (Sánchez y Cárdenas, 2001). Sin embargo, es evidente que este proceso enfrenta diversos conflictos de interés entre sus diferentes actores y requiere de mucho trabajo para su implementación real (Villas-Bôas y Sánchez, 2006; Estupiñán y Polanía, 2011).

Actualmente es notable la creciente problemática que enfrentan los países en vía de desarrollo, sustentada en los altos índices de minería informal e ilegal, la ubicación de comunidades en zonas de riesgo, pobreza generalizada, desplazados por la violencia, entre otros aspectos (Martins y Carrión, 2003). Según Echavarría (2001) gran parte de la problemática se centraliza en la poca participación que tienen las comunidades locales en los procesos de toma de decisiones, respecto a la implementación de los proyectos de desarrollo, y en el análisis de las características territoriales y espaciales existentes en los ámbitos locales y regionales que habitan. Por lo anterior, el ordenamiento ambiental minero se constituye como una estrategia ideal para dar solución a los conflictos de uso del suelo, permitiendo el desarrollo sostenible de la actividad para el beneficio social y económico de la región.

Una herramienta clave para los procesos de planificación y ordenamiento ambiental de territorios son los Sistemas de Información Geográfica (SIG) que debido a su gran potencial en el procesamiento, producción, análisis y modelización de fenómenos espaciales se convierten en fuentes de información para el desarrollo de estudios de este tipo, con especial relevancia en el análisis de impactos ambientales (Ceballos, 2008; García et al., 2016; Marín y Nogués, 2001).

En minería, los SIG resultan ser útiles para mostrar el espacio físicamente ocupado por la actividad, al igual que para el análisis de todos los componentes que pueden ser influenciados por su ejecución —vegetación, población aledaña, cuerpos de agua, entre otros— (García et al., 2016). Entre las posibilidades ofrecidas por los SIG se encuentra la evaluación del grado de aptitud del terreno, una técnica que permite identificar su capacidad inherente para determinar el uso más apropiado. Otra aplicación es la determinación de las múltiples alternativas que ofrece un territorio, la cual puede desarrollarse por medio de un análisis cualitativo y/o cuantitativo, con el apoyo de técnicas e instrumentos como la Evaluación Multi-Criterio (EMC), que permite la descripción, evaluación, ordenación, jerarquización y selección de alternativas o cursos de acción (Olivas et al., 2007).

Desde el punto de vista del ordenamiento territorial, el protagonismo de la EMC radica en la posibilidad de usar procedimientos, o funciones, que permiten evaluar e integrar las múltiples alternativas y limitaciones que brinda el territorio en la definición de algún tipo de uso del suelo (Silva y Cardozo, 2015). De este modo, los SIG, en combinación con esta herramienta de evaluación, conforman un instrumento trascendental para la toma de decisiones, aplicándose en procesos simples como la superposición de mapas temáticos, hasta la operación de modelos numéricos integrados (Carvalho et al., 2019).

Entre las experiencias internacionales que son ejemplo de ordenamiento del territorio, España abandera este proceso, ya que en dicho país se han desarrollado estudios referentes a la capacidad de acogida del territorio, teniendo en cuenta diferentes variables y herramientas para su análisis. Galacho y Castaño (2008), de la Universidad de Málaga (España), desarrollaron una metodología de evaluación basada en el concepto de capacidad de acogida dentro de la teoría de la planificación física, con base ecológica, que se refiere al uso óptimo del territorio en orden a su sostenibilidad. Para este fin, estos investigadores establecieron que la definición de los criterios con el propósito de efectuar la valoración y las variables para su medida son un aspecto fundamental (Galacho y Castaño, 2008), indicando que debe ser un proceso diferente para cada territorio. En el desarrollo de esta investigación se utilizaron SIG, con el objetivo de realizar una evaluación multitemporal de los usos implantados al suelo.

El propósito del Sistema de Información Territorial (SIT) fue desempeñar un papel activo en el suministro de información interrelacionada para facilitar las respuestas a los supuestos de análisis planteados. Las técnicas de evaluación multicriterio se combinaron, valorando simultáneamente criterios; estos se componen de factores y aspectos que los fortalecen o debilitan, por medio del manejo de sus atributos, dentro de unas determinadas reglas de decisión y valoración (Gómez y Barredo, 2006).

En Latinoamérica, el ordenamiento de la minería ha sido un tema poco trabajado. A pesar de los avances alcanzados, los esfuerzos han sido preferentemente indicativos y no han estado respaldados políticamente, impidiendo su aplicación eficaz (Massiris, 2004; Gligo, 2006), sobre todo en lo referente a la minería de pequeña escala e informal, la cual representa un gran peso en el desarrollo económico de los países involucrados.

En el caso de México se han presentado diferentes problemáticas relacionadas con el ordenamiento del territorio, en lo que respecta al desarrollo del sector minero. Saade (2013) habla sobre el caso ocurrido con la Compañía Minera Dolores, subsidiaria de la empresa canadiense Pan American Silver Corp., basándose en los datos otorgados por el Observatorio de Conflictos Mineros de América Latina (Ocmal). El caso de referencia es sobre la expansión que ha tenido la minera más allá de los territorios concesionados, lo que la ha llevado a una explotación ilegal, liberando cianuro en el río Tutuaca y afectando a las comunidades aledañas, quienes habían mostrado su interés en acceder a la explotación de la mina, siempre que se garantizara el cuidado del ambiente y existiera un compromiso de establecimiento de un plan de desarrollo comunitario y económico.

Otro caso de estudio tiene lugar en Argentina, concretamente en el distrito minero Los Berros, ubicado al sur de la provincia de San Juan, en el departamento de Sarmiento. Allí, Ramírez, Mariel y Salinas (2011) realizaron la investigación mediante el desarrollo de dos etapas principales: la primera consistió en la caracterización ambiental de la zona, que parte del análisis de los medios físico, biótico y socioeconómico; y la segunda radicó en el estudio del sistema como un todo, en la que se le dio importancia a los factores ambientales condicionantes clave. Para ello se tuvieron en cuenta variables relacionadas con las unidades territoriales, aptitud territorial, determinación del impacto y, finalmente, la generación de la matriz de capacidad de acogida.

Por su parte, Sánchez y Cárdenas (2001) publicaron una investigación sobre el ordenamiento ambiental minero en Colombia, estudiando el caso del Parque Minero Industrial para la explotación de arcillas, localizado al sur de Bogotá. En este trabajo, el Departamento Administrativo del Medio Ambiente (DAMA) adelantó estudios territoriales para determinar los recursos de arcillas al sur de la capital colombiana y, en general, establecer el geopotencial del territorio, con el fin de aportar lineamientos para el Plan de Ordenamiento Territorial (POT) del distrito de ese sector. La obtención de dicho geopotencial se realizó a través de la definición de unidades de integración para el análisis del territorio, donde se observan expresiones de diferentes elementos y procesos.

Considerando los casos de estudio anteriormente mencionados, el objetivo de esta investigación fue determinar la aptitud minero metálica y no metálica del municipio de Puerto Libertador, ubicado en el departamento de Córdoba, mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y la Evaluación Multi-Criterio (EMC). Para ello se tuvieron en cuenta las condiciones de explotación minera en el municipio y la zonificación minera-ambiental, establecida en el componente ecológico y económico del Esquema de Ordenamiento Territorial (EOT).

4.1. Materiales y métodos

4.1.1. Caracterización y zonificación minera-ambiental.

La caracterización y zonificación minera-ambiental estuvo compuesta por dos fases: la primera correspondió a la revisión de información existente, la cual se basó en la lectura y posterior análisis de los contenidos abordados en documentos sobre caracterización físico-biótica y ambiental, así como del ordenamiento en la región de Puerto Libertador. Para ello fueron seleccionados informes y artículos científicos como base teórica, siendo el análisis de los contenidos del Plan de Desarrollo Municipal (PDM) y del Esquema de Ordenamiento Territorial (EOT), fundamental para entender el estado actual del ordenamiento y establecer frentes de trabajo; la segunda fase fue el levantamiento de información primaria, en campo, para validación de los datos referentes a los títulos mineros. A partir de la caracterización minero ambiental, se realizó la selección de variables para la determinación de la aptitud minera del municipio. La Figura 13 ilustra el proceso metodológico de dicha caracterización.

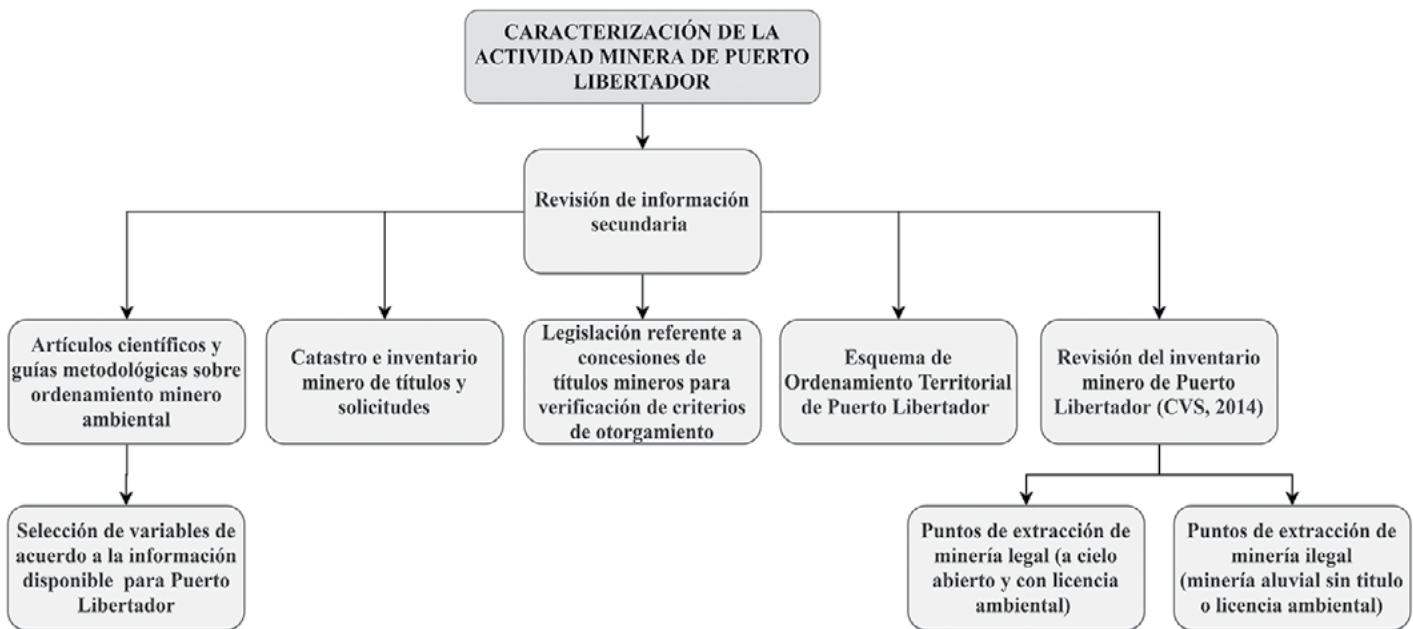


Figura 13. Etapas metodológicas de la caracterización minero ambiental. Fuente: elaboración propia.

4.1.2. Determinación de la aptitud minera.

La aptitud minera metálica se estableció en función de las siguientes variables: Geología, Fallas, y Recursos Metálicos Titulados (RMT), como se muestra en la Tabla 9. Las variables fueron seleccionadas a partir de la revisión de información secundaria y tomando como guía la metodología propuesta por Ingemmet (2013). Cabe resaltar que, debido a la imposibilidad de realizar estudios geológicos de detalle, se consideraron las condiciones del medio físico como base para la definición de la aptitud minera. La Tabla 9 muestra las variables y su categorización cualitativa y cuantitativa, definiendo grados o niveles de bajo a alto y puntuaciones numéricas que van de 1 a 3. Las escalas de valor jerárquicas son técnicas que reflejan de manera simple el orden de una categoría y están soportadas en las ciencias sociales y humanas como técnicas eficientes para la toma de decisiones (Gil, 2008).

Tabla 9. Variables para la determinación de la aptitud minera metálica de Puerto Libertador.

Aptitud minera metálica de Puerto Libertador				
Variables	Criterios de valoración	Detalle	Grado o nivel	Puntuación
Geología(G)	Número de puntos de extracción minera metálica	Unidades litológicas con 12 o más puntos de extracción.	Alto	3
		Unidades litológicas con menos de 12 puntos de extracción.	Medio	2
		Unidades litológicas sin puntos de extracción	Bajo	1
Fallas(F)	Longitud de la falla y número de puntos de extracción minera metálica	Longitud > 10 km con o sin puntos de extracción.	Alto (Buffer de 1 km)	3
		Longitud < 10 km con puntos de extracción	Alto (Buffer de 1 km)	3
		Longitud < 10 km sin puntos de extracción	Medio (Buffer de 500 m)	2
		Áreas sin fallas	Bajo	1
Recursos Metálicos Titulados (RMT)	Precios (P), Producción (Pr), Demanda de los sectores económicos (D)	Se estableció un valor del 1 al 4 a los metales titulados, asignándole 4 al de mayor costo. Se estableció un valor del 1 al 4 a los metales titulados, asignándole 4 al de mayor producción. Se estableció un valor del 1 al 5 a la demanda que ejerce el sector sobre el metal. Un mayor valor indica que el metal es muy demandado en el sector. La demanda del metal es la suma total obtenida en los sectores. Posteriormente, se le asignó un valor del 1 al 4 a la suma total de la demanda. Teniendo el valor de 4 el metal titulado más demandado.	ALTO: Metales con los mayores valores en la suma de P, Pr y D. Puntuación: 3 MEDIO: Metales con los menores valores en la suma de P, Pr y D. Puntuación: 2 BAJO: Áreas sin metales titulados. Puntuación: 1	

Fuente: elaboración propia.

4.1.2.1. Aplicación de la técnica AHP para la aptitud minera metálica.

El análisis por la técnica Proceso Analítico Jerárquico (AHP) propuesta por Saaty (1977), para el cálculo de los pesos ponderados de las variables de aptitud minera metálica, se describe a continuación: en primer lugar, se construyó una matriz de comparación por pares para relacionar las variables de aptitud minera metálica (Tabla 10), cuyos valores fueron asignados por un grupo de expertos en la temática, de acuerdo con un sistema de preferencias (Escala de importancia) creado por Saaty en su metodología AHP (Tabla 11). El criterio en que se basó la asignación de los valores de comparación fue el aporte y relevancia de cada variable a la estimación de la aptitud de recursos minero metálicos en un territorio.

Tabla 10. Matriz de comparación par a par.

Clases (variables)	Fallas	Geología	Rmt
Fallas	1	1/5	1/3
Geología	5	1	4
Rmt	3	1/4	1

Fuente: elaboración propia.

Tabla 11. Matriz guía de comparación de las variables.

Valores	1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	7	9
Preferencias en la comparación por par	Extremadamente menos importante	Muy fuertemente menos importante	Fuertemente menos importante	Moderadamente menos importante	Igualmente, importante	Moderadamente más importante	Fuertemente más importante	Muy fuertemente más importante	Extremadamente más importante
Los valores de $\frac{1}{2}, \frac{1}{4}, \frac{1}{6}, \frac{1}{8}, 2, 4, 6, 8$ son intermedios.									

Fuente: Olson (2012).

Posterior a la asignación de los valores de comparación se realizó un procedimiento matemático para calcular el vector de valores propios de la matriz, el cual consistió, primeramente, en la sumatoria de las columnas de la matriz para obtener un total marginal de cada columna (Tabla 12).

Tabla 12. Sumatoria de las columnas de la matriz.

Clases (variables)	Fallas	Geología	Rmt
Fallas	1	1/5	1/3
Geología	5	1	4
Rmt	3	1/4	1
Σ total columna	9	1,45	5,33

Fuente: elaboración propia.

Posteriormente se generó una nueva matriz como resultado de la división de cada entrada por el total marginal de la columna correspondiente. Cada columna, en esta nueva matriz, se convirtió en un conjunto de pesos estimados. Finalmente, se promediaron los pesos por filas y se obtuvo el vector propio (X_{ij}) —Tabla 13—.

Tabla 13. Vector propio (X_{ij}) de las variables de aptitud minera metálica.

Clases (variables)	X_{ij}
Fallas	$(0,111+ 0,138+ 0,0625) / 3 = 0,104$
Geología	0,665
Rmt	0,231

Fuente: elaboración propia.

Sin embargo, los valores de las comparaciones realizadas deben ser linealmente dependientes, por lo que la matriz debe responder a una consistencia. Para la verificación de este proceso fue necesario multiplicar el primer valor del vector propio con la primera columna de la matriz de comparación, y de igual forma el segundo y tercer valor del vector con la segunda y tercera columna de la matriz, como se muestra en la Tabla 14.

Tabla 14. Multiplicación del vector X_{ij} con los valores de la matriz de comparación de las variables de aptitud minera metálica.

Clases (variables)	Fallas	Geología	Rmt
Fallas	$(1) (0,104) = 0,1038$	0,1330	0,0770
Geología	$(5) (0,104) = 0,5192$	0,6651	0,9243
Rmt	$(3) (0,104) = 0,3115$	0,1663	0,2311

Fuente: elaboración propia.

Posteriormente, se determinó el vector de sumas ponderadas, calculado a partir de la suma de los valores de las filas resultantes de la multiplicación anterior (Tabla 14) dividido por el valor correspondiente del vector propio (Tabla 13). El resultado es la matriz del vector λ que se presenta en la Tabla 15.

Tabla 15. Matriz del vector λ .

Vector λ
$(0,313/0,104) = 3,02259802$
$(2,108/0,665) = 3,170547288$
$(0,708/0,231) = 3,067702936$

Fuente: elaboración propia.

Por último, se obtuvo el promedio de la Tabla 15 para calcular el lambda máximo ($\lambda_{m\acute{a}x}$) y el índice de consistencia de acuerdo con la Ecuación 1, donde n es el número de variables que componen la matriz (3 variables o clases para este caso).

Vector λ_{max}

$$(3,022 + 3,170 + 3,067) / 3 = 3,086$$

$$IC = \frac{(\lambda_{Máx} - n)}{(n - 1)} = \frac{(3,086 - 3)}{(3 - 1)} = 0,043 \quad (\text{Ecuación 1})$$

La razón de consistencia (RC) sirve para verificar la validez estadística de los pesos atribuidos a cada clase por el grupo de especialistas; esta resulta de la relación entre el índice de consistencia y el índice aleatorio (IA) que depende del número de clases que compongan la matriz de comparación (Tabla 16). La fórmula para el cálculo de la razón de consistencia se muestra en la Ecuación 2.

$$RC = \frac{(IC)}{(IA)} = \frac{(0,043)}{(0,58)} = 0,074 \quad (\text{Ecuación 2})$$

Tabla 16. Índices aleatorios para cálculo de la consistencia.

Índices aleatorios					
N	IA	n	IA	n	IA
1	0	6	1,24	11	1,51
2	0	7	1,32	12	1,48
3	0,58	8	1,40	13	1,56
4	0,9	9	1,45	14	1,57
5	1,12	10	1,49	15	1,59

Fuente: elaboración propia.

Según Podvezko (2009) la razón de consistencia debe ser menor a 0,1 para garantizar coherencia estadística entre los pesos otorgados por los diferentes expertos. De esta manera, se comprobó la consistencia del vector de valores propios (X_{ij}), considerándose cumplida dicha condición ($0,074 < 0,10$).

Con los pesos de cada variable calculados se reemplaza en la Ecuación 2, obteniéndose la Ecuación 3, que describe la determinación de la aptitud minera metálica para el municipio de Puerto Libertador. Cabe resaltar que el valor de la variable categorizada dependerá de la puntuación otorgada, de conformidad con la categoría cualitativa descrita.

$$\text{Aptitud minera metálica} = (G \times 0,665) + (RMT \times 0,231) + (F \times 0,104) \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde:

V(n) = Variable categorizada

P(n) = Peso de la variable

4.1.2.1.1. *Aptitud minera no metálica.* La aptitud minera no metálica del municipio de Puerto Libertador se determinó a partir de las variables Geología y Recursos Mineros No Metálicos Titulados, de acuerdo con Ingemmet (2013). La Tabla 17 muestra la categorización realizada para cada variable.

Tabla 17. *Variables para la aptitud minera no metálica de Puerto Libertador.*

Aptitud minera no metálica de Puerto Libertador				
VARIABLES	CRITERIOS DE VALORACIÓN	DETALLE	GRADO O NIVEL	PUNTAJACIÓN
Geología (g)	Número de puntos de extracción no minera metálica	Unidades litológicas con 2 o más puntos de extracción.	Alto	3
		Unidades litológicas con menos de 2 puntos de extracción.	Medio	2
		Unidades litológicas sin puntos de extracción	Bajo	1
Recursos no metálicos titulados (rnmt)	Precios (p), Producción (pr), Demanda de los sectores económicos (d)	Se estableció un valor del 1 al 3 a los recursos no metálicos titulados, asignándole 3 al de mayor costo. Se estableció un valor del 1 al 3 a los recursos no metálicos, asignándole 3 al de mayor producción. Se estableció un valor del 1 al 5 a la demanda que ejerce el sector sobre el recurso no metálico. Un mayor valor indica que el recurso es muy demandado en el sector. La demanda del recurso es la suma total obtenida en los sectores. Posteriormente, se le asignó un valor del 1 a 3 a la suma total de la demanda, teniendo el valor de 3 el recurso no metálico titulado más demandado.	Alto: recursos no metálicos con los mayores valores en la suma de p, pr y d. Puntuación: 3 Medio: recursos no metálicos con los menores valores en la suma de p, pr y d. Puntuación: 2 Bajo: áreas sin recursos no metálicos titulados. Puntuación: 1.	

Fuente: elaboración propia.

4.1.2.2. *Aplicación de la técnica AHP para la aptitud minera no metálica*

De la misma forma que para la aptitud minera metálica, la técnica AHP fue aplicada para el cálculo de los pesos ponderados de las variables de aptitud minera no metálica: Geología y Recursos No Metálicos Titulados (RNMT). Como resultado de este proceso, se obtuvo la Ecuación 4.

$$\text{Aptitud minera metálica} = (G \times 0,875) + (RNMT \times 0,125) \quad (\text{Ecuación 4})$$

Para la determinación de la aptitud minera de Puerto Libertador se tomó como base la metodología propuesta en el Manual de Evaluación de Recursos y Potencial Minero del Ingemmet (2013). De esta forma, utilizando la plataforma de un Sistema de Información Geográfica, se elaboraron dos capas de polígonos que representan la aptitud minera metálica y no metálica de la zona; posteriormente se realizó la suma ponderada de ambas capas, multiplicadas por un coeficiente λ que depende de la tipología de minerales predominantes en la zona (metálicos y no metálicos). La Ecuación 5 muestra el cálculo de la aptitud minera.

$$\text{Zonas de aptitud minera} = (AMM) (\lambda_1) + (AMNM) (\lambda_2) \quad (\text{Ecuación 5})$$

Donde:

AMM= Aptitud minera metálica

AMNM= Aptitud minera no metálica

λ_1 y λ_2 : = Coeficientes de ponderación

En la Figura 14 se muestra el modelo cartográfico del trabajo investigativo desarrollado.

4.2. Resultados y discusión

A partir de una lectura crítica y reflexiva se realizó el análisis del Plan de Desarrollo Municipal (PDM) de Puerto Libertador, “*Garantía del Servicio Social*” para el periodo 2016-2019. Según este plan, el sector minero hace parte del eje estratégico “sostenibilidad”, resaltándose la importancia de esta actividad dentro del municipio, ya que es considerada la tercera fuente de ingresos en el área urbana y la segunda en el área rural, conforme datos registrados por el Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE) y el Sistema de Planeación (Siplan).

En el diagnóstico del PDM se identificó que la minería ilegal para la explotación de oro aluvial y de veta se constituye en la principal problemática, debido a los impactos negativos al medio ambiente. Estos impactos no son controlables y sus prácticas no establecen un proceso para el sostenimiento ambiental y la fiscalización tanto por parte del gobierno local como del nacional. En este sentido, se identifica, dentro de la descripción de la actividad minera, la necesidad de establecer e implementar un *Plan Minero Ambiental* del municipio, que adopte los mecanismos para la legalización, formalización y regulación de la minería. Según el PDM, el objetivo de este plan es promover la minería responsable con el entorno y el medio ambiente, con el fin de tener los menores impactos para el territorio y las comunidades. Sin embargo, hasta diciembre de 2018, de acuerdo a lo informado por la administración municipal, dicho proyecto no se había puesto en ejecución, siendo priorizados otros programas. Una propuesta similar, llamada “Más cerca del Plan Minero Ambiental”, había sido presentada en el Plan de Desarrollo del municipio para el periodo 2012-2015. No obstante, hasta la fecha no existe dicho plan de manera consolidada.

Por otro lado, el análisis del EOT 2005-2017 mostró en su diagnóstico que en Puerto Libertador se extraen minerales como el carbón y el oro, así como algunos materiales de construcción, detallándose algunas minas que explotan dichos recursos. En este documento la actividad minera es catalogada como una amenaza de origen antrópico, debido a los múltiples impactos ambientales asociados al desarrollo de esta.

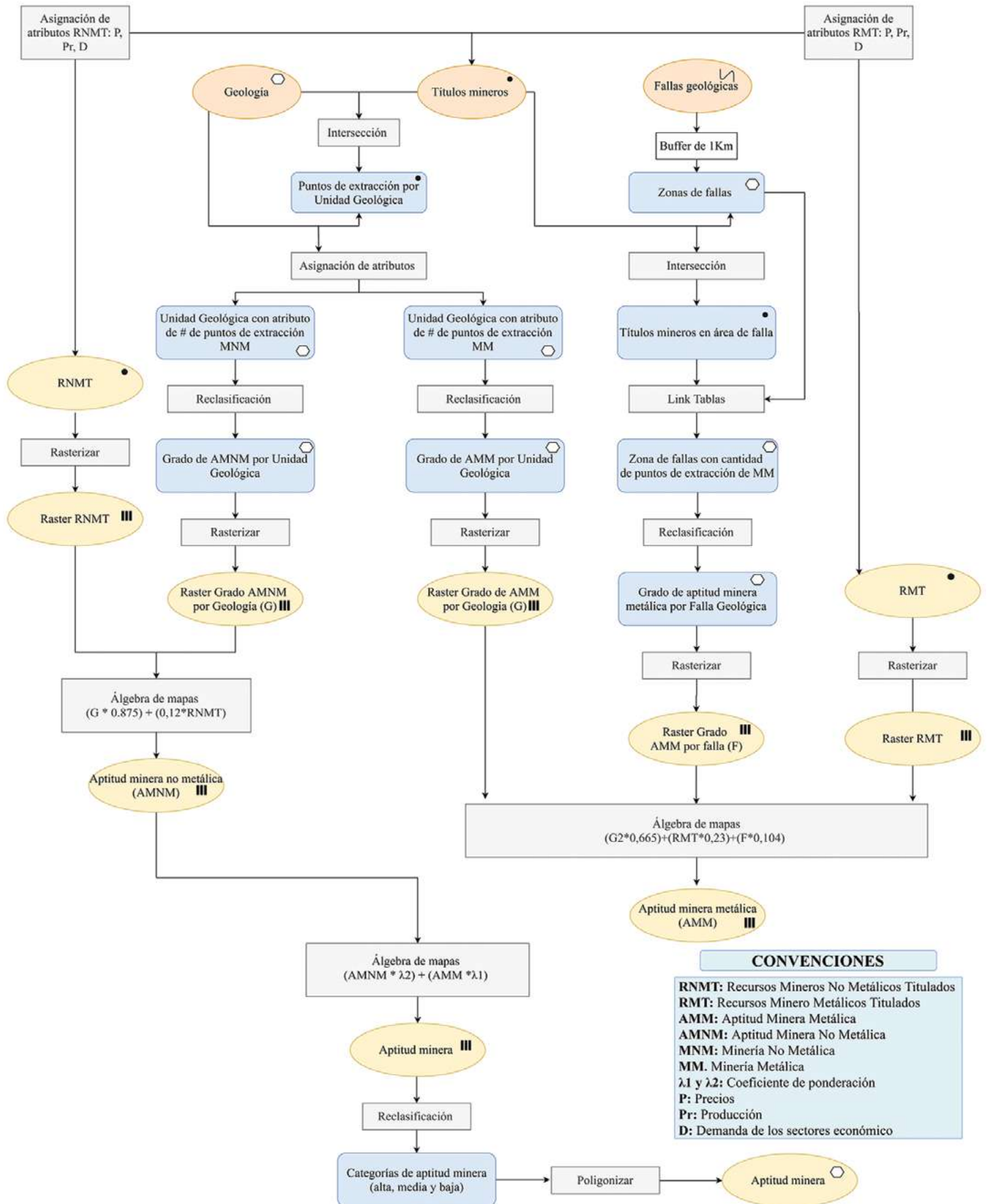


Figura 14. Modelo cartográfico. Fuente: elaboración propia.

Por otra parte, en la etapa de formulación del EOT se evidenciaron 2 grandes objetivos en relación con el sector minero: 1) organizar las actividades mineras que en la actualidad se generan en el municipio, con el fin de mitigar el impacto que estas tienen sobre los recursos naturales (suelo, aire y agua) con la colaboración de las autoridades ambientales correspondientes; y 2) completar con la ayuda del departamento y la nación, la exploración de aquellos recursos minerales que tienen buenas probabilidades de éxito para el municipio y elaborar el inventario de fuentes de materiales de construcción. Estos objetivos reflejan la preocupación que desde mediados de la primera década del siglo XXI se ha tenido en la administración del municipio, fundamentada en los graves impactos que esta actividad puede estar ocasionando a sus recursos naturales y a la población.

Finalmente, en el proyecto de acuerdo del EOT se trata el tema de las áreas de producción minera y se enuncia que:

Sin perjuicio de lo establecido en el Código de Minas (Ley 685 de 2001) y los derechos adquiridos por los propietarios de títulos mineros, en el Municipio de Puerto Libertador se permitirá la producción minera en las áreas delimitadas en el Plano de Uso de Suelo propuesto en este Plan. (Artículo 33, parágrafo 1)

Además, se resalta el interés del municipio en elaborar un *Plan de Ordenamiento Minero* con la colaboración de las autoridades ambientales, lo que ayudará al control de la explotación de los recursos en el territorio.

4.2.1. Zonificación de la aptitud minera de Puerto Libertador

El mapa de aptitud minera metálica de Puerto Libertador, calculado a partir de la Ecuación 3, se muestra en la Figura 15, en donde el 27,54 % del territorio posee una aptitud minera metálica alta (45 472,89 ha), el 3,70 % aptitud minera metálica media (6 110,88 ha) y el 68,69 % aptitud minera metálica baja (113 395,016 ha). Seguidamente se realizó el mapa de aptitud minera no metálica del municipio, considerando la Ecuación 4. El resultado se muestra en la Figura 16, en donde el 12,72 % del territorio posee una aptitud minera no metálica alta (21 002,04 ha), el 18,09 % aptitud de minerales no metálicos media (29 867,96 ha), y el 69,12 % aptitud minera no metálica baja (114 108,84 ha).

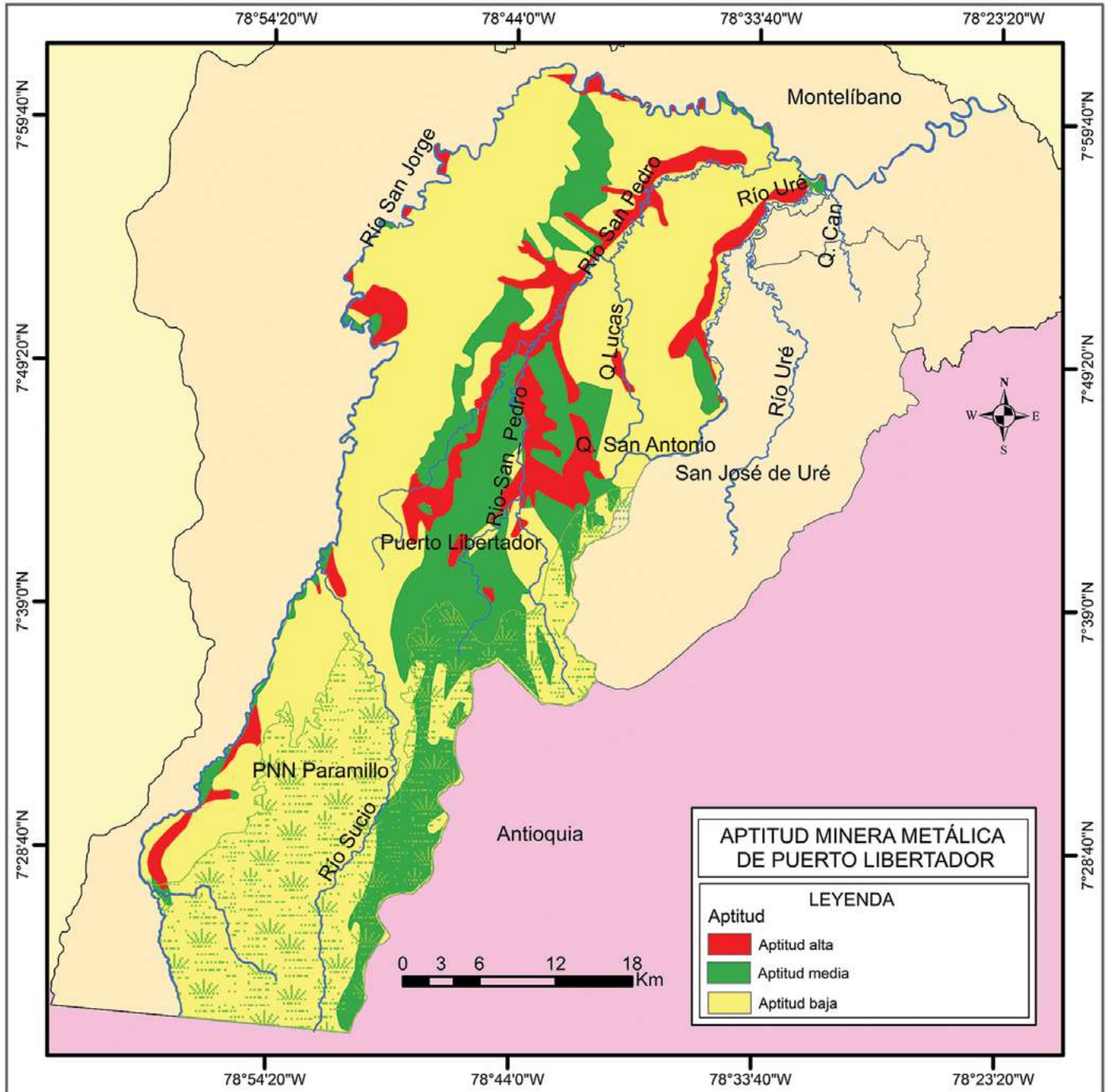


Figura 15. Mapa de aptitud minera metálica de Puerto Libertador. Fuente: elaboración propia.

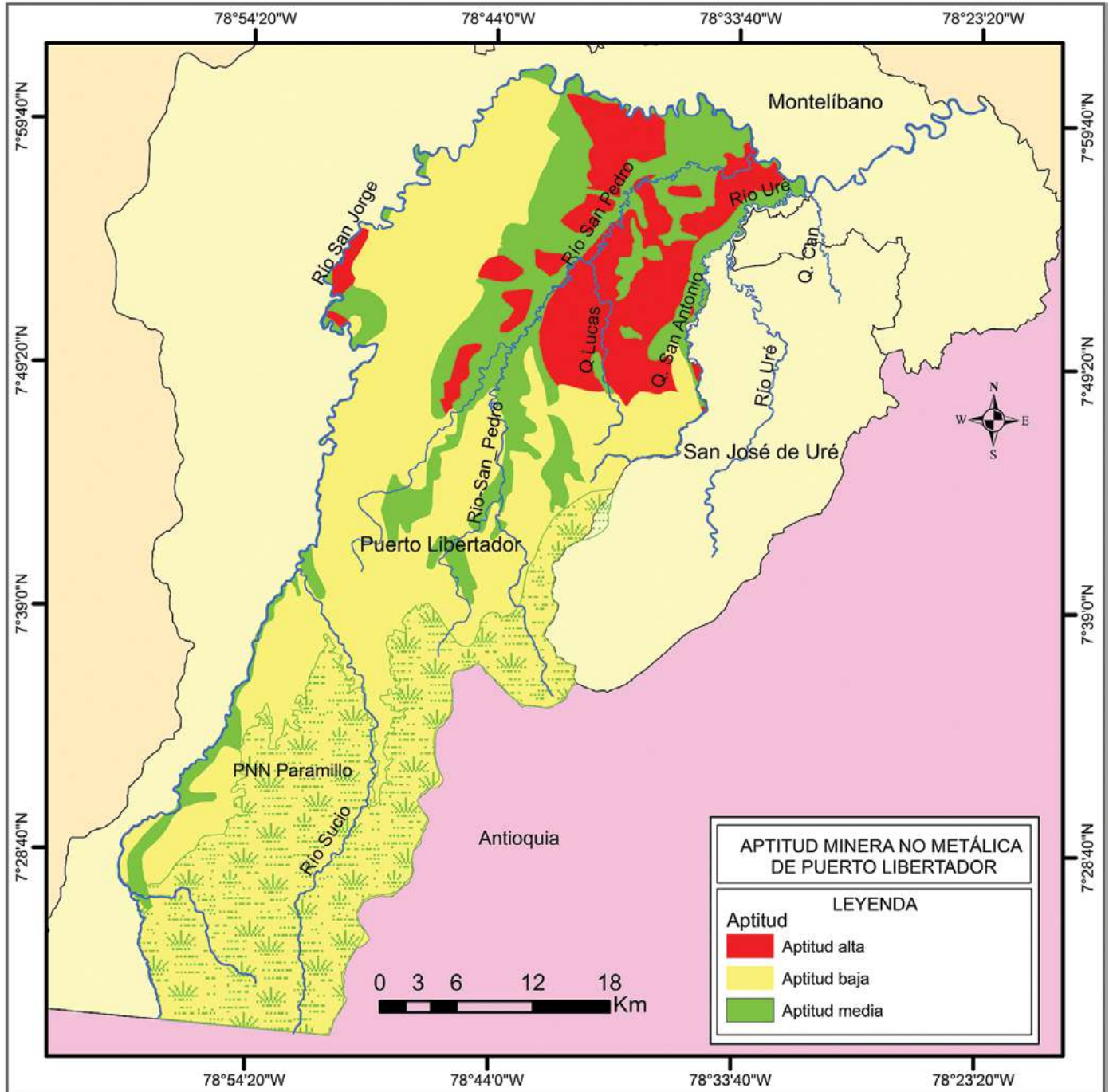


Figura 16. Mapa de aptitud minera no metálica de Puerto Libertador. Fuente: elaboración propia.

Con la zonificación anterior se observa que la aptitud minera metálica y no metálica del municipio de Puerto Libertador es mayoritariamente baja. Sin embargo, para efectos del aprovechamiento del recurso, la región está catalogada a nivel nacional e internacional con un alto potencial para la explotación de diferentes minerales; esto se debe a que el porcentaje de territorio clasificado con aptitud alta es significativo frente a otras regiones mineras. Las figuras 15 y 16 muestran los mapas de aptitud minera metálica y no metálica.

4.2.2. Determinación de la aptitud minera final

Teniendo en cuenta el objetivo inicial de la investigación, se desarrolló el mapa final de aptitud minera de Puerto Libertador, el cual se obtuvo a través del modelo cartográfico presentado en la Figura 14. El cálculo final de la aptitud minera se realizó usando la Ecuación 5:

$$\text{Zonas de Aptitud minera} = (AMM) (0,45) + (AMNM) (0,55) \quad (\text{Ecuación 6})$$

Donde:

AMM= Aptitud minera metálica

AMNM= Aptitud minera no metálica

Los pesos ponderados de cada una de las coberturas corresponden al porcentaje de las áreas obtenidas por cada una de las aptitudes (% aptitud minero metálicas y % aptitud minera no metálica) en el territorio.

La zonificación de la aptitud minera permitió identificar que el 68,69 % del municipio tiene una aptitud minera baja, lo que corresponde a un área de 113 396,16 ha, que se distribuye de sur a norte en el municipio sobre los corregimientos de Juan José, La Rica, Puerto Belén, El Brillante y Centro Occidente; el 3,7% del territorio presenta una aptitud minera media (6 111,28 ha), que se localiza principalmente sobre el corregimiento Centro América; y, finalmente, el 27,54 % de Puerto Libertador posee aptitud minera alta, lo que abarca un área de 45 472,48 ha, que se distribuye al noreste del municipio sobre los corregimientos de Villanueva, Corozalito, Centro Occidente y Centro América, sobre las formaciones de Cerrito, El Carmen y Cuaternario Aluvial en su mayor parte.

Es necesario remarcar que la estimación de la aptitud del territorio para la minería fue efectuada en función de la información previa existente en el momento de realizar este análisis. De esta forma, al no existir o no estar disponibles los datos de reservas o cantidades volumétricas de los diferentes recursos de la zona de estudio, propios de la investigación minera de detalle a gran escala, se seleccionaron variables cualitativas para determinar la aptitud minera.

En este sentido, resulta lógico considerar que, a mayor conocimiento de los recursos minerales existentes en el territorio, mayor será el grado de precisión en la valoración de la aptitud. Existen metodologías que utilizan modelos estadísticos para la medición de recursos minerales y los SIG para cartografiar los resultados, llevando a la obtención de mapas de potencial minero y no de aptitud minera, los cuales brindan información de detalle a gran escala. Entre esta información se puede destacar: la distribución de los minerales, datos geoquímicos, profundidad de los materiales explotables, entre otra que, de una u otra forma, no se podía alcanzar con esta investigación y no era el objeto de ella.

Sin embargo, se considera que este trabajo es de importancia fundamental al ser un diagnóstico de la aptitud minera del municipio, que no solo pretende compatibilizar la optimización del beneficio de los recursos con la minimización de los impactos ambientales y de la salud, sino que lleva a la optimización de los procesos de toma de decisiones para la concesión de títulos mineros, ofreciendo información tanto a las empresas del sector con interés en la explotación de recursos minerales (metálicos o no metálicos), a los órganos y entidades que tengan participación en la evaluación y concesión de dichos permisos y a las comunidades que habitan en las áreas con aptitud minera y que, por ende, serán influenciadas por el proyecto (Figura 17).

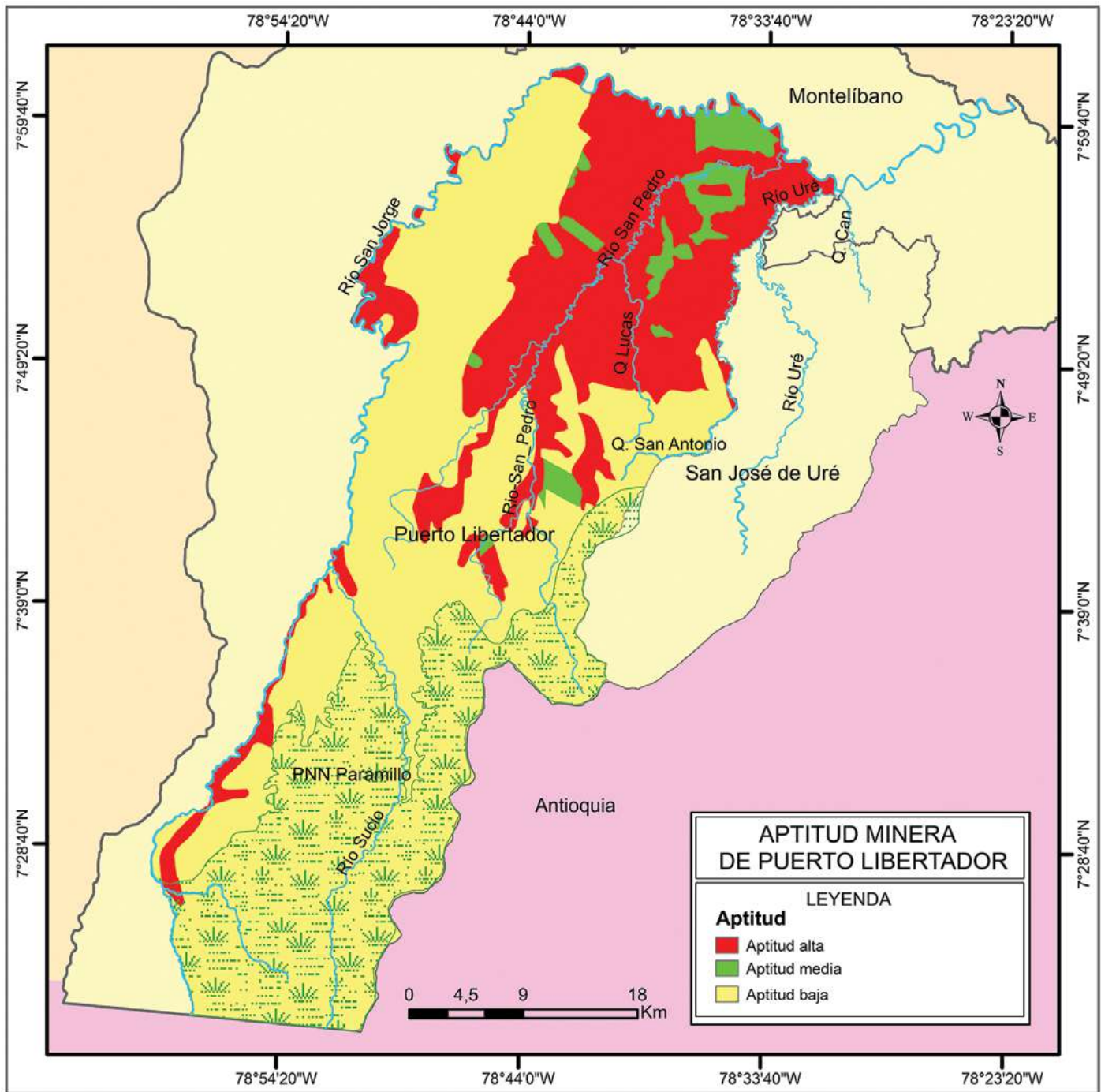


Figura 17. Mapa de aptitud minera de Puerto Libertador. Fuente: elaboración propia.

4.3. Consideraciones finales

La experiencia de aplicar la metodología propuesta por el Ingemmet (2013) y la utilización de la técnica de análisis de jerarquías (AHP), como herramienta de análisis multicriterio en ambientes SIG, permitió la determinación de la aptitud minera del territorio, constituyéndose en la base para el desarrollo de un Ordenamiento Minero – Ambiental en el municipio de Puerto Libertador. Logrando así mismo, cuantificar la afectación relativa de cada una de las clases que componían los criterios de impacto y la integración de estos criterios independientes, para el cálculo la aptitud minera metálica y no metálica.

Como resultado de lo anterior, se evidenció que en 45 472,89 ha del municipio, correspondientes al 27,54 % del área total, se presenta una aptitud minera metálica alta, mientras que en 21 002,04 ha, correspondientes al 18,09 %, hay una aptitud minera no metálica alta. Finalmente, las zonas de aptitud minera fueron calculadas al ponderar la aptitud minera metálica y no metálica, dando como resultado que el 27,54 % de Puerto Libertador posee aptitud minera alta, la cual se distribuye al noreste del municipio sobre los corregimientos de Villanueva, Corozalito, Centro Occidente y Centro América, sobre las formaciones de Cerrito, El Carmen y Cuaternario Aluvial en su mayor parte.

La información aportada por estudios de este tipo se considera de gran importancia para apoyar los procesos de ordenamiento minero ambiental necesarios para la mitigación de los impactos de esta actividad. Sin embargo, es claro que existen limitaciones relacionadas con la ausencia de datos detallados, indicando la necesidad de realizar los estudios específicos para producir esta información, haciendo que la misma esté disponible como base para la aplicación de este y otras metodologías, aún más específicas, que permitirán visionar el ordenamiento del territorio como parte de las estrategias para el desarrollo socioeconómico en los municipios colombianos. Convirtiéndose este ejercicio metodológico en una propuesta de integración con el contexto, económico y ambiental, de la actividad minera.

Como citar este capítulo:

Soto Barrera, V., Castillo Ospina, D., Esquivel Gómez, E., Martínez Lara, Z., & Mejía Ávila, D., 2020. Determinación de la aptitud minera como base para el ordenamiento minero del municipio de Puerto Libertador (Córdoba) En: Mejía Ávila, D., Soto Barrera, V. & Torres Bejarano, F., (Eds.), *Investigación para la Sostenibilidad Ambiental. Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental – RISA* (pp 65-86). 1ª ed. [online] Montería: Universidad de Córdoba, p.226. Disponible en: <<http://www.uniboyaca.edu.co/group/213>> [Consultado dd - mes - año].

Referencias citadas

- Barettino, D., Arranz, J. C., Martínez, B. y Alberruche, E. (1994). Ordenación minero-ambiental del yacimiento de Pizarra de la Cabrera (León). *Actas del IX Congreso Internacional de Minería y Metalurgia*, 509-532. Evento realizado por la Asociación Nacional de Ingenieros de Minas, León, España.
- Benavides, J. (2014). *Insumos para el desarrollo del Plan Nacional de Ordenamiento Minero*. Bogotá, Colombia: Universidad de los Andes.
- Bizri, H. R., Bausch, J. C., Pereira, A., y Queiroz, T. (2016). Mining undermining Brazil's environment. *Science*, 353 (6296), 228-230.
- Carvalho, A. P., Roque, J. V., Escobar, E. V., Rosso, M. J., Guerreiro, R. M., Tavares, C.,... y Moschini, L. E. (2019). Fragilidade ambiental à erosão em uma bacia hidrográfica antropizada no nordeste do estado de São Paulo, Brasil. *Anuário do Instituto de Geociências*, 42 (3), 7-18.
- Castro, F., Forero, D., Ramírez, J., Reina, M., y Villar, L. (2014). *Evaluación de la contribución económica del sector de hidrocarburos colombiano frente a diversos escenarios de producción* (Informe de investigación presentado por Fedesarrollo a la Unidad de Planeación Minero Energética —UPME—). Bogotá, Colombia. Recuperado de https://www.repository.fedesarrollo.org.co/bitstream/handle/11445/1688/Repor_Diciembre_2014_Villar_et_al.pdf?sequence=1
- Constantin, V., Ștefănescu, L., y Kantor, C. M. (2015). Vulnerability assessment methodology: A tool for policy makers in drafting a sustainable development strategy of rural mining settlements in the Apuseni Mountains, Romania. *Environmental Science & Policy*, 52 (s.n.), 129-139.
- Cordy, P., Veiga, M. M., Salih, I., Al-Saadi, S., Console, S., Garcia, O.,... y Roeser, M. (2011). Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Science of the Total Environment*, 410-411 (s.n.), 154-60. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.006>
- Delgado, G. C. (2010). *Ecología política de la minería en América Latina*. México: Ceiiich-Unam.
- Echavarría, J.J. (2001). Colombia en la década de los noventa: neoliberalismo y reformas estructurales en el trópico. *Cuadernos de Economía*, 20 (34), 57-102.
- Estupiñán, F., y Polanía, O. L. (2011). Las locomotoras del desarrollo: minas, energía e innovación. *Revista de Ingeniería*, s.v. (34), 44-48.
- Fals-Borda, O. 1996. *Región e historia: elementos sobre ordenamiento y equilibrio regional en Colombia*. Bogotá, Colombia: IEPRI.
- Galacho, F. B., y Arrebola J. A. (2008). El modelo de evaluación de la capacidad de acogida del territorio. Aspectos conceptuales y técnicas relacionadas. *Baética*, s.v. (30), 21-39.
- García, J. C., Calvo, F. J., Gutiérrez, J., Salas, H., Moya, B., Pérez, A.M., y Cabrera, E. (2016). Herramienta SIG para el análisis de los efectos de las actuaciones en infraestructuras de transporte sobre la accesibilidad territorial. *Ponencia presentada en el XII Congreso de Ingeniería del Transporte*. Universitat Politècnica de València, Valencia, España.
- Gil, A. C. (2008). *Métodos e técnicas de pesquisa social*. San Pablo, Brasil: Atlas S.A.
- Gligo, N. (2006). *Estilos de desarrollo y medio ambiente en América Latina, un cuarto de siglo después*. Santiago de Chile: ONU Ediciones.
- Godet, M., Monti, R., Meunier, F., y Fabrice, R. (2000). *La caja de herramientas de la prospectiva estratégica*. París, Francia: Laboratoire d'Investigation Prospective et Stratégique.
- Gómez, M., y Barredo, J. I. (2006). *Sistemas de información geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio*. Madrid, España: RA-MA.
- Henao, J. C., y Díaz, S. (2016). *Historia y gobierno del territorio minero*. Bogotá, Colombia: Universidad Externado de Colombia.

- Ingemmet —Instituto Geológico Minero y Metalúrgico del Perú—. (2013). *Manual de evaluación de recursos y potencial minero*. Lima, Perú: Ingemmet Ediciones.
- Istomin, E., Abramov, V., Fokicheva, A., Sokolov, A., y Burlov, V. (2017). New approach to the assessment of geohazard in the management of the territories. *Ponencia presentada en International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, Albena, Bulgaria.
- Ley N° 99 del 22 de diciembre de 1993. Ley General Ambiental. Congreso de la República de Colombia. Publicada en el Diario Oficial N° 41.146. Bogotá, Colombia.
- Likert, R. (1932). A technique for the measurement of attitudes. *Archives of Psychology*, 22 (140), 5-55.
- Marín, M. L. y Nogués, D. (2001). La potencialidad turística del medio natural en el Lic de las sierras ibéricas riojanas mediante evaluación multicriterio. *Zubía*, s.v. (13), 227-240.
- Marrugo J., Benítez, L.N., Olivero J., Lans, E., y Vazquez, F. (2010). Spatial and seasonal mercury distribution in the Ayapel Marsh, Mojana Region, Colombia. *International Journal of Environmental Health Research*, 20 (6), 451-459.
- Martins, L., y Carrión, P. (2003). *Integración de la minería en la ordenación del territorio*. Guayaquil, Ecuador: Centro de Investigación Científica y Tecnológica.
- Massiris, A. (2004). *Organización del territorio: teorías, enfoques y tendencias*. Bogotá: Universidad Libre.
- Massiris, A. (2006). *Geografía y ordenamiento territorial*. Guadalajara, México: Universidad de Guadalajara.
- Olivas, U. E., Valdez, J. R., Aldrete, A., González, M. J., y Vera, G. (2007). Áreas con aptitud para establecer plantaciones de maguey cenizo: definición mediante análisis multicriterio y SIG. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 30 (4), 411-419.
- Olson, D. L. (2012). The analytic hierarchy process. En D. L. Olson (Ed.), *Decision aids for selection problems* (pp. 49-68). Nueva York, Estados Unidos: Springer-Verlag.
- Podvezko, V. (2009). Application of AHP technique. *Journal of Business Economics and Management*, 10 (2), 181-189. Doi: <https://doi.org/10.3846/1611-1699.2009.10.181-189>
- Ramírez, M., Mariel, M., y Salinas, L. (2011). Determinación de la capacidad de acogida del distrito minero Los Berros, San Juan, Argentina. *Tiempo y Espacio*, s.v. (27), 31-48.
- Romero, H., Ordenes, F., y Vásquez, A. (2003). Ordenamiento territorial y desarrollo sustentable a escala regional, ciudad de Santiago y ciudades intermedias en Chile. En E. Figueroa y J. Simonetti (Eds.), *Globalización y biodiversidad: oportunidades y desafíos para la sociedad chilena* (pp. 167-207). Santiago de Chile: Editorial Universitaria.
- Saade, M. (2013). *Desarrollo minero y conflictos socioambientales: los casos de Colombia, México y el Perú* (Informe de la Cepal). Organización de Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- Saaty, T. L. (1977). A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*, 15 (3), 234-281.
- Salinas, R., Dal Pozzo, F., y Castillo, A. J. (2015). Propuesta metodológica para definir la vocación minera en el contexto del ordenamiento territorial venezolano. *Boletín Geológico y Minero*, 126 (4), 663-676.
- Sánchez, M. E., y Cárdenas, J. F. (2001). Lineamientos de ordenamiento ambiental territorial y la minería. Caso de estudio Parque Minero Mochuelo, Bogotá, Colombia. En R. C. Villas y R. Page (Eds.), *La minería en el contexto de la ordenación del territorio* (pp. 106-124). Río de Janeiro, Brasil: Cytet-Cetem.
- Sendra, J. B., y García, R. C. (2000). El uso de los sistemas de información geográfica en la planificación territorial. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, s.v. (20), 49-67.

- Silva, C. J., y Cardozo, O. D. (2015). Evaluación multicriterio y sistemas de información geográfica aplicados a la definición de espacios potenciales para uso del suelo residencial en Resistencia (Argentina). *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, s.v. (16), 23-40.
- Simeonov, L. I., Kochubovski, M. V., y Simeonova, B. G. (2011). *Environmental heavy metal pollution and effects on child mental development: Risk assessment and prevention strategies*. Dordrecht, Holanda: Springer.
- Soto, V., Esquivel, E. J., Castillo, D. A., y Martínez, Z. (2015). Determinación de la capacidad de acogida para la actividad minera en el municipio de Puerto Libertador-Córdoba. *Revista Ingeniería e Innovación*, 3 (1), 62-73.
- Villas-Bôas, R., y Sánchez, M. (2006). *Tecnologías limpias en las industrias extractivas minero-metalúrgica y petrolera*. Madrid, España: Cyted-Cetem.
- Vinuesa, M. A. (2000). Ordenación del territorio y desarrollo territorial: la construcción de las geografías del futuro. En Universidad Complutense de Madrid (Ed.), *Lecturas geográficas: homenaje a José Estébanez Álvarez* (pp. 629-642). Madrid, España: Editorial Complutense.
- Xavier, F., Tuokuu, D., Gruber, J. S., y Kayira, J. (2018). Challenges and opportunities of environmental policy implementation: Empirical evidence from ghana's gold mining sector. *Resources Policy*, 59 (s.n.), 435-445. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2018.08.014>
-



Paisaje de deforestación de los bosques naturales en Marechal Thaumaturgo Acr - Brasil.
Foto: Fuente propia.



Potencial de la teledetección para estudios de regeneración forestal en la Amazonia brasileña: una herramienta para apoyar la sostenibilidad

Diego Pinheiro de Menezes,²⁴ Homero Fonseca Filho,²⁴ Waldir Mantovani,²⁴
Luis Americo Conti,²⁴ Gabriel de Oliveira²⁵

24. Laboratorio de Computación Geoespacial (LACOGEO). Programa de Posgrado en Sostenibilidad de la Escuela de Artes, Ciencias y Humanidades (EACH), Universidad de São Paulo, Brasil (USP).

25. Departamento de Geografía y Ciencias Atmosféricas de la Universidad de Kansas. Lawrence, Kansas, Estados Unidos de América.

Resumen

En los últimos 50 años, más que en cualquier otro período de la historia, la superficie terrestre de los trópicos ha sido modificada de manera intensa y rápida, debido a la expansión de los frentes de ocupación humana sobre bosques maduros. Sin embargo, el abandono de áreas degradadas para abrir nuevos frentes de ocupación ha permitido procesos de regeneración forestal; estos bosques secundarios tienen una baja diversidad de especies, pero son altamente importantes para el restablecimiento de las funciones de los ecosistemas y de las reservas de nutrientes que han perdido los bosques originales. Adicionalmente, presentan una mayor tasa de absorción de carbono que los bosques maduros. El desarrollo de las técnicas de teledetección ha permitido monitorear grandes extensiones de tierra con un costo relativamente menor.

En este sentido, en este estudio se desarrolla un enfoque que utiliza el análisis de imágenes basadas en objetos (OBIA) para clasificar las etapas de sucesión del bosque secundario en un área de estudio de 11 124 km² alrededor del municipio de Santarém (Pará, Brasil). Entre los resultados se obtuvieron 19 clasificaciones digitales para el periodo comprendido entre 1984 y 2016, a partir de las cuales se identificó un patrón variable en la extensión de 2 clases de sucesión secundarias (5 a 15 años y > 30 años) y buena exactitud para la detección de cicatrices de degradación forestal reciente. Otro resultado relevante fue el modelado de un árbol de decisión aplicable a las imágenes de reflectancia de superficie recogidas por los satélites Landsat, procesando estos atributos de clasificación en un software de minería de datos.

Palabras clave: deforestación, rebrote de bosques, bosque secundario, análisis de imágenes basadas en objetos.

Abstract

The earth surface has been modified over the last 50 years more than any other period of the History, more intense and faster in the tropics due to the human occupation fronts over mature forest. Among abandoned forest degraded lands and the opening of new occupation fronts, forest regrowth takes place. The secondary

forest has a low diversity of species, however, they have major importance for the reestablishment of ecosystem functions and nutrient stocks lost from the original forests, as well as higher carbon absorption rate of the mature forests. Furthermore, the development of detection techniques provided the monitoring of large tracts of land with a relatively lower cost.

In this study, we developed an approach using object-based image analysis (OBIA) to classify the forest succession stages in a study area with 11,124 km² around Santarém (Para State, Brazil). Among the results, we did 19 different classifications covering 1984 to 2016, having identified a variable pattern in the extension of two secondary succession classes (5 to 15 years, >30 years). Another relevant result was the modeling of a decision tree applicable to surface reflectance images collected by the Landsat Satellites, processing these classifications attribute in data mining software.

Keywords: deforestation, forest regrowth, secondary forest, object-based image analysis.

Introducción

El cambio en el uso de la tierra ocurre más rápidamente en los trópicos, ya que el desequilibrio entre la deforestación y el rebrote forestal tiene grandes consecuencias para el ciclo global del carbono (Hansen et al., 2013). Estos cambios son altamente significativos en la cuenca del Amazonas (Nobre et al., 2016). La porción brasileña de la cuenca amazónica, históricamente caracterizada por breves ciclos económicos, se convirtió en una nueva frontera de ocupación a través de nuevos proyectos de explotación de bosques y minerales, obras de infraestructura y proyectos de colonización que conducen al surgimiento de nuevas áreas urbanas y, como consecuencia, a la deforestación.

Santarém es una de las regiones de la Amazonia brasileña que ejemplifica la situación de la ocupación humana. Se trata de un municipio que fue fundado en el siglo XVII, sobre un asentamiento indígena, a orillas de la confluencia de los ríos Amazonas y Tapajós. Este pueblo se caracterizó por ser albergue de una misión Jesuita donde se construyó un Fuerte, útil en la protección de la población ante los invasores extranjeros, conservando las etnias indígenas y evitando la ocupación de la Baja Amazonia y los valles del Bajo Tapajós. En los siguientes 2 siglos, la economía de la región de Santarém se basó en la extracción de cacao y caucho; no obstante, diversas adversidades desfavorables al medio ambiente, las malas técnicas de gestión de suelos, el poco capital para invertir y la escasez de mano de obra, agravada por el florecimiento de la Cabanagem²⁶ entre 1820 y 1850 (Cleary, 1998), retrasaron el desarrollo de la agricultura y la ganadería. Solo hasta la segunda mitad del siglo XX estas actividades reemplazaron cubiertas de bosque secundario en diferentes etapas de sucesión.

La regulación ambiental del estado de Pará garantiza la protección de ciertas áreas boscosas con etapas de regeneración medias a avanzadas; sin embargo, deja a un lado la importancia que tiene la fertilidad natural de otras tierras despejadas en las que se han destruido los bancos de semillas, la estructura del suelo y se han contaminado los recursos hídricos y terrestres con agroquímicos.

Prácticamente, todos los bosques tropicales han sufrido algún tipo de impacto humano (Corlett, 1994). De hecho, se estima que 9,5 millones de km² de bosques se perdieron entre 1700 y 1995 (Verpoorter, Kutser, Seekell y Tranvik, 2014; Wilson y Sader, 2002) debido a la expansión de las múltiples fronteras de la ocupación humana en los países tropicales. Cabe resaltar que el bosque secundario corresponde al 22,8 % (173 387 km²) de toda la cobertura de vegetación en el bioma amazónico brasileño (INPE, 2014).

26. Revuelta de parte de los negros, mestizos e indios contra la élite política local de la entonces provincia de Gran Pará en Brasil.

En la presente investigación se utilizó el método de análisis de imágenes basadas en objetos (OBIA) para clasificar las etapas de sucesión del bosque secundario, en un área de estudio de 11 124 km² alrededor del municipio de Santarém (Pará, Brasil), a partir de 19 escenas de Landsat. La obtención de las mejores clasificaciones se realizó mediante un método iterativo, hasta obtener las mejores reglas de decisión a partir de las primeras clasificaciones y utilizando el método de *Nearest Neighborhood*. Se obtuvieron clasificaciones cuyo número de segmentos varió entre 70 000 y 150 000; se identificó una pérdida de 26,2 % en la extensión de bosque maduro entre los años 1984 y 2016 y el aumento en la extensión de bosques secundarios.

5.1. Materiales y métodos

5.1.1. Localización del área de estudio

El área de estudio se encuentra en el estado occidental de Pará, entre los paralelos 1°59'56" y 3° 57'52" latitud sur, y 5°05'36" y 5°44'07" longitud oeste, con una superficie de 11 124 km² clasificada como área de expansión, consolidación y zonas críticas de la zonificación ecológica-económica de la carretera BR-163, limitando al norte con importantes ríos del estado, al oeste con el Bosque Nacional Tapajós y al sureste con los ríos Curuatinga y Curuá (Figura 18).

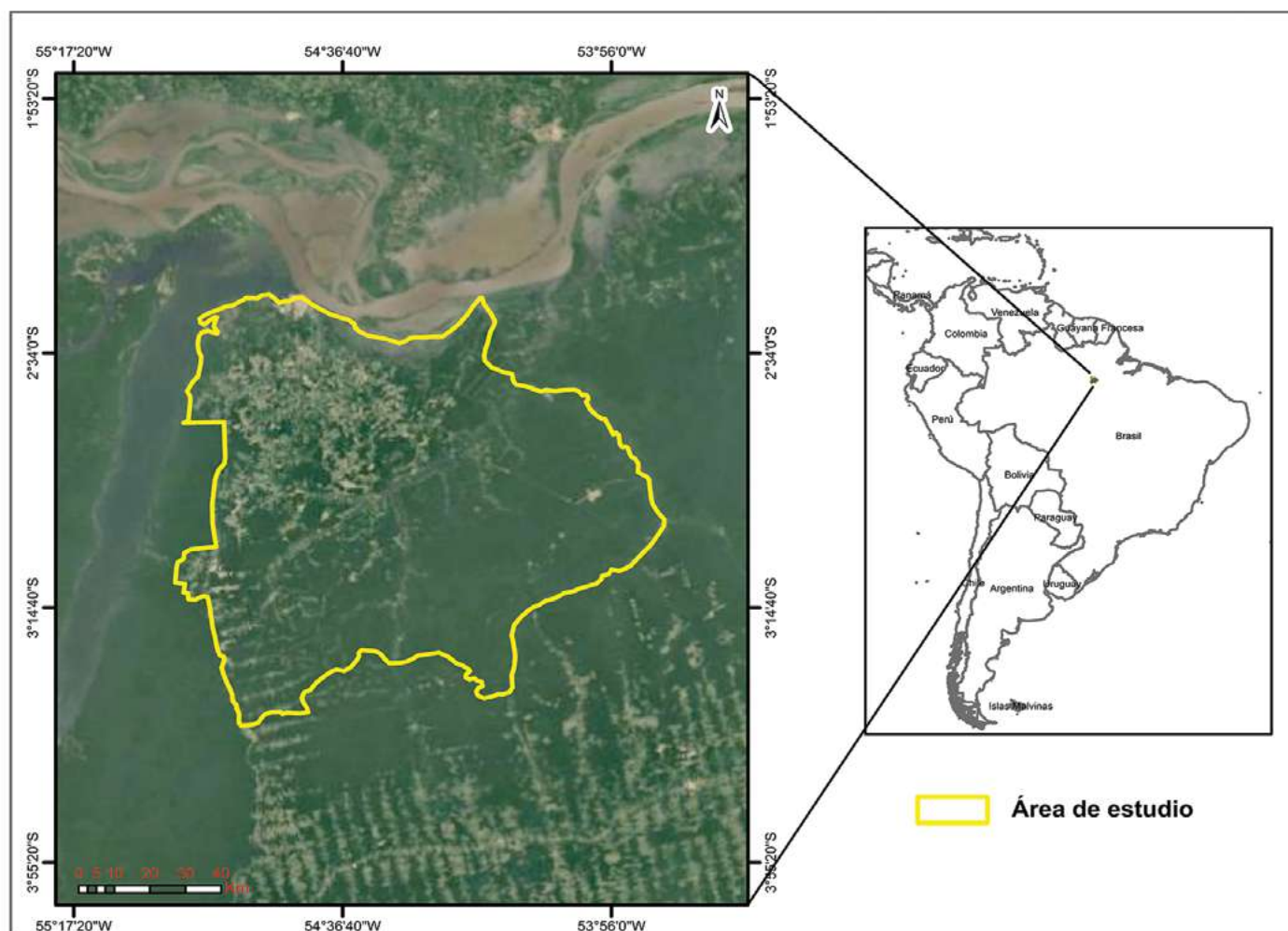


Figura 18. Localización de área de estudio. Fuente: elaboración propia.

5.1.2. Datos y software

Fueron seleccionadas 18 escenas de reflectancia de superficie orbital del catálogo Landsat —5-TM, 7-ETM+, 8-OLI— (USGS, 2018), con fechas entre 1984 y 2015, y una escena del IRS (Indian Resource Sat) de 2012 (año sin cobertura de escenas Landsat). Se seleccionaron los productos Landsat dada su excepcional resolución temporal y su posibilidad de cubrimiento de áreas extensas, tales como la estudiada.

La validación de la clasificación se soportó en 150 fotografías georreferenciadas en un recorrido de más de 1 000 km, vía terrestre, dentro del área de estudio en el año 2012. Adicionalmente, se utilizaron 150 fotografías de *Google Street View* del mismo año, las cuales cubren áreas no visitadas durante el trabajo de campo. El preprocesamiento de imágenes se realizó en el software ENVI; para realizar OBIA se utilizó el software eCognition (la construcción de conjuntos de reglas, árboles de decisión, segmentación y clasificación) y, para el análisis estadístico, se usó el software WEKA (Witten et al., 2016) debido a su capacidad para procesar grandes cantidades de datos y a su utilidad para apoyar el modelado del árbol de decisión.

5.1.3. Enfoque

La mayoría de los métodos desarrollados para estudios de cambios en la cobertura de uso de suelo, llevados a cabo en los primeros años de la década de 1970 (LUCC), se basan en clasificaciones por píxel; sin embargo, la clasificación de imágenes orientada a objetos se ha convertido recientemente en uno de los enfoques más utilizados, ofreciendo posibilidades para situaciones donde las propiedades espectrales no son únicas (Blaschke et al., 2014).

En la clasificación por píxel, las propiedades espectrales son, en gran medida, las más importantes para la identificación de objetos. Cuando una clase de objeto tiene una ‘firma’ espectral única, la clasificación es relativamente ‘trivial’. Sin embargo, cuando un objeto comparte las firmas espectrales con otras clases, el proceso se hace más complicado (Blaschke et al., 2014). OBIA, en cambio, permite trabajar no solo con la firma espectral, sino también con otros factores tales como: la forma, el tamaño, el patrón, el tono, la textura, las sombras y la asociación, asemejándose a la visión humana (Olson, 1960). Con base en estudios previos (Carreiras et al., 2014; Piazza et al., 2016), en el desarrollo de esta investigación fue adoptado un enfoque que involucra OBIA y minería de datos para la clasificación de etapas de sucesiones de bosque secundario, hasta ahora no aplicado en esta área de estudio.

5.1.4. Procedimientos

La Figura 19 presenta el flujo de pasos realizados para obtener una clasificación de las etapas sucesiones del bosque secundario, desde la selección de imágenes y su preprocesamiento, hasta la clasificación final y el análisis de resultados.

Inicialmente se hizo la segmentación de las imágenes, dividiendo una escena orbital en un mosaico de regiones u objetos por similitudes espectrales; seguidamente, estos segmentos fueron calificados para proporcionar la firma espectral, espacial y textural de cada clase definida. El número de muestras por clase dependió de la ocurrencia de esta clase en las escenas completas y se tuvo una variación de 50 a 200 objetos para cada una de las 10 clases específicas.



Figura 19. Flujo para clasificación de los bosques secundarios. Fuente: elaboración propia.

Para la definición de clases se consideraron varias categorías tales como: suelo expuesto, campos (barbecho, pastos y degradación forestal), formaciones naturales (campos y tierras inundadas), 3 etapas de sucesión forestal (SS1: 5-15 años; SS2: 15-30 años; SS3: > 30 años) para la Amazonia brasileña (Chazdon, 2012) y categorías no vegetales como agua, sombras y nubes.

Después de una primera segmentación de las clases y del proceso de muestreo, se realizó la primera clasificación utilizando el algoritmo *Nearest Neighborhood* en el software eCognition. Los primeros resultados de clasificación fueron exportados y procesados en el clasificador de árbol SimpleCart, disponible en el software de minería de datos WEKA. Seguidamente, los resultados de la clasificación del árbol SimpleCart fueron exportados a un lenguaje condicional, en un archivo TXT, que podría convertirse en reglas de decisión en eCognition. El proceso fue repetido hasta la obtención de resultados satisfactorios en la clasificación, con decisiones que podrían volverse a aplicar en otras escenas de Landsat recopiladas para este estudio.

5.2. Resultados y discusión

5.2.1. Segmentación

Después de aplicar evaluaciones empíricas (evaluando si se mapean todos los objetos reconocibles en una escena de resolución de 30 m), los parámetros empleados en la última segmentación fueron 40 para el parámetro de escala 40; 0,2 para la forma 0,2 y 0,5 para la compacidad.

5.2.2. Atributos y árboles de decisión

Como se mencionó anteriormente, una de las principales cualidades de OBIA es el aumento de los parámetros físicos, lo cual no está únicamente restringido a las propiedades espectrales de cada celda de una imagen. Fueron incluidos 6 atributos de textura GLCM (*Gray Level Correlation Matix*), descritos por Haralick, Shanmugam y Dinstein (1973), que son: el valor medio, la homogeneidad, la disimilitud, el contraste, la desviación estándar y la entropía, además de 4 índices de vegetación espectral: NDVI (Rouse Jr., Haas, Schell y Deering, 1974), SAVI (Huete, 1988), NDWI (Gao, 1996), NDMI (Wilson y Sader, 2002). El clasificador *Ranker* en WEKA revela que los índices de vegetación son cruciales como valores de raíz en la construcción de un árbol de decisión, mientras que los atributos de textura de GLCM pueden complementar las hojas de este árbol. En la Figura 20 se puede apreciar un fragmento del árbol de decisión.

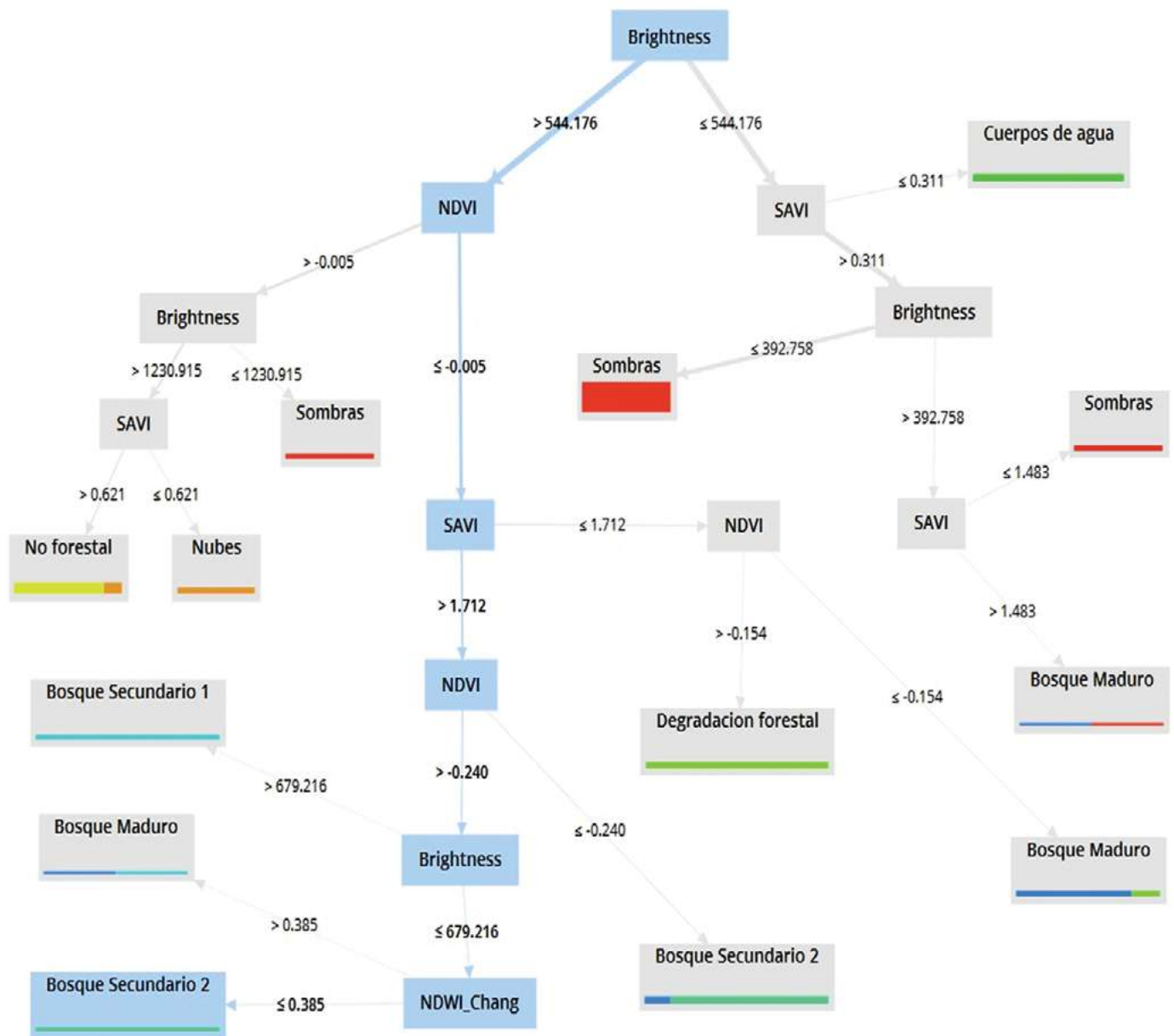


Figura 20. Fragmento del árbol de decisión utilizado en la clasificación para el año 2015. Fuente: elaboración propia.

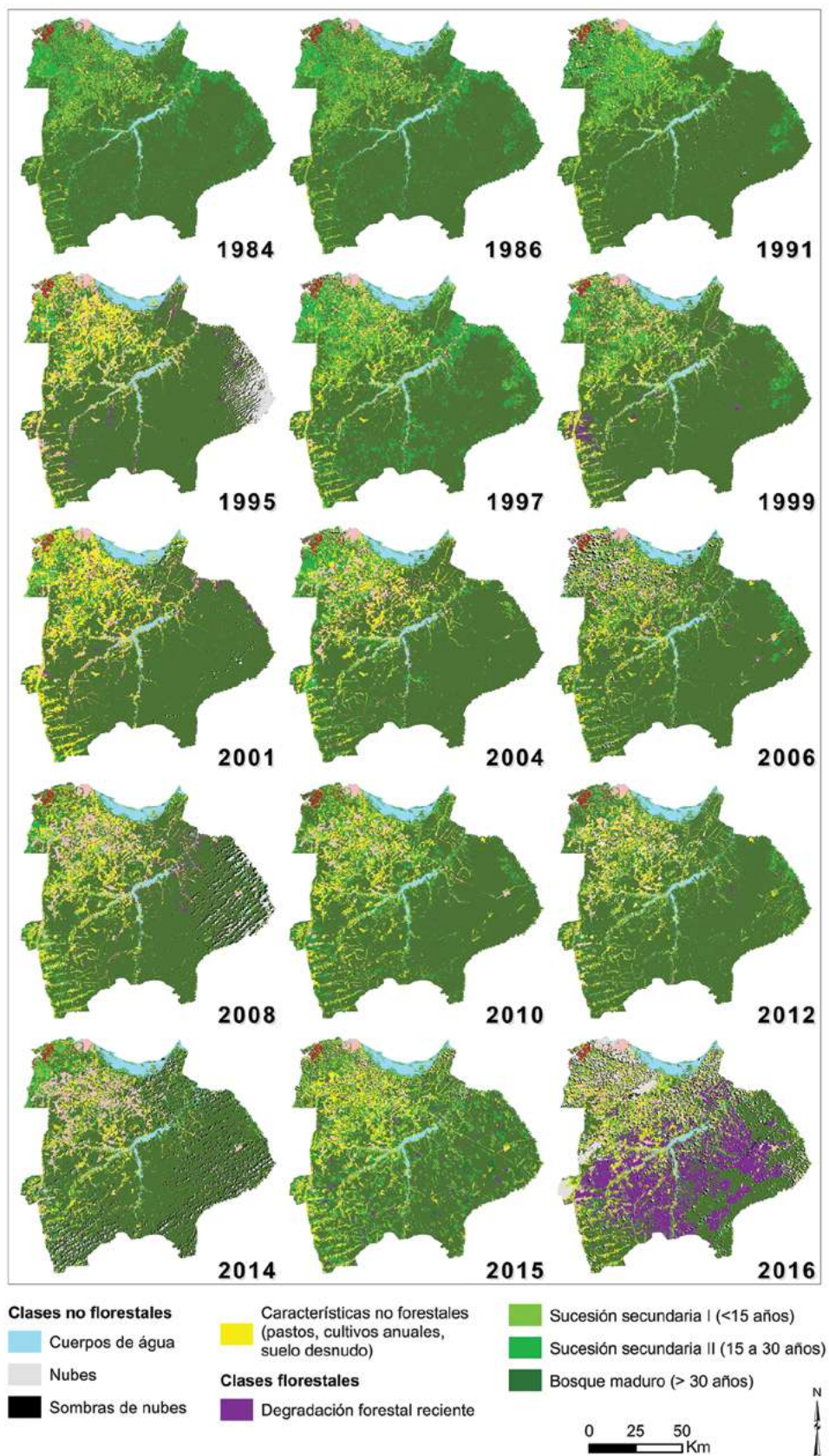


Figura 21. Cambios de uso del suelo en la región de Santarém en los últimos 32 años (de 1984 a 2016). Fuente: elaboración propia.

5.3. Consideraciones finales

El mapeo de las etapas de sucesión ecológica puede ayudar a identificar áreas adecuadas para la agricultura comercial, áreas apropiadas tanto para la agricultura familiar como para actividades extractivas, áreas de expansión urbana y áreas forestales especiales, evitando el uso de nuevas zonas para desarrollar esas dinámicas. Esto se configura en una contribución a los procesos de conservación de los bosques secundarios que pueden convertirse en áreas permanentes de preservación y recarga de acuíferos.

El uso de OBIA en imágenes multiespectrales ayudó a obtener buenos resultados con la segmentación. A través de la experiencia empírica se obtuvieron parámetros que permitieron reconocer los objetos correspondientes al bosque secundario. La exploración de 14 atributos ofreció una buena posibilidad indagatoria; sin embargo, se mostró limitada por la resolución espacial de las imágenes utilizadas. En particular, con relación a los atributos de textura (GLCM), la resolución espacial media puede ser la principal razón del bajo rendimiento de este atributo.

Los resultados del árbol de clasificación construido sugieren que la exactitud puede incrementarse con la eliminación de clases que traen resultados ambiguos e incorporando atributos que representen de mejor forma la estructura de la vegetación, tales como otros índices de vegetación y datos de elevación digital del terreno.

Como citar este capítulo:

Pinheiro de Menezes, D., Fonseca Filho, H., Mantovani, W., Conti, L., & de Olivera, G., 2020. Potencial de la teledetección para estudios de regeneración forestal en la Amazonia brasileña: una herramienta para apoyar la sostenibilidad En: Mejía Ávila, D., Soto Barrera, V. & Torres Bejarano, F., (Eds.), *Investigación para la Sostenibilidad Ambiental. Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental – RISA* (pp 89-97). 1ª ed. [online] Montería: Universidad de Córdoba, p.226. Disponible en: <<http://www.uniboyaca.edu.co/group/213>> [Consultado dd - mes - año].

Referencias citadas

- Blaschke, T., Hay, G., Kelly, M., Lang, S., Hofmann, P., Addink, E.,... Tiede, D. (2014). Geographic object-based image analysis-Towards a new paradigm. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 87 (100), 180-191.
- Carreiras, J.M., Jones, J., Lucas, R.M., y Gabriel, C. (2014). Land use and land cover change dynamics across the Brazilian Amazon: Insights from extensive time-series analysis of remote sensing data. *PloS One*, 9 (8), e104144. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104144>
- Chazdon, R. (2012). Regeneração de Florestas Tropicais Tropical Forest Regeneration. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais*, 7 (3), 195-218.
- Cleary, D. (1998). “Lost altogether to the civilised world”: Race and the Cabanagem in Northern Brazil, 1750 to 1850. *Comparative Studies in Society and History*, 40 (1), 109-135. Doi: 10.1017/S0010417598980045
- Corlett, R. T. (1994). What is secondary forest? *Journal of Tropical Ecology*, 10 (3), 445-447.
- Gao, B. C. (1996). NDWI– A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58 (3), 257-66.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A.,... Townshend, J.R. (2013). High-resolution global maps of 21 St-Century forest cover change. *Science*, 342 (6160), 850-853.
- Haralick, R., Shanmugam, K., y Dinstein, I. (1973). Textural features for image classification. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, 2 (6), 610-621.
- Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25 (3), 295-309.
- INPE —Instituto Nacional de Investigación Espacial de Brasil—. (2014). Projeto TerraClass 2014. Recuperado de http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/terraclass2014.php.
- Nobre, C., Sampaio, G., Borma, L., Castilla, J., Silva, J., y Cardoso, M. (2016). Land-Use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113 (39), 10759-10768.
- Olson, C. E. (1960). Elements of photographic interpretation common to several sensors. *Photogrammetric Engineering*, 26 (4), 651-656.
- Piazza, G. A., Vibrans, A. C., Liesenberg, V., y Refosco, J. C. (2016). Object-oriented and pixel-based classification approaches to classify tropical successional stages using airborne high-spatial resolution images. *GIScience & Remote Sensing*, 53 (2), 206-226.
- Rouse, J. Jr., Haas, R.H., Schell, J.A., y Deering, D.W. (1974). Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. *Actas del Tercer Simposio de Tecnología de Recursos de la Tierra*. Documento publicado por la Nasa. Texas, Estados Unidos.
- Verpoorter, C., Kutser, T., Seekell, D.A., Tranvik, L.J. (2014). A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. *Geophysical Research Letters*, 41 (18), 6396-6402. Doi: <https://doi.org/10.1002/2014GL060641>
- Wilson, E.H., y Sader, S.A. (2002). Detection of forest harvest type using multiple dates of landsat TM imagery. *Remote Sensing*, 80 (3), 385-396. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425701003182>.
- Witten, I., Frank, E., y Hall, M. (2016). *Data mining: Practical machine learning tools and techniques*. Burlington, Estados Unidos: Morgan Kaufmann.



Remoción de suelo en actividad de minería de oro en la cuenca alta del río San Jorge.
Foto: Fuente propia.

CAPÍTULO 6



"VIGILADA MINEDUCACIÓN"

Estrategias de regeneración de terrenos con suelos degradados por minería aurífera aluvial en un tramo de la ribera del río San Pedro (Córdoba, Colombia)

Mónica C. Cantero Benítez,²⁷ Zoraya Martínez Lara,²⁷ Vanina Rhenals Cogollo,²⁸
y Argemiro Moreno Arteaga²⁸

27. Grupo de Investigación en Modelación y Evaluación de Sistemas Ambientales- GIMESA. Departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Córdoba. Correos electrónicos: mccantero@correo.unicordoba.edu.co y zymartinezlara@correo.unicordoba.edu.co

28. Departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Córdoba. Correo electrónico: vaninarhenals26@gmail.com

Resumen

En la cuenca alta del río San Pedro, municipio de Puerto Libertador (Colombia), en el tramo comprendido entre las desembocaduras de las quebradas William y Las Claras, se extrae oro de placeres aluviales. Aunque la información existente acerca del impacto de la minería y el estado de los recursos naturales en la zona es escasa, se observa deterioro de dichos recursos como consecuencia del barequeo y la extracción con maquinaria pesada. El presente artículo genera información de la degradación del recurso edáfico para la formulación de las estrategias orientadas a la recuperación de las funciones ecológicas en el tramo en estudio. La revisión de literatura, identificación de sitios afectados, caracterización de los materiales edáficos y la evaluación del nivel de degradación del suelo mediante evaluación cualitativa, fueron los aspectos metodológicos implementados. Se identificaron 12 sitios afectados con niveles de degradación ligero, moderado, severo y extremo a los cuales les fueron formuladas estrategias encaminadas a la regeneración de los terrenos y el recurso edáfico, tales como: manejo de las lagunas de colas, ordenación de los estériles para acondicionar la topografía, reconformación y nivelación de la superficie de los terrenos, y revegetalización.

Palabras clave: degradación de suelos, regeneración de terrenos, minería aurífera aluvial, revegetalización.

Abstract

In the upper basin of the San Pedro River, municipality of Puerto Libertador, Colombia, in the section between the mouths of the William and Las Claras ravines, gold is extracted from alluvial pleasures. Although the existing information about the impact of mining and the state of natural resources in the area is scarce, deterioration of natural resources is observed as a result of barefoot and heavy machinery extraction. This article generates information on the degradation of the edaphic resource for the formulation of strategies aimed at the recovery of ecological functions in the section under study. The literature review, identification of affected sites, characterization of edaphic materials and the evaluation of the level of soil degradation through qualitative evaluation, were the methodological aspects implemented. Twelve affected sites were identified with levels of light, moderate, severe and extreme degradation to which strategies aimed at the

regeneration of the land and the edaphic resource were formulated, such as: management of the tailings lagoons, management of sterile condition the topography, the reformation and leveling of the land surface, and revegetalization.

Keywords: soil degradation, regeneration of the land, alluvial gold mining, revegetalization.

Introducción

Las explotaciones mineras son causa de fuertes impactos sobre el suelo, debido principalmente a los grandes volúmenes de materiales que se desplazan, creando huecos y escombreras que cambian la fisiografía de la zona y alteran las características productivas del terreno, dando lugar a problemas ambientales, ecológicos y paisajísticos en las áreas de explotación y sus alrededores (Paradelo 2013).

Según Andrade, Rodríguez y Wills (2012), una de las principales causas de transformación y degradación de los ecosistemas naturales de Colombia ha sido la minería a cielo abierto, en especial la minería aurífera aluvial en la mayoría de las cuencas hidrográficas del país.

El *Diagnóstico ambiental de la cuenca hidrográfica del río San Jorge*, al sur del departamento de Córdoba, realizado por la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge (CVS, 2005), señala que la explotación de oro en Córdoba es básicamente de aluvión y se realiza principalmente en la cuenca alta y media del río San Jorge, en los municipios de Ayapel y Puerto Libertador. Así mismo, en la ribera del río San Pedro se explotan placeres aluviales, aplicando métodos de extracción artesanal (“barequeo”) y extracción con maquinaria pesada (retroexcavadora), causando deterioro en los recursos naturales de la zona (CVS, 2008; Alcaldía de Puerto Libertador, 2005). La minería aurífera aluvial que genera de manera directa considerables efectos adversos sobre el recurso suelo, es la perpetrada en los placeres de terraza hacia las riberas del río y no en su cauce. Es usual que una vez terminadas las explotaciones no se realice manejo post minería en los sitios explotados, dejando estas áreas abandonadas y generando un pasivo ambiental.

En la zona de estudio no se cuenta con información detallada que permita establecer el nivel de degradación de los suelos por causa de la minería aurífera aluvial; tampoco de las posibilidades de recuperación del ecosistema, ni de la capacidad de los suelos para soportar alguna actividad productiva. Por esto se señalan la regeneración de terrenos y la revegetalización como métodos prácticos y eficientes para recuperar la capacidad productiva en tierras degradadas por esta práctica (Rendón, 2011). El objetivo de esta investigación fue la definición de estrategias de regeneración de terrenos degradados por la minería aurífera en un tramo de la ribera del río San Pedro (entre la desembocadura de la quebrada William y la desembocadura de la quebrada Las Claras), con base en el nivel de degradación de los suelos calculado mediante la metodología Glasod (Oldeman y Van Lynden, 1997).

6.1. Materiales y métodos

6.1.1. Área de estudio

La investigación fue desarrollada en la cuenca alta del río San Jorge, al sur del departamento de Córdoba, Colombia. Se seleccionó un tramo de la ribera del río San Pedro de aproximadamente 18,4 km de longitud y 500 m de *buffer*, desde el cauce hasta los márgenes, comprendido entre la desembocadura de la quebrada

William (07° 42' 25,3" de latitud norte y 75° 43' 42,1" de longitud oeste) hasta la desembocadura de la quebrada Las Claras (07° 50' 34,6" de latitud norte y 75° 42' 47,9" de longitud oeste). Territorialmente, la zona se ubica entre los corregimientos de San Juan de Asís, Juan José y Villanueva (Figura 22).

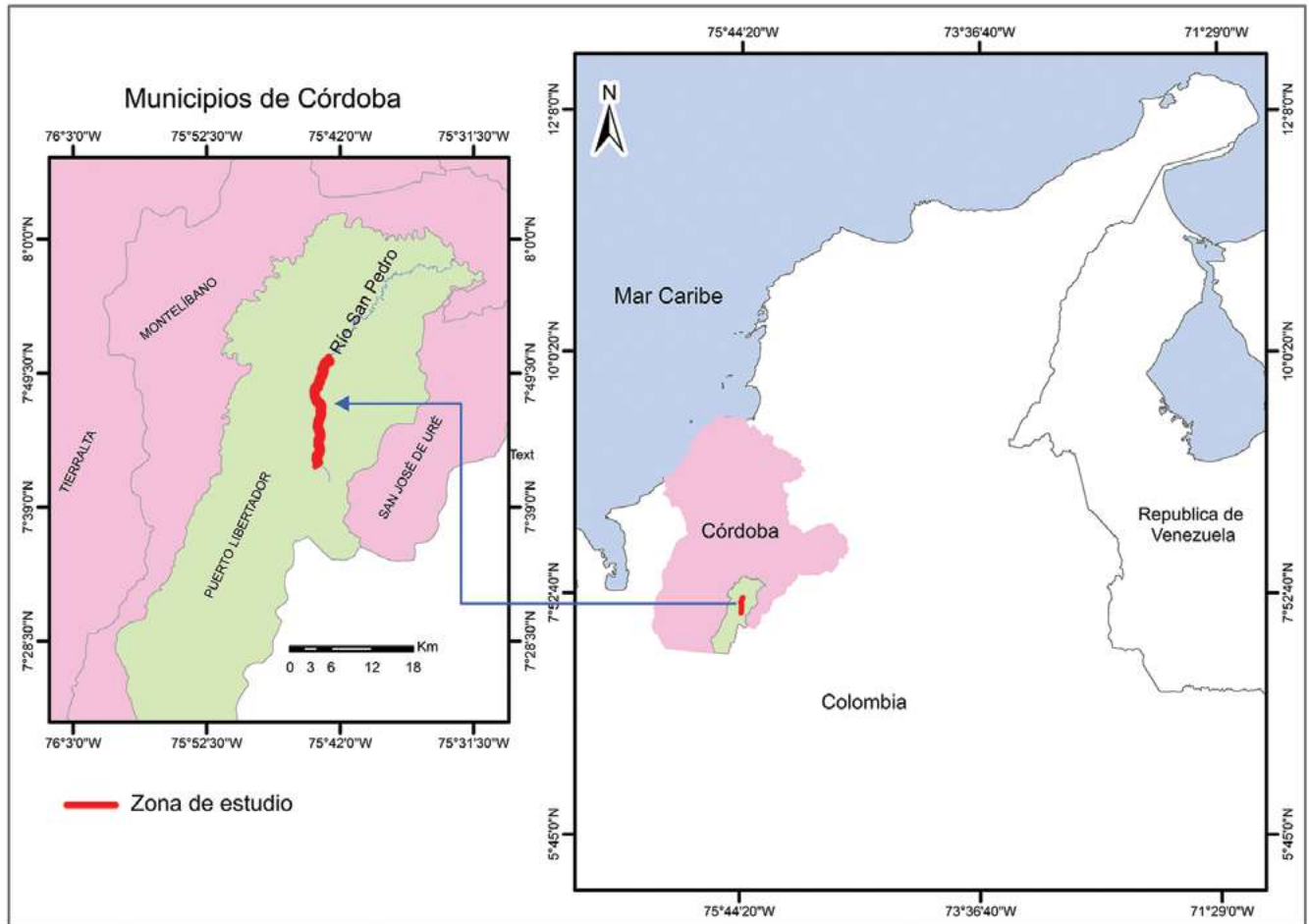


Figura 22. Localización del área de estudio. Fuente: elaboración propia.

6.1.2. Diseño metodológico

6.1.2.1. Identificación de las características geomorfológicas y edafológicas de los sitios afectados por minería.

Las características geomorfológicas y edafológicas fueron determinadas a partir de información secundaria y su respectivo reconocimiento en campo. Las fuentes consultadas fueron: *Estudio general de suelos y zonificación de tierras del departamento de Córdoba* (IGAC, 2009) y el *Esquema de Ordenamiento Territorial (EOT) 2005-2017 del municipio de Puerto Libertador* (Alcaldía de Puerto Libertador, 2005).

6.1.2.2. Inventario y descripción de sitios afectados

Se realizó un recorrido por la zona de estudio para inventariar y georreferenciar los sitios afectados por minería aurífera aluvial, así como documentar los métodos de extracción y el estado de la explotación. Se utilizó la cartografía básica del IGAC a escala 1:25.000, planchas 92IB, 92IIA, 92ID y 92IIC, y el EOT del municipio de Puerto Libertador (Alcaldía de Puerto Libertador, 2005).

La descripción de los sitios georreferenciados fue hecha con base en la *Guía técnica para orientar la elaboración de estudios de caracterización de sitios contaminados* (Sermanat, 2010), haciendo necesaria la descripción del área total ocupada directamente por la intervención minera, como de aquellos sectores considerados extensiones del área de explotación, por encontrarse ocupados con elementos comunes resultantes del laboreo minero. La definición de los sectores de extensión se realizó teniendo en cuenta los criterios definidos en los documentos *Glosario técnico minero* (Ministerio de Minas y Energía, 2015) y el *Manual para el inventario de minas abandonadas o paralizadas* (ASGMI, 2010), diseñado por la Asociación de Servicios de Geología y Minería Iberoamericanos. Se llevaron a cabo observaciones directas quedando como evidencia el registro fotográfico.

6.1.2.3. Evaluación de la degradación del suelo

La evaluación de la degradación siguió la metodología *Global Assessment of Soil Degradation* —Glasod— (Oldeman y Van Lynden, 1997), usando características descriptivas utilizadas para evaluar el estado de la degradación de los suelos y clasificarlo en uno de estos 4 niveles: ligero, moderado, severo y extremo. En el presente trabajo se hicieron algunos ajustes a criterios, de acuerdo con las condiciones de la zona (Tabla 18).

Tabla 18. Funciones usadas para evaluar el estado de degradación de los suelos.

FUNCIONES	NIVELES DE DEGRADACIÓN DEL SUELO			
	Ligero	Moderado	Severo	Extremo
Cobertura vegetal	Áreas descubiertas entre el 10 al 25 %.	Áreas descubiertas entre el 25 y 50 %.	Áreas descubiertas entre el 50 al 75 %.	Áreas descubiertas que superan el 75 %.
Función biótica	Anidamiento, refugio y reparación de macroorganismos.	Anidamiento, refugio y reparación de micro y mesoorganismos.	Actividad de la biota pionera y oportunista.	Solo presencia de la biota pionera más simple.
Rehabilitación potencial	Acciones de aislamiento y favorecimiento de coberturas nativas con resultados a corto plazo.	Acciones de aislamiento y favorecimiento de coberturas nativas con resultados a mediano plazo.	Aislamiento, requerimiento ingenieril y bioingenieril, con resultados a largo plazo.	Impactos causados son de carácter lentamente reversible.
Capacidad de uso	Agricultura tradicional con restricciones y pastos.	Agricultura de subsistencia con prácticas ligeras de manejo (conservación + nutrición).	Bosque protector y, si se presentan las condiciones, bosque protector productor.	Usos de conservación.

Fuente: adaptado a partir de la metodología Glasod (Oldeman y Van Lynden, 1997).

Con el propósito de determinar el nivel de degradación del suelo, se utilizó un método cualitativo basado en las observaciones hechas en campo para cada sitio de trabajo, de conformidad con los siguientes factores: estado antes de la minería, duración y tipo de explotación, tiempo desde que cesó la actividad, ocupación, cobertura y pedregosidad del sustrato. Esta información se analizó con el fin de calificar el nivel de degradación para las funciones del suelo evaluadas.

Para la elaboración de la cartografía temática con base en la calificación del nivel de degradación en cada sitio, se tuvo en cuenta el nivel de degradación prevaleciente. Bajo este precepto, los lugares que se calificaron como nivel de degradación extremo, severo, moderado y ligero obedecieron a que todas las funciones, o por lo menos 3 de las 4 evaluadas, quedaron en este nivel. Si 2 funciones calificaban en 2 niveles diferentes, se dio una categoría con el nombre de los 2 niveles, como en el caso de la calificación entre severo y extremo.

6.1.2.4. Estrategias de regeneración de terrenos con suelos degradados

Teniendo en cuenta las características de la zona, la actividad minera y el análisis de la evaluación del estado actual del suelo, específicamente el nivel de degradación según la rehabilitación potencial, se procedió a la formulación de estrategias orientadas a manejar y regenerar las condiciones de alteración de los terrenos. Una vez planteadas las acciones encaminadas al manejo del terreno, se propusieron las estrategias de revegetalización de los sitios afectados por minería. Estas estrategias se plantearon siguiendo el *Protocolo de restauración ecológica de áreas degradadas por minería a cielo abierto de oro y platino en el Chocó biogeográfico* (Klinger et al., 2012).

6.2. Resultados y discusión

6.2.1. Caracterización general de los sitios afectados por minería

6.2.1.1. Inventario y descripción de sitios afectados

Se identificaron un total de 12 sitios afectados por minería aurífera aluvial (figura 23), los cuales fueron intervenidos inicialmente con retroexcavadora.

Los primeros 5 sitios denominados PL-01, PL-02, PL-03, PL-04 y PL-05 se clasificaron geomorfológicamente como paisajes de montaña y de lomerío, mientras que el resto se relacionaron con geoformas de modelado aluvial, como llanuras aluviales y planos de inundación.

Las características generales de los suelos en Córdoba (IGAC, 2009) indican que los sitios ubicados en paisajes de montaña agrológicamente pertenecen a tierras de clase VI, con un uso potencial asociado a cultivos multiestrato. Aquellos ubicados sobre paisajes de planicie aluvial pertenecen a tierras de la clase IV, caracterizados por presentar pendientes planas a casi planas, baja salinidad, poca profundidad efectiva y mal drenaje; son suelos aptos para agricultura de subsistencia (cultivos de arroz seco y maíz), pastos nativos resistentes a la humedad y usos forestales.

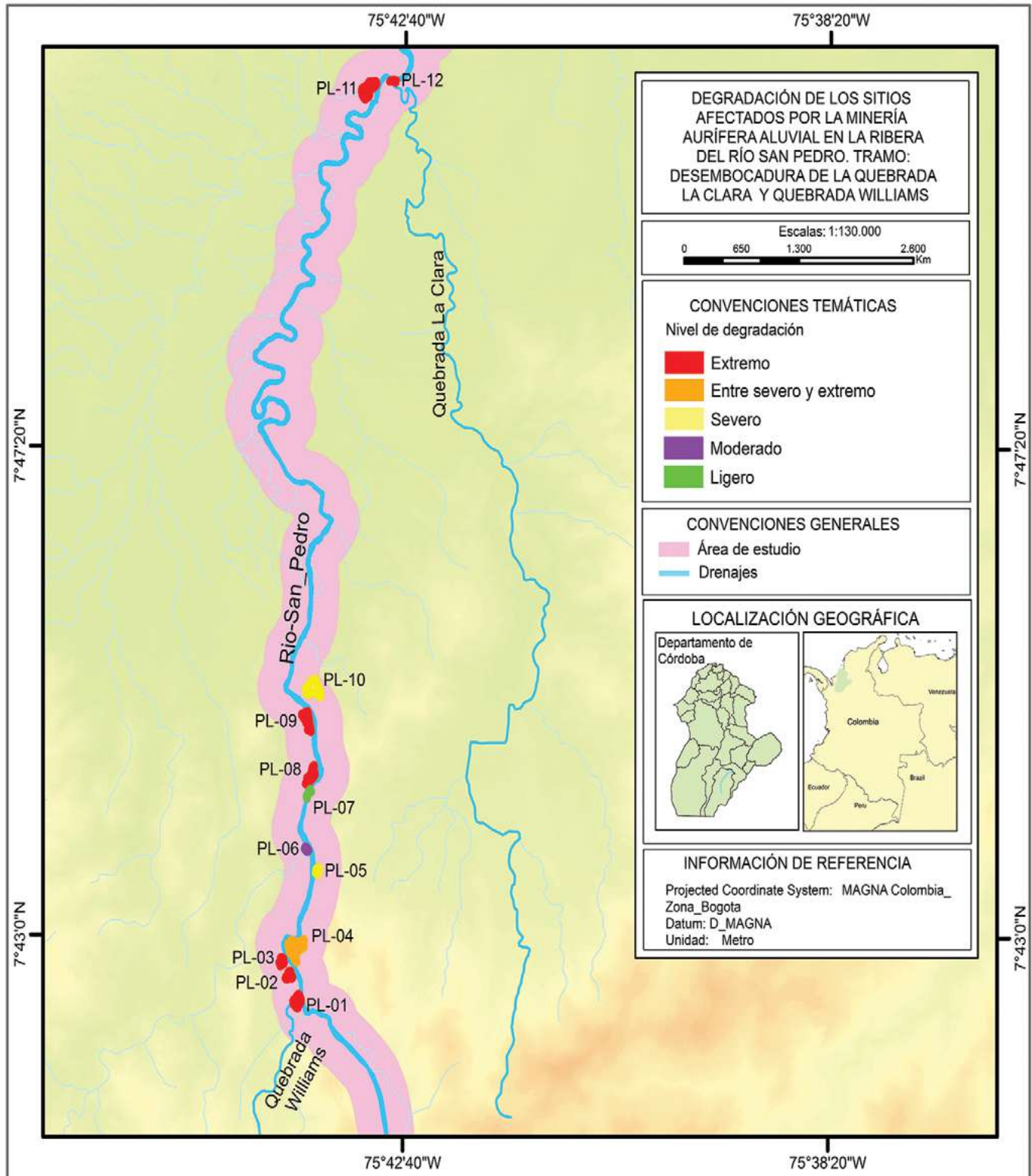


Figura 23. Sitios afectados por minería aurífera aluvial

En la realización del inventario se encontraron activos los sitios PL-02 y PL-10 con minería de barequeo y la utilización de canalón y motobomba. En total se calculó una superficie de 261 145 m² de terrenos degradados por la minería aurífera aluvial, que presentan como características generales las reportadas en la Tabla 19.

Tabla 19. Sitios afectados por minería aurífera aluvial en la zona de estudio.

Código de Identificación	Coordenadas geográficas	Duración de la explotación	Estado de la minería	Área total del sitio (m²)
PL-01	N 07° 42' 26,2" W 75° 43' 43,3"	6 meses	Abandonada	20.413
PL-02	N 07° 42' 38,9" W 75° 43' 49,6"	3 meses con retroexcavadora y activa por temporadas con motobomba	Activa con barequeo	11.908
PL-03	N 07° 42' 46,9" W 75° 43' 53,2"	1 mes	Abandonada	7.934
PL-04	N 07° 42' 56,2" W 75° 43' 46,6"	7 meses	Abandonada	53.982
PL-05	N 07° 43' 34,4" W 75° 43' 34,2"	2 meses	Abandonada	5.521
PL-06	N 07° 43' 45,8" W 75° 43' 39,1"	1 semana	Abandonada	3.145
PL-07	N 07° 44' 15,5" W 75° 43' 37,5"	3 días	Abandonada	4.916
PL-08	N 07° 44' 23,8" W 75° 43' 34"	1 mes	Abandonada	21.274
PL-09	N 07° 44' 55,3" W 75° 43' 39,1"	2 meses	Abandonada	25.602
PL-10	N 07° 45' 11,7" W 75° 43' 35,3"	1 año con temporadas activas y paralizadas	Activa con barequeo	49.129
PL-11	N 7° 50' 30,9" W 75° 43' 3,3"	5 años con temporadas activas y paralizadas	Activa con retroexcavadora	53.607
PL-12	N 07° 50' 34,5" W 75° 42' 47,8"	2 meses	Abandonada	3.714

Fuente: elaboración propia.

De conformidad con la ocupación que presentan ciertas áreas en los sitios, se establecieron los siguientes sectores:

— *Sectores con estéril*. Se presentaron en los 12 sitios dispuestos de manera irregular, heterogénea y desordenada, por lo que no fue posible definir un área o límite para estos sectores. La concentración de pilas de estériles de diferente tamaño fue común, normalmente como montículos con alturas entre 0,5 m y 3 m con poca o nula vegetación y dispuestos sin criterios o diseño geotécnico. Los sitios PL-01, PL-02, PL-04, PL-05, PL-06, PL-07, PL-08, PL-09, PL-11, PL-12 son susceptibles de inundaciones y arrastre de los estériles hacia los cursos de agua, por encontrarse ubicados a orillas del río San Pedro.

— *Sectores ocupados con laguna de colas abandonadas*. Las retroexcavadoras, al extraer el material aluvial, dejaron grandes depresiones que se convirtieron en las lagunas de las colas producidas con el beneficio del material. Excluyendo los sitios PL-07, PL-11 y PL-12, los demás presentan lagunas de colas abandonadas y distribuidas de forma heterogénea, de conformidad con el avance de los frentes mineros de explotación.

— *Sectores ocupados con lodos de minería*. Se presentaron en los sitios con actividad minera al momento del inventario, específicamente donde eran efectuadas las descargas de los lodos generados durante el beneficio del oro. En PL-02 los lodos estaban esparcidos sobre suelos que no eran objeto de explotación minera. En el sitio PL-10 los lodos estaban expuestos a procesos de inundación, pudiendo ser removidos hacia el río San Pedro. En PL-11 se observó el vertimiento de una corriente de lodo que fluye desde la laguna de las colas hasta el río San Pedro.

— *Sectores ocupados con residuos de descapote*. Con excepción de los sitios PL-02, PL-11 y PL-12, se encontraron materiales de descapote producidos por el desmonte realizado con retroexcavadora. La capa vegetal, luego de ser removida con maquinaria pesada, se depositó inadecuadamente sobre el área de explotación y fue mezclada con los estériles, constituyendo la presencia de material espólico. Estos sectores se caracterizan por la presencia de cobertura vegetal que se desarrolla sobre la mezcla de suelo y estéril, mezcla que conserva las fracciones mineral y orgánica del suelo removido. En estos lugares se realizaron excavaciones con el fin de determinar si existía horizonación en el suelo, proceso que arrojó resultados negativos, ya que no se identificaron horizontes pedológicos sino una mezcla de materiales.

— *Sectores ocupados con frentes de explotación inactivos*. Los sitios PL-02 y PL-03 presentan cambios bruscos en la topografía, como escarpes de terraza y taludes de excavación casi verticales generados por el uso de maquinaria pesada sin criterios técnicos. En PL-03 y PL-12 hay encharcamiento en las depresiones profundas dejadas por la extracción del depósito aluvial con maquinaria pesada, las cuales, por su topografía negativa, son susceptibles de inundación por las quebradas San Pedrito y Las Claras, respectivamente.

— *Sectores ocupados con frente explotación activa*. El sitio PL-02 muestra un perfil aluvial descubierto donde se efectúa minería de barequeo. En PL-10 la explotación es realizada mediante canalón, utilizando electrobomba para captar el agua requerida en los procesos de lavado y beneficio desde la laguna de cola abandonada; en PL-11 se observó la presencia de una laguna de cola activa, que ocupa 1 846 m², lo que corresponde al 3,44 % del área del sitio, donde se deposita el lodo resultante del proceso minero.

6.2.2. Evaluación de la degradación del suelo

Para cada sitio se evaluó el nivel de degradación del suelo de conformidad con las funciones de cobertura vegetal, biótica, rehabilitación potencial y capacidad de uso, según la metodología Glasod.

Con relación al uso y la cobertura del suelo antes de la intervención minera, según lo señalado por los habitantes de la zona, los sitios PL-01, PL-04 y PL-05 presentaban pastos enrastrados con ganadería extensiva, y las áreas adyacentes a los sitios PL-02 y PL-04 tenían bosque de galería intervenido, que era utilizado para la extracción forestal selectiva. Los 7 sitios restantes, ubicados en los planos inundables, mostraban pastos nativos y ganadería extensiva, excepto el PL-07 que era destinado para la agricultura de subsistencia con cultivos de maíz asociados con arroz seco.

En la Figura 23 se muestra la cartografía temática, con la valoración general del nivel de degradación para cada sitio, de conformidad con la calificación cualitativa sugerida en la metodología. Actualmente, el nivel de degradación del suelo resultó variable, gradando desde extremo hasta severo, moderado y ligero. Los sitios PL-01, PL-02, PL-03, PL-11 y PL-12 mostraron un nivel de degradación extremo, superando el 75 % del área sin vegetación. Aquello como consecuencia de la remoción de la capa vegetal durante la actividad minera y la conformación de sectores con diversas ocupaciones, como lagunas de colas, estériles, encharcamientos, escarpes de terraza y frentes activos dentro del área; sectores todos que no contribuyen a favorecer las condiciones necesarias para la regeneración espontánea de la cubierta vegetal.

Los sitios PL-04, PL-05, PL-08, PL-09 y PL-10 revelaron un nivel severo de degradación del suelo, con áreas descubiertas en porcentajes que van desde el 50 hasta el 75 %, ocupadas por lagunas de colas. Se observó cobertura vegetal tipo malezas sobre la mezcla de material espólico, residuos de descapote y algunos estériles. En el sitio activo PL-10 los lodos producidos durante el beneficio del oro son esparcidos, desorganizadamente, sobre la mayor parte del lugar, impidiendo el crecimiento de la vegetación.

El sitio PL-06 se calificó con un nivel moderado de degradación del suelo, resultado del descapote parcial en el terreno y de la corta duración de las operaciones mineras (una semana). En el PL-07 el nivel de degradación se calificó como ligero, ya que el terreno siguió manteniendo similar cobertura a la presentada antes de la intervención minera, la cual fue muy leve y de corta duración (3 días). Aunque se hizo remoción de material, generando estériles, fue posible el mantenimiento de un pequeño cultivo de arroz seco.

La función biótica a causa de la explotación minera ha sido seriamente afectada, dado que fue perturbado totalmente el ecosistema que existía. De acuerdo con Vélez, Idárraga y Muñoz (2010), quienes establecieron que la minería genera impactos biológicos y ecológicos por la pérdida de la biodiversidad edáfica y de las funciones ecosistémicas, se calificó el nivel de degradación de los sitios infiriendo que, en general, la actividad biológica había decrecido con relación a la pérdida de la cobertura vegetal.

La principal causa de la disminución en la función biótica ha sido la pérdida de la cobertura edáfica y vegetal en la mayoría de los sitios, y aunque en algunos casos se mantuvo presente, hubo una considerable disminución de algunas propiedades físico-químicas, como la estructura del suelo, la cual está estrechamente ligada con la presencia de poros que funcionan como el hábitat de gran parte de las especies de organismos vivos del suelo. En la actualidad, los suelos de la mayoría de los sitios no presentan condiciones para brindar anidamiento, refugio y reparación de la fauna y flora, porque han sido alterados, quedando mezclados con materiales espólicos y siendo incapaces de cumplir funciones ecológicas y ambientales. La

función biótica está estrechamente relacionada con la cobertura vegetal que fue removida en su mayoría y solo hay capa vegetal en algunas pocas zonas dentro de los lugares.

Los sitios PL-01, PL-05, PL-06, PL-08, PL-09 y PL-10 mostraron un nivel moderado de degradación del suelo, debido a que la actividad minera generó unas condiciones edafológicas mínimas, suficientes para ofrecer anidamiento, refugio y reparación de micro y mesoorganismos.

El sitio PL-07 reveló un nivel ligero de degradación del suelo, ya que la presencia de un cultivo de arroz en el área implica la existencia de suelo, capa vegetal y las condiciones para que permanezcan mesoorganismos y algunos pequeños vertebrados como macroorganismos.

Por otra parte, en PL-02 y PL-11 el nivel de degradación es extremo, lo cual está asociado a la poca presencia de suelo y cobertura vegetal, y a la permanencia de materiales espólicos que garantizan la presencia de la biota pionera más simple, única capaz de surgir bajo estas condiciones; además, debe considerarse que estos lugares se encuentran activos y que están sometidos a constantes intervenciones. Los sitios PL-03, PL-04 y PL-12 presentaron un nivel de degradación de suelo severo, debido a las precarias condiciones, aunque incluso así pueden cobijar organismos oportunistas con capacidad de adaptación.

La función de rehabilitación potencial se considera dependiente, principalmente, del estado de alteración de las zonas afectadas, así pues los sitios PL-01, PL-02, PL-03, PL-04, PL-05, PL-08, PL-09 y PL-12 se calificaron con un nivel extremo. De estos, PL-01, PL-04, PL-08 y PL-09 muestran un área afectada muy grande y presentan un importante porcentaje de terreno ocupado por lagunas abandonadas; el sitio PL-12 está anegado casi completamente, y en PL-02 y PL-03 las modificaciones sobre la pendiente fueron tan radicales, que reconstruir la topografía original está fuera de las posibilidades, debido a que el acceso para cualquier tipo de maquinaria se considera difícil.

Los sitios PL-10 y PL-11 se calificaron como de nivel severo, ya que su rehabilitación requiere de la ejecución de importantes obras de ingeniería y bioingeniería. En el caso de PL-10 y PL-11, sitios activos de gran extensión, se asume que el continuo avance de la actividad podría llegar a generar efectos ambientales prácticamente permanentes. Si se efectuaran sobre estas áreas actividades de aislamiento, y obras de ingeniería y bioingeniería, podrían obtenerse a largo plazo resultados positivos, aunque siempre existiría la incertidumbre con relación a la recuperación de las funciones ecosistémicas que el suelo poseía antes de la intervención.

Entre tanto, PL-06 y PL-07 tuvieron una duración de intervención minera muy corta con poca variabilidad, por lo que requerirían de la implementación de actividades menores de adecuación, consistentes en acciones de aislamiento y favorecimiento de coberturas nativas. Debido al nivel de degradación moderado presentado en PL-06, se podría esperar a obtener resultados a mediano plazo, y a corto plazo para PL-07, ya que fue clasificado con un nivel de degradación de suelo ligero. En general, se recomienda el aislamiento de los sitios para que con el paso del tiempo se mejore su condición y se favorezcan los procesos de sucesión ecológica; no se considera la posibilidad de reconfiguración de los terrenos por la intensa alteración de la topografía presente, lo cual requeriría el acarreo de grandes volúmenes de material.

Con respecto a la función de la capacidad de uso, el estado de los 12 sitios (a excepción del PL-07, que aún sostiene un pequeño cultivo de arroz seco) después de la explotación minera, no resultaba adecuado para ningún uso, como consecuencia de la pérdida total del suelo y de su potencial. Estas consecuencias están en concordancia con lo indicado por el Ministerio del Medio Ambiente (2002), quien determinó que el movimiento de maquinaria pesada, la utilización de áreas, la remoción y apilamiento de todo el material de

desmante y descapote, la disposición de arenas con mercurio, de estériles, de lodos producto del proceso de beneficio y la no reconfiguración de zonas explotadas, ocasionan impactos ambientales sobre el suelo y el paisaje asociados a la pérdida de su capacidad productiva, así como restricciones en su utilización.

Los sitios revelaron nivel de degradación extremo con relación a la capacidad de uso, porque la minería los ha dejado inhabilitados, tanto para propósitos agropecuarios (agricultura de pan coger y pastos) como forestales. Aquellos eran los usos habituales en las comunidades antes de ser intervenidos por la minería. Así pues, independiente de que con el paso del tiempo se dé una rehabilitación, estos terrenos van a seguir presentando severas limitaciones y solo serán adecuados con fines de conservación.

En el sitio PL-06 el nivel de degradación de suelo es severo; sin embargo, si se implementan estrategias de rehabilitación apropiadas, el terreno podría ser capaz de soportar actividad forestal, teniendo la posibilidad de sostener desde un bosque protector hasta un bosque protector productor de especies nativas. El PL-07, que fue el menos afectado, se calificó con un nivel de degradación del suelo ligero, puesto que a pesar de haber sido intervenido ha sido capaz de sostener un pequeño cultivo y se podrían realizar prácticas ligeras de manejo (conservación más nutrición).

Antes de la intervención minera, los sitios ubicados en el relieve de lomerío eran de clase agrológica VI y los del plano de inundación clase IV; después de la actividad minera, las limitaciones de uso aumentaron y la utilización potencial en la actualidad está orientada exclusivamente a la conservación, clasificándose los terrenos como de clase VIII. Las excepciones a este comportamiento se presentaron para PL-06 y PL-07, inicialmente clasificados como tierras de clase IV que pasaron a ubicarse en clases VII y V, respectivamente. Esta situación puede explicarse por el nivel de degradación de suelo que reportaron, moderado en PL-06 y ligero en PL-07.

6.2.3. Acciones encaminadas al manejo y regeneración de áreas con suelos degradados

Para el desarrollo de las estrategias de regeneración de los terrenos degradados por minería de oro aluvial, se agruparon los sitios de conformidad con el nivel de degradación de suelo obtenido para la función de rehabilitación potencial.

6.2.3.1. Nivel de degradación de suelo extremo

Los sitios PL-01, PL-02, PL-03, PL-04, PL08, PL-09 y PL-12 se calificaron en la categoría de degradación extrema del suelo, lo que implica que la rehabilitación se convierte en un proceso complejo y con posibilidades de resultados limitados, los cuales requieren importantes inversiones económicas y de tiempo, siendo clave la necesidad de aislamiento de los sitios para la autorregeneración del suelo. Se vuelve obligatorio el seguimiento y monitoreo a los materiales dejados por la actividad minera, por lo que se propone, inicialmente, actuar sobre las lagunas de colas, realizando las siguientes actividades:

— *Evaluación ambiental de la laguna.* Realizar muestreos y análisis de agua y lodos en busca de contaminantes producto de la minería, como grasas, aceites y elementos metálicos, lo que permitirá tomar decisiones en torno al requerimiento de la aplicación de medidas de eliminación de dichos elementos.

— *Evaluación geomorfológica del entorno.* El estudio del paisaje y el relieve de las áreas aledañas sin intervenir definirá la configuración superficial que tendrá el relleno, acorde a las características naturales, para crear una superficie final que sea consistente con la topografía original de la zona.

— *Dimensionamiento de las lagunas.* Determinar el volumen total de material requerido a utilizar para el relleno, mediante el dimensionamiento de la excavación.

— *Limpieza de la laguna.* Realizar actividades de limpieza para el retiro de residuos sólidos y otros materiales, con el objeto de contribuir a la estabilidad final del relleno.

— *Aplicación de medidas de eliminación de contaminantes.* En aquellos casos que los muestreos de agua y lodos indiquen la presencia de contaminantes, como grasas, aceites y mercurio, entre otros, se deberán aplicar medidas para su eliminación, previo al proceso de llenado.

— *Ubicación e instalación de drenajes.* De manera previa al relleno, se deben identificar puntos para evacuar el agua almacenada en la excavación y se deberán instalar drenajes perimetrales para ello, los cuales pueden ser canales en tierra que conduzcan el agua desplazada durante la nivelación.

— *Relleno de la laguna.* Las lagunas se rellenarán con los estériles que se encuentran en cada uno de los sitios.

— *Ordenación de los estériles para acondicionar la topografía del terreno.* Se deberán hacer trabajos de reconfiguración y nivelación de la superficie, siguiendo el patrón del relieve natural de la zona aledaña, las direcciones de drenaje del recurso hídrico y la orientación de las pendientes del terreno, de forma que favorezcan el manejo de la erosión y el mantenimiento de la humedad, sin generar inundaciones. Lo ideal es que el orden de disposición de los materiales estériles sea, en lo posible, de base a techo con materiales que granulométricamente graden de gruesos a finos; así, la primera capa sería de grava, seguida de arenas gruesas, finas, limos y arcillas. Esta disposición propiciaría las condiciones superficiales que favorecen el desarrollo de los procesos bióticos. Una vez culminada la consolidación del sustrato estéril, se recomienda dejar en descanso los terrenos para que se dé la regeneración natural de las especies vegetales propias de la zona.

En los sitios PL-02 y PL-03, donde se presentan taludes con cortes verticales sobre la terraza aluvial que propician la erosión y la remoción en masa, deben implementarse técnicas para el manejo de la erosión. Se propone la reconfiguración de taludes, creando pendientes leves inferiores a 35°; la instalación de sistemas de drenaje de escorrentía, y la revegetalización con especies nativas, acciones que favorecen la estabilidad de los terrenos. En el sitio PL-03 hay excavaciones con cortes perpendiculares en ambos márgenes del cauce de la quebrada San Pedrito. En este lugar entra y sale agua de la quebrada, aunque no se observa la configuración natural de su cauce, por lo que para la restauración de esta área se recomienda la aplicación de las siguientes acciones y actividades:

— *Evaluación de las condiciones físicas y geomorfológicas de la quebrada.* Realizar la inspección de las características morfométricas de la quebrada (ancho, batimetría) antes y después del sitio de explotación, además del análisis de las características geomorfológicas del lecho del río y su valle. Lo anterior con el fin de valorar el nivel de afectación y realizar una planificación de las actividades que contribuyan a la restauración de las condiciones alteradas.

— *Restablecimiento de las condiciones físicas y geomorfológicas del cauce.* Se deberá tener en cuenta el levantamiento cartográfico del curso y del área de la fuente hídrica, antes del inicio de las operaciones mineras, con el propósito de establecer la dirección, forma y condiciones originales del cauce previas a la afectación. El restablecimiento comprenderá actividades de limpieza, canalización y direccionamiento del flujo.

— *Adecuación de los márgenes.* Se deben adecuar los cortes perpendiculares que ha dejado la actividad minera, ya que normalmente favorecen los procesos erosivos, y la remoción de grandes volúmenes de tierra que podrían sedimentar la corriente y obstaculizar el paso del agua. Se recomienda que los cortes se dispongan con una pendiente menor a 35°.

— *Revegetalización de riberas.* En las zonas de taludes estabilizados se deberán realizar siembras, con especies nativas tolerantes a bajos niveles de nutrientes que presenten adaptaciones radiculares, las cuales favorezcan la retención de los sedimentos, en especial para las épocas de lluvia, cuando se incrementa la velocidad de las corrientes. Lo anterior contribuirá a disminuir el riesgo ante los procesos erosivos y a favorecer la retención de humedad.

En el sitio PL-12 se presentan 2 excavaciones con cortes perpendiculares en uno de los márgenes de la quebrada Las Claras, favoreciendo la presencia de depresiones y áreas de encharcamiento. Aunque no hay alteración del cauce, existe la posibilidad que ocurran cambios hacia la desembocadura de la quebrada con el río San Pedro, por la poca distancia de terreno que los separa. Por esto se deben tomar medidas preventivas, tendientes a la recuperación del margen afectado, con trabajos que impliquen perfilar el talud de la quebrada, rellenar y nivelar la depresión con tendencia al encharcamiento y revegetalizar.

6.2.3.2. Nivel de degradación severo

Para la rehabilitación de los sitios PL-05, PL-10 y PL-11, con niveles de degradación severos, se requieren importantes obras de ingeniería y bioingeniería. Aunque no hubo una alteración grave de la topografía del terreno, son evidentes las lagunas de colas resultantes de la extracción y beneficio de los aluviones, las cuales deberán manejarse con los estériles depositados en el área. Posteriormente, se debe favorecer su aislamiento para la rehabilitación de los terrenos y el establecimiento de coberturas nativas.

Los sitios activos, como PL-10 y PL-11, presentaron acumulación de lodos en superficie, constituidos principalmente por partículas en suspensión de granulometrías finas. En consecuencia, se recomienda realizar análisis químicos a los lodos con el fin de establecer la presencia de contaminantes, como grasas, aceites, mercurio y otros metales pesados, lo que permitirá tomar decisiones en torno a la aplicación de medidas de descontaminación y recuperación de los materiales.

En el caso de que los lodos no se encuentren contaminados, se podrían adelantar actividades de aprovechamiento para usos específicos, de conformidad con sus características granulométricas. Una vez consolidados y secos, los lodos se pueden recolectar y esparcir, sobre el sitio de explotación, en una etapa posterior a la de la aplicación de las estrategias de manejo planteadas para el estéril y las lagunas de colas abandonadas. De esta forma, una capa de lodo sobre el material estéril favorecería el relleno de los espacios vacíos, ayudando al rápido cohesionamiento y aglomeración de partículas.

6.2.3.3. Nivel de degradación moderado

En el sitio PL-06 la intervención minera tuvo una duración de una semana y no se ocasionaron daños tan graves como en los demás lugares. Este sitio tendría un requerimiento menor de obras de rehabilitación, ya que solo cuenta con una laguna de colas abandonada, por lo que se considera que las acciones de aislamiento y favorecimiento de coberturas nativas podrían ser suficientes para obtener resultados a mediano plazo.

6.2.3.4. Nivel de degradación ligero

En el sitio PL-07 la explotación minera fue corta (3 días) y no se observaron grandes efectos sobre la función de rehabilitación potencial, permitiendo la presencia de un cultivo de maíz. Bajo estas condiciones, se recomienda como la principal actividad de adecuación la nivelación del terreno, teniendo en cuenta el relieve natural del entorno y utilizando los estériles depositados; posteriormente, se debe favorecer el establecimiento y desarrollo de cobertura vegetal, con especies nativas, esperando obtener resultados en el corto plazo.

6.2.4. Estrategias de revegetalización

La restauración requerida para el establecimiento de la vegetación crea necesidades edáficas difícilmente asequibles mediante reposición con suelos naturales, por tanto, la obtención y utilización de materiales edáficos de calidad, para abordar debidamente la revegetalización, se convierte en la alternativa única para aminorar el impacto visual, una vez corregidos los aspectos geomorfológicos. Su obtención a partir de la aplicación de suelos de calidad extraídos de zonas alejadas a la explotación, puede ser costosa y de disponibilidad escasa, y puede existir la problemática del daño producido a las áreas de donde se obtiene el material para la restauración.

En este sentido, en terrenos empobrecidos, como son cada uno de los sitios estudiados, una de las labores a realizar será la de recuperar cualidades físicas, químicas y biológicas del suelo para una adecuada adaptación de las plantas que revegetalarán el terreno afectado. En este caso se propone la creación de un tecnosol (suelos artificiales), mediante el uso de compost de lodo obtenido de los residuos de minería, como complemento a los estériles que también existen como residuo (Quispe, 2017).

Para hacer una primera selección de las especies que pueden ser utilizadas en la revegetalización, será necesario llevar a cabo un análisis de la vegetación potencial y la natural existente en el entorno; esto permite guiar la elección de especies que mejor adaptación ecológica presentan en la zona, así como conocer las especies que colonizan de forma espontánea antiguas escombreras, e identificar aquellas no autóctonas cuya utilización es valiosa e imprescindible, por sus características y cualidades, aunque no sean propias del lugar (Pizarro et al., 2016). A partir de la vegetación seleccionada se diseña una mezcla con proporciones equilibradas de las especies, en la que intervendrán herbáceas, diferenciando gramíneas y leguminosas (de gran labor edificadora en este tipo de sustrato casi estéril) en proporción 2 a 1, así como leñosas (arbustos y alguna arbórea).

Al inicio del proceso de revegetalización de los sitios afectados por la minería, se observará una vegetación dominada por gramíneas, arbustos y ciperáceas, las cuales, con el tiempo, se verán desplazadas por especies pioneras arbóreas, ávidas de luz y poco longevas, como *Cecropia peltata*, *Ochroma sp.*, *Solanum sp.*, y en especial de las familias *Melastomataceae* y *Rubiaceae*, dentro de las que predominen las especies herbáceas y en lo posible arbustos, que formen una comunidad baja que puede ocupar el sitio por un periodo de 2 ó 3 años, conforme al proceso de regeneración natural.

Pasado este periodo, el dosel de las plantas se verá conformado típicamente por árboles igualmente heliófitos, pero de mayor porte y longevidad, principalmente de los géneros *Alchornea*, *Cordia*, *Goupia*, *Ingha*, *Jacaranda*, *Laetia*, *Simarouba*, *Spondias*, *Trema*, *Vochysia* y *Vismia*, y a veces por especies más grandes y longevas, como *Cavanillesia*, *Ceiba*, *Ficus* y *Swietenia*. Se recomienda complementar con otras especies nativas de la zona, que sea vegetación pionera²⁹ y heliófila,³⁰ como *Gramíneas*, *Ciperáceas*, *Leguminosas*, *Bombacáceas* (ceiba bonga y chitua), *Euphorbiáceas* (ñipi ñipi), *Malváceas* (Balsilla, Balso) y *Ochnáceas*, las cuales favore-

29. Especies resistentes que son primeras en colonizar ecosistemas previamente alterados, conduciendo al equilibrio del ecosistema más biodiverso.

30. Especies que crecen a pleno sol.

cerán la retención de humedad y aporte de materia orgánica, mejorando las propiedades del suelo, disminuyendo procesos erosivos, dando paso a la sucesión natural del área disturbada y al inicio de procesos ecológicos.

De igual manera, se pueden incluir las especies de floración constante y rápido crecimiento, como las *Melastomataceae*, *Rubiaceae*, *Gesneriaceae* y *Araceae*, que ofrecen y mantienen flores, polen, néctar, frutos y semillas para insectos, aves y pequeños roedores, que, a su vez, atraerán otras especies de fauna. Estos tiempos de recuperación del paisaje pueden ser variables, dependiendo del grado de alteración del recurso suelo, y es importante anotar que en paisajes con mayores niveles de degradación del mismo, el proceso de regeneración natural es más sensible a las condiciones climáticas y a las intervenciones antrópicas.

En cuanto a las herramientas y metodologías para trabajos ambientales y de recuperación en minería, no se identifica un método estándar. Sin embargo, se señala la revegetalización como el método más práctico y eficiente al momento de generar capacidad productiva en tierras degradadas por explotación minera. La relevancia radica más en encontrar técnicas de repoblación que se adecuen a patrones de protección y a los requerimientos de la comunidad, cuya experiencia haya sido positiva, teniendo en cuenta que algunos métodos de evaluación del éxito de la vegetación no están bien definidos, ni existen patrones para tal fin (Aguilar y Ramírez, 2016). En ausencia de regeneración natural y con altos niveles de degradación de los suelos, se necesitan intervenciones de restauración activas para reiniciar el proceso natural de sucesión forestal y desarrollar suelos en pleno funcionamiento (Holl y Aide 2011).

6.3. Consideraciones finales

En las áreas intervenidas por la minería aurífera aluvial fueron destruidos todos los horizontes que conformar el perfil del suelo y se presenta ocupación con material estéril, lagunas de colas abandonadas, lodos de minería, residuos de descapote, frentes de explotación activos y frentes explotación abandonados.

A través de un método cualitativo de observación y medición directa, en campo, fue posible determinar el nivel de degradación causado por la actividad minera sobre los terrenos donde se ha desarrollado. La gran mayoría de los sitios identificados están abandonados, quedando gravemente afectados y con nulo tratamiento de rehabilitación.

La evaluación del estado de degradación de los suelos afectados por la minería aurífera aluvial, en el tramo de estudio, reflejó los severos niveles de degradación y la pérdida de las funciones a los que se han visto sometidos estos recursos, desencadenando en un deterioro de la aptitud de los mismos.

En las áreas intervenidas por minería, la ocupación, aunque es puntual y sus efectos deberían ser temporales si se tuvieran en cuenta los manejos del medio ambiente requeridos, no considera ningún criterio ambiental, teniendo como consecuencia una degradación prácticamente irreversible del recurso suelo, ya que se genera una gran cantidad de residuos y lodos que son depositados en la superficie del entorno minero.

Las estrategias propuestas para cada nivel de degradación están sujetas a las condiciones presentadas en cada sitio afectado, considerando a la regeneración de terrenos, y especialmente a la revegetalización, como métodos prácticos y eficientes al momento de generar capacidad productiva en tierras degradadas por minería. En todo el proceso de la elección de especies incluidas en la revegetalización de estas áreas afectadas, no deben olvidarse nunca los objetivos fundamentales de restitución e integración del terreno en su entorno social, ecológico y paisajístico.

Como citar este capítulo:

Cantero Benítez, M., Martínez Lara, Z., Rhenals Cogollo, V., & Moreno Arteaga, A., 2020. Estrategias de regeneración de terrenos con suelos degradados por minería aurífera aluvial en un tramo de la ribera del río San Pedro (Córdoba, Colombia) En: Mejía Ávila, D., Soto Barrera, V. & Torres Bejarano, F., (Eds.), *Investigación para la Sostenibilidad Ambiental. Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental – RISA* (pp 99-115). 1ª ed. [online] Montería: Universidad de Córdoba, p.226. Disponible en: <<http://www.uniboyaca.edu.co/group/213>> [Consultado dd - mes - año].

Referencias citadas

- Aguilar, M., y Ramírez, W. (2016). Fundamentos y consideraciones generales sobre restauración ecológica para Colombia. *Biodiversidad en la Práctica*, 1 (1), 147-176.
- Alcaldía de Puerto Libertador. (2005). *Esquema de Ordenamiento Territorial (EOT) 2005-2017* (Documento de carácter gubernamental). Puerto Libertador, Córdoba, Colombia.
- Andrade, G., Rodríguez, M., y Wills, E. (2012). Dilemas ambientales de la gran minería en Colombia. *Revista Javeriana*, 148 (785), 17-23.
- ASGMI —Asociación de Servicios de Geología y Minería Iberoamericanos—. (2010). Pasivos ambientales mineros. Manual para el inventario de minas abandonadas o paralizadas. Recuperado de http://asgmi.org/wp-content/uploads/2018/05/Manual_Inventario_PAM_Completo.pdf
- CVS —Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge—. (2005). *Diagnóstico ambiental de la cuenca hidrográfica del río San Jorge* (Informe de la CVS presentado al departamento de Córdoba). Montería, Córdoba, Colombia.
- CVS. (2008). Plan de Gestión Ambiental Regional (PGAR). Actualización 2008-2019. Montería, Córdoba, Colombia. Recuperado de https://www.cvs.gov.co/jupgrade/images/stories/docs/planes/PGAR_CVS_2008_2019.pdf
- Holl, K., y Aide T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261 (10), 1558-1563.
- IGAC —Instituto Geográfico Agustín Codazzi—. (2009). *Estudio general de suelos y zonificación de tierras del departamento de Córdoba a escala 1:100.000*. Bogotá, Colombia: IGAC Ediciones.
- Klinger, W., Vargas, L., Medina, F., Rentería, Y., Moya, J., Mosquera, J.,... Arcila, G. (2012). *Protocolo de restauración ecológica de áreas degradadas por minería a cielo abierto de oro y platino en el Chocó biogeográfico* (Informe del convenio 182 presentado al Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico y al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible). Quibdó, Chocó, Colombia. Recuperado de https://siatpc.iiap.org.co/docs/avances/protocolo_de_restauracion_ecologico.pdf
- Ministerio de Minas y Energía de Colombia. (2015). Glosario técnico minero. Bogotá, Colombia. Recuperado de <https://www.minenergia.gov.co/documents/10180/698204/GLOSARIO+MINERO+FINAL+29-05-2015.pdf/cb7c030a-5ddd-4fa9-9ec3-6de512822e96>
- Ministerio del Medio Ambiente de Colombia. (2002). *Diagnóstico y proyecciones de la gestión minero ambiental para las regiones auríferas de Colombia*. Bogotá, Colombia: El Ministerio.

- Oldeman, L. R., y Van Lynden, G. W. (1997). Revisiting the Glasod methodology. En R. Lal, H. Blum, C. Valentine y B. Stewart (Eds.), *Methods for assessment of soil degradation* (pp. 423-439). Estados Unidos: CRC Press.
- Paradelo, R. (2013). Utilización de materiales compostados en la rehabilitación potencial de espacios afectados por residuos mineros y suelos de mina. *Boletín Geológico y Minero*, 124 (3), 405-419.
- Pizarro, R., Flores, J. P., Tapia, J., Valdés, R., González, D., Morales, C.,... León, L. (2016). Especies forestales para la recuperación de suelos contaminados con cobre debido a actividades mineras. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 22 (1), 29-43.
- Quispe, J. S. (2017). Diez años de proyecto piloto de revegetación de áreas degradadas por minería aluvial en el distrito de Huepetuhe, Madre de Dios. *Biodiversidad Amazónica*, 3 (3), 54-64.
- Rendón, C. J. (2011). *Herramientas de gestión de transferencia tecnológica para la recuperación de áreas degradadas por minería* (Tesis de Maestría). Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín, Colombia.
- Sermanat —Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales—. (2010). *Guía técnica para orientar en la elaboración de estudios de caracterización de sitios contaminados*. México D.F.: Gobierno Federal de México.
- Vélez, H., Idárraga, A., y Muñoz, D. (2010). *Conflictos socioambientales por la extracción minera en Colombia. Casos de la inversión británica*. Bogotá, Colombia: Censat Agua Viva y Amigos de la Tierra.
-



Volcan sedimentario El Totumo, municipio de Santa Catalina. Bolívar - Colombia
Foto: Fuente propia.

CAPÍTULO 7



"VIGILADA MINEDUCACIÓN"

Volcanismo de lodo y geoamenazas asociadas. Caso volcán sedimentario Totumo

Zoraya Martínez Lara,³¹ Alfredo Ghisays Ruiz,³² Ingris Osorio Martínez³¹

31. Grupo de Investigación en Modelación y Evaluación de Sistemas Ambientales- GIMESA. Departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Córdoba. Correos electrónicos: zymartinezlara@correo.unicordoba.edu.co, imosorio@correo.unicordoba.edu.co

32. Grupo de Investigación en Geología, Geofísica y Procesos Marino Costeros (GGPMC). Programa de Física de la Universidad del Atlántico. Correo electrónico: alfredoghisays@mail.uniatlantico.edu.co

Resumen

El volcán sedimentario Totumo fue clasificado morfológicamente como un domo de lodo. Está constituido por diferentes estructuras de emisión de fluidos como lagos salsa, cono de lodo, grifo y piscinas, de las cuales la más conocida es el cono de lodo, denominado popularmente volcán de lodo El Totumo, utilizado con fines turísticos. Mediante revisión de literatura, interpretación de sensores remotos y validación en campo, se identificaron y analizaron los rasgos morfológicos a escala detallada que permitieron interpretar la dinámica del volcán sedimentario Totumo y las amenazas naturales asociadas. Se observó una actividad propia de un volcán sedimentario en estado de quietud, con emisiones pasivas de gas, lodo y agua salina. Las evidencias permitieron establecer que los lagos salsa han mostrado actividad eruptiva en un tiempo relativamente actual, alternado fases de quietud y paroxismo; el cono de lodo, para el mismo tiempo, no presenta rasgos asociados a fases eruptivas. Los sectores de mayor amenaza se relacionan con los lagos salsa y adyacentes cubiertos por brecha de lodo, material indicador de actividad paroxismal.

Palabras clave: volcanismo sedimentario, coladas de lodo, grifos, brecha de lodo, amenaza.

Abstract

The Totumo sedimentary volcano is a mud dome that involves different fluid emission structures classified as salses, mud cone, gryphon and pool. The best known of fluid emission structures is a mud cone named El Totumo mud volcano, historically used for tourism purposes. Through literature review, interpretation of remote sensing and field observations, morphologic features a detailed level and relationship with the Totumo volcano sedimentary dynamic were identified. Evidences allowed to establish that the salse lakes have shown eruptive activity in a current relative time, alternating phases of quiescence and paroxysm, mud cone to the same time no eruptive phases associated traits. An activity of a dormant mud volcano was observed with passive emissions of gas, mud and saline water.

Keywords: sedimentary volcanism, mud breccia flows, gryphon, mud breccia, hazard.

Introducción

En el municipio de Santa Catalina, departamento de Bolívar (Colombia), los volcanes de lodo de Pueblo Nuevo y El Totumo son ejemplos de manifestaciones del volcanismo sedimentario. El volcán de lodo El Totumo (VL El Totumo) es un cono de lodo que hace parte de un sistema volcánico sedimentario más amplio y complejo, que se denomina en este documento volcán sedimentario Totumo (VS Totumo).

VS Totumo es una colina de morfología cómica de cima ligeramente plana, que presenta diferentes rasgos geomorfológicos propios del volcanismo sedimentario; de estos rasgos, el cono de lodo llamado VL El Totumo, por su relevancia paisajística, ha sido históricamente objeto de un importante número de investigaciones.

VS Totumo hace parte de un conjunto de volcanes distribuidos en la costa norte del Caribe colombiano, entre los límites de los departamentos de Atlántico y Bolívar. Está ubicado en la cuenca sedimentaria Sinú-San Jacinto de la región antes mencionada (Barrero, Pardo, Vargas y Martínez, 2007) zona noroccidental de Suramérica, controlada tectónicamente por la convergencia entre las placas Cocos, Caribe, Suramérica y Nazca (Carvajal y Mendivelso, 2017). Existen registros de una erupción de cerca de 35 000 m³ de lodo, ocurrida el 23 de agosto de 2000 en la cima del VS Totumo, por lo cual no se puede desestimar el riesgo de la estructura para la comunidad. En atención a las políticas de planificación del territorio en materia de gestión de riesgo de desastres, todas las actividades que generen peligro a la población deben ser objeto de estudios y planes por parte de las administraciones locales, y pueden ser abordadas como temas de investigación científica en las instituciones de educación superior.

El volcanismo de lodo en Colombia ha sido estudiado preferencialmente en la cuenca sedimentaria Sinú-San Jacinto. Los estudios adelantados son en su mayoría de carácter regional, y han permitido mejorar el conocimiento de los aspectos que definen la manifestación del fenómeno en materia de estilo tectónico (Aristizábal, Ferrari y Silva, 2009), inventarios de volcanes, cartografía geomorfológica regional, modelos geológico-geofísicos, e identificación de amenazas (Carvajal y Mendivelso, 2011).

EL presente trabajo aporta información detallada de las características morfológicas presentes en el sector central y oriental del VS Totumo, con el fin de incrementar el conocimiento del fenómeno del volcanismo sedimentario y de las amenazas asociadas en el sector de Santa Catalina.

Definición, distribución y mecanismos de formación de los volcanes de lodo

Los volcanes de lodo (VL) son los rasgos superficiales más sobresalientes del volcanismo de lodo o volcanismo sedimentario, proceso cortical en directa relación con la migración de hidrocarburos en cuencas sedimentarias contenedoras de petróleo (Etiope, 2015). Los VL se reconocen como un tipo de afloramiento de hidrocarburos relacionado con la formación biogénica de metano (Mazzini y Etiope, 2017; Berge, 2013), que se presenta en los yacimientos petrolíferos que han sido clasificados como diapiros de sal y arcilla, o *cap rock* (Navarrete, 2017).

Estos volcanes se ubican en cuencas sedimentarias petrolíferas y se distribuyen ampliamente tanto en continente (*onshore*) como en océano (*offshore*) alrededor del mundo. Ocupan, además, diversos escenarios tectónicos, tales como: márgenes activos, márgenes pasivos, regiones deltaicas, regiones diapíricas y cuencas sedimentarias profundas en bordes de placas (Mazzini y Etiope, 2017; Milkov, 2005). Aproximadamente el 80 % se localiza en áreas sujetas a estilos tectónicos compresionales asociados con acreción de sedimentos y márgenes transformantes y convergentes (Milkov, 2005; Kopf, 2002). Se desconoce el número total de VL

en el mundo, pero se estima que alrededor de 2 000 se distribuyen en 40 áreas continentales, mientras que entre 5 000 y 10 000 están en 27 áreas marinas (Lei y Xuerui, 2016; Milkov, 2000). Algunas de las zonas más estudiadas por la densidad de volcanes continentales, son la depresión norte del Mar Caspio en Rusia y las Islas Trinidad en la cuenca del Golfo de México (Hosein, Haque y Beckles, 2014; Kholodov, 2013).

Dependiendo de su estado de actividad, los VL pueden ser clasificados como eruptivos, dormidos, extintos y fósiles. La mayor parte se encuentra en estados dormidos, donde son comunes las emisiones pacíficas de gas y lodo; este comportamiento se alterna con fases eruptivas caracterizadas por la emisión violenta de brecha de lodo, lodo fluido, aceite y gas que pueden generar conflagraciones. Los VL denominados extintos no muestran evidencias de actividad volcánica reciente, y los fósiles son geoformas antiguas erosionadas o sepultadas.

Normalmente las emisiones de lodo son continuas o periódicas, aunque pueden existir eventos inesperados de extrusión de material, de los cuales existe todavía desconocimiento con relación a los mecanismos y procesos que los generan, en especial en algunos volcanes de lodo lodo (Milkov, 2005; Rainone, Rusi y Torrese, 2015). Como explican Planke, Svensen, Hovland, Banks y Jamtveit (2003), muchos VL, catalogados como eruptivos por la literatura científica, son en realidad VL dormidos con presencia esporádica de filtraciones. Las erupciones violentas están acompañadas de brecha de lodo, que es una mezcla de importantes cantidades de metano y en menor proporción de CO₂, N₂, He, agua, lodo y fragmentos de roca sedimentaria.

El conjunto de procesos involucrados en la formación de volcanes de lodo recibe el nombre de Volcanismo Sedimentario (VS), el cual consiste en la extrusión de sedimentos subsuperficiales, esencialmente de lodo fluidizado, mezclado con agua salina y gas. En este sistema dinámico, las arcillolitas o rocas con importantes contenidos de arcillas, se ven afectadas por la inestabilidad gravitatoria, debido a su bajo peso específico, permitiendo el ascenso de los sedimentos desde zonas de alta presión hacia zonas de menor presión en superficie. La fase sólida se acompaña de hidrocarburos, como metano y ocasionalmente petróleo, y gases como dióxido de carbono y sulfuro de hidrógeno; también se presentan fragmentos de rocas sedimentarias como areniscas (Okubo, 2016; Bonini, 2012; Mazzini y Etiope, 2017).

Las condiciones necesarias para la formación de VL varían según los autores. Según Milkov (2000), las 2 condiciones claves son la compresión lateral tectónica en márgenes activos y una alta velocidad de sedimentación en márgenes continentales pasivos. Por su parte, Kopf (2002) indica que los VL tienen en común los siguientes aspectos: 1) presencia de secuencias arcillosas de origen marino depositadas rápidamente; 2) edad terciaria; 3) asociación estructural debida al acortamiento tectónico y/o actividad sísmica; 4) sobrepresión de sedimentos acompañado de emisión de fluidos; y 5) extrusión de un fluido de matriz arcillosa y fragmentos de rocas suprayacentes. Entre tanto, Dimitrov (2003) establece que las condiciones necesarias son: 1) la existencia de depósitos finogranulares profundos cargados de gas; 2) una cobertura de sedimentos gruesos superior a 1,5 ó 2 km en la sección estratigráfica; 3) un régimen tectónico activo; y 4) haber existido o existir una continua generación de hidrocarburos.

Rasgos morfológicos de los volcanes de lodo. Clasificación y filtraciones

La primera clasificación conocida de volcanes de lodo se le atribuye a Mushketov (1924, citado por Kholodov, 2002a), quien los organizó en 2 grupos de acuerdo a su relación con los procesos efusivos. El primer grupo, ubicado en la base de grandes edificios volcánicos en áreas de actividad magmática, mostraba agua a altas temperaturas con grandes volúmenes de vapor de dicho líquido y ausencia de hidrocarburos gaseosos, con productos similares a las solfataras. El segundo grupo se caracterizaba por descargar aguas de bajas temperaturas con presencia de hidrocarburos líquidos o gaseosos.

Kholodov (2002a, 2002b y 2013) presenta las características morfológicas de los volcanes de lodo y diapiros de sal, basado en el estudio de 500 estructuras de cráteres en Crimea-Cáucaso Sur, realizando la siguiente clasificación: 1) estructuras de diapiro en forma de tronco (diapiro de arcilla, de arena y de bloque de conglomerado); 2) estructuras cónicas compuestas por flujos de brechas de lodo viscoso; 3) flujo de brecha de lodo líquido en forma de torta; 4) depresiones sinclinales; y 5) lagos de cráter.

La clasificación de Mazzini y Etiope (2017) recoge los elementos de diversas clasificaciones hechas por otros autores y de las investigaciones efectuadas en países como Azerbaiyán, Rumania e Italia. Ellos proponen 12 categorías morfológicas para los VL, las cuales son: cónico, elongado, de torta, multicráter, tipo diapiro en ascenso, de cuello rígido, tipo pantano, tipo meseta, tipo cráter de impacto, estructura de subsidencia, flancos en subsidencia, y tipo dolina.

En los VL la disposición de los sedimentos extruidos permite la construcción de diferentes geoformas con topografías tanto negativas como positivas, siendo la más sobresaliente el cono de lodo, cuya sección basal varía desde unidades de metros a unidades de kilómetros, con alturas que no superan los centenares de metros (Kholodov, 2002a; Milkov, 2005).³³ Las geoformas que permiten la emisión de los materiales propios del fenómeno como lodo, gas, agua salina, petróleo o mezclas de ellas, han sido descritas por distintos autores como lagos salsa, piscinas, grifos, calderas, orificios de ventilación, estructuras escoriáceas y bocas, entre otras (Mazzini y Etiope, 2017; Okubo, 2016).³⁴ De las anteriormente mencionadas, las más comunes son las descritas a continuación:

— *Grifos*. Son geoformas de sección basal cónica o mini conos de lodo. Presentan flancos abruptos de pendientes medias $> 45^\circ$ que evolucionan por la superposición de flujos de lodo, los cuales emergen y se disponen alrededor de un conducto o cráter central. Pueden alcanzar alturas desde pocas decenas de centímetros hasta 4 m, y algunos excepcionalmente altos se han registrado con alturas cercanas a los 10 m. Su ocurrencia es frecuente en grupos, denominados campos de grifos, aunque también pueden encontrarse aislados.

— *Piscinas*. Son geoformas subcirculares de topografía preferencialmente negativa y superficial, que alcanzan una profundidad máxima de decenas de centímetros, con diámetros que varían desde pocos centímetros hasta cerca de un metro. El fluido emitido en estas filtraciones es fundamentalmente agua con gas y, en menor cantidad, lodo.

— *Lagos salsa*. Son geoformas subcirculares, lagos de lodo y, al igual que las piscinas, son filtraciones continuas de agua, gas y sedimento. Según Mazzini y Etiope (2017), los lagos salsa son de mayores dimensiones que las piscinas, ya que alcanzan decenas de metros en diámetro y varios metros de profundidad; para Hovland, Hill, y Stokes (1997) su característica principal es la presencia de lodo, no sus dimensiones, criterio adoptado en el presente capítulo.

— *Estructuras escoriáceas*. Son geoformas que resultan de la filtración del metano hacia la superficie, generando brecha de lodo horneada con estructura vesicular. La brecha adopta una coloración parda rojiza a negra, con apariencia de cerámica fundida.

33. Véase también Rainone, Rusi y Torrese (2015).

34. Bonini (2012); Hovland, Hill y Stokes (1997).

Amenazas relacionadas con el volcanismo sedimentario

Las amenazas geológicas o geoamenazas relacionadas con el volcanismo sedimentario son eventos críticos que, según su probabilidad de ocurrencia, predisponen la manifestación de riesgos o desastres en un territorio específico. La actividad del volcanismo sedimentario en zonas continentales tiene relación con peligros como la erupción violenta de gas, incendios por ignición de metano, erupción violenta de brecha de lodo, erupción violenta de lodo fluido, degradación del suelo, licuefacción, entre otros.

7.1. Materiales y métodos

El VS Totumo está ubicado en el municipio de Santa Catalina, departamento de Bolívar, en la región Caribe colombiana (Figura 24) y colinda en su margen oriental con la ciénaga del Totumo.

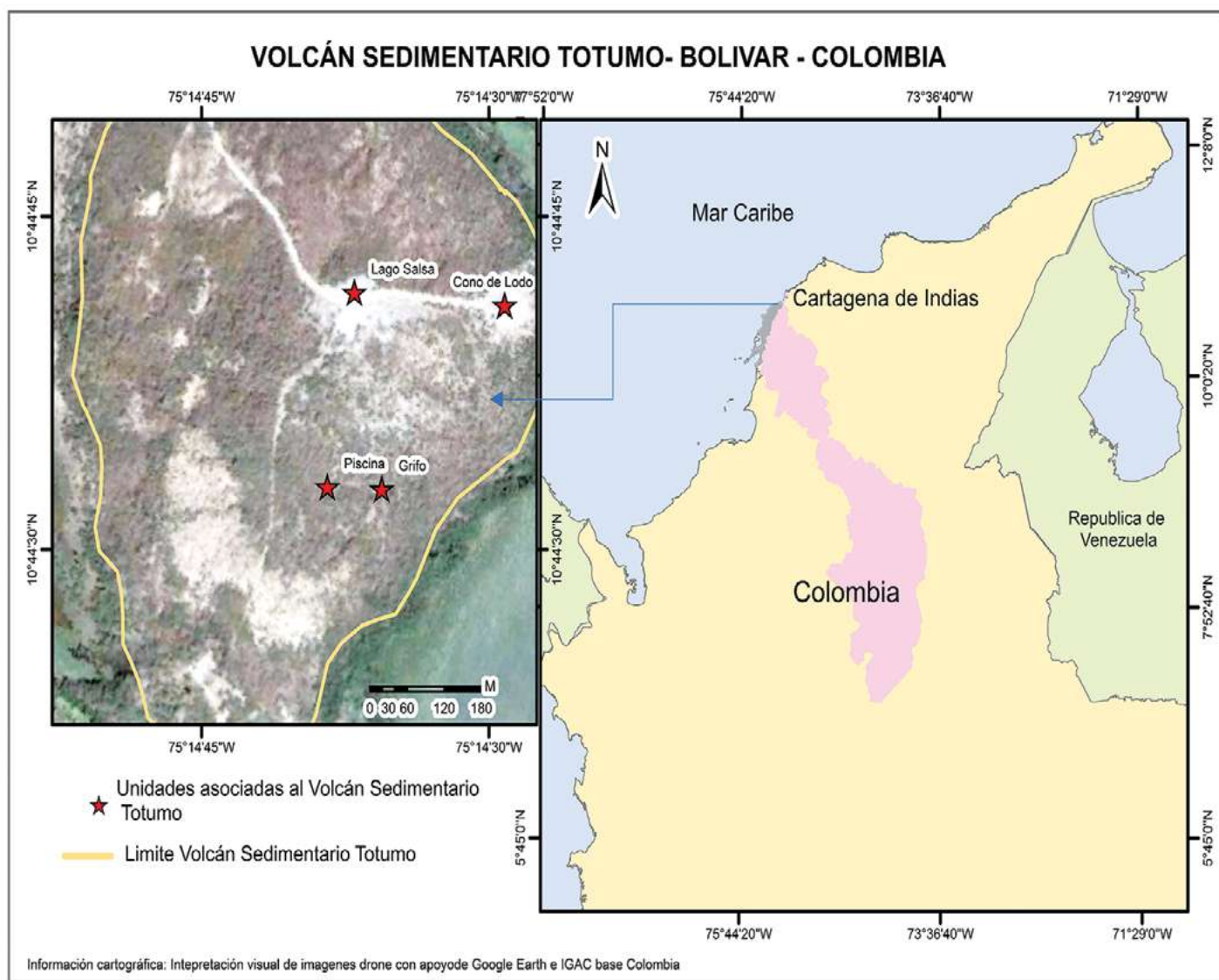


Figura 24. Localización de la zona de estudio. Fuente: elaboración propia.

Para alcanzar el objetivo propuesto se realizaron actividades de revisión de literatura, análisis y procesamiento de imágenes Landsat y de Vehículos Aéreos no Tripulados (VANT), trabajo de campo e interpretación geodinámica.

La revisión de literatura hizo énfasis en actualizar la información en el fenómeno de volcanismo sedimentario sobre los temas de origen, formación y evolución de los volcanes de lodo en Colombia y en la Costa Caribe.

Las características morfológicas fueron interpretadas mediante el análisis de las imágenes Landsat y la elaboración de perfiles topográficos en dirección N-S y E-W en al menos 3 sectores del domo de lodo. Las características morfológicas de los perfiles implicaron la identificación de los parámetros de forma, inclinación y longitud de las laderas, como geoformas relevantes a escala 1:8.000. Las imágenes VANT permitieron la identificación de las geoformas producidas por la filtración de lodo. Se utilizaron los software Erdas y ArcGIS para el procesamiento de las imágenes y la elaboración de la cartografía asociada. Los aspectos identificados en las etapas anteriores fueron validados mediante trabajo de campo y, posteriormente, se articuló la información para interpretar los rasgos geodinámicos relacionados con el volcanismo sedimentario en el sector.

7.2. Resultados y discusión

Se identificó un sistema volcánico sedimentario que para efectos de este documento se denomina volcán sedimentario Totumo (VS Totumo). Se encuentra en la actualidad en un estado de quietud o dormido (Skinner Jr y Mazzini, 2009; Planke et al., 2003), y la última fase eruptiva registrada fue el 23 de agosto del año 2000 (Bautista, Rada, y Barboza, 2015). El VS Totumo tiene dimensiones pequeñas en comparación con las estructuras documentadas en otras regiones del mundo, como el mar Caspio y la isla de Trinidad, las cuales reportan alturas y diámetros que pueden superar los centenares de metros y kilómetros, respectivamente (Mazzini y Etiope, 2017).

7.2.1. Morfología del volcán sedimentario Totumo

El VS Totumo presenta morfología de domo de cima plana. Conforme a la clasificación propuesta por Mazzini y Etiope (2017) muestra características intermedias entre un domo suavizado (*smooth dome-like morphology*) y un diapiro en ascenso (*growing diapir-like*); según la clasificación de Kopf (2002), se cataloga como un domo de lodo. Los rasgos geomorfológicos más sobresalientes coinciden con filtraciones constituidas por gas, lodo fluido y brecha de lodo, en su mayoría ubicados hacia las zonas central y oriental del domo. Son 5 las filtraciones identificadas y se clasificaron como lagos salsa, cono de lodo (VL El Totumo), grifo y piscina (Figura 25).

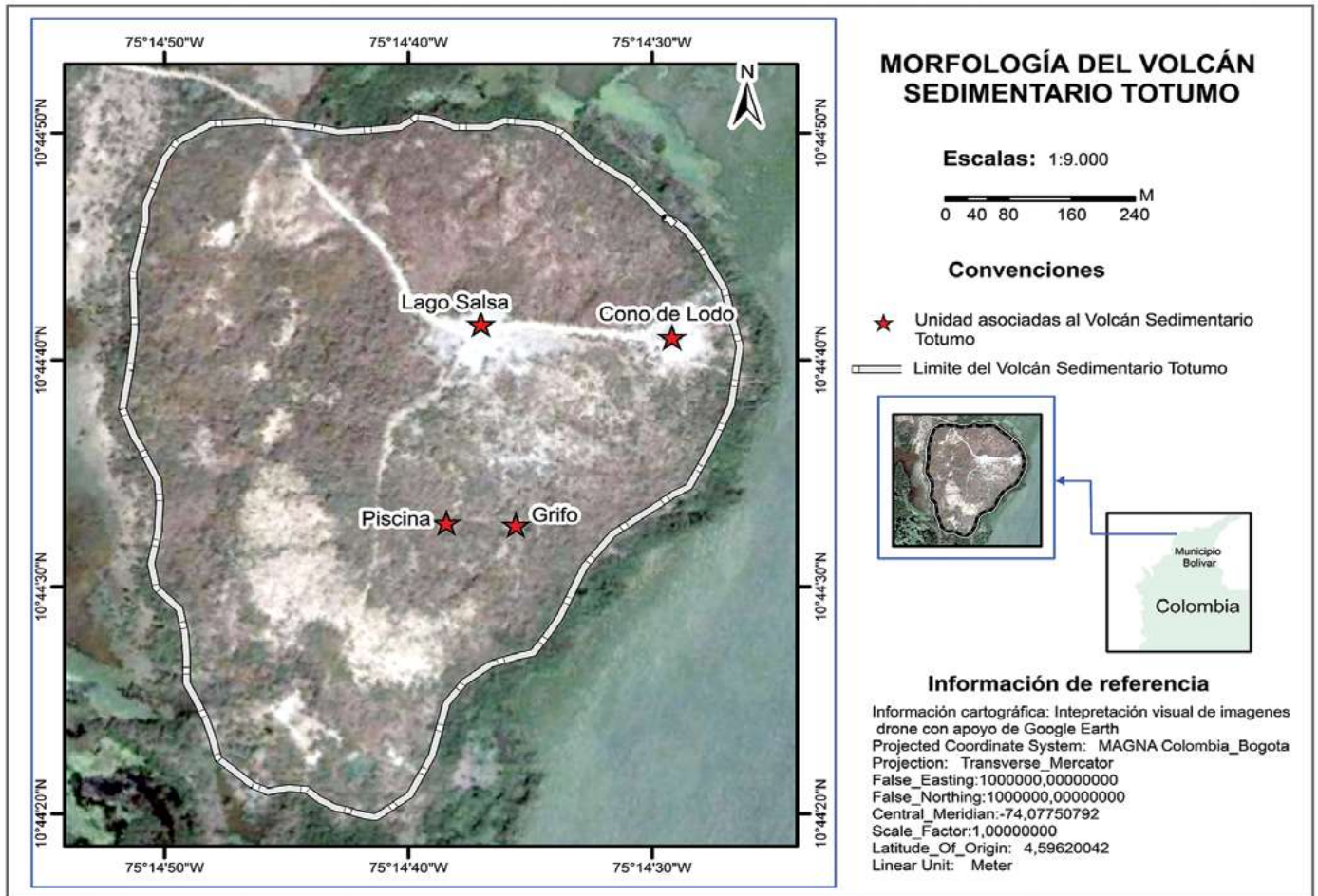


Figura 25. Morfología del VS Totumo. Fuente: elaboración propia.

El volcán presenta un relieve relativo muy bajo de aproximadamente 26 m y la sección basal se encuentra alargada en dirección cercana al norte-sur. Mide aproximadamente 993,39 m en dirección 181,96° y en sentido WE mide 825,82 m en su parte septentrional y 160 m en la meridional.

Las laderas son el elemento morfológico más relevante a escala 1:8.000 y los atributos relacionados con su forma, longitud e inclinación no son uniformes en el domo. El edificio del VS Totumo es asimétrico y se encuentra deformado, como lo muestran los perfiles de la Figura 26, elaborados a partir de la interpretación de imágenes Landsat.

Los perfiles con dirección norte-sur señalan que la mayor altura está hacia la franja central del domo, donde se alcanzan valores de 26 m. La cima del domo es de forma convexa hacia las porciones oriental y occidental, y de topografía plana en la parte más alta y central. Las laderas norte y la sur son diferentes en atención a los atributos analizados; la norte es más uniforme ya que se mantiene rectilínea, larga y semi escarpada, a diferencia de la ladera sur, que es irregular y presenta sectores con formas tanto convexas como cóncavas y rectilíneas, con inclinaciones variadas que favorecen la aparición de rellanos y hombros a un nivel de detalle de forma del terreno; al menos se identifican un rellano y un hombro en la ladera sur.

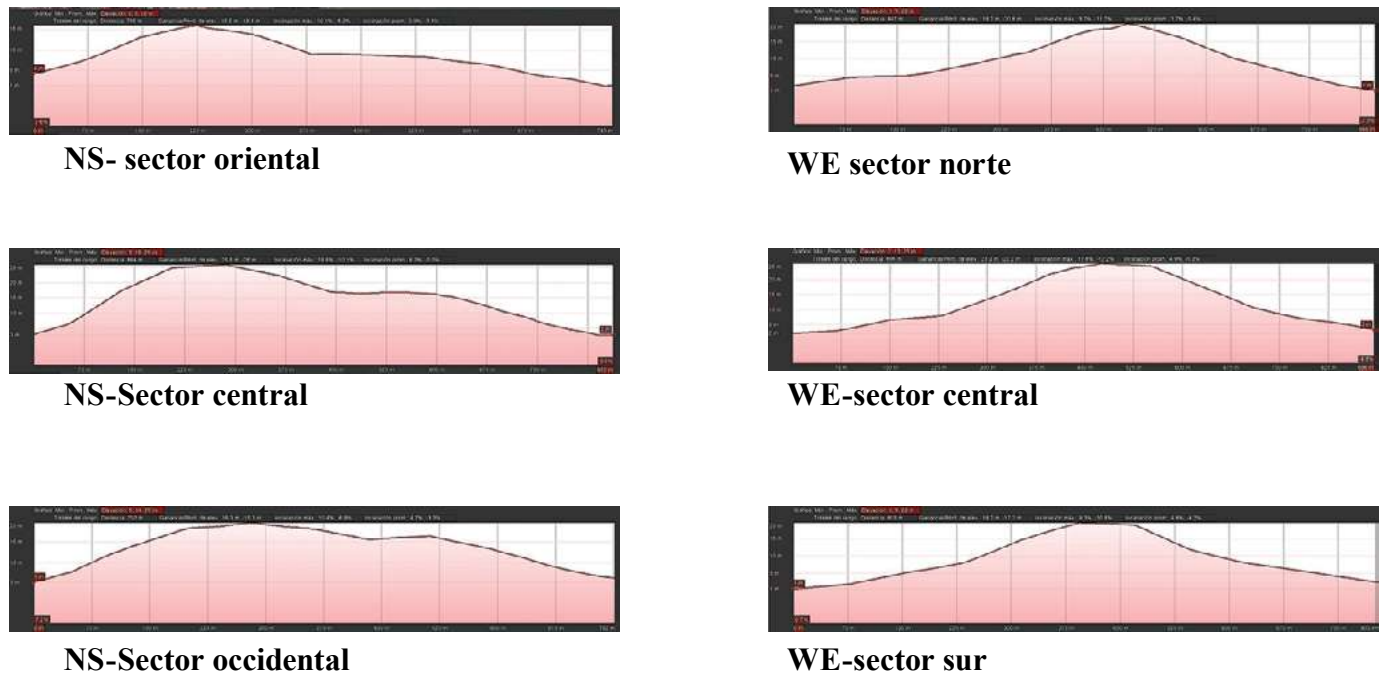


Figura 26. Perfiles topográficos del VS Totumo. Fuente: elaboración propia.

Los perfiles elaborados en sentido occidente-orientado muestran laderas más homogéneas de formas rectas a convexas, en especial para los sectores norte y sur; en el sector central, la ladera oriental presenta mayor inclinación que la occidental y la manifestación de un hombro.

La mayoría de los volcanes de lodo en el mundo son sistemas complejos donde se han identificado, entre otros rasgos morfológicos, conos de lodo y escoria, campos de grifos, grifos aislados, cráteres, piscinas y flujos de brecha de lodo (Kopf, 2002; Hovland et al., 1997). Algunos ejemplos de volcanes similares son el Koturgard, Shongar y el Dashgil, en Azerbaiyán; y el Pogachevsky, en Rusia (Mazzini y Etiope, 2017; Planke et al., 2003).³⁷ Kopf (2002) los denomina domos de lodo y aunque se clasifican dentro de este rango morfológico, manifiestan niveles de actividad diferentes. Algunos de gran actividad, como el Dashgil, tienen registros de más de 5 erupciones en la época actual (Hovland et al., 1997).

7.2.2. Geoformas de emisión de lodo en el volcán sedimentario Totumo

Los rasgos geomorfológicos más relevantes del VS Totumo están articulados con filtraciones de lodo e hidrocarburos, identificados como lagos salsa, cono de lodo, grifo y piscina (Figura 27), de los cuales el cono de lodo identificado como volcán de lodo El Totumo es el más conocido e investigado. Aunque la mayoría de las geoformas de emisión de lodo en VS Totumo son de dimensiones pequeñas y adolecen de la relevancia paisajística del VL El Totumo, desde una perspectiva geodinámica y de gestión de riesgo, presentan un marcado interés científico porque los materiales que han emitido, históricamente, responden a la actividad de los procesos internos que controlan el fenómeno del volcanismo sedimentario en el sector.

35. Véase también Hovland et al. (1997).

— *Lagos salsa*. Se localizan hacia la cima plana del domo de lodo, en la zona central del VS Totumo. Tienen dimensiones pequeñas y para septiembre de 2018 se contabilizaron 2 con un diámetro máximo de 0,2 m (Figura 27a). Emiten lodo fluido con gas, materiales coherentes con la dinámica prevaleciente en la fase de quietud en el volcanismo sedimentario. Las evidencias geomorfológicas y estratigráficas indican que los lagos salsa han emitido, en la época actual, un material de mayor heterogeneidad litológica, denominado brecha de lodo, que contiene bloques de areniscas y clastos de gravas silíceas embebidos en una matriz de lodo (Figuras 27e, 27f y 27g). Las coladas de brecha de lodo adyacentes a los lagos salsa son fácilmente identificables, mediante sensores remotos, por su forma distal lobulada y alta reflectancia. La brecha de lodo es emitida por los volcanes en épocas de paroxismo y en VS Totumo se identificaron al menos 2 generaciones de estos flujos, siendo la más reciente la expulsada en la erupción del año 2000 (Figura 27b, primer plano). La dirección preferencial de flujo en las coladas de brecha de lodo es en sentido sur oriente.

— *Cono de lodo*. Es un edificio de forma similar a los típicos volcanes magmáticos y se considera uno de los rasgos de mayor relevancia geomorfológica por su impacto paisajístico en la zona (Figura 27b, al fondo). Está localizado en el costado oriental del VS Totumo, hacia la base del domo de lodo al margen de la ciénaga del Totumo.

Se presenta como un edificio cónico de aproximadamente 33 m de diámetro de base y 12 m de altura, que ha sido modificado antrópicamente para beneficiar la actividad turística, la cual se fundamenta en baños de lodo dentro del cráter que ha sido habilitado para facilitar el ingreso de los visitantes. El edificio volcánico muestra rasgos degradativos, como surcos en los taludes, escarpes erosivos de colapso y cicatrices de desgarres pequeños. Actualmente emite lodo fluido y gas, y en la base se observan clastos de gravas que constituyen la brecha de lodo; sin embargo, no se hallaron rasgos geomorfológicos que indiquen eventos eruptivos en épocas actuales. Por las pendientes escarpadas y semiescarpadas, y las gravas que emite ocasionalmente, es probable que el cono de lodo sea un grifo de gran tamaño, tipo clásico, los cuales pueden alcanzar alturas que superan la decena de metros (Mazzini y Etiope, 2017).

— *Grifo*. El grifo ostenta una altura aproximada de 1,7 m y está ubicado al suroriente del VS Totumo (Figura 27c). Se observa una importante actividad de lodo fluido, un cráter estrecho y un edificio de paredes escarpadas cubiertas por costras de lodo seco. Esta estructura, por sus características, puede ser clasificada como grifo de tipo salpicadura (Mazzini y Etiope, 2017).

— *Piscina*. Forma deprimida ubicada al suroriente, cerca al grifo, que emite esencialmente gas y agua salina (Figura 27d).

Estructuras similares han sido descritas alrededor del mundo en volcanes de lodo, como al sur de la cuenca del mar Caspio, Italia e islas de Trinidad. Se ha reconocido que la actividad efusiva de lodo fluido, agua y gas, frecuente en grifos y salsas, hace parte de la dinámica propia de las filtraciones en los periodos de quietud, y que la emisión de materiales como flujos de brecha y caídos son propios de las fases eruptivas de los volcanes de lodo (Planke et al., 2003). Carvajal y Mendivelso (2017) clasifican las filtraciones del volcán El Totumo como bocas tipo A y O, los rasgos descritos como bocas tipo A son geoformas positivas correlacionables con el cono de lodo y el grifo, y las bocas tipo O son geoformas negativas asociadas a los lagos salsa y piscinas.



Figura 27. Geoformas y materiales del VS Totumo: a) lagos salsa; b) cono de lodo al fondo y brecha de lodo en primer plano; c) grifo; d) piscina; e) xenolitos de arenisca y matriz limo arcillosa en brecha de lodo; f) xenolitos de arcillolita y fragmentos de brecha de lodo; g) gravas de materiales silíceos en brecha de lodo. Fuente: elaboración propia.

7.2.3. Geoamenazas relacionadas con el volcán sedimentario Totumo

De conformidad con las geoformas de emisión y la actividad que es inherente a las mismas, se establece que el VS Totumo, los lagos salsa y las coladas de brecha de lodo son zonas expuestas a diversas amenazas. Las diferentes generaciones de coladas de brecha de lodo indican un comportamiento paroxismal, de volcán en fases activas, donde la emisión lodo y fragmentos de roca se ha presentado de forma violenta. Las amenazas en este sector se asocian con: erupción violenta de brecha de lodo, erupción violenta de lodo fluido, degradación del suelo y licuefacción.

Mazzini y Etiopie (2017) relatan sucesos trágicos por la emisión de columnas de lodo de gran altura. En 2014, en Sicilia, un cráter inactivo del volcán de lodo Maccalube repentinamente entró en erupción, arrojando una columna de lodo de varios metros de altura que acabó con la vida de 2 niños que paseaban por un sendero vecino; también, en febrero de 1997, el volcán de lodo Piparo, en la isla de Trinidad, emitió una columna de lodo de 50 m de altura que, aunque no cobró vidas humanas, por la rápida reacción de las personas, si

destrozó los techos de las casas de la población vecina. La degradación del suelo es evidente en el sector, ya que no existe vegetación y diversos rasgos de erosión hídrica superficial y subsuperficial cubren las coladas de brecha de lodo, siendo más avanzado el proceso erosivo en los flujos más antiguos, donde se alcanzan a identificar cárcavas. Estas áreas también pueden ser propensas a fenómenos de licuefacción de suelos, como consecuencia de la ocurrencia de sismos (Mazzini y Etiope, 2017). En este sector debe evitarse el acceso a personas, así como la ubicación de viviendas y establecimientos de cualquier índole, en especial hacia la zona suroriental de los lagos salsa, dirección preferencial del flujo de las coladas.

El cono de lodo o el volcán El Totumo es un sitio con importante afluencia de turistas. Aunque no se identifican geoformas o materiales asociados con actividad paroxismal en la época actual, rasgos como la altura del cono, la emisión continua de lodo y gas, y las gravas silíceas en su base, indican una conexión y suministro constante de los fluidos ascendentes desde el interior del sistema volcánico sedimentario. Se desconoce si el estado de quietud actual pueda cambiar, por lo que se sugieren estudios específicos de la estratigrafía y los sistemas internos de conducción de lodo, entre otros. Las evidencias geomorfológicas actuales indican una baja probabilidad de emisiones violentas de fluidos desde el cono de lodo; es decir, se le atribuye una amenaza baja.

El grifo y la piscina presentan, al igual que el cono de lodo, aspectos que evidencian un estado de quietud a lo largo de su historia actual, indicando una muy baja amenaza ante fenómenos como erupciones violentas de lodo, coladas de brecha de lodo o gas.

7.3. Consideraciones finales

El VS Totumo se encuentra en la actualidad en una fase de quietud; sin embargo, existen elementos que indican una mayor actividad geodinámica en tiempo reciente, como la continua deformación de las laderas central y sur oriental que definen una alternancia de rellanos y pendientes con diferentes inclinaciones; la presencia de al menos 2 generaciones de coladas de brecha de lodo; el crecimiento del grifo, e indicios de fallamiento representados por la presencia de cárcavas.

La morfología del VS Totumo indica emisión de materiales en cantidades pequeñas y a velocidades lentas. Las evidencias indican erupciones de corta duración, con fases gaseosas poco explosivas, ya que la brecha de lodo se encuentra muy localizada alrededor de los lagos salsa y no existen bloques de brecha dispersos en una amplia superficie. El desarrollo vertical del domo no es acelerado, como ocurre en volcán tipo diapiro ascendente (*growing like diapiro*), donde la emisión de la brecha de lodo es continua.

Los lagos salsa son la filtración principal del VS Totumo, y el cono de lodo y el grifo son conductos de liberación de gases que favorecen la descompresión del sistema. Los lagos salsa, aunque en la actualidad emiten materiales asociados con fases de quietud, presentan evidencias geomorfológicas de actividad explosiva en la época actual, como es la emisión de coladas de brecha de lodo, por lo que se considera un sector de amenaza alta ante erupción violenta de lodo, brecha de lodo y gas, licuefacción y degradación del suelo.

El cono de lodo (VL Totumo) y el grifo parecen haber tenido, a lo largo del tiempo, la misma baja actividad en la emisión de lodo y gas, ya que en esta investigación no se identificaron geoformas relacionadas con eventos explosivos. Se manifiesta, entonces, una amenaza baja ante eventos como erupción violenta de lodo, brecha de lodo y gas, licuefacción y degradación del suelo.

La presente investigación reporta información a escala detallada acerca de la geomorfología del sector del Totumo y su actividad. Deben enfocarse los esfuerzos a un mayor conocimiento del volcán sedimentario Totumo en conjunto, en especial para el sector de la cima del domo, donde se ubican los lagos salsa con una importante actividad eruptiva (violenta) en la época actual, generando amenazas a la población flotante que circunda el lugar.

El cono de lodo (VL El Totumo) debe seguir siendo investigado, ya que por sus dimensiones y actividad turística se convierte en un elemento de peligro, puesto que la geodinámica inherente a estas estructuras puede verse afectada por causas diversas, como presiones litostáticas y de gases, actividad tectónica o sísmica. Por lo anterior, el conocimiento a escalas detalladas deberá enfocarse en aspectos estratigráficos, morfológicos, geodinámicos, estructurales subsuperficiales, dinámicos y sistemas de conducción de los fluidos, geomorfológicos, geoquímicos y de riesgo.

Agradecimientos

Agradecemos a los grupos de investigación Modelación y Evaluación de Sistemas Ambientales (GIMESA) de la Universidad de Córdoba, y Geología, Geofísica y Procesos Marinos Costeros de la Universidad del Atlántico, por favorecer el desarrollo del proyecto.

Como citar este capítulo:

Martínez Lara, Z., Ghisays, A., & Osorio Martínez, I., Volcanismo de lodo y geoamenazas asociadas. Caso volcán sedimentario Totumo En: Mejía Ávila, D., Soto Barrera, V. & Torres Bejarano, F., (Eds.), *Investigación para la Sostenibilidad Ambiental. Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental – RISA* (pp 117-130). 1ª ed. [online] Montería: Universidad de Córdoba, p.226. Disponible en: <<http://www.uniboyaca.edu.co/group/213>> [Consultado dd - mes - año].

Referencias citadas

- Aristizábal, C., Ferrari, A., y Silva, C. (2009). Control neotectónico del diapirismo de lodo en la región de Cartagena, Colombia. *Ingeniería Investigación y Desarrollo: I2+ D*, 8 (1), 42-50.
- Barrero, D., Pardo, A., Vargas, C.A., y Martínez, J. F. (2007). *Colombian sedimentary basins: Nomenclature, boundaries and petroleum geology, a new proposal*. Bogotá, Colombia: Agencia Nacional de Hidrocarburos.
- Bautista, L., Rada, D., y Barboza, G. (2015). *Evaluación de la amenaza geológica potencial del volcanismo de lodo en la vereda de Membrillal-Distrito Turístico y Cultural de Cartagena de Indias* (Trabajo de grado de pregrado). Universidad de Cartagena, Colombia.
- Berge, T. B. (2013). Hydrocarbon seeps: Recognition and meaning. En F. Aminzadeh (Ed.), *Hydrocarbon seepage: From source to surface* (pp. 1-7). Tulsa, Estados Unidos: Society of Exploration Geophysicists and American Association of Petroleum.
- Bonini, M. (2012). Mud volcanoes: indicators of stress orientation and tectonic controls. *Earth-Science Reviews*, 115 (3), 121-152.
- Carvajal, J. H., y Mendivelso, D. (2011). *Catálogo de 'volcanes de lodo'. Caribe central colombiano* (Informe presentado al Instituto Colombiano de Geología y Minería —Ingeominas—). Bogotá, Colombia.
- Carvajal, J. H., y Mendivelso, D. (2017). *Catálogo de 'volcanes de lodo'. Caribe central colombiano* (Informe presentado a Ingeominas). Bogotá, Colombia.
- Dimitrov, L. I. (2003). Mud volcanoes—A significant source of atmospheric methane. *Geo-Marine Letters*, 23 (3-4), 155-161.
- Etiopio, G. (2015). *Natural gas seepage. The Earth's hydrocarbon degassing*. Suiza: Springer.
- Hosein, R., Haque, S., y Beckles, D. (2014). Mud volcanoes of Trinidad as astrobiological analogs for martian environments. *Life* 4, s.v. (4), 566-585.
- Hovland, M., Hill, A., y Stokes, D. (1997). The structure and geomorphology of the Dashgil mud volcano, Azerbaijan. *Geomorphology*, 21 (1), 1-15.
- Kholodov, V. N. (2002a). Mud volcanoes, their distribution regularities and genesis: communication 1. Mud volcanic provinces and morphology of mud volcanoes. *Lithology and Mineral Resources*, 37 (3), 197-209.
- Kholodov, V. N. (2002b). Mud volcanoes: distribution regularities and genesis (Communication 2. Geological–geochemical peculiarities and formation model). *Lithology and Mineral Resources*, 37 (4), 293-310.
- Kholodov, V. N. (2013). Distribution and formation conditions of salt diapirs and mud volcanoes. *Lithology and Mineral Resources*, 48 (5), 398-415.
- Kopf, A. J. (2002). Significance of mud volcanism. *Reviews of Geophysics*, 40 (2), 1-2.
- Lei, S., y Xuerui, Z. (2016). Mud volcano's formation mechanism and effects on fluid migration. *IOSR Journal of Engineering*, 6 (4), 21-26.
- Mazzini, A., y Etiopio, G. (2017). Mud volcanism: an updated review. *Earth-Science Reviews*, 168 (s.n.), 81-112.
- Milkov, A. V. (2000). Worldwide distribution of submarine mud volcanoes and associated gas hydrates. *Marine Geology*, 167 (1-2), 29-42.

- Milkov, A. V. (2005). Global distribution of mud volcanoes and their significance in petroleum exploration as a source of methane in the atmosphere and hydrosphere and as a geohazard. En G. Martinelli y B. Panahi (Eds.), *Mud volcanoes, geodynamics and seismicity* (pp. 29-34). Dordrecht, Holanda: Springer.
- Mushketov, I. V. (1924). *Fizicheskaya geologiya. Obshchie svoystva i sostav Zemli: vulkanizm, zemletryaseniya, tektonika*. Moscú, Rusia: Petersburg.
- Navarrete, E. (2017). *Apuntes de geología del petróleo*. Guayaquil, Ecuador: Escuela Superior Politécnica del Litoral.
- Okubo, C. H. (2016). Morphologic evidence of subsurface sediment mobilization and mud volcanism in Candor and Coprates Chasmata, Valles Marineris, Mars. *Icarus*, 269 (s.n.), 23-37.
- Planke, S., Svensen, H., Hovland, M., Banks, D. A., y Jamtveit, B. (2003). Mud and fluid migration in active mud volcanoes in Azerbaijan. *Geo-Marine Letters*, 23 (3-4), 258-268.
- Rainone, M. L., Rusi, S., y Torrese, P. (2015). Mud volcanoes in central Italy: Subsoil characterization through a multidisciplinary approach. *Geomorphology*, 234 (s.n.), 228-242.
- Skinner Jr, J., y Mazzini, A. (2009). Martian mud volcanism: Terrestrial analogs and implications for formational scenarios. *Marine and Petroleum Geology*, 26 (9), 1866-1878.
-



Río Sinú, municipio de Montería - Córdoba.
Foto: Fuente propia.



CAPÍTULO 8



"VIGILADA MINEDUCACIÓN"

Evaluación de la eficiencia de estufas ecológicas en la vereda Quebrada del Medio, municipio de Montería, departamento de Córdoba

Viviana Soto Barrera,³⁶ Gabriel Campo Daza,³⁶ Julieth Paola Galvis,³⁷ Cindy Paola Bettin³⁷

36. Grupo de Investigación en Modelación y Evaluación de Sistemas Ambientales-GIMESA. Departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Córdoba. Correos electrónicos: vcsoto@correo.unicordoba.edu.co y gabrielcampo@correo.unicordoba.edu.co

37. Departamento de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingenierías, Universidad de Córdoba. Correos electrónicos: julipao4@hotmail.es y cibtet-21@hotmail.com

Resumen

La leña tiene una función importante como fuente de energía para cerca de tres mil millones de personas que viven en zonas rurales de países en desarrollo y que la queman para la cocción de los alimentos en fogones abiertos, exponiendo a las personas al humo. Este capítulo muestra los resultados de la evaluación de la eficiencia de 2 tipos de estufas ecológicas en la vereda Quebrada del Medio, zona rural de Montería, Colombia. Para el estudio, se realizó la evaluación siguiendo protocolos internacionales que consistieron en 2 pruebas estándar: *Prueba de Ebullición de Agua* y *Cocción Controlada de Alimentos*, las cuales se aplicaron en 2 prototipos de estufas ecológicas (bloque y ladrillo), usando como testigo una estufa tradicional a fuego abierto. Los resultados de la *Prueba de Ebullición de Agua* en las estufas ecológicas de bloque y ladrillo mostraron un ahorro de leña del 72,63 % y 76,64 %, respectivamente, comparado con el 56,83 % de la estufa a fuego abierto. De forma similar, en la *Prueba de Cocción Controlada de Alimentos* se presentaron resultados favorables con un ahorro de leña del 72,88 % en la estufa de bloque y del 80,71 % en la estufa de ladrillo, frente al 45,83 % obtenido en la estufa a fuego abierto.

Palabras clave: leña, estufas ecológicas, salud ambiental.

Abstract

The wood has an important function as source of energy for nearly three billion people that live in rural zones of developed countries and use it for open fire cooking that expose them to smoke. This article presents the results of an efficiency assessment of ecological cookstoves in Quebrada del Medio, rural zone of Montería, Colombia. The assessment was performed following international protocols that consisted of two (2) standard tests: *Water Boiling Test* and *Controlled Cooking Test*, which were applied in the two prototypes of ecological cookstoves (built with block and brick) comparing to an open firecooking (control). The results of the *Water Boiling Test* in block and brick ecological cookstoves, has shown a saving of wood of 72,63 %

and 76,64 %, respectively, compared with 56,83 % of open fire cooking (Control). Similarly, the *Controlled Cooking Test* presented favorable results with a saving of firewood of 72,88 % in the block cookstove and 80,71 % in the brick cookstove, both outstanding from the 45,83 % obtained in the open fire cooking.

Keywords: wood, ecological cookstoves, environmental health.

Introducción

Aproximadamente seiscientos millones de hogares a nivel mundial dependen de la leña para preparar sus alimentos en fogones a fuego abierto o fogones tradicionales (Cordes, 2011), los cuales se caracterizan porque: 1) no absorben el calor generado durante la combustión; 2) una gran superficie de la olla queda expuesta a las llamas; 3) se construyen fácilmente y son asequibles para familias con bajos ingresos, ya que sus materiales están disponibles en cualquier lugar; 4) no cuentan con un sistema adecuado de salida de gases, lo que favorece la acumulación de humo, así como la liberación de partículas pequeñas (hollín) y contaminantes en niveles muy por encima de los aceptables (Cortés y Ridley, 2014; OMS 2016); y 5) la madera puede alcanzar hasta un 90 % del poder calorífico, pero en la práctica solo se aprovecha entre un 10 y 40 % de energía calorífica efectiva; y si se tienen en cuenta las prácticas no eficientes de uso, se podría hablar de un gasto energético muy alto en el proceso de cocción de alimentos (Cerdá, 2011).

Para el 2017, solo el 15,8 % del sector rural en Colombia contaba con cobertura de gas natural (DANE, 2019); en ese mismo año, los hogares de estrato uno en el municipio de Montería tenían una cobertura del 55 % en dicho servicio (Ministerio de Minas y Energía, 2017). Estos porcentajes de cobertura conllevan a la utilización de otras fuentes de energía para la cocción de los alimentos. Aunque es imperativa la adopción de medidas que promuevan el uso de combustibles más limpios, aquello no se vislumbra como una posible meta a corto plazo por las condiciones económicas de las poblaciones (Smith y Pillarisetti, 2012; Jones, 2015). Sin embargo, es factible la fabricación de nuevos y más eficientes modelos de estufas que funcionen con leña y que sean aceptadas por la población beneficiaria, con el fin de asegurar su uso a largo plazo y garantizar una reducción en los impactos a la salud generados por la exposición directa a los gases resultantes del proceso de combustión (Ruiz, Masera, Zamora y Smith, 2011).

Mucho se ha escrito sobre nuevos modelos de estufas. Varios autores en los ámbitos nacional e internacional (Lora, 2011; Álvarez, 2011; Bailis et al., 2007)³⁸ han tratado esta temática en diferentes investigaciones, argumentando acerca del desempeño de distintos prototipos de cocinas eficientes, su viabilidad y sus beneficios a corto y largo plazo. Se estima que en el periodo comprendido entre el 2007 y el 2017 se construyeron alrededor de 55 000 unidades de estufas ecológicas en departamentos como Antioquia y Santander (Colombia), como resultado de programas que buscan la implementación de tecnologías más eficientes en la protección del ambiente y la salud humana (Aristizábal, 2018).

La Fundación Natura, que se ha destacado como una de las principales promotoras de proyectos que buscan el desarrollo sostenible, inició en el 2007, junto a la Fundación MacArthur (*MacArthur Foundation*), el desarrollo de “Estufas eficientes de leña” en el municipio Corredor de Robles, departamento de Santander. Durante la ejecución de esta iniciativa, introdujeron cambios sustantivos en las estufas, tales como: la incorporación de una cámara de combustión tipo “Rocket” y la instalación de una chimenea que permitió optimizar la forma de uso de la leña por parte de las familias que resultaron beneficiadas. En este sentido, en el municipio de Encino (Santander) se construyeron 3 prototipos de estufas mejoradas con una modificación en

38. Véase también Berrueta, Edwards y Masera (2008); May (2013); Orozco, Mireles, Jaimes y Gomora (2012).

la cámara de combustión, las cuales fueron evaluadas por medio de la *Prueba de Cocción Controlada* (CCT, por sus siglas en inglés), mostrando un ahorro del 14 % de leña con respecto a la estufa tradicional; es decir, se trata de un ahorro de 0,86 toneladas de leña al año por familia, y una reducción equivalente a 1,85 toneladas de CO₂ por estufa mejorada (Aristizábal, 2010). Años más tarde se hicieron ensayos bajo condiciones reales, aplicando la *Prueba de Rendimiento de Cocina* (KPT, por sus siglas en inglés) obteniendo un ahorro entre el 11 y el 15 % de leña por estufa, con respecto al fogón tradicional (Aristizábal, 2014).

Teniendo en cuenta lo anterior, la presente investigación se planteó como objetivo diseñar y evaluar un prototipo de estufa ecológica, accesible y de fácil construcción, en la vereda Quebrada del Medio (corregimiento de Pueblo Bujo), en el municipio de Montería, departamento de Córdoba (Colombia). Para ello se midió la eficiencia energética en cuanto a la cantidad de leña y tiempo utilizado en la cocción de los alimentos en 2 tipos de estufas ecológicas, contrastando y utilizando como testigo una estufa tradicional o fogón a fuego abierto. Los resultados evidenciaron una mayor eficiencia energética en las estufas ecológicas.

8.1. Materiales y métodos

8.1.1. Área de estudio

El proyecto se desarrolló en la vereda Quebrada del Medio (8.574667°N, 76.221083°W), corregimiento de Pueblo Bujo, ubicada a 60,6 km del municipio de Montería, departamento de Córdoba —Colombia— (Alcaldía de Montería, 2010). En la Figura 28 se observa la localización del corregimiento de Pueblo Bujo.

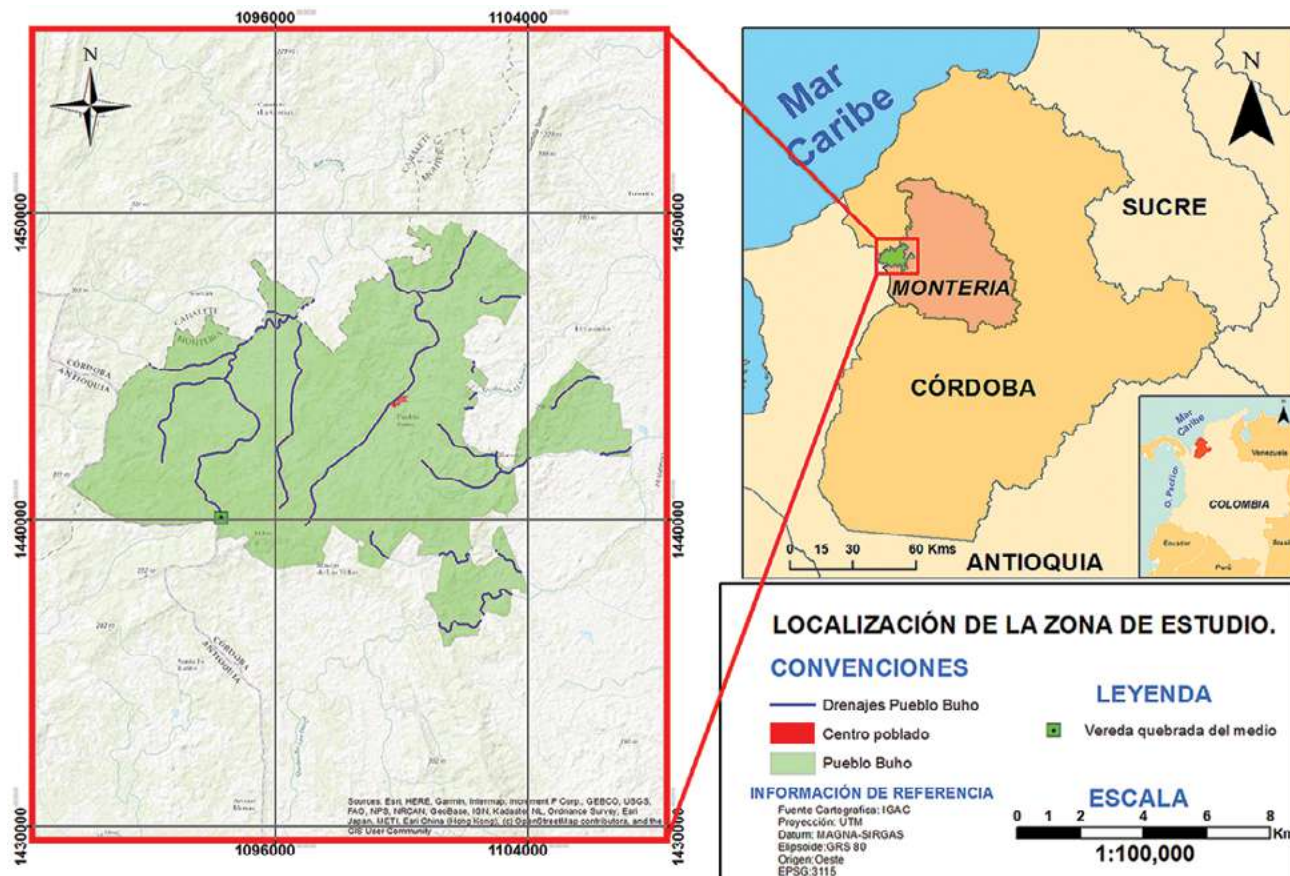


Figura 28. Ubicación de la zona de estudio. Fuente: elaboración propia.

8.1.2. Metodología

El estudio se enmarcó en una investigación de tipo experimental, utilizando el método comparativo, y estuvo basado en protocolos internacionales que permitieron comprobar y medir la eficiencia de la estufa ecológica, frente a los fogones tradicionales a fuego abierto, en términos de consumo de leña y tiempo. A continuación se describen las etapas metodológicas desarrolladas en el proyecto. En la Figura 29 se muestra un esquema gráfico de la metodología implementada.

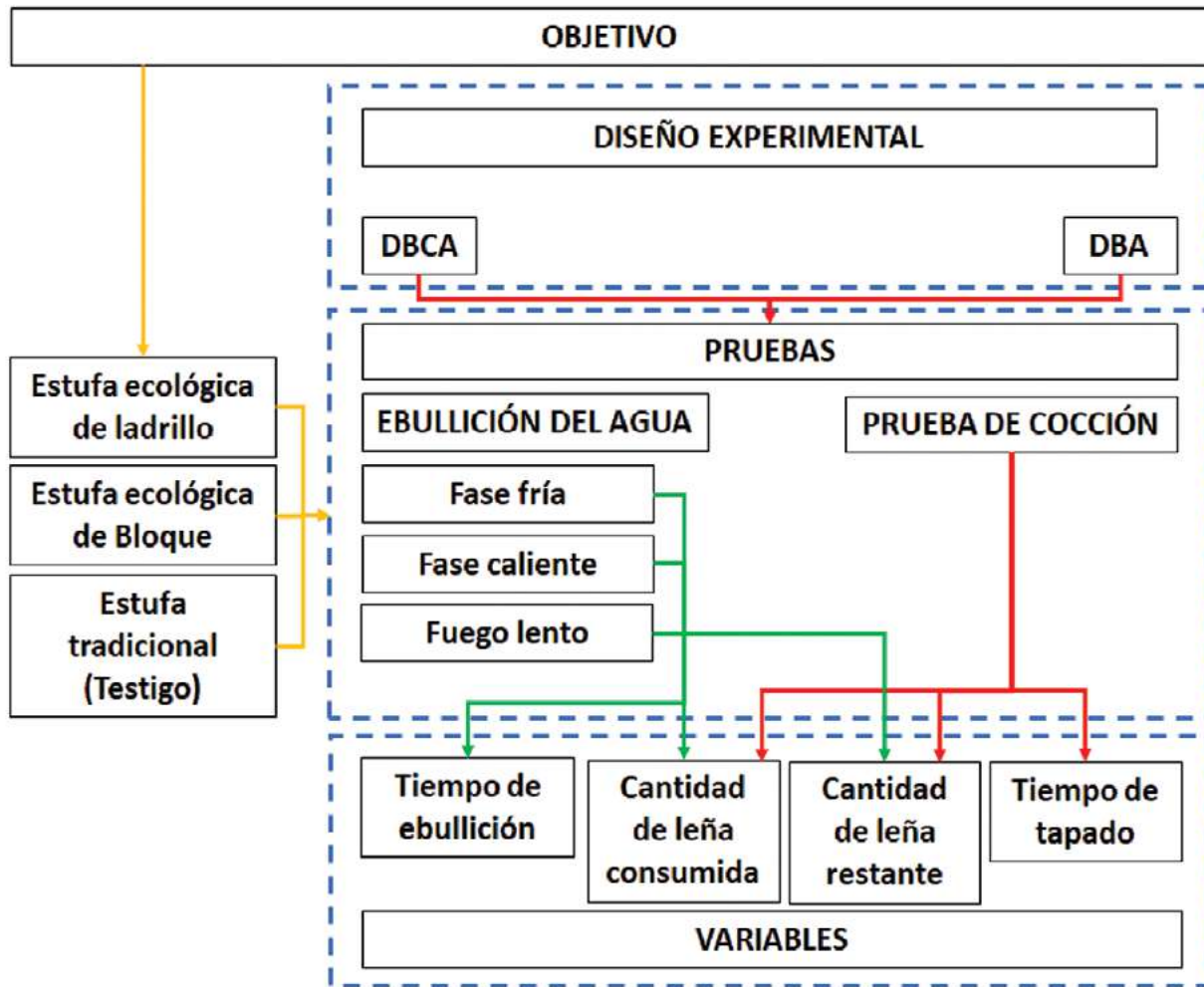


Figura 29. Esquema metodológico implementado. Fuente: elaboración propia.

8.1.2.1. Diseño y construcción de la estufa ecológica

Se construyeron 2 estufas: una en bloque de cemento y otra en ladrillo de arcilla cocido, con dimensiones largo, ancho y altura de 0,81 x 0,8 x 0,81 m, respectivamente. A cada estufa se le instaló un ducto de conducción de humo de 0,4 m de largo, con una salida a la chimenea de 0,2 x 0,2 m; estas dimensiones fueron tomadas y modificadas de las propuestas por Álvarez (2011). La construcción de cada estufa tomó aproximadamente un día. En la Figura 30 se puede observar el detalle de las dimensiones de las estufas.

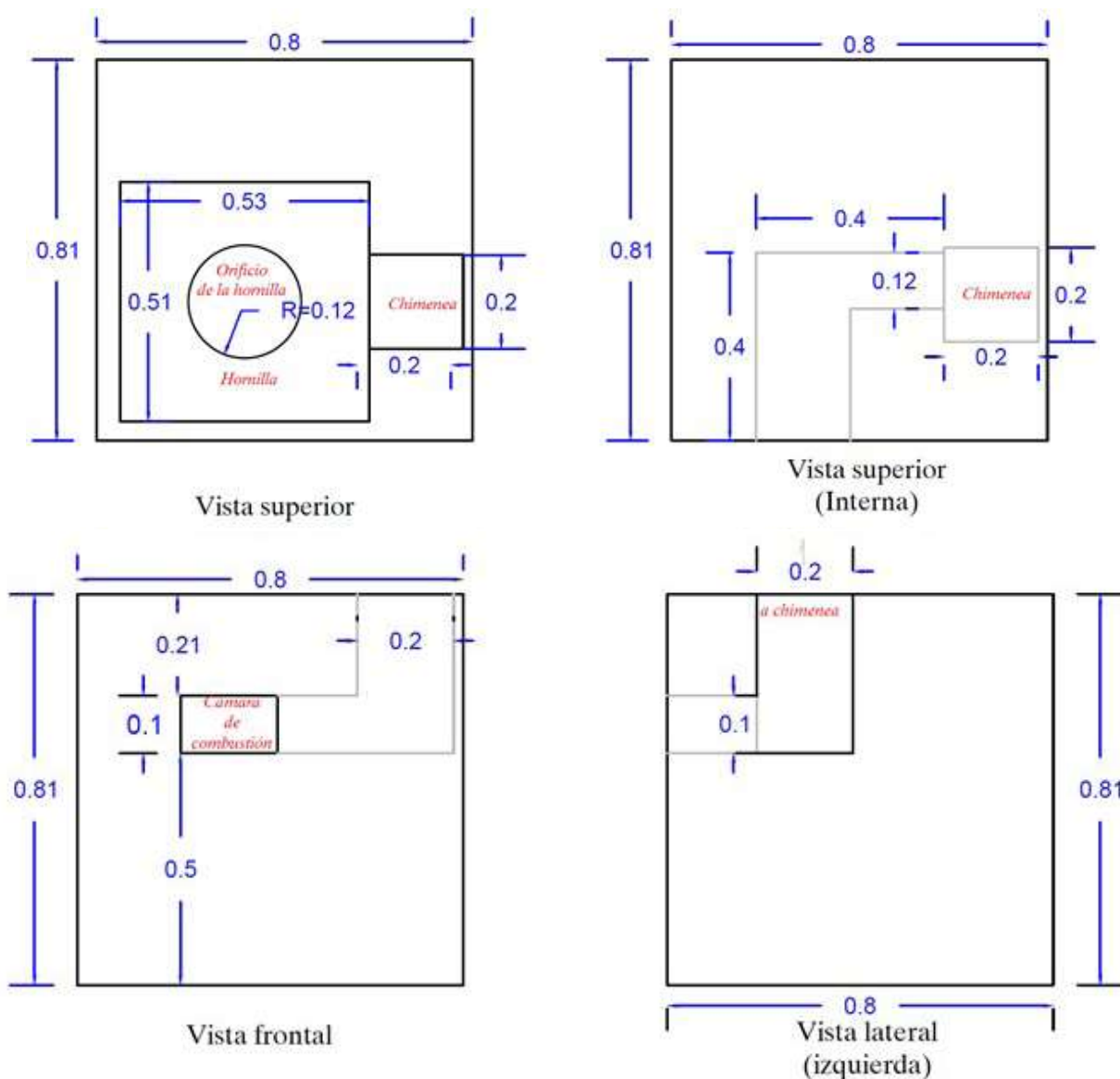


Figura 30. Diseño de los prototipos de las estufas ecológicas. Fuente: elaboración propia.

La tercera estufa correspondió a una de tipo tradicional (fogón a fuego abierto) que fue utilizada como testigo del ensayo.

8.1.2.2. Evaluación de las estufas ecológicas

Para la evaluación de la eficiencia de las estufas (ecológica y tradicional) se realizaron 3 ensayos al mes, durante 4 meses. Cada ensayo consistió en 2 pruebas: una de *Ebullición de Agua*, teniendo en cuenta el protocolo de prueba de Bailis (2004); y la *Prueba de Cocción Controlada de Alimentos*, modificada del protocolo WBT (Bailis et al., 2007). En la Figura 30 se presenta un esquema de las fases metodológicas.

8.1.2.2.1. *Prueba de Ebullición de Agua (PEA)*. La leña utilizada para todas las pruebas se tomó de la especie Matarratón (*Gliricidia Sepium*), que es de uso común en la zona; se recolectaron, para cada ensayo, varas de tamaño homogéneo, las cuales fueron almacenadas en un lugar seco y ventilado, por periodos de tiempo constantes, con el fin de garantizar condiciones de humedad similares para las muestras y los ensayos.

La Prueba de Ebullición de Agua tuvo como objetivo medir la eficiencia de la estufa para calentar dicho líquido, a partir de las variables *Tiempo de ebullición*, *Cantidad de leña restante* y *Cantidad de leña consumida*. Inicialmente, se determinó el punto de ebullición local poniendo en la estufa tradicional una olla con 4 litros de agua a temperatura ambiente, midiendo el aumento de la temperatura con un termómetro digital, hasta llegar al hervor. Esta prueba se realizó en 3 fases: *Inicio frío*, *Inicio caliente* y *Fuego lento*.

El diseño experimental para la Prueba de Ebullición del Agua correspondió a un Diseño en Bloques Completamente al Azar (DBCA) y la evaluación estadística estuvo asociada a un análisis de varianza (Anova) y a una prueba de comparación de medias de Tukey ($p \leq 0,05$). A continuación se explican las fases de la mencionada prueba:

— *Inicio frío*. Para cada estufa se dispusieron 3 paquetes de leña de 2 kg; de cada paquete se tomaron las cantidades necesarias para encender las estufas, humedeciendo las puntas con ACPM (Aceite Combustible para Motores), con el propósito de facilitar su encendido. Con las 3 estufas prendidas se pusieron simultáneamente ollas previamente pesadas con 4 litros de agua, a temperatura ambiente, registrando la hora de inicio. Una vez alcanzado el punto de ebullición del líquido, se bajaron las ollas del fuego, registrando el peso de cada una, la hora y la temperatura final del agua. Adicionalmente, se pesó la leña no utilizada y la semiquemada (previa remoción de los carbones de sus extremos).

— *Inicio caliente*. Esta fase se inició inmediatamente terminada la fase de Inicio en frío, con el fin de aprovechar las brasas que quedaron al interior de la estufa. Se repitió el procedimiento realizado en la fase anterior.

— *Fuego lento*. Se reinició el fuego con la leña restante de la fase de Inicio caliente, utilizando adicionalmente una mínima cantidad de los paquetes de 2 kg. Se repitió el proceso de las fases anteriores, pero controlando que, durante los 45 minutos del ensayo, la temperatura del agua no variara en ± 3 °C.

8.1.2.2.2. Prueba de Cocción Controlada de Alimentos. Se utilizó el arroz como alimento objeto de la prueba y se midieron las variables Cantidad de leña restante, Cantidad de leña consumida y Tiempo de tapado (el tiempo empleado por cada estufa para la cocción del arroz). El alimento se puso en una olla de 0,24 m de diámetro, disponiendo para ello 2 kg de leña de la especie empleada en el test anterior (Matarratón). Cabe resaltar que la prueba se llevó a cabo teniendo en cuenta la forma tradicional para la preparación de este producto: 0,45 kg de arroz, 2 cucharadas de aceite, ½ cucharada de sal, y 0,75 litros de agua.

El test finalizó cuando el arroz estuvo cocido. Una vez retirada la olla de la estufa, se pesó la leña semiquemada junto a la leña restante, dejando únicamente las brasas dentro de la cámara de combustión.

Para la *Prueba de Cocción Controlada de Alimentos* se aplicó un Diseño Completamente al Azar (DCA), con distintas repeticiones por tratamiento, y los datos fueron sometidos a un análisis de varianza (Anova) y a una prueba de comparación de medias de Tukey ($p \leq 0,05$).

8.2. Resultados y discusión

8.2.1. Prueba de Ebullición de Agua (PEA)

El punto de ebullición local se estableció en 99,2 °C. En la Tabla 20 se presentan los resultados asociados a *Tiempo de ebullición*, *Leña consumida* y *Leña restante* en el ensayo. La prueba de Bartlett y Shapiro Wilk

muestran que hay homogeneidad y normalidad entre los datos obtenidos; las letras *a* y *b* (en la Tabla) indican respectivamente la existencia o no de diferencias estadísticamente importantes. Para las 3 variables hubo diferencias estadísticamente significativas, con $p \leq 0,05$ entre las estufas ecológicas y la estufa a fuego abierto. Sin embargo, no hubo diferencia significativa entre los resultados de las estufas ecológicas.

En cuanto al tiempo de ebullición, el valor más alto lo presentó la estufa tradicional (control) con 30 minutos, y el más bajo la estufa ecológica de ladrillo con 25,64 minutos. Con relación al consumo de leña, el mayor gasto se dio en la estufa tradicional (control), con un valor de 0,86 kg al finalizar la prueba, frente al menor consumo, registrado por la estufa de ladrillo, con un valor de 0,47 kilogramos.

Tabla 20. Resultados de las variables Tiempo de ebullición, Cantidad de leña restante (kg) y Cantidad de leña consumida en la PEA.

Tipo de Estufa	Tiempo de ebullición (min)	Leña restante (kg)	Leña consumida (kg)
Fuego abierto (Control)	30,00±13,23a	1,14±0,12b	0,86
Bloque	27,75±13,32b	1,45±0,17a	0,55
Ladrillo	25,64±14,90b	1,53±0,19a	0,47

Fuente: elaboración propia.

En la Figura 31 se muestra el porcentaje (%) de leña restante y leña consumida en las estufas ecológicas y el fogón a fuego abierto. Al comparar los resultados de los porcentajes de leña restante obtenidos en las estufas de bloque y ladrillo (72,63 % y 76,64 %, respectivamente), se evidencia un mayor ahorro comparado con los obtenidos por Lora (2011). Este investigador alcanzó un 56 % en el ahorro de leña para una estufa isleña en Puerto Príncipe y en Arreguy, Haití. Por otra parte, Cárdenas, Aristizábal y León (2014) alcanzaron un ahorro de combustible del 33 % en una estufa mejorada, diseñada por la Fundación Natura y basada en la estufa ICA-1791.

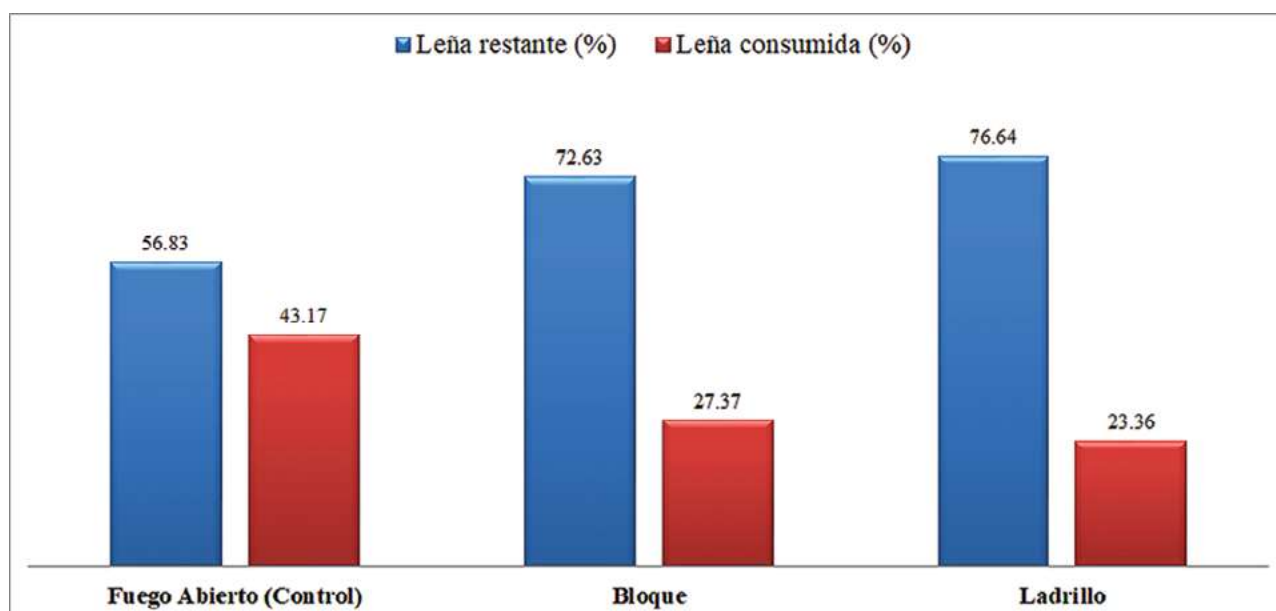


Figura 31. Porcentajes (%) de leña restante y leña consumida en la PEA. Fuente: elaboración propia.

8.2.2. Prueba de Cocción Controlada de Alimentos (CCA)

En la Tabla 21 se presentan los resultados encontrados para las variables *Tiempo de tapado*, *Leña restante* y *Leña consumida*. Las pruebas de Bartlett y Shapiro Wilk corroboraron la existencia de homogeneidad y normalidad entre los datos obtenidos. Con relación al *Tiempo de tapado* y la *Leña restante*, no hubo diferencias significativas entre las 2 estufas ecológicas ensayadas (valores de $p < 0,05$), mientras que entre estas y la estufa tradicional sí se presentaron diferencias relevantes (valores de $p > 0,05$).

Tabla 21. Resultados de *Tiempo de tapado*, *Cantidad de leña restante* y *Leña consumida* en la prueba CCA.

Tipo de estufa	Tiempo de tapado (min)	Leña restante (kg)	Leña consumida (kg)
Estufa tradicional (Control)	21,00±1,73a	0,92±0,14b	1,08
Bloque	11,75±2,09b	1,46±0,13a	0,54
Ladrillo	10,25±2,05b	1,61±0,12a	0,39

Fuente: elaboración propia.

En relación con la cantidad de leña al finalizar la prueba en las estufas ecológicas y en la estufa tradicional (control), se observó que esta última presentó un consumo más alto, en contraste con el más bajo en la estufa ecológica de ladrillo. No hubo diferencias significativas entre la estufa ecológica de *bloque*, la cual quedó con un restante de leña de 1,46 kg, y la de ladrillo, que mantuvo 1,61 kg. Sin embargo, existieron variantes importantes entre los tipos de estufas mencionados y la estufa tradicional (control), que alcanzó un restante de leña de 0,92 kg.

El mayor consumo del citado material (1,08 kg) se presentó en la estufa tradicional, mientras que el menor gasto estuvo en la estufa de ladrillo. No hubo diferencias estadísticamente significativas entre los resultados de las estufas ecológicas, mientras que sí hay diferencias de esta índole entre las estufas ecológicas y la tradicional.

En la Figura 32 se muestran los porcentajes (%) de leña restante y de leña consumida durante la *Prueba de Cocción Controlada de Alimentos*.

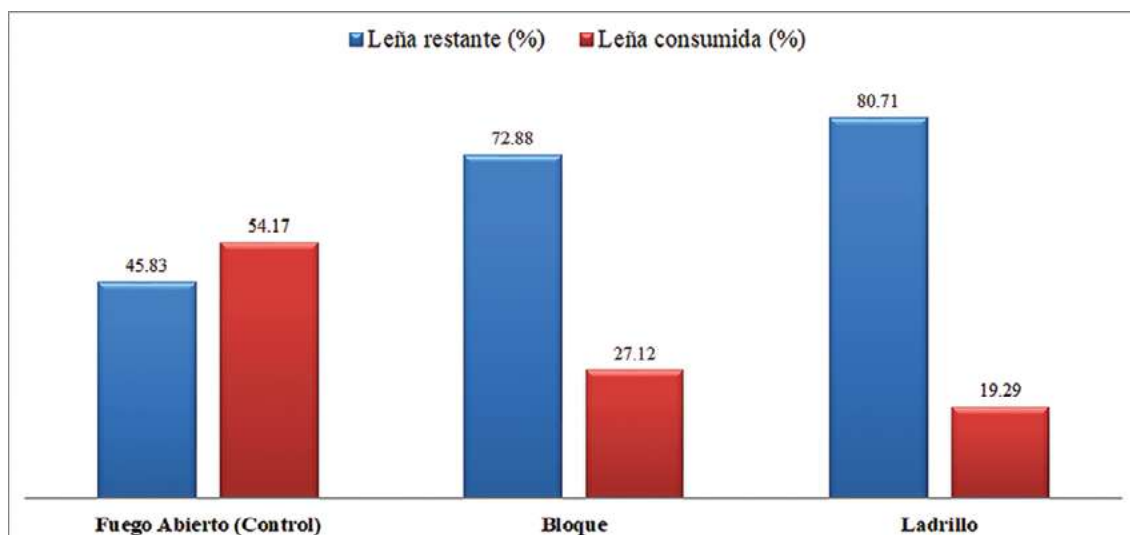


Figura 32. Porcentajes (%) de leña restante y leña consumida en la prueba CCA. Fuente: elaboración propia.

En la figura 32 se observa que la estufa de ladrillo obtuvo el mayor ahorro de leña, con el 80,71 % (leña restante), seguida de la estufa de bloque, con un 72,88 %. Estos valores de ahorro superan los reportados por Orozco et al. (2012), quienes implementaron estufas ahorradoras en la comunidad de San Agustín, alcanzando un 48 % de ahorro en leña, y solo un 12 % en la comunidad de Santa Ana Nichi, en México. Lora (2011) solo obtuvo un ahorro del 69 % en la aplicación de la prueba de cocción de arroz.

El promedio de gasto de leña, reportado por los residentes de las viviendas en las que se realizaron las pruebas, es de 5 kg/día en una estufa tradicional. Utilizando la cifra promedio de ahorro en las estufas ecológicas, se tendría un consumo de leña de 1,17 kg/día; es decir, una economía de 3,83 kg/día, que se traduciría en un ahorro de 1 398 kg/año.

Consideraciones finales

La presente investigación hizo evidente que las estufas ecológicas son un mecanismo eficiente y necesario para satisfacer las necesidades de la población del área rural de Montería, la cual no cuenta con cobertura de gas natural. En los ensayos realizados, las estufas ecológicas mostraron ser resistentes, cómodas, de fácil uso y limpieza, disminuyendo el tiempo destinado a la cocción de los alimentos y, como resultado de su diseño, los gases y el material particulado son dirigidos hacia afuera de las viviendas. De igual manera, estos elementos podrían ser implementados en otros contextos geográficos colombianos, con características similares de ausencia de redes de gas natural, y en donde culturalmente se ha usado el fogón de leña tradicional.

Los modelos de estufas ecológicas construidos presentaron mejores indicadores tanto en la *Prueba de Ebullición de Agua*, como en la de *Cocción Controlada de Alimentos*, con respecto a la estufa tradicional (control). Aunque no hubo diferencias entre el rendimiento de las estufas ecológicas, se destacó el funcionamiento de la estufa de ladrillo en cuanto a su vida útil, resistiendo temperaturas por encima de los 300 °C sin presentar fracturas y/o agrietamientos en su estructura. También es importante resaltar su eficiencia en el ahorro de leña comparada con la estufa tradicional (control). Adicionalmente, la construcción de este tipo de modelo se convierte en una alternativa relativamente económica y de fácil armado para las comunidades.

Los ensayos evidenciaron una leve eficiencia en la estufa de ladrillo con relación a la de bloque, pero sin diferencias estadísticamente significativas. Además, en lo que concierne al costo de construcción, la diferencia es mínima (la de ladrillo supera en 26 000 COP a la de bloque); por lo tanto, cualquiera de las 2 opciones es viable.

Como citar este capítulo:

Soto Barrera, V., Campo Daza, G., Galvis, J., & Bettin, C., 2020. Evaluación de la eficiencia de estufas ecológicas en la vereda Quebrada del Medio, municipio de Montería, departamento de Córdoba En: Mejía Ávila, D., Soto Barrera, V. & Torres Bejarano, F., (Eds.), *Investigación para la Sostenibilidad Ambiental. Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental – RISA* (pp 133-143). 1ª ed. [online] Montería: Universidad de Córdoba, p.226. Disponible en: <<http://www.uniboyaca.edu.co/group/213>> [Consultado dd - mes - año].

Referencias citadas

- Alcaldía de Montería. (2010). *Proceso de revisión y ajuste al Plan de Ordenamiento Territorial (POT) 2002-2015* (Informe de carácter gubernamental). Departamento de Córdoba, Colombia.
- Álvarez, H. (2011). *Estudio de cocinas mejoradas empleando leña y bosta como combustible* (Trabajo de grado para optar al título en Ingeniería Mecánica). Pontificia Universidad Católica de Perú, Lima, Perú. Recuperado de <http://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/handle/123456789/571>
- Aristizábal, J. D. (2010). Estufas mejoradas y bancos de leña: una alternativa de autoabastecimiento energético a nivel de finca para comunidades dependientes de los bosques de roble de la cordillera Oriental. *Colombia Forestal*, 13 (2), 245-256. Doi: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2010.2.a05>
- Aristizábal, J. D. (2014). Validation and comparative assessment of an improved wood-burning cookstove under controlled conditions and in the field. *Revista Informador Técnico*, 78 (1), 12-24.
- Aristizábal, J. D. (2018). Niveles de adopción e impacto de una estufa mejorada de leña en comunidades rurales del departamento de Santander, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 9 (2), en línea. Recuperado de <http://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/riaa/article/view/2268/2502>
- Bailis, R. (2004). *Controlled cooking test (CCT) version 2* (Informe presentado al Household Energy and Health Programme y la Fundación Shell). Recuperado de <https://www.cleancookingalliance.org/binary-data/DOCUMENT/file/000/000/80-1.pdf>
- Bailis, R., Berrueta, V., Chengappa, C., Dutta, K., Edwards, R.,... Smith, K. (2007). Performance testing for monitoring improved biomass stove interventions: Experiences of the household energy and health project. *Energy for Sustainable Development*, 11 (2), 57-70. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0973-0826\(08\)60400-7](https://doi.org/10.1016/S0973-0826(08)60400-7)
- Berrueta, V. M., Edwards, R. D., y Masera, O. R. (2008). Energy performance of wood-burning cookstoves in Michoacan, Mexico. *Renewable Energy*, 33 (5), 859-870. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2007.04.016>
- Cárdenas, L., Aristizábal, J., y León, R. (2014, 29 de julio). Partner spotlight: Fundación Natura. *Sitio web de Clean Cooking Alliance*. Recuperado de <https://www.cleancookingalliance.org/about/news/07-29-2014-partner-spotlight-fundaci-n-natura.html>
- Cerdá, E. (2011). *La biomasa en España: una fuente de energía renovable con gran futuro*. España: Fundación Ideas.
- Cordes, L. (2011). *Igniting change: A strategy for universal adoption of clean cookstoves and fuels* (Informe presentado a la Global Alliance for Clean Cookstoves). Recuperado de <http://cleancookstoves.org/binary-data/RESOURCE/file/000/000/272-1.pdf>
- Cortés, A. y Ridley, I. (2014). Efectos de la combustión a leña en la calidad del aire intradomiciliario. La ciudad de Temuco como caso de estudio. *Revista Invi*, 28 (78), 257-271. Doi: <https://doi.org/10.4067/s0718-83582013000200008>
- DANE —Departamento Administrativo Nacional de Estadística—. (2019). *Encuesta nacional de calidad de vida 2017* (Informe de investigación presentado a la República de Colombia). Recuperado de <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/salud/calidad-de-vida-ecv/encuesta-nacional-de-calidad-de-vida-ecv-2017>
- Jones, D. B. (2015). The World Health Organization has spoken-Improved cookstoves are not clean enough. *Energy for Sustainable Development*, 24 (s.n.), 86-87. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.esd.2014.12.006>

- Lora, Denisse. (2011). *Diseño, fabricación y evaluación de la eficiencia de una estufa ahorradora de leña en Arreguy, Haití* (Tesis de Maestría). Universidad para la Cooperación Internacional, San José, Costa Rica.
- May, T. (2013). Niveles de consumo de leña y su disminución a través del uso de estufas lorena mejoradas en comunidades del suroeste de la República Dominicana. *Sociedad y Ambiente*, 1 (2), 29-46.
- Ministerio de Minas y Energía. (2017). *Cobertura de gas natural II trimestre de 2017* (Informe presentado al Gobierno Nacional de Colombia). Recuperado de https://www.minenergia.gov.co/documents/10192/23883779/210917_reporte_consolidado_GN_2017_II.pdf/9423fc46-bcb2-4332-843e-e196c824a90a
- OMS —Organización Mundial de la Salud—. (2016, 8 de mayo). Contaminación del aire de interiores y salud. *Sitio web de la OMS*. Recuperado de <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/household-air-pollution-and-health>
- Orozco, M., Mireles, P., Jaimes, S., y Gomora, B. (2012). La experiencia de las estufas ahorradoras de leña en dos comunidades indígenas del Estado de México. *Ambiente y Desarrollo*, 16 (31), 91-105.
- Ruiz, I., Masera, O., Zamora H., y Smith, K. (2011). Adoption and sustained use of improved cookstoves. *Energy Policy*, 39 (12), 7557-7566. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.03.028>
- Smith, K. R., y Pillarisetti, A. (2012). Breve historia del humo de leña y sus implicancias para Chile. *Revista Estudios Públicos*, 80 (126), 163-179.
-



Paisaje boyacense. Boyacá - Colombia.
Foto: Fuente propia.

Influencia del mantenimiento y limpieza de filtros domésticos sobre la calidad del agua tratada

Andrea Pérez Vidal,³⁹ Jaime Díaz Gómez,⁴⁰ Gabriel Cifuentes Osorio,⁴⁰ Leidy Rojas Torres⁴⁰

39. Grupo de Investigación en Ingeniería Electrónica Industrial y Ambiental (GIEIAM), Facultad de Ingeniería, Universidad Santiago de Cali. Correo electrónico: andrea.perez00@usc.edu.co

40. Grupo de Investigación Gestión de Recursos Hídricos de la Facultad de Ciencias e Ingeniería. Universidad de Boyacá. Correos electrónicos: jaime Diaz@uniboyaca.edu.co, grcifuentes@uniboyaca.edu.co

Resumen

El tratamiento doméstico del agua es una opción viable para reducir el riesgo de adquirir enfermedades transmitidas por dicho líquido; sin embargo, su efectividad depende, en gran parte, de la implementación de programas de educación sanitaria y capacitación a los usuarios sobre aspectos operativos y de mantenimiento. En este sentido, el objetivo del proyecto del cual se desprende este capítulo fue evaluar 3 sistemas de filtración (velas cerámicas, olla cerámica y membrana) bajo 2 condiciones operativas: con mantenimiento y sin mantenimiento. Para ello, los sistemas se evaluaron durante 45 días usando como afluente de los filtros agua subterránea de un acuífero, no confinado, con las siguientes características promedio: turbiedad $0,74 \pm 0,4$ UNT, pH $5,6 \pm 0,5$, *E.coli* $3,0 \text{ E}+03$ y coliformes totales $3,4 \text{ E}+04$.

Como resultado se evidenció que todos los sistemas de filtración utilizados generaron una reducción, en el recuento de *E.coli* y coliformes totales, de entre 3 y 4 unidades logarítmicas, y la turbiedad en valores promedio de 0,2 a 0,4 UNT; cabe resaltar que el pH del agua filtrada se incrementó entre 1,0 y 2,0 unidades con los filtros de velas y olla cerámica. Por otro lado, la ausencia de limpieza y mantenimiento de los sistemas redujo la tasa de filtración, desmejoró las características estéticas de los sistemas y comprometió la calidad microbiológica del agua, reduciendo las eficiencias y ocasionando el crecimiento de biopelícula. Como conclusión se indica que el uso sostenible de estas tecnologías de tratamiento dependerá en gran medida del grado de capacitación y educación sanitaria impartida a los usuarios, de la claridad en manuales de operación y mantenimiento, del tiempo de residencia del agua filtrada en la unidad de almacenamiento y de la frecuencia de mantenimiento en función de la tasa de filtración.

Palabras clave: agua potable, filtración, consumo doméstico de agua, capacitación, conductas saludables.

Abstract

The household water supply treatment is a viable option to reduce the risk associated with water transmitted diseases. However, its effectiveness is highly dependent on the implementation of educational programs leading to improve the capabilities of the final users in relation to the maintenance and operative aspects of the systems. The aim of this work was to evaluate three household filtration systems (ceramic candles, ceramic pot and membrane filters) under two operative conditions: with and without maintenance. For that, the evaluation was made during 45 days using groundwater of a confined aquifer as raw water with the following characteristics: turbidity: $0,74 \pm 0,4$ NTU; pH: $5,6 \pm 0,5$; *E.coli* $3,0 \text{ E}+03$ and fecal coliforms $3,4 \text{ E}+04$.

As a result, the three systems were able to reduce the count of *E.coli* and fecal coliforms to values between 3 and 4 log units and the turbidity, to average values between 0,2 to 0,4 NTU. Besides, the pH of the filtrated water increased till 1,0 to 2,0 units in the candle and ceramic filters. On the other hand, the absence of periodic cleaning and maintenance reduces de filtration rate, deteriorates the aesthetic aspect by growth of biofilm and compromises the microbiological water quality reducing their efficiency. As a conclusion the sustainable use of these systems is highly dependent on the implementation of educational and training programs leading to the final users, the residence time of the filtrated water in the storage container and the frequency of cleaning in terms of the filtration rate.

Keywords: drinking water, filtration, domestic water consumption, training, health behavior.

Introducción

A pesar de ser reconocido el derecho humano al abastecimiento de agua y saneamiento como esencial para la realización de los demás derechos humanos por la Asamblea General de las Naciones Unidas (Martin y Justo, 2015), aún se abastecen de agua contaminada alrededor de dos mil millones de personas en el mundo, lo que ocasiona anualmente la muerte de más de 502 000 personas a causa de diarrea (World Health Organization, 2019).

El acceso inadecuado al agua, saneamiento e higiene continúa siendo una de las necesidades prioritarias que todavía sufren las poblaciones más pobres y marginadas del mundo (Connor, 2015). En Colombia, a pesar de los avances en la materia, aún existe inequidad entre las coberturas de acueducto y alcantarillado y las zonas urbanas y rurales (Superservicios, 2015). Alrededor de la tercera parte de la población rural del país no cuenta con acceso a agua potable ni soluciones adecuadas de saneamiento básico (Carrasco, 2016).

En cuanto a la calidad del agua medida en función del índice de riesgo para el consumo humano (IRCA), se ha evidenciado que aunque en los grandes y medianos centros urbanos del país se recibe un suministro de dicho líquido de buena calidad (sin riesgo o riesgo bajo), en la medida en que disminuye el tamaño del casco urbano y la ruralidad aumenta, la calidad del agua desmejora el IRCA, alcanzando niveles de riesgo alto y, en algunos casos, considerándose inviable sanitariamente (Vargas, 2014).

Entre las causas que afectan la calidad del agua en estas poblaciones menores y/o rurales está la deficiencia o inexistencia de tratamiento para potabilización y la continuidad del servicio (Resolución N° 2115, 2007). En algunos municipios de los departamentos de la Guajira, Putumayo, Córdoba y Magdalena se han reportado muestras de agua con presencia de *E.coli* y coliformes totales, lo que hace evidente su riesgo para la salud humana (Superservicios, 2015).

El tratamiento del agua a nivel doméstico es una opción viable para mejorar su calidad y reducir el riesgo de adquirir enfermedades transmitidas mediante esta (World Health Organization, 2017). Existen métodos de tratamiento doméstico basados en la aplicación de calor o luz ultravioleta, tratamientos químicos y métodos físicos de remoción (Sobsey, 2002); en este último grupo se pueden citar los filtros caseros, siendo los biofiltros de arena y filtros cerámicos 2 de las tecnologías más empleadas a nivel mundial (Murphy, Mcbean y Farahbakhs, 2010).

El uso de estos sistemas de tratamiento doméstico tiene impactos positivos y rápidos sobre la salud de poblaciones que no cuentan con agua potable (Connor, 2015). En la literatura se encuentran múltiples experiencias positivas sobre su uso (Sobsey et al., 2008; Elliott, DiGiano y Sobsey, 2011).⁴¹ No obstante, la efectividad de estos sistemas depende, en gran parte, de la presencia de programas de educación sanitaria y capacitación a los usuarios sobre los aspectos operativos y de mantenimiento relacionados con su uso (Sisson, Wampler, Rediske y Molla, 2013; Connor, 2015).⁴² Además, es pertinente el empleo de técnicas de limpieza adecuadas que reduzcan el riesgo de formación de biopelículas (Pérez et al., 2019).

El objetivo de esta investigación, entonces, fue evaluar el efecto del mantenimiento, y ausencia de este, sobre el funcionamiento de 3 sistemas de filtración casera (filtros de velas cerámicas, filtros de olla cerámica y filtros de membrana) disponibles en el mercado y usados en el tratamiento de agua para consumo humano a nivel doméstico. En el presente capítulo se describe la metodología empleada para el estudio y los resultados encontrados, entre los cuales se destacan las eficiencias de remoción microbiológica alcanzadas en términos del recuento de *E.coli* y coliformes totales (4 a 3 unidades logarítmicas-LRV) y la turbiedad del efluente (promedio de 0,2 a 0,4 UNT). El pH del agua filtrada se incrementó entre 1,0 y 2,0 unidades con los filtros de velas y olla cerámica, principalmente por el aporte de alcalinidad presente en materiales arcillosos. En términos del efecto del mantenimiento de los sistemas de filtración, se evidenció que la ausencia del mismo y de una adecuada limpieza, redujo la tasa de filtración, desmejoró las características estéticas de los sistemas y comprometió la calidad microbiológica del agua, reduciendo las eficiencias y ocasionando el crecimiento de biopelículas.

9.1. Materiales y métodos

La investigación se llevó a cabo en el Laboratorio de Análisis Ambiental de la Universidad de Boyacá (Tunja, Colombia), a una altura de 2 810 m s.n.m y a una temperatura ambiental promedio de 12,7 °C. La evaluación de los 3 sistemas de filtración casera se realizó bajo 2 condiciones operativas: a) con mantenimiento y b) sin mantenimiento, operando 6 filtros en total. Los sistemas evaluados ya habían sido previamente operados durante un periodo de 12 meses, usando agua sintética con valores promedio de turbiedad de 33,6 UNT y *E.coli* de 3,4 x 10⁵ UFC/100 ml (Vidal et al., 2016).

En esta nueva fase del estudio se operaron los sistemas de filtración durante 45 días, utilizando como agua cruda, o afluente de los sistemas, el agua subterránea procedente de un pozo de 20 m de profundidad y clasificado como un acuífero no confinado (Spellman, 2003). El pozo está localizado en el campus de la Universidad de Boyacá (5° 34' 48" N 73° 20' 18.5" W) —Figura 33—.

La selección del uso de agua subterránea se fundamentó en su importancia a nivel mundial como fuente de abastecimiento de por lo menos el 50 % de la población (Connor, 2015). La Tabla 22 describe los sistemas de filtración evaluados y sus condiciones operacionales; se resalta que para cada sistema de filtración se

41. Véase también Vidal, Díaz, Castellanos y Usaquén (2016); Van Halem, Van der Laan, Soppe y Heijman (2017).

42. Véase también Pérez, Rivera y Flórez (2019).

evaluó un filtro por condición operativa, para un total de 6 filtros operados al mismo tiempo. El alcance del estudio fue de tipo cualitativo, buscando generar evidencia preliminar del efecto del mantenimiento sobre la calidad microbiológica del agua filtrada y, por lo tanto, no se contó con duplicado para la evaluación de cada condición operativa.

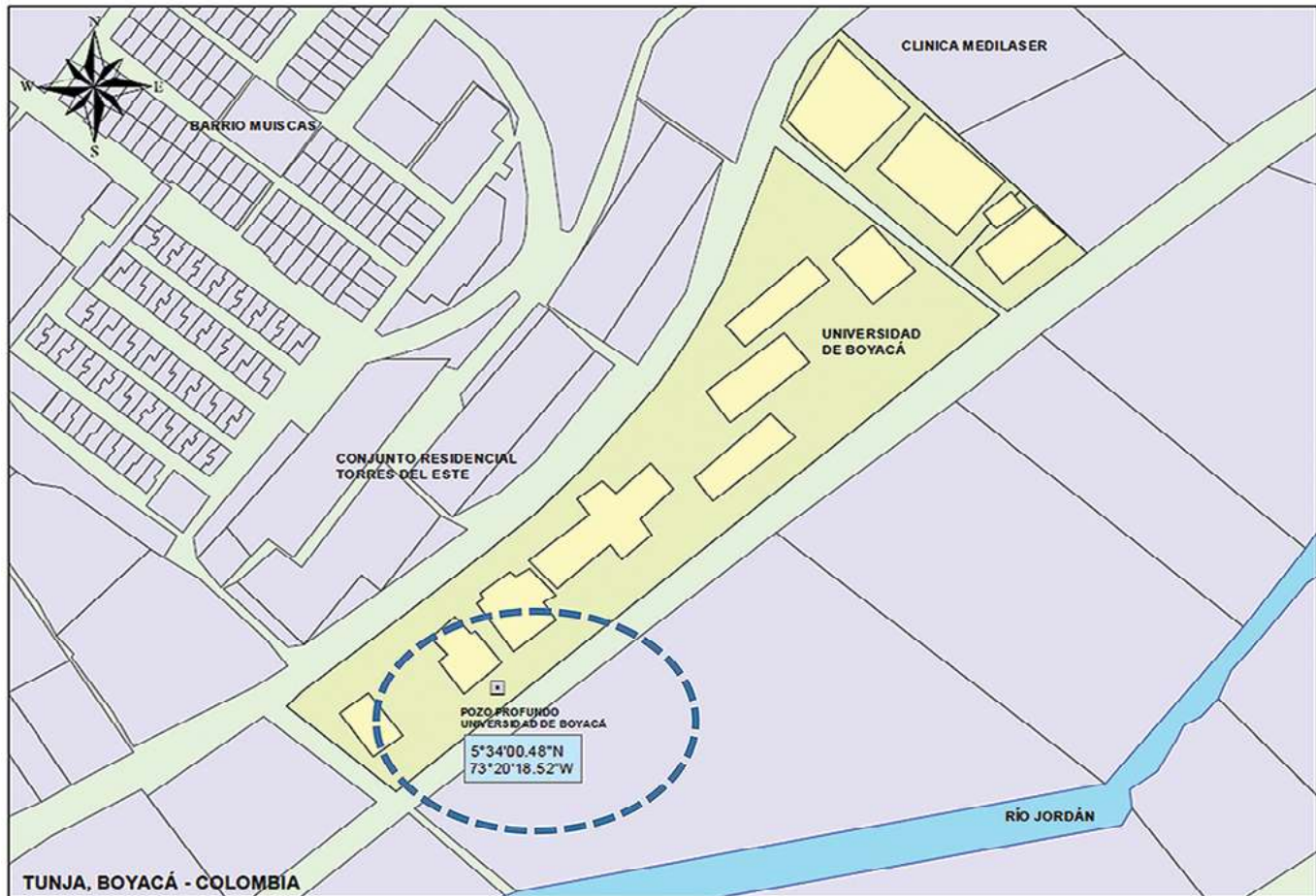


Figura 33. Localización del pozo profundo de agua. Fuente: elaboración propia.

Tabla 22. Descripción de los sistemas de filtración evaluados.

Sistema de filtración	Nº	Condición operativa	Símbolo
Filtro de velas cerámicas impregnadas de plata coloidal	1	Sin mantenimiento	VC-SM
	2	Con mantenimiento	VC-CM
Filtro de olla cerámica impregnada de plata coloidal	3	Sin mantenimiento	OC-SM
	4	Con mantenimiento	OC-CM
Filtro de membrana con cartucho de ultrafiltración de 20µm	5	Sin mantenimiento	FM-SM
	6	Con mantenimiento	FM-CM

Fuente: elaboración propia.

La condición operativa hace referencia a las actividades de limpieza diaria de los sistemas de filtración con agua limpia y el cepillado semanal de las velas y ollas cerámicas. En el caso de los filtros de membrana, se siguieron las instrucciones dispuestas en el manual del usuario, las cuales recomendaban el lavado

diario con agua limpia y la purga del sistema durante 30 segundos para remover partículas adheridas al cartucho de filtración.

Con el fin de hacer la evaluación del desempeño de los sistemas de filtración, se realizó la caracterización del afluente a los filtros (A) y los efluentes filtrados (E) de acuerdo con las variables mostradas en la Tabla 23. El análisis cuantitativo de los resultados obtenidos fue contrastado con variables cualitativas, asociadas a las características estéticas de los sistemas de filtración, que fueron influenciadas por la presencia o no de mantenimiento de estos.

Tabla 23. Variables de seguimiento.

Variable	Unidades	Frecuencia	A/E	Método (Eaton, Clesceri, Greenberg, y Franson, 2012)
Turbiedad	UNT	Diaria	A/E	Nefelometría 2130B
Color	UPC	Diaria	A/E	Espectrofotometría 2120F.
Conductividad	$\mu\text{S/cm}$	Diaria	A/E	Laboratorio 2510B
pH	Unidades	Diaria	A/E	Electrométrico 4500-H+B
Coliformes totales	NMP/100 mL	Semanal	A/E	Filtración por membrana 9222B
<i>E.coli</i>	NMP/100 mL	Semanal	A/E	Filtración por membrana 9222B
Tasa de filtración	L/hora	Diaria	E	Volumétrico

Fuente: elaboración propia.

9.2. Resultados y discusión

9.2.1. Caracterización del agua cruda

La Tabla 24 presenta la variación de la calidad del agua afluente a los sistemas de filtración; se evidencian los bajos valores de turbiedad, color y conductividad, indicadores de baja concentración de sólidos suspendidos y disueltos totales. Estos valores son característicos de aguas subterráneas en las que, aunque son susceptibles de contaminación, por lo general ostentan mejor calidad fisicoquímica y microbiológica comparada con las fuentes superficiales (Spellman, 2003).

Tabla 24. Características del agua cruda.

Variable	Unidades	n	Media	Rango de variación
Turbiedad	UNT	34	$0,74 \pm 0,4$	0,03 – 1,95
Color	UPC	34	$5,4 \pm 3,5$	0 - 12
Conductividad	$\mu\text{S/cm}$	34	$103,0 \pm 6,0$	89 - 127
pH	unidades	34	$5,6 \pm 0,5$	5,2 – 7,4
<i>E.coli</i>	UFC/100ml	8	$3,0 \text{ E}+03$	$2,0 \text{ E}+00 - 1,0 \text{ E}+04$
Coliformes totales	UFC/100ml	8	$3,4 \text{ E}+04$	$8,2 \text{ E}+01 - 1,5 \text{ E}+05$

Fuente: elaboración propia.

Con relación al pH, el agua cruda presentó características ácidas, debido probablemente a factores como la altitud, precipitación, mineralogía y meteorización del suelo (Estupiñán, Gómez, Barrantes y Limas, 2009). Desde el punto de vista microbiológico, el líquido mostró concentraciones de *E.coli* y coliformes totales del orden de 1 a 5 unidades logarítmicas, lo que sugiere contaminación por materia fecal (Spellman, 2003). Las aguas subterráneas por lo general albergan solo ciertos tipos de organismos, debido al bajo contenido de nutrientes y sustratos; sin embargo, las actividades humanas y el crecimiento urbano pueden contribuir al deterioro de su calidad (Ramírez et al., 2009). En este caso, la cercanía del pozo profundo con una zona urbana es seguramente el factor que contribuye a su baja calidad microbiológica (> 1000 UFC/100 ml de coliformes), la cual ratifica la necesidad de implementar tratamiento de desinfección para alcanzar los estándares de calidad de agua para consumo humano (Ávila, Cabrera y Pérez, 2004).

9.2.2. Operación de los sistemas de filtración

La Tabla 25 sintetiza la variación de las características fisicoquímicas y microbiológicas medidas en el efluente filtrado de los 3 sistemas, bajo las 2 condiciones evaluadas: sin mantenimiento (SM) y con mantenimiento (CM).

Tabla 25. Resultados del seguimiento de los sistemas de filtración.

Variable		Vela cerámica (VC)		Olla cerámica (OC)		Filtro de membrana (FM)	
		SM	CM	SM	CM	SM	CM
Turbiedad (UNT)	Prom.	0,3±0,2	0,4±0,2	0,4±0,4	0,4±0,3	0,2±0,1	0,2±0,1
	Min.	0,03	0,03	0,02	0,02	0,04	0,02
	Max.	0,9	1,0	1,8	1,1	0,6	0,7
Color (UPC)	Prom.	2,2±2,5	2,8±3,6	2,0±2,7	2,6±3,3	1,2±2,1	1,7±2,5
	Min.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Max.	10,0	12,0	9,0	12,0	9,0	10,0
Conductividad (µS/cm)	Prom.	136±19	151±14	109±9	113±10	103±3	102±4
	Min.	106	138	90	91	97	90
	Max.	205	206	135	139	112	110
pH	Prom.	8,6±0,3	8,5±0,5	6,9±0,5	7,0±0,4	5,6±0,3	5,5±0,3
	Min.	8,1	7,3	5,8	6,1	5,1	5,1
	Max.	9,4	9,3	7,7	7,6	6,4	6,1
<i>E.coli</i> (UFC/100 ml)	Min.	0	0	0	0	0	0
	Max.	0	0	1,2E+01	0	7,5E+02	0
Coliformes Totales (UFC/100 ml)	Min.	0	0	0	0	0	0
	Max.	8,0E+00	2,7E+01	2,2E+01	1,0E+01	3,8E+05	1,0E+03

Fuente: elaboración propia.

Con relación a la turbiedad y el color, se alcanzaron eficiencias de remoción del orden de 60 a 72 % para turbiedad, y de 48 a 78 % para color. Se logró un efluente con un bajo nivel de turbiedad y color, lo que reduce de forma indirecta el riesgo microbiológico (Heller et al., 2004). Lo anterior porque el material coloidal, asociado con la turbiedad, proporciona sitios de absorción para microorganismos y constituyentes que pue-

den ser perjudiciales y causar olor o sabor indeseables. Además, las características absorbentes de muchos coloides proporcionan protección a los microorganismos frente a procesos de desinfección (Spellman, 2003). Respecto a la conductividad, variable afectada por la cantidad de sólidos inorgánicos disueltos presentes en el agua —cloruros, nitratos, fosfatos, sulfatos, entre otros— (Spellman, 2003), se evidenció que no hubo mayor variación entre el agua cruda y los efluentes de los filtros de olla y velas cerámicas. Este comportamiento reitera la baja o casi nula eficiencia de remoción de sólidos disueltos de estos sistemas, debido al tamaño del poro, por lo general mayor a $0,5 \mu\text{m}$ (Lantagne y Clasen, 2012; Lerma, 2012; Vidal et al., 2016).

No obstante, el filtro de membrana alcanzó valores de conductividad ligeramente menores, probablemente porque cuenta con un tamaño de poro más pequeño ($0,02 \mu\text{m}$).

En cuanto al pH, se observó que, en los efluentes de los filtros de olla y velas cerámicas, este se incrementó entre 1,0 y 2,0 unidades, reduciendo las características ligeramente ácidas del agua cruda ($\text{pH} = 5,6 \pm 0,5$). Por el contrario, el filtro de membrana no contribuyó a esta condición y mantuvo las características de pH iniciales del líquido crudo. La Figura 34 muestra la variación del pH del agua cruda y filtrada por los 3 sistemas evaluados a lo largo del estudio.

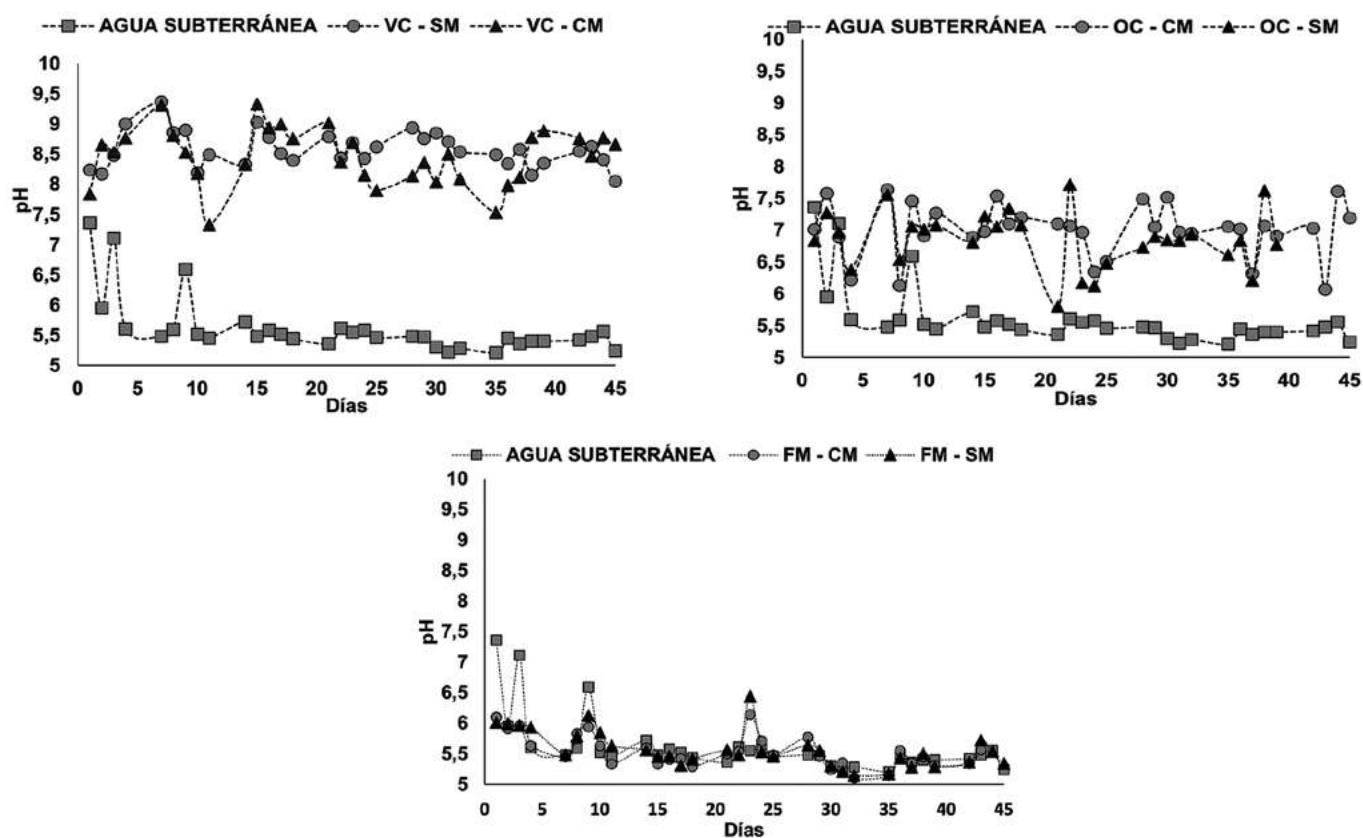


Figura 34. Variación del pH del agua cruda y filtrada a lo largo del estudio. Fuente: elaboración propia.

La alcalinidad aportada por los sistemas de olla y velas cerámicas se debe al material arcilloso presente en los mismos (Lantagne, 2001). Esto contribuye al incremento del pH y garantiza el cumplimiento del rango establecido en la Resolución N° 2115 de 2007.

En lo que corresponde a la influencia de la condición operacional evaluada (sin y con mantenimiento), sobre el comportamiento de las variables fisicoquímicas analizadas (turbiedad, color, pH y conductividad), no se

evidenciaron efectos en la calidad del agua filtrada de los 3 sistemas evaluados. Sin embargo, en términos de las variables microbiológicas, se observaron efectos negativos en los filtros que no contaron con mantenimiento, ostentando un mayor recuento de bacterias coliformes y presencia de *E.coli*.

Aunque la plata coloidal que hay en los filtros VC y OC contribuye a la eliminación de bacterias y formación de biopelículas (Bielefeldt, Kowalski y Summers, 2009; Van der Laan et al., 2014),⁴³ se notó que la ausencia de limpieza y mantenimiento adecuados pueden deteriorar el funcionamiento de los sistemas, su eficacia y las condiciones estéticas, como se puede ver en la Figura 35. La ausencia de limpieza y mantenimiento en los sistemas promovió el crecimiento de biopelículas sobre la superficie de los mismos, visibles principalmente en los filtros de vela cerámica. Cabe mencionar que en el estudio realizado por Pérez et al. (2019), se reportó la presencia de biopelículas en filtros de olla cerámica, los cuales obligaron a reforzar las condiciones de limpieza y desinfección tanto del filtro como de sus accesorios, ratificando el riesgo de recontaminación del agua filtrada.



Figura 35. Fotografías comparativas de las características estéticas del filtro VC limpio y sin mantenimiento.

Fuente: archivo fotográfico de los autores.

En cuanto a la variación de la tasa de filtración (Figura 36), se encontraron diferencias entre las condiciones SM y CM para los 3 modelos de filtros evaluados. La condición SM fue la que presentó menores tasas de filtración a lo largo del estudio, ocasionando reducciones hasta del 90%. Este comportamiento se debió, posiblemente, al crecimiento de biopelícula sobre las superficies de filtración que reducían el paso del agua, por falta de un mantenimiento adecuado y continuo (Sacchetti, De Luca, Guberti y Zanetti, 2015).

El análisis integral de los resultados obtenidos en este estudio mostró la importancia que tiene la limpieza y mantenimiento de los sistemas sobre su desempeño, principalmente en términos del control del riesgo microbiológico y mejoramiento de la tasa de filtración. Esto además garantiza las condiciones estéticas de los sistemas, que a su vez influyen en la sostenibilidad de su uso por parte de la población.

Se observó que la tasa de filtración presenta una estrecha relación con la eficiencia microbiológica, particularmente en los filtros de vela y olla cerámica. Investigaciones realizadas por Van Halem et al. (2017) y Van der Laan et al. (2014), quienes evaluaron filtros de olla cerámica de alta tasa (6 a 19 L/h), encontraron al inicio de los estudios menores remociones de *E.coli* comparados con los filtros tradicionales (1-2 L/h). Sin embargo, la progresiva e irreversible obstrucción de todos los filtros durante su uso y consecuente reducción de la tasa de filtración, mejoró las eficiencias de remoción microbiológica de los filtros de alta tasa.

43. Véase también Pérez et al. (2019).

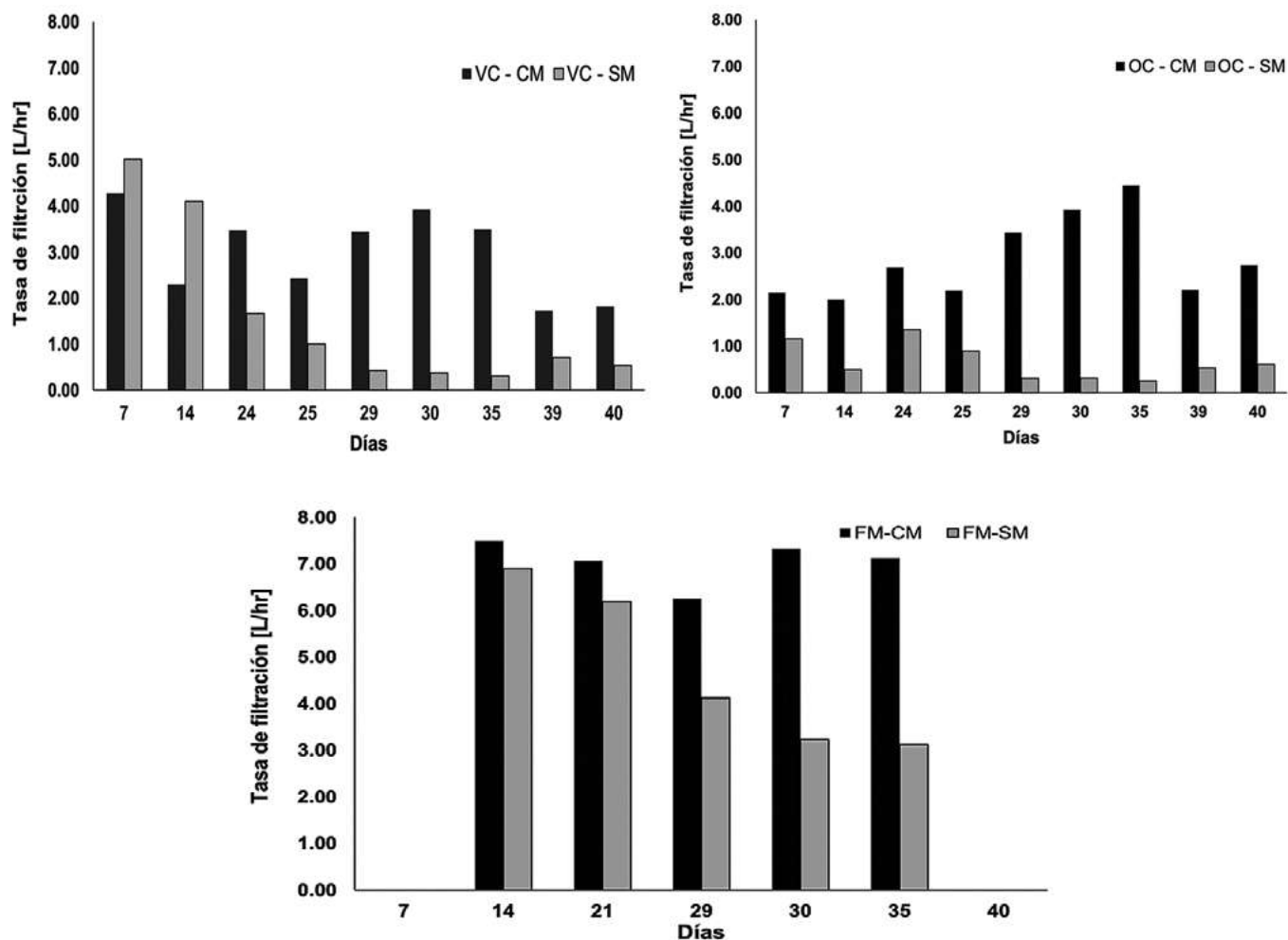


Figura 36. Variación de la tasa de filtración a lo largo del estudio. Fuente: elaboración propia.

Por otra parte, resulta recomendable, como parte de los manuales de operación y mantenimiento de los sistemas de olla y velas cerámicas, incluir como medida de control del riesgo microbiológico el aumento del tiempo de residencia del agua filtrada dentro del recipiente de almacenamiento, principalmente durante la noche, para mejorar la inactivación adicional de bacterias por efecto de la plata coloidal, como lo han reportado investigaciones recientes (Van Halem et al., 2017; Van der Laan et al., 2014).

En general, para garantizar las eficiencias de remoción microbiológicas esperadas en los diferentes sistemas de tratamiento evaluados, es indispensable contar con un entrenamiento o capacitación adecuados que familiaricen al usuario con la operación y mantenimiento de los filtros y garanticen su estado adecuado (Lantagne y Clasen, 2012; Mellor et al., 2014).⁴⁴ Adicionalmente, es necesario, para una adecuada apropiación tecnológica por parte de la comunidad, disponer de material educativo y explicativo sobre la operación y mantenimiento de los sistemas, lo que puede favorecer su eficiente funcionamiento y sostenibilidad (Sisson et al., 2013).

Independiente del tipo de tecnología de tratamiento doméstico, es imprescindible que su transferencia esté acompañada de campañas educativas, capacitaciones y entrenamiento para los usuarios, además de un programa de educación sanitaria que promueva prácticas adecuadas de higiene. De este modo, se puede apro-

44. Véase también Vidal et al. (2016); World Health Organization (2017).

vechar las ventajas que estos sistemas presentan para la promoción de la salud pública (World Health Organization, 2017) y que no se conviertan en medios de contaminación del agua.

De forma complementaria, tanto en el ámbito mundial como en Colombia, surge la necesidad de trabajar en procedimientos estandarizados o reglamentaciones en torno a las especificaciones técnicas que deben tener las alternativas de tratamiento doméstico, por lo que se recomienda en el futuro orientar las investigaciones a establecer criterios técnicos de diseño, operación y mantenimiento que permitan regular la venta o suministro de estos sistemas en las comunidades rurales.

9.3. Consideraciones finales

La calidad del agua subterránea empleada como afluente a los sistemas de filtración presentó contaminación microbiológica y bajo pH. Todos los sistemas de filtración lograron reducir el recuento de *E.coli* y coliformes totales entre 3 y 4 unidades logarítmicas y la turbiedad promedio entre 0,2 y 0,4 UNT; sin embargo, los sistemas que no contaron con mantenimiento mostraron menores eficiencias. Respecto al pH, los filtros de vela (VC) y olla cerámica (OC) favorecieron su incremento alcanzando los niveles reglamentarios.

La ausencia de mantenimiento en los sistemas de tratamiento redujo la tasa de filtración, desmejorando las características estéticas de los sistemas y comprometiendo la calidad microbiológica del agua filtrada, favoreciendo el crecimiento de biopelículas y produciendo agua no segura para el consumo humano. De esta forma, la eficiencia de los sistemas de filtración dependerá del mantenimiento y las prácticas sanitarias que los usuarios realicen; por lo tanto, su uso sostenible estará condicionado a aspectos como capacitación, programas educativos, claridad en manuales de operación e inclusión de variables técnicas como tiempo de residencia del agua filtrada y frecuencia de mantenimiento, según la tasa de filtración.

Aunque la investigación fue de tipo cualitativa y no se contó con duplicado para cada condición operativa (con y sin mantenimiento), los resultados son contundentes al evidenciar físicamente el deterioro de los sistemas y formación de biopelículas en los filtros sin mantenimiento, además de presentar reducciones en las eficiencias de remoción microbiológica. Estos resultados ponen en evidencia la necesidad de realizar estudios futuros que evalúen técnicas y métodos de desinfección físicos, químicos y/o mecánicos, además de las frecuencias de limpieza que aseguren la calidad del agua para su consumo. Lo anterior sumado a estrategias de educación y capacitación que promuevan la adecuada transferencia de las tecnologías a la comunidad.

Agradecimientos

Los autores agradecen a OXFAM por facilitar los sistemas de filtración empleados en la investigación, así como a la Universidad de Boyacá y a la Universidad Santiago de Cali por el apoyo financiero.

Como citar este capítulo:

Pérez Vidal, A., Díaz Gómez J., Cifuentes Osorio, G., & Rojas Torres, L., Influencia del mantenimiento y limpieza de filtros domésticos sobre la calidad del agua tratada En: Mejía Ávila, D., Soto Barrera, V. & Torres Bejarano, F., (Eds.), *Investigación para la Sostenibilidad Ambiental. Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental – RISA* (pp 145-156). 1ª ed. [online] Montería: Universidad de Córdoba, p.226. Disponible en: <<http://www.uniboyaca.edu.co/group/213>> [Consultado dd - mes - año].

Referencias citadas

- Ávila, J., Cabrera, A., y Pérez, R. (2004). Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el estado de Yucatán, México. *Ingeniería*, 8 (2), 165-179.
- Bielefeldt, A. R., Kowalski, K., y Summers, S. R. (2009). Bacterial treatment effectiveness of point-of-use ceramic water filters. *Water Research*, 43 (14), 3559–3565.
- Carrasco, W. (2016). Estado del arte del agua y saneamiento rural en Colombia. *Revista de Ingeniería*, s.v. (44), 46. Doi: <https://doi.org/10.16924/riua.v0i44.923>.
- Connor, R. (2015). *The United Nations world water development report 2015: Water for a sustainable world*. Paris, Francia: Ediciones Unesco.
- Elliott, M.A., DiGiano, F.A., y Sobsey, M.D. (2011). Virus attenuation by microbial mechanisms during the idle time of a household slow sand filter. *Water Research*, 45 (14), 4092-4102.
- Estupiñán, L. H., Gómez, J. E., Barrantes, V. J., y Limas, L. F. (2009). Effect caused by agricultural activities on soil characteristics in the Páramo El Granizo (Cundinamarca-Colombia). *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 12 (2), 79-89.
- Heller, L., Bastos, R.K., Vieira, M., Bevilacqua, P., Brito, L., Mota, M.,... Cardoso, A. (2004). Cryptosporidium oocysts and giardia cysts: Environmental circulation and health risks. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, 13 (2), 79-92. Doi: <https://dx.doi.org/10.5123/S1679-49742004000200002>
- Lantagne, D. S. (2001). *Investigation of the potters for peace colloidal silver impregnated ceramic filter. Report 1: Intrinsic effectiveness* (Informe de investigación N° 524-0-00-01-00014-5362 presentado a Usaid). Recuperado de <http://web.mit.edu/watsan/Docs/Other%20Documents/ceramicpot/PPF-Report1-Daniele%20Lantagne,%2012-01.pdf>
- Lantagne, D., y Clasen, T. (2012). Point-of-use water treatment in emergency response. *Waterlines*, 31 (1-2), 30-52. Doi: <https://doi.org/10.3362/1756-3488.2012.005>
- Lerma, D. A. (2012). *Filtros cerámicos, una alternativa de agua segura* (Tesis de Maestría). Universidad Tecnológica de Pereira, Risaralda, Colombia.
- Martin, L., y Justo, J. B. (2015). Estado actual de la cuestión y debates pendientes sobre el derecho humano al agua en Latinoamérica y la Resolución A/RES/292 de 2010 de la Asamblea General de la ONU. En P. Urteaga y A. Verona (Eds.), *Cinco años de la ley de recursos hídricos en el Perú* (pp. 27-44). Lima, Perú: Pontificia Universidad Católica del Perú.
- Mellor, J., Abebe, L., Ehdaie, B., Dillingham, R., y Smith, J. (2014). Modeling the sustainability of a ceramic water filter intervention. *Water Research*, 49 (s.n.), 286-299. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.11.035>
- Murphy, H. M., Mcbean, E., y Farahbakhs, K. (2010). A critical evaluation of two point-of-use water treatment technologies: Can they provide water that meets who drinking water guidelines? *Water and Health*, 8 (4), 611-630. Doi: <https://doi.org/10.2166/wh.2010.156>
- Pérez, A., Rivera, S., y Flórez, L.J. (2019) Removal of E. coli and salmonella in pot ceramic filters operating at different filtration rates. *Water Research*, 159 (s.n.), 358-364. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.028>
- Ramírez, E., Robles, E., Sainz, M., Ayala, R., y Campoy, E. (2009). Calidad microbiológica del acuífero de Zacatepec, Morelos, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25 (4), 247-255. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992009000400005&lng=es&tlng=es

- Resolución 2115 de 2007. Por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano. Ministerio de la Protección Social y Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá, Colombia.
- Sacchetti, R., De Luca, G., Guberti, E., y Zanetti, F. (2015). Quality of drinking water treated at point of use in residential healthcare facilities for the elderly. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12 (9), 11163-11177. Doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph120911163>
- Sisson, A., Wampler, P., Rediske, R., y Molla, A. (2013). An assessment of long-term biosand filter use and sustainability in the Artibonite Valley near Deschapelles, Haiti. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 3 (1), 51-60. Doi: <https://doi.org/10.2166/washdev.2013.092>
- Sobsey, M., Stauber, C., Casanova, L., Brown, J., y Elliott, M. (2008). Point of use household drinking water filtration: A practical, effective solution for providing sustained access to safe drinking water in the developing world. *Environmental Science & Technology*, 42 (12), 4261-4267. Doi: <https://doi.org/10.1021/es702746n>.
- Spellman, F. R. (2003). *Water and wastewater treatment plant operations*. Boca Raton, Estados Unidos: CRC Press.
- Superservicios —Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios—. (2015). *Informe sectorial de los servicios públicos domiciliarios de acueducto y alcantarillado. Grandes prestadores* (Informe presentado al Departamento Nacional de Planeación). Bogotá, Colombia.
- Van der Laan, H., Van Halem, P., Smeets, W., Soppe, A., Kroesbergen, J., Wubbels, G.,... Heijman, S. (2014). Bacteria and virus removal effectiveness of ceramic pot filters with different silver applications in a long term experiment. *Water Research*, 51 (s.n.), 47-54. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.11.010>
- Van Halem, D., Van der Laan, H., Soppe A.I., y Heijman, S. G. (2017). High flow ceramic pot filters. *Water Research*, 124 (s.n.), 398-406. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.045>.
- Vargas, A. (2014). Informe nacional de la calidad del agua para consumo humano año 2013 con base en el IRCA (Documento N° CPS 559/2014 presentado al Ministerio de Salud y Protección Social). Bogotá, Colombia. Recuperado de <https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/VS/PP/SA/informe-nacional-de-la-calidad-del-agua-para-consumo-humano-ano-2013-con-base-en-el-irca.pdf>
- Vidal, A., Díaz, J., Castellanos, J., y Usaquén, O. L. (2016). Long-term evaluation of the performance of four point-of-use water filters. *Water Research*, 98 (s.n.), 176-182. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.04.016>
- World Health Organization. (2017). *Guidelines for drinking-water quality: First addendum to the fourth edition*. Suiza: WHO Ediciones.
- World Health Organization. (2019). Drinking-Water. Recuperado de <https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>



Paisaje del río San Jorge en Puerto Libertador - Córdoba.
Foto: Fuente propia.



CAPÍTULO 10



"VIGILADA MINEDUCACIÓN"

Construcción de indicadores para contribuir con la valoración de la oferta ambiental en la cuenca alta del río San Jorge, Córdoba

Naby Pérez Vásquez,⁴⁵ Carlos Sánchez Agámez,⁴⁶ Kelly Rodríguez Jiménez,⁴⁷
Viviana Soto Barrera,⁴⁶ Doris Mejía Ávila⁴⁶

45. Grupo de investigación GICNEA. Licenciatura en Ciencias Naturales y Educación Ambiental de la Universidad de Córdoba. Correo electrónico: ndperezvasquez@correo.unicordoba.edu.co

46. Grupo de Investigación en Modelación y Evaluación de Sistemas Ambientales-GIMESA. Departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Córdoba. Correos electrónicos: cmsanchezagamez@correo.unicordoba.edu.co, vcsoto@correo.unicordoba.edu.co y dmejia@correo.unicordoba.edu.co

47. Fundación Llena una Botella de Amor. Correo electrónico: kellyrodriguez9129@gmail.com

Resumen

Los indicadores ambientales son herramientas importantes para el monitoreo periódico de los componentes de un sistema, porque permiten ejecutar controles y enfocar estrategias hacia situaciones desfavorables en el mismo. El objetivo de este estudio fue diseñar indicadores ambientales para contribuir a la valoración de la oferta ambiental en los municipios de Montelíbano, Puerto Libertador y San José de Uré, localizados en la cuenca alta del río San Jorge, al sur del departamento de Córdoba. Durante muchos años, en el Alto San Jorge se ha desarrollado la minería aurífera bajo la ilegalidad e informalidad, generando el deterioro continuo de los recursos naturales y la disminución de los servicios ecosistémicos del territorio. Para la estructuración de los indicadores se tuvo en cuenta el esquema metodológico del observatorio ambiental de la Universidad de Cuyo (Argentina) y la guía estandarizada para el desarrollo de indicadores ambientales de la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (Cepal). En este proceso, se realizaron las adaptaciones pertinentes considerando las condiciones del área de estudio, la información disponible y la validación de las fichas por parte de expertos.

Como resultado fueron diseñados indicadores en los sistemas biótico y abiótico para los componentes de vegetación terrestre y agua, respectivamente, elaborando un total de 6 indicadores en el modelo PER (Presión-Estado-Respuesta). El primer grupo de ellos estuvo relacionado con el componente de cobertura vegetal, debido a la pertinencia que representa como protector de la biodiversidad y regulador ambiental; mientras que el segundo grupo se enfocó en la afectación de la calidad del recurso hídrico superficial.

Palabras clave: indicadores ambientales, modelo PER, minería aurífera, impacto ambiental.

Abstract

Environmental indicators are important tools for monitoring components of a system with specific features, allowing the execution of controls and the focusing of politics to improve unfavorable situations of the system itself. The aim of this project was to design environmental indicators to contribute with the assessment of the environmental supply, considering the negative impacts of gold mining in the municipalities of Montelíbano, Puerto Libertador and San José de Uré, which has been executed in an unsustainably way, producing a continuous deterioration of natural resources with the consequent decrease of environmental goods and services that they offer. To structure the indicators, the methodological scheme of the Environmental Observatory of the University of Cuyo (Argentina) and the standardized guide proposed by Quiroga Martínez (2009) for the development of environmental indicators were used, considering the conditions of the study area, the available information and the validation of record files by professionals in several fields.

As a result, indicators in the biotic and abiotic systems were designed, including the components of terrestrial vegetation and water. Thus, a total of six indicators were elaborated in the model PSR (Pressure-State-Response). The first group of indicators focuses on a forest area, due to the pertinence that the forest represents as a protector of the biodiversity and as a regulator of different ecosystem processes which are vital for natural resources conservation, while the second indicator focuses on the quality affectation of the superficial water resources, as the main conditioning for its destination for the different established uses.

Keywords: indicator, PSR model, gold mining, environmental supply.

Introducción

La cuenca del río San Jorge es la segunda más grande del departamento de Córdoba y al igual que la del río Sinú, nace en el nudo de Paramillo, característica que le otorga particularidades climatológicas,⁴⁸ de relieve, y de vegetación muy importantes. Se encuentra entre las serranías de San Jerónimo y Ayapel, y comunica con la Mojana y la depresión Momposina. Su ecosistema de bosque húmedo se extiende desde su parte alta y alcanza a los municipios de Montelíbano, Puerto Libertador, San José de Uré, la Apartada, Buenavista, Pueblo Nuevo y Ayapel (CVS, 2005).

La cuenca del San Jorge baña la zona oriente del departamento de Córdoba: el río es uno de los principales tributantes del río Cauca. En su parte alta, cuenta con subcuencas importantes como las de los ríos Uré, San Pedro y Sucio. Estas condiciones hacen que en la región exista una gran diversidad de especies faunísticas y florísticas, al igual que variedad de recursos minerales con gran potencial de aprovechamiento. Sumado a estas características, que evidencian su gran riqueza, se presume que la región del Alto San Jorge posee una elevada *oferta ambiental*, termino definido por Agudelo (2004) como “el conjunto de condiciones ecológicas que determina la productividad de los ecosistemas, generando ‘excedentes’ aprovechables por organismos de todos los nichos tróficos” (p. 848). En otras palabras, la oferta ambiental está determinada por la cantidad de bienes y servicios ambientales que un territorio puede ofrecer para el funcionamiento de los ecosistemas; sin embargo, la misma puede verse gravemente afectada por actividades económicas ejercidas por el hombre como la minería, la ganadería y la agricultura.

Los impactos negativos sobre los recursos naturales en la cuenca alta del río San Jorge están asociados al deterioro de la vegetación, del suelo y del agua, principalmente. En la zona se presenta uso de maquinaria

48. Con clasificación de clima muy húmedo a moderadamente húmedo en su cuenca alta.

pesada, deficientes niveles de organización de las comunidades, escaso acompañamiento técnico, falta de información, y ausencia de condiciones para el trabajo digno y seguro (García y Molina, 2011; Eslava, Silva, Tobón y Vélez, 2014). Otra de las actividades de gran impacto en la región es la minería aurífera, la cual se ha caracterizado por tener un crecimiento exponencial en los últimos años y, a pesar de su importancia para la economía del país, se ha convertido en un problema ambiental y de salud pública, puesto que se desarrolla bajo circunstancias de informalidad e ilegalidad (Cock, 2000; Cock y López, 2001). Para ejecutar esta actividad utilizan el mercurio en el proceso de amalgamación, con la consecuente contaminación del ecosistema y la exposición a dicho metal de población vulnerable (Suárez, 2011).

Los desafíos ambientales que enfrentan los países latinoamericanos son diversos y la disponibilidad de información, recursos económicos y técnicos es limitada, lo que dificulta la valoración de bienes y servicios. Un ejemplo de esta situación es la región del Alto San Jorge, ya que a raíz del conflicto sociopolítico existente en este lugar, es escasa la información sobre temas relacionados con: la oferta ambiental, el manejo de los recursos naturales y la producción aurífera (tanto de filón como aluvial) en la cuenca alta del río. En este sentido, el uso de indicadores es una buena opción para depurar la información, mejorar la comunicación y facilitar la toma de decisiones de políticas públicas e intervenciones específicas (Sterimberg, 2005).

En este contexto, se denota la necesidad de crear herramientas que permitan hacer un seguimiento de las condiciones naturales de la cuenca alta del río San Jorge (Córdoba). Entre estas, los indicadores de valoración de oferta ambiental, bajo el modelo Presión-Estado-Respuesta (PER), se consideran una técnica eficiente, considerando que no existen indicadores contextualizados con las características de la región. En tal sentido, la presente investigación se orientó a la construcción de 6 nuevos indicadores con el modelo PER, con el fin de monitorear las condiciones de algunos servicios ambientales que ofrece la cuenca alta del río San Jorge.

La metodología que condujo a la estructuración de indicadores en el modelo mencionado, se basó en el esquema utilizado por Therburg, D'Inca y López (2002) para la conformación del sistema de estos, y en la guía metodológica para la construcción y mantenimiento de indicadores ambientales propuesta por Quiroga (2009). Conforme a ello, a través de una revisión bibliográfica sobre el desarrollo de la minería aurífera, complementada con la información obtenida en campo, se identificaron y valoraron los impactos ambientales para seleccionar los sistemas, componentes y factores ambientales prioritarios; así mismo, se revisaron las hojas metodológicas de indicadores propuestos por otras entidades como la Corporación Autónoma Regional de los ríos Negro y Nare (Cornare) y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). Lo anterior con el propósito de usarlas como guía en la estructuración de las hojas metodológicas propias, teniendo al modelo PER como marco ordenador. Este proceso fue acompañado por expertos en indicadores, quiénes realizaron aportes pertinentes para los resultados finales.

10.1. Materiales y métodos

El área de estudio comprendió los municipios de Puerto Libertador, Montelíbano y San José de Uré al sur del departamento de Córdoba. En la Figura 37 se ilustra el mapa de localización de cada municipio y la identificación de los cuerpos de agua más representativos de la región.

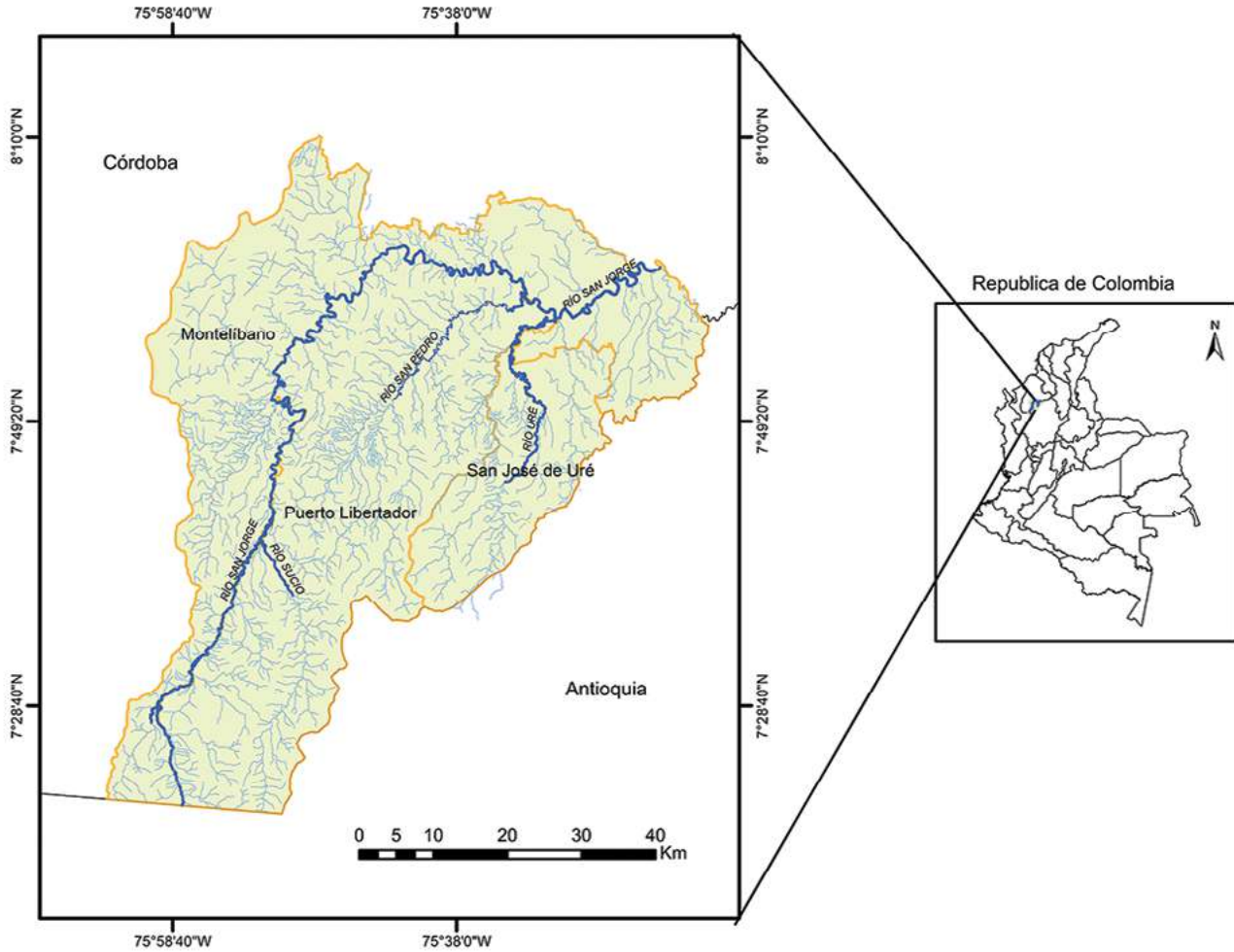


Figura 37. Región de estudio y cuerpos de agua principales. Fuente: elaboración propia.

Para diseñar los indicadores ambientales se siguió la ruta metodológica que propone Quiroga (2009), basada en la revisión y ajuste de herramientas previamente establecidas, junto con la información disponible sobre la problemática de la zona de interés. La Figura 38 presenta el esquema metodológico desarrollado.

El proceso inició con la revisión bibliográfica asociada a las características de la cuenca alta del río San Jorge y la problemática generada por la minería aurífera en la región. A través del método de Conessa simplificado, establecido por Fernández (2009), se construyeron las matrices de identificación y valoración de los impactos ambientales relacionados con la minería aurífera. Igualmente, se seleccionaron los impactos críticos prioritarios, descartando aquellos factores que son afectados de manera no significativa.

Teniendo como base los impactos críticos identificados, así como la disponibilidad de información de la zona de estudio (esta es una fuerte limitante en la aplicación de indicadores), y habiendo consultado los indicadores propuestos en otras fuentes, se diseñaron los indicadores para la zona de estudio, utilizando el marco ordenador PER y siguiendo el modelo de las fichas metodológicas establecido por Cornare (2004).

Las etapas de identificación y valoración de impactos críticos, y la selección y ajuste de indicadores fueron validadas por un conjunto de expertos en diferentes áreas de trabajo, tales como: formulación y evaluación de proyectos ambientales, manejo y conservación de los recursos naturales, ingeniería de minas, entre otros. En la Figura 38 se muestra el procedimiento ejecutado para la evaluación de los indicadores.

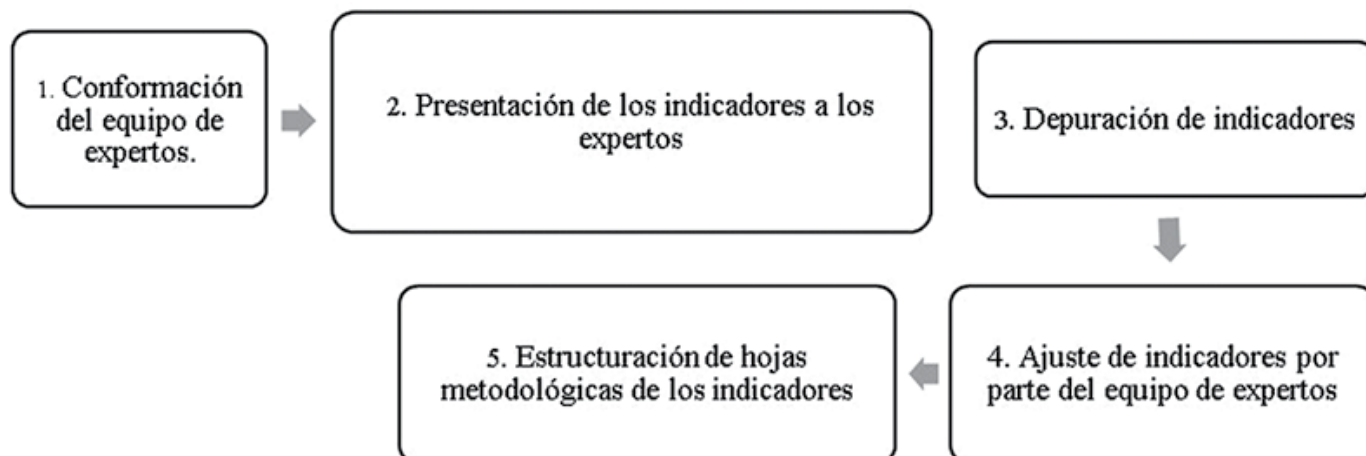


Figura 38. Proceso metodológico para la evaluación de los indicadores. Fuente: elaboración propia.

10.2. Resultados y discusión

10.2.1. Identificación y valoración de impactos

Los impactos identificados y valorados como críticos se listan en la Tabla 26.

Tabla 26. Impactos críticos de la minería aurífera en el Alto San Jorge (método Conessa simplificado).

Impacto	Descripción
Afectación de la calidad físico-química de las aguas superficiales y sedimentos.	Impacto resultante de las actividades de beneficio en la minería de oro, tanto aluvial como de filón. El uso desmedido de mercurio para la obtención de oro ha generado que grandes cantidades de este metal lleguen a las aguas de los ríos y quebradas, se depositen en sus sedimentos, y contaminen el medio.
Alteración de la calidad del aire.	Impacto resultante de la quema de la amalgama de mercurio y oro, cuya ejecución emite gases de mercurio a la atmósfera, generando contaminación en los centros poblados próximos y en los recursos naturales.
Pérdida de suelo	Relacionado con las actividades de excavación del cauce y sus alrededores para la minería de oro aluvial, y con el arranque del material con el uso de explosivos para la minería de oro de filón; ambas actividades concebidas en la fase de explotación, y que al ser realizadas sin medidas de prevención, mitigación o compensación, generan grandes alteraciones al paisaje y al suelo.
Pérdida de cobertura vegetal	

Fuente: Pérez, Sánchez y Rodríguez (2015).

10.2.2. Diseño de indicadores

Una vez seleccionados los indicadores pertinentes para ser ajustados al contexto específico del área de interés, se procedió al diseño de 6 de ellos nuevos, bajo el marco ordenador PER para los recursos de bosque y agua, orientados a la valoración de la oferta ambiental de la cuenca alta del río San Jorge, como se muestra en la Tabla 27.

Tabla 27. Resumen de indicadores propuestos para contribuir con la valoración de la oferta ambiental en la cuenca alta del río San Jorge.

Tema del indicador	Tipo de indicador	Nombre del indicador
Recurso forestal	Presión	Cambio multitemporal de cobertura boscosa en la zona de estudio.
	Estado	Porcentaje actual de cobertura boscosa.
	Respuesta	Restauración de áreas boscosas intervenidas por actividades antrópicas.
Recurso hídrico	Presión	Cuerpos de agua afectados directamente por los vertimientos de la minería aurífera.
	Estado	Mercurio total presente en las aguas superficiales y sedimentos.
	Respuesta	Porcentaje de puntos de extracción aurífera con técnicas de producción más limpia.

Fuente: elaboración propia.

Los nuevos indicadores se enmarcan, fundamentalmente, en 2 componentes: el recurso forestal y el recurso hídrico, dado que en la cuenca alta del río San Jorge son estos los que presentan las afectaciones más críticas asociadas a la actividad minera. El componente forestal conforma un patrimonio ecológico que se debe conservar, por cuanto alberga gran diversidad de especies florísticas y faunísticas que habitan en la zona amortiguadora del Parque Nacional Natural Paramillo, y contribuye al equilibrio de la red hídrica de los municipios de la cuenca alta del río San Jorge (CVS, 2005). Las presiones ejercidas son variadas en cantidad e intensidad; sin embargo, dentro de los impactos que reciben los cuerpos de agua, se destacan los vertimientos de mercurio resultantes del proceso de beneficio de la minería de oro.

A continuación se describen los indicadores en marco ordenador PER para estos componentes. Con el fin de ilustrar el procedimiento metodológico para su formulación, el primer indicador descrito detalla totalmente la hoja metodológica, mientras que para los demás, se presenta un resumen de la misma.

10.2.2.1. Cambio multitemporal de cobertura boscosa en la zona de estudio (Presión)

El indicador denominado *Cambio multitemporal de cobertura boscosa* constituye una herramienta clave para cuantificar la presión ejercida por la ejecución de actividades económicas, como la minería aurífera e, inclusive, la agricultura y la ganadería. Presenta un proceso categórico para aquellos valores negativos arrojados por el indicador (valores que representan pérdida de área boscosa), ajustado con la información levantada por el Ideam (2010). La hoja metodológica del indicador se esboza en la Tabla 28.

Tabla 28. Hoja metodológica para el indicador de presión del recurso bosque.

Tema: Bosque	Subtema: Cobertura	Categoría: Presión
Periodicidad: Anual	Cobertura: Regional	U. de medida: Hectáreas
Nombre	Cambio multitemporal de cobertura boscosa en la zona de estudio.	
Propósito	Calcular el incremento o reducción de las zonas boscosas en el área de estudio.	
Insumos	Imágenes de resolución media: Sentinel 2, Landsat, Aster.	
Fórmula	<p>Las ecuaciones 1, 2 y 3 fueron adaptadas del libro de Cornare (2004).</p> $CB_1 = \sum A_{cb1} \text{ (Ecuación 1)} \quad CB_2 = \sum CB_1 \text{ (Ecuación 2)} \quad CMC = CB_2 - CB_1 \text{ (Ecuación 3)}$ <p>Definición de variables: CB_1 = Cobertura boscosa para el año de referencia. CB_2 = Cobertura boscosa para el año de cambio. $\sum A_{cb1}$ = sumatoria de los polígonos con cobertura boscosa en el año de referencia. $\sum A_{cb2}$ = sumatoria de los polígonos con cobertura boscosa en el año de cambio. CMC = Cambio multitemporal de cobertura boscosa en la zona de estudio.</p>	
Interpretación de resultados	<p>Positivo: Significa una ganancia o incremento en la superficie de la cobertura boscosa. Negativo: Significa una pérdida o disminución en la superficie de la cobertura analizada.</p>	
Categorización	<p>Establecida para la disminución de la cobertura boscosa. Sus resultados constituyen una señal de alerta para la toma de decisiones frente a cualquier evento ocasionado por la intervención de los bosques. Para evitar la subjetividad en el proceso categórico, se utilizó la siguiente información:</p> <p>Características generales de las zonas boscosas: Según FAO (2000), se considera una zona deforestada cuando su cobertura boscosa se encuentra por debajo del 10 %. Se debe considerar que dentro de la cuenca alta del río San Jorge se encuentra el Parque Nacional Natural Paramillo (PNNP), cuya área ocupa aproximadamente el 16 % del total de la región (CVS, 2005). Bajo este precepto, para la categorización del presente indicador de presión, el valor mínimo permisible de cobertura boscosa es el correspondiente al área ocupada por el PNNP y, a partir de este valor, se realizan los cálculos asociados a la recuperación de bosque en el área de estudio.</p> <p>Faber (1992) desarrolló el modelo matemático para estimar el crecimiento en biomasa de sucesiones entre 2 y 30 años y concluyó que la biomasa original del bosque primario podría recuperarse en un tiempo de 30 años; después de la tala total, el manejo sostenido del bosque tarda hasta 90 años para lograr un bosque en estado de clímax (Faber, 1992). Por tanto, para la categorización se calcula un promedio entre el año de recuperación de biomasa general y la recuperación de una tala total, obteniéndose que el restablecimiento de las características de un bosque se da en un promedio de 60 años. Con estos datos se procede a realizar una aproximación al establecimiento de categorías de la siguiente manera:</p> <p>Se calcula el porcentaje de área ocupada por los bosques en la región de estudio. Para el caso particular corresponde al 23 % en el año de referencia, teniendo en cuenta que el área total corresponde a 92 233,8 ha de acuerdo al Ideam (2010).</p> <p>Se realiza una sustracción entre el porcentaje de área ocupada por bosque y el porcentaje por debajo del cual se considera deforestado o mínimo permisible para un territorio, obteniéndose el porcentaje máximo de áreas que se pueden remover de bosque. Para la región corresponde al 7 % (6 456,4 ha).</p> <p>Se divide la cantidad de hectáreas máximas de remoción posibles, entre los años de recuperación promedio del bosque, para determinar la cantidad anual de bosque que se puede remover, garantizando la recuperación en el periodo estipulado. En este caso, la cantidad calculada es 107,61 ha/año.</p> <p>Si las imágenes satelitales analizadas no son de años consecutivos, se debe dividir el resultado del indicador entre los años comprendidos de la imagen de referencia con la imagen de cambio, para obtener aproximadamente una tasa de extracción anual. Con este valor se pueden establecer los niveles de presión correspondientes a los rangos de remoción de bosque en la zona (ver Tabla 29).</p> <p>Nota: categorización sujeta a modificaciones, dependiendo de la estructuración de una línea base actualizada o de los intereses específicos de quien aplique este indicador.</p>	

Proceso general para la definición del indicador	Para el ajuste del indicador se realizan las siguientes etapas: -Identificación de la importancia de la cobertura boscosa en el área de interés. -Identificación de las diferentes presiones sobre zonas de bosque. -Revisión de indicadores existentes relacionados con la cobertura boscosa para ajustarlos a las condiciones específicas del área de estudio. -Determinación de las variables que componen la fórmula del indicador. -Definición de los niveles de presión. -Definición del proceso categórico.
Definición de la fórmula	La fórmula es definida con el fin de obtener el cambio multitemporal de las áreas boscosas, medido en hectáreas, respecto a un punto de referencia o línea base. Por tal motivo, el cálculo final considera la sustracción de las áreas de bosque para el año de cambio y el de referencia, respectivamente.
Procedimiento de cálculo	El cambio a través del tiempo de la cobertura boscosa se evalúa mediante la interpretación de imágenes de satélite. Para ello, se realizan polígonos sobre las áreas identificadas con cobertura (Acb1 y Acb2) y se efectúa una sumatoria que arrojará los valores de las variables CB1 y CB2 correspondientes a la imagen analizada. Finalmente, el cambio multitemporal de la cobertura boscosa en la zona de estudio (CMC) se obtiene restando los valores de CB2 menos los de CB1. Para avaluar el indicador mediante la interpretación visual de imágenes de satélite se recomienda el sensor Landsat TM, a escala 1:100.000.
Limitaciones del indicador	El indicador no considera la tala selectiva de bosques, solo está definido para medir la disminución o aumento de las áreas boscosas y a partir de allí establece los niveles de presión.
Limitaciones de la metodología	La principal limitación es la presencia de nubes, que impide la visualización de ciertos sectores y modifica el valor del indicador. En este sentido, es importante revisar previamente las imágenes e identificar las áreas que presentan nubosidad, porque puede indicar pérdida o ganancia de cobertura boscosa en zonas donde no se han presentado dichos cambios.
Pertinencia del indicador	Este indicador representa en su forma más fundamental las presiones naturales y antrópicas que inciden en la conservación de los bosques. La cobertura boscosa es un aspecto importante de los ecosistemas, debido a que es prestadora de servicios ambientales, como la producción de oxígeno y de alimento, y protege al suelo de procesos degenerativos. Así mismo, ofrece a la sociedad en general cifras sobre el cambio de uso de las coberturas para identificar los factores que inciden en los mismos y, en caso de que estos sean negativos, proponer medidas y ponerlas en práctica para mitigar efectos adversos.

Fuente: elaboración propia.

Tabla 29. Nivel de presión por remoción de área boscosa en la región.

Rangos (ha/año)	Ponderación
0-30	Baja presión
31-60	Moderada presión
61-90	Alta presión
≥91	Muy alta presión

Fuente: elaboración propia con datos del Ideam (2010).

10.2.2.2. Porcentaje actual de cobertura boscosa (Estado)

El indicador de estado se categoriza de acuerdo a la conservación de las áreas boscosas como fuente de preservación de la biodiversidad, teniendo en cuenta que la abundancia de los recursos forestales está relacionada directamente con la extensión de su área (Semarnat, 2013).

Esta herramienta establece una clasificación del territorio según el área que ocupan las coberturas boscosas sobre la totalidad de la zona estudiada. Su estructura considera los valores establecidos por la FAO (2000).

En la Tabla 30 se presenta la hoja metodológica del indicador.

Tabla 30. Resumen de hoja metodológica del indicador de estado para el recurso bosque.

Ficha técnica del indicador N° 1									
Tema: bosque	Subtema: cobertura								
Categoría: estado	Periodicidad: anual								
Cobertura: regional									
Nombre: porcentaje actual de cobertura boscosa									
Definición: calcula el porcentaje de cobertura boscosa con respecto a la totalidad del área de interés. En este sentido, muestra el estado en el que se encuentra un territorio en cuanto a la cantidad de área ocupada por bosques.									
Unidad de medida: porcentaje (%)	Propósito: identificar el estado en el que se encuentra la cobertura boscosa a partir del porcentaje que ocupa en el área de interés, teniendo en cuenta la categorización establecida.								
Fórmula									
La fórmula 4 fue adaptada del libro de cornare (2004): $PCB = \frac{A_{cb}}{A_t} * 100\% \quad (4)$	Definición de variables: Pcb= porcentaje actual de cobertura boscosa en la zona de interés. A _{cb} = área con cobertura boscosa en el año de cambio. A _t = área total de la región de estudio.								
Interpretación de resultados									
El valor porcentual que arroje el indicador reflejará el área ocupada por las coberturas boscosas, respecto a la totalidad de la región de interés.	<p>Estado del bosque:</p> <table border="1" style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <thead> <tr> <th style="text-align: left;">Rango (%)</th> <th style="text-align: left;">Estado</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Pcb < 10</td> <td>Zona deforestada</td> </tr> <tr> <td>10 ≤ pcb < 40</td> <td>Bosque abierto</td> </tr> <tr> <td>Pcb ≥ 40</td> <td>Bosque cerrado</td> </tr> </tbody> </table> <p style="text-align: center;">Modificado a partir de FAO (2000).</p>	Rango (%)	Estado	Pcb < 10	Zona deforestada	10 ≤ pcb < 40	Bosque abierto	Pcb ≥ 40	Bosque cerrado
Rango (%)	Estado								
Pcb < 10	Zona deforestada								
10 ≤ pcb < 40	Bosque abierto								
Pcb ≥ 40	Bosque cerrado								
Pertinencia: radica en el monitoreo de las coberturas boscosas, teniendo en cuenta su importancia ambiental como protector de la erosión y regulador del clima. Además, brinda una belleza escénica que no se compara con los paisajes generados por el hombre. Por lo tanto, monitorear el estado de conservación de las zonas boscosas es relevante, si se tiene en cuenta la importancia que representa la presencia de dichas coberturas en la región de estudio y la influencia que tienen las actividades antrópicas sobre el sostenimiento de los ecosistemas que albergan.									

Fuente: elaboración propia.

10.2.2.3. Restauración de áreas boscosas intervenidas por actividades antrópicas (Respuesta)

Este indicador determina la cantidad de hectáreas restauradas por medios antrópicos, comparándola con el área intervenida o extraída por las actividades económicas que se desarrollan en la región. La categorización del indicador depende de la identificación de la eficiencia de los procesos de restauración boscosa, por tanto, la respuesta será eficiente si la cantidad de bosque extraído anualmente se encuentra dentro del rango considerado sostenible para la zona específica, e ineficiente si esta cantidad amenaza la conservación de las áreas ocupadas por el recurso forestal. En la Tabla 31 se muestra la ficha técnica del indicador.

Tabla 31. Resumen de hoja metodológica del indicador de respuesta para el recurso bosque.

Ficha técnica del indicador N° 2				
Tema: bosque	Subtema: cobertura	Categoría: respuesta	Periodicidad: anual	Cobertura: regional
Nombre: restauración de áreas boscosas intervenidas por actividades antrópicas				
Definición: se entiende por proceso de restauración todas aquellas técnicas destinadas al mejoramiento del territorio afectado, restableciendo parcial o totalmente las funcionalidades que poseía el medio antes de ser intervenido.				
Unidad de medida: hectáreas (ha)	Propósito: medir la eficiencia de procesos de restauración de la región de estudio, considerando las áreas restauradas, por medios antrópicos, como un insumo para determinar si las hectáreas que han quedado sin tratamiento se encuentran dentro del marco de sostenibilidad para el ecosistema, establecido en el indicador de presión, de manera que se garantice la conservación del medio para futuras generaciones.			
Fórmula				
La fórmula 5 fue adaptada del libro de cornare (2004): $RAB = A_{PR} - A_I$ (5)		Definición de variables: RAB = restauración de áreas boscosas intervenidas por actividades antrópicas (ha). A_{PR} = área en proceso de restauración por medios antrópicos (ha). A_I = área intervenida (ha).		
Interpretación de resultados				
<p>Positivo: significa que el área restaurada es superior a la intervenida.</p> <p>Negativo: significa que el área restaurada es inferior a la intervenida.</p> <p>La categorización es realizada solo para los valores negativos del indicador, con el fin de medir las acciones antrópicas para responder a las presiones ejercidas sobre las áreas de bosque, teniendo en cuenta que si el resultado es positivo, se asume una alta eficiencia en los procesos restaurativos.</p>	Área sin restaurar (ha/año)	Restauración	Importancia de restauración	
	0-30	Eficiente	Nivel aceptable: los programas de recuperación se ejecutan acorde con la capacidad de recuperación del ecosistema.	
	31-60	Medio	Nivel de prevención: los programas de recuperación deben ejecutarse de manera más eficiente para garantizar la sostenibilidad del ecosistema.	
	61-90	Bajo	Nivel de alerta: los programas de recuperación no son suficientes para conservar el ecosistema.	
	≥ 91	Deficiente	Nivel de emergencia: urge la ejecución de programas que garanticen la recuperabilidad del medio.	
Fuente: elaboración propia.				

Pertinencia: la relevancia del indicador radica en la posibilidad de monitorear las zonas que reciben tratamiento para ser restauradas, luego de haber sido intervenidas por actividades antrópicas y si la cantidad restaurada es suficiente para garantizar el sostenimiento del ecosistema. Este indicador fue definido teniendo en cuenta las consideraciones de los indicadores presión y de estado. En este aspecto, el indicador se estableció de acuerdo con la cantidad de hectáreas intervenidas que han recibido procesos de restauración por medios antrópicos, y su categorización está dirigida a medir la eficiencia de estos procesos restaurativos, considerando si la presión ejercida amenaza o no la sostenibilidad del medio. Debe tenerse en cuenta que el indicador utiliza los rangos establecidos para definir la presión sobre el recurso, pero la interpretación de los resultados es distinta, porque está dirigido a medir la eficiencia de las acciones antrópicas para el aprovechamiento sostenible del recurso.

Fuente: elaboración propia.

10.2.2.4. Número de cuerpos de agua afectados directamente por los vertimientos de la minería aurífera (Presión)

Este indicador considera la cantidad de cuerpos de agua (ríos y quebradas) que han recibido contaminación directa por los vertimientos provenientes de la minería de oro. Aparte de mercurio, se vierten a los cuerpos de agua otras sustancias que modifican las condiciones naturales de la corriente, generando presión sobre el recurso. La categorización del indicador se relaciona con el caudal que transporta la corriente, considerándolo como un factor importante en los procesos de dilución de los contaminantes y como indicativo de la susceptibilidad del cuerpo de agua a ser contaminado por los vertimientos procedentes de la minería aurífera. En la Tabla 32 se presenta la ficha técnica del indicador.

Tabla 32. Resumen de hoja metodológica del indicador de presión para el recurso agua.

Ficha técnica del indicador N° 3				
Tema: agua	Subtema: calidad	Categoría: presión	Periodicidad: anual	Cobertura: municipal
Nombre: cuerpos de agua afectados directamente por los vertimientos de la minería aurífera.				
Definición: el número de cuerpos de agua afectados directamente por los vertimientos de la minería de oro, da a conocer la presión ejercida por la actividad de extracción aurífera cerca de las corrientes de agua, de acuerdo a su ubicación en la cuenca hidrográfica.				
Unidad de medida: adimensional	Propósito: determinar los niveles de presión ejercidos por la minería aurífera en el alto san jorge, a través de la identificación de los cuerpos de agua afectados por esta actividad y su orden de drenaje dentro de la cuenca hidrográfica.			
Fórmula				
$CAM = \frac{0.7CA_{1-2} + 0.2CA_{3-4} + 0.1CA_{5-n}}{CA_{Media}} * 100$		Definición de variables: Cam= cuerpos de agua afectados directamente por vertimientos procedentes de la minería aurífera. CA ₁₋₂ = cuerpos de agua con orden 1 y 2. CA ₃₋₄ = cuerpos de agua con orden 3 y 4. CA _{5-n} = cuerpos de agua con orden 5 o superior. CA _{Media} =promedio de los datos.		

Interpretación de resultados

El indicador muestra la presión ejercida sobre los cuerpos de agua afectados directamente por los vertimientos de la minería aurífera, teniendo en cuenta que esta actividad se desarrolla bajo la ilegalidad e informalidad en la región de estudio, conllevando a grandes impactos sobre el recurso hídrico.

La categorización se basa en la presión ejercida de acuerdo al orden de drenaje de la cuenca como factor importante en los procesos de distribución del contaminante. Si bien la contaminación por mercurio en aguas superficiales se considera de alta presión en sí misma, este indicador busca mostrar una señal de alerta frente a los cuerpos de agua afectados por esta actividad económica, de acuerdo a su ubicación en la cuenca hidrográfica.

Presión ejercida de acuerdo al caudal del cuerpo de agua	
Rango	Nivel de presión
$70 < cam$	Muy alta presión
$30 < cam \leq 70$	Alta presión
$10 < cam \leq 30$	Moderada presión
$0 < cam \leq 10$	Baja presión

Fuente: elaboración propia con asesoramiento de expertos.


Pertinencia: el indicador es importante porque realiza el monitoreo de cuerpos de agua con afectación directa por vertimientos de mercurio provenientes del proceso de beneficio de oro. El uso del mercurio es un problema de especial importancia en la minería aurífera no legal y que limita las medidas preventivas, correctivas o compensatorias para minimizar los impactos, lo cual es usual en la zona de estudio. Además, este indicador sirve de control para establecer en qué zonas se deben aumentar los esfuerzos para la erradicación o sustitución del mercurio, teniendo en cuenta que el plazo máximo dispuesto en la ley 1658 del 2013, para las actividades de pequeña y mediana minería, es de 5 años.

Fuente: elaboración propia.

10.2.2.5. Mercurio total presente en las aguas superficiales y sedimentos (Estado)

Con el fin de determinar si la concentración de mercurio total presente en las aguas superficiales es superior o inferior a los límites máximos permisibles establecidos por las autoridades sanitarias (Decreto N°1594, 1986), se considera la aplicación de la técnica denominada *Espectrofotometría de absorción atómica-vapor frío*, como eje principal del presente indicador. Aquello debido a la fiabilidad de sus resultados y a la amplitud de su uso. Esta técnica puede ser utilizada para determinar las concentraciones del metal pesado en los sedimentos e identificar su nivel de contaminación, usando la fórmula que corresponda. Cabe aclarar que este indicador está articulado a los resultados obtenidos en el indicador de presión, el cual identifica previamente las corrientes con afectación directa, aunque puede ser utilizado de manera independiente. En la Tabla 33 se presenta la ficha técnica del indicador.

Tabla 33. Resumen de hoja metodológica del indicador de estado para el recurso agua.

Ficha técnica del indicador N° 4				
Tema: agua	Subtema: calidad	Categoría: estado	Periodicidad: anual	Cobertura: municipal
Nombre: mercurio total presente en las aguas superficiales y sedimentos.				
Definición: determinación de la cantidad de mercurio total presente en las aguas superficiales y sedimentos mediante espectroscopía de absorción atómica-vapor frío (cvaas). Esta es una técnica analítica que permite la detección y cuantificación de metales en solución, indicada para determinar elementos alcalinos, alcalinotérreos y metales pesados presentes en cualquier tipo de muestra susceptible de ser disuelta (escalante y rivas, 2014; falter y schöler, 1995). En el agua se utilizan los resultados de la técnica y se categoriza respecto a los usos específicos establecidos en la normativa ambiental vigente.				
Unidad de medida: ppb	Propósito: determinar la concentración de mercurio total en aguas superficiales y en los sedimentos de los cuerpos de agua afectados de forma directa por la minería aurífera.			
Fórmula				
$MPN = RTVF(7)$		Definición de la variable: Mpn= mercurio total presente en las aguas superficiales y sedimentos. Rtvf= resultado de cvaas (ppb).		
Interpretación de resultados				
<p>Categorización para medición de mercurio total en agua: el resultado del indicador podrá ser comparado con los diferentes estándares establecidos como máximo permisibles por la normativa ambiental vigente para cada uso, sin embargo, lo recomendable es que la concentración de este metal en el agua sea igual o cercana a cero.</p> <p>Se consideran los límites máximos permisibles para el uso pecuario y consumo humano en ppb, definiendo las condiciones para valores iguales, inferiores o superiores.</p> <p>En la tabla 34 se detallan estos valores.</p>		<p>Con respecto al uso del recurso hídrico, se registra para cada año de evaluación la concentración de mercurio total en la figura 39.</p>  <p><i>Figura 39.</i> Estado y tendencia del recurso respecto a las concentraciones de mercurio para los años de evaluación. Fuente: elaboración propia.</p> <p>La figura 39, aparte de mostrar el estado en el que se encuentra el recurso en el año de cambio, muestra la tendencia de la concentración de mercurio total en la zona de estudio con respecto a años anteriores, lo cual es un insumo importante para prevenir un mayor deterioro ambiental.</p> <p>Categorización para medición de mercurio en sedimentos: para la categorización de los valores de mercurio obtenidos en sedimentos, se utiliza el índice de geoacumulación (igeo). El igeo alcanza valores de 0 a 6: el valor 0 indica ausencia total de contaminación y el 6 se refiere a contaminación máxima (amat, pierra, casals y vázquez, 2002; ver la tabla 35).</p>		

Pertinencia: es esencial para las zonas donde se estén ejecutando explotaciones auríferas, más si su condición general es de informalidad e ilegalidad, teniendo en cuenta la gravedad que representa este contaminante en las aguas para las especies hidrobiológicas y las comunidades que se abastecen de estas. Por lo tanto, es necesario el monitoreo periódico del contenido de este metal, con el fin de restringir los usos de corrientes afectadas, en caso de ser necesario, y de acuerdo a los límites permisibles establecidos por la legislación colombiana.

Fuente: elaboración propia.

Tabla 34. Interpretación de resultados según normativa.

Uso del agua	Nivel máximo permisible (NMP)	Interpretación de resultados.
Consumo humano	1 ppb Hg	Valor por encima de NMP: El recurso para la destinación específica se encuentra contaminado
Pecuario	10 ppb Hg	Valor igual a NMP: Alerta por posible superación del nivel máximo permisible para la destinación de uso específico. Valor por debajo del NMP: Condición estable del recurso para su destinación específica.

Modificado a partir del decreto 1594 de 1986.

Tabla 35. Índice de geoacumulación (I_{geo}).

Rangos	Significado
$I_{geo} < 0$	No hay contaminación
$0 < I_{geo} < 1$	Contaminación menor
$1 < I_{geo} < 2$	Contaminación moderada
$2 < I_{geo} < 3$	Contaminación moderadamente severa
$3 < I_{geo} < 4$	Contaminación severa
$4 < I_{geo} < 5$	Contaminación muy severa
$5 < I_{geo}$	Contaminación extremadamente severa.

Fuente: Loska, Wiechula y Korus (2004).

10.2.2.6. Porcentaje de puntos de extracción aurífera con técnicas de producción más limpia

La categorización del indicador depende de la aplicación de la Ley 1658 de 2013, respecto a la ejecución de técnicas de producción más limpias en la etapa de beneficio de la minería aurífera. En este sentido, se tienen en cuenta los puntos de extracción de oro que aplican técnicas de producción más limpia del total posible, para establecer el porcentaje de avance con relación a los objetivos planteados por la normativa ambiental vigente. En la Tabla 36 se presenta la ficha técnica del indicador.

Tabla 36. Resumen de hoja metodológica del indicador de respuesta para el recurso agua.

Ficha técnica del indicador N° 5				
Tema: agua	Subtema: calidad	Categoría: respuesta	Periodicidad: anual	Cobertura: municipal
Nombre: porcentaje de puntos de extracción aurífera con técnicas de producción más limpia.				
<p>Definición: la determinación de la ejecución de técnicas de producción más limpia en el beneficio del oro se lleva a cabo porque están dirigidas a la prevención de daños ambientales, como estrategia para salvaguardar la salud del hombre y del ecosistema en general (colombia 2010). Las técnicas que se consideran válidas para la ejecución del presente indicador, en lo que respecta a la producción más limpia, son las estipuladas por el centro de producción más limpia de nicaragua (cpml), a saber: mejoras en el proceso; buenas prácticas operativas; mantenimiento de equipos, reutilización y reciclaje; cambios en la materia prima; y cambios de tecnología.</p>				
Unidad de medida: porcentaje (%)	<p>Propósito: el indicador tendrá en cuenta todos aquellos puntos de extracción aurífera en donde se ejecutan técnicas de producción más limpia respecto al total de la región, teniendo en cuenta que estas técnicas van dirigidas, principalmente, a las prácticas informales, de acuerdo a lo establecido por la ley 1658 de 2013. Además, el indicador considera los puntos con pml siempre y cuando estas técnicas sean promovidas por alguna entidad del estado, como corporaciones autónomas regionales, alcaldías municipales, parques nacionales naturales, entre otros.</p>			
Fórmula				
$PPML = \frac{0.7P_{1-2} + 0.2CA_{3-4} + 0.1CA_{5-n}}{CA_{Media}} * 100\%$ $PPML = \frac{CPML}{NPEA} * 100\% (9)$		<p>Definición de variables: Ppml= porcentaje de puntos de extracción aurífera con técnicas de producción más limpia. Cpml= puntos de extracción aurífera que usan técnicas de producción más limpia. Npea= número de puntos de extracción aurífera en la región.</p>		
Interpretación de resultados				
<p>El indicador arroja el porcentaje de puntos de extracción aurífera que poseen técnicas de producción más limpia (pml), siendo favorable que su tendencia sea del 100%. En la tabla 37 se presenta el avance relacionado con la aplicación de técnicas pml.</p>		<p>Categorización: teniendo en cuenta lo estipulado por la ley 1658 del 2013, se emplean los rangos porcentuales para medir el avance anual en la ejecución de técnicas de producción más limpia para el total de puntos de extracción aurífera identificados como posibles. Para ello, se considera el año de expedición de la ley en cuestión y el año en que se aplica el indicador, de manera que se pueda ingresar el dato arrojado por esta herramienta a la tabla propuesta para la interpretación de los datos. Para el establecimiento de los rangos se procede de la siguiente manera: Se considera que 5 años es el plazo máximo para ejecutar las técnicas de producción más limpia en los puntos de extracción aurífera considerados posibles.</p> <ul style="list-style-type: none"> • La cantidad de puntos de extracción aurífera que sean identificados como posibles para aplicar las técnicas de producción más limpia en la región de estudio, se toma como el valor máximo (100 %). • Con los datos anteriores, se calcula que el avance aproximado por año, en cuanto a la aplicación de pml, es del 20 % en los puntos identificados en la zona de estudio al momento de que sea aplicada esta herramienta. 		

Pertinencia: permite identificar la intervención del estado frente a la problemática que representa el mercurio en zonas naturales, a través de la promoción de técnicas de producción más limpia, las cuales, si son ejecutadas correctamente, pueden lograr una reducción significativa de este contaminante en el ambiente, especialmente en el recurso hídrico superficial.

Fuente: elaboración propia.

Tabla 37. Avance en cuanto a la aplicación de técnicas PML en la zona de estudio.

Año	Rango esperado de avance	Interpretación
1	20 % ≤ PPML < 40 %	Por debajo del rango esperado de avance: urgen medidas de mitigación PML en vertimientos. Dentro del rango esperado de avance: acorde a los objetivos, pero se debe mejorar. Por encima del rango esperado de avance: condición óptima y deseable.
2	40 % ≤ PPML < 60 %	
3	60 % ≤ PPML < 80 %	
4	80 % ≤ PPML < 100 %	
5	PPML = 100 %	

Fuente: elaboración propia.

10.3. Consideraciones finales

Dentro del desarrollo metodológico se pudo identificar que hay factores del ambiente que requieren del diseño de indicadores, y se espera que esto continúe siendo una temática de interés para la realización de investigaciones. Es claro que para obtener una valoración completa de la oferta ambiental de la cuenca alta del río San Jorge, es necesario continuar con la construcción de herramientas para el resto de componentes (atmosférico, suelos, biodiversidad, socioeconómico, entre otros) que, por supuesto, tienen una afectación directa por la ejecución de la minería aurífera.

La participación de evaluadores expertos en el proceso de diseño de los indicadores fue un insumo importante para verificar su pertinencia y eliminar la subjetividad de los resultados obtenidos. Igualmente, el conocimiento teórico y las fuentes de información resultaron determinantes a la hora de diseñar indicadores para el monitoreo de cualquier componente ambiental.

Como citar este capítulo:

Pérez Vásquez, N., Sánchez Agámez, C., Rodríguez Jiménez, K., Soto Barrera, V., & Mejía Ávila, D., 2020. Construcción de indicadores para contribuir con la valoración de la oferta ambiental en la cuenca alta del río San Jorge, Córdoba En: Mejía Ávila, D., Soto Barrera, V. & Torres Bejarano, F., (Eds.), *Investigación para la Sostenibilidad Ambiental. Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental – RISA* (pp 159-176). 1ª ed. [online] Montería: Universidad de Córdoba, p.226. Disponible en: <<http://www.uniboyaca.edu.co/group/213>> [Consultado dd - mes - año].

Referencias citadas

- Agudelo, L. (2004). Indicadores de sostenibilidad y ordenación del territorio. Huella ecológica y ecosistemas estratégicos en Medellín. En Asociación Interprofesional de Ordenación del Territorio (Ed.), *Ordenación del territorio, política regional, medio ambiente y urbanismo* (pp. 841-856). España: Fundicot.
- Amat, P., Pierra, A., Casals, I., y Vázquez, D. (2002). Estudio de la contaminación por metales pesados en sedimentos y ostiones de la bahía de Manzanillo, Cuba. *Revista de la Sociedad Química de México*, 46 (4), 357-361.
- Cock, J, y López, W. (2001). Conflicto y colaboración de la minería de oro en Segovia y Remedios. En R. Buitelaar (Ed.), *Aglomeraciones mineras y desarrollo local en América Latina* (pp. 273-297). Bogotá, Colombia: Alfaomega.
- Cock, J. E. (2000). *El cluster del oro en el nordeste de Antioquia* (Informe preparado para la Cepal como parte del proyecto “Una estrategia para el desarrollo de clusters a partir de recursos naturales: el caso de la minería”). Santiago de Chile.
- Cornare —Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare—. (2004). *Sistema de indicadores de sostenibilidad ambiental en el oriente antioqueño*. Antioquia, Colombia: Cornare Publicaciones.
- CVS —Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge—. (2005). *Diagnóstico ambiental de la cuenca hidrográfica del río San Jorge* (Informe de investigación presentado al departamento de Córdoba). Montería, Colombia.
- Decreto 1594 de 1986. Presidencia de la República de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Escalante, S. M., y Rivas, E. G. (2014). Determinación de la presencia de cromo hexavalente en muestras de agua del lago de Ilopango por el método de absorción atómico (Trabajo de grado en Licenciatura). Universidad de El Salvador, San Salvador.
- Eslava, A., Silva, S., Tobón, A., y Vélez, S. (2014). Oro sin sangre basado en la confianza. Ideas para una nueva economía política de la minería aurífera colombiana. *Revista Opera, s.v.* (14), 119-135.
- Faber, D. (1992). Ecological constraints on rain forest management at Bajo Calima, western Colombia. *Forest Ecology and Management*, 53 (1-4), 213-244.
- Falter, R., y Schöler, H.F. (1995). Determination of mercury species in natural waters at picogram level with on-line RP C18 preconcentration and HPLC-UV-PCO-CVAAS. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 353 (1), 34-38.
- FAO —Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura—. (2000). *Evaluación de recursos forestales mundiales* (Informe presentado por el Programa de Evaluación de Recursos Forestales). Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/007/ae217s/ae217s02.htm#TopOfPage>
- Fernández, V. C. (2009). *Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental*. Madrid, España: Mundi-Prensa Libros.
- García, O., y Molina, J. (2011). Introducción de tecnologías más limpias en la minería y la extracción de oro artesanales, en el nordeste antioqueño y Bajo Cauca antioqueño, Colombia. En E. Berrezueta y M. J. Domínguez (Eds.), *Técnicas aplicadas a la caracterización y aprovechamiento de recursos geológico-mineros* (pp. 51-64). Madrid, España: Instituto Geológico Minero de España.
- Ideam —Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales—. (2010). Coberturas de la Tierra. Bogotá, Colombia. Recuperado de <http://www.siac.gov.co/catalogo-de-mapas>

- Lanza, G., Hernández, S., y Carbajal, J. (2000). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)*. México: Plaza y Valdés.
- Ley 1658 de 2013, por medio de la cual se establecen disposiciones para la comercialización y el uso de mercurio en las diferentes actividades industriales del país, se fijan requisitos e incentivos para su reducción y eliminación y se dictan otras disposiciones. Congreso de la República de Colombia. Publicada en el Diario Oficial N° 48852 del 15 de julio de 2013. Bogotá, Colombia.
- Loska, K., Wiechuła, D., y Korus, I. (2004). Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International*, 30 (2), 159-165.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). *Política nacional de producción y consumo sostenible*. Bogotá: Gobierno de Colombia.
- Parques Nacionales Naturales. (2013). *Zonas de interés minero en las áreas aledañas al Parque Nacional Natural Paramillo en la cuenca del río San Jorge, departamento de Córdoba* (Informe presentado al Gobierno Nacional de Colombia). Bogotá, Colombia.
- Pérez, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Academia Colombiana de Ciencia*, 23 (88), 375-387.
- Pérez, N., Sánchez, C., y Rodríguez, K. (2015). *Indicadores ambientales para la valoración de la oferta ambiental en los municipios de Puerto Libertador, Montelíbano y San José de Uré, Córdoba, de acuerdo a los impactos negativos de la minería aurífera* (Trabajo de grado en Ingeniería Ambiental). Universidad de Córdoba, Montería, Córdoba.
- Quiroga, R. (2007). *Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe*. Santiago de Chile: ONU Publicaciones.
- Quiroga, R. (2009). *Guía metodológica para desarrollar indicadores ambientales y de desarrollo sostenible en países de América Latina y el Caribe*. Santiago de Chile: ONU Publicaciones.
- Semarnat —Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México—. (2013). El Sistema Nacional de Indicadores Ambientales. Recuperado de <http://www.semarnat.gob.mx/temas/estadisticas-ambientales/snia>.
- Suárez, L. (2011). Perspectiva jurídica de los impactos ambientales sobre los recursos hídricos provocados por la minería en Colombia. *Opinión Jurídica*, 10 (20), 123-140.
- Therburg, A., D’Inca, V. y López, M. (2002). Modelo de indicadores ambientales. Observatorio ambiental. *Revista Proyección*, 1 (3), 2-17.



Saltos do Rio Preto, localizada en el Parque Natural Chapada dos Veadeiros - Brasil.
Foto: Elton Escobar Silva





Identificación y descripción de parámetros, indicadores y herramientas utilizados en la evaluación y monitoreo de nacimientos de cursos de agua

Mauricio Rosso Pinto,⁴⁹ Frederico Yuri Hanai,⁴⁹ Renan de Souza Dias,⁴⁹ Ana Karina Pérez Peñate⁵⁰

49 Grupo de Investigación SUSTENTA, Universidad Federal de São Carlos (UFSCar). Departamento de Ciencias Ambientales (DCAm). Correo electrónico: mjrossop@gmail.com, fredyuri@ufscar.br, renan.rsdias@gmail.com,

50. Departamento de Ingeniería Ambiental. Universidad de Córdoba. Correo electrónico: anakperezp@hotmail.com

Resumen

Los nacimientos de cursos de agua son ecosistemas claves que protegen la biodiversidad y abastecen las fuentes hídricas superficiales. Sin embargo, son ambientes altamente sensibles y se encuentran aislados debido a su distribución irregular en la cuenca. Considerando la frecuente desaparición de nacimientos de cursos de agua que ha sido causada por la expansión urbana e industrial, la deforestación y otros impactos ambientales, surgió la necesidad de proponer e implementar acciones para su protección. En la literatura se referencian indicadores y protocolos que fueron desarrollados o adaptados con el propósito de determinar su estado de conservación. No obstante, la mayoría se basan en evaluaciones macroscópicas y subjetivas. En consecuencia, el objetivo de esta investigación fue identificar, describir y categorizar parámetros, indicadores y herramientas que permiten determinar las condiciones ambientales de nacimientos de cursos de agua, mediante la consulta de información científica. El desarrollo de este objetivo se convirtió en la base para la implementación de un proyecto de investigación asociado a la formulación de una herramienta de evaluación integral y de monitoreo de nacimientos de curso de agua.

El método implementado para la selección de artículos científicos fue la Revisión Bibliográfica Sistemática (RBS), el cual permitió, a partir de un esquema de entradas, procesos y salidas, filtrar la información almacenada en bases de datos que estuviera relacionada con los parámetros, indicadores y herramientas para la evaluación integral y el monitoreo de nacimientos de agua. Como resultado, partiendo de la RBS de 102 artículos, se obtuvieron 73 parámetros, 19 indicadores y 9 herramientas descritas y clasificadas por categorías.

Cabe resaltar que uno de los principales resultados de este trabajo fue el establecimiento y el análisis crítico de las tendencias en las publicaciones académicas sobre nacimientos de cursos de agua en los últimos 10 años, encontrándose que, a pesar de los filtros establecidos en la RBS, más del 30 % de los parámetros y del 15 % de los indicadores levantados, se enmarcaron dentro de la categoría de evaluación fisicoquímica de la calidad del agua. Aquello es un aspecto poco trascendental cuando se reconoce la dinámica, complejidad e importancia de los nacimientos de cursos de agua como sistemas ambientales.

Abstract

Springs are key ecosystems that protect biodiversity and supply surface water sources. However, they are highly sensitive environments isolated due to their irregular distribution in the watershed. In consideration of frequent disappearance of water births; because of urban and industrial expansion, deforestation and other environmental impacts; came the need to propose and implement actions for their protection. Literature referenced indicators and protocols that were developed or adapted to determine their conservation status, nevertheless most of them are based on macroscopic and subjective assessments. This research aimed to identify, describe and categorize parameters, indicators, and tools which allow determining the environmental conditions of springs, through consultation of scientific information. The development of this aim became in the grounding for the implementation of a research project associated with the formulation of a comprehensive assessment tool and monitoring of springs.

The method implemented for the selection of scientific articles was the Systematic Bibliographic Review (SBR), which allowed, from a scheme of inputs, processes, and outputs to filter the information related to the parameters, indicators, and tools for a comprehensive evaluation and monitoring of springs. As a result, from the SBR of 102 articles, 73 parameters, 19 indicators, and 9 tools described and classified by categories were obtained.

It is worth highlighting that one of the main results of this work was the critical analysis of trends in academic publications related to springs in the last 10 years. Despite the filters established in the SBR, more of 30 % of the parameters and 15 % of the indicators were framed within the category of physicochemical evaluation of water quality, which is not a really significant aspect when it comes to the dynamics, complexity, and importance of springs as environmental systems.

Introducción

Los nacimientos de cursos de agua son ecosistemas claves debido al sustento y abastecimiento de las propias fuentes de agua superficial que forman las cuencas hidrográficas. Además, cumplen un papel fundamental en la protección y la conservación de diferentes especies de fauna y flora. No obstante, son altamente sensibles ante las interferencias antrópicas por ser ecotonos entre ambientes acuáticos y terrestres, que comparten tanto sus características como sus amenazas y vulnerabilidades. Además, los nacimientos de cursos de agua están parcialmente aislados debido al tamaño y distribución irregular dentro de las cuencas, lo que bloquea la conectividad entre ellos (Bohrer et al., 2015). Teniendo en cuenta la alta dinámica de desaparición de los nacimientos de agua que ha sido causada por la expansión urbana e industrial, la deforestación y otros impactos ambientales, surge la necesidad de proponer e implementar acciones para su protección y conservación, a partir del monitoreo adecuado y la evaluación integrada de sus condiciones ambientales (Conti, Hanai y Menezes, 2014).

La Agencia Nacional de Aguas de Brasil (2012) establece que la degradación de los cuerpos hídricos superficiales está ocurriendo en diferentes intensidades y tiempos. Los impactos de esta degradación también tienen consecuencias económicas relacionadas con el aumento en el costo del tratamiento de agua y alcantarillado; aumento de los costos hospitalarios y en la compra de medicamentos para tratar infecciones e intoxicaciones; la pérdida de productividad en industrias, especialmente agrícolas y ganaderas; la reducción de los valores turísticos, culturales y paisajísticos; entre otros. Por lo tanto, la contaminación de las fuentes de agua trasciende de un problema ambiental a una realidad compleja que involucra diferentes factores de la sociedad.

La gestión de este líquido parte del análisis en múltiples escalas para describir tanto los sistemas hidrológicos como los hidrogeológicos, y para proporcionar criterios sólidos que conduzcan a la protección de los recursos hídricos. Observar y analizar los procesos que ocurren en las capas superiores del suelo ayuda a describir la evolución de los contaminantes introducidos y explica el efecto de las presiones humanas y sus consecuencias sobre la calidad del agua subterránea (Böhlke, 2002). En este sentido, los nacimientos de cursos del líquido se consideran puntos de observación que integran la respuesta de estas capas superiores del suelo a tales presiones, funcionando como indicadores hidrogeológicos que deben ser monitoreados para identificar las posibles alteraciones (Katz, Griffin y Davis, 2009).

Existen algunos indicadores y protocolos para el monitoreo de condiciones ambientales de los nacimientos de agua que se basan en evaluaciones macroscópicas subjetivas. Este tipo de herramientas consideran aspectos relacionados con la vegetación, el paisaje y los impactos humanos más comunes y visibles, como la presencia de residuos sólidos y la erosión (Gimarães, Rodriguez y Malafaia, 2017; Gimarães y Mendes, 2015). No obstante, se deben formular herramientas para abordar la evaluación integrada y el monitoreo de nacimientos de cursos de agua, desde un enfoque holístico, que contribuya a mejorar la gestión de los recursos hídricos y el ordenamiento ambiental de las cuencas hidrográficas.

En consecuencia, el objetivo de esta investigación fue identificar, describir y categorizar parámetros, herramientas e indicadores, propuestos y/o aplicados en diferentes investigaciones sobre nacimientos de cursos de agua, mediante el estudio de la literatura. Para ello, se utilizó la Revisión Bibliográfica Sistemática (RBS) como método de identificación, descripción y análisis simplificado de las publicaciones científicas encontradas en la base de datos *Academic Search Premier* (ASP) y en las plataformas *Google Académico* y *Google*. Los resultados de esta investigación contribuyeron a la estructuración del Protocolo de Evaluación y Monitoreo Integrado de Nacimientos de Cursos de Agua, denominado PANÁgua (Rosso 2019). La RBS permitió seleccionar 102 artículos, identificándose 73 parámetros, 19 indicadores y 9 herramientas.

11.1. Materiales y métodos

11.1.1. Selección de artículos científicos

La RBS conllevó a la selección de un grupo de artículos científicos con objetivos direccionados a la evaluación integrada y monitoreo de las condiciones ambientales de nacimientos de agua. Estos artículos fueron escogidos por su estructura y marco teórico coherente, mostrando diferentes parámetros, indicadores y/o herramientas para la determinación del estado de conservación de nacimientos de cursos de agua.

Según Lima y Mito (2007), la revisión bibliográfica se ha utilizado como método en estudios exploratorios y descriptivos, lo que permite la obtención de una amplia gama de información y la recopilación de datos dispersos en numerosas publicaciones para adaptar o incluso construir el marco conceptual del tema estudiado. En este sentido, el desarrollo de la revisión de la literatura diseñada para responder preguntas específicas, a través de métodos explícitos y sistemáticos, permitió la identificación, selección y evaluación crítica de los estudios y confirmó la autenticidad de la investigación (Moher et al., 2009; Rother, 2007).

La RBS se realizó en la base de datos científica *Academic Search Premier* y se complementó con la búsqueda sistemática simple en las plataformas *Google Académico* y *Google*. Las ecuaciones de búsqueda se elaboraron con todas las combinaciones posibles de los descriptores: indicadores; herramientas; instrumentos; protocolos; aspectos y criterios, y los procesos: evaluación de nacimientos de cursos de agua; conservación

de nacimientos de cursos de agua; gestión de nacimientos de cursos de agua; monitoreo de nacimientos de cursos de agua y uso de nacimientos de cursos de agua, traducidos al inglés y considerando únicamente las publicaciones del periodo comprendido entre 2008 y 2018. Para la búsqueda complementaria desarrollada en Google Académico y Google, los procesos fueron eliminados de la ecuación de búsqueda y los descriptores formaron combinaciones con las siguientes palabras: *nascentes* y *nascentes de cursos de agua*. Esta búsqueda se hizo en portugués para identificar investigaciones y estudios de casos desarrollados en Brasil.

Finalmente, los artículos y documentos que conformaron la lista final se clasificaron en 4 categorías que indican el enfoque de cada investigación: teledetección y geoprocésamiento como una técnica de análisis ambiental en áreas nacimientos de cursos de agua; indicadores o herramientas para la evaluación y conservación de nacimientos de cursos de agua; monitoreo y evaluación fisicoquímica y microbiológica de la calidad del agua superficial; y aplicación de estrategias para la recuperación de nacimientos de cursos de agua.

11.1.2. Identificación y descripción de parámetros, indicadores y herramientas

Teniendo la lista de artículos finales, se prosiguió a realizar su lectura y análisis reflexivo, buscando identificar parámetros, indicadores y/o herramientas propuestas o con resultados de aplicación en procesos de evaluación, conservación, monitoreo, gestión y/o uso de nacimientos de cursos de agua. En esta investigación, los parámetros son las variables, elementos o datos que permiten la evaluación de un tema o asunto y a través de los cuales es posible hacer una comparación basada en un valor estandarizado de referencia nacional o internacional. Los indicadores, por su parte, corresponden a métodos para obtención de información simplificada de la realidad, que integran al menos 2 variables principales involucradas en un fenómeno específico y que apoyan los procesos de toma de decisiones. Finalmente, las herramientas se catalogaron como mecanismos, técnicas o metodologías, que pueden ser específicas o generales, y que tienen la función de prevenir, corregir, monitorear o mejorar situaciones causadas por conflictos de uso y/o intereses contrarios.

Con el fin de sistematizar el proceso de identificación y facilitar el análisis de la información presentada en cada artículo, se estableció el siguiente orden de lectura: 1) resumen; 2) introducción; 3) conclusión; 4) materiales y métodos; y 5) resultados y discusión. La lectura del resumen fue importante para contextualizar al investigador sobre el tema principal del artículo, permitiéndole identificar el enfoque de la investigación. Por otro lado, la introducción presentó el marco teórico como base para el establecimiento de aspectos y criterios relevantes de las condiciones ambientales de nacimientos de cursos de agua, y la conclusión mostró una síntesis de los materiales y métodos utilizados, así como de los principales resultados encontrados.

Posteriormente, se realizó la lectura completa de todas las secciones del artículo para analizar de manera detallada la información contenida en el mismo. Los materiales y métodos explicaron la técnica implementada y los resultados mostraron, debatieron y sintetizaron los datos recopilados, permitiendo comprender el verdadero significado de cada artículo. Es importante resaltar que los parámetros, indicadores y herramientas se identificaron en todas las secciones de los artículos; algunos de ellos fueron abordados de manera conceptual o teórica porque se encontraron en la introducción. Por su parte, los identificados en la metodología o los resultados, se caracterizaron por la especificidad del método y la explicación de la técnica. La Figura 40 ilustra el esquema de la metodología aplicada para la selección de artículos y la posterior identificación de parámetros, indicadores y herramientas.

Concretamente, los resultados se presentaron en forma de listas de parámetros e indicadores; para ello se elaboraron tablas con el siguiente contenido: nombre del parámetro o indicador identificado; método de medición de los parámetros o indicadores; valor de referencia cuantitativo o cualitativo estándar para la

evaluación de los parámetros o indicadores (si corresponde); y clasificación del parámetro o indicador por categorías específicas. Por otro lado, se presentaron las herramientas identificadas utilizando fichas descriptivas en las que se definió el tipo de herramienta, su enfoque, objetivo y descripción.

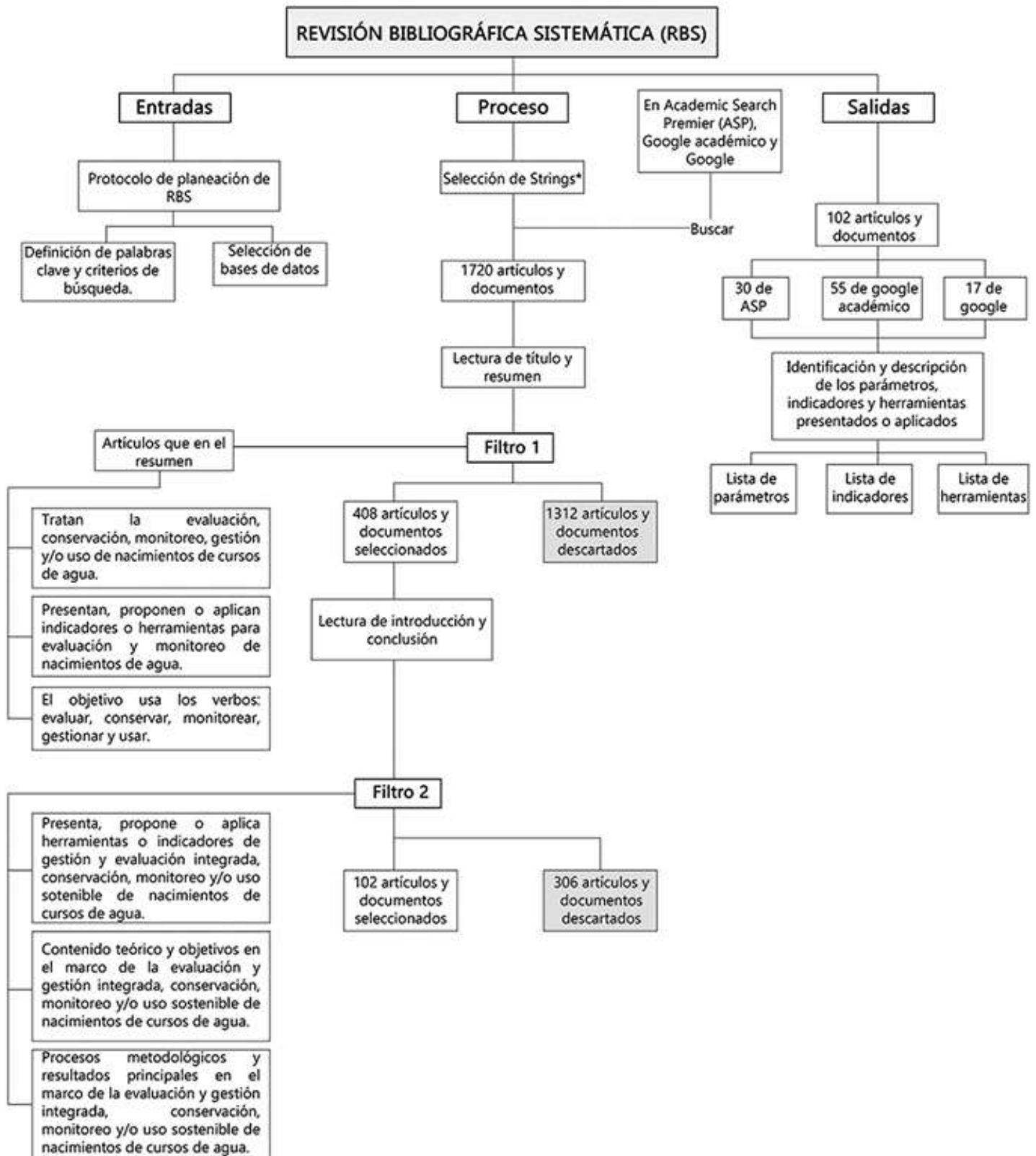


Figura 40. Procedimiento metodológico de la investigación. Fuente: elaboración propia.

11.2. Resultados y discusión

Los artículos finalmente seleccionados por la RBS fueron leídos y analizados. Como resultado de este proceso se obtuvo una lista de 73 parámetros, 19 indicadores y 9 herramientas relacionadas con los procesos de evaluación, conservación, monitoreo, gestión y/o uso de nacimientos de cursos de agua, los cuales sirven de base para la formulación y estructuración de nuevas investigaciones en esta área y pueden adaptarse a las condiciones típicas de los diferentes biomas. Por otra parte, esta investigación también permitió determinar las categorías que orientan las metodologías científicas existentes respecto a este tema, así como las tendencias de la producción bibliográfica y la relevancia que algunos aspectos del medio ambiente tienen sobre otros. De esta manera, fue posible evaluar y verificar si los estudios actuales han abordado los problemas a partir de una visión integral que comprenda el funcionamiento complejo, dinámico y frágil de estos sistemas ambientales.

11.2.1. Lista de parámetros

La Tabla 38 muestra los parámetros e indicadores identificados en el estudio, especificando el nombre de los parámetros, técnica o equipo para la medición, estándar de referencia normativo y la categoría de clasificación.

Tabla 38. Lista de parámetros para determinar las condiciones ambientales de nacimientos de cursos de agua.

Parámetros	Técnica/equipo de medición	Estándar de referencia	Categoría
Temperatura del agua	Multiparámetro	-15 – 25 °C (WHO) -8 – 15 °C	Análisis físicoquímico de la calidad del agua
pH del agua	Multiparámetro	- pH 6-8 / - pH 5.5-7.4 - 6.5 – 8.5 (WHO)	
Oxígeno disuelto	Multiparámetro/oxímetro	Indeterminado	
Presencia de eutrofización en el agua del nacimiento	Observación en campo	No informado	
Turbidez	Multiparámetro	Hasta 5 NTU (WHO)	
Conductividad eléctrica del agua	-MSM-9 Multisensor module (Multiparámetro) - CrisoN CM 35	Hasta 2 mS/cm (WHO)	
Color del agua	Observación en campo	No informado	
Olor del agua	Observación en campo	No informado	
Presencia de espumas	Observación en campo	No informado	
Presencia de aceites y grasas	Observación en campo	No informado	
DBO5	Toma de muestra y laboratorio	De acuerdo con Conama N° 357/2005 en Clase I DBO 5 a 20 ° C es hasta 3 mg/L O ₂	
Sólidos totales disueltos	Usando la conductividad eléctrica del agua	De acuerdo con Conama N° 357/2005 en Clase I es 500 mg/L	
Concentración de cloruro (Cl ⁻)	Método Argentométrico	No informado	
Nitratos y Nitrógeno de Amoníaco (NH ₃ -N)	Métodos de destilación de Kjeildahl (nitrógeno amoniacal) y espectrofotometría UV visible (nitratos)	Nitratos: sobre 50 mg/L (OMS) Nitrógeno amoniacal hasta 30 mg/L (OMS)	
Cloruro total	Toma de muestra y laboratorio	Según la Resolución Conama N° 357/2005, en Clase I el límite es 10 mg/L	
Concentración de sulfato en agua	Toma de muestra y laboratorio	Hasta 250 mg/L (WHO)	

Concentración total de fósforo en agua	UV-visible	De acuerdo con Conama N° 357/2005, en clase I el límite es 0,020 mg/L (ambiente léntico)	Análisis fisicoquímico de la calidad del agua
Concentración de bicarbonatos en agua	Titulación ácido-base	Hasta 1 000 mg/L (WHO)	
Concentración de calcio en el agua	Titulación compleja métrica	Hasta 75 mg/L (WHO)	
Concentración de magnesio	Titulación compleja métrica	Hasta 30 mg/L (WHO)	
Concentración de sodio en agua	Fotometría de llama	Hasta 200 mg/L (WHO)	
Concentración de potasio en agua	Fotometría de llama	Hasta 200 mg/L (WHO)	
Salinidad (%) de agua	Multiparámetro	Debe ser inferior al 0,5 % para agua dulce de acuerdo con Conama N° 357/2005. Depende de condiciones geológicas, geomorfológicas, pedológicas, climáticas.	Análisis microbiológico de la calidad del agua
Coliformes totales	Número más probable (MPN)	0 MPN (WHO)	
Salmonela, Escherichia coli, Estreptococos, Protheus, Enterobacterias	Tablero de conteo estándar	0 MPN (WHO)	Evaluación de la cantidad de agua
Estado del nacimiento de agua (presencia de agua en el local)	Observación de campo	No informado	
Caudal del nacimiento del curso de agua	Medidor de caudal em campo	Medido en L/S	Evaluación de los aspectos sociales y culturales de la población alrededor del nacimiento de agua
Presencia de tradiciones culturales e históricas en la población, relacionadas con la fuente de agua	Análisis de relatos históricos, mapas históricos, publicaciones de periódicos, artículos y monografías, documentos estatales oficiales, senderos geomorfológicos, biológicos y ecológicos y entrevistas	No informado	
Uso del agua	Entrevista con usuarios campo, consulta con agencias ambientales	Sujeto a la legislación ambiental vigente	
Presencia de residuos sólidos	Observación en campo	No informado	
Presencia de erosión	Observación en campo	No informado	
Indicios de impactos por la actividad antrópica	Observación en campo	No informado	
Densidad de la vegetación	Cartografía y observación en campo	Garantizar la protección del APP de acuerdo con la legislación vigente	
Cantidad de vegetación nativa en APP	Cartografía y observación en campo	Cuanto mayor es el porcentaje de vegetación nativa, mayor es la conservación del nacimiento de agua	
Proximidad a zonas urbanas	Cartografía y observación en campo	La APP del nacimiento debe respetarse de acuerdo con la legislación vigente	
Proximidad a la red de carreteras	Cartografía y observación en campo	La APP del nacimiento debe respetarse de acuerdo con la legislación vigente	
Quemas y/o supresión de vegetación	Observación en campo	No informado	Evaluación de conservación de nacimientos de agua
Presencia de animales caseros	Observación en campo	No informado	

Señales de ocupación directa del área, alrededor del nacimiento, por parte de indigentes	Observación en campo	No informado	Evaluación de conservación de nacimientos de agua
Presencia de cercado para protección	Observación en campo	La presencia de una cerca permite el aislamiento del APP y funciona como protección	
Uso de agrotóxicos para cultivos próximos al área de nacimientos de agua	Observación en campo	No informado	
Presencia de obras de mejora realizadas alrededor del nacimiento	Observación en campo	No informado	
Iniciativas de programas y proyectos para la conservación y/o recuperación de nacimientos de agua	Campo, revisión bibliográfica, consulta de sitios web y de agencias ambientales	No informado	
Desempeño de la organización de agricultores en proyectos de conservación y/o recuperación de nacimientos de agua	Campo, revisión bibliográfica, consulta de sitios web y de agencias ambientales	No informado	
Evaluación de la asistencia técnica y/o extensión rural en proyectos de conservación y/o recuperación de nacimientos de agua	Campo, revisión bibliográfica, consulta de sitios web y de agencias ambientales	No informado	
Acuerdos de compartición del agua entre los agricultores y control de conflictos sobre el nacimiento	Campo, revisión bibliográfica, consulta de sitios web y de agencias ambientales	No informado	
Dimensión espacial del nacimiento de agua	Observación de campo, análisis cartográfico.	No informado	Caracterización de nacimientos de agua
Altura de la vegetación	Medida directa de campo	No informado	
Cobertura de los árboles	Medida directa de campo	No informado	
Profundidad máxima del nacimiento de agua	Medida directa de campo	No informado	
Orden de los canales de drenaje	Cartografía de la red hídrica	No informado	Caracterización del acuífero
Número de afloramientos de agua en torno del nacimiento	Observación de campo, análisis cartográfico	No informado	
Nivel de agua subterráneo	Análisis piezométrico de campo	No informado	
Número de áreas de recarga alrededor del nacimiento	Cartografía y visita de campo	No informado	Caracterización de las condiciones climáticas del área que rodea el nacimiento de agua
Precipitación media anual	Estaciones pluviométricas existentes y datos históricos	No informado	
Humedad relativa	Estaciones meteorológicas y datos históricos	No informado	
Evapotranspiración potencial de APP	Método Penman-Monteith (FAO)	No informado	

pH del suelo	Análisis de suelo en laboratorio o por dilución de muestra en agua	No informado	Evaluación de las condiciones fisicoquímicas del suelo
Tipo de suelo	Se pueden estudiar diferentes órdenes de suelo mediante la cartografía	Análisis pedológico detallado	
Potencial de infiltración	Pruebas de infiltración o a partir de datos de precipitación, evapotranspiración y coeficientes de flujo	Existen valores de infiltración estándar para algunos tipos de suelo.	
Relieve	Mapeo de pendientes y topografía	El relieve ayuda a definir tipología de nacimientos de agua	
Concentración de fósforo en el suelo	Análisis químico del suelo	No informado	
Porosidad del suelo/ Granulometría	Laboratorio de porosidad	No informado	
Humedad del suelo	Análisis de humedad del suelo	No informado	
Conductividad eléctrica del suelo	Análisis del suelo en laboratorios	No informado	
Materia orgánica del suelo	Combustión Seca (SC – 144DR, LECO Instruments, USA)	No informado	
Concentración de nitrógeno en el suelo	ISSO14891 2002 Standard (ISSO / IDF, 2002) y Kjeldahl. Embrapa (1997)	No informado	
Concentración de magnesio en el suelo	EDTA y espectrofotometría de absorción atómica. Embrapa (1997)	No informado	
Concentración de calcio en el suelo	EDTA y espectrofotometría de absorción atómica. Embrapa (1997)	No informado	
Concentración de aluminio en el suelo	Titulación con hidróxido de sodio después de la extracción de Al por 1 molL ⁻¹ KCl. Embrapa (1997)	No informado	
Concentración de sodio en el suelo	Espectrofotómetro de llama Embrapa (1997)	No informado	
Concentración de potasio en el suelo	Espectrofotómetro de llama Embrapa (1997)	No informado	
Coefficiente de intercambio de cationes	Análisis químico del suelo en laboratorio	No informado	

Fuente: elaboración propia.

Como se muestra en la Tabla 38, se identificaron en la literatura 73 parámetros que miden diferentes condiciones ambientales de los nacimientos de agua. Entre estos se encuentran todos aquellos que conforman el Índice de Calidad del Agua (WQI) y otros igualmente relacionados con la caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua. Sin embargo, la información que este grupo de parámetros proporciona no conlleva a la generación de conclusiones sobre la evaluación integrada y el monitoreo de nacimientos de agua como sistemas ambientales, pues no contemplan todos los factores que interactúan en la dinámica de estos sistemas. Así, se encontró que parámetros como el uso del agua, la presencia de residuos sólidos, la erosión, el tipo de suelo, la densidad de la cobertura vegetal, la proximidad a las zonas urbanas, la presencia de ganado y otros animales, la presencia de tradiciones y/o culturas relacionadas con la existencia de nacimientos de cursos de agua, entre otros, son más adecuados para determinar su estado de conservación de manera integral y práctica, identificando las causas de los impactos mediante el estudio y aplicación de técnicas y/o metodologías que abarcan áreas como la ingeniería ambiental y forestal, la agronomía y la geología, así como ciencias biológicas, ecológicas, sociales y geográficas.

Los parámetros se clasificaron por categorías de acuerdo con el propósito de su uso, aplicación o proposición en cada investigación analizada. La Figura 41 ilustra esta clasificación, mostrando que, a pesar de que el objetivo de la RBS fue seleccionar artículos y documentos con enfoques más amplios, continuó evidenciándose la prevalencia del análisis de calidad del agua. El 31 % de los parámetros identificados se enmarcó en el estudio de contaminantes específicos, su dispersión y sus efectos nocivos, ignorando que en áreas de nacimientos de cursos de agua es mucho más importante medir factores relacionados con las condiciones de la vegetación, la geología, la geomorfología, el uso y la cobertura del suelo, el clima e incluso la dinámica hidrológica. En este sentido, la medición de parámetros fisicoquímicos en nacimientos de agua le da importancia a un enfoque netamente utilitarista de la ciencia, a partir del cual se pueden definir las condiciones de potabilidad para intereses de consumo humano y/o uso agrícola o pecuario.

Otra categoría con alto porcentaje de parámetros encontrados fue la de evaluación de la conservación de nacimientos de cursos de agua, que se enfoca principalmente en las características y condiciones de la vegetación del uso y ocupación del suelo, determinando posibles impactos antrópicos que pueden modificar la dinámica hidrológica, el estado de conservación del ecosistema y la disponibilidad de agua en la cuenca hidrográfica.

Por su parte, la categoría de evaluación fisicoquímica del suelo mostró la existencia de metodologías basadas en análisis integrales que incorporan las condiciones ambientales de los ambientes acuáticos y terrestres. Entre las otras categorías establecidas se encuentran: caracterización de los nacimientos de agua; caracterización de acuíferos; caracterización de las condiciones climáticas; evaluación microbiológica, evaluación de la cantidad de agua; y evaluación de aspectos sociales y culturales de la población. Esta última categoría solamente presentó un parámetro, indicando que, a pesar de ser importante, su análisis puede tornarse complejo y subjetivo, requiriendo de métodos de las ciencias sociales para poder estimar el impacto de las relaciones hombre-agua, las tradiciones y las condiciones culturales en el cuidado y protección de los nacimientos de cursos de este líquido.

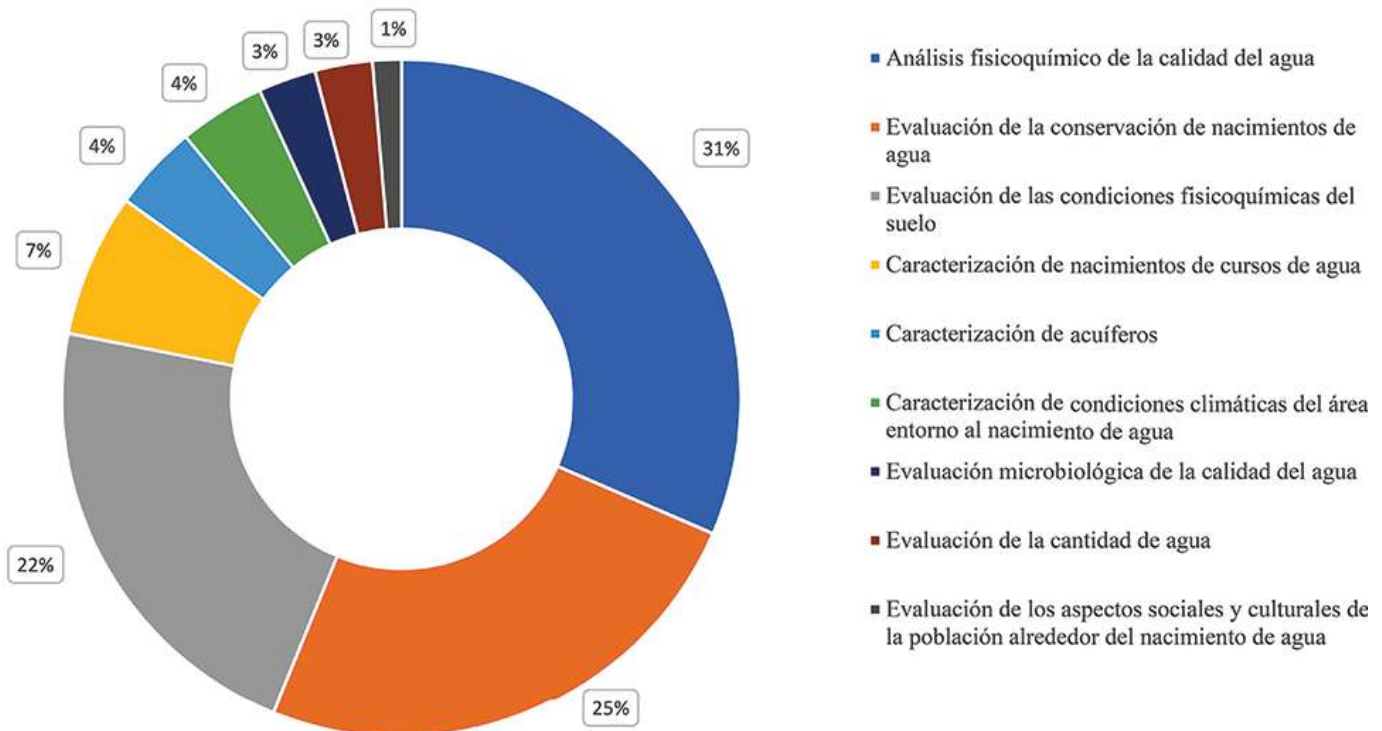


Figura 41. Clasificación de los parámetros por categorías. Fuente: elaboración propia.

11.2.2. Lista de indicadores

La Tabla 39 presenta los indicadores identificados en la literatura para la determinación y el análisis de las condiciones ambientales de primavera, mostrando información como el nombre del indicador, la fuente, la descripción, el estándar de referencia y la categoría en la que se clasificó.

Tabla 39. Lista de indicadores para determinar las condiciones ambientales de los nacimientos de cursos de agua.

Indicadores	Fuente	Método/descripción	Norma de referencia	Categoría
Índice de calidad del agua (ICA)	Mofor, Njoyim y Mvondo-Zé (2017)	Parámetros: nitrógeno total, fósforo total, temperatura, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, sólidos totales, turbidez, pH y coliformes tolerantes a los términos.	Excelente: $90 < ICA \leq 100$; bueno: $70 < ICA \leq 90$; medio: $50 < ICA \leq 70$; malo: $25 < ICA \leq 50$; muy malo: $0 < ICA \leq 25$, o valores de 0 a 1, en las mismas proporciones.	Análisis fisicoquímico de la calidad del agua
SAR: relación de adsorción de sodio	Mofor, Njoyim y Mvondo-Zé (2017)	Determina la calidad del agua para fines agrícolas. Establece una relación matemática entre las concentraciones de sodio, calcio y magnesio en el agua, donde SAR es igual a la concentración de sodio dividida por la raíz cuadrada de la suma de las concentraciones de calcio y magnesio.	Excelente: 0 - 10; bueno: 10-18; medio: 18-26; pobre: > 26.	
Índice EC-Turb para análisis de procesos sedimentarios	Schipperski et al. (2015)	Relaciona los parámetros de turbidez y conductividad eléctrica para el análisis de los procesos de sedimentación de partículas que ocurren en el agua.	<0.5 en el proceso habrá deposición de sedimentos; 0.5 - 1.5 el proceso será directo sin depósito; > 1.5 en el proceso habrá suspensión de sedimento	
Índice de fragmentos de vegetación en el área de entorno del nacimiento (IQF)	Fumagalli, Senes, Ferrario y Toccolini (2017)	$IQF = \frac{A_{\text{patches_buffer}}}{A_{\text{patches_max}}}$ Dónde: A_patches_buffer es la suma de las áreas de fragmentos de vegetación (bosque denso, bosque mixto, bosque de transición) dentro del área de influencia (se recomiendan al menos 100 metros) y A_patches_max: valor máximo posible de A_Patches_Buffer (Área total de influencia).	El índice dará un valor de 0 a 1; cuanto más cerca de 1, la vegetación en el área alrededor de la fuente estará más conservada.	Evaluación de conservación de nacimientos de cursos de agua
Número de corredores ecológicos en el área de entorno del nacimiento (IQCE)	Fumagalli et al. (2017)	$IQCE = \frac{L_{\text{Cor_buffer}}}{L_{\text{Cor_max}}}$ Dónde: L_cor_buffer es la suma de las longitudes del corredor (arbustos, líneas, franjas boscosas) dentro del buffer y L_cor_max es el valor máximo de L_cor_buffer (diámetro del área de entorno).	El índice dará un valor de 0 a 1; cuanto más cercano a 1, mayor será la longitud del corredor.	
Presencia de vegetación (PV)	Fumagalli et al. (2017)	El parámetro simplemente evalúa la presencia o ausencia de vegetación.	Cuando hay vegetación, se da un valor de 1; cuando está ausente, el valor es 0.	
Índice de densidad del hábitat (IDA)	Fumagalli et al. (2017)	$IDA = \frac{(IQF * 2 + IQCE + PV)}{4}$ Donde: IQF es el valor del Índice de cantidad de fragmentos de vegetación en el área que rodea la fuente; IQCE es el valor del Índice de cantidad de corredores ecológicos en el área de entorno del nacimiento y PV es el valor de Presencia de vegetación.	El índice dará un valor de 0 a 1; cuando el valor sea cercano a 1, indicará mejores condiciones de hábitat para la fauna.	

Calidad visual del nacimiento (belleza escénica)	Fumagalli et al. (2017)	Determina la belleza escénica de un área, mediante el análisis de la conservación de la vegetación. Utiliza como método de información la observación y evaluación de la percepción de la población y el uso y cobertura de la tierra para hacer estimaciones.	Analiza la belleza de un paisaje, a partir del supuesto de que las áreas conservadas y con vegetación abundante son hermosas.	Evaluación de conservación de nacimientos de cursos de agua
Abundancia de macroinvertebrados	Sepulveda, Sechrist y Marczak (2014)	Es una métrica que determina el número total de macroinvertebrados presentes en el área. Estos son bioindicadores de calidad ambiental.	Depende del muestreo y las correlaciones estadísticas.	
% EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera)	Sepulveda, Sechrist y Marczak (2014)	Las métricas construidas a partir de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, caracterizan la calidad del cuerpo acuático. Los organismos pertenecientes a las órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) son excelentes indicadores de la condición ambiental de ecosistemas.	Depende del muestreo y las correlaciones estadísticas.	
Índice HB (Índice Biótico de Hilsenhoff)	Sepulveda, Sechrist y Marczak (2014)	Corresponde al valor de tolerancia promedio de los individuos. Se calcula multiplicando el número de individuos de cada taxón por su valor de tolerancia, sumando los productos y dividiendo por el total. Los valores varían de 0 a 10; los altos indican tolerancia a contaminación orgánica.	Depende del muestreo y las correlaciones estadísticas.	
NDVI (Índice de Vegetación por Diferencia Normalizada)	White, Lewis, Green y Gotch (2016); White y Lewis (2011)	El NDVI es un índice desarrollado en SIG, basado en la relación entre mediciones espectrales de 2 bandas: infrarrojo cercano y rojo.	El índice puede variar de -1 a 1. $0 \geq$ ausencia de vegetación o suelo descubiertos. ± 1 vegetación fotosintéticamente activa. $0 <$ presencia de agua.	
VESPA (Estimador de Vulnerabilidad para áreas de Nacimientos)	Banzato, Butera, Revelli y Vigna (2017)	Es un índice que busca determinar el nivel de vulnerabilidad de las áreas de nacimientos de cursos de agua, a través de datos de caudal (flujo), temperatura y conductividad eléctrica. Establece ecuaciones matemáticas que relacionan estos 3 parámetros, dando como resultado un valor ponderado.	El rango del índice es: vulnerabilidad muy alta: $V \geq 10$; alta: $1 < v < 10$; media: $0.1 < v < 1$; baja: $0 < v < 0.1$.	
Índice Macroscópico de Impacto Ambiental (IIAM)	Torres (2016); Machado y Selva (2017); Palivoda y Povaluk (2015); Filizzola, Magalhães Jr y Felipe (2013)	Integra 12 parámetros macroscópicos para estimar el impacto ambiental en las fuentes de agua. Estos son: color del agua; olor; residuos sólidos; materiales flotantes (basura en el agua); espumas y aceites, vertimientos de agua residual; vegetación; uso por humanos; uso por animales; acceso; equipamiento urbano, entre otros.	Las calificaciones otorgadas para cada parámetro varían de 1 a 3. Para determinar el valor del índice, las calificaciones de todos los parámetros se suman y se clasifican de acuerdo con 5 categorías: excelente (31-33), bueno (28-30), regular (25-27), malo (22-24), y pobre (menores de 21).	Evaluación de conservación de nacimientos de cursos de agua
Índice de Impactos Ambientales en Nacimientos de Agua (IAMN)	Torres (2016); Machado y Selva (2017); Palivoda y Povaluk (2015)	Adaptación del IIAM para nacimientos de cursos de agua. Integra la evaluación de 13 parámetros macroscópicos que son: coloración aparente del agua, olor del agua, residuos sólidos, materiales flotantes, espumas y aceites, vertimientos de aguas residuales, vegetación, uso por animales, uso antrópico, protección, presencia de residencias y tipo de área de inserción.	Las calificaciones otorgadas para cada parámetro varían de 1 a 3. Para determinar el valor del índice, las calificaciones de todos los parámetros se suman y se clasifican de acuerdo con 5 categorías: excelente (37-39), bueno (34-36), regular (31-33), malo (28-30), y pobre (menores de 28).	

<p>GPAN (Grado de Priorización de APPs de Nacimientos de Agua)</p>	<p>Moura, Chaves y Campos (2017)</p>	<p>El GPAN determina prioridades de restauración de áreas de nacimientos de agua. Tiene en cuenta la topografía, permeabilidad del suelo, uso y cobertura del mismo, tipos de suelos en la región, geomorfología, factores climáticos, entre otros. El GPAN se define por la siguiente ecuación: $GPAN = TWI * GH * GA$ Donde: -TWI es el valor promedio del índice de humedad del suelo en el Área de Preservación Permanente (APP) del nacimiento de agua. -GH es el grupo hidrológico del suelo predominante en la APP del nacimiento de agua, categorizado de acuerdo con su capacidad de infiltración y rendimiento de escorrentía en cuatro grupos: A, 1; B, 2; C, 3; D, 4; -GA es el grado de antropización (porcentaje de clases de uso antrópico) en la APP del nacimiento de agua.</p>	<p>El resultado se presenta en una herramienta SIG donde se superponen diferentes cartas temáticas. Como resultado se obtiene un mapa de priorización de las áreas de preservación entorno a los nacimientos de agua, para el que se definieron 3 clases diferentes de priorización: alta (A), media (M) y baja (B).</p>	
<p>Índice COP</p>	<p>Naghibi, Pourghasemi y Dixon (2016); Golkarian et al. (2018); Naghibi y Dashtpagerdi (2017)</p>	<p>Evalúa la vulnerabilidad del acuífero según las propiedades físicas del suelo, potencial de infiltración y condiciones climáticas. Para esto, se deben simular algunos escenarios con el fin de determinar cómo afectan estas propiedades a los acuíferos, aumentando o disminuyendo su vulnerabilidad.</p>	<p>La ecuación de ponderación matemática que describe el índice da como resultado valores entre 0 y 15. Cuando el valor del índice está entre 0 y 0,5, la vulnerabilidad es muy alta; de 0,5 a 1, alto; de 1 a 2, moderado; de 2 a 4, bajo; y de 4 a 15, muy bajo.</p>	<p>Caracterización del acuífero</p>
<p>SINTACS</p>	<p>Kapelj, Loborec y Kapelj (2013)</p>	<p>Evalúa la vulnerabilidad de los acuíferos a través de una ecuación matemática que se puede desarrollar utilizando herramientas SIG y que relaciona diferentes capas con información del entorno físico.</p>	<p>Muy bajo: 26-80, bajo: 80-105, promedio: 105-140, alto: 140-186, muy alto: 186-210, extremo: 210-260.</p>	
<p>Huella Hídrica Subterránea (GF) y Huella Hídrica Subterránea Integral (iGF)</p>	<p>Kourgialas, Karatzas, Dokou y Kokorogianis (2018)</p>	<p>La huella hídrica subterránea puede entenderse como el equilibrio entre las salidas y las entradas de agua subterránea. Se estima mediante la siguiente ecuación: $GF = \frac{A * C}{R - E}$ Donde: C es extracción anual promedio de agua subterránea en el área de interés; R es tasa de recarga. R es el flujo de agua en el área natural a largo plazo en el sistema acuífero: R1, recarga de lluvia y R2 recarga de riego. Estas se pueden estimar utilizando métodos de flujo de agua subterránea, pruebas de detección, métodos geoquímicos o modelos; E es el flujo ambiental que corresponde a la cantidad de agua subterránea que contribuye al flujo de agua superficial. La huella de agua subterránea integrada incorpora la calidad del agua en el GF. Se define por la siguiente ecuación: $iGF = GF * (1 + n \left[(CF_1) \frac{A_1}{A} + (CF_2) \frac{A_2}{A} + \dots + (CF_n) \frac{A_n}{A} \right])$ Donde: n es el número de contaminantes en el sistema; CF (1...n) es el factor de contaminación por contaminante (j), con j=1,..., n para el sistema acuífero. Si la concentración de un contaminante específico (j) está por encima de cierto límite (definido por la OMS), entonces CFj se considera igual a 1 (activo), de lo contrario cero (inactivo); A (1...n) es el grado de contaminación, en términos de área (m²), donde la concentración de contaminante (j) está por encima del umbral definido.</p>	<p>Se evalúa a partir de una relación entre la Huella de agua subterránea y la Huella de agua subterránea integral. Si $\frac{GF \text{ ou } iGF}{A} > 1$ el consumo de agua de este acuífero no es sostenible o existe evidencia de contaminación. Si $\frac{GF \text{ ou } iGF}{A} = 1$ el estrés hídrico del acuífero es significativo o la contaminación del acuífero es significativa. Si $\frac{GF \text{ ou } iGF}{A} < 1$ Las reservas de agua subterránea se utilizan de manera sostenible y/o son de buena calidad.</p>	<p>Caracterización del acuífero</p>

Fuente: elaboración propia.

Como se mostró en la Tabla 39, se identificaron 19 índices y/o indicadores en la literatura, los cuales son utilizados para la determinación y el análisis de las condiciones ambientales de nacimientos de cursos de agua. Entre estos se encontró el IQA y el VESPA para la evaluación de la calidad del agua y la vulnerabilidad hacia la contaminación, el NDVI e IQF para la evaluación de la vegetación, y la IAMN para la evaluación de los impactos ambientales. A pesar de que estos índices permiten la realización de evaluaciones más completas de los nacimientos de agua y sus áreas de entorno, todavía se consideran superficiales y en algunos casos subjetivos, ya que no admiten sacar conclusiones sobre su estado de conservación de manera integral.

Los índices de calidad del agua integran parámetros fisicoquímicos y/o microbiológicos convencionales en una ponderación matemática que considera diferentes pesos de relevancia, pero no tienen en cuenta la posibilidad de que estas condiciones estén influenciadas por las mismas características del entorno físico, sin representar impactos o degradación. Por otro lado, el NDVI evalúa la densidad de vegetación y la cobertura por medio de imágenes satelitales, lo que podría generar datos equívocos en regiones de vegetación arbustiva, rocosa o de campo, que naturalmente es escasa y abierta. Finalmente, el IAMN se basa en parámetros macroscópicos que evalúan diferentes aspectos ambientales involucrados en la conservación del nacimiento de agua; no obstante, la metodología carece de rigor científico, por lo tanto, los resultados son superficiales y genéricos. Aquello impide su uso como herramienta para la toma de decisiones.

Los índices e indicadores planteados se clasificaron por categorías, como se muestra en la Figura 42. Se puede observar que la mayoría de los indicadores están relacionados con la evaluación de la conservación de las áreas en torno a los nacimiento de agua, a través de los cuales se analizan las condiciones de vegetación del Área de Preservación Permanente (APP), los impactos y presiones ambientales, tanto del uso de la tierra como de la ocupación alrededor del nacimiento, así como los impactos directos de origen antrópico, y las condiciones para el mantenimiento de la biodiversidad en estas regiones.

Algunos factores que influyen ampliamente las condiciones ambientales de los nacimientos de cursos de agua y subsidian los procesos de evaluación integral son: el tipo de acuífero, las características del agua subterránea, e incluso las condiciones geológicas, geomorfológicas y pedológicas del entorno físico, tanto del área de recarga como del afloramiento. En este sentido, se identificaron algunos indicadores que determinan la vulnerabilidad del acuífero y las relaciones entre la recarga y la extracción para el uso del agua subterránea. Estos indicadores, aunque necesarios, se tornan complicados para su aplicación, principalmente debido a la necesidad de información ausente y la complejidad y altos costos que genera su levantamiento (Golkarian et al., 2018).

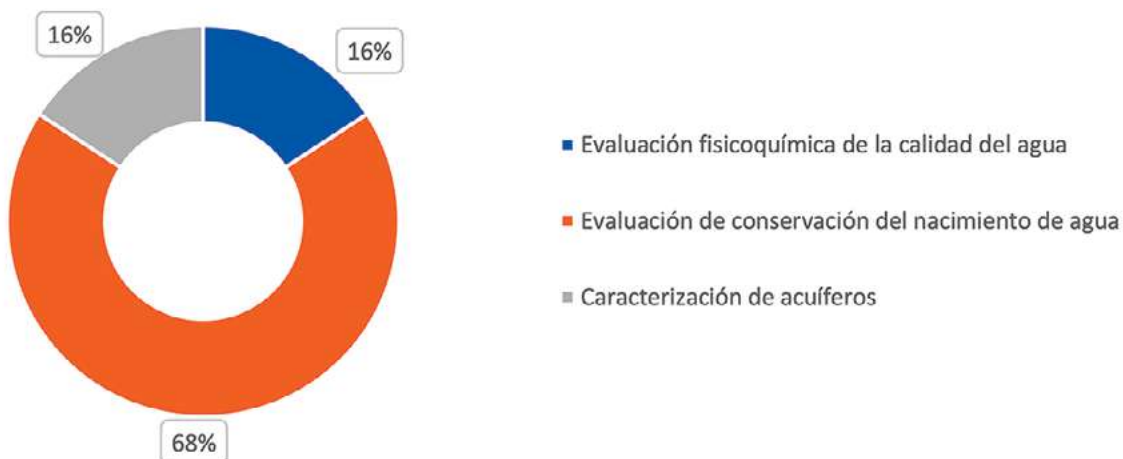


Figura 42. Clasificación de los indicadores por categorías. Fuente: elaboración propia.

Las listas de parámetros e indicadores presentados anteriormente constituyen un aporte importante para el desarrollo de nuevas investigaciones sobre este tema. El resultado muestra a la comunidad científica un conjunto de variables medibles y cuantificables que pueden subsidiar la evaluación y el monitoreo de nacimientos de cursos de agua, cuyo método es científicamente riguroso y con experiencias exitosas de aplicación. Sin embargo, la principal contribución de esta identificación de parámetros e indicadores viene dada por los resultados de la categorización, que muestran la dirección actual de las investigaciones y los principales enfoques que están siendo trabajados. Este capítulo de libro se constituye como un punto de partida para fomentar la innovación científica en esta área, principalmente porque se discute la importancia de desarrollar nuevos instrumentos para evaluar integralmente el estado de conservación de los nacimientos de cursos de agua, objetivando la gestión adecuada de los recursos hídricos y el ordenamiento de cuencas hidrográficas.

11.2.3. Lista de herramientas

Teniendo en cuenta que para alcanzar el paradigma de la *gestión integral de los recursos hídricos* es necesario utilizar herramientas que contribuyan a su organización e implementación (Cerezini 2018), se plantearon 9 herramientas para apoyar los procesos de evaluación, monitoreo, conservación, gestión y uso de nacimiento de agua. Entre las herramientas se encuentran: metodologías de generación cartográfica, protocolos, aplicaciones de *smartphone*, planes, programas educativos e instrumentos económicos (Tabla 40).

Tabla 40. Ficha descriptiva de las herramientas identificadas.

Herramienta 1: Sistemas de información geográfica para determinación del uso y cobertura de la tierra alrededor del nacimiento de agua	
Tipo	Metodología cartográfica.
Foco	Evaluación de los impactos del uso y ocupación de la tierra.
Descripción/objetivo	Evaluar los cambios en el uso y la ocupación de la tierra en las áreas en torno a los nacimientos de cursos de agua, para identificar posibles conflictos de uso que ocasionen impactos ambientales de origen antrópico o natural.
Fuentes	Eller y Katz (2017); Fumagalli et al. (2017); Golkarian et al. (2018); Karami, Bagheri y Rahimi (2016); Menció, Roura y Mas-Pla (2011); Naghibi y Dashtpajardi (2017); Naghibi, Pourghasemi y Dixon (2016); Pinto, Barbosa, Molina y Espírito-Santo (2011); Pourtaghi y Pourghasemi (2014); Sappa, Ferranti y Luciani (2016); Zhao, Zeng, Liu y Wang (2010).
Herramienta 2: Protocolo de evaluación rápida de cuerpos de agua adaptado a las áreas de veredas (Palm swamp)	
Tipo	Protocolo
Foco	Evaluación del estado de conservación y estructura ecológica de nacimientos de agua
Descripción/objetivo	Realizar diagnósticos ambientales en ecosistemas acuáticos. Los Protocolos de Evaluación Rápida (PAR) establecen procedimientos adaptados a la evaluación rápida, cualitativa y semicuantitativa de un conjunto de variables que representan los principales componentes y factores para la determinación de procesos ecológicos y funciones ecosistémicas de ambientes hídricos.
Fuente	Guimarães, Rodrigues y Malafaia (2017).
Herramienta 3: Protocolo para detectar nacimientos de agua activos e inactivos	
Tipo	Protocolo

Foco	Determinación del estado de actividad de nacimientos de agua.
Descripción/ objetivo	Los nacimientos de agua activos son relativamente fáciles de ubicar a partir de información como: drenaje superficial, infiltración, características geomorfológicas, vegetación típica de estas zonas, entre otras. Considerando la importancia cultural, espiritual, biológica e hidrobiológica de estas fuentes para las comunidades y su desarrollo, se estableció un protocolo para ayudar en la identificación de nacimientos de agua activos e inactivos basados en información de relatos históricos, mapas históricos, publicaciones en periódicos y revistas, artículos y monografías, documentos oficiales del Estado, búsqueda de artefactos de la cultura europea y aborígen, características geomorfológicas y especies de plantas antiguas.
Fuente	Fensham et al. (2016).
Herramienta 4: Aplicación para <i>smartphone</i> Agua para o futuro	
Tipo	Aplicación de <i>smartphone</i> .
Foco	Difusión y comunicación de información sobre nacimientos de agua.
Descripción/ objetivo	La aplicación presenta un mapa de nacimientos de agua en un <i>basemap</i> de imágenes satelitales de alta resolución. El mapa está disponible para la población y presenta información relacionada con la conservación y localización de los nacimientos de agua. El instrumento tecnológico permite al usuario interactuar alimentando el sistema. De esta forma, el usuario puede registrar nuevos nacimientos del líquido, subir fotos, agregar nuevas funciones o actualizar las que previamente informaron otros usuarios.
Fuente	Instituto Ação Verde, Ministerio Público do Estado de Mato Grosso y UFMT (2018).
Herramienta 5: Aplicación para <i>smartphone</i> del Programa Plantadores de Ríos de Brasil	
Tipo	Aplicación para <i>smartphone</i>
Foco	Difusión y comunicación de información sobre nacimientos de agua
Descripción/ objetivo	La aplicación permite identificar nacimientos de agua ubicados dentro de un radio de 50 km, de acuerdo con la localización geográfica del usuario. El procedimiento comienza con la elección de la ubicación y el contacto con el propietario de la propiedad rural. Posteriormente, comienza un intercambio de información a través del chat de la aplicación. La herramienta tecnológica tiene la opción de evaluar a los colaboradores, formando un ranking de propietarios rurales, proveedores de servicios y patrocinadores con más acciones desarrolladas para la conservación de nacimientos de agua. Toda la información compartida está protegida y restringida, aclarando que la inversión de un colaborador en la recuperación de un área, no genera ningún derecho sobre la tenencia de esta.
Fuente	Serviço Florestal Brasileiro y UFLA (2017).
Herramienta 6: Aplicación para <i>smartphone</i> Olhos de agua	
Tipo	Aplicación para <i>Smartphone</i>
Foco	Difusión y comunicación de información sobre nacimientos de agua
Descripción/ objetivo	La aplicación fue desarrollada como una herramienta de monitoreo de nacimientos de agua en el municipio de Divinópolis (MG) en Brasil. El software permite informar, a través de fotos, el registro de información del estado de conservación y los impactos evidentes de nacimientos de agua contaminados o en riesgo de contaminación. En teoría, esta información se envía a una base de datos de la Asociación Nascentes Bela Vista (ANBV), que es una ONG socioambiental de este municipio que apoyó el desarrollo de la aplicación. Después del análisis, las quejas se envían rápidamente a los organismos responsables de resolver estas situaciones.

Fuente	UEMG y ANBV (2016)
Herramienta 7: Plan de preservación y recuperación para los nacimientos del río San Francisco	
Tipo	Plano
Foco	Difusión y comunicación de información sobre nacimientos de agua.
Descripción/ objetivo	El plan de nacimientos del río San Francisco representa una propuesta dirigida a la preservación y recuperación hidroambiental de la cuenca, y contempla las intervenciones necesarias para la recomposición vegetal de las áreas de preservación permanente, la conservación de las zonas de recarga de acuíferos y la promoción de sostenibilidad en el uso del agua rural, enfocándose en la protección, preservación y recuperación de nacimientos. Esta acción está prevista en el componente de “Protección y recuperación hidroambiental” del <i>Plan decenal de recursos hídricos de la cuenca del río San Francisco</i> , preparado en 2004 por el Comité de esta cuenca (CBHSF) con el apoyo y la participación de la Agencia Nacional del Agua (ANA), el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM), el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (Pnuma) y la Organización de los Estados Americanos (OEA). Este proyecto consolidó una propuesta estratégica para la implementación, compuesta por intervenciones secuenciales y concatenadas, oportunas y continuas, a corto, mediano y largo plazo para la conservación y recuperación de nacimientos de cursos de agua.
Fuente	Codevasf (2016)
Herramienta 8: Pago por servicios ambientales aplicados a nacimientos de cursos de agua	
Tipo	Instrumento económico.
Foco	Incentivo económico para la protección del medio ambiente.
Descripción/ objetivo	El propósito de este instrumento es promover la delimitación, demarcación y restauración de la vegetación ribereña y de otros tipos de fragmentos de bosque. De esta manera, propone el pago por servicios ambientales (PSA) a los propietarios rurales conservacionistas, ofreciendo incentivos económicos a las acciones voluntarias de conservación, reducción de la deforestación y protección del medio ambiente.
Fuente	Feron y Taveira (2017); Ikematsu et al. (2016); Marta, Medes y Farias (2015).
Herramienta 9: Educación ambiental para la protección y conservación de nacimientos de cursos de agua	
Tipo	Instrumento educativo.
Foco	Sensibilización y educación ambiental.
Descripción/ objetivo	La educación ambiental es una herramienta importante para generar cambios en la cultura del cuidado del medio ambiente en niños, jóvenes y ancianos, creando conciencia sobre la importancia de preservar y conservar, así como objetivando que ese conocimiento adquirido pueda transmitirse a las generaciones futuras. Teniendo en cuenta la importancia de los nacimientos de cursos de agua para el mantenimiento del ciclo hidrológico y, en consecuencia, para la vida en todas sus formas, se hace necesario enseñar y desarrollar proyectos de educación y conciencia ambiental de la comunidad escolar, con el fin de crear una cultura sobre la importancia de la conservación y preservación de los nacimientos de agua, tanto urbanos como rurales.
Fuente	Cramer, Corazza, Baccega y Da Cruz (2018); Teixeira y Alves (2015).

Fuente: elaboración propia.

Las 9 herramientas presentadas en la Tabla 40 constituyen mecanismos, técnicas o metodologías que permiten, desde diferentes enfoques, la determinación de las condiciones ambientales de los nacimientos de agua. Entre estas se destaca la cartografía de uso y cobertura de la tierra, elaborada con Sistemas de Información Geográfica (SIG) como la herramienta más frecuente entre los artículos investigados. Se ha demostrado que los SIG son herramientas útiles y eficientes para estudios ambientales, ya que permiten análisis completos, integrando y correlacionando, mediante distintos métodos, las variables que influyen en una condición dada. Aquello facilita la evaluación de impactos y presiones ambientales, así como la definición de sus causas y la proposición de acciones y estrategias de mitigación.

Otras herramientas soportadas en los SIG fueron las 3 aplicaciones para *smartphone*: *Agua para o futuro*, *Plantadores de ríos* y *Olhos d'água*, que son herramientas interactivas para el registro, almacenamiento y divulgación de datos sobre conservación y caracterización de nacimientos de agua, los cuales pueden ser utilizados por las diferentes agencias de control ambiental y por la población en general. Estas aplicaciones utilizan una interfaz amigable y simple, soportada en imágenes satelitales como mapa base. Además, ofrecen mecanismos de interacción que también fomentan la educación y sensibilización ambiental, tales como la adopción de nacimientos de agua por parte de agricultores o personas interesadas en desarrollar acciones para su conservación y protección.

El Protocolo de Evaluación Rápida (PAR), adaptado para áreas de veredas (*Palm swamp*) y el Protocolo para la Detección de Nacimientos de Agua Activos e Inactivos, son otras de las herramientas identificadas en la literatura estudiada. Los PAR se basan en el análisis de parámetros macroscópicos similares al Índice de Impacto Ambiental de Nacimientos de Agua (Tabla 40), siendo, en este caso, aplicable a áreas de *veredas* (*Palm Swamp*) que son un tipo de formación vegetal del bioma cerrado brasileño, el cual se presenta en bosques de galerías, establecidos a lo largo de fuentes de agua o áreas húmedas. Allí se presentan suelos hidromórficos y especies vegetales como Moriche (*Mauritia flexuosa*) y vegetación arbustiva y campestre. A pesar de ser herramientas para análisis genéricos, los PAR pueden adaptarse fácilmente a diferentes situaciones y tipos de ambientes acuáticos, manteniendo el mismo enfoque y metodología tanto de evaluación como de ponderación.

El Protocolo para la Detección de Nacimientos de Agua Activos e Inactivos posee un enfoque direccionado a estudios de desarrollo social, formando parte del análisis de las tradiciones de una comunidad con el fin de establecer posibles relaciones con el agua y, específicamente, con las áreas de nacimiento del líquido, tanto activas, como aquellas que estuvieron activas en el pasado y han sido suprimidas y/o degradadas por condiciones antrópicas o naturales. Los autores indican que es posible determinar la evidencia de la existencia (actual o pasada) de nacimientos de agua, analizando los aspectos culturales y espirituales de la comunidad, por lo que el protocolo se basa en información de relatos históricos, mapas históricos, publicaciones en periódicos y revistas, artículos y monografías, documentos oficiales del Estado, búsqueda de artefactos, pistas geomorfológicas, estudio de especies de plantas, entre otros datos que puedan proporcionar información relevante (Fensham et al., 2016).

Por último, los planes de nacimientos de agua, el pago por servicios ambientales (PSA) y la educación ambiental, también se consideraron herramientas que facilitan el desarrollo de acciones para la protección, conservación y/o recuperación de nacimientos de agua, apoyando el proceso de toma de decisiones para la gestión integrada de los recursos hídricos y el ordenamiento de cuencas hidrográficas.

11.3. Consideraciones finales

La presente investigación permitió la identificación de parámetros utilizados en procesos de evaluación y monitoreo para determinar las condiciones ambientales de nacimientos de cursos de agua. En total se encontraron 73 parámetros que fueron clasificados en diferentes categorías, de acuerdo con la información que permiten analizar. La categoría predominante fue la evaluación fisicoquímica de la calidad del agua, cuya importancia es ampliamente conocida en esta área, debido a la interconexión con los acuíferos donde los nacimientos de este líquido actúan como puntos de observación de la calidad del agua subterránea. Sin embargo, esta investigación trata de la necesidad de optimizar los estudios, abarcando de manera integral los procesos de evaluación y monitoreo de las condiciones ambientales de nacimientos hídricos. En este sentido, un resultado importante del trabajo fue la obtención de parámetros que evalúan las condiciones de la vegetación presente en el área de entorno de los nacimientos de agua y del ecosistema en general, así como las características físicas y químicas del suelo y de los acuíferos, las condiciones geológicas y geomorfológicas, las condiciones climáticas de la región y aspectos sociales y culturales de la población que habita e interactúa con estas fuentes hídricas.

Así mismo, se realizó la identificación, descripción y síntesis del método de aplicación u operación de 19 indicadores e índices y 9 herramientas relacionadas con la determinación de condiciones ambientales de nacimientos de cursos de agua. Aunque los indicadores también actúan como un tipo de herramienta, se decidió diferenciarlos definiendo el término *herramientas* como las metodologías, técnicas e instrumentos de diferentes tipologías que permiten un análisis más completo e integrado de distintos aspectos, el cual puede ser cualitativo o cuantitativo. Por otra parte, los *indicadores* se definieron como relaciones entre variables que contribuyen al análisis cuantitativo de aspectos más específicos sobre nacimientos de cursos de agua.

La mayoría de los indicadores identificados pertenecen a la categoría de evaluación de conservación de nacimientos de cursos de agua, que busca el análisis de las condiciones y características de la vegetación y de la biodiversidad en el área de entorno, así como la determinación general de los impactos ambientales causados como resultado de conflictos de uso y ocupación del suelo. No obstante, estos indicadores funcionan en el caso específico de nacimientos de agua ubicados en biomas forestales y necesitan ser reemplazados cuando la vegetación dominante es rastrera o campestre.

Una de las ventajas de las herramientas identificadas es que cumplen con objetivos específicos de la evaluación de nacimientos de agua, pero también pueden interrelacionarse e integrarse para aplicarse de manera conjunta, transversal e interdisciplinaria, lo que lleva a una comprensión de todos los factores involucrados en cada escenario analizado y contribuye con el proceso de toma de decisiones. La cartografía de uso y cobertura de la tierra en el área en torno al nacimiento de agua, es una herramienta utilizada por profesionales de diversas disciplinas para apoyar el ordenamiento de cuencas hidrográficas. Sin embargo, la elaboración de mapas de áreas pequeñas está condicionada a la disponibilidad de información y a la escala de detalle. Este hecho aún permanece como un desafío del uso de los SIG para estudios de nacimientos de agua. De la misma manera, los Protocolos de Evaluación Rápida buscan valorar las condiciones hidrológicas y ambientales, y han sido adaptados para diferentes tipologías de fuentes hídricas, entre las cuales se encuentran los nacimientos de agua. No obstante, los parámetros que los constituyen se basan en evaluaciones macroscópicas que se tornan subjetivas.

Por otro lado, las aplicaciones de *smartphone* se integran al uso de tecnologías de información enfocadas en las ciencias ambientales, siendo útiles, eficientes y factibles para la difusión y comunicación sobre las condiciones y características ambientales de los nacimientos de cursos de agua. Una de las principales ventajas de

este tipo de herramientas interactivas, es que su uso contribuye también con la educación y sensibilización sobre este tema. Pese a ello, se hace necesaria una mayor difusión de la existencia de estos instrumentos tecnológicos, con el propósito que puedan ser utilizados, cumpliendo con su función. Los planes, los instrumentos económicos y la educación ambiental también se consideraron herramientas de apoyo a los procesos de gestión y planificación de los recursos hídricos, a través de las cuales se pueden definir acciones y proyectos que contribuyan al mejoramiento de las condiciones ambientales de los nacimientos de agua.

Finalmente, esta investigación permitió identificar parámetros, indicadores y herramientas propuestos en artículos científicos, cuya propuesta se realizó de forma rigurosa y su utilización demostró la obtención de resultados satisfactorios, en diferentes casos, a nivel global y nacional, motivando a su uso, adaptación o modificación para determinar las condiciones ambientales de nacimientos de cursos de agua y definir estrategias para su conservación y protección. Sin embargo, es necesario dar continuidad a investigaciones sobre esta temática, puesto que se evidenció la inexistencia de indicadores y/o herramientas con objetivos prácticos y eficientes que integren a los procesos de evaluación y monitoreo todos los aspectos y factores involucrados en el sistema ambiental que conforma un nacimiento de agua. Por ello, este capítulo se constituye como una base para la elaboración de un Protocolo de Evaluación y Monitoreo Integrado de Nacimientos de Cursos de Agua, resultado que hace parte de la tesis de Maestría titulada *Evaluación de las condiciones ambientales de los nacimientos de cursos de agua: herramienta de subsidio para la gestión de los recursos hídricos y el ordenamiento de cuencas hidrográficas*.⁵¹

Como citar este capítulo:

Rosso Pinto, M., Yuri Hanai, F., de Sousa Dias, R., & Pérez Peñate, A., Identificación y descripción de parámetros, indicadores y herramientas utilizados en la evaluación y monitoreo de nacimientos de cursos de agua En: Mejía Ávila, D., Soto Barrera, V. & Torres Bejarano, F., (Eds.), *Investigación para la Sostenibilidad Ambiental. Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental – RISA* (pp 179-201). 1ª ed. [online] Montería: Universidad de Córdoba, p.226. Disponible en: <<http://www.uniboyaca.edu.co/group/213>> [Consultado dd - mes - año].

51. Este trabajo es desarrollado por los autores de este texto en el Programa de Posgrado en Ciencias Ambientales de la Universidad Federal de São Carlos (Brasil), y consiste en una herramienta para la determinación del estado de conservación de los nacimientos de cursos de agua. Dicho instrumento incorpora parámetros e indicadores previamente validados por un panel de expertos, teniendo en cuenta los distintos elementos que hacen parte de los sistemas ambientales complejos y dinámicos que forman los nacimientos hídricos.

Referencias citadas

- Banzato, C., Butera, I., Revelli, R., y Vigna, B. (2017). Reliability of the VESPA index in identifying spring vulnerability level. *Journal of Hydrologic Engineering*, 22 (6), 04017008. Doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001498](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001498)
- Böhlke, J. K. 2002. Groundwater recharge and agricultural contamination. *Hydrogeology Journal*, 10 (1), 153-179.
- Bohrer, R. E., De Castro, M., Sippert, L., Bisognin, R., y De Souza, E. L. (2015). Estudo e implantação de projeto de monitoramento de vazão das principais nascentes do lajeado Erval Novo. *Revista Monografias Ambientais*, 14 (s.n.), 112-116.
- Cerezini, M. T. (2018). *Gestão integrada e sustentável da água em bacias hidrográficas: ferramentas, desafios e diretrizes* (Tesis de Doctorado). Universidad Federal de São Carlos, Brasil.
- Codevasf—Compañía de Desarrollo de los Valles de Sao Francisco y Parnaíba—. (2016). *Plano nascentes São Francisco: plano de preservação e recuperação de nascentes da bacia do rio São Francisco*. Brasilia, Brasil: IABS Editora.
- Conti, C. N., Hanai, F. Y., y Menezes, D. B. (2014). *Dinâmica de supressão de nascentes: análise em microbacias urbanas de São Carlos*. Ponencia presentada en la X Semana de Estudios de Ingeniería Ambiental. Evento organizado por la Universidad Estatal Paulista, Río Claro, Brasil.
- Costa, M. P., y Muanis, M. I. (2012). *Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil 2012*. Brasil, Brasilia: Banco Interamericano de Desenvolvimento.
- Cramer, M. T., Corazza, R., Baccega, I., y Da Cruz, R. (2018). Rios e nascentes do município de Coxilha-Rio Grande Do Sul: utilização de mapas e jogos como ferramentas para a educação ambiental. *Revista Compartilhar-Reitoria*, 2 (1), 60-62.
- Eller, K. T., y Katz, B. G. (2017). Nitrogen source inventory and loading tool: An integrated approach toward restoration of water-quality impaired karst springs. *Journal of Environmental Management*, 196 (s.n.), 702-709.
- Fensham, R. J., Silcock, J. L., Powell, O., y Habermehl, M. A. (2016). In search of lost springs: A protocol for locating active and inactive springs. *Groundwater*, 54 (3), 374-383.
- Feron, G., y Taveira, A. D. (2017). Pagamento por serviços ambientais: aspectos federais e do estado do Paraná. *Revista Unifamma*, 16 (1). Recuperado de <http://revista.famma.br/unifamma/index.php/index/search/search>
- Filizzola, B. R., Magalhães Jr, A. P., y Felipe, M. F. (2013). *Proposta metodológica para desenvolvimento do índice de risco à poluição das águas de nascentes*. Ponencia presentada en el XX Simposio Brasileño de Recursos Hídricos. Evento realizado por la Asociación Brasileña de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves, Brasil.
- Fumagalli, N., Senes, G., Ferrario, P. S., y Toccolini, A. (2017). A minimum indicator set for assessing fontanili (Lowland Springs) of the Lombardy Region in Italy. *European Countryside*, 9 (1), 1-16.
- Golkarian, A., Naghibi, S. A., Kalantar, B., y Pradhan, B. (2018). Groundwater potential mapping using C5. 0, random forest, and multivariate adaptive regression spline models in GIS. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190 (3), 149. Doi: 10.1007/s10661-018-6507-8
- Guimarães, A., Rodrigues, A. S., y Malafaia, G. (2017). Adapting a rapid assessment protocol to environmentally assess palm swamp (veredas) springs in the Cerrado Biome, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189 (11), 592. Doi: 10.1007/s10661-017-6299-2

- Guimarães, A., y Mendes, I. (2015). Protocolo de avaliação rápida para nascentes de cursos d'água: a relação urbano-rural no contexto ambiente e sociedade. En A. Freitas, M.H. De Paula, P.H. Ribeiro y J. L. Bernardo (Eds.), *Estudos interdisciplinares em ciências ambientais, território e movimentos sociais* (pp. 147-159). Sao Paulo, Brasil: Edgard Blücher.
- Ikematsu, P., Franqueiro, N., Dos Santos, T. L., Faccini, L. G., Terrell, D., Cavani, A. C. M., y Longo, M. H. (2016). *Aspectos técnicos para priorização de recursos em recuperação e conservação de nascentes*. Ponencia presentada en el XIX Congreso Brasileño de Aguas Subterráneas. Evento organizado por la Asociación Brasileña de Aguas Subterráneas, Campinas, Brasil.
- Instituto Ação Verde, Ministerio Públido do Estado de Mato Grosso y UFMT. (2018). Água para o futuro. Recuperado de <https://aguaparaofuturo.mpmt.mp.br>
- Kapelj, S., Loborec, J., y Kapelj, J. (2013). Assessment of aquifer intrinsic vulnerability by the sintacs method. *Geologia Croatica*, 66 (2), 119-128.
- Karami, G. H., Bagheri, R., y Rahimi, F. (2016). Determining the groundwater potential recharge zone y karst springs catchment area: Saldoran Region, Western Iran. *Hydrogeology Journal*, 24 (8), 1981-1992.
- Katz, B. G., Griffin, D. W., y Davis, J. H. (2009). Groundwater quality impacts from the land application of treated municipal wastewater in a large karstic spring basin: Chemical and microbiological indicators. *Science of the Total Environment*, 407 (8), 2872-2886.
- Kourgialas, N. N., Karatzas, G. P., Dokou, Z., y Kokorogiannis, A. (2018). Groundwater footprint methodology as policy tool for balancing water needs (agriculture & tourism) in Water Scarce Islands-The case of Crete, Greece. *Science of the Total Environment*, 615 (s.n.), 381-389.
- Lima, T. C., y Miotto, R. C. (2007). Procedimentos metodológicos na construção do conhecimento científico: A pesquisa bibliográfica. *Revista Katálysis*, 10 (s.n.), 37-45. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1414-49802007000300004>
- Machado, L. C., y Selva, V. S. (2017). Avaliação do potencial de conservação de nascentes na zona da mata pernambucana. *Revista Geama*, 4 (1), 39-48.
- Marta, J., Medes, R., y Farias, A. (2015). *Recuperação de nascentes e pagamentos por serviços ambientais-reflexões ambientais e normativas*. Ponencia presentada en el XXI Simposio Brasileño de Recursos Hídricos. Evento organizado por la Asociación Brasileña de Recursos Hídricos, Brasilia, Brasil.
- Menció, D., Roura, A. M., y Mas-Pla, J. (2011). Analysis of vulnerability factors that control nitrate occurrence in natural springs (Osona Region, NE Spain). *Science of the Total Environment*, 409 (16), 3049-3058.
- Mofor, N. A., Njoyim, E. B., y Mvondo-Zé, A. D. (2017). Quality assessment of some springs in the awing community, Northwest Cameroon, and their health implications. *Journal of Chemistry*, 2017 (s.n.), 2-11. Doi: <https://doi.org/10.1155/2017/3546163>
- Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., Altman, D., y Group, P. (2009). Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: The prisma statement. *PLoS Medicine*, 6 (7), e1000097. Doi: 10.1371/journal.pmed.1000097
- Moura, C. O., Chaves, H. M., y Campos, J. (2017). *Grau de priorização das apps de nascentes na bacia do ribeirão pipiripau-DF*. Ponencia presentada en el V Seminario Estadual de Águas e Floresta. Evento realizado por la Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade, Belém, Brasil.
- Naghibi, S. A., Pourghasemi, H. R., y Dixon, B. (2016). GIS-Based groundwater potential mapping using boosted regression tree, classification and regression tree, and random forest machine learning models in Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188 (1), 2-28.
- Naghibi, S. A., y Dashtpajardi, M. M. (2017). Evaluation of four supervised learning methods for groundwater spring potential mapping in Khalkhal Region (Iran), using GIS-Based features. *Hydrogeology*

Journal, 25 (1), 169-189.

- Palivoda, A., y Povaluk, M. (2015). Avaliação do estado de conservação de nascentes localizadas em áreas rurais do município de Itaiópolis, SC. *Saúde & Meio Ambiente*, 4 (1), 17-31.
- Pinto, C., Barbosa A.M., Molina, J. A., y Espírito-Santo, M. D. (2011). Biotic and abiotic parameters that distinguish types of temporary ponds in a Portuguese Mediterranean ecosystem. *Ecological Indicators*, 11 (6), 1658-1663.
- Pourtaghi, Z. S., y Pourghasemi, H. R. (2014). GIS-Based groundwater spring potential assessment and mapping in the birjand township, Southern Khorasan Province, Iran. *Hydrogeology Journal*, 22 (3), 643-662.
- Rother, E. T. (2007). Revisão sistemática x revisão narrativa. *Acta Paulista de Enfermagem*, 20 (2), 5-6.
- Sappa, G., Ferranti, F., y Luciani, G. (2016). *Vulnerability assessment of karst aquifer feeding pertuso spring (Central Italy): Comparison between different applications of COP method*. Ponencia presentada en la Asamblea General de la Unión Europea de Geociencias (EGU, por sus iniciales en inglés). Viena, Austria.
- Schipperski, F., Zirlwagen, J., Hillebrand, O., Nödler, K., Licha, T., y Scheytt, T. (2015). Relationship between organic micropollutants and hydro-sedimentary processes at a karst spring in South-West Germany. *Science of the Total Environment*, 532 (s.n.), 360-367.
- Sepulveda, A. J., Sechrist, J., y Marczak, L. B. (2014). Testing ecological tradeoffs of a new tool for removing fine sediment in a spring-fed stream. *Ecological Restoration*, 32 (1), 68-77.
- Serviço Florestal Brasileiro. (2017). Plantadores de rios. Recuperado de <http://www.car.gov.br/plantadores-rios/>
- Silva, J., Valle, R. J., Cunha, C., Fonseca, V., Santos, A., Veloso, I.,... y Ribeiro, K. (2015). *Classificação de nascentes urbanas através de protocolo de avaliação rápida em araxá-MG*. Ponencia presentada en el XXI Simposio Brasileño de Recursos Hídricos. Evento organizado por la Asociación Brasileña de Recursos Hídricos, Brasília, Brasil.
- Souza, A. C., Desiree, T., y Rigolin, O. (2014). Comparação entre o índice de qualidade da água (IQA) com o protocolo de avaliação rápida de habitats no córrego Liso, Município de São Sebastião do Paraíso, Minas Gerais. *Forum Ambiental da Alta Paulista*, 10 (2), 392-409.
- Teixeira, C., y Alves, J. M. (2015). Mobilização do conhecimento socioambiental de professores por meio do desenvolvimento de ações para conservação de nascentes urbanas. *Ensaio Pesquisa em Educação em Ciências*, 17 (3), 769-792.
- Torres, F. T. (2016). Mapeamento e análise de impactos ambientais das nascentes do córrego Alfenas, Ubá (MG). *Revista de Ciências Agroambientais*, 14 (1), 45-52.
- UEMG — Centro Oeste Minas Gerais —. (2016). Aplicativo para monitoramento de nascentes é desenvolvido em MG. (2016). *Sítio web de Centro Oeste-MG*. Recuperado de <http://g1.globo.com/mg/centro-oeste/noticia/2016/08/aplicativo-para-monitoramento-de-nascentes-e-desenvolvido-em-mg.html>
- White, D. C., Lewis, M. M., Green, G., y Gotch, T. B. (2016). A generalizable NDVI-based wetland delineation indicator for remote monitoring of groundwater flows in the Australian great artesian basin. *Ecological Indicators*, 60 (s.n.), 1309-1320.
- White, D. C., y Lewis, M. M. (2011). A new approach to monitoring spatial distribution and dynamics of wetlands and associated flows of Australian great artesian basin springs using quickbird satellite imagery. *Journal of Hydrology*, 408 (1-2), 140-152.
- Zhao, M., Zeng, C., Liu, Z., y Wang, S. (2010). Effect of different land use/land cover on karst hydrogeochemistry: A paired catchment study of Chenqi and Dengzhanhe, Puding, Guizhou, SW China. *Journal of Hydrology*, 388 (1-2), 121-130.



Río Chicamocha - Sector Paipa - Boyacá.
Foto: Fuente propia.

CAPÍTULO 12



Marco de referencia para la enseñanza de la modelación ambiental con un modelo hidrodinámico y de calidad de agua

Jaime Díaz Gómez,⁵² Olga Usaquén Perilla,⁵² Gabriel Cifuentes Osorio,⁵²
José Villalobos Enciso,⁵³ Patricia Rodríguez Schaeffer⁵³

52. Grupo de Investigación en Gestión de Recursos Hídricos, Programa de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Boyacá, Tunja, Colombia. Correos electrónicos: jaime Diaz@uniboyaca.edu.co, olusaquen@uniboyaca.edu.co

53. Grupo de Investigación en Hidráulica e Ingeniería Ambiental, Departamento de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, México. Correos electrónicos: patricia.rodriguez@unach.mx, eenciso@unach.mx

Resumen

Este documento presenta una metodología de enseñanza y aprendizaje que ofrece los conocimientos básicos necesarios sobre modelación ambiental, tomando como ejemplo un modelo hidrodinámico simple de calidad del agua. La metodología se aplicó en un taller y consta de 3 pasos: 1) presentación de los conceptos teóricos básicos del modelado ambiental relacionados con un problema relevante de calidad de agua superficial; 2) implementación de un modelo en un programa informático versátil y fácil de usar; y 3) el modelo se aplicó para resolver y evaluar preguntas teóricas y escenarios hipotéticos, con el fin de aclarar conceptos de una manera interactiva e interesante. Los estudiantes de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Boyacá evaluaron la metodología mediante una encuesta anónima, la cual registró su satisfacción y otorgó opiniones valiosas para su mejora.

Palabras clave: enseñanza en Ingeniería Ambiental, modelado de calidad del agua, modelo hidrodinámico, Aquasim, simulación.

Abstract

This paper presents a teaching and learning methodology that offers the required basic knowledge on environmental modeling, taking as an example a simple hydrodynamic water quality model. The methodology is applied in a workshop and consists of three steps: 1) The basic theoretical concepts of environmental modeling related to a relevant surface water quality problem are presented; 2) a model is implemented in a user-friendly and versatile computer program; and 3) the model is applied to solve and evaluate theoretical questions and hypothetical scenarios to clarify concepts in an interactive and interesting way. Bachelor's Environmental Engineering students of the University of Boyaca evaluated the methodology with an anonymous survey recording their satisfaction and giving valuable opinions for its improvement.

Keywords: environmental engineering teaching; water quality modelling, hydrodynamic model, Aquasim, simulation.

Introducción

La modelación ambiental es ampliamente empleada en la investigación y parte importante del currículo en los cursos de Ingeniería Ambiental (Souto, Bello y Casares, 2004). Un número significativo de programas de pregrado y posgrado sobre esta área incluyen la aplicación de modelos y simulaciones que usan metodologías de aprendizaje, utilizando los computadores (Stamou y Rutschmann, 2011). Se reconoce que la implementación de un modelo sencillo, que describe y simula un problema real, fomenta su comprensión (Khandan, 2001). Al mismo tiempo, el uso de modelos en programas computacionales es de gran utilidad para la clarificación preliminar de conceptos teóricos, antes de abordar problemas prácticos complejos (Weintrop et al., 2016). Para hacer esto, las universidades pueden apoyar el aprendizaje en los programas de Ingeniería Ambiental, de tal forma que los estudiantes puedan hacer uso eficiente y responsable de los modelos ambientales, fortaleciendo su aprendizaje con el fin de enfrentar en el futuro los requerimientos laborales (Morgenroth, Daigger, Ledinn, y Keller, 2004).

Como lo mencionan López, Martínez, Fuertes e Iglesias (2011), la modelación en la enseñanza de la Ingeniería Ambiental implica importantes desafíos para los estudiantes, ya que está relacionada con procesos que se llevan a cabo en sistemas complejos que, generalmente, consideran muchas variables y un gran número de parámetros que incrementan la incertidumbre en los resultados. Adicionalmente, Gujer (2004) indica que durante la enseñanza y aprendizaje de la modelación ambiental, los estudiantes, frecuentemente, se esfuerzan más en la programación computacional que en el análisis de los resultados de la simulación.

Con el propósito de superar esas dificultades, se propone un marco de referencia para la enseñanza de la modelación ambiental en los programas de pregrado del área antes mencionada, el cual se compone de una secuencia de 3 pasos que le permite al estudiante aprender y aplicar dicha modelación en el contexto de un problema ambiental real. Además, el marco de referencia promueve el uso de modelos como una poderosa herramienta que será empleada en su vida profesional (Maier et al., 2008).

En la modelación ambiental se encuentran una gran variedad de herramientas computacionales que usan diferentes enfoques. La mayoría de esos modelos e instrumentos informáticos fueron desarrollados para aplicaciones en investigación y están siendo aplicados en la enseñanza (Lant y Emmett, 2001). De acuerdo con Morgenroth, Arvin y Vanrolleghem (2002), esas herramientas de modelación⁵⁴ tienen una estructura abierta que le permite al usuario tener libertad para implementar sus modelos de acuerdo con sus objetivos y necesidades. En general, dichos instrumentos incluyen reactores ideales, no ideales y submodelos (*Activated Sludge Models 1, 2, 3; Anaerobic Digestion Model 1, River Water Quality Model 1*).

En este caso se propone el uso de *Aquasim*, una herramienta de propósito múltiple usada para la identificación y simulación orientada, en primera instancia, a sistemas acuáticos, pero que puede ser utilizada en general para la modelación de diferentes tipos de sistemas ambientales (Shanahan et al., 1998). Este programa computacional tiene una estructura que le permite al usuario implementar diferentes tipos de modelos e incluye reactores en forma de compartimientos, entre los que hay un río en una dimensión.

El objetivo de este trabajo es presentar y describir un marco de referencia educativo, que ofrece la comprensión de los conceptos teóricos fundamentales relacionados con la simulación ambiental, para estudiantes de pregrado de Ingeniería Ambiental. Dicho marco capacita a los alumnos en la implementación más eficiente de los modelos ambientales, al tiempo que les permite abordar un problema de este tipo de la vida real.

54. Por ejemplo, Aquasim, ASIM, GPS-X, Simba y West.

12.1. Metodología

El marco de referencia consiste en la implementación de 3 pasos consecutivos que se desarrollan en un formato de taller.

— *Paso 1.* Presentación a los estudiantes de los aspectos teóricos básicos relacionados con la modelación ambiental. Esto implica: a) selección de un problema ambiental real que sea interesante y rápidamente identificable; b) desarrollo y comprensión de las ecuaciones matemáticas que describen el problema; y c) comprensión de los procesos físico-químicos y biológicos involucrados. Esta presentación es sencilla, breve, interesante y permite con facilidad que los estudiantes puedan acceder a conceptos adicionales.

— *Paso 2.* Formulación y aplicación del modelo en un programa computacional. Este debe ser fácil de implementar con una interfaz amigable, fácilmente ampliable y modificable.

— *Paso 3.* Implementación de escenarios hipotéticos. Estos deben ser hechos con flexibilidad, cambiando los coeficientes y parámetros de entrada al modelo. Adicionalmente, se debe poder generar un grupo de simulaciones que produzcan una interfaz gráfica amigable.

12.1.1. Planteamiento del marco de referencia

En los países de economía emergente, la reducción de la concentración del oxígeno disuelto en los ríos, causada por la descarga de aguas residuales sin tratamiento con materia orgánica, es aún uno de los problemas ambientales más relevantes (Sikder et al., 2013). De acuerdo con Loucks y Van Beek (2017), dependiendo de cada situación, un problema de calidad de agua, como el mencionado, puede ser abordado con un modelo o requerir modelos más complejos. En este caso, el marco de referencia se implementó debido a la relevancia regional y a los impactos ambientales asociados a este problema. Su aplicación empleó una combinación entre un modelo hidrodinámico 1D básico y un modelo simplificado de calidad de agua, basado en el modelo QUAL 2E.

Debido a su proximidad con la universidad, se seleccionó un tramo de 40 km de longitud del río Chicamocha (Boyacá, Colombia) como un caso de estudio real. El tramo cambia su altitud de 2 393 a 2 374 m s.n.m., lo que genera una pendiente suave que produce baja velocidad y baja turbulencia. El tramo estudiado recibe el drenaje de 11 subcuencas: Jordan, Tuta, Embalse La Copa, Pesca, Tota, Chiquito, Chiticuy, Surba, Sotaquirá, De Piedras y Salitre. La presión más importante sobre el río en este tramo es causada por la descarga de aguas residuales de los centros urbanos más relevantes: Tunja, Paipa, Duitama y Sogamoso. En la actualidad, la calidad del agua del río Chicamocha es un riesgo potencial para las personas que viven en la cuenca y se reducen las posibilidades para ser empleada en usos como la agricultura y la ganadería (Ochoa, Osorio y Ramírez, 2006; García, Pelletier y Díaz, 2008).

12.1.1.1. Aspectos teóricos

a) *Modelo hidrodinámico.* La estimación de los impactos causados por descargas puntuales y difusas que ocurren a lo largo de una corriente superficial, puede ser estimada utilizando las ecuaciones de St. Venant para una dimensión y flujo no estacionario gradualmente (Reichert et al., 2001). Las ecuaciones de St. Venant se refieren a la ecuación de la continuidad y conservación del momento. Estas se presentan así:

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q \quad (\text{Ecuación 1})$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A} \right) + gA \frac{\partial y}{\partial x} + gA(S_0 - S_f) = 0 \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde A es el área de la sección transversal [L²], Q es el caudal de la corriente [L³/T], q es un flujo lateral por unidad de longitud [L²/T], x coordenada longitudinal [L], S₀ pendiente del fondo [-], S_f pendiente de fricción [-], y profundidad del canal, y g aceleración gravitacional [L/T²]. La última ecuación es conocida como de onda dinámica.

La pendiente de fricción es modelada con la ecuación de Manning-Strickler o Darcy Weisbach (Chow, 1973), de acuerdo con:

$$S_f = \frac{1}{K_{st}^2} \frac{1}{R^{4/3}} \frac{Q^2}{A^2} = n^2 \frac{1}{R^{4/3}} \frac{Q^2}{A^2} \quad (\text{Ecuación 3})$$

En ausencia de un flujo lateral $q=0$, la ecuación de continuidad queda:

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad (\text{Ecuación 4})$$

Existen diferentes formas y simplificaciones conocidas de las ecuaciones de St. Venant, dependiendo de si el flujo es estacionario o no estacionario. Para flujo estacionario, las ecuaciones de continuidad y momento son:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad (\text{Ecuación 5})$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A} \right) + gA \frac{\partial y}{\partial x} + gA(S_0 - S_f) = 0 \quad (\text{Ecuación 6})$$

Cuando la simplificación de onda cinemática es utilizada, las fuerzas de fricción y gravedad están balanceadas, por lo tanto, los términos de la aceleración y presión no se consideran en la ecuación del momento. Esta simplificación implica flujo uniforme y la pendiente de fricción se vuelve igual a la pendiente del canal. De esta forma, se pueden emplear las ecuaciones de Manning o Chezy:

$$S_f = S_0 \quad (\text{Ecuación 7})$$

La simplificación conocida como onda difusiva es básicamente la misma que la de gradualmente variada. Debido a que la aceleración del agua no se toma en cuenta, el flujo gradualmente variado se define como un flujo estacionario sin una aceleración significativa (Guo, 2006). La onda difusiva describe los efectos de remanso causados por vertederos o diferentes tipos de estructuras de control.

$$S_f = S_o - \frac{\partial y}{\partial x} = 0 \quad (\text{Ecuación 8})$$

Adicionalmente, dependiendo de las simplificaciones en la solución de las ecuaciones de St Venant, *Aquasim* usa una o dos condiciones de frontera.

b) *Modelo de calidad de agua*. El modelo que describe los procesos que se llevan a cabo en la columna de agua del río, es una simplificación del muy conocido modelo QUAL 2E. Su formulación se presenta en la Tabla 41, en una notación que utiliza el concepto de matriz de Petersen (1965). Esta clase de formato es frecuentemente empleado en modelación de sistemas ambientales (Shanahan et al., 1998). El modelo que describe la variación de la Demanda Biológica de Oxígeno DBO (L) y Oxígeno Disuelto (O), en el tramo objetivo, incluye: constituyentes (*i*), procesos (*j*), expresiones cinéticas (ρ) y coeficientes estequiométricos (Ψ).

Tabla 41. Modelo de calidad de agua en notación matricial.

Constituyente→ <i>i</i>		DBO (L)	OD (So)	Cinética, ρ [M/L ³ *T ¹]
<i>j</i>	Proceso↓			
1	Biodegradación	-1	-1	$k_1 * L$
2	Reaireación	*	+1	$k_2 (O_s - O)$

Modificado de Petersen (1965).

La velocidad de transformación del constituyente *i* (r_{ci}) es calculada considerando la matriz estequiométrica descrita en la Tabla 41, de la siguiente forma:

$$r_{ci} = \sum_{j=1}^n \Psi_{ij} * \rho_j \quad (\text{Ecuación 9})$$

Donde Ψ_{ij} es el coeficiente estequiométrico del constituyente *i* en el proceso *j*, y ρ_j es la cinética del proceso *j*.

Para las 2 variables de estado, la velocidad de transformación usada en la ecuación 9, Tabla 41, y considerando que $x=v*t$, y que la velocidad es constante, es:

$$r_L = \frac{dL}{dx} = - \left(\frac{K_1}{v} \right) * L \quad (\text{Ecuación 10})$$

$$r_O = \frac{dO}{dx} = \frac{1}{v} * (k_2 * (O_s - O) - k_1 * L) \quad (\text{Ecuación 11})$$

Las ecuaciones 10 y 11 son ampliamente conocidas como el modelo de Streeter y Phelps.

El coeficiente de dispersión se determinó en campo por los estudiantes, con un ensayo de trazadores, utilizando el método descrito por Fisher (1968). Adicionalmente, la velocidad promedio se calculó siguiendo el método sugerido por Buchanan y Somers (1969). Como resultado de esas evaluaciones, los valores de esos parámetros son Ancho promedio (w)=9 m; Flujo promedio (Q)= 2,3 m³/s; Coeficiente de dispersión (E)= 141 000 m²/d.

La concentración de DBO entrando al tramo fue medida empleando el método 5210, según APHA y AWWA (2005), y la constante de transformación de la materia orgánica k_d se estimó siguiendo el procedimiento descrito por Thomas (1937). Los valores obtenidos fueron DBO (L) = 45 g/m³ y $k_d=0,5$ 1/d. La concentración de saturación (O_s) se calculó con base en la altitud promedio del tramo, y la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto entrando al tramo O_{in} fueron medidas. Estos valores fueron 9 g/m³ y 5 g/m³, respectivamente.

La constante de reaireación se calculó con la expresión de O'Connor y Dobbins (Chapra, 2008):

$$k_a = \frac{3.95 * v^{0.5}}{h_o^{1.5}} \quad (\text{Ecuación 12})$$

Donde k_a es la constante de reaireación [d⁻¹], v es la velocidad promedio [m/s] y h_o es la profundidad promedio de la lámina de agua [m].

La pendiente de fricción (S_f) se calcula usando la ecuación de Manning-Strickler o Darcy Weisbach (Chow, 1973), de acuerdo con:

$$S_f = \frac{1}{K_{st}^2} = \frac{1}{R^{4/3} A^2} = n^2 \frac{1}{R^{4/3} A^2} \quad (\text{Ecuación 13})$$

$$S_f = \frac{f}{8g} \frac{1}{R} \frac{Q^2}{A^2} \quad (\text{Ecuación 14})$$

Donde Q es el caudal [m³/s], n es el coeficiente de fricción, f es el factor de fricción [-] y K_{st} es el factor de Strickler [m^{1/3}/s]. Un valor típico de K_{st} es 15.

El radio hidráulico [R] se calcula con:

$$R = \frac{A}{P} \quad (\text{Ecuación 15})$$

Donde P es el perímetro mojado [L].

Una vez la teoría básica ha sido presentada, se implementa el modelo en *Aquasim*.

12.1.1.2. Implementación del modelo

El programa computacional *Aquasim* incluye, en los compartimientos, una sección de un río que corresponde a un modelo hidrodinámico en 1D basado en las ecuaciones de St Venant, utilizando las simplificaciones de la onda cinemática y difusiva.

Estas ecuaciones se acoplan con la ecuación de advección dispersión que describe el transporte y la transformación de constituyentes disueltos y suspendidos en la columna de agua. Esta ecuación, sin entradas laterales, es:

$$\frac{\partial(AC_i)}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x} (QC_i) + \frac{\partial}{\partial x} \left(AE \frac{\partial C_i}{\partial x} \right) + Ar_{C_i} \quad (\text{Ecuación 16})$$

Donde r_{C_i} es la velocidad de transformación del constituyente C_i [M/L³T] y E es el coeficiente de dispersión [L²/T].

Esta última ecuación en estado estacionario es:

$$-\frac{d}{dx}(QC_i) + \frac{d}{dx}\left(AE \frac{dC_i}{dx}\right) + Ar_{C_i} = 0 \quad (\text{Ecuación 17})$$

La solución de las ecuaciones 16 y 17 requiere 2 condiciones de frontera y condiciones iniciales para las 2 variables de estado. Las 2 condiciones de frontera consideradas por *Aquasim* son *cauchy* en la entrada y de transmisión en la salida del tramo.

12.1.1.3. Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad consiste en la modificación de los parámetros del modelo en un rango definido, para observar la variación en las predicciones del mismo (Makinia, 2010). El propósito del análisis de sensibilidad es identificar los parámetros más importantes en términos de su impacto sobre la respuesta del modelo. Los resultados del análisis se pueden emplear con los siguientes propósitos: a) identificar los parámetros del modelo, lo cual se debe hacer con la mayor precisión en términos de la información disponible; b) diseñar programas de muestreo que permitan obtener información adicional, acerca de los principales procesos, con base en los parámetros más sensibles; c) identificar los parámetros que tienen menos efecto en la respuesta del modelo, ya que su valor se puede dejar en los valores por defecto y no ser incluidos en los programas de muestreo; y d) usar los parámetros más sensibles para calibrar el modelo (Imre, 2008).

Un análisis de sensibilidad local valora la respuesta del modelo a pequeñas variaciones de los parámetros. En *Aquasim* se pueden evaluar diferentes formas de sensibilidad local. En este caso, se utilizará la sensibilidad absoluta-relativa. Esta función es empleada para comparar los efectos de diferentes parámetros y mostrar cuales, en un cierto porcentaje de cambio, tienen el efecto más importante en la salida del modelo (Smith, Szidarovszky, Karnavas y Terry, 2008). Dicha evaluación se realiza de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\delta_{y,p}^{a,r} = p \frac{\partial y}{\partial p} \quad (\text{Ecuación 18})$$

Donde $\delta_{y,p}^{a,r}$ es la sensibilidad absoluta relativa; p es un parámetro que afecta la variable de estado y; y y es la variable de estado a la que se le determina la sensibilidad por el parámetro.

12.1.1.4. Análisis de incertidumbre

El error en las mediciones y la inseguridad en el valor de los parámetros causa incertidumbre en las predicciones del modelo. Por lo tanto, esa circunstancia es un atributo característico del proceso de modelación. La evaluación de esa incertidumbre es importante para determinar la confianza (credibilidad) del modelo (Makinia, 2010). Esto es esencial para la aplicación del mismo, ya que permite la identificación de restricciones, evita interpretaciones incorrectas relacionadas con las predicciones y ayuda a estimar la confiabilidad de los resultados (Macdonald y Strachan, 2001). Los parámetros que causan la mayor incertidumbre deben recibir prioridad para su estimación (Huijbregts, 2002).

La evaluación de la incertidumbre del modelo se puede realizar usando análisis de error de primer orden. Este método se basa en la expansión de series de Taylor, truncada después del término de primer orden (Paliwal, Sharma y Kansal, 2007).

Cuando los parámetros son estadísticamente independientes, la propagación del error de primer orden se calcula con la siguiente ecuación:

$$\sigma_{y_i}^2 = \sum_{j=1}^k \sigma_{p_j}^2 \cdot \left(\frac{\partial y_i}{\partial p_j} \right)^2 \quad (\text{Ecuación 19})$$

Donde $\sigma_{y_i}^2$ es la varianza de la variable de estado y_i ; p_j es el parámetro independiente del modelo; k es el número del parámetro; y $\sigma_{p_j}^2$ es la varianza del parámetro p_j .

$$\delta_{y,p}^{err} = \frac{\partial y}{\partial p} \sigma_p \quad (\text{Ecuación 20})$$

Para este ejemplo, el análisis de incertidumbre se realizó considerando aquella típica de los siguientes parámetros (tomada de Brown y Barnwell, 1987): $\sigma_{k_d} = 0.08 \text{ d}^{-1}$; $\sigma_{L_{in}} = 3.8 \text{ g/m}^3$; $\sigma_{Q_{in}} = 0.7 \text{ m}^3/\text{s}$; $\sigma_{o_{in}} = 0.12 \text{ g/m}^3$.

En *Aquasim*, las variables de programa, variables de estado, constantes variables y la lista de variables reales se definen en la opción *Edit System* y *Edit Variables*. Para el ejemplo, se presenta a continuación la forma como esta información se introduce en el programa:

Variables de programa: Q [m^3/d], referencia a Descarga; x [m], referencia a Coordenada en x; z_0 [m], referencia a Elevación del Nivel del Agua; Sf [-], referencia a Pendiente de Fricción; P [m], referencia a Longitud del Perímetro; A [m^2], Área Transversal Promedio, referencia a Área Sección Transversal.

Variables de estado: L, Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) [g/m^3]; O, Oxígeno Disuelto [g/m^3].

Variables constantes: L_{in} [g/m^3], Concentración de DBO entrando al tramo; k_d [d^{-1}], DBO constante de transformación de la DBO; O_s [g/m^3], Saturación de Oxígeno Disuelto; d [m], Profundidad Promedio; Q_{in} [m^3/d], Flujo Promedio; w [m], Ancho Promedio; K_{st} [$\text{m}^{(1/3)}/\text{s}$], Coeficiente de Fricción de Strickler; E [m^2/d], Coeficiente de Dispersión.

Variable de lista real: elevación del lecho del río zB [m], el argumento es x.

Fórmula variable: este tipo de variable está definida para el nivel del agua, h_0 [m]. $h_0 = z_0 - zB$ y k_a [d^{-1}], constante de reaeración de acuerdo con la ecuación 16.

Procesos: los procesos (j) están incluidos en la opción *Editar Procesos*. Los que están considerados se presentan en la Tabla 41 y son: Transformación y Reaireación. Los coeficientes estequiométricos por variable de estado se incluyen en esta opción.

En *Editar Compartimientos* se selecciona *Compartimiento correspondiente a un tramo de un río*. En esta opción se eligen las variables de estado y los procesos. Adicionalmente, se incluyen las condiciones iniciales y la carga, entrando al tramo para la correspondiente variable de estado. En este ejemplo no se consideran entradas laterales. Además, en esta opción se introducen: longitud del tramo, sección transversal promedio, perímetro mojado asumiendo una sección rectangular ($(w+2 \cdot h_0)$), y el ancho promedio de la sección trans-

versal. La pendiente de fricción, utilizando la ecuación de Manning-Strickler, se calcula de acuerdo con:

$$S_f = \frac{1}{(K_{st} * 86400)^2} \frac{1}{R^{4/3}} \frac{Q^2}{A^2} \quad (\text{Ecuación 21})$$

En *Aquasim*, la solución del modelo hidrodinámico se puede realizar empleando los métodos de onda cinemática o difusiva. Para el modelo de calidad de agua, se introduce el valor medido del coeficiente de dispersión.

La solución del modelo se puede aplicar para condiciones de dinámica o de estado estacionario. En el primer caso, las variables de estado son calculadas de acuerdo con la ecuación 16 y, en el segundo, solucionando la ecuación 17.

12.2. Resultados y discusión

12.2.1. Desarrollo del marco referencial

El taller sobre modelación de calidad de agua es parte del curso Modelación Ambiental, ofrecido en la Universidad de Boyacá (Tunja, Colombia) en el programa de pregrado de Ingeniería Ambiental. Este curso tiene una duración de 3 semanas, con 4 horas semanales, y se realiza en la sala de ordenadores. Para el desarrollo del taller, se instala el programa informático *Aquasim* en 15 computadores. Previo a la actividad, los estudiantes reciben una guía que contiene una descripción de los aspectos teóricos, así como de las características del software y las preguntas que serán solucionadas. Al terminar, los estudiantes tienen una semana para presentar un reporte final.

Una vez el modelo ha sido implementado en *Aquasim*, los alumnos reciben el cuestionario que debe ser respondido efectuando diferentes aproximaciones en la simulación.

12.2.1.1. Actividad 1

Consiste en evaluar la variación de L y O en estado estacionario e implementar simulaciones dinámicas para valores de tiempo de 0, 1.5, 3.0, y 4.5 días, con condiciones iniciales $L(x,0)=0$; $O(x,0)=O_s$ y $Q(x,0)=Q_{in}$. En consecuencia, es pertinente considerar los siguientes interrogantes: ¿está el modelo produciendo resultados confiables? ¿Cuál es el tiempo en el que se produce la condición de estado estacionario en la corriente?

En modelación y simulación, un error es una imprecisión reconocible debido a la ausencia de conocimiento. Esta definición enfatiza en que la imprecisión es identificable. En este caso hay conceptos teóricos que pueden ser usados para evaluar si el modelo implementado en el programa computacional está dando resultados correctos e identificar posibles errores. Las variaciones de L y O producen los resultados esperados. La DBO muestra una reducción exponencial, debido a la transformación biológica aerobia que se corresponde con la reducción de la concentración de oxígeno disuelto hasta un valor mínimo (Figura 43). En esta situación, la transformación predomina sobre la reaireación atmosférica. Una vez el nivel crítico de 2 g/m³ ha sido alcanzado en una distancia de 12 km, la reaireación empieza a predominar y la concentración de oxígeno disuelto comienza a incrementarse.

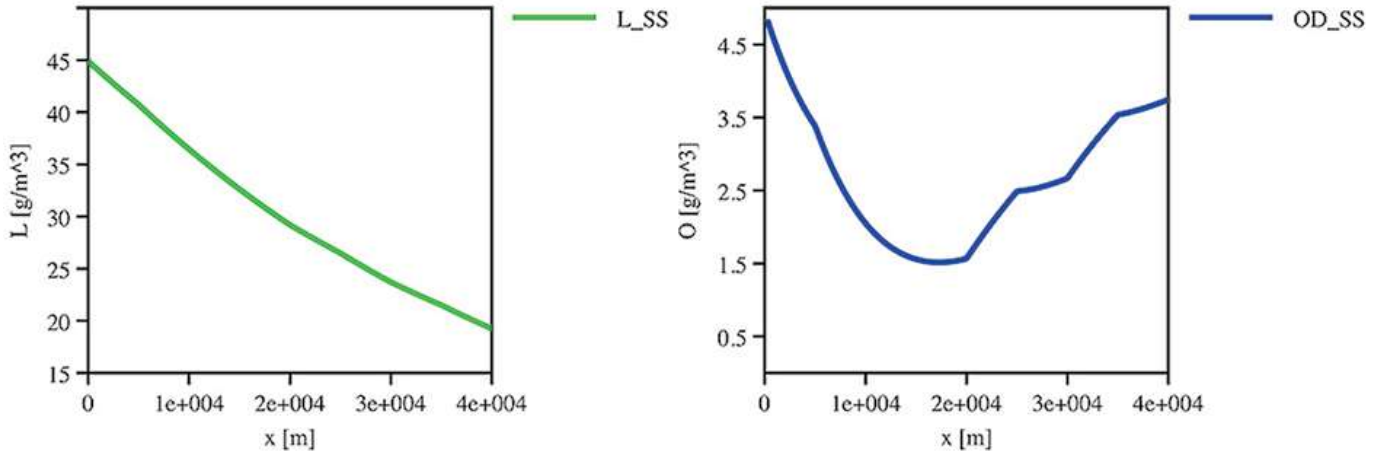


Figura 43. Variación de la concentración de oxígeno disuelto y la DBO en estado estacionario. Fuente: elaboración propia.

La Figura 44 presenta el perfil de la variación del lecho del río y la lámina de agua en el tramo, calculado con el modelo hidrodinámico.

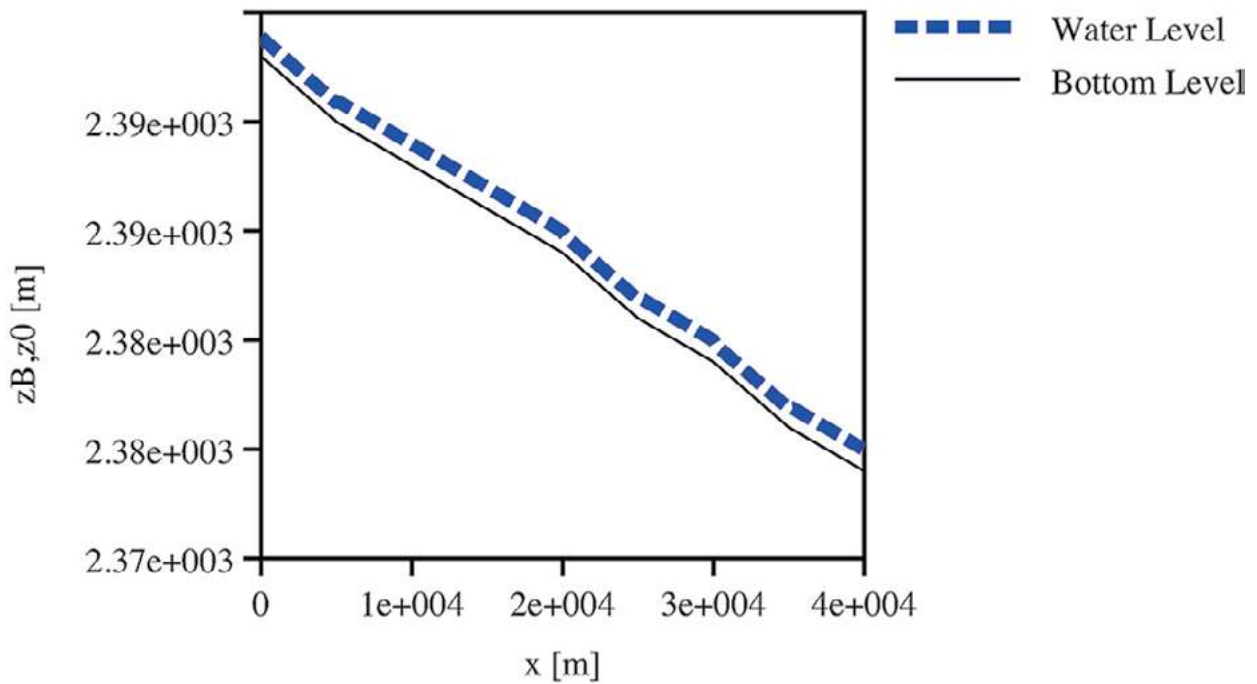


Figura 44. Perfil del lecho y la lámina de agua del río. Fuente: elaboración propia.

Adicionalmente, una evaluación sencilla de la solución analítica del modelo de Streeter y Phelps permite comprobar el resultado de la simulación computacional en estado estacionario. La Figura 45 corresponde al resultado de la simulación dinámica de las variables de estado contra la distancia para diferentes tiempos, representando el progreso de la simulación hasta alcanzar el estado estacionario; en esta figura se puede deducir que el estado estacionario se logra en un tiempo aproximado de 3 días.

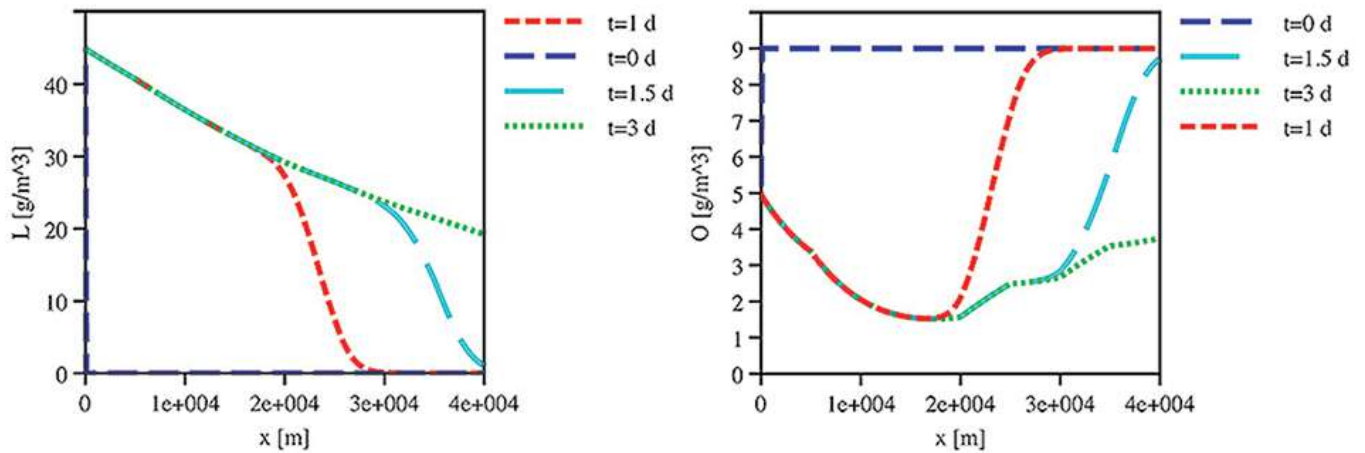


Figura 45. Variación de las concentraciones de O y la DBO en la simulación dinámica. Fuente: elaboración propia.

El tiempo requerido puede ser calculado con la ecuación de simulación 16, utilizando diferentes tiempos. Una comparación entre la solución en estado estacionario y la simulación dinámica, permite a los estudiantes identificar el tiempo en el que las variables de estado se vuelven constantes.

Por otro lado, una forma de evaluar si el modelo y la simulación son coherentes con las condiciones iniciales planteadas, es el resultado de la simulación dinámica, cuando $t=0$ (Figura 46). Los valores de las concentraciones en estado estacionario, para diferentes distancias, y el tiempo en el que esta condición se alcanza para cada una de ellas, se puede observar en la Figura 46.

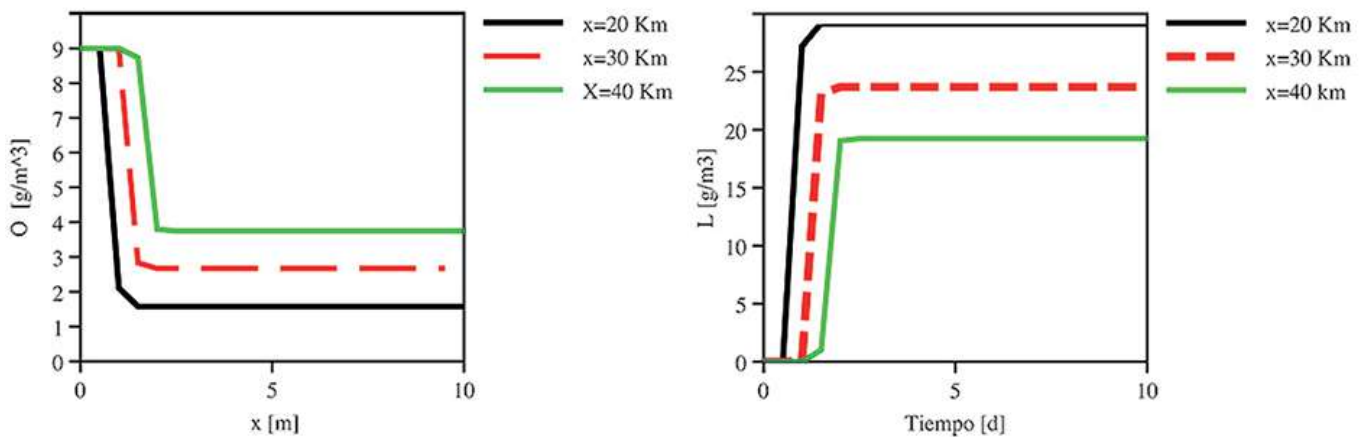


Figura 46. Variación de las concentraciones de O y DBO en el tiempo para diferentes distancias. Fuente: elaboración propia.

¿Depende la condición de estado estacionario de las condiciones iniciales de las variables de estado? Esta evaluación se puede efectuar corriendo la simulación para diferentes condiciones iniciales. El estudiante encontrará que, independiente de la variación de la condición inicial, el resultado de la simulación en estado estacionario es el mismo.

12.2.1.2. Actividad 2

Para esta actividad se parte de la siguiente pregunta: ¿cuáles parámetros deben ser medidos con prioridad y cuáles tienen mayor contribución a la salida del modelo?

La solución a este interrogante se puede encontrar corriendo los análisis de sensibilidad e incertidumbre.

La Figura 47 muestra los resultados del análisis de incertidumbre, presentando los rangos de este para las variables de estado L y O.

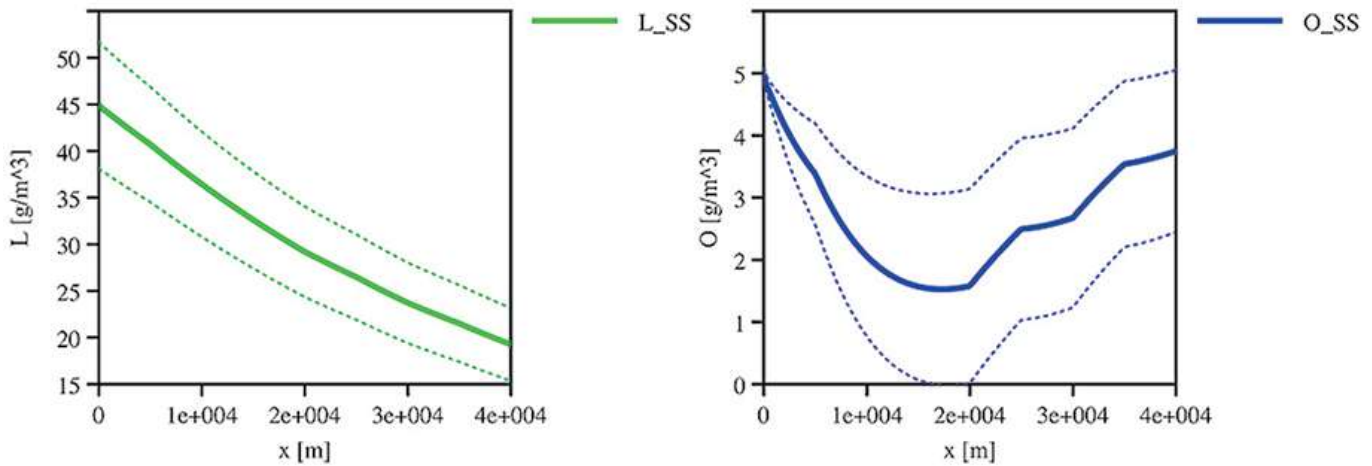


Figura 47. Análisis de incertidumbre del modelo para L y O. Fuente: elaboración propia.

Otro resultado es el escalafón que muestran los parámetros más sensibles para el modelo y los parámetros que contribuyen en mayor grado a la incertidumbre (Figura 48). Esta deducción es importante, ya que puede ser empleada en el diseño de un programa de muestreo, para poner más énfasis en obtener los mejores estimados de esos parámetros.

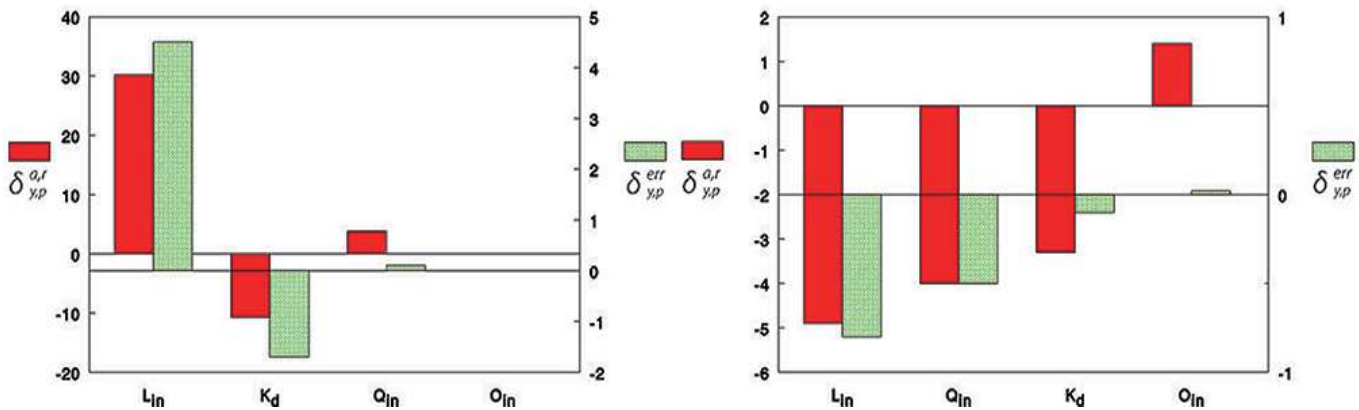


Figura 48. Escalafón de sensibilidad y contribución al error de las variables de estado del modelo. Izquierda: L; Derecha: O. Fuente: elaboración propia.

En la Figura 48 se observa el escalafón de los parámetros de entrada, clasificados según su mayor influencia sobre las variables de estado L y O. Estos son: L_{in} , K_d , y Q_{in} . En la misma figura, aquellos con la mayor contribución al error, en su orden, son: L_{in} y K_d . Con base en este resultado, los parámetros con la mayor sensibilidad y la mayor contribución a la incertidumbre del modelo, deben recibir prioridad para ser medidos y evaluados en un programa de monitoreo. Adicionalmente, los que son más sensibles pueden ser empleados para la calibración del modelo.

12.2.1.3. Actividad 3-Escenario 1

En esta actividad es necesario tener en cuenta los siguientes interrogantes: ¿cuál es la concentración máxima de L aguas arriba del punto $x=0$ para tener aguas abajo una concentración mínima de 3 g/m^3 ? y ¿cuál debe ser la eficiencia de un sistema de tratamiento para alcanzar esa concentración de L?

Esas evaluaciones se pueden realizar cambiando el valor de la materia orgánica, entrando al tramo y observando el valor crítico de oxígeno disuelto aguas abajo. En este caso, la eficiencia requerida del sistema de tratamiento es 35%.

12.2.1.4. Actividad 4-Escenario 2

¿Se puede emplear el modelo para evaluar cálculos relacionados con eventos transitorios como descargas accidentales?

Este escenario se puede implementar usando una variable de lista real que simule una descarga accidental de material orgánico. La descarga inicia el sexto día y dura 1,5 días. La concentración de materia orgánica de la descarga accidental es de 300 g/m^3 ; su oxígeno disuelto es 0 y el flujo (q) es $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$. Por lo tanto, las nuevas cargas de materia orgánica y oxígeno son: $86,400 \cdot (Q \cdot L_{in} + q \cdot L_{spill})$ y $86,400 \cdot (Q \cdot O_{in} + q \cdot O_{spill})$.

La respuesta de la corriente a la descarga accidental se evalúa en una distancia de 31 km aguas abajo, en la que se localiza una captación de agua para abastecimiento. ¿Cuál es el tiempo en el que el contaminante llega y sale del punto de captación? ¿Cuál es la concentración máxima de L al paso de la descarga accidental y cuál es la duración del paso de la descarga por ese punto?

La descarga accidental aguas arriba de la captación, 6 días después del accidente, dura transitando por ese punto 4 días. En estado estacionario, en ese punto el accidente incrementa la concentración de materia orgánica de 25 g/m^3 a 48 g/m^3 . Adicionalmente, el accidente causa en la captación una reducción del oxígeno disuelto de hasta 0 g/m^3 (ver Figura 49). El deterioro de la calidad de agua dura 4 días.

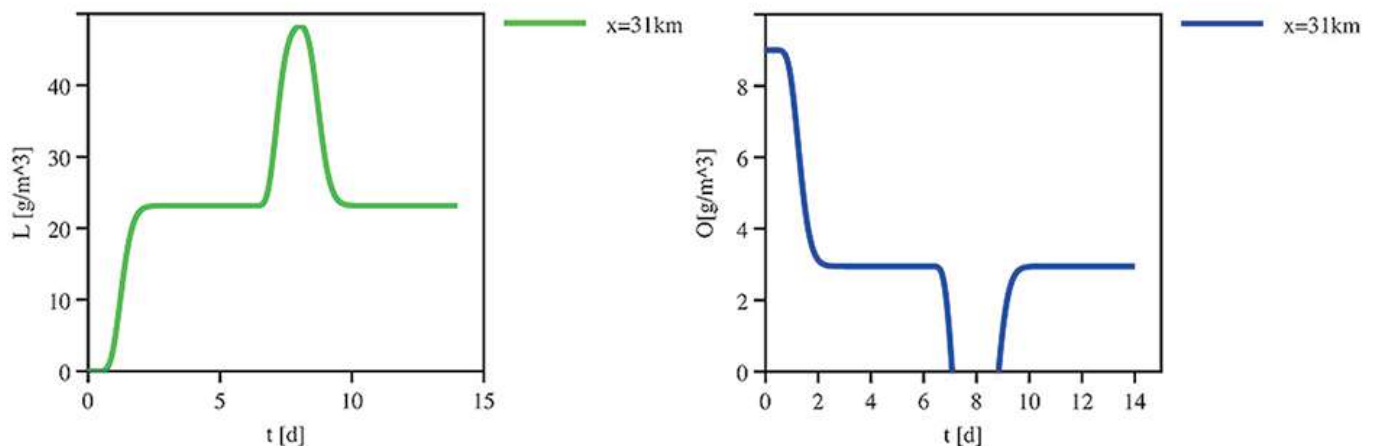


Figura 49. Variación en tiempo de la concentración de DBO y O en 31 km aguas debajo de $x=0$, e impacto de la descarga accidental. Fuente: elaboración propia.

La descarga incrementa el flujo en la zona de la captación hasta un valor de $2,4 \cdot 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$. El incremento dura 2,3 días (Figura 50).

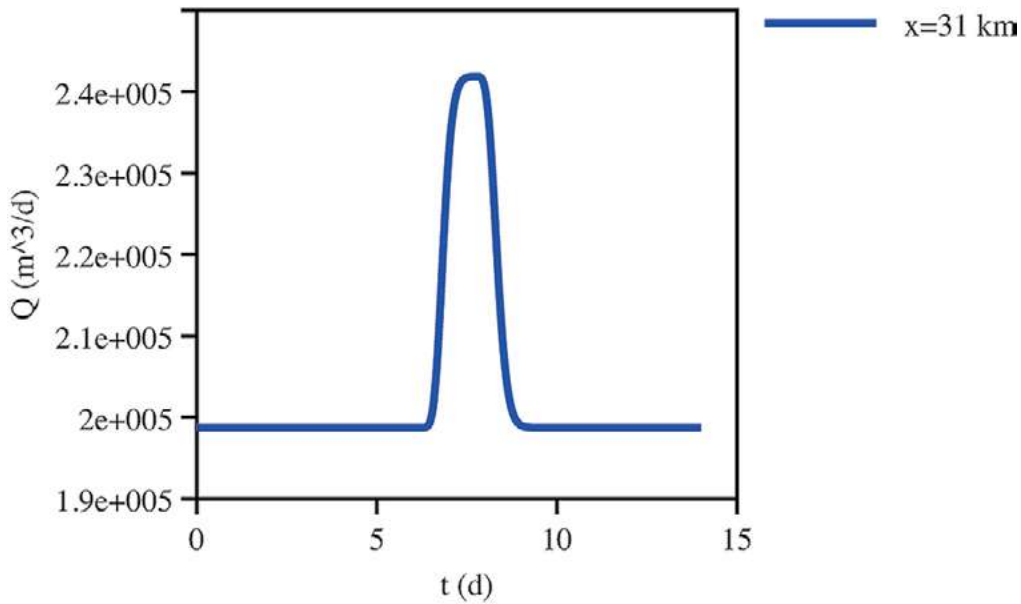


Figura 50. Variación del flujo del río por la descarga accidental de la altura de la captación. Fuente: elaboración propia.

12.2.1.5. Actividad 5

Para esta actividad se parte de la siguiente pregunta: ¿cuál sería el impacto sobre la calidad del río por la construcción de un vertedero que incrementará el nivel del agua, al final del tramo, hasta 2,377 m?

Este interrogante se puede responder utilizando el método de onda difusiva en el compartimiento, definiendo la altura del vertedero en la opción *End Level*. El efecto sobre la calidad de agua se identifica en la Figura 51. El método de la onda difusiva puede ser empleado para evaluar lo planteado en esta actividad. La instalación del vertedero causará un represamiento que tiene una longitud de 800 m en el final del tramo (Figura 51).

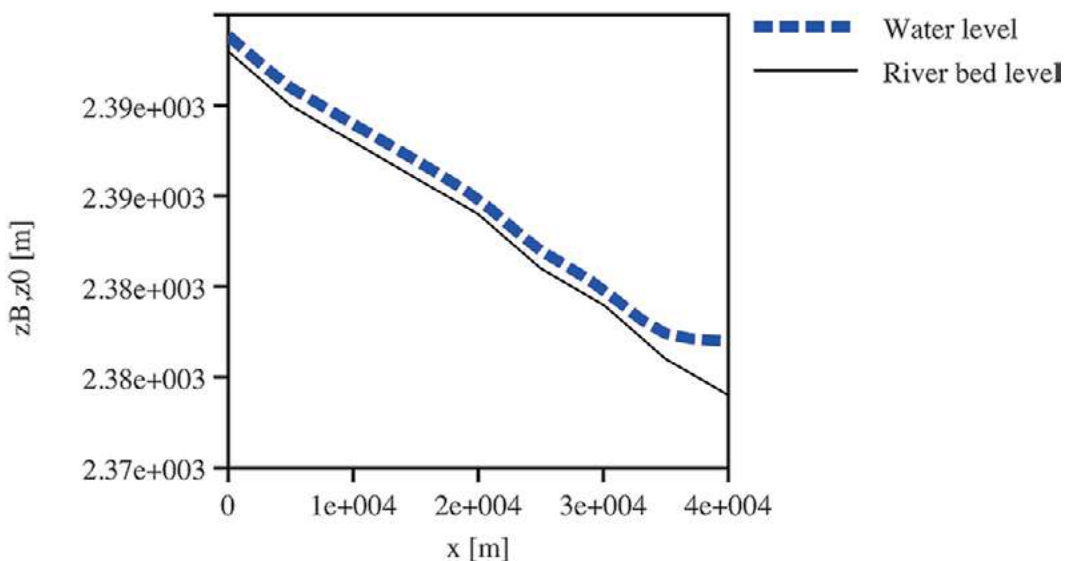


Figura 51. Variación de los perfiles del nivel del agua y del lecho del río por la implementación del vertedero. Fuente: elaboración propia.

Una consecuencia de lo anterior es la reducción de la velocidad de la corriente y la disminución de la concentración del oxígeno disuelto en una distancia alrededor de 5 km aguas arriba del vertedero (Figura 52). Para reducir este impacto, será necesario disminuir la concentración de materia orgánica en la entrada del tramo estudiado.

En la Figura 52 se muestra la variación del oxígeno disuelto en la distancia, la variación de la constante de reaeración atmosférica, los perfiles del lecho del río y el nivel del agua zB y z0.

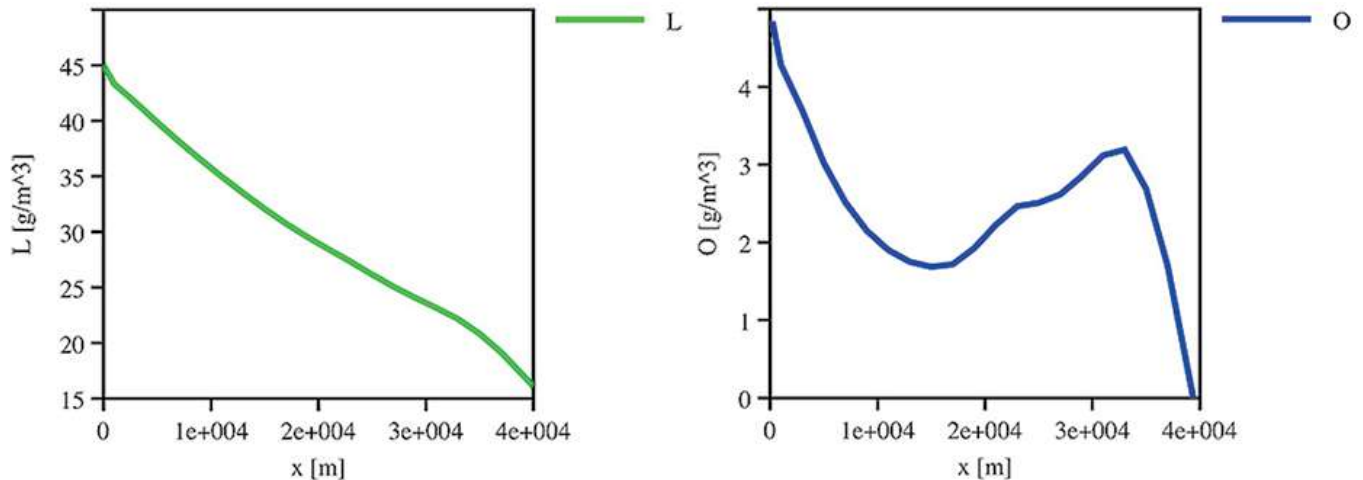


Figura 52. Impacto de la construcción del vertedero al final del tramo. Fuente: elaboración propia.

12.2.1.6. Actividad 6

Esta actividad parte de la siguiente pregunta: ¿se puede emplear el modelo para evaluar el impacto de descargas continuas de materia orgánica sobre la calidad de agua, cuando el sistema está en estado estacionario?

Dicha evaluación se realiza introduciendo 3 nuevas constantes variables: Q1, L1, y O1, que corresponden a 0,2 m³/s para el flujo de la descarga, 300 g/m³ para la DBO y 0 g/m³ para el O en la descarga. Se definen 2 compartimientos conectados por un vínculo *advectivo* (*link*). Ambos tramos tienen una longitud de 20 km. La descarga se implementa al comienzo del segundo tramo.

En la Figura 53 se ilustra el impacto de la descarga sobre la calidad de agua de la corriente. La materia orgánica se incrementa en el punto de la descarga hasta un valor de alrededor de 48 g/m³ y el oxígeno disuelto se reduce desde 2,5 a 2 g/m³.

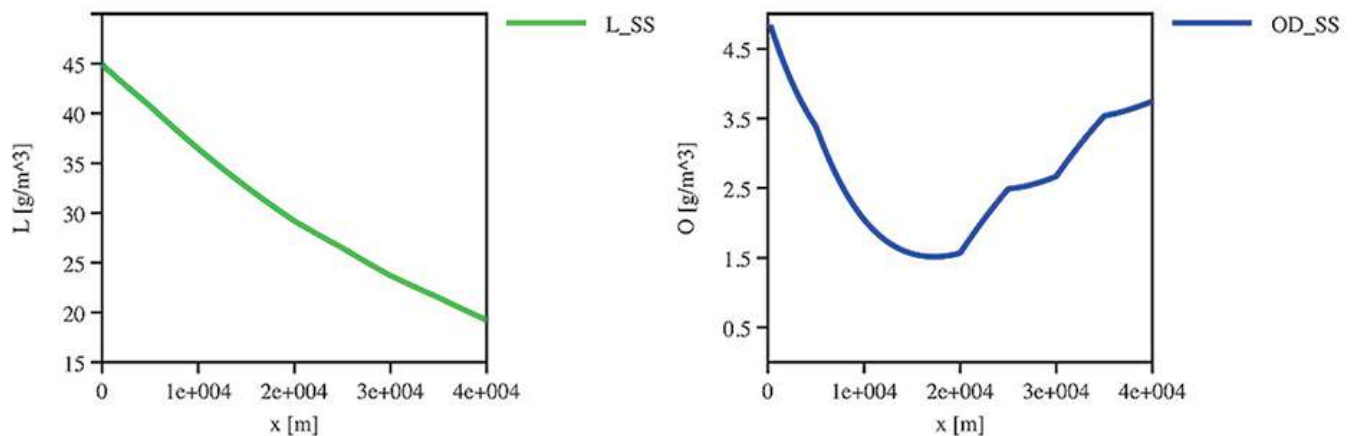


Figura 53. Impacto de una descarga continua en la variación de L y O. Fuente: elaboración propia.

12.2.2. Evaluación del taller

Para evaluar el taller se aplicó una encuesta anónima a un grupo de 15 estudiantes, consultándoles sobre su percepción del marco de referencia, la guía y la herramienta computacional. Los alumnos respondieron la encuesta después de entregar el reporte final. El cuestionario contenía 16 preguntas clasificadas en 3 categorías. Los interrogantes fueron respondidos usando una escala de Liker entre 1 y 5 (Keshavarzi y Ahmadi 2013), donde 1+2 corresponde a “Totalmente en desacuerdo”; 3 a “Neutral/Ninguno”; y 4+5 a “Totalmente de acuerdo”. En la encuesta los estudiantes tuvieron la oportunidad de presentar sus opiniones acerca de cómo se podría mejorar el marco de referencia para optimizar su efectividad.

La mayoría de los alumnos (de 11 a 15) respondieron que el marco de referencia contribuye a una mayor comprensión de los aspectos teóricos básicos, relacionados con la modelación de calidad de agua. Además, el 80 % estuvo de acuerdo con que dicho marco les permite acceder a nuevos conceptos y contribuye al análisis de un problema ambiental de la vida real. Un porcentaje de 67 % de ellos estuvo de acuerdo o bastante de acuerdo en que la metodología promueve la interacción entre el instructor y los estudiantes, mientras que 6 de ellos estuvieron en desacuerdo y 5 (el 33 %) permanecieron neutrales. Esta evaluación positiva es muy importante, porque demuestra la validez del marco de referencia tanto para alumnos como para docentes.

Con respecto a la guía, 9 estudiantes (el 60 %) estuvieron de acuerdo o fuertemente de acuerdo en que esta es apropiada para el desarrollo del marco referencial, y el 73 % piensa que es relevante su implementación. Al mismo tiempo, el 80 % encontró la guía clara. En esta pregunta, el 20 % permaneció neutral.

En relación con los aspectos teóricos considerados en el taller, 11 alumnos estuvieron de acuerdo o muy de acuerdo con los tópicos abordados en la guía, y 10 de ellos consideraron que esta también incluye la información requerida para la implantación del modelo, empleando la herramienta computacional. Como se puede observar, esta opinión permite concluir que la guía aún puede ser mejorada.

Sobre las preguntas relacionadas con la herramienta computacional, 9 de los estudiantes consideraron que la interfaz de *Aquasim* es amigable, 6 de ellos fueron neutrales, y 1 estuvo en desacuerdo. Esta conclusión contrasta con su opinión acerca de la efectividad de las instrucciones para usar la herramienta, ya que el 80 % (12) consideró que fueron apropiadas y que se requiere la presencia del instructor. También el 80 % señaló que *Aquasim* reduce el tiempo para correr la simulación y el 87 % indicó que la herramienta computacional es importante para alcanzar los objetivos del marco de referencia.

Los alumnos suministraron comentarios valiosos para evaluar la metodología, preparando otros talleres orientados a problemas ambientales reales y relevantes en el contexto regional y nacional, usando diversas herramientas computacionales.

12.3. Consideraciones finales

Se presenta un marco de referencia educativo que permite a los estudiantes de Ingeniería Ambiental adquirir los conocimientos básicos relacionados con modelación hidrodinámica y de calidad de agua. El marco de referencia fue aplicado exitosamente en un curso de pregrado del citado programa académico de la Universidad de Boyacá. Este marco de referencia incluye 3 etapas consecutivas: 1) una breve presentación para motivar a los alumnos en la aplicación de la metodología, la cual incluye la teoría básica de modelación ambiental, aplicada a un problema de calidad de agua relevante en países de economías emergentes; 2) im-

plementación y simulación del modelo en un programa computacional amigable, con el fin de comprobar los conceptos teóricos en áreas como hidráulica, hidrodinámica y procesos ambientales; y 3) aplicación del modelo para implementar escenarios y promover habilidades en la toma de decisiones.

En una evaluación preliminar del marco de referencia, 15 estudiantes fueron encuestados. Los resultados mostraron que la metodología contribuye al mejoramiento del aprendizaje de los alumnos, con relación a los principios básicos de la modelación ambiental.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los estudiantes por su participación en el taller y en la evaluación del marco de referencia.

Como citar este capítulo:

Díaz Gómez, J., Usaquén Perilla, O., Cifuentes Osorio, G., Villalobos Enciso, J., & Rodríguez Schaeffer, P., 2020. Marco de referencia para la enseñanza de la modelación ambiental con un modelo hidrodinámico y de calidad de agua En: Mejía Ávila, D., Soto Barrera, V. & Torres Bejarano, F., (Eds.), *Investigación para la Sostenibilidad Ambiental. Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental – RISA* (pp 203-221). 1ª ed. [online] Montería: Universidad de Córdoba, p.226. Disponible en: <<http://www.uniboyaca.edu.co/group/213>> [Consultado dd - mes - año].

Referencias citadas

- APHA y AWWA —American Public Health Association y American Water Works Association, respectivamente—. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. *Bioresource Technology*, 99 (s.n.), 532-539.
- Brown, L., y Barnwell, T. O. (1987). *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual* (Informe presentado a la Agencia de Protección Medio Ambiental de los Estados Unidos). Washington, Estados Unidos.
- Buchanan, T. J., y Somers, W. P. (1969). *Discharge measurements at gaging stations*. Washington: Imprenta del Gobierno de los Estados Unidos.
- Chapra, S. C. (2008). *Surface water-quality modeling*. Estados Unidos: Waveland Press.
- Chow, V. T. (1973). *Open-Channel Hydraulics*. Nueva York, Estados Unidos: McGraw Hill.
- Fisher, H. B. (1968). Dispersion predictions in natural streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 94 (5), 927-944.
- García, T., Pelletier, G., y Díaz, J. (2008). *Aplicación de QUAL2KW en la modelación y gestión de la calidad del agua del río Chicamocha*. Ponencia presentada en el XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Evento organizado por la Asociación Internacional de Investigaciones Hidráulicas. Cartagena, Colombia.
- Gujer, W. (2004). Systems analysis in environmental engineering: how far should we go? *Water Science and Technology*, 49 (8), 37-42.
- Guo, J. C. (2006). *Urban hydrology and hydraulic design*. Colorado, Estados Unidos: Water Resources Publications.
- Huijbregts, M. (2002). Uncertainty and variability in environmental life-cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7 (3), 173. Doi: 10.1007/BF02994052
- Imre, T. (2008). *Experiments in activated sludge modelling* (Tesis de Doctorado). Universidad de Ghent, Bélgica, 2008.
- Keshavarzi, A., y Ahmadi, S. (2013). The study of students' educational satisfaction in Islamic Azad University. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 83 (s.n.), 569-573.
- Khandan, N. (2001). *Modeling tools for environmental engineers and scientists*. Florida, Estados Unidos: CRC Press.
- Lant, P. A., y Emmett, D. (2001). Using the world wide web to revolutionise technology transfer and training in the water and wastewater industries. *Water Science and Technology*, 44 (2-3), 127-134.
- López, P. A., Martínez, F. J., Fuertes V.S., e Iglesias, P. L. (2011). Computational models calibration. Experiences in environmental studies. *Computer Applications in Engineering Education*, 19 (4), 795-805.
- Loucks, D.P., y Van Beek, E. (2017). *Water resource systems planning and management*. Cham, Suiza: Springer.
- Macdonald, I., y Strachan, P. (2001). Practical application of uncertainty analysis. *Energy and Buildings*, 33 (3), 219-227.
- Maier, H. R., Ascough, J. C., Wattenbach, M., Renschler, C. S., Labiosa, W. B., y Ravalico, J. K. (2008). Chapter five uncertainty in environmental decision making: issues, challenges and future directions. *Developments in Integrated Environmental Assessment*, 3 (s.n.), 69-85.
- Makinia, J. (2010). *Mathematical modelling and computer simulation of activated sludge systems*. Londres, Inglaterra: IWA Publishing.

- Morgenroth, E., Arvin, E., y Vanrolleghem, P. (2002). The use of mathematical models in teaching wastewater treatment engineering. *Water Science and Technology*, 45 (6), 229-233.
- Morgenroth, E., Daigger, G. T., Ledinm, A., y Keller, J. (2004). International evaluation of current and future requirements for environmental engineering education. *Water Science and Technology*, 49 (8), 11-18.
- Ochoa, E., Osorio, L. C. y Ramírez, F. Z. (2006). *Plan de ordenación y manejo ambiental de la cuenca alta del río Chicamocha* (Informe presentado a Corpoboyacá, la Universidad Nacional de Colombia y al Instituto de Estudios Ambientales). Boyacá, Colombia.
- Paliwal, R., Sharma, P., y Kansal, A. (2007). Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS. *Journal of Environmental Management*, 83 (2), 131-144.
- Petersen, E. E. (1965). *Chemical reaction analysis*. S.L.: Prentice Hall.
- Reichert, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L., y Vanrolleghem, P. (2001). River water quality model N° 1 (RWQM1): II. Biochemical process equations. *Water Science and Technology*, 43 (5), 11-30.
- Shanahan, P., Henze, M., Koncsos, L., Rauch, W., Reichert, P., Somlyody, L., y Vanrolleghem, P. (1998). River water quality modelling: II. Problems of the art. *Water Science and Technology*, 38 (11), 245-252.
- Sikder, M., Kihara, Y., Yasuda, M., Mihara, Y., Tanaka, S.,... Saito, T. (2013). River water pollution in developed and developing countries: judge and assessment of physicochemical characteristics and selected dissolved metal concentration. *Clean-Soil, Air, Water*, 41 (1), 60-68.
- Smith, E. D., Szidarovszky, F., Karnavas, W. J., y Terry, A. (2008). Sensitivity analysis a powerful system validation technique. *The Open Cybernetics & Systemics Journal*, 2 (1), 39-56.
- Souto, J. A., Bello, P. M., y Casares, J. J. (2004). Evaluation of air pollution modelling tools as environmental engineering courseware. *Water Science and Technology*, 49 (8), 57-64.
- Stamou, A. I., y Rutschmann, P. (2011). Teaching simple water quality models. *Education for Chemical Engineers*, 6 (4), 32-41.
- Thomas, H. A. (1937). The "Slope" method of evaluating the constants of the first-stage biochemical oxygen-demand curve. *Sewage Works Journal*, 9 (3), 425-430.
- Weintrop, D., Beheshti, E., Horn, M., Orton, K., Jona, K., Trouille, L., y Wilensky, U. (2016). Defining computational thinking for mathematics and science classrooms. *Journal of Science Education and Technology*, 25 (1), 127-147.



"VIGILADA MINEDUCACIÓN"

Investigación para la Sostenibilidad Ambiental

Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental - RISA

Perfil de los editores

Doris Mejía Ávila

Doctora en Ingeniería Geográfica de la Universidad Politécnica de Madrid en España, especialista en Sistemas de Información Geográfica de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas e Ingeniera Forestal de la Universidad Distrital. Desde el año 2000 hasta el 2012 fue Profesora-Investigadora del programa de Geografía de la Universidad de Córdoba - Colombia, co-fundadora del programa de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Córdoba del cual es docente investigadora desde el año 2013. Miembro del Grupo de Investigación en Modelación y Evaluación de Sistemas Ambientales (GIMESA). Ha participado en diversos proyectos en temas relacionados con el Geo procesamiento para la modelación y evaluación de sistemas ambientales. Miembro de la Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental-RISA.

Franklin Torres Bejarano

Doctor en Ciencias del Instituto Mexicano del Petróleo (México). Maestría en Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (DEPFI-UNAM), e Ingeniero Sanitario y Ambiental de la Universidad de la Costa, CUC (Colombia). Desde el 2011 hasta el 2017 fue Profesor-Investigador del programa de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ciencias Ambientales de la CUC. Actualmente, docente del Departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Córdoba y líder del Grupo de Investigación en Modelación y Evaluación de Sistemas Ambientales (GIMESA). Miembro activo de la Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, ACODAL. Ha participado en diversos proyectos nacionales e internacionales en temas relacionados con la modelación hidrodinámica y transporte de contaminantes, manejo del recurso hídrico en ecosistemas acuáticos superficiales costeros y continentales, así como en la evaluación de la calidad del agua mediante procesamiento de imágenes satelitales.

Viviana Soto Barrera

Magister en Geografía de la Universidad de Córdoba, especialista en Gerencia Empresarial e Ingeniera Ambiental y Sanitaria de la Universidad de la Salle, con experiencia profesional de seis años en el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico en la ejecución de planes y programas para el sector y 12 años de experiencia específica en el sector de Aseo en el componente Servicio Público de Aseo y la Gestión Integral de Residuos Sólidos. Docente del programa de Geografía de la Universidad de Córdoba desde el año 2002 a 2012. Co-fundadora del programa de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Córdoba del cual es docente de tiempo completo desde el año 2015 y miembro del Grupo de Investigación en Modelación y Evaluación de Sistemas Ambientales (GIMESA), en donde ha participado en diversos proyectos en temas relacionados con el Ordenamiento Ambiental, la Gestión y Evaluación de Impacto Ambiental y los Residuos Sólidos. Miembro de la Red Internacional para la Sostenibilidad Ambiental-RISA.



"VIGILADA MINEDUCACIÓN"

Investigación para la Sostenibilidad Ambiental.

Red Internacional de Sostenibilidad Ambiental - RISA

Universidad de Córdoba
Departamento de Ingeniería Ambiental

Primera edición

Montería - Colombia
2020



“La naturaleza sostiene la vida universal de todos los seres”
Tenzin Gyatso. Decimocuarto dalái lama.



"VIGILADA MINEDUCACIÓN"

Doris Mejía Ávila:
dmejia@correo.unicordoba.edu.co
Viviana Soto Barrera:
vcsoto@correo.unicordoba.edu.co
Franklin Torres Bejarano
franklintorres@correo.unicordoba.edu.co

www.uniboyaca.edu.co/group/213
www.gimesaa.com