

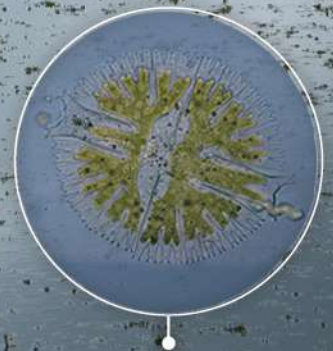
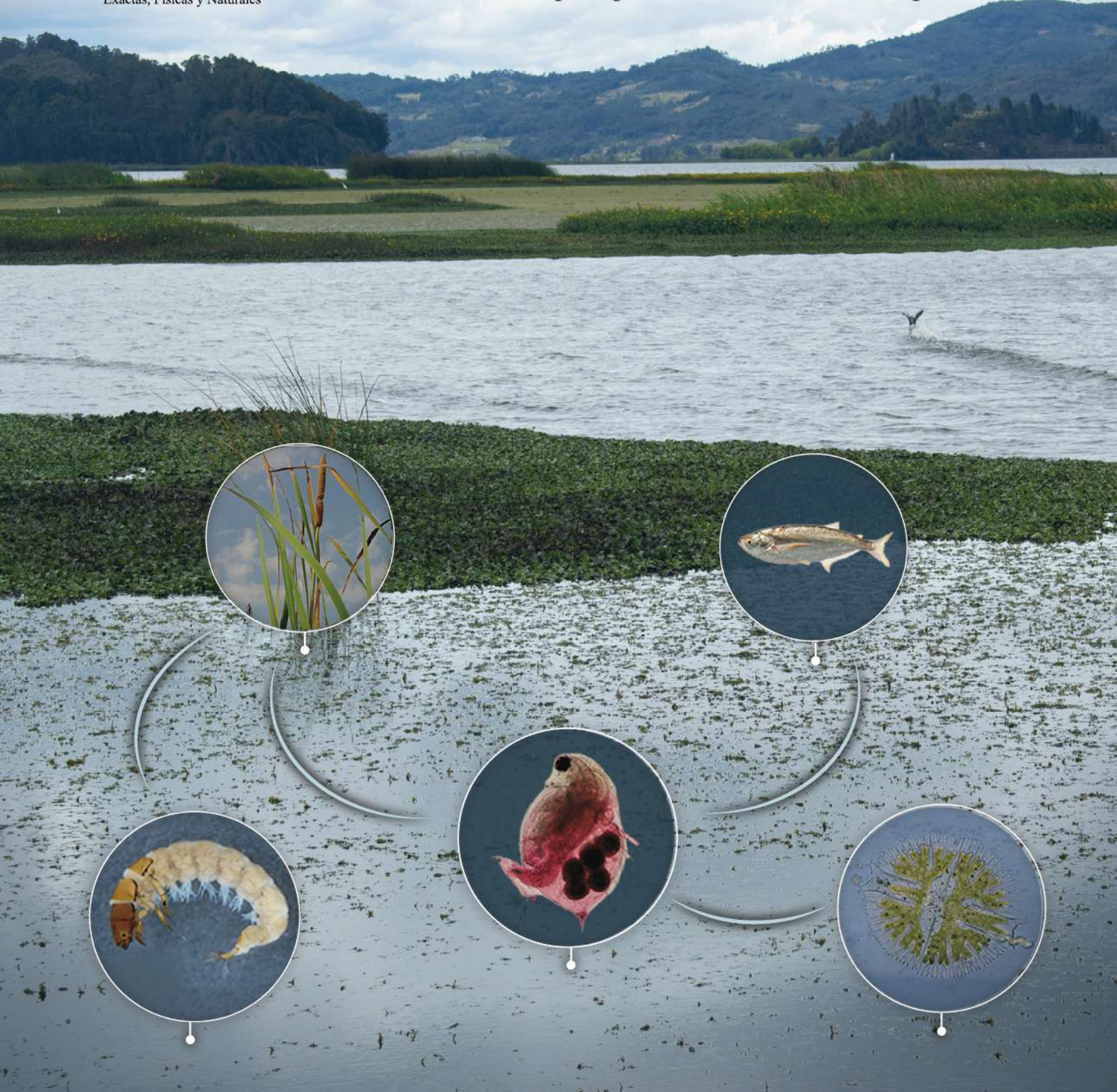


ISSN 0370-3908
eISSN 2382-4980

REVISTA DE LA ACADEMIA COLOMBIANA de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

Academia Colombiana de Ciencias
Exactas, Físicas y Naturales

Vol. 44 • Número 171 • Limnología • Págs. 293-678 • Abril - Junio de 2020 • Bogotá - Colombia





ISSN 0370-3908
eISSN 2382-4980


REVISTA DE LA ACADEMIA COLOMBIANA de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

Academia Colombiana de Ciencias
Exactas, Físicas y Naturales


Vol. 44 • Número 171 • Limnología • Págs. 293-678 • Abril - Junio de 2020 • Bogotá - Colombia

Comité editorial

Editora

 Elizabeth Castañeda, Ph. D.
Instituto Nacional de Salud,
Bogotá, Colombia

Editor invitado

 Gabriel Alfonso Roldán Pérez, Dr. rer. nat.
Grupo de Limnología y Recursos Hídricos,
Universidad Católica de Oriente,
Rionegro, Antioquia, Colombia

Asistente editorial

Carolina Acosta


Grupo de apoyo


Marta Renza, correctora de estilo
Johanna Morales, diagramadora
Bibiana Dimate, Publindex
César Moreno


Asistente editorial invitada


Manuela Toro
Estudiante de Ingeniería Ambiental
Monitora de Laboratorio de Ictiología,
Universidad Católica de Oriente,
Rionegro, Antioquia


Editores asociados invitados


 Gladys Reinoso Florez, M. Sc.
Grupo de investigación en Zoología Universidad
del Tolima, Ibagué, Colombia

 María del Carmen Zúñiga, Ph. D.
Grupo de Investigaciones Entomológicas,
Universidad del Valle, Cali, Colombia

 María Isabel Ríos Pulgarín, Ph. D.
Grupo de Investigación en Limnología y Recursos
Hídricos, Universidad Católica de Oriente,
Rionegro, Antioquia, Colombia


 Luis Fernando Echeverri López, Ph. D.
Instituto de Química, Universidad de Antioquia,
Medellín, Colombia


 Nelson Javier Aranguren Riaño, Ph. D.
Unidad de Ecología en Sistemas Acuáticos UDESA,
Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia
(UPTC), Tunja, Boyacá, Colombia


 Silvia Lucía Villabona González, Ph. D.
Grupo de Limnología y Recursos Hídricos
Universidad Católica de Oriente,
Rionegro, Antioquia, Colombia


Editores asociados


Ciencias Biomédicas


 Luis Fernando García, M.D., M. Sc.
Profesor emérito, Universidad de Antioquia,
Medellín, Colombia


 Gustavo Adolfo Vallejo, Ph. D.
Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia


 Juanita Ángel, Ph. D.
Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia


 Manuel Franco, Ph. D.
Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia

 Alberto Gómez, Ph. D.
Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia

 John Mario González, Ph. D.
Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia

 Gloria Patricia Cardona Gómez, Ph. D.
Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

 Ángela Restrepo Moreno, Ph. D.
Corporación para Investigaciones Biológicas,
Medellín, Colombia

 Helena Groot de Restrepo
Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia

Ciencias del Comportamiento

Guillermo Páramo, M.Sc.
Universidad Central, Bogotá, Colombia

- ⑩ Rubén Ardila, Ph. D.
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
- ⑩ Ana María Groot de Mahecha
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia

Ciencias Físicas

- ⑩ Pedro Fernández de Córdoba, Ph. D.
Universidad Politécnica de Valencia, España
- ⑩ Diógenes Campos Romero, Dr. rer. nat.
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
- ⑩ Román Eduardo Castañeda, Dr. rer. nat.
Universidad Nacional, Medellín, Colombia
- ⑩ María Elena Gómez, Ph. D.
Universidad del Valle, Cali, Colombia
- ⑩ Gabriel Téllez, Ph. D.
Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia
- ⑩ Jairo Roa-Rojas, Ph. D.
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
- ⑩ Ángela Stella Camacho Beltrán, Dr. rer. nat.
Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia
- ⑩ Edgar González, Ph. D.
Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia
- ⑩ Guillermo González, Ph. D.
Universidad Industrial de Santander,
Bucaramanga, Colombia
- ⑩ Carlos Duque
Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

Ciencias Químicas

- ⑩ Sonia Moreno Guaqueta, Ph. D.
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
- ⑩ Myriam Sánchez de Gómez, M.Sc.
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
- ⑩ Fernando Martínez, Docteur en Chimie
Universidad Industrial de Santander,
Bucaramanga, Colombia
- ⑩ Luis Fernando Echeverry, Ph. D.
Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia
- ⑩ Carmenza Duque Beltrán
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
- ⑩ Ligia Sierra García
Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia
- ⑩ Luz Marina Jaramillo Gómez
Universidad del Valle, Cali, Colombia

Ciencias Naturales

- ⑩ José Luis Fernández Alonso, Doctor
Real Jardín Botánico, Consejo Superior de
Investigaciones Científicas, Madrid, España
- ⑩ Jaime Cantera, Doctorat d'Etat
Universidad del Valle, Cali, Colombia
- ⑩ Gabriel Roldán, Dr. rer. nat.
Universidad Católica de Oriente, Rionegro,
Antioquia, Colombia

- ⑩ Sandra Baena Garzón, Ph. D.
Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia
 - ⑩ Néstor Hernando Campos Campos, Dr. rer. nat.
Universidad Nacional de Colombia,
Sede Caribe, Colombia
 - ⑩ Martha Patricia Ramírez Pinilla, Ph. D.
Universidad Industrial de Santander,
Bucaramanga, Colombia
 - ⑩ Jairo Castaño-Zapata, Ph. D.
Universidad de Caldas, Manizales, Colombia
 - ⑩ Juan Manuel Díaz Merlano, Ph. D.
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
 - ⑩ Gerardo A. Aymard C, Ph. D.
Universidad Nacional de los Llanos Ezequiel Zamora,
Venezuela
 - ⑩ Néstor Julio García, Ph. D.
Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia
 - ⑩ Arturo Acero, Ph. D.
Universidad Nacional de Colombia,
Santa Marta, Colombia
 - ⑩ Elizabeth Hodson
Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia
 - ⑩ Germán Amat
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
 - ⑩ John Donato
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
 - ⑩ Martha R. Campos
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
 - ⑩ Clara Inés Orozco
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
 - ⑩ Carolina Romero
Herbarium, Missouri Botanical Garden, Estados Unidos
 - ⑩ Eduardo Flórez
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
- #### Ciencias de la tierra
- ⑩ Carlos Alberto Vargas, Ph. D.
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
 - ⑩ Carlos Alberto Jaramillo Muñoz, Ph. D.
Smithsonian Tropical Research Institute, Panamá
 - ⑩ José Daniel Pabón, Ph. D.
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
 - ⑩ Alexander Correa
Instituto de Geología, Universidad Nacional
Autónoma de México, Mexico
 - ⑩ Ligia Estela Urrego
Universidad Nacional, Medellín, Colombia
 - ⑩ Camilo Montes
Universidad del Norte, Barranquilla, Colombia
 - ⑩ Germán Bayona
Corporación Geológica Ares, Bogotá, Colombia
 - ⑩ Hernando Dueñas Jiménez
BIOSS SAS, Antioquia, Colombia

Matemáticas

- Jorge Ivan Cossio Betancur, Ph. D.
Universidad Nacional, Medellín, Colombia
- 📄 Luis Español González, Ph. D.
Universidad de la Rioja, España
- 📄 Luis Carlos Arboleda, Doctor
Universidad del Valle, Cali, Colombia
- 📄 Clara Elena Sánchez
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
- Fernando Zalamea Traba
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
- 📄 Carlos Enrique Mejía
Universidad Nacional, Medellín, Colombia
- 📄 Francisco Marcellán
Escuela Politécnica Superior, Madrid, España

Comité científico internacional

- 📄 Carlos Jiménez, Ph. D.
Universidad de La Coruña, España
- 📄 Wolfgang Gieren, Ph. D.
Universidad de Concepción, Chile
- 📄 Alfonso Castro, Ph. D.
Harvey Mudd College,
Claremont, CA, EEUU
- 📄 Rodolfo Castillo, Ph. D.
Fort Lauderdale, Florida, EEUU
- 📄 José Rubens Pirani Ph. D.
Universidade de São Paulo, Brazil
- 📄 Federico Ardila, Ph. D.
San Francisco State University, San
Francisco, CA, EEUU
- Juan Alfredo Tirao, Ph. D.
Academia Nacional de Ciencias Córdoba,
Argentina
- 📄 Pedro Romero, Ph. D.
Instituto Ludwig de la Universidad de
Lausana en Suiza
- 📄 Ulrich Paessler, Ph. D.
Academia de Ciencias de Berlín-
Brandenburgo, RFA
- 📄 Maria Sagrario Millán
Universidad Tecnológica de Tarrasa,
España
- 📄 Zbigniew Jaroszewicz
Centro de Fotónica Aplicada, Instituto
Tele y Radiotécnico, Instituto Nacional
de Telecomunicaciones, Polonia
- 📄 José Luis Moran López,
Doctor Rerum Naturalium
Academia Mexicana de Ciencias,
México
- 📄 Jean-Pierre Galaup
Universidad de París Saclay, Francia
- 📄 Helena Nader, Ph. D.
Academia Brasileira de Ciencias, Brasil
- 📄 Roberto JJ Williams, Ph. D.
Academia Nacional de Ciencias Exactas,
Físicas y Naturales, Argentina
- 📄 Walter Fernández Rojas, Ph. D.
Presidente Academia Nacional de
Ciencias, Costa Rica
- 📄 Alex Held, Ph. D.
Commonwealth Scientific and Industrial
Research Organisation (CSIRO), Australia
- 📄 Rafael Radi, M.D.
Academia de Ciencias de Uruguay

Reseñada en los siguientes índices nacionales e internacionales:

Actualidad Iberoamericana
Agris
Dialnet
EBSCO
Historia Mathematica

Index Kewensis
Latindex
Mathematical Reviews
MathSciNet (on line data base)
OCLC (Online Computer Library Center)

PERIODICA
Publindex, Colciencias
SciELO, Colombia
Zentralblatt für Mathematik
Zoological Record

Publindex, Colciencias (convocatoria 768 de 2018), categoría B

Periodicidad: trimestral
Fecha de inicio: 1936

Esta publicación se ha financiado mediante la transferencia de recursos del Gobierno Nacional a la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.

La Academia no es responsable de las opiniones aquí expresadas.

Reservados todos los derechos. El contenido de la presente publicación no puede ser reproducido, ni transmitido por ningún procedimiento electrónico, mecánico, incluyendo fotocopia, grabación magnética, ni registrado por ningún sistema de recuperación de información, en ninguna forma, ni por ningún medio, sin la previa autorización por escrito del titular de los derechos de explotación de la misma.

Cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública o transformación de esta obra solo puede ser realizada con la autorización previa de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales.

Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

Cra. 28 A no. 39A - 63 Bogotá D.C., Colombia, CP 111311 • **PBX:** +57(1)555-0470

Sitio web: www.raccefyn.co • **Correo electrónico:** revista@accefyn.org.co



Academia Colombiana de Ciencias
Exactas, Físicas y Naturales

ISSN 0370-3908
eISSN 2382-4980

REVISTA DE LA ACADEMIA COLOMBIANA de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

Vol. 44 • Número 171 • Limnología • Págs. 293-678 • Abril - Junio de 2020 • Bogotá - Colombia

Contenido - Contents

Editorial	La limnología en Colombia Limnology in Colombia <i>Gabriel Roldán Pérez, Dr. rer. nat.</i> 301
Artículo de revisión Review article	Revisión histórica de la limnología en Colombia AR Historical review of limnology in Colombia <i>Gabriel Roldán</i> 303
Aspectos físicos y químicos Physical and chemical aspects	Comportamiento de la estructura térmica y características morfométricas de un humedal de montaña tropical AO Thermal structure evolution and morphometric characteristics of a tropical mountain wetland <i>Carlos A. Benjumea-Hoyos, Andrea Villada, Juan David Castaño</i> 329
	Variables fisicoquímicas y biológicas de mayor influencia en el estado trófico de cinco embalses andinos colombianos AO Main physicochemical and biological variables in the trophic state of five Colombian Andean reservoirs <i>Silvia Lucía Villabona-González, Carlos A. Benjumea-Hoyos, Jaime Andrés Gutiérrez-Monsalve, Mónica Tatiana López-Muñoz, Ernesto José González</i> 344
	Variación estacional de la temperatura media y los flujos advectivos y atmosféricos de calor en un embalse tropical andino AO Seasonal variability of advective and atmospheric heat fluxes and mean temperature in a tropical Andean reservoir <i>Arlex Marin-Ramírez, Andrés Gómez-Giraldo, Ricardo Román-Botero</i> 360
Plancton Plankton	Floraciones de cianobacterias en Colombia: estado del conocimiento y necesidades de investigación ante el cambio global AO Cyanobacterial blooms in Colombia: State of knowledge and research needs in the context of climate global change <i>Samia Salomón, Carlos A. Rivera-Rondón, Ángela María Zapata</i> 376

Plancton
Plankton

- Clasificación de grupos morfofuncionales del fitoplancton en seis sistemas lénticos de las regiones Caribe, Andina y Amazónica de Colombia** **AO**
Classification of morphofunctional phytoplankton groups in six lentic systems of the Caribbean, Andean, and Amazonian regions of Colombia
Esnedy Hernández, Néstor Aguirre, Karen Palacio, Jaime Palacio, John Jairo Ramírez, Santiago R. Duque, Martha Mogollón, Carla Kruk 392
- Incidencia del tiempo de retención hidráulica en el plancton del reservorio La Chapa (Santana, Boyacá), Colombia** **AO**
Incidence of hydraulic retention time in the plankton of the La Chapa reservoir (Santana, Boyacá), Colombia
July Andrea Barrera-Herrera, Nelson Aranguren-Riaño, Yuli Marcela Páez-Ruíz, Leana Baneza Molina-Pacheco, Adriana Pedroza-Ramos, Carlos Alejandro Díaz-Ballesteros 407
- Environmental factors driving phytoplankton biomass and diversity in a tropical reservoir** **OA**
Factores ambientales determinantes de la biomasa y la diversidad del fitoplancton en un embalse tropical
Isabel Cristina Gil-Guarín, Silvia Lucía Villabona-González, Edison Parra-García, Ricardo O. Echenique 423
- Diversidad y distribución de la comunidad fitoperifítica presente en un río andino amazónico y su relación con variables ambientales** **AO**
Diversity and distribution of the phytoperiphytic community present in an Andean Amazonian river and its relationship with environmental variables
Donovan Godoy-Lozada, Marlon Peláez-Rodríguez 437
- First record of *Vacupernius packeri* (Allen) (Ephemeroptera: Leptohiphidae) from Colombia and South America with additional notes on egg morphology** **OA**
Primer registro del efemeróptero *Vacupernius packeri* en Colombia y América del Sur y descripción de la morfología de sus huevos
Tito Bacca, Jhon Faber Marulanda, Lucimar G. Dias 452
- Estadios ninfales de *Anacroneuria* spp. (Plecoptera: Perlidae) y su relación con variables fisicoquímicas en tres microcuencas del río Combeima, Ibagué, Colombia** **AO**
Nymphal stages of *Anacroneuria* spp. (Plecoptera: Perlidae) and its relationship with physicochemical variables in three microbasins of the Combeima River, Ibagué, Colombia
Carlos Váquiro-Capera, Gladys Reinoso-Flórez, Giovany Guevara 458
- Composición y estructura del ensamblaje de larvas del orden Trichoptera (Arthropoda: Insecta) en la quebrada Las Perlas, Ibagué, Colombia** **AO**
Composition and structure of larval Trichoptera (Arthropoda: Insecta) assemblages of the Las Perlas stream, Ibagué, Colombia
Edison Jahir Duarte Ramos, Gladys Reinoso-Flórez 471
- First record of the larvae *Byrsopteryx* Flint, 1981 (Trichoptera: Hydroptilidae) in Colombia** **OA**
Primer registro de larvas de *Byrsopteryx* Flint, 1981 (Trichoptera: Hydroptilidae) en Colombia
Jesús Manuel Vásquez-Ramos, Diana Paola Osorio-Ramírez, Clara Inés Caro-Caro 482
- Larvas de Trichoptera en un gradiente altitudinal en un río neotropical** **AO**
Trichoptera larvae in an altitudinal gradient in a Neotropical river
Jorge D. Oliveros-Villanueva, Cesar E. Tamaris-Turizo, Daniel J. Serna-Macias 493

**Macro-
invertebrados**
Macroinvertebrates

Contribución taxonómica a la subfamilia Chironominae de Caldas: nuevos registros, clave taxonómica y diagnóstico AO	
Taxonomic contribution to the Chironominae subfamily in Caldas: new records, taxonomic keys, and diagnosis	
<i>Diana Hoyos, Lucimar Dias</i>	507
La familia Elmidae (Insecta: Coleoptera: Byrrhoidea) en Colombia: riqueza taxonómica y distribución AO	
The Elmidae family (Insecta: Coleoptera: Byrrhoidea) in Colombia: Taxonomic richness and distribution	
<i>Marcela González-Córdoba, María del Carmen Zúñiga, Verónica Manzo</i>	522
Primer registro de <i>Cytheridella ilosvayi</i> Daday, 1905 (Ostracoda: Limnocytheridae) en la ciénaga de San Silvestre, Colombia AO	
First record of <i>Cytheridella ilosvayi</i> Daday, 1905 (Ostracoda: Limnocytheridae) in the Ciénaga San Silvestre, Colombia	
<i>Jenny Alejandra Ruiz-Jiménez, Marisol Beltrán Gutiérrez, María Isabel Criales-Hernández</i>	554
Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el Parque Nacional Natural Selva de Florencia, Colombia AO	
Diversity of aquatic macroinvertebrates in the National Natural Park <i>Selva de Florencia</i> , Colombia	
<i>Juan Guillermo Orrego-Meza, Isabel Cristina Hernández-Cortés, Jhon Faber Marulanda-López, Juan Mateo Rivera-Pérez, Juan Pablo Viteri-Delgado, Mariana Franco-Torres, Camilo Andrés Llano-Arias, Lucimar Gomes-Dias</i>	560
Composición de macroinvertebrados en las provincias de Márquez y Lengupá y posible efecto de la orogénesis en su distribución AO	
Composition of macroinvertebrates in the provinces of Márquez and Lengupá and the possible effect of orogenesis on their distribution	
<i>Ángela Liceth González-Tuta, Luz Nidia Gil-Padilla</i>	572
Composición y aspectos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos presentes en una microcuenca de cabecera en los Andes de Risaralda, Colombia AO	
Composition and functional aspects of the aquatic macroinvertebrates present in a headwaters microbasin in the Andes of Risaralda, Colombia	
<i>Jeymy Milena Walteros Rodríguez, Juan Mauricio Castaño Rojas</i>	581
Macroinvertebrados y pérdida de masa de hojas de <i>Eucalyptus</i> sp. y <i>Tibouchina lepidota</i> en una quebrada altoandina con influencia minera (Manizales, Colombia) AO	
Macroinvertebrate and leaf mass loss of <i>Eucalyptus</i> sp. and <i>Tibouchina lepidota</i> in an Andean headwater stream with mining influence (Manizales, Colombia)	
<i>Danae Salazar-Castellanos, Ana María Meza-Salazar, Giovany Guevara</i>	593
Influencia de la variación temporal de los parámetros hidráulicos en la estructura y la función de la comunidad de macroinvertebrados en un río andino AO	
Influence of temporal variation of hydraulic parameters on the structure and function to the macroinvertebrate community in an Andean stream	
<i>Ángela Judith Motta-Díaz, Diego J. Vimos-Lojano</i>	606
Estructura poblacional y reproducción de cinco especies ícticas en un embalse neotropical AO	
Population structure and reproduction of five fish species in a Neotropical reservoir	
<i>María Nelly Zapata-Londoño, Edna J. Márquez, Natalia Restrepo-Escobar, María Isabel Ríos-Pulgarín</i>	622

Vegetación acuática

Aquatic vegetation

Impacto sobre variables limnológicas

Impact on limnological variables

Análisis multitemporal y caracterización de la vegetación hidrófita y helófita de un cinturón de humedales urbanos en el altiplano del Oriente antioqueño **AO**

Multi-temporal analysis and characterization of hydrophyte and helophyte vegetation of a belt of urban wetlands in the highlands of the Eastern region of Antioquia

Daniela Salazar-Suaza, Mario Alberto Quijano-Abril 639

Restauración de corredores ribereños en paisajes ganaderos de la zona andina colombiana: efectos tempranos en el ambiente acuático **AO**

Restoration of riparian corridors in cattle ranching landscapes of the Colombian Andes: Early effects on the aquatic environment

Lina Paola Giraldo, Julián Chará, Ana Marcela Chará-Serna, Yuly Paulina Ramírez 652

Agradecimientos

Acknowledgements 665

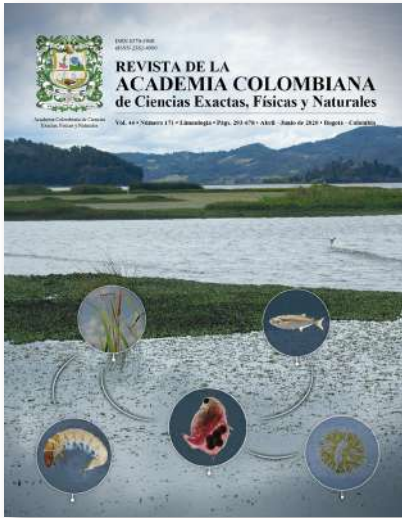
Enfoque y alcance

Focus and Scope 666

AR **RA** Artículo de revisión / Review article

AO **OA** Artículo original / Original article

Nuestra portada



Representación de un ecosistema acuático y sus principales componentes bióticos

Creditos:

Foto de fondo

Laguna de Fúquene, departamentos de Cundinamarca y Boyacá. Johanna Morales.

	<p>Planta acuática <i>Typha</i> (Enea o totora) Gabriel Roldán, Laboratorio de Limnología, Grupo de Investigación en Limnología y Recursos Hídricos, Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Antioquia, Colombia</p>
	<p>Alga <i>Micrasterias radiosa</i>: Desmidiaceae Nelson Aranguren, Unidad de Ecología y Sistemas Acuáticos, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja</p>
	<p>Cladócero <i>Daphnia obtusa</i>: Daphniidae Juan Pablo Álvarez, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia</p>
	<p>Insecto <i>Smicridea</i> sp.: Hydropsychidae Felipe Ortega y María del Carmen Zúñiga, Laboratorio de Imágenes, Programa de Postgrado en Biología, Universidad del Valle, Cali, Colombia</p>
	<p>Pez arenca <i>Triportheus magdalenae</i> Juan Guillermo Ospina, Laboratorio de Limnología, Grupo de Investigación en Limnología y Recursos Hídricos, Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Antioquia, Colombia</p>

Editorial

La limnología en Colombia

Para la Red Colombiana de Limnología - NEOLIMNOS es motivo de gran satisfacción presentar este número especial en el cual se dan a conocer los avances logrados en los últimos años en este campo. Las contribuciones incluidas en este número de la Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales fueron el resultado de una convocatoria nacional en la cual participaron numerosos limnólogos de la mayoría de las universidades del país. Las propuestas fueron sometidas a una rigurosa evaluación por parte de pares académicos y se seleccionaron finalmente 24 de ellas. Los temas de los manuscritos aceptados corresponden a la fisicoquímica del agua en tres de ellos, al plancton en cinco, a los macroinvertebrados acuáticos en 13, a los peces en uno, a la vegetación acuática en uno más, y a los impactos en el paisaje en otro manuscrito. El estudio de la limnología de embalses en Colombia ha generado un cuerpo de conocimiento sobre el comportamiento de las características fisicoquímicas y biológicas de estos ecosistemas neotropicales. En los trópicos la radiación solar tiene un papel fundamental en los lagos y los embalses, pues siendo más o menos constante a lo largo del año, reduce la circulación y la mezcla en la columna del agua, lo que hace que la zona profunda permanezca anóxica la mayor parte del tiempo.

En cuanto al plancton (fitoplancton, zooplancton y perifiton), en los últimos años se ha producido en el país abundante información sobre la taxonomía y la ecología de las algas y su relación con la eutrofización, un problema grave en la mayoría de los lagos y embalses colombianos. También es importante mencionar la presencia de cianobacterias potencialmente tóxicas como *Microcystis*, y los problemas en las plantas de potabilización del agua.

Los estudios sobre los macroinvertebrados acuáticos representan cerca del 50 % de las contribuciones, siendo los temas más tratados los de su ecología y taxonomía. Es importante mencionar que la investigación se ha centrado en el uso de los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua. Los primeros trabajos en Colombia se hicieron en la década de los 80 y hoy las áreas estudiadas se extienden por todo Latinoamérica; dichos estudios han servido de base para evaluar la calidad ecológica de numerosos ríos del país y han contribuido a generar conciencia ambiental sobre los problemas de la contaminación causada por los residuos industriales y domésticos y el uso de abonos y pesticidas en la agricultura.

En cuanto a los peces, representantes muy importantes de la fauna acuática, hay en la literatura especializada abundante información sobre su taxonomía y ecología en Colombia. A este respecto, debe mencionarse que en los últimos años se ha venido practicando el cultivo de peces en canastas flotantes en los embalses, lo que ha causado una enorme mortalidad debido a la descomposición por el excedente de alimento y la densidad de las poblaciones, con la consecuente eutrofización de los embalses y el agotamiento del oxígeno disuelto en las horas de la noche.

La vegetación acuática es otro componente integral de los ríos, lagos y lagunas, pero cuando estos cuerpos de agua se eutrofizan, esta se convierte en un grave problema, pues cubre por completo el espejo de agua y resulta en la muerte de los peces por anoxia e intoxicación como consecuencia de la producción de metano y ácido sulfhídrico. Muchos embalses y lagos en Colombia están invadidos por estas plantas, principalmente por el “buchón” o jacinto de agua (*Eichhornia*), lo que se ha convertido en un problema ambiental y económico por los altos costos de su remoción. La eutrofización de lagos y embalses depende mucho del manejo de la cuenca, por lo que su conservación y protección

es esencial para mantener el equilibrio ecológico. Un embalse es una caja de resonancia de lo que sucede en la cuenca y prevenir es curar, principio crucial para la conservación del equilibrio ambiental en la naturaleza.

La restauración de los ecosistemas acuáticos, por su parte, es una de las necesidades más urgentes que deben afrontar todos los países del mundo, y especialmente Colombia, donde la mayoría de los ríos, lagos y embalses se encuentra gravemente contaminada debido a la falta de tratamiento de las aguas industriales y domésticas. Los ríos tienen la capacidad de recuperarse rápidamente una vez se elimina la fuente de contaminación, pero los ecosistemas lénticos ya eutrofizados tienen muy pocas probabilidades de recuperarse. Confiamos en que la información que se presenta en este número especial de la Revista de la Academia sirva de motivación para que nuestros limnólogos continúen haciendo aportes en aras de un mejor conocimiento de nuestros recursos hídricos y como motivación para que la industria y el gobierno se preocupen por su recuperación y conservación.

Rionegro, junio 10 de 2020

Gabriel Roldán Pérez, Dr. rer. nat.
Editor invitado

Artículo de revisión

Revisión histórica de la limnología en Colombia

Historical review of limnology in Colombia

 Gabriel Roldán

Laboratorio de Limnología, Universidad Católica de Oriente, Retiro, Antioquia, Colombia

Resumen

El estudio de la limnología en Colombia se inicia con los trabajos de Joaquín Molano Campuzano en la década de 1950. A partir de los años setenta se inicia en la Universidad de Antioquia una etapa de activa productividad que ha ido creciendo de manera exponencial hasta nuestros días. El libro “Fundamentos de limnología neotropical” y la “Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos en el departamento de Antioquia” sirvieron de base para este rápido desarrollo de la limnología en el país y en la mayoría de los países de Latinoamérica. Colombia es uno de los países más ricos en aguas a nivel mundial, miles de ríos, lagos, lagunas, ciénagas y estuarios cubren todo nuestro territorio. Sin embargo, aún falta mucho por conocer sobre estos ecosistemas. En la década de 1940 comenzó la construcción de un gran número embalses para la generación de energía, así como de acueductos, lo que inauguró un nuevo capítulo en los estudios limnológicos. Los macroinvertebrados acuáticos han sido los mejor estudiados en Colombia y la guía para su determinación y estudio en el departamento de Antioquia ha servido de referencia para la elaboración de claves similares en la mayoría de los países latinoamericanos. El país cuenta con una legislación del Ministerio del Medio Ambiente en la cual se establece el estudio de los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad en estudios de impacto ambiental.

Palabras clave: Limnología; Colombia; Neotrópico; Humedales.

Abstract

The study of limnology in Colombia begins with the works carried out by Joaquín Molano Campuzano in the 1950s. In the 1970s, a very productive stage began at the University of Antioquia that has continued growing exponentially until today. The book on the “Fundamentals of Neotropical Limnology” and the “Guide for the Study of Aquatic Macroinvertebrates in the Department of Antioquia” served as the basis for this rapid development of limnology in Colombia and in most of Latin American countries. Colombia is one of the richest countries in water worldwide: thousands of rivers, lakes, lagoons, marshes, and estuaries cover our entire territory. However, much remains to be known about these ecosystems. In the 1940s, a large number of reservoirs for energy generation and aqueducts began to be built, which generated a new field for limnological studies. The aquatic macroinvertebrates have been the best studied in Colombia and the guide for their identification and study in the Department of Antioquia has served as a reference for the establishment of similar keys in most Latin American countries. Our country counts the legislation issued by the Ministry of the Environment where the study of aquatic macroinvertebrates as quality bioindicators in environmental impact studies is established.

Keywords: Limnology; Colombia; Neotropic; wetlands.

Citación: Roldán G. Revisión histórica de la limnología en Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):303-328, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyfyn.1056>

Editor: Elizabeth Castañeda

Correspondencia:

Gabriel Roldán; groldan@uco.edu.co

Recibido: 30 de octubre de 2019

Aceptado: 22 de abril de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Desarrollo de la limnología en Colombia

Los estudios de limnología en Colombia prácticamente no existían hasta los años setenta. En el 2009 **Roldán** hizo una recopilación de los principales estudios realizados en el país y en la presente revisión se aspira a actualizar dichos estudios. Se considera que el primer reporte sobre el país lo publicó **Williamson** (1918), profesor de la Universidad de Michigan, quien describió sus experiencias bajo el título *A Collecting Trip to Colombia, South America*, del viaje que en 1917 y 1918 lo llevó a recorrer el río Magdalena desde

Santa Marta hasta las poblaciones de Honda y La Dorada. Aunque el propósito principal del viaje era la colección de odonatos adultos, sus detalladas descripciones permiten deducir las condiciones ambientales y la riqueza de la fauna acuática del río Magdalena y sus tributarios en esa época.

El primer reporte limnológico en Colombia se debe a los trabajos realizados por el profesor Joaquín Molano Campuzano, quien realizó una serie de observaciones y estudios en varias lagunas y ríos del país en el marco de un contrato con el Ministerio de Agricultura. Sus estudios se centraron en mediciones fisicoquímicas del agua y en la observación del plancton (**Molano**, 1954) y, posteriormente, publicó un estudio sobre el lago La Tota (**Molano**, 1960). Roberto Galán Ponce, profesor de la Universidad de los Andes y quien fuera colaborador del profesor Joaquín Molano Campuzano, inició una serie de estudios limnológicos para el tratamiento biológico del agua y sobre el conocimiento del fitoplancton en lagunas y ríos en los alrededores de Bogotá. Debido a su temprano fallecimiento, una gran cantidad de material se quedó sin publicar. Una de sus pocas publicaciones se refiere al tratamiento biológico de las aguas negras en Bogotá (**Galán**, 1966). Solo a partir de la década de 1970 comenzaron a hacerse estudios limnológicos más detallados sobre lagos, ciénagas, ríos y embalses en Colombia. **Roldán** (1992) publicó el primer libro de limnología de Colombia que luego **Roldán & Ramírez** (2008) complementaron con una segunda edición actualizada y aumentada.

Los ecosistemas lénticos

Colombia posee más de 1.800 lagos y lagunas, la mayoría de ellas situadas por encima de los 2.700 m, en lo que se denomina alta montaña. Las lagunas constituyen una red de amortiguación de caudales y sedimentos provenientes de las cuencas altas y una importante reserva hídrica. En el país existen al menos 1.900 ciénagas por debajo de los 1.000 m s.n.m., que ocupan más de 7.800 km² a lo largo de los grandes ríos como el Cauca, el Magdalena, el Atrato y el Sinú. (<https://www.todacolombia.com/geografia-colombia/hidrografia-colombia.html>). A pesar de la abundancia de estos ecosistemas en el país, los reportes sobre el tema aún son escasos. **Ducharme** (1975) llevó a cabo un estudio limnológico sobre varios ríos, lagos y ciénagas de Colombia, así como una revisión bibliográfica de trabajos sobre el lago de La Tota (**Ducharme**, 1975). **Arias** (1975, 1977) hizo estudios limnológicos en la ciénaga de Guarinocito y las planicies inundables del río Magdalena. **Alvarado & Pinilla** (1977) realizaron un estudio del zooplancton del lago de La Tota y **Flórez** (1978) hizo una revisión bibliográfica sobre el mismo lago. **Ruíz, et al.** (1984) también publicaron un estudio sobre la eutrofización, la calidad bacteriológica y la composición planctónica de La Tota. **Narváez** (1984) llevó a cabo estudios batimétricos y algunas relaciones ecológicas del lago Guamuez (La Cocha), Nariño. Los aspectos generales de La Cocha también fueron tratados por **Cabrera** (1970) y **Pérez** (1976). **Arias** (1985) hizo un extenso análisis acerca de las ciénagas en Colombia y **Ramírez** (1987) un estudio de las condiciones limnológicas de la laguna del Parque Norte de Medellín, en tanto que **Moreno & Fonseca** (1987) discutieron el papel que desempeñan las ciénagas como polos de desarrollo y **Moreno, et al.** (1987), la importancia del bosque ripario en la productividad de las ciénagas. En la Universidad Industrial de Santander se han realizado numerosos estudios de las ciénagas cercanas al río Magdalena (**Solis-Parra & Criales**, 2016; **Criales-Hernández & Jeréz-Guerrero**, 2016), y **Quijano, et al.** (2018) publicaron un libro sobre los humedales del oriente antioqueño. Sobre los lagos y lagunas neotropicales deben mencionarse los aportes realizados por las Universidades Javeriana y Nacional de Colombia, **Rivera, et al.**, 2005, **Pinilla** (2010, 2016), **Aranguren, et al.** (2011), **Herrera, et al.** (2017) y **Aranguren, et al.** (2018).

El IDEAM (2018) publicó una extensa y completa obra con el protocolo estandarizado de las metodologías para el monitoreo fisicoquímico y biológico de los ecosistemas acuáticos en Colombia y en su página Web se pueden encontrar numerosas publicaciones aparecidas en las últimas décadas (ideam.gov.co/web/atencion-y-participacion-ciudadana/publicaciones-ideam). Por su parte, el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (<http://www.humboldt.org.co>) ha definido los criterios para la delimitación de humedales en Colombia (**Cortés & Rodríguez**, 2014).

Un avance importante lo constituyen los estudios en la Amazonia colombiana, de los cuales los más significativos son los de **Duque & Núñez** (1997), **Duque** (2000), **Núñez & Duque** (1998), **Viña & Duque** (1999), **Salas & Martino** (1988), **Guisande, et al.** (2000). Dentro de los estudios limnológicos están los de **Ramírez & Días** (199-1997), **Donato-Rondón, et al.** (1996), **Asprilla, et al.** (1998), **Guerrero** (1998), **Sierra & Ramírez** (2000), **Ramírez, et al.** (2000, 2001), **Roldán, et al.** (2000), **Donato-Rondón** (2001), **Sánchez, et al.** (2001), y **Roldán** (2002). En el campo de las algas se destacan los trabajos de **Ramírez** (1996) y **Duque & Núñez** (2000). En cuanto a los estudios sobre el zooplancton, se destacan los de **Gaviria** (1994) y **Sánchez & Ramírez** (2000). **Ramírez & Viña** (1998) publicaron el libro “Limnología colombiana”, el cual hace aportes a su conocimiento e incluye análisis estadísticos. **Roldán & Ruíz** (2001) reseñaron el desarrollo de la limnología en Colombia en un estudio publicado en el volumen No. 3 de la Asociación Internacional de Limnología (SIL).

Los embalses

A partir de la década de la década de 1950, la construcción de embalses en Colombia tuvo un fuerte impulso en el país con el propósito fundamental de generar energía hidroeléctrica y agua potable para las grandes ciudades. La formación de estos nuevos cuerpos de agua favoreció la realización de una serie de estudios de carácter ictiológico y limnológico. Varios programas ictiológicos se pusieron en marcha en algunos de los embalses ya establecidos y de ello dan cuenta los estudios de **Beltrán** (1978), **Beltrán & Beltrán** (1978), **Mosquera & Valderrama** (1980, 1984), **Ramos** (1982), y **Magallanes** (1989). A partir de la década de 1970 comenzaron a aparecer numerosos trabajos relacionados con la fisicoquímica del agua y la poblaciones de fitoplancton y zooplancton, en tre ellos los de **Uribe & Roldán** (1975), **Sánchez** (1976), **Roldán** (1978), **Björk & Gelin** (1980), **Bernier** (1981), **Roldán** (1982), **Ramírez & Machado** (1982), **Molina** (1983), **Victoria & García** (1983), **ISA** (1983, 1985), **Márquez** (1984), **Valderrama** (1984), **Roldán, et al.** (1984), **Saavedra** (1984), **Horta** (1985), **Márquez & Guillot** (1987), **Roldán, et al.** (2000) y **Ramírez, et al.** (2000). **Villabona, et al.** (2014), por su parte, han estudiado la biomasa de rotíferos en varios embalses de Antioquia y su relación con algunas variables limnológicas y en el 2015, la biomasa zooplanctónica en el embalse Riogrande II en Antioquia. En las últimas décadas el Laboratorio de Limnología de la Universidad Católica de Oriente ha realizado numerosos estudios limnológicos de embalses para empresas de energía y acueductos, pero por tratarse de contratos oficiales, estos datos no están disponibles para publicación (<https://www.uco.edu.co/investigacion/grupos/limnologia/Paginas/default.asp>).

Los estuarios

En cuanto a los estudios sobre los estuarios, estos se han centrado básicamente en la Ciénaga Grande de Santa Marta, donde el Instituto de Investigaciones Marinas (Invemar) ha venido realizando una serie de trabajos sobre fauna y acuicultura desde la década de 1960. Algunos de estos trabajos son los de **Squires & Riveros** (1971), **Wiedeman** (1973), **Kaufmann & Hevert** (1973), **Cosel** (1973, 1978, 1986), **Wedler** (1973), **Jeske** (1976), **Pérez** (1977), **Rentería** (1977), y **Wedler, et al.** (1978). En el Golfo de Urabá también se han realizado algunos trabajos en la zona estuarina (**Escobar**, 1981). El Instituto de Investigaciones Marinas (INVEMAR) ha llevado a cabo diversas actividades desde la década de 1960 que se reflejan en numerosas publicaciones sobre la Ciénaga Grande de Santa Marta (<http://www.invemar.org.co/publicaciones>).

Las plantas acuáticas

Los primeros estudios se deben a **Schmidh-Mumm** (1988, 1992, 1994, 1995, 1996, 2007) y **Schmidh-Mumm & Posada** (2000), quienes abordan temas taxonómicos y ecológicos sobre las plantas acuáticas en Colombia. La preocupación mayor ha sido la invasión de *Eichhornia crassipes* (buchón o jacinto de agua) en embalses, lagos y ciénagas. Se sabe que

los casos del embalse Porce II y muchas ciénagas del bajo Magdalena y el Cauca son críticos y que la presencia de estas plantas en los ecosistemas acuáticos causa desoxigenación al cubrir el espejo del agua (Arboleda & Ramírez, 2002). En el 2018, el professor Quijano y su equipo en la Universidad Católica de Oriente (Quijano, *et al.*, 2018) publicaron un libro sobre los humedales del oriente antioqueño ampliamente ilustrado y documentado.

Para la erradicación de las plantas en lagos y embalses se han utilizado varios tipos de herbicidas, así como la remoción mecánica, pero los resultados han sido poco efectivos, lo que las entidades responsables de su manejo deben tomar muy en serio, pues amenaza la vida útil de varios embalses y el ecosistema de las ciénagas.

Los ecosistemas lóticos: ríos y corrientes

En este campo, muchos de los primeros trabajos tuvieron una orientación ictiológica, pero todos incluyeron un importante contenido limnológico. Miles en 1947 y Dahl en 1894 publicaron estudios sobre los peces del río Magdalena, en tanto que Dahl & Medem (1964) publicaron uno sobre la fauna acuática del río Sinú, y Dahl (1963 y 1971) ha estudiado la biología y el ambiente del bocachico (*Prochilodus reticulatus magdalenae*) y de los peces del norte de Colombia, con lo que inauguró definitivamente la investigación ictiológica en el país; en el 2019 Cala publicó una extensa obra sobre el medio ambiente y la diversidad de los peces de agua dulce de Colombia.

Bunker (1931) hizo el primer estudio del río Medellín, con el fin de proponer soluciones al problema de la contaminación que ya se observaba en él, pero el verdadero impulso al estudio limnológico de las corrientes solo comenzó a finales de la década de 1970. En ese contexto, la Universidad de Antioquia le ha dado un fuerte impulso al estudio limnológico de los ríos y quebradas de Antioquia, con un énfasis especial en la fauna de los macroinvertebrados acuáticos en distintos pisos altitudinales. Entre dichos trabajos vale la pena mencionar los de Roldán, *et al.* (1973), Pérez & Roldán (1978), Roldán (1980), Ramírez (1981), Machado & Roldán (1981), Matthias & Moreno (1983), Bedoya & Roldán (1984), y Roldán (1985), quien, además, publicó en 1988 una guía taxonómica y ecológica sobre los macroinvertebrados acuáticos de Antioquia, en el 2003 un libro sobre los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua en el que adapta la metodología del *Biological Monitoring Working Party* (BMWP/Col.) y en el 2017 una síntesis del desarrollo del estudio de los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua en Colombia en las últimas cuatro décadas.

El río Magdalena, el más importante del centro del país, ha recibido mucha atención en los últimos años. El IDEAM (1986) organizó un foro sobre su estado de contaminación y las alternativas de solución. Los trabajos allí presentados quedaron consignados en la “Memoria del Foro sobre contaminación del río Magdalena y sus alternativas de solución” (Universidad del Norte, Barranquilla). Por su parte, Galeano (1987) llevó a cabo el estudio hidrobiológico del río Bogotá, con el fin de evaluar sus condiciones ecológicas mediante el uso de bioindicadores. Ruíz & Gómez (1988) publicaron una extensa obra sobre la calidad de agua en Colombia, en la cual incluyeron datos fisicoquímicos y biológicos de los ríos Cauca y Magdalena y de otra serie de ríos de importancia secundaria. En cuanto a los estudios de ríos en Colombia, se recomienda consultar la página del IDEAM, donde se encuentra mucha información hidrológica, biológica y fisicoquímica (www.ideam.gov.co).

Los macroinvertebrados acuáticos en Colombia

Desde la publicación de la primera edición del libro “Fundamentos de limnología neotropical” (Roldán, 1992), el desarrollo de la limnología en Colombia ha sido verdaderamente prolífico. Los primeros estudios de macroinvertebrados acuáticos en Colombia se iniciaron en la década de 1970 (Roldán, *et al.*, 1973; Pérez & Roldán, 1978). Las identificaciones preliminares se realizaron con base en las claves disponibles en esa época, desarrolladas en su mayoría por especialistas norteamericanos y europeos. Al inicio de la década de 1980 y con el apoyo de entomólogos americanos y europeos que ya tenían experiencia en el

Neotrópico, se comenzó la elaboración de claves taxonómicas para cada uno de los grupos de macroinvertebrados acuáticos presentes en Colombia. En este proyecto participaron estudiantes del Programa de Biología de la Universidad de Antioquia, quienes través de sus trabajos de pregrado aportaron valiosa información al conocimiento de los diferentes órdenes de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos (**Correa, et al.**, 1981; **Álvarez & Roldán**, 1983; **Arango & Roldán**, 1983; **Bedoya & Roldán**, 1984). Como producto de estos estudios, **Roldán** (1988) publicó la “Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia”, trabajo que sirvió de referencia para el conocimiento de las comunidades de estos organismos en diferentes regiones de Colombia y Latinoamérica.

Estudios taxonómicos de los macroinvertebrados acuáticos

Los macroinvertebrados acuáticos son los que mayor atención han recibido en el país desde los puntos de vista taxonómico, ecológico y de bioindicación. A continuación se hace una revisión del estado actual de cada uno de los diferentes taxones.

Los primeros reportes de Turbellaria de agua dulce en Colombia fueron los de **Fuhrmann** (1914), **Fuhrmann & Mayor** (1914) y **Ball** (1969, 1980). El género *Dugesia* (Planariidae) fue reportado en los ríos Medellín y Rionegro en aguas poco contaminadas (**Roldán, et al.**, 1973; **Pérez & Roldán**, 1978). **Muñoz & Vélez** (2007) reportaron la presencia de *Girardia cameliae*, *G. paramensis* y *G. tigrina* (Dugesidae) en 22 sistemas acuáticos del centro y suroriente del departamento de Antioquia.

La subclase Hirudinea se encuentra principalmente en ambientes acuáticos degradados, ricos en carga orgánica residual y con poca disponibilidad de oxígeno disuelto. Los primeros reportes de hirudíneos colombianos en ecosistemas acuáticos de diferentes regiones, incluida la zona altoandina de los páramos, fueron hechos por **Michaelson** (1913, 1914) y **Ringuelet** (1972, 1974, 1975). **Gaviria** (1993) elaboró una clave para las familias Naidae y Tubificidae (*Tubifex*) presentes en Colombia.

El conocimiento del orden Ephemeroptera se debe al apoyo prestado por Peters, Pescador, Flowers, Hubard y Savage, del Departamento de Entomología de la Florida Agricultural & Mechanical University en Tallahassee; Berner, del Departamento de Zoología de la Universidad de Florida en Gainesville, y Müller-Liebenau, del Instituto Max Planck de Limnología en Plön, Alemania. Los primeros estudios de Ephemeroptera en Colombia se realizaron en el departamento de Antioquia, con énfasis en su taxonomía y su distribución en diferentes gradientes altitudinales (**Roldán**, 1980, 1985, 1988). Posteriormente, diversos autores contribuyeron al avance del conocimiento del orden en varias regiones del país mediante el registro y la descripción de nuevos géneros y especies, particularmente de las familias Leptohyphidae, Baetidae, Leptophlebiidae y Polymitarcyidae (**Muñoz & Ospina**, 1999; **Muñoz**, 2000; **Mosquera, et al.**, 2001; **Domínguez, et al.**, 2002, 2009; **Domínguez & Zúñiga**, 2003, 2009; **Camargo & Roza**, 2003; **Molineri**, 2010; **Molineri, et al.**, 2002, 2011; **Molineri & Zúñiga**, 2004, 2006; **Gutiérrez & Reinoso**, 2010; **Salinas, et al.**, 2011; **Días, et al.**, 2011; **Forero, et al.**, 2013; **Forero & Reinoso**, 2013). En la región natural andina se encuentra la mayor distribución y diversidad, así como el mayor número de registros específicos (**Roldán**, 1988; **Reinoso**, 1999; **Zúñiga, et al.**, 2004).

En cuanto al orden Odonata, el apoyo de Minter Westfall del Departamento de Zoología de la Universidad de Florida en Gainesville. Los primeros reportes en el país fueron los de **Williamson** (1918) y **Navas** (1935). Los estudios sobre la taxonomía, la riqueza y la distribución de este orden en algunas regiones como Antioquia, el distrito de Santa Marta, el Valle del Cauca, Boyacá y las zonas del Pacífico y el Atlántico han sido llevados a cabo por **Arango & Roldán** (1983), **Cruz** (1986), **De Marmels** (1982 a,b, 2001), **Novelo-Gutiérrez** (1995 a,b), **Ramírez** (1996), **Ramírez & Novelo-Gutiérrez** (1999), **Pérez** (2003), **Astudillo** (2005), **Bermúdez** (2005), **Palacino-Rodríguez** (2009); **Altamiranda-Saavedra, et al.** (2010) y **Garzón & Realpe** (2009). **Rodríguez** (2009) evaluó los anisópteros depositados en la Colección del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia y **Amaya-Perilla & Palacino-Rodríguez** (2012)

publicaron una lista de los odonatos del departamento del Meta. En años recientes, varios autores ampliaron el registro y la distribución de las familias y géneros conocidos en Colombia y describieron nuevas especies y sus correspondientes estados adultos (**Pérez-Gutiérrez**, 2003, 2007; **Pérez, et al.**, 2007; **Bermúdez & López**, 2009; **Montes-Fontalvo & Pérez-Gutiérrez**, 2011 a,b; **Amaya-Vallejo & Novelo-Gutiérrez**, 2011; **Rojas-Riaño**, 2011). En Colombia, al igual que en Suramérica, la mayor riqueza de especies está en las familias Libellulidae (Anisoptera) y Coenagrionadae (Zigoptera).

Los primeros aportes sobre el orden Plecóptera en Colombia se deben a la colaboración de Claudio Froelich, del Departamento de Ecología General de la Universidad de Sao Paulo, Brasil. Este orden está representado por la familia Gripopterygidae y los géneros *Claudioperla*, registrado para los Andes del sur de Nariño (**Barreto, et al.**, 2005; **Zúñiga, et al.**, 2009), y Perlidae, con los géneros *Klapalekia* (conocido en los Andes orientales de la Sabana de Bogotá), *Anacroneuria*, dominante en Colombia y el Neotrópico, y *Macrogynoplax*, registrado únicamente en tierras bajas de la región amazónica (**Zúñiga & Stark**, 2007; **Zúñiga, et al.**, 2001, 2007). El registro actual de *Anacroneuria* muestra una amplia distribución altitudinal (50-3.600 m s.n.m.), especialmente en la región natural andina y pacífica y, en menor proporción, en el Caribe y la Amazonia. Varios autores contribuyeron en los últimos años al avance del conocimiento del orden mediante la descripción de nuevas especies y el registro y la ampliación del ámbito de distribución de los géneros y las especies, particularmente de la familia Perlidae (**Rojas & Baena**, 1993; **Zamora & Rossler**, 1995, 1997; **Stark, et al.**, 1999, 2002, 2009; **Stark & Zúñiga**, 2003; **Zúñiga & Stark**, 2002, 2007; **Zúñiga, et al.**, 2007, 2009; **Zúñiga**, 2010; **Bohórquez, et al.**, 2011). Las claves taxonómicas para la identificación de los estados inmaduros y los individuos adultos del orden en Suramérica y Colombia se encuentran en **Stark, et al.** (1999, 2009) y **Fröhlich** (2009).

Al orden Hemiptera pertenecen los insectos conocidos popularmente como chinches de agua. Al conocimiento de este orden han aportado Nisser, del Laboratorio de Zoología, Ecología y Taxonomía de la Universidad de Utrech, Holanda, quien también fue huésped del Laboratorio de Limnología de la Universidad de Antioquia, y Bachman, del Departamento de Ciencias Biológicas de la Universidad de Buenos Aires, Argentina. Los registros pioneros del grupo fueron hechos por **Roback & Nieser** (1974) en los Llanos Orientales y **Álvarez & Roldán** (1983) en Antioquia. Las familias más frecuentes y de mayor riqueza específica son Naucoridae y Veliidae. Entre los Heteroptera, los Gerromorpha constituyen el grupo mejor conocido en el país. **Aristizábal** (2002) estudió los taxones de este infraorden en la película superficial del agua, en tanto que **Molano, et al.** (2005) presentaron un listado de las especies de Gerromorpha con información sobre su distribución geográfica y altitudinal. Ha habido aportes importantes al conocimiento de los heterópteros en Colombia y la descripción de nuevas especies (**Polhemus & Manzano**, 1992; **Polhemus & Polhemus**, 1995; **Padilla & Nieser**, 2003; **Padilla**, 2010b, 2012 a,b; **Molano & Camacho**, 2006; **Morales-Castaño & Molano-Rendón**, 2008; **Posso & González**, 2008; **Mazzucconi, et al.**, 2009; **Sites & Álvarez**, 2010), especialmente en los departamentos de Antioquia, Risaralda, Quindío, Nariño y Valle del Cauca en el centro y suroccidente del país. **Aristizábal** (2017) publicó una monumental obra sobre los hemípteros acuáticos y semiacuáticos del Neotrópico con el apoyo de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.

En cuanto al orden Coleoptera, debe destacarse la colaboración de Paul Spangler del *Smithsonian Natural Museum of Natural History* en Washington, quien prestó su valiosa asesoría para confirmar los primeros registros taxonómicos en Colombia. Los trabajos pioneros de **Wooldrige** (1973, 1976) hicieron énfasis en la descripción de nuevas especies y en los registros de los géneros en el norte del país, en las cuencas del río Cauca y el Magdalena y en el Urabá antioqueño. Las familias de mayor abundancia y riqueza son Elmidae, Ptilodactylidae y Psephenidae asociadas, por lo general, con aguas de buena calidad ambiental (**Roldán**, 2003; **Arias-Díaz, et al.**, 2007; **Zúñiga & Cardona**, 2009). Otros autores contribuyeron con el conocimiento del grupo en la región neotropical,

afín con la fauna de coleópteros del país (Spangler, 1981; Spangler & Santiago, 1987, 1992). Posteriormente, Machado (1988), Roldán (1988), Ramos (1997), Manzo (2005, 2006), Caupaz-Flórez, *et al.* (2006), Arias-Díaz, *et al.* (2007) y Gutiérrez, *et al.* (2009) aportaron información sobre la riqueza del orden, especialmente en los departamentos de Antioquia, Tolima, Valle del Cauca, y en el suroccidente y centro del país. Elmidae fue la familia de mayor diversidad y ámbito de altura, con predominio de los géneros *Heterelmis*, *Macrelmis*, *Cylloepus*, *Microcylloepus*, y *Disersus*.

La familia Corydalidae y el género *Corydalis* son los registros más frecuentes (Roldán, 2003; Zúñiga & Cardona, 2009). Contreras-Ramos (1998) contribuyó al conocimiento de este orden en Colombia con nuevos registros de distribución y la descripción de nuevas especies de *Corydalis* y, además, y en el 2009 elaboró una clave taxonómica ilustrada para larvas y adultos de Suramérica y una sinópsis de las familias Corydalidae y Sialidae, información válida para los taxones que se encuentran en Colombia.

El conocimiento del orden Trichoptera se debe a la colaboración de Oliver Flint, del *Smithsonian Natural Museum of Natural History* en Washington, quien también fue huésped del Laboratorio de Limnología de la Universidad de Antioquia. Los primeros estudios fueron realizados por Correa, *et al.* (1981). Hydropsychidae es la familia de mayor distribución y diversidad en Colombia, seguida de Leptoceridae e Hydroptilidae (Reinoso, 1999; Muñoz, 2004; Guevara, *et al.*, 2005, 2007a,b; Reinoso, *et al.*, 2007, 2008; Vásquez, *et al.*, 2010; Vásquez & Reinoso, 2012; Vásquez, *et al.*, 2013, 2014). En las últimas décadas varios autores contribuyeron al registro y la descripción de nuevos géneros y especies en Colombia, específicamente de las familias Hydropsychidae, Leptoceridae e Hydroptilidae con énfasis en la región natural andina (Flint, 1978; Flint & Wallace, 1980; Holzenthal, 1988 a,b; Holzenthal & Flint, 1995; Holzenthal & Blahnik, 1995; Blahnik, 1998; Muñoz-Quesada, 1997). Flint (1991) publicó un estudio sobre los tricópteros de Antioquia y describió una nueva especie, *Mortoniella roldani*, que fue nombrada en reconocimiento al autor de este artículo. Las claves taxonómicas para la identificación de las formas inmaduras y los individuos adultos de Trichoptera presentes en Colombia solo están documentadas regionalmente en Antioquia (Roldán, 1988; Flint, 1991; Posada & Roldán, 2003).

El conocimiento del orden Lepidoptera se debe a la colaboración de Dale Habeck, del Departamento de Entomología y Nematología de la Universidad de Florida en Gainesville. Este es un grupo poco estudiado aún; los primeros reportes fueron hechos por Berg (1871) con referencia a la familia Piralidae. Romero & Navarro (2009) aportaron información sobre las familias más comunes con representantes acuáticos o semiacuáticos y elaboraron una clave taxonómica ilustrada para larvas y adultos de estos taxones en Suramérica, varios de ellos presentes en Colombia.

Por otra parte, el conocimiento sobre el orden Diptera se debe a la colaboración de Charles Hogue, del Museo de Historia Natural de Los Angeles, California, quien también fue huésped de Laboratorio de Limnología de la Universidad de Antioquia. Este es un grupo complejo y megadiverso: Welkenson (1979) reportó los Tabanidae de los departamentos del Chocó y Valle del Cauca; Bedoya & Roldán (1984) evaluaron la riqueza y la distribución altitudinal de los estadios larvarios de las familias del orden en el departamento de Antioquia; Wayne & Hogue (1986) reportaron una nueva especie de Ephydriidae, *Diedrops roldanorum*, nombre que recibió también en reconocimiento al trabajo del autor en este campo; Hogue & Bedoya (1989) describieron una nueva especie de Blephariceridae en Antioquia, *Paltostima roldani*, y Hogue (1990), también huésped del Laboratorio de Limnología de la Universidad de Antioquia, reportó una nueva especie de Blephariceridae, *Maruina roldanorum*. Lizarralde de Grosso (2009) reportó las principales familias de dípteros acuáticos conocidos en Suramérica, varias de ellas frecuentes en cuerpos de agua del país. La información sobre los trabajos con las familias Simuliidae y Ceratopogonidae, con representantes en el medio acuático, se encuentra en la serie *Aquatic Biodiversity in Latin America-ABLA* (Coscarón & Coscarón-Arias, 2007; Borkent & Spinelli, 2007).

La familia Chironomidae constituye una parte importante de la biomasa de los ambientes lóticos y lénticos y tiene un papel determinante en los ciclos tróficos y el procesamiento de los detritus (Ospina, *et al.*, 1999; Paggi, 1999). Abril & Parra (2007) y Posada-García, *et al.* (2008) generaron información sobre la familia con base en el análisis de los huevos, las larvas, las pupas y los individuos adultos de los sistemas lénticos y lóticos del páramo de Frontino (3.500-4.000 m s.n.m.). Con base en información de la sabana de Bogotá, Ospina, *et al.* (1999) y Ruíz, *et al.* (2000 a,b) elaboraron guías taxonómicas ilustradas para la identificación de géneros de Chironominae, Tanypodinae, Podonominae y Diamesinae. Wiedembrug & Ospina (2005) publicaron una clave para la identificación de exuvias de Tanytarsini (Chironomidae) neotropicales.

En cuanto a la clase Arachnoidea, aún no hay un estudio sistemático de este taxón en Colombia. Algunos registros pioneros de los ácaros acuáticos del país fueron hechos por Walter (1914) y Lundblad (1953). Recientemente, Rosso de Ferradás & Fernández (1995, 2005, 2009) publicaron un listado de las especies con datos biogeográficos y claves taxonómicas ilustradas para las principales familias y géneros de los ácaros acuáticos (Hydrachnidia) de Suramérica.

Los cangrejos de agua dulce pertenecientes a la clase Crustacea, en especial del orden Decapoda, son el grupo de macroinvertebrados mejor conocido. El mayor reconocimiento se debe a Henry von Pahl (fallecido trágicamente en un accidente aéreo a las afueras de Bogotá a muy temprana edad). Por su parte, Rodríguez (1972) describió Brachyura, Trichodactylidae de Venezuela y Colombia; en 1981 diferenció dos familias de Trichodactylidae de zonas geográficas bajas y Pseudothelphusidae de regiones de montaña y en 1985 describió los Pseudothelphusidae de Colombia. Von Prahl (1988) reportó los cangrejos de agua dulce del departamento de Antioquia; Rocha (1994) hizo una extensa revisión del género *Neostrengeria* de la familia Pseudothelphusidae en la cordillera oriental de Colombia; Campos (2003) hizo la revisión del género *Hypolobocera* (Pseudothelphusidae); Valencia & Campos (2007) evaluaron el género *Macrobrachium* (Palaemonidae); Campos & Guerra (2008) establecieron la propuesta de sinonimia para las especies del cangrejo dulceacuático *Hypolobocera solimanie* - *Hypolobocera triangula* de Colombia, y Arteta-Bonivento (2009) hizo un estudio sobre los cangrejos en el delta del río Ranchería de Colombia.

Los primeros estudios sobre Mollusca se deben a Fuhrmann & Mayor (1914) durante su viaje de exploración científica en Colombia. Posteriormente, Patiño-González (Hermano Daniel) (1941), Pilsbry (1955), Prain (1956), y Malek & Little (1971) aportaron al conocimiento del grupo mediante la descripción de nuevas especies en diferentes familias. Soler (1983) y Gómez & Velásquez (1999) contribuyeron al estudio taxonómico y ecológico de los caracoles pulmonados de agua dulce en la sabana de Bogotá y los moluscos de la reserva ecológica del cerro San Miguel en Medellín. María Isabel Gómez (2010) dedicó su tesis de doctorado a la sistemática, filogenia y biogeografía de los gastrópodos de Mesoamérica y del Caribe y ha publicado numerosos estudios sobre los gastrópodos del Neotrópico que no se alcanzaron a referenciar en el presente resumen.

Los estudios ecológicos

Los trabajos pioneros sobre la ecología acuática en Colombia se iniciaron en los años setenta con los estudios sobre la contaminación del río Medellín y otras corrientes de agua en el departamento de Antioquia (Roldán *et al.*, 1973; Pérez & Roldán (1978); Matthias & Moreno (1983); Roldán, 2001). Posteriormente, Quintero & Rojas (1987), Rojas, *et al.* (1995), Rojas & Zúñiga (1996), Zamora (1996), Zúñiga, *et al.* (1997), Ballesteros, *et al.* (1997), Ramos (1997), Gutiérrez, *et al.* (2009), García, *et al.* (2009), Zúñiga (2010) y Giraldo (2012) registraron en el Valle del Cauca y la región suroccidental la fauna de Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata y Coleoptera, su distribución altitudinal, los aspectos ecológicos y la relación con la calidad del agua y el hábitat. Chará, *et al.* (2009) y Giraldo (2012) evaluaron la composición de la comunidad de los macroinvertebrados bentónicos en las corrientes de bajo orden en el sur y centro del país; Mesa, *et al.* (2012)

realizaron estudios de calidad en el río Chinchiná; **Zamora** (1995, 1996, 1997 2001) y **Serna & Zamora** (2004) analizaron la similitud de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de los ecosistemas lénticos ubicados en la costa pacífica caucana y el piedemonte amazónico, así como los diferentes aspectos ecológicos y biogeográficos de las corrientes hídricas del departamento del Cauca. **Guevara-Cardona, et al.** (2005), **Arias, et al.** (2007), **Guevara-Cardona, et al.** (2007a, b), y **Vásquez-Ramos & Reinoso-Flórez** (2012) han informado sobre la estructura y distribución de los coleópteros y tricópteros y su relación con la calidad del agua en varias corrientes del departamento del Tolima; **Casas, et al.** (2006) analizaron la composición y la distribución de los efemerópteros en algunos ríos del Chocó; **Rincón** (1996, 1999) y **Romero, et al.** (2006) reportaron la distribución espacial y altitudinal de los tricópteros en los Andes orientales y **Rincón & Castro** (2008) analizaron el efecto del caudal sobre los patrones de emergencia de los individuos de este orden.

La estructura de la comunidad de Trichoptera y su dinámica espacio-temporal en un gradiente altitudinal de la cuenca del río Manzanares fue estudiada por **Serna** (2003); **Rúa-García** (2012) reportó la composición y distribución de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en cuatro ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta; **Pérez & Gutiérrez** (2003) realizaron el estudio biotaxonómico de los odonatos del distrito de Santa Marta; **Rodríguez, et al.** (2011) evaluaron los grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira y **Aguirre-Pabón, et al.** (2012) estudiaron la deriva de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira; **Ballesteros** (2004), **Tamaris-Turizo, et al.** (2007), **Tamaris-Turizo & Sierra-Labastidas** (2009), **Zúñiga** (2010) y **Bohórquez, et al.** (2011) aportaron al conocimiento del microhábitat, los hábitos alimentarios, los patrones de emergencia y la producción secundaria del orden Plecoptera en la zona andina del suroccidente y el Caribe colombiano, en tanto que **Rincón** (2002) analizó las preferencias de diferentes taxones de insectos acuáticos por los microhábitats disponibles en una pequeña corriente altoandina de Boyacá, y **Realpe** (2009) determinó la diversidad del género *Ischnura* (Odonata: Coenagrionidae) y su relación con la altitud y orogenia de la Cordillera Oriental.

Por su parte, **Zamora, et al.** (1996) evaluaron la composición de las comunidades de los macroinvertebrados acuáticos en pequeñas corrientes en la isla de Gorgona; **Longo, et al.** (2004, 2005, 2009, 2010) analizaron la composición, la riqueza, la densidad, la diversidad y la equidad de la comunidad de macroinvertebrados y el ensamblaje de insectos acuáticos en la isla Gorgona y su relación con las variables físicas, químicas e hidráulicas. **Longo, et al.** (2009) y **Longo & Blanco** (2009) analizaron las variables ambientales, físicas y químicas que influyen en la composición y la estructura del ensamble de la entomofauna acuática en dicha isla.

Chará-Serna, et al. (2010, 2012) evaluaron mediante el análisis del contenido estomacal la dieta de la entomofauna asociada con los paquetes de hojarasca en corrientes de bajo orden en las zonas protegidas de la ecorregión cafetera de Colombia y definieron el papel trófico de esta fauna. **Rodríguez-Barrios, et al.** (2011) determinaron la riqueza, la abundancia y la biomasa de los grupos funcionales alimentarios de la comunidad de macroinvertebrados y su variación espacio-temporal en una corriente de la Sierra Nevada de Santa Marta. **Boyero, et al.** (2011 a,b) analizaron los patrones de la distribución a nivel global de los macroinvertebrados detritívoros y de la diversidad latitudinal, así como sus implicaciones en la pérdida de la biodiversidad en las corrientes ubicadas en zonas de clima variable.

Nazarova, et al. (2004) realizaron observaciones sobre las deformidades del aparato bucal de las larvas de Chironomidae en los canales laterales de la Ciénaga Grande de Santa Marta en una comunidad dominada por *Goeldichironomus* y *Chironomus*. Además, **Monsalve** (2004) y **Abril & Parra** (2007) utilizaron los fósiles de esta familia para valoraciones sedimentarias del páramo de Frontino en Antioquia y discutieron su utilización como indicadores del cambio climático. **Rodríguez-Barrios, et al.** (2007) estimaron la variación en la densidad de la deriva de los macroinvertebrados acuáticos y su aporte de materia orgánica en términos de la biomasa en una pequeña corriente tropical de montaña en los cerros orientales de Bogotá. **Tamaris-Turizo** (2009) evaluó el transporte de la

materia orgánica y la deriva de los macroinvertebrados acuáticos en varias corrientes en la región Caribe y **Quiñonez, et al.** (1998) analizaron estos aspectos en la zona de ritral del río Medellín. **Carmona, et al.** (2010) estudiaron la calidad de las aguas en la vereda El Colorado del municipio de Guarne (Antioquia), y **Chará, et al.** (2007, 2008, 2011) evaluaron la transformación del paisaje en monocultivos agrícolas y ganaderos en las microcuencas asociadas al río La Vieja (Valle del Cauca). Los resultados de estos trabajos evidenciaron problemas de degradación del suelo, de pérdida de la diversidad biológica y disminución de la calidad y la cantidad de agua, especialmente en corrientes pequeñas. **Contreras, et al.** (2008) evaluaron la calidad del agua en cuatro corrientes en Norte de Santander. **Longo, et al.** (2005) discutieron aspectos relacionados con la autoecología de dos especies de *Lymnaea*, y **Giraldo, et al.** (2014) determinaron los cambios en el ambiente acuático asociados con la restauración del corredor ribereño en las corrientes de bajo orden afectadas por la ganadería y su impacto sobre las comunidades bentónicas y las características abióticas.

Bioindicadores de la calidad del agua

La utilización de los organismos acuáticos como bioindicadores de la calidad de los ecosistemas acuáticos comienza en Europa a mediados del siglo XIX. **Kolenati** (1848) y **Cohn** (1853) encontraron relaciones entre ciertas especies y el grado de calidad del agua. En el siglo XX **Kolkowitz & Marsson** (1908, 1909) propusieron el sistema saprobio para Alemania, el cual fue adoptado en otros países europeos. **Patrick** (1949, 1950) y **Gaufin & Tarzwell** (1952) desarrollaron métodos biológicos para evaluar las condiciones ecológicas de las corrientes en Norteamérica y propusieron los macroinvertebrados como indicadores de contaminación. El sistema limnosaprobio fue introducido en Checoslovaquia por **Sládeček** (1962), en tanto que **Hynes** (1959, 1963) también propuso a los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua. **Alba-Tercedor** (1996, 1988) planteó la utilización de los macroinvertebrados acuáticos en los programas de evaluación de la calidad del agua en España, utilizando para ello el índice del *Biological Monitoring Water Party* (BMWP) adaptado para la península ibérica.

El método BMWP para Colombia (BMWP/Col)

Con basado en estas consideraciones, **Roldán** (2003) adaptó este índice para Colombia. Las siguientes son las razones por las cuales los macroinvertebrados se consideran como los mejores indicadores de la calidad del agua: son abundantes, de amplia distribución y fáciles de recolectar; la mayoría es sedentaria y, por lo tanto, refleja las condiciones de su habitat; son relativamente fáciles de identificar; presentan los efectos de las variaciones ambientales de corto plazo; proporcionan información para integrar efectos acumulativos; poseen ciclos de vida largos (semanas o meses); se reconocen a simple vista; pueden cultivarse en el laboratorio; responden rápidamente a los tensores ambientales y varían poco genéticamente (**Roldán**, 1999, 2003).

En dicha adaptación se contó con la colaboración de Narcis Prat, de Universidad de Barcelona, España, quien también fue huésped del Laboratorio de Limnología de la Universidad de Antioquia. El BMWP fue establecido en Inglaterra en 1970 como un método simple y rápido para evaluar la calidad del agua usando los macroinvertebrados como bioindicadores. Las razones para ello fueron básicamente económicas y del tiempo necesario para hacerlo. El método exige llegar únicamente hasta el nivel de familia y los datos son cualitativos (presencia o ausencia). El puntaje va de 1 a 10 según la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación orgánica. Las familias más sensibles, como Perlidae y Oligoneuriidae, reciben un puntaje de 10, en tanto que las más tolerantes a la contaminación, por ejemplo Tubificidae, reciben una puntuación de 1 (**Armitage, et al.**, 1983). La suma de los puntajes de todas las familias proporciona el puntaje total. En el 2003 **Roldán** publicó un libro sobre los bioindicadores en Colombia y propuso a los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua adaptando la metodología

del BMWP/Col. En el 2016 el autor hizo una síntesis del desarrollo de los estudios sobre los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua en Colombia a partir de la década de 1970.

La bioindicación en Colombia se remonta a los años setenta, con los trabajos en el río Medellín (**Roldán, et al.**, 1973). Posteriormente, **Matthias & Moreno** (1983) realizaron un estudio fisicoquímico y biológico del mismo río utilizando los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua. **Bohórquez & Acuña** (1984) realizaron los primeros estudios en la sabana de Bogotá; **Zúñiga, et al.** (1993) hicieron una adaptación de este método para algunas cuencas del Valle del Cauca; **Reinoso** (1999) hizo un estudio del río Combeima en el departamento del Tolima y **Roldán** (2001) aplicó esta metodología en la cuenca del Piedras Blancas en el departamento de Antioquia. **Riss, et al.** (2002) establecieron valores de bioindicación para la sabana de Bogotá y **Roldán** (2003) adaptó el sistema del BMWP para evaluar la calidad del agua en Colombia. El BMWP es uno de los índices más utilizados a nivel mundial y, aunque existen algunas adaptaciones de este parámetro biológico a nivel regional, su validez depende de la clase de cuerpos de agua donde se aplica. Este índice ha sido estandarizado para la evaluación de la calidad del agua en corrientes hídricas de bajo y mediano orden, principalmente de la zona andina (**Zúñiga, et al.**, 1993; **Roldán**, 2003).

Programas académicos y de investigación en limnología en las universidades

Los programas académicos y de investigación en limnología en Colombia comenzaron a establecerse hace ya varias décadas. Las siguientes son las universidades que más se han destacado en esta actividad: Universidad de Antioquia, Medellín; Universidad de la Amazonía, Florencia; Universidad de los Andes, Bogotá; Universidad de los Llanos, Villavicencio; Universidad Católica de Oriente, Rionegro; Universidad de Caldas, Manizales; Universidad Distrital, Bogotá; Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga; Universidad Pontificia Javeriana, Bogotá; Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá; Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja; Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Leticia y Medellín; Universidad del Magdalena, Santa Marta; Universidad del Tolima, Ibagué; Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira; Universidad del Valle, Cali; Universidad del Cauca, Popayán; Universidad de Nariño, Pasto; Universidad Surcolombiana, Neiva; Universidad de Córdoba, Montería; Universidad del Atlántico, Barranquilla; Universidad de Cartagena, Cartagena; Universidad Francisco de Paula Santander, Cúcuta. Para mayor información consultar el sitio web www.universidadesen+colombia+lista.

También es importante mencionar algunos de los institutos públicos que hacen investigación sobre la flora, la fauna y los recursos hídricos del país: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas-SINCHI, Leticia; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá; Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico Jhon Von Newman, Quibdó, Chocó; Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Jose Benito Vives- INVEMAR, Santa Marta; Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM, Bogotá.

Red Colombiana de Limnología - NEOLIMNOS

La Red fue fundada en 1992 en la Universidad Nacional de Bogotá con el nombre de Asociación Colombiana de Limnología -ACL Limnos bajo el liderazgo de un grupo de profesores de dicha Universidad, de la Universidad de Antioquia y de varias otras del país. Allí se definieron los estatutos y se constituyó una cuenta para el manejo de los fondos provenientes de las cuotas de los afiliados, aunque permaneció inactiva hasta noviembre de 2019, cuando por iniciativa de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (Tunja) y la Universidad Javeriana (Bogotá) se reactivó con un evento académico de conferencias y talleres a nivel nacional en esta última universidad. En esta oportunidad se

propuso la transición de Asociación Colombiana de Limnología- ACL Limnos a la de Red Colombiana de Limnología - NEOLIMNOS. Por iniciativa de la Universidad Católica de Oriente (Rionegro), se decidió programar un número especial de la Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales sobre la limnología en Colombia. La convocatoria tuvo una respuesta entusiasta y su gran calidad es una prueba fehaciente de los logros de la limnología en Colombia durante las últimas cinco décadas.

Conclusiones

La limnología en Colombia ha tenido un desarrollo constante en todo el país desde la década de 1970. El campo de conocimiento en el que más se ha avanzado es el de los macroinvertebrados acuáticos, cuyo estudio se inició en los años setenta en la Universidad de Antioquia y sirvió de base para la elaboración de las guías de identificación en todos los países latinoamericanos. El estudio de los embalses ha generado información valiosa para conocer de cerca su comportamiento fisicoquímico y biológico. Por otra parte, el conocimiento de los lagos, lagunas, ciénagas y estuarios aún es parcial y se requieren muchos más estudios para comprender mejor su comportamiento y, sobre todo, los efectos de la intervención humana en dichos ecosistemas. Las plantas acuáticas se consideran un problema grave en las lagunas, embalses y ciénagas de Colombia y es poca la atención que ha recibido. Por último, los problemas de contaminación de los recursos hídricos en el país debidos a los vertimientos de aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas constituyen una grave amenaza para la conservación de los recursos hídricos del país.

Conflicto de intereses

Ninguno

Referencias

- Abril, R. G., Parra, L.N.** (2007). Macroinvertebrados acuáticos de páramo de Frontino Antioquia Colombia con énfasis en Chironomidae. Tesis Maestría Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. 60 p.
- Aguirre, P. J., Rodríguez, B. J., Rodulfo, O.T.** (2012). Deriva de macroinvertebrados acuáticos en dos sitios con diferente grado de perturbación, Río Gaira, Santa Marta, Colombia. *Rev. Intropica*. **7**: 9-19.
- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A.** (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes, basado en el de Hellawel 1978. *Limnetica*. **4**: 51-56.
- Alba-Tercedor, J.** (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio el Agua en Andalucía (SIAGA). Almería. **2**: 203-213.
- Altamiranda-Saavedra, M., Pérez-Gutiérrez, L.A., Gutiérrez-Moreno, L.C.** (2010). Distribución y respuesta de la comunidad de larvas de odonatos (Insecta: Odonata) a la disponibilidad de sustratos en una ciénaga del Departamento del Atlántico, Colombia. *Caldasia*. **32** (2): 399-410.
- Alvarado, O. & Pinilla, L.** (1977). Distribución estacional, constitución y abundancia relativa del zooplancton en el lago de La Tota (Boyacá) durante el período comprendido desde septiembre de 1974 a agosto de 1975. Tesis de Grado. Fund. Univ. Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.
- Álvarez, L.F. & Roldán, G.** (1983). Estudio taxonómico y ecológico de los hemípteros a diferentes pisos altitudinales en el Departamento de Antioquia. *Actualidades Biológicas*. **12** (44): 31-45.
- Amaya-Perilla, C. & Palacino-Rodríguez, F.** (2012). An updated list of the dragonflies (Odonata) of Meta department (Colombia) with forty six new department records. *Bulletin of American Odonatology*. **11** (2): 29-38.
- Amaya-Vallejo, V. & Novelo-Gutiérrez, R.** (2011). The larva of *Palaemnema mutans* Calvert 1931 (Odonata: Platystictidae). *Zootaxa*. **3049**: 59-63.
- Arango, M.C. & Roldán, G.** (1983). Estudio de las larvas acuáticas del orden Odonata a diferentes pisos altitudinales en el Departamento de Antioquia. *Actual. Biol.* **12** (46): 91-104.
- Aranguren-Riaño, N., Guisande, C., & Ospina, R.** (2011). Factors controlling crustacean zooplankton species richness in Neotropical lakes. *Journal of plankton research*. **33** (8): 1295-1303.

- Aranguren-Riaño, N. J., Shurin, J. B., Pedroza-Ramos, A., Muñoz-López, C. L., López, R., & Cely, O.** (2018). Sources of nutrients behind recent eutrophication of Lago de Tota, a high mountain Andean lake. *Aquatic Sciences*. p. 80.
- Arboleda, J. & Ramírez, J.J.** (2002). Efecto de la presencia de macrofitas en la variación diaria de la biomasa, la producción primaria, y la eficiencia fotosintética de la comunidad fitoplanctónica de la laguna Francisco José de Caldas. *Actual. Biol.* **24**: 49-58.
- Arias, P.** (1975). Contribución al conocimiento limnológico de la ciénaga de Guarinocito y su relación con el río Magdalena. Tesis de grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.
- Arias, P.** (1977). Evaluación limnológica de las planicies inundables de la cuenca norte del río Magdalena. Proyecto para el desarrollo de la pesca continental. Inderena-FAO. Bogotá. p. 39.
- Arias, P.** (1985). Las ciénagas en Colombia. *Divulgación Pesquera*. Inderena, Bogotá. **XXII** (2, 3, 4): 39-70.
- Arias-Díaz, D., Reinoso-Flórez, G., Guevara-Cardona, G., Villa-Navarro, F.A.** (2007). Distribución espacial y temporal de los coleópteros acuáticos en la cuenca del río Coello (Tolima, Colombia). *Caldasia*. **29** (1): 177-194.
- Arias, L.M., Echeverry, M.A., Miranda, C.L.** (Eds.) (2008). Valoración de la biodiversidad en la ecorregión del Eje Cafetero. CIEBREG. Pereira, Colombia. p. 237.
- Armitage, P. D. & Moss Furse, D.** (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters sites. *Water Res.* **17**: 33-347.
- Aristizábal, H.** (2002). Los hemípteros de la película superficial del agua en Colombia. Parte I: Familia Gerridae. *Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Colección Jorge Álvarez Lleras, No 20, Bogotá.*
- Aristizábal, H.** (2017). Hemípteros acuáticos y semiacuáticos del Neotrópico. *Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Editorial Gente Nueva, Bogotá.* 984 p.
- Arteta-Bonivento, R.** (2009). Cangrejos en el delta del río Ranchería, Riohacha (Colombia) (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Bol. Cient. Mus. Nat.* **13** (1): 140-152.
- Asprilla, S., Ramírez, J. J., Roldán, G.** (1998). Estudio limnológico de la Ciénaga de Jotaudó, Chocó. *Actual. Biol.* **20** (69): 87-107.
- Astudillo, M.R.** (2005). Variación altitudinal de las náyades de los géneros de Odonata (Insecta) en algunos cuerpos de agua del suroccidente colombiano. Tesis de pregrado. Universidad del Valle. Programa de Biología. Santiago de Cali. 55 p.
- Ayala, A. & Phleger, F.B.** (Editores). (1969). *Lagunas Costeras*. Simposio, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología, México.
- Ball, I.R.** (1969). An annotated checklist of freshwater Tricladida of the Nearctic Neotropical regions. *Canadian Journal of Zoology*. **47**: 59-64.
- Ball, I.R.** (1980). Freshwater planarians from Colombia; a revision of Fuhrmans' types. *Bijdragen tot Dierkunde*. **50**: 235-242.
- Ballesteros, Y.V., Zúñiga, M. del C., Rojas, A.M.** (1997). Distribution and structure of the order Trichoptera in various drainages of the Cauca River basin, Colombia, and their relationships to water quality. Pp. 19-23. En: Holzenthal, R.W. y Flint, O. Jr. (Eds.). *Proceedings of the 8th International Symposium on Trichoptera, 1995*. Ohio Biological Survey, Columbus, Ohio, USA.
- Barreto, V.G., Reinoso, G., Guevara, G., Villa, F.A.** (2005). Primer registro de Gripopterygidae (Insecta: Plecoptera) para Colombia. *Caldasia*. **27**: 243-246.
- Bedoya, I. & Roldán, G.** (1984). Estudio de los dípteros acuáticos en diferentes pisos altitudinales en el Departamento de Antioquia. *Revista Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*. **2** (2): 113-134.
- Beltrán, C. & Beltrán, E.I.** (1978). Selectividad de trasmallos como alternativa de manejo en reservorios de piscicultura extensiva (embalses) en la extracción de especies de sabaleta *Brycon henni*, carpa *Cyprinus* y tilapia *Tilapia mossambica*. Inderena. Regional Antioquia, Medellín. **3**: 33-41
- Beltrán, I.** (1978). Aporte al estudio biológico-pesquero del embalse Troneras (Antioquia) y alternativas para su manejo. Inderena, Regional Antioquia, Medellín. p. 133.
- Berg, C.** (1871). Beitrage zu den Pyralidinen Sudamerikas. *Ent. Zeit. Entomol. Verein. Stettin*. **37**: 342-355.
- Bermúdez, C.** (2005). Clave para los imagos de los géneros de Libellulidae (Odonata: Anisoptera) del Valle del Cauca, Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*. **6** (1): 7-22.
- Bermúdez, C. & López-Victoria, M.** (2009). Primeros registros de libélulas (Odonata: Anisoptera) en la Isla Malpelo, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*. **35** (2): 286-287.

- Bernier, I.** (1981). Contaminación en el embalse del Muña. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Revista La Tadeo. **2**: 23-25.
- Bicudo, C. & Bicudo, R.M.** (1970). Algas continentais Brasileiras. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências, São Paulo. p. 228.
- Bicudo, C. E. M.** (1990). Metodología para o estudo qualitativo das algas do perifiton. Acta. Limnol. Bras. **2**: 477-491.
- Blahnik, R.J.** (1998). A revisión on the Neotropical species of the genus *Chimarra*, subgenus *Chimarra* (Trichoptera: Philopotamidae). Memoirs of the American Entomological Institute. **59**: 1-318.
- Björk, S. & Gelin, C.** (1980). Limnological function and management of the El Peñol reservoir. Inst. of Limnology, Univ. of Lund, Sweden. p. 134.
- Bohórquez, A. & Acuña, A.** (1984). Inventario de las morfofamilias de las clases Gasterópoda y Clitellata como bioindicadores limnológicos de la laguna de La Herrera. p. 32. Memorias XIX Congreso Nacional y III Grancolombiano de Ciencias Biológicas, Bucaramanga, Universidad Industrial de Santander, 70 p.
- Bohórquez, H., Reinoso, G., Guevara, G.** (2011). Seasonal size distribution of *Anacroneria* (Plecoptera: Perlidae) in an Andean tropical river. Revista Colombiana de Entomología. **37** (2): 305-312.
- Borkent, A. & Spinelli, G.R.** (2007). Neotropical Ceratopogonidae. En: Adis, J., Arias, J.R., Rueda-Delgado, G. & Wantzen, K.M. (Eds.). Aquatic Biodiversity in Latin America (ABLA). Vol. 2. Pensoft, Sofia, Moscow. Serie ABLA. 198 p.
- Boyero, L., Pearson, R., Dudgeon, G., Graca, M.A.S., Gessner, M.O., Albariño, R.J., ... Pringle, C.M.** 2011a. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. Ecology. **92** (9): 1839-1848.
- Boyero, L., Pearson, R.G., Dudgeon, D., Ferreira, V., Graca, M.A.S., Gessner, M.O. ... Barmuta, L.A.** (2011b). Global patterns of stream detritivore distribution: Implications for biodiversity loss in changing climates. Global Ecology and Biogeography. **21**: 134-141.
- Bunker, G.** (1931). Informe sobre el aprovechamiento del río Medellín para abastecimiento de agua de la ciudad de Medellín. Empresas Públicas Municipales, Medellín.
- Cabrera, W.** (1970). La Cocha, un lago andino en el sur de Colombia. Sociedad Geográfica de Colombia. **27** (101): 37-52.
- Cala-Cala, P.** (2019). Medio ambiente y diversidad de los peces de agua dulce de Colombia. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Colección Jorge Álvarez Lleras, No. 36 Editorial Gente Nueva, Bogotá. 525p.
- Camargo, C. & Rozo, M.P.** (2003). Colombian Darien Ephemeroptera. Pp. 291-292. En: Gaino, E. (Ed.). Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera. University of Perugia, Perugia, Italy.
- Campos, M. & Rodríguez, G.** (1985). A new species of *Neostrengeria* (Crustacea: Decapoda: Pseudothelphusidae) with notes on geographical distribution of the genus. Proc. Biol. Sci. Wash. **98** (3): 718-727.
- Campos, M.** (2003). A review of the freshwater crabs of the genus *Hypolobocera* Ortmann, 1897 (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Pseudothelphusidae), from Colombia. Proc. Biol. Sci. Wash. **116** (3): 754-802.
- Campos, M. & Guerra, L.** (2008). Propuesta de sinonimia para las especies de cangrejo dulceacuático *Hypolobocera solimanie-Hypolobocera triangula* de Colombia. Rev. Biol. Trop. **56** (3): 987-994.
- Carmona, Y., Herrera, R., Roldán, G.** (2010). Estudio socioeconómico y ambiental de la vereda el Colorado, Municipio de Guarne, Antioquia. Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Colección Jorge Álvarez Lleras, No. 26. Santafé de Bogotá.
- Casas-Córdoba, L., Córdoba-Aragón, K. E., Asprilla-Murillo, S., Mosquera, Z.** (2006). Composición y distribución del orden Ephemeroptera en los ríos Tutunendo y Catugadó, Quibdó-Chocó (Colombia). Asociación Colombiana de Limnología – Neolimnos. **1**: 92-97.
- Caupaz-Flórez, F., Reinoso, G., Guevara, F.A., Villa, F.A.** (2006). Diversidad y distribución de la familia Elmidae (Insecta: Coleoptera) en la cuenca del río Prado (Tolima, Colombia). Asociación Colombiana de Limnología – Neolimnos. **1**: 106-116.
- Chará J., Pedraza, G., Giraldo, L.P., Hincapié, D.** (2007). Efecto de corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia. Revista Agroforestería de las Américas. **45**: 72-78.
- Chará, J., Pedraza, G. y Giraldo, L.P.** (2008). Corredores ribereños como herramienta de protección de ambientes acuáticos en zonas ganaderas. Pp 111-130. En: Murgueitio, E., Cuartas, C. & Naranjo, J.F. (Eds.). Ganadería del futuro: Investigación para el desarrollo. Fundación CIPAV. Santiago de Cali, Colombia.

- Chará, J., Giraldo, L.P., Chará-Serna, A.M. y Pedraza, G.X.** (2011). Beneficios de los corredores ribereños de *Guadua angustifolia* en la protección de ambientes acuáticos en la ecorregión cafetera de Colombia. Efectos sobre la escorrentía y captura de nutrientes. *Recursos Naturales y Ambiente*. **61**: 60-66.
- Chará, J., Zúñiga, M. del C., Giraldo, L.P., Pedraza, G., Astudillo, A., Ramírez, L., Posso, C.E.** (2009). Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos en quebradas de la cuenca del río La Vieja, Colombia. Pp. 129-142. En: Rodríguez, J.M., Camargo, J.C., Niño, J., Pineda, A.M. Miranda, C.L (Eds.). Valoración de la Biodiversidad en la Ecorregión del eje cafetero. CIEBREG. Pereira, Colombia. ISBN: 978-958-44-4513-1
- Chará-Serna, A.M., Chará, J., Zúñiga, M. del C., Pearson, R.G., Boyero, L.** (2012). Diets of leaf litter associated invertebrates in three tropical streams. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*. **48**: 139-144.
- Chará-Serna, A.M., Chará, J., Zúñiga, M. del C., Pedraza, G.X., Giraldo, L.P.** (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Universitas Scientiarum*. **1**: 27-36.
- Cohn, F.** (1853). Über lebende Organismen im Trinkwasser. *Z. klin. Med.* **4**: 229-237.
- Contreras-Ramos, A.** (1998). Systematics of the dobsonfly genus *Corydalus* (Megaloptera: Corydalidae). Thomas Say Publications in Entomology: Monographs. Lanham. p. 360.
- Contreras-Ramos, A.** (2009). Megaloptera. En: Domínguez, E. & Fernández, H. (Eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología, Pp. 233-245. Primera Edición. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina.
- Contreras, J., Roldán, G., Arango, A., Álvarez, L.F.** (2008). Evaluación de la calidad del agua de las microcuencas La Laucha, La Lejía y La Rastrojera utilizando los macroinvertebrados como bioindicadores. Municipio de Durania, departamento Norte de Santander, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **32** (123): 171-193.
- Cornejo, A., López-López, E., Ruíz-Picos, R.A., Sedeño, Días.** (2017). Diagnóstico de la condición ambiental de las fuentes superficiales de Panamá. Instituto Conmemorativo Gorgas de Estudios de Salud, Ministerio del Ambiente, Panamá. 334 p.
- Cornejo, A., López-López, Sedeño, J. D, Días E, Ruíz-Picos, R.A.** (2019). Protocolo de biomonitorio para la vigilancia de la calidad del agua en afluentes superficiales de Panamá. Instituto Conmemorativo Gorgas de Estudios de Salud, Ministerio del Ambiente, Panamá. 90 p.
- Cortés, D J. & Rodríguez, J.** (2014). Construcción colectiva de criterios para la delimitación de humedales: retos e implicaciones. Memorias, Simposio taller de expertos. Instituto Humboldt, Bogotá.
- Correa, M., Machado, T., Roldán, G.** (1981). Taxonomía y ecología del orden Trichoptera en el Departamento de Antioquia a diferentes pisos altitudinales. *Actualidades Biológicas*. **10** (36): 35-48.
- Coscarón, S. & Coscarón-Arias, C.** (2007). Neotropical Simuliidae (Diptera: Insecta). *Aquatic Biodiversity of Latin America (ABLA Series)*. Vol. 3. Pensoft Publishers, Sofia, Moscow.
- Criales-Hernández, M.I. & Jeréz-Guerrero, M.** (2016). First record of *Utricularia foliosa* (Lentibulariaceae) and its food spectrum from the Ciénaga de Paredes, Santander, Colombia. *Actul Biol.* **38** (104): 45-51.
- Cruz, L.** (1986). Contribución a los estudios taxonómicos de Odonata Zigoptera de Colombia: descripción de una nueva especie de *Cianallagma* (Odonata: Coenagrionidae). *Caldasia*. **14** (68/70): 743-747.
- Dahl, F.** (1894). Die copepoden fauna des Unteren Amazonas. *Ber Naturforsch. Ges. Freiburg*. **8**: 10-23.
- Dahl, G. & Medem, F.** (1964). Informe sobre la fauna acuática del Sinú. CVM Departamento de Investigaciones Ictiológicas y Faunísticas. p. 160.
- Dahl, G.** (1963). “El bocachico”: Contribución al estudio de su biología y su ambiente. CVM. Departamento de Investigaciones Ictiológicas y Faunísticas. p. 144.
- Dahl, G.** (1971). Los peces del norte de Colombia. Inderena, Bogotá. p. 391
- De Marmels, J.** (1982a). Cuatro náyades nuevas de la familia Libellulidae (Odonata: Anisoptera). *Boletín de Entomología Venezolana*. **2** (11): 94-101.
- De Marmels, J.** (1982b). Dos náyades nuevas de la familia Aeshnidae (Odonata: Anisoptera). *Boletín de Entomología Venezolana*. **2** (12): 102-106.
- De Marmels, J.** (2001). *Aeshna (Hesperaeschna) condor* sp. nov. from the Venezuelan Andes, with a redescription of *A. (H.) joannisi*, comments on other species, and description of larvae (Odonata: Aeshnidae). *International Journal of Odonatology*. **4** (2): 119-134.

- Días, L., Bacca, T., Navarro, L., Acevedo, F., Benavides, P., Fiuza-Ferreira, P.S.** (2011). Association of nymphs and adults of Ephemeroptera (Insecta) using the amplified fragment length polymorphism (AFLP) technique. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*. **47**: 151-157.
- Dyar, H.G.** (1914). Report of Lepidoptera of Smithsonian Biological Survey of Panamá Canal Zone. *Proc. US. Nat. Mus.* **47**: 139-150.
- Domínguez, E. & Fernández, H.** (Eds.). (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. Primera Edición. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán, Argentina.
- Domínguez, E., Zúñiga, M. del C., Molineri, C.** (2002). Estado actual del conocimiento y distribución del orden Ephemeroptera (Insecta) en la región amazónica. *Caldasia*. **24** (2): 459-469.
- Domínguez, E. & Zúñiga, M. del C.** (2003). First generic record and description of a new species of *Ulmeritoides* (Ephemeroptera: Lepophlebiidae) from Colombia. Pp. 43-45. En: Gaino, E. (Ed.). Research update on Ephemeroptera and Plecoptera. University of Perugia, Italy.
- Domínguez, E. & Zúñiga, M. del C.** (2009). First description of the nymph of *Farrodes roundsi* (Traver) (Ephemeroptera: Leptophlebiidae, Atalophlebiinae) with comments on its phylogenetic relationships. *Aquatic Insects*. **31** (Suppl. 1): 73-81.
- Donato-Rondón, J.Ch, González, L.E., Liliana, C.L.** (1996). Ecología de los sistemas acuáticos del páramo. *Acad. Col. Cien. Exac. Fis. Nat. Colección Jorge Álvarez Lleras, No. 9*, Santafé de Bogotá.
- Donato-Rondón, J. Ch.** (2001). Fitoplancton de los lagos andinos del norte de Sudamérica (Colombia). *Acad. Col. Cien. Exac. Fis. Nat. Colección Jorge Álvarez Lleras, No. 19*, Santafé de Bogotá.
- Ducharme, A.** (1975). Estudio fisicoquímico y biológico del lago de La Tota. Revisión bibliográfica de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. p. 126.
- Ducharme, A.** (1975). Informe técnico de biología pesquera (Limnología). Publicación N° 4. Proyecto Inderena-FAO. Bogotá.
- Duque, S. & Núñez, M.** (1997). Ficoflora de algunos ambientes acuáticos de la Amazonía colombiana. *Caldasia*. **19** (1-2): 279-284.
- Duque, S.** (2000). Microalgas acuáticas de la amazonía colombiana. *Biota colombiana*. **1** (2): 208-216.
- Escobar, J. G.** (1981). Métodos y posibilidades para el cultivo de la ostra de mangle en el Golfo de Urabá. *Rev. Corpourabá*. **2**: 185-196.
- Flint, Jr., O.S.** (1978). Studies of Neotropical caddisflies. XXII: Hydropsychidae of the Amazon basin (Trichoptera). *Amazoniana*. **6**: 373-421.
- Flint, Jr. O.S. & Wallace, J.B.** (1980). Studies of Neotropical caddisflies, XXV: the immature stages of *Blepharopus diaphanous* and *Leptonema columbianum* (Trichoptera: Hydropsychidae). *Proceeding of the Biological Society of Washington*. **93** (1): 178-193.
- Flint, Jr. O.S.** (1991). Studies of Neotropical Caddisflies, XLV: The Taxonomy, Phenology and Faunistics of the Trichoptera of Antioquia, Colombia. *Smithsonian Contributions to Zoology*. **520**: 1-113.
- Forero, C. A.M. Gutiérrez, C., Reinoso, F.G.** (2013). Evaluación de la calidad del agua del río Opía (Tolima-Colombia) a través de la fauna de macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos. *Caldasia*. **35** (2): 371- 387.
- Forero, C. A.M. & Reinoso, F. G.** (2013). Estudio de la familia Baetidae (Ephemeroptera: Insecta) en una cuenca con influencia de la urbanización y agricultura: río Alvarado- Tolima. *Rev. Asoc. Col. Cienc. (Col.)*. **25**: 12-21.
- Fröhlich, C. G.** (2009). Plecoptera. En: Domínguez, E. y Fernández, H. (Eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. Pp. 145-166. Primera Edición. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina.
- Fuhrmann, O.** (1914). Turbellariés d'eau douce de Colombie. *Mémoires de la Société Neuchâtoise des Sciences Naturelles*. p. 793-804.
- Fuhrmann, O. & Mayor, E.** (1914). Voyage d'exploration scientifique en Colombie. *Mémoires de la Société Neuchâtoise des Sciences Naturelles*. **5** (2): 193-201.
- Galán, R.** (1966). Investigación sobre el tratamiento biológico de las aguas negras de la ciudad de Bogotá. Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. p. 121.
- Galeano, L.** (1987). Estudio Hidrobiológico del río Bogotá. Empresas de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. Laboratorio de Aguas Negras, Bogotá. p. 185.
- Gaufin, A. R. & Tarzwell, C. M.** (1952). Aquatic invertebrates as indicators of stream Pollution. *Amer. Publ. Health Rep.* **67**: 57-64.

- García, J. F., Cantera, J., Zúñiga, M. del C., Montoya, J.** (2009). Estructura y diversidad de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca baja del río Dagua (Andén del Pacífico vallecaucano-Colombia). *Revista de Ciencias de la Universidad del Valle*. **13**: 27-48.
- Garzón, C. & Realpe, E.** (2009). Diversidad de odonata (insecta) en la Reserva Natural Cabildo-Verde (Sabana de Torres-Santander, Colombia), una aproximación hacia la conservación. *Caldasia*. **31** (2): 459-470.
- Gaviria, E.** (1993). Claves para las especies colombianas de las familias Naidae y Tubificidae (Oligochaeta, Annelida). *Caldasia*. **17** (2): 237-248.
- Giraldo, L.P.** (2012). Diversidad y abundancia de larvas de Trichoptera (Insecta) asociadas a pequeñas quebradas andinas del centro y suroccidente colombiano. Tesis de Maestría. Universidad de Costa Rica. Estudios de Posgrado en Biología. San José, Costa Rica. 125 p.
- Giraldo, L.P., Chará, J., Zúñiga, M. del C., Chará-Serna, A.M., Pedraza, G.** (2014). Impacto del uso del suelo agropecuario sobre macroinvertebrados acuáticos en pequeñas quebradas de la cuenca del río La Vieja (Valle del Cauca, Colombia). *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol.* **62** (Suppl. 2): 203-219.
- Gómez, M.I. & Velásquez, H.I.** (1999). Estudio de los moluscos de agua dulce de la Reserva Ecológica Cerro de San Miguel (Caldas, Antioquia, Colombia). *Actual. Biol.* **21** (71): 151-161.
- Gómez, M.I.** (2010). Systematics, phylogeny and biogeography of Mesoamerican and Caribbean freshwater gastropods (Cerithioidea: Thiaridae and Pachychilidae): Humboldt-Universität zu Berlin, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät I.
- Guerrero, E.** (1998). Una aproximación a los humedales en Colombia. Fondo FEN Colombia, 163p.
- Guevara, C.G., Reinoso, F.G., Villa-Navarro, N.F.** (2005). Estudio del orden Trichoptera en su estado larval en la cuenca del Río Coello, Departamento del Tolima. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*. **17**: 59-70.
- Guevara-Cardona, G., Reinoso-Flórez, G., Villa-Navarro, N.F.** (2007a). Caddisfly larvae (Insecta: Trichoptera) of the Coello River Basin in Tolima (Colombia): Spatial and temporal patterns and bioecological aspects. Pp. 113-120. En: Bueno-Soria, J., Barba-Álvarez, R. y Armitage, B. (Eds.). *Proceeding of the XIIth International Symposium on Trichoptera*. The Caddis Press.
- Guevara-Cardona, G., López-Delgado, E.O., Reinoso-Flórez, G., Villa-Navarro, N.F.** (2007b). Structure and distribution of the Trichoptera fauna in a Colombian Andean river basin (Prado, Tolima) and their relationship to water quality. Pp. 129-134. En: Bueno-Soria, J., Barba-Álvarez, R. y Armitage, B. (Eds.). *Proceeding of the XIIth International Symposium on Trichoptera*. The Caddis Press.
- Guisande, C., Andrade, C., Granado-Lorencio, C., Duque, S.D., Núñez-Avellaneda, M.** (2000). Effects of zooplankton and conductivity on tropical *Utricularia foliosa* investment in carnivory. *Aquatic Ecology*. **34**: 137-142.
- Gutiérrez, C. & Reinoso, G.** (2010). Géneros de ninfas del orden Ephemeroptera (Insecta) del Departamento del Tolima, Colombia: listado preliminar. *Biota Colombiana*. **11** (1 y 2): 23-32.
- Gutiérrez, C., Zúñiga, M. del C., Van Bodegom, P.M., Chará, J., Giraldo, L.P.** (2009). Rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) in Neotropical riverine landscapes: Characterizing their distribution. *Insect Conservation and Diversity*. **2**: 106-115.
- Herrera-Martínez, Y., Paggi, J. C., & Garcia, C. B.** (2017). Cascading effect of exotic fish fry on plankton Community in a Tropical Andean High Mountain Lake: a Mesocosm experiment. *J. Limnol.* **76**: 397-408
- Hincks, W.D.** (1934). Odonata (Paraneuroptera) from Perú and Colombia. *Entomologist's Record and Journal of Variation*. **46**: 77-81.
- Hogue, Ch.** (1989). Description of a new species of net-winged midge (Diptera: Blepharicidae) from the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Contributions in Sciences. Natural History Museum of Los Angeles County*. **340**: 1-10.
- Hogue, Ch.** (1989). The net-winged midge fauna (Diptera: Blepharicidae) of Antioquia Department, Colombia. *Contributions in Science*. **413**: 1-14.
- Hogue, Ch.** (1990). A remarkable new species of *Maruina* (Diptera: Psychodidae) from Colombia. *Aquatic Insects*. **12** (3): 185-191.
- Holzenthal, R.W.** (1988a). Studies in Neotropical Leptoceridae (Trichoptera), VIII: The genera *Atanatolica* Mosely and *Grumichella* Müller (Triplectidinae: Grumichellini). *Transactions of the American Entomological Society*. **114**: 71-128.
- Holzenthal, R.W.** (1988b). Systematic of Neotropical *Triplectides* (Trichoptera: Leptoceridae). *Annals of the Entomological Society of America*. **81**: 187-208.
- Holzenthal, R.W. & Blahnik, R.J.** (1995). New species of *Smicridea* (*Rhyacophylax*) (Trichoptera: Hydropsychidae) from Costa Rica. *Entomological News*. **106**: 213-223.

- Holzenthal, R.W. & Flint, Jr. O.S.** (1995). Studies of Neotropical caddisflies. LI: systematics of the Neotropical caddisfly genus *Contulma* (Trichoptera: Anomalopsychidae). Smithsonian Contributions to Zoology. **575**: 1-59.
- Jeske, R.** (1976). Estudios bacteriológicos de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Mitt. Inst. Colombo-Aleman. Invest. Cient. **8**: 17-31.
- IDEAM.** (1986). Memoria del foro sobre contaminación del río Magdalena y sus alternativas de solución. Universidad del Norte, Barranquilla. p. 212.
- IDEAM.** (2018). Protocolo del monitoreo del agua. 2018. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM. Bogotá. Fecha de consulta: 4 de mayo de 2012. Disponible en: http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023773/PROTOCOLO_MONITOREO_AGUA_IDEAM.pdf
- ISA.** (1983). Estudio limnológico integrado del sistema Guatapé-Nare. Estructura y programación - Sección Medio Ambiente. Documento ABRN-044, Medellín. p. 2014.
- ISA.** (1985). Calidad de aguas en el sistema Chivor-Informe, resumen de los muestreos de 1983 a 1985. Documento ABRNMA. Medellín.
- Kaufmann, R. & Hevert, F.** (1973). El régimen fluviométrico del río Magdalena y su importancia para la Ciénaga Grande de Santa Marta. Mitt. Inst. Colombo-Alemán. Invest. Cient. **7**: 121-137.
- Kolenati, F. A.** (1848). Über Nutzen und Schaden der Trichopteren". Stettiner Entomol. Ztg. **9**: 203-213.
- Kolkwitz, R. & Marsson, W.A.** (1908). Ecology of plant saprobia. Verh. Ges. Oekol. **26**: 505-519.
- Kolkwitz, R. & Marsson, W.A.** (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologische Gewässerbeuteilung. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. **2**: 126-152.
- Lizarralde de Grosso, M.** (2009). En: Domínguez, E. y Fernández, H. (Eds). Macrovertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Pp. 341-364. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina.
- Longo, M. Ceballos, Zamora, V.G., Vásquez, G.** (2004). Diversidad, similitud y carácter bio-indicador de los macroinvertebrados acuáticos epicontinentales de tres ecosistemas lóticos en el piedemonte llanero. Unicauca Ciencia. **8**: 15-20.
- Longo, M. Zamora, H., Vásquez, V.A., Velásquez, L.E.** (2005). Aspectos ecológicos de *Limnaea* (Mollusca: Limnaeidae) en la región de Aguas Tibias, Municipio de Puracé-Coconuco. Revista Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas. **17**: 47-58.
- Longo, M. & Blanco, J.F.** (2009). Sobre los filtros que determinan la distribución y abundancia de los macroinvertebrados diádromos y no-diádromos en cada nivel jerárquico del paisaje fluvial en islas. Actualidades Biológicas. **31** (91): 179-195.
- Longo, M., Gómez-Aguirre, A.M., Blanco, J.F., Zamora-González, H.** (2009). Cambios multi-anales y espaciales de la composición y estructura del ensamble de insectos acuáticos en las quebradas perennes de la Isla Gorgona, Colombia. Actualidades Biológicas. **31** (91): 141-160.
- Longo, M., Zamora, H., Guisande, G., Ramírez, J.J.** (2010). Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en la quebrada Potrerillos (Colombia): respuesta a los cambios estacionales de caudal. Limnetica. **29** (2): 195-210.
- Lundblad, O.** (1953). Die Hydracarinafauna von Colombia. Ark. Zool. (ser. 2). **5** (8): 435-585.
- Machado, T. & Roldán, G.** (1981). Estudio de las características fisicoquímicas y biológica del río Anorí y sus principales afluentes. Actual. Biol. **10** (35): 3-19.
- Machado, T.** (1988). Distribución ecológica e identificación de los coleópteros acuáticos en diferentes pisos altitudinales del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. p. 145.
- Magallanes, H.** (1989). Evaluación íctica del sistema oriente Antioqueño. Tesis de grado, Universidad de Antioquia, Medellín.
- Malek, E.A. & Little, M.D.** (1971). *Aroapyrgus colombiensis* n. sp. (Gastropoda, Hydrobiidae) snail intermediate host of *Paragonimus caliensis* in Colombia. Nautilus. **85**: 20-26.
- Manzo, V.** (2005). Key to the South America genera of Elmidae (Insecta: Coleoptera) with distributional data. Studies of Neotropical Fauna and Environmental. **40** (3): 201-208.
- Matthias, U. & Moreno, H.** (1983). Estudio de algunos parámetros fisicoquímicos y biológicos del río Medellín y sus principales afluentes. Actual. Biol. **12** (46): 106-117.
- Mazzucconi, S.A., López-Ruf, M.L., Bachmann, A.O.** (2009). Hemiptera: Heteroptera: Gerromorpha y Nepomorpha. En: Domínguez, E. y Fernández, H. (Eds). Macrovertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Pp. 167-232. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina.

- Márquez, G. & Guillot, G.** (1987). Proyecto estudios ecológicos de embalses colombianos. Etapa prospectiva. Informe final. Fondo para la Protección del Medio Ambiente “José Celestino Mutis”. Fen, Colombia.
- Meza, A.M., Rubio, J., Días, L., Walteros, J.** (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*. **34** (2): 443-456.
- Michaelsen, W.** (1913-1914). Die Oligochaeten Columbias, en: Fuhrmann and Mayr (Eds.). Voyage d’exploration scientifique en Colombie. Mémoires de la Société Neuchâtoise des Sciences Naturelles. **5**: 202-252.
- Miles, C. B.** (1947). Los peces del río Magdalena. Min. Econ. Nac., Sección de Piscicultura, Pesca y Caza, Bogotá.
- Molano, F. & Camacho, D.L.** (2006). Especies de Gerridae (Heteroptera: Gerromorpha) del Departamento del Quindío. Pp. 370-376. En: Molano, F. y Morales, I.T. (Eds.). Riqueza biótica quindiana. Universidad del Quindío, Armenia, Colombia.
- Molano, J.** (1954). Limnología colombiana: lagos, lagunas, represas, ríos y quebradas de Colombia. División de Recursos Naturales del Ministerio de Agricultura de Colombia, Bogotá. p. 149.
- Molano, J.** (1960). El lago de Tota. Ediciones Universidad de Bogotá, Bogotá. p. 114.
- Molano, F., Camacho, D.L., Serrato, C.** (2005). Guerridae (Heteroptera: Gerromorpha) de Colombia. *Biota Colombiana*. **6** (2): 163-172.
- Molineri, C., Peters, J., Zúñiga, M. del C.** (2002). A new family, Coryphoridae (Ephemeroptera: Ephemeroidea) and description of the winged and egg stages of *Coryphorus*. *Insecta Mundi*. **15** (2): 117-122.
- Molineri, C. & Zúñiga, M. del C.** (2004). *Lumahyphes* a new genus of Leptohyphidae (Insecta: Ephemeroptera). *Aquatic Insects*. **26** (1): 19-30.
- Molineri, C. & Zúñiga, M. del C.** (2006). New species of Leptohyphidae (Insecta: Ephemeroptera) from Colombia with evidence of reproductive time segregation. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. **41** (2): 139-151.
- Molineri, C.** (2010). A cladistic revision of *Tortopus* Needham & Murphy with description of the new genus *Tortopsis* (Ephemeroptera: Polymitarciidae). *Zootaxa*. **2481**: 1-36.
- Molineri, C., Cuz, P.V., Emerich, D.** (2011). A new species of *Asthenopus* (Ephemeroptera: Polymitarciidae: Asthenopodinae) from Brasil and Colombia. *Zootaxa*. **2750**: 33-38.
- Montes-Fontalvo, J.M. & Pérez-Gutiérrez, L.A.** (2011b). *Heteropodagrion croizati* sp. nov. (Odonata: Megapodagrionidae) with a key to the known species of the genus. *Zootaxa*. **2810**: 63-68.
- Monsalve, C. A.** (2004). Palinología del Holoceno superior en la laguna Puente Largo, Páramo de Frontino, Antioquia, cordillera Occidental, Colombia. Tesis Magíster, Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Medellín.
- Morales-Castaño, I.T. & Molano-Rendón, F.** (2008). Heterópteros acuáticos del Quindío (Colombia): Los infraórdenes Gerromorpha y Nepomorpha. *Revista Colombiana de Entomología*. **34** (1): 121-128.
- Moreno, L. & Fonseca, C.** (1987). Las Ciénagas: polos potenciales para el desarrollo. *Actual. Biol.* **16** (60): 57-68.
- Moreno, L. F., García, L.C., Márquez, G.** (1987). Productividad e importancia del bosque ripario del complejo de ciénagas de Chucurrí (Dpto. de Santander, Colombia). *Actual. Biol.* **16** (61): 93-103.
- Mosquera, A. & Valderrama, J.** (1980). Piscicultura en el embalse de Neusa. Corporación Autónoma Regional de los Valles de Ubaté y Chiquinquirá (CAR), Bogotá. p. 157.
- Mosquera, S., Alba-Tercedor, J., Zúñiga, M. del C.** (2001). *Atopophlebia fortunensis* Flowers (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) and *Caenis chamie* (Ephemeroptera: Caenidae). Notes on their biology and ecology. Pp. 157-160. En: Domínguez, E. (Ed.). Trends in Research in Ephemeroptera and Plecoptera. Kluwer Academic Plenum Publishers. New York, USA.
- Muñoz, D. & Ospina, R.** (1999). Guía para la identificación genérica de los Ephemeroptera de la Sabana de Bogotá, Colombia. Ninfas y algunos géneros de adultos. *Actualidades Biológicas*. **21** (70): 47-60.
- Muñoz, F.** (2000). Especies del orden Trichoptera (Insecta) en Colombia. *Biota Colombiana*. **1** (3): 267-288.
- Muñoz, F.** (2004). El Orden Trichoptera (Insecta) en Colombia, II: inmaduros y adultos, consideraciones generales. Pp. 319-349. En: Fernández, F., Andrade, M.G., y Amat, G. (Eds.). Insectos de Colombia No 3. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias. Santafé de Bogotá, Colombia.

- Muñoz, M. & Vélez, I.** (2007). Redescripción y algunos aspectos ecológicos de *Girardia tigrina*, *G. cameliae* y *G. paramensis* (Dugesidae, Tricladida) en Antioquia, Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. **78**: 291- 301.
- Muñoz-Quesada, F.** (1997). Five new species and a new record of Costa Rican *Leptonema* Guérin (Trichoptera: Hydropsychidae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*. **99**: 115.
- Narváez, A.** (1984). Estudio batimétrico y algunas relaciones ecológicas del lago Guamuez (La Cocha). Universidad de Nariño, Pasto, Colombia. p. 42.
- Navas, L.** (1935). Odonatos de Colombia. *Boletín de la Sociedad Entomológica Española*. **17**: 33-38.
- Nazarova, L.B., Riss, W., Kahlheber, A., Werding, B.** (2004). Some observations of buccal deformities in chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) from the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Caldasia*. **26** (1): 275-290.
- Novelo-Gutiérrez, R.** (1995a). La náyade de *Brechmorhoga praecox* (Hagen, 1861) y notas sobre las náyades de *B. rapax* Calvert, 1898, *B. vivax* Calvert, 1906 y *B. mendax* (Hagen, 1861) (Odonata: Libellulidae). *Folia entomológica mexicana*. **94**: 33-40.
- Novelo-Gutiérrez, R.** (1995b). Náyade de *Brechmorhoga pertinax* (Odonata: Libellulidae). *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, serie Zoología*. **66** (2): 181-187.
- Núñez, M. & Duque, S.** (1998). Chorococcales (Algae: Chlorophyceae) found in aquatic environments of Colombian Amazon Basin. *Caldasia*. **20** (1): 5-11.
- Ospina, T.R., Riss, W., Ruíz, J.L.** (1999). Guía para la identificación genérica de larvas de quironómidos (Diptera: Chironomidae: Orthoclaadiinae) de la Sabana de Bogotá. Pp. 363-383.
- Padilla-Gil, D.N., Nieser, N.** (2003). Nueva especie de *Tachygerris* y nuevos registros de colecta de los Gerridae (Hemiptera: Heteroptera) de Colombia. *Agronomía Colombiana*. **21** (1-2): 51-57.
- Padilla-Gil, D.N.** (2010a). Five new species of *Buenoa* (Hemiptera: Heteroptera: Notonectidae) from Colombia. *Zootaxa*. **2411**: 22-32.
- Padilla-Gil, D.N.** (2010b). Two new species of *Martarega* (Hemiptera: Heteroptera: Notonectidae) and a new species of *Tachygerris* from Colombia. *Zootaxa*. **2560**: 61-68.
- Padilla-Gil, D.N.** (2012a). Two new species of *Rhagovelia* from Colombia (Hemiptera: Heteroptera: Veliidae) with revised keys to the Colombian species in the torquata and robusta groups. *Zootaxa*. **3251**: 57-63.
- Padilla-Gil, D.N.** (2012b). Los hemípteros acuáticos del municipio de Tumaco (Nariño, Colombia). Guía ilustrada. Editorial Universitaria-Universidad de Nariño, San Juan de Pasto.
- Paggi, A.C.** (1999). Los Chironomidae como indicadores de calidad de ambientes dulceacuícolas. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. **58**: 202-207.
- Palacino-Rodríguez, F.** (2009). Dragonflies (Anisoptera: Odonata) of the collection of the Instituto de Ciencias Naturales Universidad Nacional de Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*. **10** (1): 37-41.
- Patino-González J. (Hermano Daniel).** (1941). Apuntes sobre algunos moluscos colombianos. *Revista de la Academia de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*. **4**: 15-16.
- Patrick, R.** (1949). A proposed biological measure of stream conditions, based on a survey of the Conestoga basin, Lancaster County, Pennsylvania. *Proc. Acad. Nat. Sci. Phila.* **101**: 277-341.
- Patrick, R.** (1950). Biological measure of stream conditions. *Sewage ind. Wastes*. **22**: 926-939.
- Pérez, A. P.** (1976). Tota... más que un lago, un conflicto. Editorial Stella. Bogotá. p. 136.
- Pérez, L.** (1977). Observaciones ecológicas y ensayos de cultivo de la ostra del mangle (*Crassostrea rhizophorae* Guildin) en la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Inst. Invest. Mar. de Punta de Betín, Tesis de grado, Santa Marta*.
- Pérez, G. & Roldán, G.** (1978). Niveles de contaminación por detergentes y su influencia en las comunidades bénticas del río Rionegro (Antioquia). *Actual. Biol.* **7** (24): 27-36.
- Pérez, L.A.** (2003). Estudio biotaxonomico de los odonatos (Insecta: Odonata Fabricius, 1793) del Distrito de Santa Marta (Magdalena, Colombia). Tesis de pregrado. Universidad del Magdalena, Facultad de Ciencias Básicas, Programa de Biología. Santa Marta, Colombia.
- Pérez-Gutiérrez, L.A.** (2007). The larvae of *Teinopodagrion caquetanum* De Marmels and *T. vallenatum* De Marmels (Zygoptera: Megapodagrionidae). *Odonatologica*. **36** (3): 307-313.
- Pérez-Gutiérrez, L.A., Monroy-González, J.D., Realpe-Rebolledo, E.A.** (2007). Local assemblage patterns of odonates in Central Chocó, Colombian Pacific. Pp 183-199. En: India (Ed.). *Odonata - Biology of dragonflies. Colombian Pacific Coast*.
- Perla Alonso-Eguális, Mora, J.M. Campbel, B., Springer, M.** (Eds). (2014). Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico. *IMTA México*. p. 442.

- Pilsbry, H.A.** (1955). South American land and freshwater mollusks. IX Colombian species *Lymnaea bogotensis*. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia. **87**: 83-88.
- Pinilla, G.** (2010). An index of limnological conditions for urban wetlands of Bogotá city, Colombia. Ecological Indicators. **10** (4): 848-856.
- Pinilla, G.** (2016). Algunas experiencias en el uso de índices limnológicos en Colombia. Acta Biológica Colombiana. **21** (1): 241-248.
- Polhemus, J.T. & Manzano, M.R.** (1992). Marine Heteroptera of the Eastern Tropical Pacific (Gelastocoridae, Gerridae, Mesoveliidae, Saldidae, Veliidae). Pp. 302-320. En: Quintero, D. y Avello, A. (Eds.). Insects of Panamá and Mesoamérica. Oxford University Press.
- Polhemus, J.T. & Polhemus, D.A.** (1995). A phylogenetic review of the *Potamobates* fauna of Colombia (Hemiptera: Gerridae) with descriptions on three new species. Proceedings of the Biological Society of Washington. **97** (2): 350-372.
- Posada, J. A. & Roldán, G.** (2003). Clave ilustrada y diversidad de las larvas de Trichoptera en el nor-occidente de Colombia. Caldasia. **25** (1): 169-192.
- Posada-García, J.A., Abril-Ramírez, G., Parra-Sánchez, L.N.** (2008). Diversidad de los macroinvertebrados acuáticos del páramo de Frontino (Antioquia, Colombia). Caldasia. **30** (2): 441-445.
- Posso, C.E. & González, R.** (2008). Gerridae (Hemiptera: Heteroptera) del Museo Entomológico de la Universidad del Valle. Revista Colombiana de Entomología. **34** (2): 230-238.
- Prair, T.** (1956). On a collection of *Pomacea* from Colombia, with description of a new subspecies. Journal of Conchology. **24**: 73-79.
- Quintero, A. & Rojas, A.M.** (1987). Aspectos bioecológicos del orden Trichoptera y su relación con la calidad del agua. Revista Colombiana de Entomología. **13** (1): 26-38.
- Quiñonez, M., Ramírez, J., Díaz, A.** (1998). Estructura numérica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos derivadores en la zona de ritral del río Medellín. Actualidades Biológicas. **20**: 7586.
- Quijano, M, S.L. Villabona, J. J. García, A. C.** (2018). Los humedales del altiplano antioqueño. Editorial Universidad Católica de Oriente, Rionegro. 211 p.
- Ramírez J.J. & Machado, T.** (1982). Influencia de la precipitación y los ortofosfatos sobre el fitoplancton en la represa La Fe. Actual. Biol. **11** (39): 3-21.
- Ramírez J. J.** (1987). Contribución al conocimiento de las condiciones limnológicas de la laguna del Parque Norte, Medellín. Actual. Biol. **16** (59): 12-30.
- Ramírez, J.J. & Díaz, A.** (1996-1997). Fluctuación estacional del zooplancton en la laguna del Parque Norte, Medellín, Colombia. Rev. Biol. Trop. **44/45**: 549-563.
- Ramírez, J.J., Bicudo, C., Roldán, G., García, L.C.** (2000). Temporal and vertical variations in Phytoplankton community structure and its relation to some morphometric parameters of four Colombian reservoirs. Caldasia. **22** (1): 108-126.
- Ramírez, J.J., Bicudo, C., Roldán, G., García, L.C.** (2001). Variación vertical de parámetros físicos y químicos en cuatro embalses tropicales y su relación con el área, la altitud y el tiempo de retención hidráulica. Acta Limnol Bras. **13** (2):19-34.
- Ramírez, A.** (1996). Six new dragonfly larvae of the family Gomphidae in Costa Rica, with a key to the Central American genera (Anisoptera). Odonatologica. **25** (2): 143-156.
- Ramírez, A. & Novelo-Gutiérrez, R.** (1999). The Neotropical dragonfly genus *Macrothemis*: New larval descriptions and an evaluation of its generic status based on larval stage (Odonata: Libellulidae). Journal of the North American Benthological Society. **18** (1): 67-73.
- Ramírez, Viña, G.** (1998). Limnología colombiana. Panamericana, Santafé de Bogotá, 202 p.
- Ramos, H. A.** (1973). Centro de Experimentación Piscícola. Informe Técnico N° 1. Universidad de Caldas, Manizales.
- Ramos, A.** (1997). Coleópteros acuáticos y semiacuáticos en cuatro ríos del suroccidente colombiano. Tesis de pregrado. Universidad del Valle, Programa de Biología. Santiago de Cali, Colombia.
- Realpe, E.** (2009). Diversidad del género *Ischnura* (Odonata: Coenagrionidae) y su relación con la altitud y orogenia de la Cordillera Oriental-Andes colombianos. Tesis de doctorado. Universidad de los Andes.
- Reinoso-Flórez, G.** (1999). Estudio de la fauna bética del río Combeima, Colombia. Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas. **11** (Fasc. 1): 35-44.
- Reinoso, G., Guevara, G., Arias, D., García, J., Villa, F.** (2007). Aspectos bioecológicos de la fauna entomológica de la cuenca mayor del río Coello - Departamento del Tolima, Colombia. Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas. **19** (1): 65-72.
- Reinoso, G., Guevara, G. Vejarano, M., García, J., Villa, F.** (2008). Evaluación del río Prado a partir de los macroinvertebrados y de la calidad del agua. Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas. **20** (1): 102.116.

- Rentería, B.** (1977). Fauna planctónica de la Ciénaga Grande de Santa Marta y su relación con el medio. *Divulgación Pesquera*. N^{os} 4-5. Bogotá.
- Rincón, M.E.** (1996). Aspectos bioecológicos de los tricópteros de la quebrada Carrizal (Boyacá, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología*. **22**: 53-60.
- Rincón, M.E.** (1999). Estudio preliminar de la distribución altitudinal y espacial de los tricópteros en la cordillera Oriental, Colombia. Pp. 267-282. En: Andrade, M.G., Amat G. (Eds).
- Rincón, M. E.** (2002). Comunidad de insectos acuáticos de la quebrada Mamarramos (Boyacá, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología*. **28** (1): 101-108.
- Rincón, M.E. & Castro, M.I.** (2008). Efecto del caudal sobre la emergencia de Trichoptera. Pp. 211-223. En: Donato, J. (Ed.) *Ecología de un río de montaña de los Andes colombianos* (río Tota, Boyacá). Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias. Bogotá, Colombia.
- Ringuelet, R.A.** (1972). Hirudíneos neotropicales de Colombia, Cuba y Chile, con descripción de una nueva especie de *Oligobdella* (Glossiphoniidae). *Physis*. **31** (83): 345-352.
- Ringuelet, R.A.** (1974). Los hirudíneos terrestres del género *Blanchiardella* Weber del páramo norandino de Colombia. *Physis*. **33** (86): 63-69.
- Ringuelet, R.A.** (1975). Un nuevo hirudíneo de Colombia parásito de la trucha arco iris. *Neotropica*. **21** (64): 1-4.
- Riss, W., Ospina, R., Gutiérrez, J.D.** (2002). Establecimiento de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la Sabana de Bogotá. *Caldasia*. **24** (1): 135-156.
- Rivera-R, C., Solano-M, D., Zapata-A, A., & Donato-R, J.** (2005). Phytoplankton diversity in a tropical high mountain lake. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*. **29** (1): 418-421.
- Roback, S.S. & Nieser, N.** (1974). Aquatic Hemiptera (Heteroptera) from the Llanos Orientales of Colombia. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*. **126** (4): 29-49.
- Rocha, C.M.** (1994). Diversidad en Colombia de los cangrejos del género *Neostrengeria*. *Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. Colección Jorge Arbeláez Lleras, No. 5. 143 p.
- Rodríguez-Barrios, J., Ospina-Torres, R., Gutiérrez, J.D., Ovalle, H.** (2007). Densidad y biomasa de macroinvertebrados acuáticos derivantes en una quebrada tropical de montaña (Bogotá, Colombia). *Caldasia*. **29** (2): 397-412.
- Rodríguez-Barrios, J., Ospina-Torres, R., Turizo-Correa, R.** (2011). Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. *Revista de Biología Tropical*. **59** (4): 1537-1552.
- Rodríguez, F.** (2009). Dragonflies (Odonata: Anisoptera) of the collection of the Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*. **10** (1): 37-41.
- Rodríguez, G.** (1972). Trichodactylidae from Venezuela, Colombia, and Ecuador (Crustacea: Brachyura). *Alfre D E. Smalley Department of Biology, Tulane University, New Orleans, Louisiana 70118*. Reprinted from *Tulane Studies in Zoology and Botany*. **17** (3): 41-55.
- Rodríguez, G.** (1981). Parte I: Arthropoda en Hulbert, S.H., G. Rodríguez y N.D. Sabtos (Ed). *Aquatic biota of tropical South America*. San Diego State University, San Diego, California. 223 pp.
- Rodríguez, G.** (1985). A new cavernicolous crab (Crustacea, Decapoda, Pseudothelphusidae) from Colombia. *Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Caracas, Venezuela*.
- Rojas, A.M. & Baena, M.L.** (1993). *Anacroneuria farallonensis* (Plecoptera: Perlidae) una nueva especie para Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*. **1**: 23-28.
- Rojas, A.M. & Zúñiga, M. del C.** (1996). Aspectos bioecológicos del orden Ephemeroptera en cuencas de algunos ríos del Departamento del Valle del Cauca (Colombia). Pp. 453-472. En: Andrade, G., Amat, G. y Fernández, F. (Eds.). *Insectos de Colombia. Estudios escogidos*. Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Colección Jorge Álvarez Lleras No. 10.
- Rojas, A.M. Zúñiga, M. del C., Burbano, M.E., Serrato, C.** (1995). Altitudinal distribution of Ephemeroptera in the Farallones de Cali National Park, Colombia. Pp. 121-129. En: Corkum, L.P. y Ciborowski, J.J.N. (Eds.). *Current directions in research on Ephemeroptera*. Canadian Scholars Press, Inc. Toronto, Canadá.
- Rojas-Riaño, N.C.** (2011). First record of the damselfly genus *Anisagrion* (Odonata: Coenagrionidae) from Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*. **37** (1): 164-165.
- Roldán, G., Builes, J. J., Trujillo, C. M., Suárez, A.** (1973). Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna bética del río Medellín. *Actualidades Biológicas*. **2** (5): 54-64.

- Roldán, G.** (1978). Problemas de eutrofización en lagos y embalses colombianos. *Rev. Con. Amb.* **2** (3): 51-56.
- Roldán, G.** (1992). Fundamentos de limnología neotropical. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín. 529 p.
- Roldán, G.** (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales.* **23** (88): 375-387.
- Roldán, G.** (1980). Estudio limnológico de cuatro ecosistemas neotropicales diferentes con especial referencia a su fauna de efemerópteros. *Actual. Biol.* **9** (34): 103-117.
- Roldán, G.** (1982). Algunas consideraciones ecológicas acerca de los embalses. *Rev. Cont. Amb.* **6** (10): 13-20.
- Roldán, G.** (1985). Contribución al conocimiento de las ninfas de efemerópteros en el Departamento de Antioquia. *Actual. Biol.* **14** (51): 3-13.
- Roldán, G.** (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo FEN-Colombia- Conciencias - Universidad de Antioquia, Editorial Presencia Ltda. Santafé de Bogotá. 217 p.
- Roldán, G., A. Bohórquez., Ardila, J. L.** (2000). Estudio limnológico del embalse de El Guavio. *Rev. Acad. Col. Cien. Exact. Fis. Nat.* **24** (90): 73-84.
- Roldán, G. & Ruiz, E.** (2001). Development of Limnology in Colombia. In: Wetzel, R y B. Gopal (Eds.): *Limnology in Developing Countries.* International Association of Theoretical and Applied Limnology-SIL. **3**: 69-119.
- Roldán, G.** (2001). Estudio limnológico de los recursos hídricos del parque de Piedras Blancas. Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Colección Jorge Álvarez Lleras, No. 9, Bogotá.
- Roldán, G.** (2003). La bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín. 170 p.
- Roldán, G. & Ramírez, J.J.** (2008). Fundamentos de limnología neotropical. Segunda Edición. Universidad de Antioquia, Medellín. 440 p.
- Roldán, G.** (2016). Los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.* **40** (155): 254-274.
- Romero, I.R., Pérez, S.M., Rincón, M.E.** (2006). Aspectos ecológicos de los Trichoptera del Parque Nacional Natural Cueva de los Guácharos, Huila (Colombia). *Actualidad y Divulgación Científica.* **9**: 129-140.
- Romero, F. & Navarro, F.** (2009). Lepidoptera. En: Domínguez, E. & Fernández, H. (Eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología.* Pp. 309-340. Primera Edición. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina.
- Rosso de Ferradás, B. & Fernández, H.R.** (1995). Acari, Hydrachnidia. Pp. 819-853. En: Loreto, E. y Tell, G. (Eds.). *Ecosistemas de aguas continentales.* Editorial Sur, Argentina.
- Rosso de Ferradás, B. & Fernández, H.R.** (2005). Elenco y biogeografía de los ácaros acuáticos (Acari, Parasitengona, Hydrachnidia) de Sudamérica. *Graellsia.* **61**: 181-224.
- Rosso de Ferradás, B. & Fernández, H.R.** (2009). Acari, Parasitengona, Hydrachnidia. En: Domínguez, E. y Fernández, H. (Eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología.* Pp 497-550. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina.
- Rúa-García, G. A.** (2012). Distribución y composición de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en cuatro ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. Tesis de pregrado. Universidad del Magdalena. Programa de Biología, Santa Marta.
- Ruiz, E. & Gómez, J.** (1988). Calidad de Agua en Colombia. Instituto Colombiano de Hidrología, Meteorología y Adecuación de Tierras (HIMAT)-Ministerio de Agricultura, Bogotá. p. 442.
- Ruiz, J. E., Molina, J. A., Saavedra, G.E., Contreras, M., Mojica, J.I.** (1984). Incidencia de la precipitación, eutrofización y calidad bacteriológica en la composición planctónica del lago La Tota. HIMAT, Div. de Hidrobiología, Bogotá.
- Ruiz, J., Ospina, R., Riss, W.** (2000a). Guía para la identificación genérica de larvas de quironómidos (Diptera: Chironomidae) de la Sabana de Bogotá. II. Subfamilia Chironominae. *Caldasia.* **22** (1): 15-33.
- Ruiz, J., Ospina, R., Gómez, H., Riss, W.** (2000b). Guía para la identificación genérica de larvas de quironómidos (Diptera: Chironomidae) de la Sabana de Bogotá. III. Subfamilias Tanypodinae, Pedominae y Diamesinae. *Caldasia.* **22** (1): 34-60.
- Salas, H. J. & Martino, P.** (1988). Desarrollo de metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofización en lagos cálidos tropicales. Memoria de IV Encuentro del Proyecto Regional. OMS-Cepis, Lima.

- Salinas, L.G., Días, L., Salles, F., Bacca T.** (2011). Three new species of *Baetodes* Needham & Murphy (Ephemeroptera: Baetidae) from Colombia. *Zootaxa*. **3110**: 61-68.
- Sánchez, G.** (1976). Estudio limnológico de los embalses de Muña, Neusa, Sisga y Tominé. Universidad de los Andes. Tesis de Magister. Bogotá.
- Sánchez-Herrera, M.J.** (2005). El índice biológico BMWP (Biological Monitoring Working Party score), modificado y adaptado al cauce principal del río Pamplonita, Norte de Santander. *Bistua*. **3** (2): 54-67.
- Sánchez-Herrera, M.J. & Vendaño-Sánchez, M.** (2005). Macroinvertebrados del Norte de Santander. Respuestas, Revista de la Universidad Francisco de Paula Santander. **1**: 3-20.
- Sánchez, J. Y. & Ramírez, J.J.** (2000). Dinámica de la comunidad zooplanctónica (excepto Protozoa) en las zonas limnética y litoral de la laguna del Parque Norte, Medellín, Colombia. *Actual. Biol.* **22** (72): 65-82.
- Sánchez-Chávez, J. L. Bravo-Inclán, C. Tomasini-Ortiz.** (2011). Estudio ecosistémico del lago de Pátzcuaro. Aportes en gestión ambiental para el fomento del desarrollo sustentable. D.R. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, Morelos, México.
- Schmidh-Mumm, U.** (1988). Vegetación acuática y palustre de la árte alta de la olla de la hoyo del río Namay (Albán, Cundinamarca). *Pérez Arbealiáezia*. **2** (6-7): 9-41.
- Schmidh-Mumm, U.** (1992). Primer registro de *Wolffiella oblonga* (Phil) Hegel y sinópsis de las Lemnaceae en Colombia. *Caldasia*. **17** (1):11-20.
- Schmidh-Mumm, U.** (1994). Potamogetonaceae en la flora vascular acuática del Parque Nacional Natural Chingaza, Colombia. *Universitas Scientierium*. **2** (1): 45-56.
- Schmidh-Mumm, U.** (1995). A new species of Elatine (Elatinaceae) from the Colombian páramos in the northern Andes. *Brittonia*. **47** (1): 27-30.
- Schmidh-Mumm, U.** (1996). Sinópsis sobre las Hydrocharitaceae de Colombia. *Caldasia*. **18** (2): 211-225.
- Schmidh-Mumm, U.** (2007). Riqueza de plantas vasculares en Colombia. IV Cuarto Congreso de Batánica. La Botánica en Colombia. Políticas, conocimiento, uso y conservación de la flora nativa. 22 al 28 de abril. Medellín, Colombia.
- Schmidh-Mumm, U. & Posada, J.A.** (2000). Adiciones a las Haloragaceae de Colombia *Proserpinaca palustris*. *Caldasia*. **22** (1): 146-149.
- Serna-Zamora, M.Y. & Zamora, H. G.** (2004). Biogeografía y relaciones de similitud entre las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos epicontinentales en un transecto Cauca-Meta. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*. **16** (1): 71-79.
- Sierra, O. & Ramírez, J.J.** (2000). Variación espacio-temporal de biopelículas en la represa La Fe, El Retiro, Antioquia (Colombia). *Actual. Biol.* **22**: 153-168.
- Sites, R. & Álvarez, L.F.** (2010). Description of the female of *Procryphocricos perplexus* Polhemus (Hemiptera: Heteroptera: Naucoridae). *Zootaxa*. **2562**: 66.
- Sládeček, V.** (1962). A guide to limnosaprobical organisms. *Sci. Pap. Inst. Chem. Technol. Water*. **7** (2): 543-612.
- Squires, H. & Riveros, G.** (1971). Algunos aspectos de la biología del ostión (*Crassostrea rhizophorae*) y su producción potencial en la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Estudios e Investigaciones*, N° 6, Bogotá.
- Soler, E.** (1983). Contribución al estudio taxonómico y ecológico de caracoles (pulmonados de agua dulce) de la Sabana de Bogotá. Tesis de pregrado. Universidad Nacional de Colombia. Programa de Biología. Santafé de Bogotá.
- Solís-Parra, S.J. & Criales-Hernández, M.I.** (2016). Capture and electivity of zooplanktonby *Utricularia foliosa* (Lentibulariaceae) in the Ciénaga de Paredes, Santander, Colombia. *Rev. Biología Tropical*. **64** (3): 1297-1310.
- Spangler, P.J. & Santiago-Fragoso, S.** (1992). The aquatic beetle subfamily Larainae (Coleoptera: Elmidae) in México, Central America and West Indies. *Smithsonian Contributions to Zoology*, No 528. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Spangler, P.L.** (1981). Coleoptera. *En*: Hulbert, S.H., Rodríguez, G y Santos, D. (Eds.). *Aquatic Biota of Tropical South America. Part 1*. Pp. 129-220. San Diego State University. San Diego, California.
- Spangler, P.J. & Santiago-Fragoso, S.** (1987). A revision of the genera *Disersus*, *Pseudodisersus* and *Potamophilops* of the Western hemisphere (Coleoptera: Elmidae). *Smithsonian Contributions to Zoology*, No 446. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Stark, B.P., Froehlich, C., Zúñiga, M. del C.** (2009). South American stoneflies (Plecoptera) *En*: Adis, J., Arias, J.R., Golovatch, S., Wantzen, K.M. y Rueda-Delgado, G. (Eds.). *Aquatic Biodiversity of Latin America (ABLA)*, Vol 5. Pensoft, Sofia-Moscow.

- Stark, B.P., Zúñiga, M. del C., Rojas, A.M., Baena, M.L.** (1999). Colombian *Anacroneuria*: Descriptions of new and old species (Insecta: Plecoptera: Perlidae). *Spixiana*. **22**: 13-46.
- Stark, P.B., Zúñiga, M. del C., Sivec, I.** (2002). Description of *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae) from the upper río Amazonas drainage, Colombia and Perú. *Acta Entomologica Slovenica*. **9** (2): 119-122.
- Stark, P.B. & Zúñiga, M. del C.** (2003). The *Anacroneuria guambiana* complex of South America (Plecoptera: Perlidae). Pp. 151-159. En: Gaino, E. (Ed.). Research update on Ephemeroptera and Plecoptera. University of Perugia, Italy.
- Tamaris-Turizo, C.** (2009). Transporte de materia orgánica y deriva de macroinvertebrados acuáticos a lo largo de un río tropical. Tesis de Maestría en Acuicultura y Ecología Acuática Tropical. Instituto de Posgrados. Universidad del Magdalena.
- Tamaris-Turizo, C. & Sierra-Labastidas, T.** (2009). Una inspección al papel de la producción de los Plecopteros en los sistemas lóticos. *Revista de Ciencias. Facultad de Ciencias Naturales y Exactas de la Universidad del Valle*. **13**: 109-120.
- Tamaris-Turizo, C., Turizo, R., Zúñiga, M. del C.** (2007). Distribución espacio-temporal y hábitos alimentarios de ninfas de *Anacroneuria* (Insecta: Plecoptera: Perlidae) en el río Gaira (Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia). *Caldasia*. **29** (2): 375-385.
- Uribe, A. & Roldán, G.** (1975). Estudio comparativo de algunas características fisicoquímicas y biológicas del embalse El Peñol (Nare). *Actual. Biol.* **4** (11): 2-12.
- Valderrama, J.** (1984). Estudio limnológico del embalse del Neusa, Bogotá (sin más datos).
- Valderrama, M.** (1984). Análisis de la situación actual y perspectivas de desarrollo pesquero en embalses de Colombia. *Divulgación Pesquera, Inderena, Bogotá*. **XXII** (2, 3, 4): 72-91.
- Valencia, D. & Campos, M.** 2007. Freshwater prawns of the genus *Macrobrachium* Bate, 1868 (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae) of Colombia. *Zootaxa*. **1456**: 1-44 (2007).
- Vásquez, J.M., Ramírez, F. Guevara G., Reinoso, G.** (2010). Distribución espacial y temporal de los tricópteros inmaduros de la cuenca del río Totaré (Tolima, Colombia). *Caldasia*. **32** (1): 129-148.
- Vásquez-Ramos, M. & Reinoso-Flórez, G.** (2012). Estructura de la fauna béntica en corrientes de los Andes colombianos. *Revista Colombiana de Entomología*. **38** (2): 351-358.
- Vásquez, J.M. Guevara G., Reinoso, G.** (2013). Impactos de la urbanización y agricultura en cuencas con bosque seco tropical: influencia sobre la composición y estructura de larvas de tricópteros. *Rev. Asoc. Col. Cienc. Biol. (Col.)*. **25**: 61-70.
- Vásquez, J.M., Guevara G., Reinoso, G.** (2014). Factores ambientales asociados con la preferencia de habitat de larvas de tricópteros en cuencas con bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. 7744)*. **62** (Suppl. 2): 21- 40.
- Villabona, S.L., R. E. Buitrago, R.E., Ramírez, J.J., Palacio, J.A.** (2014). Biomasa de rotíferos de embalses con diferentes estados tróficos (Antioquia, Colombia) y su relación con algunas variables limnológicas. *Actual. Biol.* **36** (101): 149-162.
- Villabona, S.L., Ramírez, J.J., Palacio, J.A., Bonecker, C.C.** (2015). Respuesta de la biomasa zooplanctónica a los gradientes del estado trófico y precipitación en un embalse tropical. *Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.* **39** (152): 374-388.
- Viña, M. S. & Duque, S.** (1999). Silica-scaled chrysophytes from the Amazonian region in Colombia. *Nova Hedwigia*. **69** (1, 2): 151-162.
- Von Cosel, R.** (1973). Lista preliminar de los moluscos de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). *Mitt. Inst Colombo-Alemán. Invest. Cient.* **7**: 47-56.
- Von Cosel, R.** (1978). Die Mollusken der Ciénaga Grade de Santa Marta (Kolumbien) und ihre Lebensgemeinschaften in wechsel der Jahreszeiten. *Diss. Dr. rer. nat. Universitaet, Geisen*, 348 p.
- Von Cosel, R.** (1986). Moluscos de la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Costa del Caribe de Colombia). *An. Inst.Inv. Mar. de Punta de Betín*. **16**: 79-370.
- Von Ellenrieder, N. & Garrison, R.W.** (2009). Odonata. En: Domínguez, E. y Fernández, H. (Eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. Pp. 96-143. Primera Edición. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina.
- Von Prahl, H.** (1988). Cangrejos de agua dulce (Crustacea, Brachyura, Pseudothelphusidae y Trichodactylidae) capturados en el Departamento de Antioquia, Colombia. *Boletín. Ecotrópica*. **18**: 3-11.
- Walter, C.** (1914). Hydracarina de Colombie. En: Fuhrmann, O. y Mayor, E. *Voyage d'exploration scientifique en Colombie*. Pp. 193-201. *Mémoires de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles*. Vol. 5.

- Wayne, N. & Hogue, Ch.** (1986). Description of the new species of the shore fly genus *Driedrops* (Diptera; Ephydriidae) from Colombia. Contributions in Sciences-Natural History Museum of Los Angeles County. **377**: 21-26.
- Wedler, E.** (1973). Die Hydroiden der Ciénaga de Santa Marta (Kolumbien) und eines zu ihrer ökologie. Mitt. Inst. Colombo-Alemán. Inv. Cient. **7**: 31-39.
- Wedler, E., Pérez, L. Palacio, J.A., Pinzón, E.** (1978). Ostricultura en la Ciénaga Grande de Santa Marta. - INVEMAR, Santa Marta. p. 64.
- Welkenson, R.C.** (1979). Horse-flies (Diptera: Tabanidae) of the Colombian Departments of Chocó, Valle, and Cauca. Cespedecia. **8** (31-32): 87-435.
- Weber, M.** (1913). Hirudnéas Colombiennes. Mem.Soc. Neuchatelois Sci. Nat. **5**: 731-747.
- Williamson, E. B.** (1918). A collecting trip to Colombia, South America. University of Michigan, Museum of Zoology. Miscellaneous Publications. p. 24.
- Wiedeman, U. H.** (1973). Reconnaissance of the Ciénaga Grande de Santa Marta. Colombia: Physical Parameters and Geological History. Mitt. Inst. Colombo-Aleman. Invest. Cient. **7**: 85-119.
- Wiedenbrug, S. & Ospina-Torres, R.** (2005). A key to pupal exuviae of Neotropical Tanytarsini (Diptera: Chironomidae). Amazoniana. **18** (3-4): 317-371.
- Wooldridge, D.** (1973). New *Paracymus* from South America. Journal of Entomological Society. **46**: 116-123.
- Wooldridge, D.** (1976). New world Limnichidae. VI. A revision of *Limnichoderus* Casey (Coleoptera: Limnichidae). Journal of the Kansas Entomological Society. **11**: 163-173.
- Zamora, H., Naundorf, G., Vásquez, G.L.** (1996). Macroinvertebrados dulceacuícolas del Parque Natural Nacional Isla Gorgona, Departamento del Cauca. Unicauca Ciencia. **1**: 12-18.
- Zamora, H. & Roessler, E.** (1997). Número de estadios nayadales, ciclo biológico y patrón de crecimiento de *Anacroneria caucana* (Insecta: Plecoptera). Unicauca Ciencia. **2**: 15-24.
- Zamora, H. & Sarria, H.** (2001). Calidad biológica de dos ecosistemas lóticos afectados por aguas residuales de rallanderías de yuca mediante la utilización de sus macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores, comparando además la aplicación de los índices de Shannon-Weaver y BMWP. Unicauca Ciencia. **6**: 21-42.
- Zúñiga, M. del C. Rojas, A.M., Caicedo, G.** (1993). Indicadores ambientales de calidad de agua en la cuenca del Río Cauca. Revista de la Asociación de Ingenieros Sanitarios de Antioquia-AINSA. **13** (2): 17-28.
- Zúñiga, M. del C., Rojas, A.M., Mosquera, S.** (1997). Biological aspect of Ephemeroptera in rivers of southwestern Colombia (South América). Pp. 261-268. En: Landolt, P. y Sartori, M. (Eds.). Ephemeroptera and Plecoptera biology, ecology and systematics. MTL, Mauron Tinguely y Lachat S.A., Switzerland.
- Zúñiga, M. del C., Stark, B.P., Rojas, A.M., Baena, M.L.** (2001). Colombian *Anacroneria* (Insecta: Plecoptera: Perlidae): Biodiversity and distribution. Pp. 301-304. En: Domínguez, E. (Ed.) Trends in Research in Ephemeroptera and Plecoptera. Kluwer Academic Plenum Publishers, New York, USA.
- Zúñiga, M. del C., Stark, B.P.** (2002). New species and records of Colombian *Anacroneria* (Insecta: Plecoptera: Perlidae). *Spixiana*. **25** (3): 209-224.
- Zúñiga, M. del C. Molineri, C., Domínguez, E.** (2004). El orden Ephemeroptera en Colombia. p. 17-41. En: Andrade. M.G., Amat García. G., Fernández F. (Eds.). Insectos de Colombia. Vol 3. Universidad Nacional de Colombia e Instituto Humboldt. Santafé de Bogotá, Colombia.
- Zúñiga, M. del C., Cardona, W.** (2009). Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental. Pp. 167-198, En: Cantera, J., Carvajal, Y. y Castro, L. (Compiladores). Caudal ambiental: conceptos experiencias y desafíos. Programa Editorial de la Universidad del Valle, Cali, Colombia.
- Zúñiga, M. del C.** (2009). Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental: caso del Río Meléndez (Valle del Cauca, Colombia). Pp. 303-310. En: Cantera, J., Y. Carvajal y L. Castro (Compiladores). Caudal ambiental: Conceptos Experiencias y Desafíos. Programa Editorial de la Universidad del Valle, Cali, Colombia.
- Zúñiga, M. del C.** (2010). Diversidad, distribución y ecología del orden Plecoptera (Insecta) en Colombia, con énfasis en *Anacroneria* (Perlidae). Universidad de la Amazonia. Momentos de Ciencia. **7** (2): 101-112.

Artículo original

Comportamiento de la estructura térmica y características morfométricas de un humedal de montaña tropical

Thermal structure evolution and morphometric characteristics of a tropical mountain wetland

● Carlos A. Benjumea-Hoyos*, ● Andrea Villada, ● Juan David Castaño

Grupo de investigación en Limnología y Recursos Hídricos, Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Antioquia, Colombia

Resumen

Los humedales son ecosistemas de gran importancia ecológica y social debido a la gran variedad de servicios ecosistémicos que ofrecen. En esta investigación se evaluaron los parámetros morfométricos y la estructura térmica en un humedal del Oriente antioqueño. Se hizo un levantamiento batimétrico, se ubicaron sensores de temperatura en la columna de agua y se recolectaron los registros meteorológicos de una estación de la Corporación Autónoma Regional de las cuencas de los ríos Negro y Nare (Cornare) ubicada en el municipio de Guarne. Construido el mapa batimétrico, se caracterizó el humedal como somero, con una profundidad media de 0,82 m, área de 1.300 m² y un volumen de 1.072 m³. Según el análisis de la dinámica de la estructura térmica con las variables meteorológicas, la columna de agua presentó un patrón de mezcla polimictico cálido continuo, que respondió a la variación de la temperatura ambiente y la radiación solar más que al patrón estacional. El mayor almacenamiento de calor durante el periodo evaluado se produjo en el mes de marzo, con un valor de 10.431,42 J/cm², entre las 18:00 y las 21:00 horas. Este proyecto hizo parte del convenio 310-2017 entre Cornare, la Universidad Católica de Oriente y el municipio de Rionegro.

Palabras clave: Humedal; Morfología; Estructura térmica; Temperatura; Calidad del agua.

Abstract

Wetlands are ecosystems of great ecological and social importance due to the great variety of ecosystem services they offer. In this research, we evaluated an eastern wetland. First, we carried out a bathymetric survey, then we located temperature sensors in the water column, and collected meteorological records from a Cornare station located in the municipality of Guarne. Once we had the bathymetric map, the wetland was characterized as a shallow wetland with a mean depth of 0.82 m, an area of 1,300 m², and a volume of 1,072 m³. In the analysis of the dynamics of the thermal structure with the meteorological variables, the water column presented a continuous warm polymictic mixing pattern, which responded to the variation of ambient temperature and solar radiation more than to the seasonal pattern. The maximum heat storage during the evaluated period occurred in March with a value of 10,431.42 J/cm² between 18:00 and 21:00 hours. This project was part of Agreement 310-2017 signed by Cornare, *Universidad Católica de Oriente*, and the municipality of Rionegro.

Keywords: Wetlands; Morphology; Thermal structure; Temperature; Water quality.

Citación: Benjumea-Hoyos CA, Villada A, Castaño JD. Comportamiento de la estructura térmica y características morfométricas de un humedal de montaña tropical. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):329-343, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1046>

Editor: Silvia Lucía Villabona González

***Correspondencia:**

Carlos A. Benjumea-Hoyos;
cbenjumea@uco.edu.co;
carlosbenju@gmail.com

Recibido: 25 de octubre de 2019

Aceptado: 14 de abril de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

Colombia es un país con un alto potencial hídrico como resultado de su posición en el trópico y su amplia diversidad de ecosistemas estratégicos entre los que se destacan los humedales por su importancia para la regulación hídrica. “Los humedales son ecosistemas que, debido a condiciones geomorfológicas e hidrológicas, permiten la acumulación de agua temporal o permanente y dan lugar a un tipo característico de suelo y a organismos

adaptados a estas condiciones” (**Intituto de Investigación de Recursos biológicos Alexander Von Humboldt**, 2015). Existen algunas otras definiciones de humedales, una de las más aceptadas en Colombia proviene de la Convención de Ramsar de 1971, la cual los define como: “Extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros”.

Colombia cuenta con una extensión aproximada de 30.781.149 de hectáreas (ha) de humedales; Antioquia reporta 6.296.306 ha, de las cuales se calcula que 69.471 están bajo la jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de las cuencas de los ríos Negro y Nare (Cornare) (**Intituto de Investigación de Recursos biológicos Alexander Von Humboldt**, 2015).

Los humedales se han visto como un impedimento para la productividad de las tierras, por lo que los propietarios realizan actividades pesqueras intensivas o un posterior relleno para agricultura, industria o urbanismo (**Dugan**, 1992), fenómeno que se ha presentado en la última década en el oriente antioqueño debido al rápido y desorganizado crecimiento habitacional, el cual ha aumentado la presión antrópica sobre los humedales, que están siendo intervenidos y llenados para las construcciones civiles. Los procesos de intervención traen como resultado la disminución de las llanuras de inundación de ríos y quebradas, incrementando la vulnerabilidad de la población ante sucesos extremos del clima (**Rendón**, 2016).

En los municipios de El Carmen de Viboral y Guatapé se han realizado algunos estudios, entre ellos los de **Montoya** (2005), **Jaramillo & Gaviria** (2003), y **Ramírez** (2015), en los que se han encontrado sistemas de profundidades bajas con pequeños espejos de agua y cambios representativos diarios, mas no estacionales, en su estructura térmica. Sin embargo, estas han sido iniciativas aisladas y no han recibido promoción por parte de las autoridades de la región. En consecuencia, las entidades ambientales se han visto limitadas en el cumplimiento de su función, pues no cuentan con una adecuada identificación y registro de los humedales de la región, lo que dificulta la adopción de decisiones sobre planes de manejo. Por lo tanto, es de gran relevancia estudiar la geología, la biota y la morfometría de los humedales, siendo esta última esencial para conocer a cabalidad las formas y los elementos de los cuerpos lénticos, su génesis desde las perspectivas geográfica y geológica y sus características limnológicas (**Hakanson**, 1981). Además, se deben contemplar todas las variables físicas y químicas, entre las cuales la temperatura tiene un papel importante, pues afecta parámetros como la solubilidad de gases, la cinética de las reacciones químicas, la disponibilidad de nutrientes, la tensión superficial, el desarrollo de organismos presentes en el agua, entre otras. El tipo de aproximación metodológica adoptada para el estudio tuvo como objetivo final la comprensión de la estructura térmica y de las características morfométricas de un humedal urbano.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio se determinó con base en información recopilada sobre el altiplano del oriente antioqueño mediante sistemas de información geográfica (SIG) para detectar las zonas de humedales en sus nueve municipios. Los humedales detectados alcanzaron una extensión de 174.466,67 ha (**Quijano, et al.**, 2018) y del total se seleccionaron 13 sitios para iniciar la caracterización y finalmente se escogió un humedal ubicado en El Carmen de Viboral a 06° 06' 15,3" N y 75° 23' 14,0" O (**Figura 1**) con base en su tamaño, la forma del espejo de agua y la profundidad. El humedal presenta una temperatura media del agua de 17 °C, la zona de vida predominante corresponde a bosque húmedo montano bajo, está aproximadamente a 2.100 m s.n.m. (**Quijano, et al.**, 2018) y la precipitación en el área varía entre los 2.142 y los 3.122 mm anuales (**Cornare**, 2018). El sistema presenta un ingreso de flujo de agua en el extremo oriental

y una salida de tamaño similar en la región opuesta (**Quijano, et al., 2018**). El humedal se localiza en la seccional oriente de la Universidad de Antioquia y en adelante se le denomina humedal UdeA.

Levantamiento batimétrico

La delimitación del perímetro y del área del espejo de agua se hizo con ayuda de un receptor GPSMAPS 64s (Garmin®) (margen de error de 1 a 3 m). La información resultante se extrajo del programa BaseCamp™.

Para el levantamiento batimétrico se utilizó una ecosonda STRIKER™ 4 (Garmin®) de alta precisión (mayor al 95 %), que generó puntos en un sistema de coordenadas (X, Y, Z), donde (X, Y) indicaban la posición en el espejo de agua en un punto determinado y Z su profundidad. Los recorridos en el bote con la ecosonda se realizaron en zigzag de extremo a extremo, buscando cubrir la mayor superficie posible (**Farjas, 2010**).

Posteriormente, se depuraron los datos obtenidos y se organizaron en Excel; con el programa ArcGIS se hizo la interpolación de los puntos para generar el modelo batimétrico digital y, así, calcular los parámetros establecidos por **Hakanson (1981)**.

Ubicación de los termistores y la estación meteorológica

Con base en el modelo batimétrico digital se calcularon los parámetros morfométricos (**Tabla 1**) y se procedió a establecer el punto de mayor profundidad, donde se ubicó una boya fijada al fondo con un lastre. En esta se ubicaron siete termistores HOBO® Water Temp Pro v2 con una precisión de $\pm 0,2$ °C distribuidos en la columna de agua para las profundidades de 0,1, 0,2, 0,3, 0,4, 0,68, 1 y 1,3 m, los cuales registraron la temperatura del agua con una frecuencia de 15 minutos por un periodo de siete meses. Los datos fueron almacenados en cada termistor.

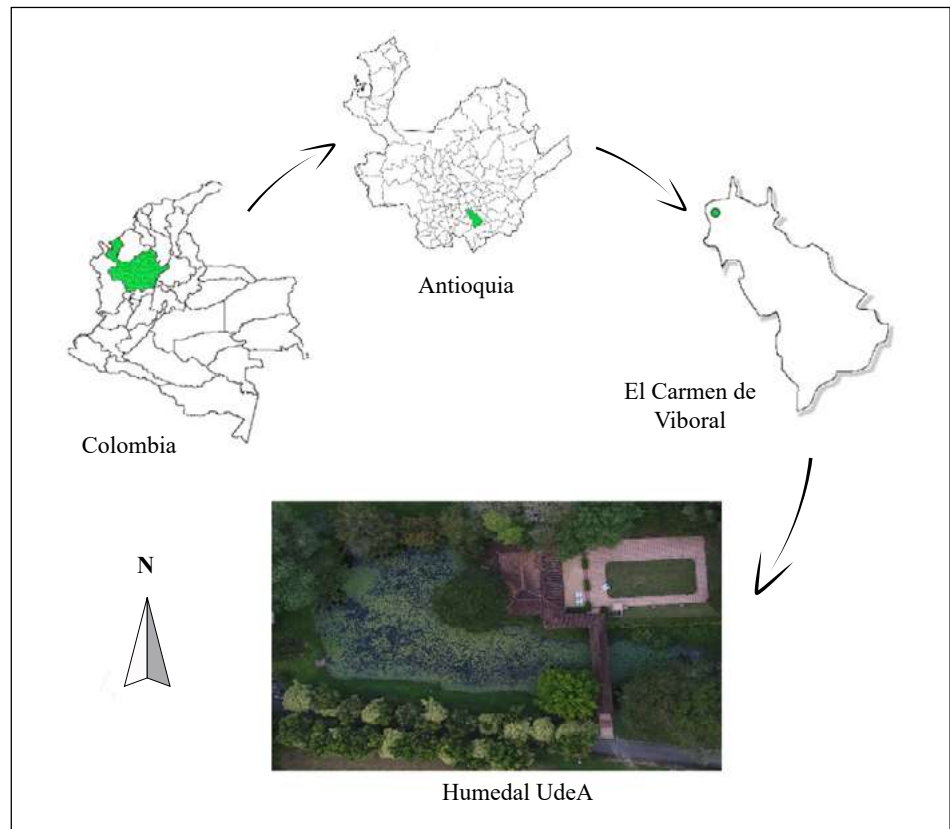


Figura 1. Ubicación espacial del humedal UdeA. Fuente: elaboración propia

Tabla 1. Parámetros morfométricos del humedal UdeA

Parámetro	Nomenclatura	Valor
Área (m ²)	a	1300
Perímetro (m)	l_o	204
Volumen (m ³)	V	1072
Longitud máxima (m)	L_{max}	67,00
Longitud máxima efectiva (m)	L_e	67,00
Longitud efectiva (m)	L_s	67,00
Fetch efectivo (m)	L_f	29,33
Ancho máximo (m)	B_{max}	35,00
Ancho máximo efectivo (m)	B_e	35,00
Ancho medio (m)	$B = (a/L_{max})$	19,40
Profundidad máxima (m)	D_{max}	1,46
Profundidad, media (m)	D_m	0,82
Profundidad, tercer cuartil (m)	D_{75}	1,21
Profundidad, mediana (m)	D_{50}	1,10
Profundidad, primer cuartil (m)	D_{25}	0,90
Profundidad relativa (%)	D_r	3,59
Cociente D_m/D_{max} (Adim)	D_m/D_{max}	0,56
Cociente L_{max}/B_{max} (Adim)	L_{max}/B_{max}	1,91 (subcircular)
Índice de desarrollo del volumen (Adim)	V_d	1,69
Forma del humedal	-	C_x
Dirección del eje mayor	-	E-W
Altitud (m s.n.m)	-	2116
Índice de desarrollo del perímetro	F	1,58

Fetch: distancia en que el viento sopla sobre el agua sin cambio apreciable de dirección

Datos meteorológicos

La información horaria de temperatura ambiente, radiación, velocidad y dirección del viento, humedad relativa y precipitación para el período de estudio (marzo a septiembre de 2018), se tomó de la estación meteorológica más cercana, ubicada en el municipio de Guarne, a cargo de la Corporación Autónoma Regional – Cornare.

Análisis estadístico de los datos

A partir de los datos obtenidos con los termistores, se establecieron los promedios por hora de la temperatura del agua tomados diariamente cada mes; de esta manera se obtuvo el comportamiento por hora representativo del mes. A continuación se generaron gráficos de dispersión de la profundidad V_s . la temperatura del agua en Excel con un intervalo de tres horas por considerar que este representaba los principales cambios.

Para evaluar el comportamiento de la estructura térmica del agua en las diferentes profundidades registradas, se promediaron las temperaturas de cada profundidad para todos los meses y se aplicó el test de Kruskal-Wallis a partir de una comparación *post hoc* (prueba de Tukey) de la temperatura media por mes para cada profundidad en el humedal UdeA.

El análisis de la temperatura ambiente se hizo mediante un diagrama de cajas y bigotes por mes, el cual obedece a la dispersión de los datos y sus medias. Todos los procedimientos estadísticos se hicieron con el programa estadístico Rwizard, versión 2,3.

Balances de calor

El cálculo de almacenamiento, acumulación de calor y resistencia a la mezcla se basó en la metodología establecida por **Wetzel & Linkens** (2000) que se presenta a continuación.

Almacenamiento de calor. Se asume operacionalmente que el calor total contenido en un lago consiste en el contenido calórico del agua a la temperatura actual menos la cantidad de calor necesaria para calentar el hielo o la nieve y luego fundirlos. Cualquier cambio en la temperatura constituye un cambio en el término de almacenamiento de calor. Se puede determinar por la ecuación (1):

$$\Theta_w = \sum_{z=0}^{z_m} t_z A_z h_z \quad (1),$$

donde Θ_w es el calor contenido en el agua del lago (cal), z_0 es la superficie del lago (m), z_m es la máxima profundidad del lago (m), t_z es el promedio de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) de una capa unitaria de agua con espesor h_z (cm) y punto medio a la profundidad z , y A_z es el área a la profundidad z (cm^2). El calor contenido usualmente se expresa sobre una unidad de área de base Θ_w / A_0 en cal/cm^2 . A_0 es el área superficial en cm^2 . Operativamente es conveniente usar un área constante de 1 cm^2 en los cálculos de contenido de calor del agua. El espesor o profundidad en cm (profundidad (cm) x área (cm^2) = volumen (cm^3)) se multiplica directamente por la temperatura en $^{\circ}\text{C}$ para obtener el contenido de calor.

Acumulación de calor. Representa el cambio de calor H en el sistema a través del tiempo (ecuación 2):

$$\text{Acumulación} = \frac{(\Delta(\rho C_p VT))}{\Delta t} \quad (2),$$

donde ρ es la densidad del agua (kg m^{-3}), C_p es el calor específico del agua ($\text{J}/\text{kg } ^{\circ}\text{C}$), V es el volumen de referencia (m^3), T es la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), y t es el tiempo (h).

Se asume que tanto la densidad como el calor específico del agua son relativamente constantes para el rango de temperatura del humedal y que el volumen del lago también lo es, lo que permite sacar dichos parámetros del diferencial. Por último, cuando el Δt se hace muy pequeño la ecuación anterior se reduce a (ecuación 3):

$$\text{Acumulación} = \rho C_p V \frac{dT}{dt} \quad (3).$$

A medida que la temperatura aumenta con el tiempo, el calor se acumula (dT/dt positivo) y disminuye cuando esta decrece con el tiempo (dT/dt negativo). Para un caso de estado estable, el calor permanece constante ($dT/dt = 0$). Las unidades de la ecuación de acumulación son las siguientes (**Chapra, 1997**) (ecuación 4):

$$\rho C_p V \frac{dT}{dt} = \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \left(\frac{\text{J}}{\text{Kg } ^{\circ}\text{C}} \right) (\text{m}^3) \left(\frac{^{\circ}\text{C}}{\text{h}} \right) = \frac{\text{J}}{\text{h}} \quad (4).$$

Resistencia a la mezcla. Desarrollada por **Birge** en 1915 y 1916, es una función de la diferencia de densidad entre la parte superior y el fondo de una capa definida de agua. Birge definió la “resistencia térmica” como la cantidad de trabajo requerida para mezclar completamente una columna de agua (ecuación 5):

$$W = \frac{AC^2}{12} (\rho_2 - \rho_1) \quad (5),$$

donde W es el trabajo (ergios), A es el área (cm^2), Z = altura de la columna de agua (cm), ρ_1 = densidad de la capa superior de la columna de agua, y ρ_2 = densidad de la capa inferior de la columna de agua. En este caso fue conveniente asumir A constante ($A = 1 \text{ cm}^2$) (**Wetzel & Linkens, 2000**).

Resultados

Morfología y morfometría

El humedal UdeA se formó mediante una barrera compactada de tierra en la parte inferior del curso de agua; presenta bordes compuestos por vegetación fragmentada y construcciones; el terreno es de pendiente baja a moderada, se observa la presencia de un gran número de macrófitas con predominio de la especie *Nymphaea elegans*, la cual cubre la mayoría del espejo de agua (**Quijano, et al., 2018**)

En la **figura 2** se presenta el mapa batimétrico del humedal UdeA; se observa que la profundidad varía en el sentido este – oeste (E – O), siendo la parte oeste donde se presentan las mayores profundidades, con una máxima cerca al dique de contención de 1,46 m. En general, el contorno de las isobatas describe una topografía simple, en donde se reconoce el cauce del arroyo que formó el sistema en el momento de su contención.

En la **tabla 1** se observan los valores de los parámetros morfométricos del humedal, y en la **figura 3** las curvas hipsográficas relativas para la superficie y el volumen.

La dirección del flujo de agua conservó el sentido original del arroyo (E – O), con una longitud máxima de 67 m indicando una forma alargada; en cuanto a la pista de acción del viento, se obtuvo un sentido noroeste ($L_f = 29,33$ m), sin barreras que impidieran su flujo. El ancho máximo fue de 35 m con una relación L_{max}/B_{max} igual a 1,91, lo que lo asemeja a una forma subcircular y coincide con el índice de desarrollo del perímetro ($F = 1,58$).

En cuanto a las profundidades, la máxima registrada fue de 1,46 m, con una profundidad media de 0,82 m, lo que cataloga el humedal como somero ($D_m < 10$ m). La profundidad mediana (D_{50}) se dio a los 1,1 m, lo que indicó que en un 75 % de la profundidad se encuentra almacenada el 50 % del agua, por lo que la mayor parte del volumen está acumulado entre el 75 y el 100 % de la profundidad (**Figura 3**). La profundidad relativa, definida como la relación entre el área superficial y la profundidad máxima, registró un valor de 3,57 %.

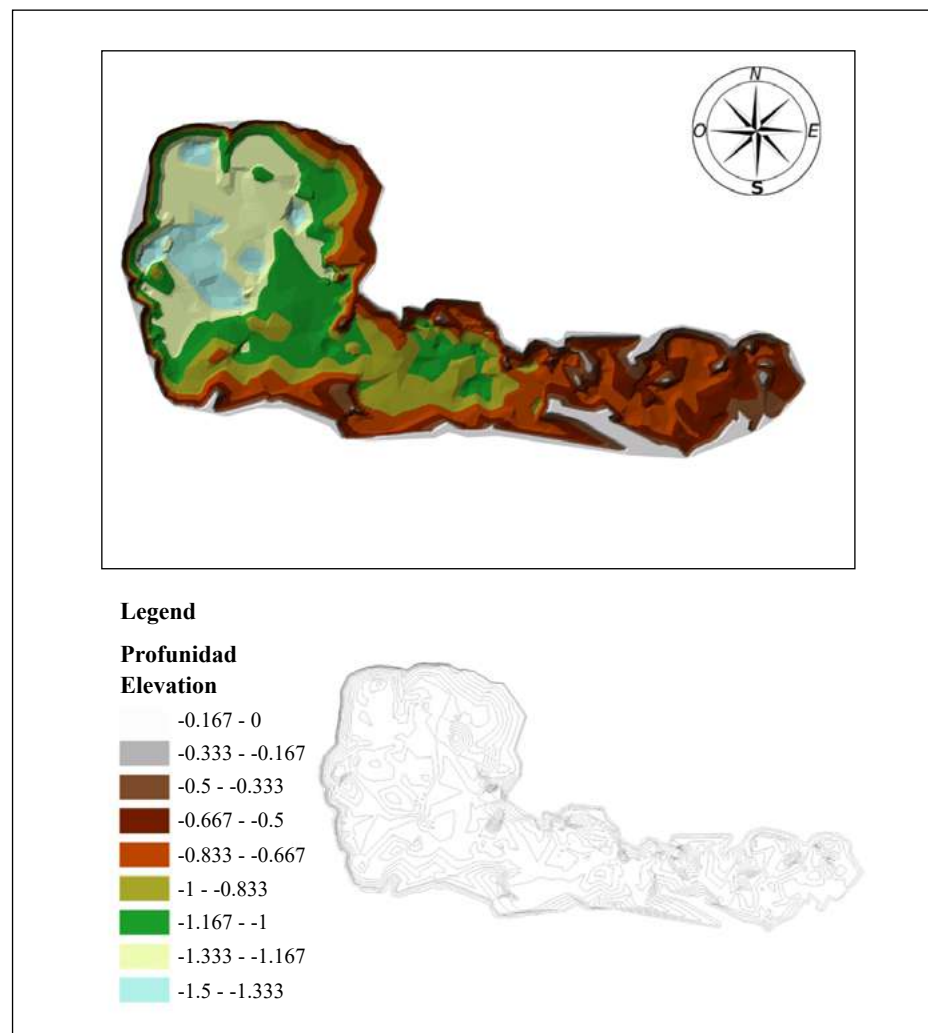


Figura 2. Mapa batimétrico y curvas de nivel del humedal UdeA

Perfiles térmicos

Se obtuvieron valores de temperatura para cada profundidad en el periodo comprendido entre marzo y septiembre de 2018. En la **figura 4** se observa que el humedal UdeA no presentó una estructura térmica estable a lo largo de todos los meses. Entre los 20 y los 40 cm se evidenciaron los cambios más pronunciados de temperatura (termoclina). Los eventos de mezcla completa se presentaron entre las 6:00 y 9:00 horas, cuando los gradientes de temperatura oscilaban entre $0 \leq x \leq 0,2$ (°C/m). Por el contrario, en el periodo de tarde a noche (15:00 a 21:00 horas) los gradientes fueron más marcados, con

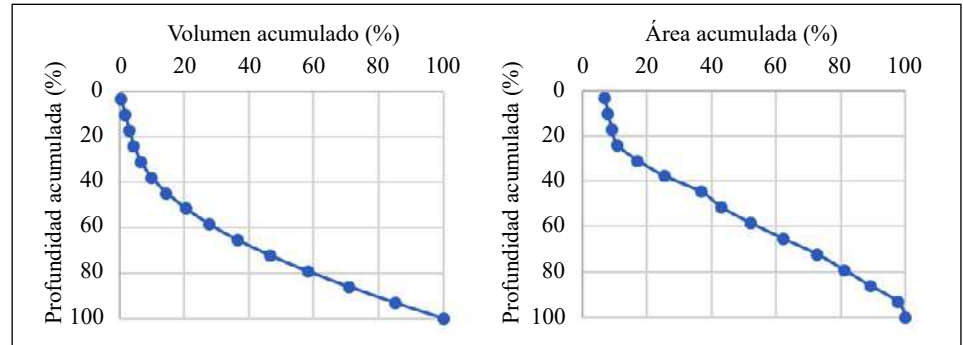


Figura 3. Curvas hipsográficas para el volumen y área acumulada del humedal UdeA

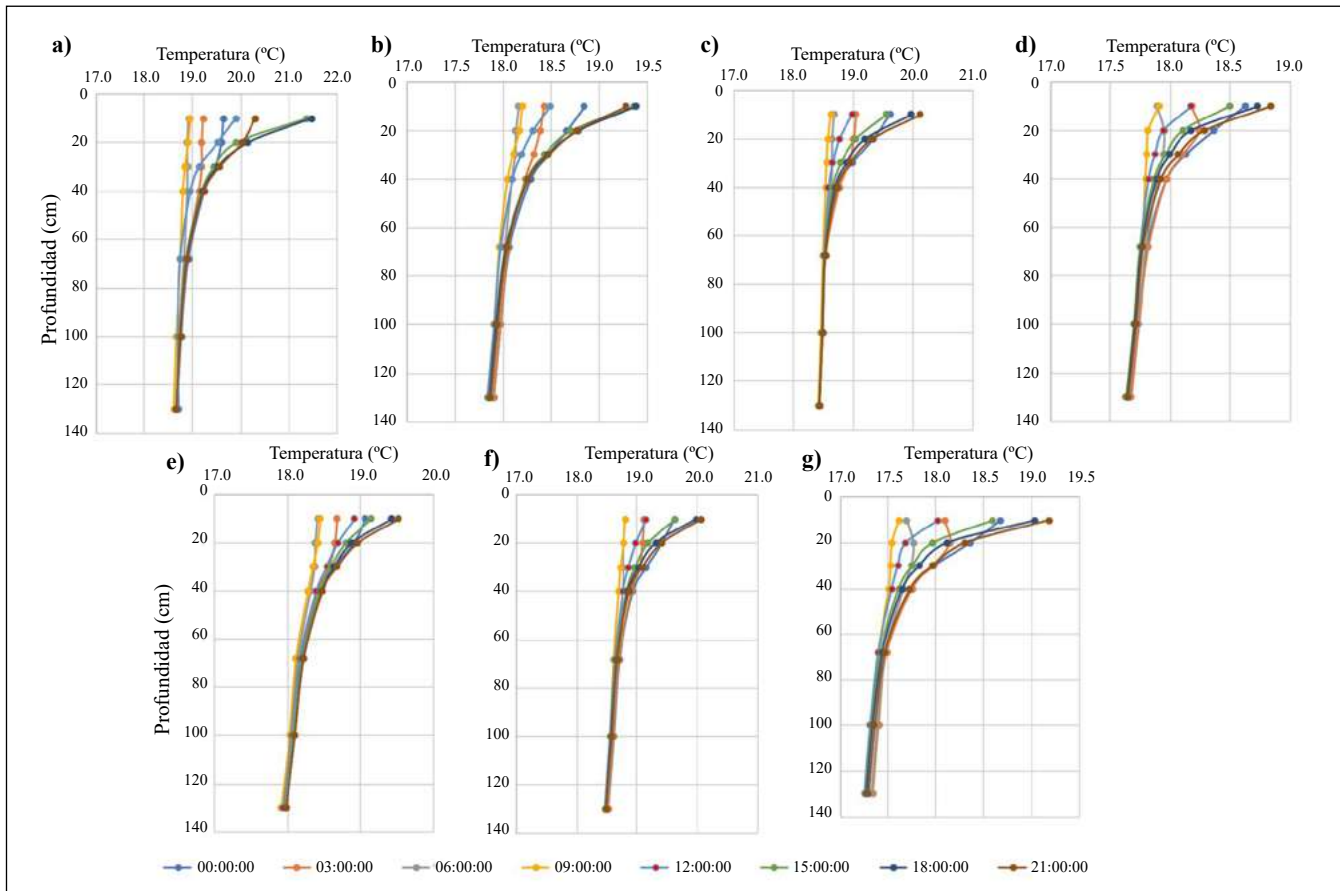


Figura 4. Perfil de temperaturas del humedal UdeA. a. marzo; b. abril; c. mayo; d. junio; e. julio, f. agosto; y g. septiembre

un promedio de 1,29 °C/m. Especialmente en marzo y abril el máximo gradiente (2,33 y 1,27 °C/m, respectivamente) se dio a las 18:00 horas. El resto de los meses el gradiente de desplazó a las 21:00 horas.

En la **figura 5a** se presenta el cambio de temperaturas con respecto a la profundidad para todo el periodo de muestreo, las cuales se clasificaron en cinco grupos según su similitud con base en los valores de p ($p < 0,05$) obtenidos en la prueba de comparación *post hoc* (**Tabla 1S**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1046/2738>). Las temperaturas hasta los 0,4 m no presentaron una diferencia marcada con respecto a la superficie. A los 0,68 m se registró un cambio en la homogeneidad de la columna de agua que se mantuvo equiparable hasta los 1,3 m. Los valores de p obtenidos para las últimas tres profundidades (0,68; 1 y 1,3 metros) y la superficie evidenciaron más claramente las similitudes y las diferencias entre las profundidades con valores p de 0,026; 0,017 y 0,017, respectivamente ($p < 0,05$: diferencias significativas).

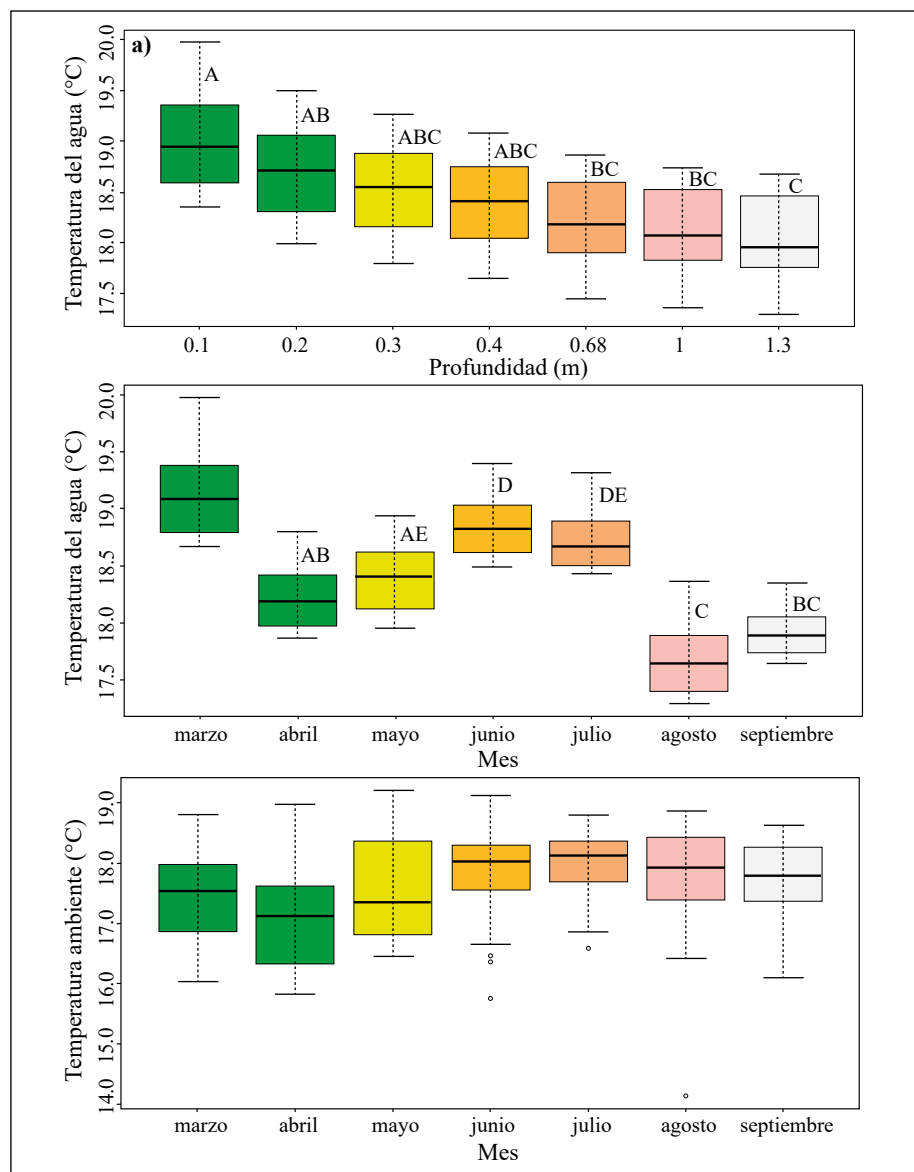


Figura 5. Diagrama de cajas de la temperatura del agua del humedal UdeA (°C) por profundidad (a), por mes (b) y temperatura ambiente por mes (c). A, B, C, D, E: resultados de la prueba *post-hoc*

En la **figura 5b** se evidencia cómo en los meses de lluvia (marzo, abril, mayo y septiembre), la temperatura en la columna de agua tuvo un descenso. Sin embargo, en los meses de marzo y mayo no se presentó esta disminución de manera marcada, ya que es el periodo de transición de sequía a lluvia y viceversa. Aunque agosto se considera como un mes de sequía, se pudo haber presentado una anomalía en el ambiente que provocara una disminución de la temperatura del agua. Asimismo, se observó que junio y julio fueron los meses en los que la temperatura tendió a aumentar en comparación con los demás meses (a excepción de marzo). Según los resultados de la prueba *post hoc*, se evidenció que junio y julio fueron los de mayor similitud, con un valor de p de 0,456, así como abril y mayo, también similares ($p=0,383$), en tanto que de septiembre a abril (0,097) y de marzo a julio (0,073) se presentó menor relación, con un valor de p menor al de la significación (**Tabla 2S**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1046/2739>).

En la **figura 5c** se aprecia un descenso de la temperatura ambiente en la época lluviosa y su aumento en la temporada seca, sin embargo, a pesar de esto, la temperatura se registró siempre en el rango de 15,7 a 19,2 °C, por lo que puede decirse que la región presenta una variación moderada en esta variable.

En la **figura 6a** se presenta el comportamiento en el almacenamiento de calor durante el periodo evaluado en intervalos de tres horas para un día promedio por mes. Se evidenció que los puntos máximos se registraron en marzo, junio y julio, con valores de 10431,42; 10239,52 y 10192,55 J/cm² entre las 18:00 y las 21:00 horas. En agosto se registró el valor mínimo de almacenamiento a las 09:00 horas, con un valor de 9466,47 J/cm², en comparación con los demás meses.

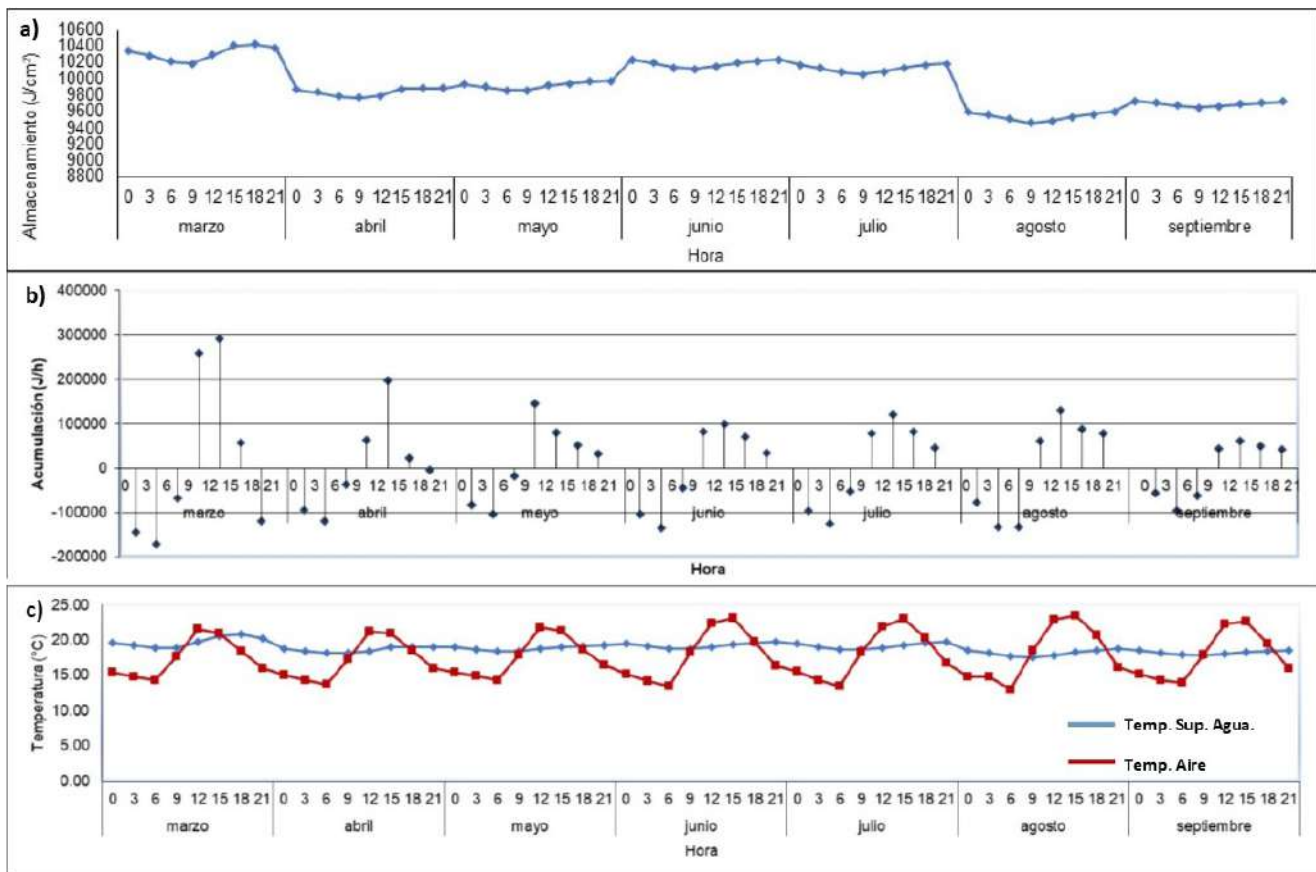


Figura 6. Comportamiento temporal del almacenamiento de calor (a); de la acumulación de calor (b) y la temperatura del agua y el aire (c) en el humedal UdeA

La acumulación de calor (**Figura 6b**) responde a la ganancia y la pérdida de energía en respuesta a la incidencia de la radiación solar y la temperatura ambiente. Se observó una oscilación con valores positivos, generalmente entre las 09:00 y las 21:00 horas, un valor máximo de acumulación de 291035,653 J/h en marzo, y valores negativos entre las 00:00 y 09:00 horas, con un mínimo de -171046,331 J/h, también en marzo. Las pérdidas y las ganancias del humedal se pueden corroborar al sobreponer las curvas de la temperatura del aire y la superficie del agua (**Figura 6c**). En cuanto al flujo de calor por convección, cuando la temperatura del aire sobrepasa la temperatura del agua la transferencia de calor se torna en el sentido aire-agua, pero cuando la temperatura de la atmósfera desciende por debajo de la temperatura del agua, la transferencia se da en el sentido contrario.

En la **figura 7a** se presentan los valores cuantificados de la resistencia a la mezcla en la columna de agua. Estos datos exhibieron un comportamiento relativamente uniforme durante el período de estudio, con excepción de marzo, que presentó el valor máximo calculado de 0,8 erg. Sin embargo, el valor máximo promedio mensual de la resistencia fue de 0,48 erg entre las 15:00 y 21:00 horas.

En la **figura 7b** se observa un patrón de desfase de tres horas entre el pico máximo de radiación y el registro de temperatura máxima en la superficie del agua. Los máximos niveles de radiación se presentaron durante el mes de agosto, con un valor pico de 781 W/m². Durante todo el periodo de monitoreo, el valor máximo mensual promedio de radiación fue de 642 W/m².

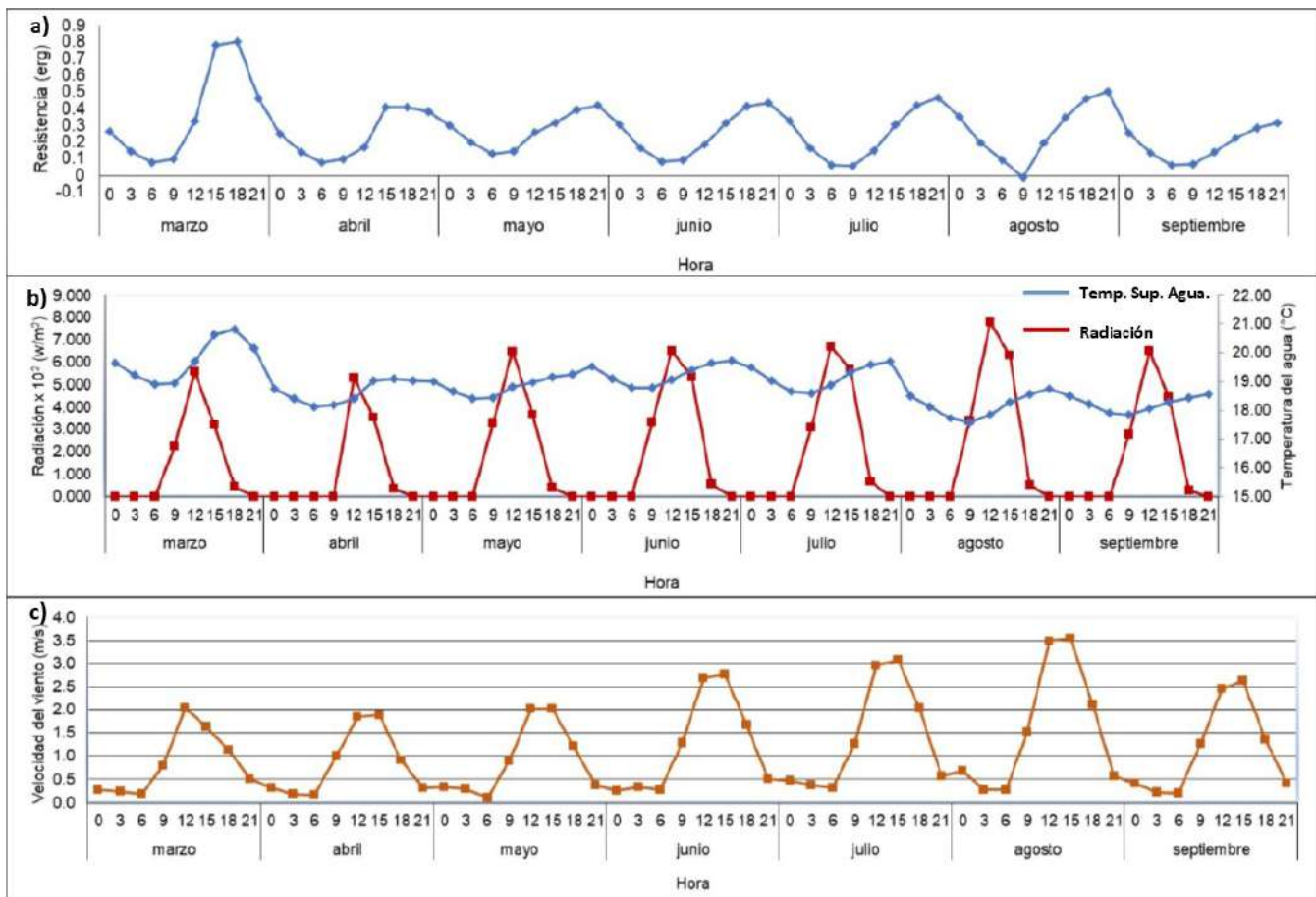


Figura 7. Comportamiento temporal de la resistencia a la mezcla (a); la temperatura del agua con radiación solar (b) y la velocidad del viento (c) en el humedal UdeA

Por último, la velocidad media del viento presentó sus mayores magnitudes durante los meses de julio y agosto, con valores de 3,1 y 3,5 m/s, respectivamente; este comportamiento coincidió con los meses de máxima radiación (**Figura 7c**).

Discusión

El humedal analizado se caracteriza como un sistema somero de poca área y agua relativamente clara, sin embargo, el paso de la luz se ve restringido por la gran cantidad de plantas acuáticas. Presenta una forma alargada en la zona este, donde luego se extiende en una figura más circular. Según **Quijano, et al.** (2018), el cuerpo de agua se considera eutrófico y hace parte de los ecosistemas lénticos que predominan en Colombia, como lo señalan **Benjumea, et al.** (2008) y **Montoya** (2005). Según el índice de desarrollo del volumen (V_d) (**Tabla 1**), se asume que el vaso se asemeja a la letra U, lo que es típico en la mayoría de los lagos (**Roldán & Ramírez, 2008**).

En cuanto a la profundidad media, este es un parámetro asociado con la productividad de los lagos según **Cole & Weihe** (2015) y presenta una relación inversamente proporcional, por lo que sería de esperarse que el humedal UdeA presentara un alto nivel de productividad, sin embargo, **Quijano, et al.** (2018) encontraron que la presencia dominante de las algas *Cryptomonas* sp. y *Peridinium* sp., de características mixotróficas, puede producir una baja incidencia de la luz en la zona fótica, que, a su vez, se ve reflejada en el bajo nivel de oxígeno registrado (3 mg/l), por lo que el humedal no presentó las condiciones propias de un sistema de alta productividad. En varios estudios se ha registrado una elevada producción primaria asociada con el fitoplancton en la zona fótica, la cual va decreciendo a medida que disminuye la luz incidente y la transparencia (**Esteves, 1998**), (**Montoya & Aguirre, 2010**).

Según **Wetzel** (2001), la mayoría de los lagos con profundidades relativas (D_r) inferiores al 2 % presenta bajas profundidades y grandes áreas superficiales, en tanto que lagos con D_r mayores al 4 % presentan características opuestas. En el caso del humedal UdeA esta condición permite la estabilidad térmica en la columna de agua, sin embargo, su origen artificial no facilita una buena relación entre estos valores como lo han registrado algunos autores (**Montoya, 2008**). El caso contrario se presentó en la cienaga de Cachimbero, con una profundidad relativa (D_r) de 0,14 % (**Benjumea, et al., 2008**), sistema acuático que evidenció poca estabilidad térmica (**Benjumea & Wills, 2007**).

La oscilación del gradiente térmico obedece a la ganancia y acumulación térmica en el cuerpo de agua por la incidencia de la radiación durante las horas del día y por el intercambio de calor con el ambiente hasta horas de la noche, cuando se alcanza el máximo gradiente. Según **Sierra** (2011), se considera que los sistemas lénticos tropicales presentan estratificación si se da una diferencia de 0,2 °C/m en la columna de agua, por lo que el humedal UdeA presenta frecuentes eventos de estratificación débil y mezcla completa en cortos periodos de tiempo, lo que coincide con lo reportado por **Benjumea & Wills** (2007) en la cienaga de Cachimbero, donde los perfiles de temperatura del agua se tornan ortógrados en algunos periodos, lo que implica un decrecimiento del gradiente de temperatura, principalmente después de la media noche, cuando la columna se hace totalmente uniforme.

No se registró estabilidad térmica del cuerpo de agua (**Figura 4**), lo cual coincide con los ecosistemas templados (**Ortega, et al., 2010**). En general, la estratificación térmica siguió un ciclo de 24 horas, tanto en la época seca como de lluvias, lo que concuerda con lo reportado en otros estudios en el trópico como los de **Ramírez & Díaz** (1995) y **Ganf** (1974).

Según la clasificación de **Lewis** (1983), el humedal UdeA presenta un patrón de mezcla polimíctico cálido continuo, al encontrarse en la denominación de lagos poco profundos tal como lo confirmó el análisis morfométrico. Por otro lado, la clasificación de **Hutchinson & Löffler** (1956) no puede considerarse porque abarca principalmente lagos con profundidades mayores a 10 m.

Según **Lewis** (1983), el hipolimnion se caracteriza por ser una capa donde el gradiente térmico ($^{\circ}\text{C}/\text{m}$) tiende a cero de manera constante, y para que se presente en lagos tropicales estos deben tener una profundidad mayor o igual a 100 m para alcanzar una capa gruesa e inmutable durante la estratificación que se pueda definir como hipolimnion. Por ello los lagos someros tropicales no presentan hipolimnions claramente definidos. Sin embargo, en los eventos de estratificación del humedal UdeA se pudo establecer que la capa de aguas más frías (hipolimnion) se encuentra entre los 0,68 y 1,3 m, donde los cambios de gradiente tienden a ser semejantes; a este le sigue una capa menos densa localizada entre los 0,2 y 0,68 m de profundidad (metalimnion), y los 0,2 m restantes poseen una temperatura mayor que oscila entre los 18 y 20 $^{\circ}\text{C}$ (epilimnion); en esta última, a los 0,1 m, se registraron los cambios más marcados de gradiente (termoclina). Se registraron eventos aislados el 27 de marzo y el 4 de abril, en los que el cambio de gradiente fue de 3 $^{\circ}\text{C}$ en la capa superficial del humedal (0,2 m), asumiendo que en dicha profundidad es donde se da una respuesta rápida a la variación meteorológica.

En estudios como los de **Lewis** (1983) y **Ramírez** (2015) se ha demostrado que en la zona del epilimnion se dan los mayores cambios, principalmente debidos a fenómenos de convección, ya que esta es la parte más superficial, sin embargo, es importante tener en cuenta las dimensiones de cada ecosistema léntico en el trópico, pues presentan profundidades y áreas muy superiores que las de los humedales; es relevante destacar que los estudios que abarcan la estructura térmica en Colombia se han hecho principalmente en embalses (**Marín**, 2015; **Ramírez**, 2015; **Villegas, et al.**, 2006; **Largo**, 2011; **Román, et al.**, 2013) y en lagos de alta montaña (**Ramírez & Díaz**, 1995; **López, et al.**, 2015).

Se registró una mayor temperatura en los primeros 20 cm de profundidad, sin embargo, esta no difiere mucho de la del fondo. La temperatura del agua disminuyó a medida que aumentaba la profundidad, como se reporta para ecosistemas del trópico (**Benjumea & Wills**, 2007; **Richerson**, 1991; **Aguirre**, 1995; **López, et al.**, 2015).

La temperatura de la columna de agua no obedece estrictamente al régimen hidrológico bimodal establecido para el oriente antioqueño (**Guzmán, et al.**, 2014), sin embargo, se pudo observar una tendencia similar en la oscilación de la temperatura según el ciclo de sequía – lluvia – sequía – lluvia; por otro lado, en marzo, junio y julio se registró una mayor temperatura en el agua debido a que corresponden a un régimen de sequía (excepto marzo, que es un mes de transición).

La información brindada, conjuntamente con la variación meteorológica, permite entender mejor el comportamiento de la estratificación térmica del humedal UdeA. Los estudios más recientes de este aspecto en lagos tropicales coinciden con que la respuesta de la columna de agua a la mezcla está influenciada en menor medida por los patrones estacionales debido a una menor variabilidad en la radiación solar y la temperatura del aire en el ciclo anual, condición que difiere de la de los lagos templados (**Talling & Lemoalle**, 1998; **MacIntyre, et al.**, 2002, 2014; **Augusto-Silva, et al.**, 2019). Por lo tanto, las variables de mayor importancia para el caso de estudio fueron la radiación, la temperatura del aire y la velocidad del viento.

La resistencia a la mezcla responde a las condiciones propias de cada ecosistema; un ejemplo es la ciénaga de Cachimbero, la cual se ubica en un ambiente cálido (**Benjumea & Wills**, 2007), lo que provoca que se generen mayores gradientes de densidad entre la superficie y el fondo, lo que implica que el viento debe realizar un gran esfuerzo para generar la mezcla, sin embargo, en el caso del humedal UdeA se presenta un conjunto de elementos que no favorecen la acción del viento: cercos vivos, macrófitas flotantes y construcciones, por lo que el viento no es un factor determinante en la mezcla que genera.

En cuanto la velocidad del viento, se obtuvo un valor medio de 2,5 m/s, el cual no difiere en mayor medida de los valores medios anuales registrados para el departamento de Antioquia, con valores entre 0 y 2,5 m/s, pero sí respecto a la costa atlántica y las zonas de alta montaña donde los valores fluctúan entre 3,5 y 4 m/s (**Ruíz, et al.**, 2017), sin embargo, la velocidad registrada en la estación de Guarne alcanzó la

velocidad suficiente para la mezcla en el cuerpo de agua: según **Holloway** (1980), para una profundidad de 2 metros, las ráfagas de viento deben estar entre los 0 y 2 m/s para la mezcla.

En general, se pudo observar que el humedal UdeA presenta un conjunto de condiciones morfométricas que facilitan la acción de la temperatura ambiente y, en menor medida, la velocidad del viento para generar la mezcla; entre estas se destacan la profundidad media y el área, las cuales lo caracterizan como un ecosistema pequeño y propenso a una mayor influencia de las variables meteorológicas. Específicamente se encontró una mayor relación con la temperatura ambiente, ya que la interacción con la columna de agua responde a fenómenos convectivos diarios que abarcan la totalidad de la columna, posiblemente por su baja profundidad. En contraste, no se observó que el viento fuera una variable determinante para los eventos de mezcla, ya que se registraron en las horas de mayor calma y dadas las barreras presentes fuera y dentro del sistema.

Por último, el comportamiento exhibido por la temperatura ambiente (**Figura 5c**), incluyó una oscilación que se ajusta al régimen hidrológico bimodal de Colombia (**Guzmán, et al., 2014**). Además, las variaciones en el almacenamiento y la resistencia (**Figuras 6a y 7a**, respectivamente) fueron bajas comparadas con lo registrado por **Benjumea & Wills** (2007), con valores entre 27037,4 y 26489 J/cm², aunque en horas de la tarde el dato de almacenamiento iba incrementándose por la radiación proveniente del sol.

Conclusión

Se estableció el origen artificial del humedal UdeA mediante la cuantificación de los parámetros morfológicos y morfométricos. A partir de ellos y del análisis de las dinámicas de las series meteorológicas, se pudo determinar que el humedal presenta frecuentes eventos de estratificación débil y mezcla completa en periodos de tiempo menores a un día, lo que lo clasifica como un sistema polimictico cálido continuo. Este comportamiento de la estructura térmica se explica en gran medida por la dinámica de las variables meteorológicas, principalmente la temperatura ambiente y la radiación solar, en las cuales no se observó un cambio significativo entre los diferentes periodos de lluvia y sequía, por lo que su variación se percibió en mayor medida a escala diaria. Por otro lado, el viento no se configuró como un factor clave para la variación de la estructura térmica debido a las condiciones desfavorables en su línea de acción como la presencia de cercos vivos, edificaciones y plantas flotantes. Se encontró poca bibliografía sobre el efecto de las macrófitas acuáticas en la estructura térmica, por lo que se recomienda profundizar en este aspecto en futuras investigaciones.

Este estudio aspiraba a aportar herramientas técnicas para complementar los futuros planes de manejo ambiental y de conservación de humedales de montaña, entendiendo que la estructura térmica ejerce una influencia primordial en el comportamiento de variables como la solubilidad de gases, la cinética de reacciones químicas, la disponibilidad de nutrientes y el desarrollo de organismos en el agua, entre otros.

Información Suplementaria

Tabla 1S. Valor de p en la prueba post hoc comparativa de la temperatura del agua y la profundidad. Las letras iguales indican similitud. Ver tabla 1S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1046/2738>

Tabla 2S. Valor de p en la prueba post hoc comparativa de la temperatura del agua por mes. Las letras iguales indican similitud. Ver tabla 2S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1046/2739>

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo del Grupo de Investigación Limnología y Recursos Hídricos de la Universidad Católica de Oriente y sus semilleros asociados. Así como a la Corporación Autónoma Regional - Cornare y la Alcaldía de Rionegro. Adicionalmente a la Universidad de Antioquia seccional oriente por facilitar sus instalaciones.

Contribución de los autores

Los autores declaran haber participado activamente en cada una de las fases y secciones del estudio y en todo lo concerniente a la gestión, procesamiento, análisis y discusión de la información.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses

Referencias

- Aguirre, N.** (1995). Estructura térmica de un embalse neotropical. *AINSA*. **26**: 48-56.
- Augusto-Silva, P. B., MacIntyre, S., de Morales Rudorff, C., Cortés, A., Melack, J. M.** (2019). Stratification and mixing in large floodplain lakes along the lower Amazon River. *Journal of Great Lakes Research*. **45** (1): 61-72.
- Benjumea, C. A. & Wills, Á.** (2007). Evaluación de la estructura térmica y su relación con el oxígeno disuelto del agua en la ciénaga Cachimbero, municipio de Cimitarra Santander. *Revista de la Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*. **41**: 48-65.
- Benjumea, C. A., Wills, Á., Aguirre, N. J.** (2008). Principales aspectos morfométricos de la ciénaga de Cachimbero, Santander-Colombia. *Gestión y ambiente*. **11** (2): 1-8.
- Birge, E. A.** (1915). The heat budgets of American and European lakes. *Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett.* **18** (Pt. 1): 166-213.
- Birge, E. A.** (1916). The work of the wind in warming a lake. *Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett.* **18** (Pt. 2): 341-391.
- Chapra, S. C.** (1997). *Surface Water Quality Modeling*. New York: McGraw-Hill. p. 844.
- Cole, G. A. & Weihe, P. E.** (2015). *Textbook of limnology*. Illinois: Waveland Press, Inc. p. 440.
- Cornare.** (2018). Evaluación y zonificación del riesgos por avenida torrencial, inundación y movimiento en masa y dimensionamiento de procesos erosivos en el municipio de el Carmen de Viboral. Obtenido de Evaluación y zonificación del riesgos por avenida torrencial, inundación y movimiento en masa y dimensionamiento de procesos erosivos en el municipio de El Carmen de Viboral. Fecha de consulta: 4 de diciembre de 2018. Disponible en: <https://www.cornare.gov.co/GestionRiesgo/EL-CARMEN/EL-CARMEN-DE-VIBORAL.pdf>
- Dugan, P. J.** (1992). Conservación de humedales un análisis de temas de actualidad y acciones necesarias. Gland-Suiza: Unión Mundial para la Naturaleza. p. 100.
- Esteves, F.** (1998). *Fundamentos de limnología*. Sao Paulo: Interciencia. p. 602.
- Farjas, M.** (2010). Levantamientos batimétricos. Universidad Politécnica de Madrid, OCW. España. Fecha de consulta: 4 de diciembre de 2018. Disponible en: http://ocw.upm.es/ingenieria-cartografica-geodesica-yfotogrametria/topografia-ii/Teoria_Batimetria_Tema_13.pdf
- Ganf, G. G.** (1974). Diurnal mixing and vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). *Journal of Ecology*. **62** (2): 611-629.
- Guzmán, D., Ruíz, J. F., Cadena, M.** (2014). Regionalización de Colombia según la estacionalidad de la precipitación media mensual, a través del análisis de componentes principales (ACP). *IDEAM*. p. 54.
- Hakanson, L.** (1981). *A manual of lake morphometry*. Berlin: Springer-Verlag. p. 87.
- Holloway, P. E.** (1980). A criterion for thermal stratification in a wind-mixed system. *Journal of Physical Oceanography*. **10** (6): 861-869.
- Hutchinson, G. E. & H Löffler.** (1956). The thermal classification of lakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. **42** (2): 84.
- Intituto de Investigación de Recursos biológicos Alexander Von Humboldt.** (2015). Colombia anfibia, un país de humedales. Bogotá: Panamericana. p. 140.
- Jaramillo L, J. C. & Gaviria, S.** (2003). Caracterización física, química y estructura de la comunidad zooplanctónica de un pequeño lago tropical, lago Santander (Rionegro, Antioquia, Colombia). *Caldasia*. **25** (2): 355-380.
- Largo-Gaviria, D. C.** (2011). Caracterización espacio-temporal de la estructura térmica del embalse Porce II. Medellín: Universidad Nacional de Colombia. p. 117.
- Lewis, W. M.** (1983). Temperature, heat and mixing in Lake Valencia. *Limnology and Oceanography*. **28** (2): 273-286.
- López-Martínez, M. L., Jurado-Rosero, G. A., Páez-Montero, I. D., Madroñero-Palacios, S. M.** (2015). Estructura térmica del lago Gamués, un lago tropical de alta montaña. *Luna azul*. **44**: 94-119.

- MacIntyre, S., Romero, J. R., Kling, G. W.** (2002). Spatial-temporal variability in surface layer deepening and lateral advection in an embayment of lake Victoria, East Africa. *Limnology and Oceanography*. **47** (3): 656-671.
- MacIntyre, S., Romero, J. R., Silsbe, G. M., Emery, B. M.** (2014). Stratification and horizontal exchange in lake Victoria, East Africa. *Limnology and Oceanography*. **59** (6): 1805-1838.
- Marín-Ramírez, A.** (2015). Corrientes de densidad en embalse Amaní y su influencia en la estructura térmica y la calidad del agua. Medellín: Universidad Nacional de Colombia. p. 89.
- Montoya, Y.** (2005). Caracterización morfométrica básica de tres lagos someros en el municipio de el carmen de viboral (antioquia), Colombia. *Actualidades Biológicas*. **27**: 79-86.
- Montoya, Y.** (2008). Caracterización morfométrica de un sistema fluviolacustre tropical, Antioquia, Colombia. *Caldasia*. **30** (2): 413-420.
- Montoya, Y. & Aguirre, N.** (2010). Dinámica de la producción primaria fitoplanctónica en un lago tropical (ciénaga Escobillitas) a lo largo del pulso de inundación. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*. **55**: 76-89.
- Ortega Arango, S., Restrepo, J. P., Correo Urán, R., Gómez Giraldo, A., Toro Botero, M.** (2010). Análisis de sensibilidad para la modelación unidimensional de la estructura térmica de embalses tropicales. XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica Punta de Este. p. 1-15.
- Quijano Abril, M. A., García Duque, J. J., Gómez Hoyos, A. C.** (2018). Análisis espacial como una herramienta para delimitación de humedales urbanos. En M. A. Quijano Abril, S. L. Villabona González, J. J. García Duque, A. C. Gómez Hoyos (Eds.). *Los humedales del altiplano del Oriente antioqueño y su conceptualización* (págs. 51-94). Rionegro-Antioquia: Fondo editorial Universidad Católica de Oriente.
- Ramírez, J. J.** (2015). Comportamiento diario y estacional de las estructuras óptica y térmica en un embalse tropical colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **39** (150): 77-90
- Ramírez, J. J. & Díaz C, A.** (1995). Cambios diurnos de temperatura y variables físicas y químicas en dos épocas del año en la laguna del Parque Norte, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensia*. **7**: 87-104.
- Ramsar.** (1971). Convención relativa a los humedales de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas. Ramsar-Irán.
- Rendón-Cardona, A. J.** (2016). Plan de desarrollo municipal "Rionegro, Tarea de Todos" 2016-2019. Rionegro.
- Richerson, P. J.** (1991). El régimen de estratificación termal. En C. Dejoux & A. Iltis. (Eds.). *El lago Titicaca, síntesis del conocimiento limnológico actual* (p. 139-148). La Paz - Bolivia: ORSTOM.
- Roldán-Pérez, G. & Ramírez-Restrepo, J. J.** (2008). Fundamentos de limnología neotropical. Medellín: Universidad de Antioquia. p. 440.
- Román-Botero, R., Gómez-Giraldo, A., Toro-Botero, M.** (2013). Efecto estacional de los afluentes en la estructura térmica de un pequeño embalse neotropical, La Fe-Colombia. *Dyna*. **80** (177): 152-161.
- Ruiz Murcia, J. F., Serna Cuenca, J., Zapata Lesmes, H. J.** (2017). Atlas de viento de Colombia. Bogotá: Imprenta Nacional de Colombia. p. 124.
- Sierra-Ramírez, C. A.** (2011). Calidad del agua, evaluación y diagnóstico. Medellín: Universidad de Medellín. p. 457.
- Talling, J. F. & Lemoalle, J.** (1998). *Ecological Dynamics of Tropical Inland Waters*. New York: Cambridge. p. 390.
- Villegas, B., Toro, M., Aguirre, N., Palacio, J.** (2006). Simulación numérica de la estructura térmica del embalse Porce II en Colombia. *Tecnología y Ciencias del Agua*. **21** (3): 17-31.
- Wetzel, R. G.** (2001). *Limnology*. San Diego-California: Academic Press. p. 1006.
- Wetzel, R. G., & Linkens, G. E.** (2000). *Limnological analyses*. Nueva York: Springer. p. 428.

Artículo original

Variables fisicoquímicas y biológicas de mayor influencia en el estado trófico de cinco embalses andinos colombianos

Main physicochemical and biological variables in the trophic state of five Colombian Andean reservoirs

✉ Silvia Lucía Villabona-González^{1,*}, ✉ Carlos A. Benjumea-Hoyos¹,
✉ Jaime Andrés Gutiérrez-Monsalve², ✉ Mónica Tatiana López-Muñoz¹,
✉ Ernesto José González³

¹ Universidad Católica de Oriente, Grupo de Limnología y Recursos Hídricos, Facultad de Ingenierías, Rionegro, Colombia.

² Universidad Católica de Oriente, Grupo de Investigación en Ingeniería Multidisciplinaria (GIMU), Facultad de Ingenierías, Rionegro, Colombia.

³ Universidad Central de Venezuela, Instituto de Biología Experimental, Caracas, Venezuela.

Resumen

Los modelos de medición del estado trófico en embalses pueden ser diferentes a los establecidos en ecosistemas naturales debido principalmente al efecto de los aportes de la cuenca y la operación. El objetivo del presente estudio fue establecer modelos basados en variables físicas, químicas y biológicas que permitieran explicar y predecir el estado trófico de embalses andinos colombianos. La información se recopiló entre febrero de 2010 y diciembre de 2015 para determinar el estado trófico en cinco embalses andinos colombianos mediante el índice basado en la concentración de fósforo total diseñado para lagos cálidos tropicales. Las relaciones entre las variables se establecieron utilizando la correlación de Spearman y análisis canónicos, y las diferencias entre los grupos mediante las pruebas de Kruskal-Wallis y *post hoc* de Dunn. Se generó un modelo logístico multinomial para estimar la probabilidad de asignación de la categoría de estado trófico y un árbol de clasificación y regresión para determinar las variables explicativas de mayor relevancia. Se hallaron siete categorías que incluyeron desde el estado ultraoligotrófico hasta el hipereutrófico, en tanto que el análisis discriminante arrojó tres grupos de embalses: hipereutrófico (Porce II), meso-eutrófico (Porce III) y oligotrófico (Amaní, Punchiná y San Lorenzo), clasificación que se explica por la conductividad eléctrica y el contenido de fósforo total y clorofila *a*. Las densidades planctónicas no mostraron relación significativa con el nivel trófico, aunque la densidad del zooplancton tendió a incrementar con este. Se puede concluir que los modelos estadísticos generados permitieron predecir el estado trófico de los embalses estudiados.

Palabras clave: Variables abióticas; Plancton; Clorofila *a*; Predictores de eutrofización; Ambientes tropicales.

Abstract

The models that measure the trophic state in reservoirs differ from those designed for natural ecosystems due mainly to the effect of basin contributions and the reservoir operation. Our study aimed at establishing models based on physical, chemical, and biological variables to explain and predict the trophic state of Colombian Andean reservoirs. The data were collected between February 2010 and December 2015 and we determined the trophic status in five Colombian Andean reservoirs using the index of total phosphorus concentration designed for tropical warm lakes. The relations between variables were established through the Spearman correlation and canonical analyses and the differences among groups through the Kruskal-Wallis and the Dunn *post hoc* tests. We generated a multinomial logistical model to estimate the probability of assignment of the trophic state category and classification and a regression tree to determine the most relevant explanatory variables. Seven categories ranging from ultra-oligotrophic to hypereutrophic status were found while the

Citación: Villabona-González SL, Benjumea-Hoyos CA, Gutiérrez-Monsalve JA, *et al.* Variables fisicoquímicas y biológicas de mayor influencia en el estado trófico de cinco embalses andinos colombianos. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):344-359, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1051>

Editor: Nelson Aranguren

***Correspondencia:**

Silvia Lucía Villabona-González;
svillabona@uco.edu.co

Recibido: 29 de octubre de 2019

Aceptado: 23 de abril de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

discriminating analysis resulted in three groups of reservoirs: hypereutrophic (Porce II), mesoeutrophic (Porce III), and oligotrophic (Amaní, Punchiná, and San Lorenzo), a classification that responds mainly to the electrical conductivity and the total phosphorus and chlorophyll *a* contents. Planktonic densities showed no significant relationship with the trophic state, although zooplankton density tended to increase with it. We concluded that the statistical models we generated allowed us to predict the trophic status of the reservoirs under study.

Keywords: Abiotic variables; Plankton; Chlorophyll *a*; Eutrophication predictors; Tropical environments.

Introducción

Históricamente, los ríos y embalses han sido las principales fuentes de agua potable, alimentación, transporte, irrigación y generación de energía, así como los sistemas de remoción de desechos orgánicos e inorgánicos (Kelly, 1998). Sin embargo, la intervención antrópica ha generado efectos adversos en la calidad del agua de los sistemas acuáticos naturales y artificiales.

Según Roldán & Ramírez (2008), en los centros poblados de la zona andina de Colombia hay aproximadamente 28 embalses cuyas concentraciones de fósforo y nitrógeno presentan un gradiente de estados tróficos que van desde condiciones oligo-mesotróficas hasta hipereutróficas (Servicios Ambientales y Geográficos - SAG, 2015; Universidad Católica de Oriente, 2015). Este gradiente se ve influenciado por el estado de las diferentes cuencas aportantes, el cual varía según la geología de los suelos, las actividades industriales y agropecuarias y los vertimientos de núcleos poblados. En el caso puntual de los embalses analizados, las cuencas de sus principales afluentes, los ríos Guatapé, Nare, La Miel y Porce, evidencian importantes diferencias en cuanto al uso del suelo, la cobertura vegetal y los impactos antrópicos (Vélez, 2007; Arango & Montes, 2009; Arteaga-Carrera, *et al.*, 2011; Centro de Tecnología de Antioquia - CTA & Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación - COSUDE, 2013; Consorcio Pomcas Oriente antioqueño, 2017).

La presión antrópica en los ríos colombianos ha aumentado aceleradamente por la creciente urbanización del territorio, la ampliación de las fronteras agropecuarias, las malas prácticas en el uso de agroquímicos y, especialmente, las falencias en el cumplimiento de las normas sobre el tratamiento de las aguas vertidas (Vélez, 2007; Consorcio Pomcas Oriente antioqueño, 2017), lo que ha generado diversas afectaciones en los sistemas lóticos y en los lénticos asociados con ellos, como los embalses, los cuales presentan procesos de acumulación, reciclaje y exportación de material en suspensión y disuelto (nutrientes y contaminantes).

Estos sistemas pueden actuar como lagunas de oxidación, pues una parte de los contaminantes se procesa y no continúa aguas abajo (Hackbart, *et al.*, 2015). La eutrofización es el principal problema en las aguas represadas y el fósforo es el elemento clave para su control (Fraile, *et al.*, 1995). El exceso de nutrientes que llega a los embalses desde las fuentes aportantes favorece el crecimiento de organismos que al morir generan descomposición de materia orgánica, malos olores y la apariencia nauseabunda de las aguas. Además, el proceso de descomposición requiere del consumo de gran cantidad de oxígeno disuelto y las aguas dejan de ser aptas para la vida de los organismos autóctonos del ecosistema (Wang, *et al.*, 1999). Otro problema asociado con el proceso de eutrofización es el aumento de la turbidez y la disminución de la transparencia del agua, causados, entre otras razones, por un exceso en la concentración de fitoplancton (principalmente por floraciones de cianobacterias) y la consecuente disminución de la densidad de otros organismos necesarios para mantener el equilibrio del ecosistema (Giesen, *et al.*, 1990).

La eutrofización puede medirse utilizando diferentes indicadores de calidad del agua y valores numéricos y en función de variables fisicoquímicas o biológicas. En este sentido, el uso de índices ha permitido clasificar y medir el grado de contaminación y eutrofización de lagos y embalses a partir de parámetros estandarizados y modelos estadísticos (Toledo Jr.,

et al., 1983; Salas & Martino, 1991; Moreno & Ramírez, 2010; Cunha, *et al.*, 2013). En las últimas décadas se han intensificado los esfuerzos para construir modelos que permitan explicar y predecir el impacto de la eutrofización en las comunidades hidrobiológicas (fitoplancton y zooplancton, entre otras) y en las características fisicoquímicas propias de estos sistemas (González, *et al.*, 2011).

Para comprender cómo las comunidades hidrobiológicas (fitoplancton y zooplancton) responden a los cambios en la calidad del agua, especialmente por los procesos asociados a la eutrofización, es necesario crear aproximaciones metodológicas basadas en monitoreos constantes, así como la aplicación de modelos estadísticos multivariados para calcular el nivel de eutrofización a partir de indicadores biológicos o fisicoquímicos de los ecosistemas acuáticos (Tundisi & Matsumura-Tundisi). También es importante considerar la naturaleza de las variables y la heterogeneidad del ecosistema, ya que cada cuerpo de agua y sus particularidades requerirá un modelo que explique la calidad del agua y el nivel de eutrofización. En los embalses estos modelos pueden ser diferentes a los establecidos en ecosistemas naturales debido al efecto del control del pulso de inundación y a la abundante masa de agua que puede actuar como un amortiguador, por lo que los cambios en la condición trófica de dichos sistemas son menores que los observados en sus efluentes en intervalos cortos de tiempo (Álvarez-Góngora & Herrera-Silveira, 2006).

En ese contexto, en el presente estudio se postuló que a partir de variables físicas, químicas y biológicas se podían generar modelos que explicaran el estado trófico de cinco embalses de la zona andina en Colombia.

Materiales y métodos

Fuente de los datos

Se analizaron los datos de muestreos realizados entre el 2010 y el 2015 en la zona fótica de la región limnética cercana a la presa de embalses en la zona andina colombiana construidos para la generación hidroeléctrica: Punchiná, San Lorenzo, Amaní, Porce II y Porce III (Tabla 1). Se seleccionó esta región dentro de los embalses, por sus características lacustres y porque sus aguas determinan las características de las que corren después del represamiento.

Los datos suministrados por ISAGEN y Empresas Públicas de Medellín se compilaron en cuatro bases de datos en Excel, las cuales contenían información sobre la densidad de fitoplancton y zooplancton, la concentración de clorofila *a* y las variables fisicoquímicas. Utilizando el concepto de minería de datos y el paquete dplyr de R, se integraron válidamente las cuatro matrices con el fin de unir toda la información en un archivo plano. Este procedimiento permitió identificar correctamente 11.562 entradas y validar el comportamiento de 22 variables entre cualitativas y cuantitativas.

Tabla 1. Principales características de los embalses estudiados

Cuerpo de agua-características	Embalse				
	Punchiná	San Lorenzo	Amaní	Porce II	Porce III
Ubicación	06° 12' 39" "N, 74° 50' 26" "O	06° 22' 55" 74° 59' 56"	05° 33' 38" N - 74° 53' 12" O	6° 56' 19" N, 75° 8' 19" O	6° 56' 19" N, 75° 8' 19" O
Río principal	San Carlos	Nare	La Miel	Porce	Porce
Profundidad máxima (m)	65	57	188	118	122
Volumen útil (mm ³)	53	180	565	116*10 ⁶ m ³	680*10 ⁶ m ³
Área (km ²)	3,40	10,70	20,50	8,90	4,61
Tiempo de retención (días)	4,10	52,10	90,00	4,70	8,00
Estado trófico reportado en monitoreos	Oligo-mesotrófico	Oligo-mesotrófico	Oligo-mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico

Índice de estado trófico

Para la determinación del estado trófico de los embalses se empleó el modelo desarrollado por **Salas & Martino** (1991) para sistemas cálidos tropicales a partir de la concentración de fósforo total. Esta clasificación se considera una de las más adecuadas para determinar la condición trófica de sistemas lénticos tropicales (**Cunha, et al.**, 2013). Dado que el modelo cuantifica la distribución de la probabilidad de ocurrencia de un estado trófico, algunos estados de clasificación se definieron como intermedios, es decir, la probabilidad de ocurrencia entre un estado y otro.

Diseño y análisis estadístico de los datos

Se hizo un estudio transversal, observacional, descriptivo y retrospectivo (**Szkló & Nieto**, 2003) con los 8.144 registros válidos. El muestreo no fue equilibrado, pues el número de datos obtenido para cada embalse fue diferente. Se consideraron variables cualitativas (independientes y dependientes) y cuantitativas. La variable cualitativa independiente fue el embalse (1: Punchiná, 2: San Lorenzo, 3: Amani, 4: Porce II, 5: Porce III) y la variable dependiente cualitativa ordinal, el estado trófico de menor a mayor (1: ultraoligotrófico; 2: oligotrófico; 3: oligo-mesotrófico; 4: mesotrófico; 5: meso-eutrófico; 6: eutrófico y 7: hipereutrófico). Entre las variables cuantitativas independientes se analizaron las densidades de fitoplancton y zooplancton, la temperatura del agua, la concentración de oxígeno, la conductividad eléctrica, la altura sobre el nivel del mar y las concentraciones de clorofila *a*, nitratos (NO_3^-), ortofosfatos (PO_4^{3-}) y fósforo total (P). Para la presentación final de resultados se seleccionaron aquellas categorías de variables que lograron explicar cerca del 90 % del nivel de eutrofización de los embalses, así como los valores atípicos a partir del criterio de $\text{Me} \pm 3 \cdot \text{IQR}$ (**Gotelli & Ellison**, 2004)

La relación de las variables se evaluó mediante los rangos de correlación de Spearman. Como variable dependiente se definió el nivel de eutrofización de los embalses y se seleccionaron las variables físicas, químicas y biológicas que presentaron una relación significativa ($p < 0,05$) con la variable de respuesta. Estos análisis se hicieron con el paquete Performance Analytics de R (**Peterson, et al.**, 2014). Las diferencias entre grupos se analizaron mediante pruebas de Kruskal-Wallis y *post-hoc* de Dunn, con un 95 % de confianza. Todos los análisis estadísticos se ejecutaron en el programa R stats y los paquetes PlotsR, StatR y DOE (**Guisande & Vaamonde**, 2012).

Para determinar las variables que más influían en el estado trófico, se ejecutó un análisis exploratorio de los datos utilizando un método factorial de componentes principales (ACP). Se seleccionaron las variables que explicaron por lo menos un 80 % de la varianza del ACP en las dos primeras dimensiones y con ellas se construyó un discriminante canónico para encontrar las relaciones lineales entre las variables ambientales que mejor clasificaban los niveles de estado trófico y los embalses (**Guisande & Vaamonde**, 2012).

Se generó un modelo logístico multinomial (**Nizami & Prasad**, 2017) para calcular la probabilidad de que un embalse tuviera un determinado nivel de eutrofización, el cual se categorizó de 1 a 7, siendo 7 el nivel máximo. Para el cálculo de los coeficientes del modelo se utilizaron las dos terceras partes de los datos correctamente parametrizados (5.430 datos escogidos al azar) y con el restante tercio (2.714) se hizo la respectiva validación. Además, se optimizó el modelo utilizando el criterio de información de Akaike (AIC). A partir de un árbol de clasificación y regresión (ACYR) se determinaron las variables que discriminaron el 100 % de los casos analizados en los embalses según su estado trófico.

Resultados

A partir de los valores de las medianas, los embalses analizados se clasificaron entre ultraoligotróficos (1) e hipereutrófico (7), con medianas de fósforo total entre 0,015 y 0,280 mg/L, ortofosfatos entre 0,010 y 0,215 mg/L y conductividad eléctrica entre 26,67 y 225,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, valores registrados en los embalses de San Lorenzo y Porce II, respectivamente. Para una mejor comprensión de los rangos de medianas y la variación de los datos, la **Tabla 2** presenta algunas variables fisicoquímicas y bióticas complementarias.

Tabla 2. Valores mínimos, máximos, mediana (Me) y desviación estándar (DAM) de las variables físicas, químicas y biológicas de los embalses estudiados. Estado trófico 1: ultraoligotrófico; 2: oligotrófico; 3: oligomesotrófico; 4: mesotrófico; 5: meso-eutrófico; 6: eutrófico y 7: hipereutrófico

Variables	Punchiná	San Lorenzo	Amaní	Porce III	Porce II
	Min-Max	Min-Max	Min-Max	Min-Max	Min-Max
	(Me+/-DAM)	(Me+/-DAM)	(Me+/-DAM)	(Me+/-DAM)	(Me+/-DAM)
Estado trófico	1-5	1-7	1-4	2-6	6
	2,00 +/- 0,00	2,00 +/- 0,00	2,00+/- 0,00	5,00 +/- 1,50	6,00 +/- 0,00
Altitud (m s.n.m.)	781	1246	700	554	680
Temperatura (°C)	24,20 – 26,53	24,00 – 27,80	26,05 – 29,05	25,10 – 27,20	24,70 – 28,20
	26,65 +/- 0,86	25,11 +/- 1,16	27,80 +/- 0,56	25,20 +/- 0,15	26,55 +/- 2,45
Conductividad eléctrica (µS/cm)	30,46 – 47,70	25,42 – 32,75	58,80 – 117,30	129,00 -224,00	216,80 – 251,50
	39,10 +/- 6,00	26,67 +/- 1,25	76,75 +/- 11,93	159,00+/-22,24	225,50 +/- 12,90
Oxígeno disuelto (mg/L)	7,19 – 7,85	4,95 – 7,20	3,78 – 9,71	4,27 – 10,54	4,17 – 12,91
	7,47 +/- 0,10	6,19 +/- 0,68	7,51 +/- 1,22	7,45 +/- 2,77	10,68 +/- 3,31
pH (unidades pH)	6,62 – 7,64	6,13 – 7,53	6,92 – 10,40	6,83 – 8,22	7,08 – 8,93
	7,15 +/- 0,22	7,15 +/- 0,18	7,95 +/- 0,67	7,19 +/- 0,21	8,56 +/-0,55
Fósforo total (mg/L)	0,008 – 0,085	0,007 – 0,311	0,002 – 0,072	0,029 – 0,143	0,170 – 0,300
	0,024 +/- 0,013	0,015 +/- 0,009	0,020 +/- 0,010	0,079 +/- 0,047	0,280 +/- 0,022
PO ₄ ³⁻ : ortofosfatos (mg/L)	0,000 – 0,126	0,000 – 0,029	0,004 – 0,130	0,006 – 0,250	0,141 – 0,457
	0,011 +/- 0,009	0,010 +/- 0,006	0,011 +/- 0,007	0,022 +/- 0,024	0,215 +/- 0,110
NO ₃ : nitratos (mg/L)	0,185 – 1,800	0,113 – 1,990	0,029 – 2,715	0,100 – 1,930	1,100 – 4,020
	0,929 +/- 0,700	0,345 +/- 0,340	0,160 +/- 0,170	0,890 +/- 0,810	1,660 +/- 0,830
NTK: nitrógeno total Kjeldah (mg/L)	0,141 - 3,870	0,127 - 2,340	0,260 - 2,580	0,310 - 2,500	2,250 – 2,150
	0,464 +/- 0,290	0,461 +/- 0,220	0,470 +/- 0,230	1,200 +/- 0,270	3,470 +/- 1,010
NH ₃ : nitrógeno Amoniacal (mg/L)	0,010 - 0,259	0,000 - 0,312	0,068 - 1,176	0,150 - 0,726	1,540 – 2,035
	0,010 +/- 0,001	0,190 +/- 0,071	0,190 +/- 0,042	0,190 +/- 0,059	1,650 +/- 0,160
NO ₂ : nitritos (mg/L)	0,001 - 0,023	0,001 - 0,030	0,000 - 0,118	0,037 - 0,250	0,083 - 0,303
	0,010 +/- 0,001	0,010 +/- 0,001	0,004 +/- 0,006	0,082 +/- 0,046	0,079 +/- 0,047
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	0,00 - 4,06	0,00 - 8,33	1,18 - 17,46	0,00 - 210,49	7,89 - 319,24
	2,37 +/- 1,01	2,24 +/- 1,95	8,29 +/- 6,14	16,00 +/- 20,76	122,54 +/- 60,26
Densidad de fitoplancton (ind/mL)	37,25 – 67,69	80,12 – 145,85	375,04 – 577,53	333,72 – 788,50	291,73 – 689,03
	52,47 +/- 2,54	112,98 +/- 32,87	476 +/- 101,24	561,11 +/- 217,19	490,53 +/- 198,80
Densidad de zooplancton (ind/L)	6,81 – 18,47	4,30 – 10,93	47,41 – 89,32	43,20 +/- 92,80	20,91 – 235,18
	12,64 +/- 5,83	7,62 +/- 3,32	68,37 +/- 20,96	68,01 +/- 24,80	128,045 +/- 107,13

Las correlaciones de Spearman (**Figura 1**) resultaron significativas y directas del estado trófico y la concentración de fósforo total ($r=0,88$), los ortofosfatos ($r=0,67$) y la conductividad eléctrica ($r=0,56$) y, aunque con correlaciones más bajas pero significativas, también con la concentración de clorofila *a* ($r=0,47$), los nitratos ($r=0,31$), la altitud ($r=0,12$) y la densidad de zooplancton ($r=0,043$) (**Figura 1**).

Las concentraciones de algunas variables reflejan diferencias significativas entre los estados tróficos (**Figura 2A**). El oxígeno disuelto fue significativamente menor en el estado hipereutrófico (7), en el que las concentraciones de nutrientes y la conductividad eléctrica fueron significativamente mayores. La clorofila *a* y la densidad del zooplancton fueron significativamente mayores en los estados mesoeutrófico, eutrófico e hipereutrófico (5, 6 y 7), en tanto que la densidad fitoplanctónica no presentó un patrón claro de diferencia entre los estados tróficos.

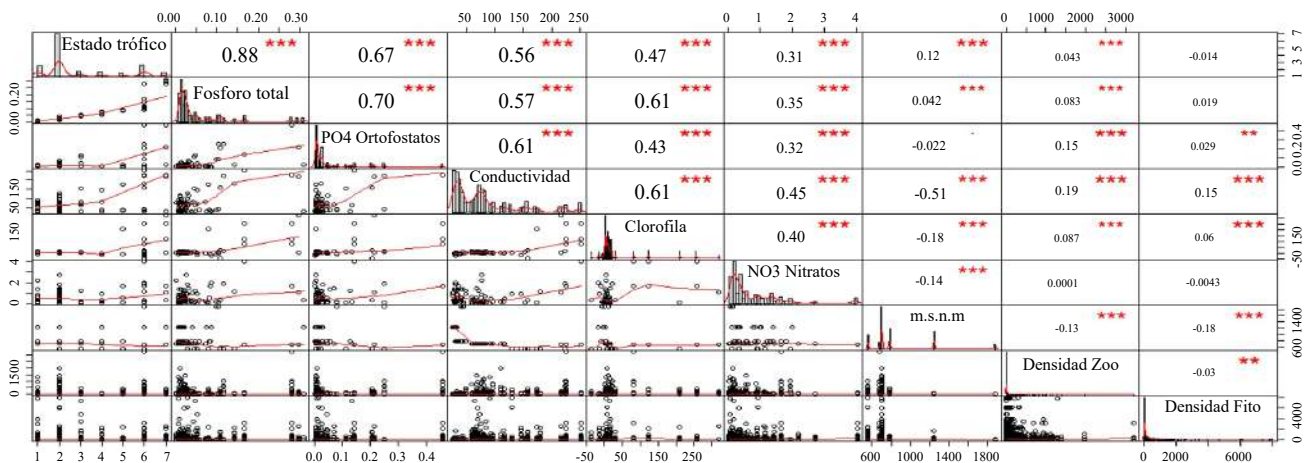


Figura 1. Matriz de coeficientes de correlación de Spearman y valores de p que explican los efectos significativos entre las variables. Los números indican los coeficientes de correlación de Spearman. ***: nivel de significación entre las variables con valores de $p < 0,05$. Los paneles inferiores indican la dispersión entre los dos pares de variables.

Los embalses también presentaron diferencias significativas en todas las variables analizadas (**Figura 2B**), incluida la categoría de estado trófico, en la cual todos presentaron una clasificación diferente. Según las medianas y las desviaciones estándar, San Lorenzo, Punchiná y Amaní se clasificaron como oligotróficos (2), pero con variaciones desde el estado ultraoligotrófico (1) hasta el hipereutrófico (7) en el caso de San Lorenzo, el mesoeutrófico (5) para Punchiná y el mesotrófico (4) para Amaní, en tanto que en Porce II predominó el estado hipereutrófico (7) con variaciones hacia el eutrófico (6) y en Porce III, aunque se clasificó como mesoeutrófico, varió entre oligotrófico y eutrófico (**Tabla 2**).

Las medianas de las concentraciones de oxígeno disuelto fueron superiores en el embalse de mayor estado trófico, Porce II (10,68 \pm 3,31), seguido de Amaní (7,51 \pm 1,22), Punchiná (7,47 \pm 0,10) y Porce III (7,45 \pm 2,77). Los embalses de mayor estado trófico, Porce II y Porce III, presentaron concentraciones de ortofosfatos y fósforo total significativamente superiores a las de los demás embalses (**Tabla 2**).

En los embalses de menor estado trófico, Punchiná y San Lorenzo, se registraron concentraciones significativamente menores de clorofila *a* y menores densidades de fitoplancton y zooplancton, en tanto que en los de mayor estado trófico, Porce II y Porce III, así como en el embalse Amaní, la clorofila *a* y estas comunidades fueron más abundantes.

No hubo relaciones significativas entre la densidad del fitoplancton y del zooplancton, pues los modelos de regresión lineal, logarítmico, logístico, de potencia grado 2, exponencial, cuadrático e inverso presentaron coeficientes de correlación inferiores a 0,001.

Según el análisis canónico discriminante, entre las categorías de estado trófico (varianza explicada en el primer eje=93,80 % y validación cruzada=75,05 %), los mayores valores de las variables fósforo total, ortofosfatos, conductividad eléctrica, nitratos y clorofila *a* lograron explicar el aumento en el estado trófico, en tanto que ni la densidad de fitoplancton ni la de zooplancton tuvieron un efecto significativo en dichos análisis (**Figura 3A**).

El discriminante canónico calculado con los datos de los embalses presentó una varianza explicada del 90,9 % en el primer eje y logró identificar correctamente el 86,86 % de los casos estudiados. Dicho análisis arrojó tres grupos: en el primero discriminó el embalse Porce II con el mayor nivel de eutrofización y mayores valores de conductividad eléctrica, fósforo total, ortofosfatos, clorofila *a* y nitratos. En el segundo separó el embalse Porce III que, aunque con un estado trófico similar a Porce II, presentó valores intermedios de estas variables y, por último, agrupó los embalses Amaní, Punchiná y San Lorenzo, cuyos niveles de eutrofización fueron bajos y presentaron los menores valores de dichas variables (**Figura 3B**).

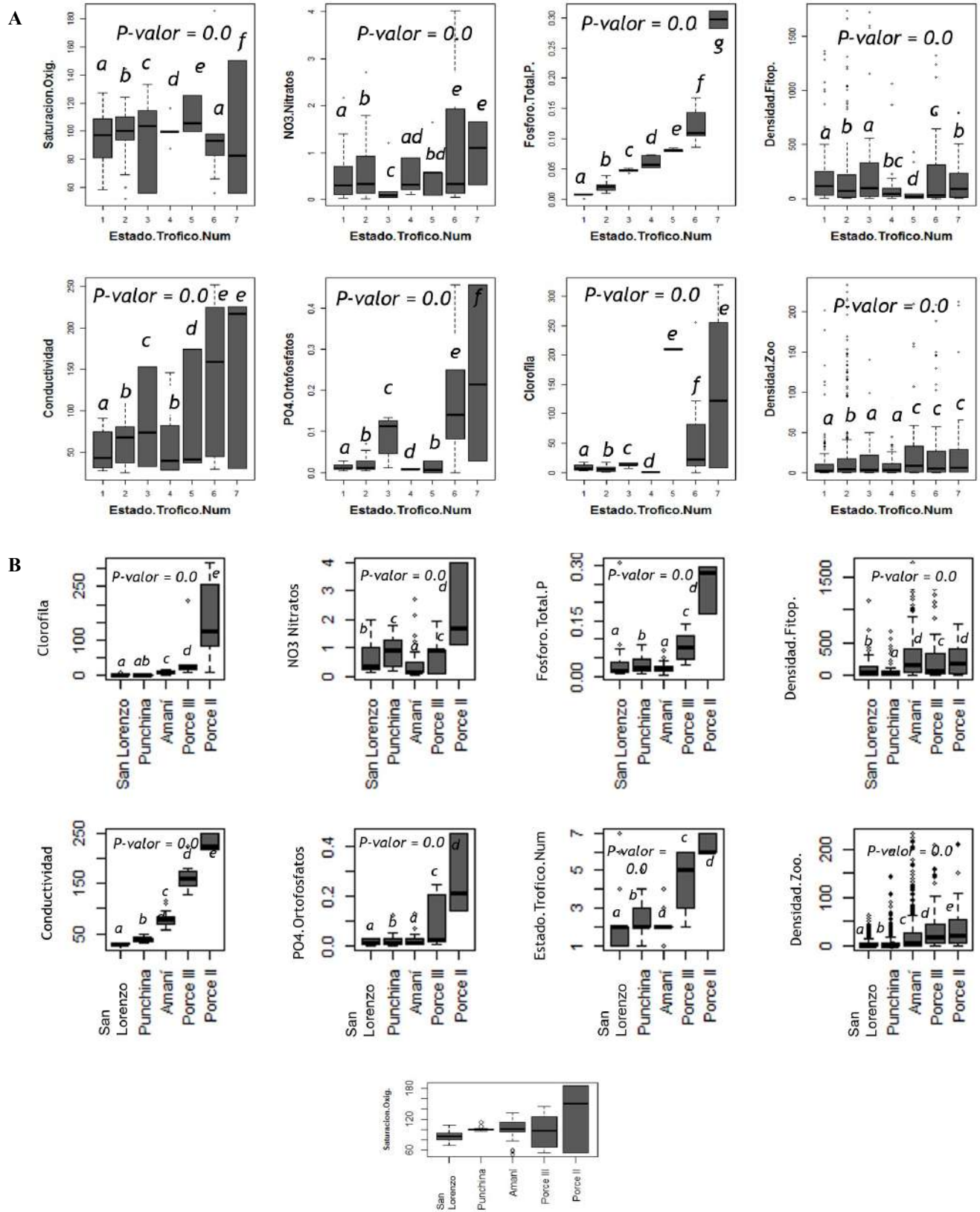


Figura 2. Diagrama de cajas y bigotes que relaciona las variables fisicoquímicas y biológicas cuantitativas con el estado trófico (A) y al embalse analizado (B). Las letras diferentes denotan diferencias significativas entre los estados tróficos.

Con el modelo multinomial optimizado bajo el criterio AIC se clasificaron los diferentes estados tróficos en función de los valores de las variables fisicoquímicas con un R^2 de 95 %, una validación cruzada del 97,80 % y un AIC de 48,07. Este mismo modelo logró clasificar correctamente el 100 % de los embalses a partir de las principales variables fisicoquímicas, con un AIC óptimo de 40,01 y un R^2 de 94 % (Tabla 3). Como en el caso de los análisis de varianza, este modelo evidenció las mayores diferencias entre el nivel eutrófico y el hipereutrófico comparado con las demás clasificaciones de estado trófico.

El árbol de clasificación y decisión ACYR (Figura 4) evidenció que el modelo podía clasificar el embalse con casi 100 % de probabilidad a partir de los valores de la conductividad eléctrica y de la concentración de oxígeno disuelto. Del 100 % de las muestras analizadas, las que registraron valores de conductividad eléctrica mayores o iguales a 53,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ correspondieron a los embalses Amaní, Porce II y Porce III, y en Porce II los resultados fueron superiores o iguales a 225,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Entre los demás embalses, en Punchiná se presentaron concentraciones de oxígeno mayores a 7,3 mg/L, en tanto que en San Lorenzo se registraron menores concentraciones.

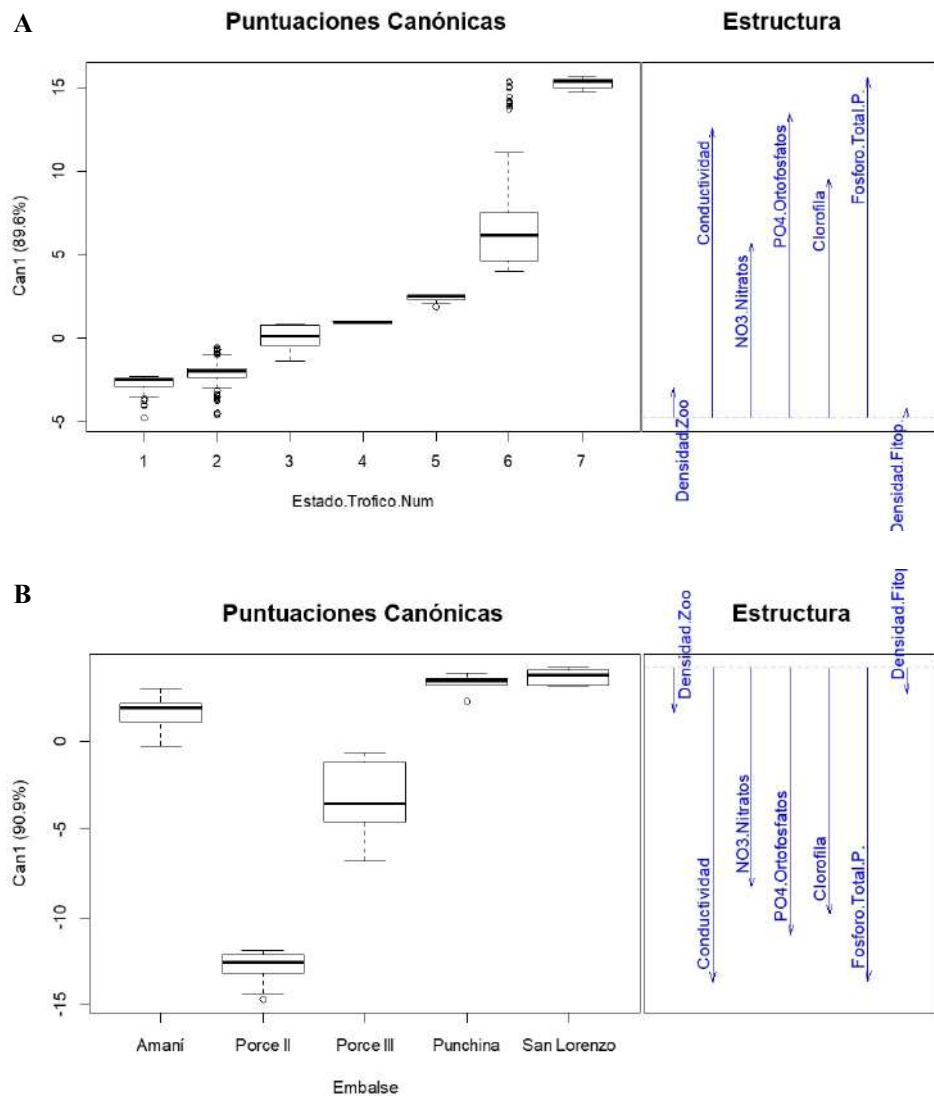


Figura 3. Clasificación de los diferentes estados tróficos (A) y embalses (B) con respecto a las variables fisicoquímicas y biológicas

Tabla 3. Coeficientes de regresión del modelo multinomial para la predicción de la probabilidad de que un embalse se encuentre en un determinado grado de eutrofización a partir de las variables de fósforo total, ortofosfatos y conductividad eléctrica (cuatro iteraciones para un AIC óptimo de 48,07 en el grado de eutrofización y un AIC de 40,01 en el embalse)

Coeficientes de regresión del modelo multinomial para el grado de eutrofización				
Estado eutrófico	Intercepto	Fósforo total (P)	Ortofosfatos (PO ₄)	Conductividad
Ultraoligotrófico (1)	1199,54	-29229,97	-3718,66	-0,03
Oligotrófico (2)	1064,58	-15623,80	-2896,21	-0,34
Oligo-mesotrófico (3)	538,18	-6802,91	-2102,54	1,41
Mesotrófico (4)	-497,91	2150,13	-11896,26	8,48
Mesoeutrófico (5)	-1229,97	10802,38	-10909,64	9,30
Hipereutrófico (7)	-890,41	9306,60	294,54	-8,22

Coeficientes de regresión del modelo multinomial para los embalses				
Embalse	Intercepto	Conductividad	Ortofosfatos (PO ₄ ⁻³)	Oxígeno disuelto
Porce II	392,86	-2,48	2753,87	-80,75
Porce III	-1045,15	7,51	-154,59	13,36
Punchiná	196,04	-4,86	-598,63	9,38
San Lorenzo	854,95	-8,13	1112,67	-69,05

Asimismo, el modelo estimó con casi un 100 % de certeza el estado trófico de los embalses a partir de las concentraciones de fósforo total, clorofila *a*, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica (**Figura 4**). Las concentraciones de fósforo total menores a 0,011 mg/L correspondieron a los embalses ultraoligotróficos, aquellas iguales o mayores a dicho valor y menores a 0,041 mg/L, a embalses oligotróficos y las menores a 0,062 mg/L pero iguales o mayores a 0,41 mg/L, a sistemas oligo-mesotróficos. En el caso de los embalses con concentraciones de fósforo a partir de 0,062 mg/L, valores de clorofila *a* mayores o iguales a 76 µg/L y concentraciones de oxígeno disuelto superiores o iguales a 6,7 mg/L, se asumió un estado meso-eutrófico, pero si el oxígeno disuelto era menor, se clasificaron como sistemas hipereutróficos, en tanto que las concentraciones de fósforo iguales o superiores a 0,062 mg/L y de clorofila *a* menores a 76 µg/L correspondieron a sistemas mesotróficos, siempre y cuando la conductividad eléctrica fuera menor a 121 µS/cm, o a sistemas eutróficos cuando la conductividad eléctrica era igual o mayor a dicho valor.

Discusión

El fundamento del manejo de los cuerpos de agua consiste en encontrar las relaciones entre las funciones de fuerza y las variables de estado y usar tal conocimiento para cambiar las funciones de fuerza controladas y lograr el estado deseable del ecosistema (**Jorgensen & Vollenweider, 1988**). Las propiedades físicas, químicas y biológicas de estos ecosistemas, así como la predictibilidad de sus mecanismos de funcionamiento, deben basarse en información científica y técnica adecuada. Por todo ello, el conocimiento del funcionamiento del ecosistema y la aplicación de la teoría ecológica son cuestiones de interés económico, social y científico (**Tundisi & Straskraba, 1999**).

Es posible inferir que la carga de nutrientes y la conductividad eléctrica de los principales afluentes de los embalses estudiados determinan en gran medida sus respectivos estados tróficos. **Tundisi (1987)** considera que los embalses son concentradores y digestores de contaminantes químicos provenientes de la vertiente, así como archivos de información de los eventos ecológicos ocurridos en su área de captación. Por su parte, **Román-Botero, et al. (2013)** han señalado que en los embalses neotropicales los afluentes naturales condicionan su comportamiento físico y químico, por lo que puede asumirse que el nivel trófico de los principales afluentes de los sistemas analizados determina en gran medida su eutrofización.

El proceso de los aportes desde la cuenca se evidencia claramente en las fuentes abastecedoras de los embalses analizados. Las cuencas de los ríos Guatapé y Nare, que surten a los embalses Punchiná y San Lorenzo, respectivamente, están sujetos a una gran presión por la suburbanización y el desarrollo industrial, agroindustrial y floricultor (**Consorcio Pomcas Oriente antioqueño, 2017; Benjumea-Hoyos, et al., 2018**). En la cuenca del río La Miel, que abastece el embalse Amaní, se han dado en las últimas décadas procesos de deforestación, colonización y ampliación de la frontera agrícola que han afectado gran parte del área boscosa (**Arango & Montes, 2009**).

Sin embargo, la presión demográfica sobre estas cuencas es mucho menor que la evidenciada en la cuenca del río Porce, principal abastecedor de los embalses Porce II y Porce III, que recibe las aguas del río Medellín o río Aburrá, una de las corrientes urbanas más afectadas por vertimientos de tipo doméstico e industrial, lo cual le confiere características fisicoquímicas y bióticas clasificadas como de mala calidad (**González, et al., 2012; Posada, et al., 2013; Área Metropolitana del Valle de Aburrá, et al., 2016**). Esta cuenca recibe

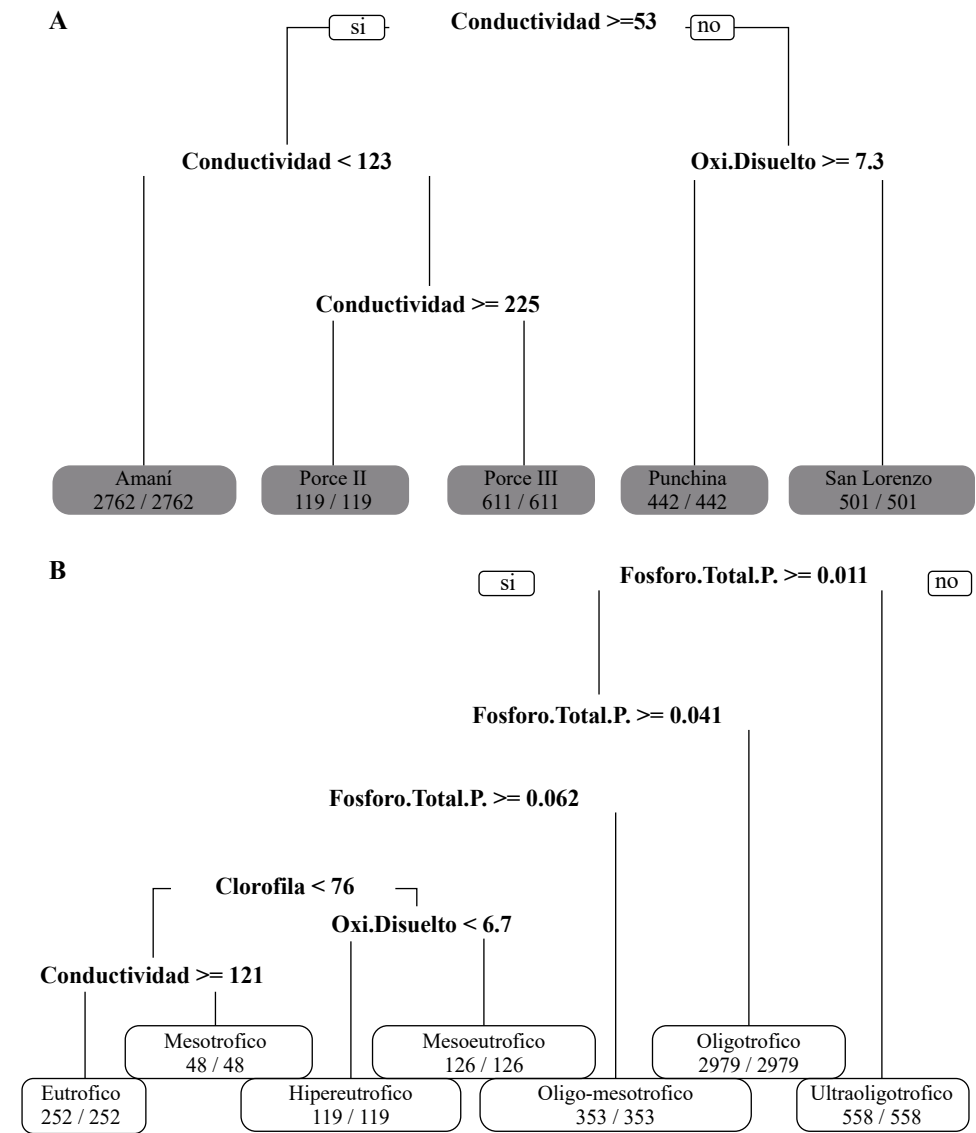


Figura 4. Árbol de clasificación y regresión (ACYR) que permite identificar los estados tróficos (A) y los embalses (B) analizados a partir del modelo multinomial

corrientes urbanas muy intervenidas y está sometida a gran cantidad de actividades antrópicas a lo largo de su recorrido. Diversos autores han reportado los procesos de deterioro y los aportes de distintas formas de nutrientes en estas corrientes (**Giraldo, *et al.*, 2010; Arteaga-Carrera, *et al.*, 2011; CTA & COSUDE, 2013; Posada, *et al.*, 2013**). Además, desde hace años las vegas del río Porce (tramo bajo del río Aburrá) se han visto muy afectadas por la explotación minera sin regulación alguna (**Otálvaro & Victoria, 2005**).

En este sentido, la problemática de los vertimientos y la ausencia de plantas de tratamiento de aguas residuales adecuadas ha resultado en la categorización de las aguas de varios de los ríos del país como peligrosas para uso recreativo, consumo, riego y hábitat de flora y fauna incluso antes de la construcción de los embalses. Ello se evidencia claramente en el Estudio Nacional del Agua, según el cual el caudal de aguas residuales tratado en las plantas de tratamiento a nivel nacional solo llega a un 42,2 % (**Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM, 2019**), plantas que en su gran mayoría presentan deficiencias en los procesos de tratamiento, principalmente de nutrientes elementales como nitrógeno y fósforo, que tan marcada influencia tienen en los procesos de eutrofización.

La Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) ha definido la eutrofización como el “enriquecimiento de sustancias nutritivas del agua que generalmente provoca el aumento en la producción de algas y otras plantas acuáticas y el deterioro de la calidad del agua”. Así, el incremento de la clorofila *a* debido al aumento de los nutrientes contribuye al deterioro de la calidad del agua, pues un aumento drástico de la biomasa de productores primarios puede ocasionar el aumento de la turbidez y la consecuente disminución de la transparencia, lo que, en ocasiones, incluso llega a impedir el paso de la luz a los estratos inferiores causando condiciones anóxicas resultantes del consumo de oxígeno que afectan los procesos de descomposición aeróbica, entre otros.

La transparencia, la concentración de clorofila *a* y las concentraciones de fósforo total, ortofosfatos y nitrógeno total, se consideran como las variables directamente relacionadas con el estado trófico de los sistemas acuáticos, lo cual ha permitido la elaboración de diferentes índices para su cuantificación (**Carlson, 1977; Organisation for Economic Cooperation and Development-OECD, 1982; Carlson** modificado por **Toledo, *et al.*, 1983; Salas & Martino, 1991**), ya que se ha establecido claramente que el enriquecimiento con nutrientes, la turbidez y el aumento excesivo del fitoplancton o las macrófitas acuáticas son algunas de las principales causas del deterioro de la calidad del agua (**Moreno & Ramírez, 2010**). Existen además algunos índices basados en diferentes atributos del zooplancton como el de **Thummark & Nigaard (1949)** de **Ramírez (2000)** y estudios en los cuales se ha logrado relacionar directamente la densidad, la biomasa y la estructura del fitoplancton y el zooplancton con el nivel trófico de algunos embalses tropicales (**González, *et al.*, 2002, 2003, 2011; Merayo & González, 2010; Villabona-González, *et al.*, 2015**).

Otro resultado relevante en la clasificación del estado trófico de los embalses considerados en este estudio y corroborado por este análisis, es el hecho de que Porce II presenta un nivel trófico mayor que Porce III, pues, por tratarse de embalses en cadena, se puede deducir que Porce II actúa como una trampa de nutrientes, que la turbulencia que ocasiona su operación puede incrementar el oxígeno disuelto en el río, favoreciendo una mayor oxigenación en Porce III, y que la carga de material alóctono y de sedimentos provenientes del río es mayor en Porce II, tal como lo han señalado **Toja (1982)** y **Fraille, *et al.* (1995)** con respecto a embalses en cadena de España y en línea con el planteamiento de **Petrere (1996)** de que la construcción de embalses en cadena (o cascada) en ríos altamente contaminados (como el río Porce) mejora las condiciones aguas abajo. Resultados similares también fueron registrados por **Tundisi, *et al.* (1991)** y **Barbosa, *et al.* (1999)** en la cadena de embalses a lo largo del curso medio del río Tietê en Brasil.

Aunque la abundancia de la comunidad planctónica se ha empleado en numerosas ocasiones para evaluar cambios en el estado trófico de los embalses, o como un indicador de dicho estado (**Gomes Nogueira, 2000; Calijuri, *et al.*, 2002; De León & Chalar,**

2003; **González, et al.**, 2003; **Pinto-Coelho, et al.**, 2005; **Seeligmann & Tracanna**, 2009), en algunos estudios también se han obtenido resultados similares a los de este. **Perbiche-Neves, et al.** (2017) hallaron que la densidad de cladóceros no presentó ninguna correlación con el estado trófico de diferentes embalses brasileiros y **García-Chicote** (2015) no halló correlación significativa de la densidad de especies zooplanctónicas con los estados oligotróficos y mesotróficos. Asimismo, **Gómez-Luna, et al.** (2010) encontraron densidades fitoplanctónicas mucho mayores que las esperadas en embalses con bajas concentraciones de nitrógeno y fósforo total (clasificados como oligotróficos).

El hecho de que las comunidades de fitoplancton y zooplancton no explicaran significativamente el estado trófico de los embalses puede deberse, entre otras razones, a que se usaron datos de densidad y no de biomasa. Esto introduce un sesgo importante en las estimaciones debido al amplio rango que presentan los tamaños celulares en una misma población (variabilidad intraespecífica) o comunidad (variabilidad interespecífica) en ambos grupos (**Matsumura-Tundisi, et al.**, 1989; **Echenique & Estévez**, 2002). No obstante, aunque no significativa, hubo una tendencia a registrar mayores valores de densidad total de fitoplancton y zooplancton en los sistemas eutróficos e hipereutróficos (Porce III y Porce II), lo que coincide con lo descrito por numerosos autores en las dos últimas décadas en sistemas lénticos tropicales con estados tróficos avanzados (**Gomes Nogueira**, 2000; **González, et al.**, 2002 y 2003; **Calijuri, et al.**, 2002; **Merayo & González**, 2010; **González, et al.**, 2011; **Gómez-Márquez, et al.**, 2013; **Villabona-González, et al.**, 2015; **López-Muñoz, et al.**, 2017), por lo que podría sugerirse que un aumento en la densidad, sobre todo en la biomasa, y el predominio de determinadas especies, pueden asociarse con estados de eutrofia e hipereutrofia (**Torres-Orozco & Zannatta**, 1998).

Los modelos de regresión no evidenciaron relaciones significativas entre las densidades de fitoplancton y zooplancton y, pese a que este resultado se obtuvo con valores de densidad y no de biomasa (que reflejan más adecuadamente la asociación trófica entre estas comunidades), la falta de correlación coincide con lo reportado por **Gliwicz** (1969) y **López-Muñoz, et al.** (2016) en sistemas eutróficos (como los embalses Porce II y Porce III) donde el fitoplancton está dominado por componentes que normalmente no son aprovechados directamente por el zooplancton. Asimismo, los vínculos entre el fitoplancton y el zooplancton se hacen más débiles en los sistemas eutróficos (**McQueen, et al.**, 1986), por lo que la relación no es directa, como la observada en la mayoría de los sistemas oligotróficos, en los que las interacciones sí son significativas. Así, al aumentar el estado trófico de los sistemas dulceacuícolas, aumenta la importancia de la red trófica del detritus del que el zooplancton se alimenta en mayor proporción (**Gliwicz**, 1969; **Lampert**, 1987).

Conclusiones

Los modelos generados en el presente estudio pudieron utilizarse para establecer el nivel de eutrofización de embalses tropicales tomando como referencia el de mayor grado (Porce II) y desafío ambiental, o el de menor grado (San Lorenzo y Punchiná), cuya contaminación es menor. Así, es posible inferir que los rangos hallados para las variables de conductividad eléctrica (entre 129 y 251,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$), fósforo total (entre 0,029 y 0,30 mg/L), ortofosfatos (entre 0,006 y 0,457 mg/L), nitratos (entre 0,1 y 4,02 mg/L) y clorofila *a* (entre 7,89 y 319,24 $\mu\text{g}/\text{L}$) en los embalses Porce II y Porce III, pueden considerarse claros indicadores de un estado trófico avanzado en otros embalses tropicales andinos con características similares a los analizados. Aunque las variables biológicas explicaron en menor medida el estado trófico, la tendencia a un incremento en la densidad planctónica a medida que aumenta el enriquecimiento permite sugerir que una densidad de fitoplancton entre 291,73 y 788,50 ind/mL , y de zooplancton entre 20,91 y 235,18 ind/L , puede encontrarse en embalses tropicales andinos con estados eutróficos e hipereutróficos como Porce III y Porce II. Sin embargo, puede haber excepciones de embalses principalmente oligotróficos, como Amaní, con rangos similares a estos.

Los modelos estadísticos generados en el presente trabajo permitieron explicar y predecir el estado trófico de los cinco embalses de la zona andina colombiana estudiados, evidenciando que la conductividad eléctrica y los nutrientes, particularmente el fósforo, son los mejores predictores de la eutrofización. Es necesario validar estos modelos en otros embalses tropicales para generar predicciones a una escala más global.

Por último, debe tenerse en cuenta que los datos utilizados provienen de la zona lacustre de los embalses (la más cercana a la presa), que se caracteriza por presentar mayor tiempo de residencia, menores concentraciones de nutrientes y de materiales abiogénicos suspendidos, mayor transparencia del agua y mayor extensión de la zona eufótica, lo que genera una menor productividad primaria volumétrica y mayor tasa de reciclaje de nutrientes, en comparación con las zonas de cola e intermedias. Debe considerarse, entonces, que el estado trófico definido según los parámetros fisicoquímicos y biológicos usualmente cambia desde una condición más “eutrófica” hasta una más “oligotrófica” a lo largo del gradiente de las zonas fluvial, de transición y lacustre de los embalses.

Como recomendación general se sugiere realizar muestreos sistemáticos de las variables fisicoquímicas, especialmente aquellas que resultaron ser las mejores en la predicción del estado trófico de los embalses. Además, es prioritario enfocar los esfuerzos y estudios conjuntos de universidades, empresas y Estado en las cuencas aportantes para recopilar, diagnosticar y modelar información sobre los efectos de los vertimientos que llegan a los afluentes de estos embalses y comparar su situación con la capacidad y efectividad de los tratamientos de vertimientos existentes, con el fin de valorar las cargas de contaminantes producidos, las tratadas, las vertidas y las acciones de las autoridades competentes, entre otros aspectos. Esta información permitirá enfocar los esfuerzos y las inversiones de autoridades y empresas en el manejo adecuado y sustentable de las cuencas y los embalses, lo que redundará en el mejoramiento de la salud de los ecosistemas acuáticos del país y de sus diferentes usuarios.

Agradecimientos

A ISAGEN y Empresas Públicas de Medellín por el suministro de los datos y los aportes al manuscrito, a la Unidad de Gestión Ambiental de la Universidad Católica de Oriente y a los Semilleros de investigación de Ecología Acuática y Limnología y Recursos Hídricos del Programa de Ingeniería Ambiental de la Universidad Católica de Oriente, en especial a Verónica Giraldo y Henry Quintero, por el apoyo en el desarrollo del proyecto, y a la Dirección de Investigación y Desarrollo de la Universidad Católica de Oriente por la financiación del presente trabajo.

Contribución de los autores

SLVG, CABH, MTLM participaron en lo concerniente a la gestión, procesamiento, análisis y discusión de la información aquí descritas, JAGM realizó el diseño y análisis estadístico y EJG aportó información ecológica y participó en la escritura del documento.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Referencias

- Álvarez-Góngora, C. & Herrera-Silveira, J.A. (2006). Variations of phytoplankton community structure related to water quality trends in a tropical karstic coastal zone. *Mar. Pollut. Bull.* 52 (1): 48-60.
- Arango, L. & Montes, J.M. (2009). Caracterización entomológica parcial de la cuenca del río La Miel en el departamento de Caldas (Colombia). *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural.* 13 (2): 249-268.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional de Colombia, Universidad Pontificia Bolivariana y Universidad de Medellín. (2016). Red de monitoreo ambiental en la cuenca hidrográfica del río Aburrá - Medellín en jurisdicción del Área Metropolitana FASE V - Informe de calidad. Medellín.

- Arteaga-Carrera, J., Cuellar-Márquez, W., Ríos-Gallego, S.** (2011). Los embalses Porce II y Riogrande II Radiografía de nuestras cuencas. *Eolo : Revista Ambiental* No. 15 (Dic. 2010-Jun.), p. 194-202.
- Barbosa, F., Padisak, J., Espindola, E, Borics, G., Rocha, O.** (1999). The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. En J.G. Tundisi, M. Straskraba, M. (Eds). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* (425-437). Leiden: Brazilian Academy of Sciences, International Institute of Ecology and Backhuys Publishers.
- Benjumea-Hoyos, C., Bedoya, C., Álvarez, D.** (2014). Evolución en la carga de nutrientes de ríos de montaña que fluyen a un embalse, cuenca media del río Magdalena. *Revista EIA*. **11** (22): 77-91.
- Benjumea-Hoyos, C., Suárez, M., Villabona, S.** (2018). Variación espacial y temporal de nutrientes y total de sólidos en suspensión en la cuenca de un río de alta montaña tropical. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **42** (165): 353-363.
- Calijuri, M.C., Dos Santos, A.C.A., Jati, S.** (2002). Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P.—Brazil). *Journal of Plankton Research*. **24** (7): 617-634.
- Carlson, R.E.** (1977). A trophic date index for lakes. *Limnology and Oceanography*. **22**: 361-369.
- Chicote, J.G.** (2015). El zooplancton como indicador de la calidad del agua en embalses: un estudio en el ámbito de actuación de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Doctoral dissertation, Universitat de València.
- Consortio Pomcas Oriente Antioqueño.** (2017). Formulación del plan de ordenación y manejo de la cuenca hidrográfica del río Nare (código 2308-04).
- Centro de Tecnología de Antioquia (CTA), Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (COSUDE).** (2013). Resumen de resultados. Evaluación de la huella hídrica en la cuenca del río Porce, 2013. Fecha de consulta: junio de 2019. Disponible en: cta.org.co/wp-content/uploads/2013/05/libroh.pdf
- Cunha, D.G.F., do Carmo-Calijuri, M., Lamparelli, M.C.** (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSItsr). *Ecological Engineering*. **60**: 126-134.
- De León, L. & Chalar, G.** (2003). Abundancia y diversidad del fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina – Uruguay). Ciclo estacional y distribución espacial. *Limnética*. **22** (1-2): 103-113.
- Echenique, R.O. & Estévez, J.M.** (2002). Estimación de la biomasa (biovolumen) de algas planctónicas de la laguna Vitel, Buenos Aires, Argentina. *Natura Neotropicalis*. **33** (1): 39-46.
- Fraille, H., Orive, E., Pozo, J.** (1995). Evaluación del estado trófico y comparación de modelos relativos al fósforo en los embalses de Cernadilla y Valparaiso (río Tera, Zamora). *Limnética*. **11** (2): 29-38.
- Giesen, W.B.J.T., Van Katwijk, M.M., Den Hartog, C.** (1990). Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. *Aquatic Botany*. **37** (1): 71-85.
- Giraldo, L.C., Agudelo, R.A., Palacio, C.A.** (2010). Spatial and temporal variation of nitrogen in the Medellín River. *Dyna*. **77** (163): 124-131.
- Gliwicz, M.Z.** (1969). Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekol. Pol.* **17A**: 663-708.
- Gomes-Nogueira, M.** (2000). Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Parapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*. **431** (1-2): 115-128.
- Gómez-Luna, L.M., Álamo-Díaz, B., Rodríguez-Tito, J.C.** (2010). Risk of pollution with cyanobacteria in three water reservoirs of Santiago de Cuba. *Medisan* **14** (2):175-183. Fecha de consulta: julio de 2019. Disponible en: http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1029-30192010000200007&lng=es&nrm=iso
- Gómez-Márquez, J.L., Peña-Mendoza, B., Guzmán-Santiago, J.L., Gallardo-Pineda, V.** (2013). Composición, abundancia del zooplancton y calidad de agua en un microreservorio en el estado de Morelos. *Hidrobiológica*. **23** (2): 227-240.
- González, H.J., Carvajal, S.L., Toro, B.F.** (2012). Water quality index based on fuzzy logic applied to the Aburrá river basin in the jurisdiction of the metropolitan area. *Dyna*. **79** (171): 50-58.
- González, E.J., Matos, M.L., Peñaherrera, C., Merayo, S.** (2011). Zooplankton abundance, biomass and trophic state in some Venezuelan reservoirs. En Ehsan Atazadeh (Ed.), *Biomass and Remote Sensing of Biomass*. (pp. 57-74). Rijeka: BoD – Books on Demand.

- González, E.J., Ortaz, M., Peñaherrera, C., Montes, E., Matos, M.L., Mendoza, J.** (2003). Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. *Limnetica*. **22** (1-2): 15-35.
- González, E.J., Ortaz, M., Matos, M.L., Mendoza, J., Peñaherrera, C., Carrillo, V.** (2002). Zooplancton de dos embalses neotropicales con distintos estados tróficos *Interciencia*. **27** (10): 551-558.
- Gotelli, N.J. & Ellison, A.M.** (2004). *Primer of ecological statistics*. Massachusetts, USA: Sinauer Associates Publishers.
- Guisande, C. & Vaamonde, A.** (2012). *Gráficos estadísticos y mapas con R*, Madrid. Ediciones Díaz de Santos. p. 367.
- Hackbart, V.C., Marques, A.R.P., Kida, B.M.S., Tolussi, C.E., Negri, D.D.B., Martins, I.A., Fontana, I., Collucci, M.P., Brandimarti, A.L., Moschini-Carlos, V., Silva, S.C., Meirinho, P.A., Freire, R.H.F. y Pômpeo, M.** (2015). Avaliação expedita da heterogeneidade espacial horizontal intra e inter reservatórios do sistema Cantareira (Represas Jaguari e Jacaréi, São Paulo). En: PÔMPEO, M., MOSCHINI-CARLOS, V., NISHIMURA, P.Y., SILVA, S.C. and DOVAL, J.C.L., eds. *Ecologia de reservatórios e interfaces*. pp. 96-108. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM.** (2019). *Estudio Nacional del Agua 2018*. Bogotá. Ideam.
- Jørgensen, S.E. & Vollenweider, R.A.** (1988). *Principles of Lake Management. Guidelines of Lake Management*, Vol. 1. Kusatsu, Japan. International Lake Environment Committee, United Nations Environment Programme. p. 199.
- Kelly, M.G.** (1998). Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Res.* **32** (1): 236-242.
- Kimmel B.L., Lind O.T., Paulson L.J.** 1990. Reservoir primary production. En: K.W. Thornton, B.L. Kimmel, F.E. Payne. (Eds.), *Reservoir limnology: Ecological perspectives* (133-193). Nueva York (E.U.A): Wiley.
- Lampert, W.** (1987). Feeding and nutrition in *Daphnia*. En R.H Peters, R. de Bernarndo (Eds.), *Daphnia Mem Ist Ital Idrobiol.* **45**: 143-192.
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodríguez, C., Sanchez-Delgado, A.R.** (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronómica*. **44** (3): 419-425. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-66902013000300002>
- López-Muñoz, M.T., Bicudo, C.E. de M., Echenique, R.O., Ramírez Restrepo J.J., Palacio, J.A.** (2017). Charophyta, Chlorophyta y Cryptophyta del embalse Riogrande II (Antioquia), Colombia. *Biota Colombiana*. **18** (1): 50-67.
- López-Muñoz, M.T., Ramírez-Restrepo, J.J., Palacio-Baena, J.A., Echenique, R.O., Bicudo, C.E.de M., Parra-García, E.A.** (2016). Biomasa del fitoplancton eucariota y su disponibilidad para la red trófica del embalse Riogrande II (Antioquia, Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **40** (155): 244-253.
- Matsumura-Tundisi, T., Rietzler, A.C., Tundisi, J.G.** (1989). Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa reservoir (SãoCarlos, SP, Brasil) and its fluctuations across one year. *Hydrobiology*. **179** (3): 229-236.
- McQueen, D.J., Post, J.R., Mills, E.L.** (1986). Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **43**: 1571-1581.
- Merayo, S. & González, E.J.** (2010). Variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton en un embalse tropical oligo-mesotrófico del norte de Venezuela. *Revista de Biología Tropical*. **58** (2): 603-619.
- Moreno, D.P. & Ramírez, J.J.** (2010). Variación temporal de la condición trófica del lago del Parque Norte, Medellín (Antioquia), Colombia. *Actual Biol.* **32** (92):75-87.
- Nizami, N. & Prasad, N.** (2017). *Multinomial Logistic Regression Analysis*. En *Decent Work: Concept, Theory and Measurement*, Springer: 315-319.
- Organisation for Economic Co-operation and Development - OECD.** (1982). *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. OECD, Paris. p. 154.
- Vélez, V.M.** (2007). Plan de ordenación y manejo de la cuenca del Río Aburrá [POMCA]: Preliminares y resumen ejecutivo. Reporte de proyecto. Fecha de consulta: enero a junio de 2019. Disponible en: <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/20948?show=full>
- Perbiche-Neves, G., Fileto, C., Laço Portinho, J., Troguer, A., Serafim-Júnior, M.** (2017). Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* **41** (1): 138-149.

- Peterson, B.G., Carl, P., Boudt, K., Bennett, R., Ulrich, J., Zivot, E., Lestel, M., Balkissoon, K., Wuertz, D.** (2014). Performance Analytics: Econometric tools for performance and risk analysis, R Packag. 1. **3541**: 107.
- Petere, Jr M.** (1996). Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lake and Reservoirs: Research and Management*. **2** (1-2): 111-133. Fecha de consulta: 21 de abril de 2019. Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1440-1770.1996.tb00054.x>
- Pinto-Coelho, R., Pinel-Alloul, B., Méthot, G., Havens, K.E.** (2005). Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: Variation with trophic state. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **62** (2): 348-361.
- Posada, E., Mojica, D., Pino, N., Bustamante, C., Monzón-Pineda, A.** (2013). Establecimiento de índices de calidad ambiental de ríos con bases en el comportamiento del oxígeno disuelto y de la temperatura. Aplicación al caso del río Medellín, en el Valle de Aburrá en Colombia. *Dyna*. **80** (181):192-200.
- Ramírez, J.J.** (2000). Fitoplancton de agua dulce: aspectos ecológicos, toxonómicos y sanitarios. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia. p. 207.
- Roldán, G. & Ramírez, J.** (2008). Fundamentos de limnología neotropical. 2ª Ed. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia. p. 442.
- Román-Botero, R., Gómez-Giraldo, A., Toro-Botero, M.** (2013). Efecto estacional de los afluentes en la estructura térmica de un pequeño embalse neotropical, La Fe. Colombia. *Dyna*. **80** (177): 152-161.
- Salas, H. & Martino, P.** (2001). Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales, 63. Fecha de consulta: 23 de mayo de 2019. Disponible en: http://www.redmodelacion.com.ar/images/pdf/docencia/utn/B_Salas_2001.pdf
- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Peterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M., Kasian, S.E.M.** (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **105** (32):11254- 11258.
- Seeligmann, C., Tracanna, B.C.** (2009). Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta cota del Noroeste Argentino (Tucumán). *Limnetica*. **28** (1):105-124.
- Servicios Ambientales y Geográficos (SAG).** (2015). Programa de monitoreo limnológico de los embalses Porce II y Porce III. (Informe final no publicado). Empresas Publicas de Medellín, Colombia.
- Szklo, M. & Nieto, F.J.** (2003). Epidemiología intermedia: conceptos y aplicaciones. Ediciones Díaz de Santos. Madrid. p. 425.
- Toja, J.** (1982). Control de la eutrofia en embalses por utilización selectiva de agua a distintas profundidades. *Revista de obras públicas*. **129** (3202): 223-231.
- Toledo, A.P., Talarico, M., Chinez, S.J., Agudo, E.** (1983). A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. XIX Congresso Interamericano de Engenharia e ambiental. Camboriú.
- Torres-Orozco, B.R.E. & Zanatta, S.A.** (1998). Species composition, abundance and distribution of zooplankton in a tropical eutrophic lake: Lake Catemaco, Mexico. *Revista de Biología Tropical*. **46** (2): 285-296.
- Tundisi, J.G.** (1987). Ambiente. Represas e Barragens. *Ciencia hoje*. **5** (27): 49-54.
- Tundisi, J.G. & Straskraba, M.** (1999). Theoretical reservoir ecology and its applications. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Blackhuys Publishers. São Carlos, Rio de Janeiro and Leiden. p. 585.
- Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Calijuri, M.C., Novo, E.M.L.** (1991). Comparative limnology of five reservoirs in the middle Tietê River, São Paulo State. *Verh Internat. Verein Limnol*. **24**: 1489-1496.
- Universidad Católica de Oriente.** (2015). Programa de monitoreo limnológico de los embalses Punchiná y San Lorenzo y sus ríos asociados. (Informe final no publicado). ISAGEN. Medellín, Colombia.
- Villabona-González, S.L., Ramírez-Restrepo, J.J., Palacio-Baena, J.A., Bonecker, C.C.** (2015). Respuesta de la biomasa zooplanctónica a los gradientes de estado trófico y precipitación de un embalse tropical. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **39** (152): 374-388.
- Wang, P.F., Martin, J., Morrison, G.** (1999). Water quality and eutrophication in Tampa Bay, Florida. *Estuar. Coast. Shelf Sci*. **49** (1): 1-20.

Artículo original

Variación estacional de la temperatura media y los flujos advectivos y atmosféricos de calor en un embalse tropical andino

Seasonal variability of advective and atmospheric heat fluxes and mean temperature in a tropical Andean reservoir

Arlex Marín-Ramírez^{1,*}, Andrés Gómez-Giraldo², Ricardo Román-Botero²

¹ Grupo de Investigación en Limnología y Recursos Hídricos, Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Antioquia, Colombia

² Departamento de Geociencias y Medio Ambiente, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia

Resumen

Con el objetivo de determinar los factores que dominan la dinámica térmica en la escala estacional de un embalse tropical andino, se calculó el balance de energía usando datos de campo, correlaciones empíricas y el modelo numérico hidrodinámico CE-QUAL-W2. Se planteó un método para la estimación de los cambios en la temperatura media inducidos por los flujos de calor atmosféricos y advectivos considerando el efecto de los cambios de volumen. Se encontró que la tasa de cambio de la temperatura media asociada con los flujos advectivos era, en promedio, el doble de la asociada con los flujos atmosféricos y hasta 13 veces mayor en el período húmedo. Un balance de energía a escala estacional en un embalse dominado en tal medida por los flujos advectivos no se había reportado previamente. Los principales factores que explicarían este comportamiento fueron el reducido tiempo de renovación del agua ($V/Q \sim 50$ días), la ubicación sobre la zona de convergencia intertropical y su influencia en el ciclo de radiación solar incidente y la precipitación, y la velocidad del viento sobre la superficie asociada con una morfología encañonada. Estas características suelen ser recurrentes en los embalses andinos, lo que sugiere un régimen térmico distintivo en algunos de estos sistemas que sería determinante para sus procesos biogeoquímicos.

Palabras clave: Embalse tropical andino; Ciclo anual de temperatura; Balance de energía; Simulación numérica; Flujos advectivos.

Abstract

To identify the main factors controlling the seasonal thermal dynamics of an Andean tropical reservoir, we estimated the energy balance using field data, empirical correlations, and hydrodynamic modeling with CE-QUAL-W2. We propose a methodology for estimating variations in the mean temperature induced by advective and atmospheric fluxes considering volume changes. We found that the temperature variations related to advective fluxes were two times higher than those related to atmospheric fluxes and could be up to 13 times higher in the wet season. To our best knowledge, there are not reports showing reservoir energy balances where advective fluxes dominate temperature variations in such a high degree. The main factors explaining this behavior would be a short flushing time ($V/Q \sim 50$ days), the location of the reservoir in the intertropical convergence zone and its influence on the incident solar radiation and precipitation, as well as its canyon-type morphology and low wind velocity. These features are common in tropical Andean reservoirs suggesting a distinctive thermal regime, which, in turn, could be determinant to the biogeochemical processes in these systems.

Keywords: Tropical Andean reservoir; Temperature annual cycle; Energy budget; Numerical modeling; Advective heat fluxes.

Citación: Marín-Ramírez A, Gómez-Giraldo A, Román-Botero R. Variación estacional de la temperatura media y los flujos advectivos y atmosféricos de calor en un embalse tropical andino. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):360-375, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyfyn.1081>

Editor: Silvia Lucía Villabona González

***Correspondencia:**

Arlex Marín-Ramírez;
amarin@uco.edu.co

Recibido: 6 de noviembre de 2019

Aceptado: 28 de mayo de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

La dinámica de la temperatura dentro de un embalse es el resultado de los flujos de calor que intercambia el cuerpo de agua con su entorno a través de las interfaces agua-atmósfera y agua-sedimento, así como de los flujos advectivos de entrada y salida del embalse (**Henderson-Sellers**, 1986). Estos flujos condicionan los ciclos de estratificación y mezcla y, por lo tanto, tienen un papel fundamental en los procesos de calidad del agua (**Eckert, et al.**, 2002; **Lewis**, 1987), además de influir en el régimen térmico del río aguas abajo (**Jiang, et al.**, 2018).

Diversos estudios se han llevado a cabo en lagos y embalses para conocer la variación estacional de los flujos de calor, del contenido de energía térmica (que en adelante denominamos solo “energía”) y de la temperatura, así como de los ciclos de estratificación y mezcla en la columna de agua. Los resultados han evidenciado que, en la mayoría de los casos, el principal factor que gobierna la variabilidad estacional del contenido de energía son los flujos de calor atmosféricos (**Henderson-Sellers**, 1986), especialmente la radiación solar incidente (**Boehrer & Schultze**, 2008). Estas conclusiones se han obtenido principalmente del estudio de sistemas de latitudes medias a altas, en las cuales la variación estacional de la radiación solar es marcada. Sin embargo, en latitudes bajas los cambios estacionales de la radiación de onda corta son menores y otros factores adquieren importancia en la evolución estacional de la temperatura (**Lewis**, 1987, 1996; **Talling**, 2011).

Dada la reducida amplitud de la radiación solar, los sistemas tropicales presentan pocas diferencias entre la temperatura superficial y la del fondo y un constante flujo vertical de calor. En consecuencia, la estabilidad de la columna de agua es menor y la estructura térmica es más susceptible a variaciones por fenómenos meteorológicos específicos como los vientos fuertes, la baja o alta nubosidad, etc. (**Lewis**, 1987), lo que resalta la importancia de los fenómenos meteorológicos propios de la zona donde se ubica el cuerpo de agua, como el paso de frentes fríos o la presencia de monzones (**Curtarelli, et al.**, 2014; **McGloin, et al.**, 2015; **Zwieten, et al.**, 2012) y su interacción con las características propias del sistema, como el tiempo de renovación del agua (**Monsen, et al.**, 2002), la morfometría, y el grado de exposición al viento, entre otras (**Henry & Barbosa**, 1989; **Townsend**, 1998).

Al igual que en los sistemas templados, a menudo se considera preponderante el intercambio de energía atmosférica en el balance de energía de sistemas en latitudes medias y bajas (**Lewis**, 1983a; **McGloin, et al.**, 2015; **Talling & Lemoalle**, 1998; **Townsend, et al.**, 1997; **Verburg & Antenucci**, 2010). Sin embargo, el flujo de calor advectivo asociado con el caudal y la temperatura de afluentes y efluentes también tienen la capacidad de alterar la estructura térmica, aunque su repercusión ha sido menos estudiada. En general, los flujos advectivos tienen dos efectos diferenciados: un flujo neto de energía térmica y un aporte de energía cinética turbulenta disponible para la mezcla (**Carmack, et al.**, 1979; **Wiegand, et al.**, 1982). La importancia de los afluentes en los procesos de mezcla se ha reportado en sistemas de climas templados (**Carmack, et al.**, 1979; **Fenocchi, et al.**, 2017; **Laval, et al.**, 2012; **Wiegand, et al.**, 1982), subtropicales y tropicales (**Kimura, et al.**, 2014; **Román-Botero, et al.**, 2013; **Wang, et al.**, 2012; **Xie, et al.**, 2017; **Xing, et al.**, 2012), pero la relevancia de los flujos advectivos en el contenido y la variación de la energía se ha investigado menos.

En sistemas de zonas templadas el flujo advectivo es frecuentemente un factor secundario, dada la amplitud estacional de la radiación solar. Aun así, en ocasiones se le ha reconocido una importancia significativa, por lo menos en ciertas épocas del año (**Carmack, et al.**, 1979; **Moreno-Ostos, et al.**, 2008; **Owens**, 1998; **Wiegand, et al.**, 1982). En latitudes bajas sería razonable esperar que, eventualmente, la reducida variabilidad de la radiación solar permitiera que los flujos advectivos en el ciclo anual del contenido de energía cobraran mayor relevancia. Sin embargo, también los estudios en sistemas tropicales han relegado a un segundo lugar el efecto de los flujos advectivos (**Lorenzetti, et al.**, 2015; **McGloin, et al.**, 2015; **Townsend, et al.**, 1997; **Verburg & Antenucci**, 2010), aunque en unos pocos casos se han cuantificado.

Lewis (1983b) incluyó los flujos advectivos en el balance de energía del lago Valencia y los halló insignificantes, lo cual se explica por la gran importancia de la evaporación en el balance de masa en dicho lago. Posteriormente, Xing, *et al.* (2012) y Xie, *et al.* (2017) los cuantificaron en embalses con tiempos de residencia de 2,5 meses y 37 días, respectivamente, y encontraron que su magnitud era comparable a la de los atmosféricos. Sin embargo, estos estudios no analizaron su estacionalidad ni su efecto en los cambios de temperatura.

Para diferenciar la importancia relativa de los flujos advectivos y atmosféricos de calor es importante considerar que los primeros generan cambios en la masa almacenada en el lago, por lo que una comparación directa entre los flujos no permite determinar el efecto relativo de cada uno en el cambio de la temperatura media. De hecho, si las variaciones en el volumen almacenado son importantes, el ciclo anual del contenido de energía podría no tener correspondencia directa con el de la temperatura media sino con el aumento y disminución del nivel. En estos casos, es más conveniente analizar las variaciones en la temperatura media que el contenido de energía (Townsend, *et al.*, 1997).

En el presente estudio se describe el cambio estacional de la temperatura media de un embalse tropical andino asociado con los flujos advectivos y atmosféricos de calor para determinar los principales factores que lo producen. La metodología permitió separar el efecto del flujo advectivo en las variaciones del volumen y cuantificar las variaciones de la temperatura media asociadas con cada flujo diariamente durante 14 meses. La información requerida se recolectó en campo y se complementó con estimaciones indirectas y una modelación numérica utilizando el modelo hidrodinámico y de calidad de agua CE-QUAL-W2.

Materiales y métodos

Sitio de estudio

Amaní es un embalse tropical (5°33' N) ubicado en el departamento de Caldas, Colombia, sobre la vertiente oriental de la cordillera Central andina. Entró en operación en el 2002 y es utilizado para la generación de energía eléctrica en la central Miel I de la empresa ISAGEN. El embalse está formado por el represamiento del río La Miel 500 m, aguas abajo de su confluencia con el río Moro, mediante una presa de 188 m de altura y 340 m de longitud de cresta. El vertedero se encuentra en la cota de los 445,5 m s.n.m., con una profundidad de 170 m en ese nivel, un volumen total de 590 Hm³ y un área superficial de 12,3 km². El embalse se encuentra en un cañón profundo y se compone de dos brazos principales: el del río La Miel, de 20 km de longitud, y el del río Moro, de 13 km. El ancho máximo es de 400 m cerca de la presa. Existe, además, un pequeño brazo formado por la quebrada Santa Bárbara, afluente del río Moro (**Figura 1**).

El embalse cuenta con tres estructuras para la extracción del agua: un vertedero de excedencias sobre el cuerpo de la presa, una descarga de fondo con tomas a 341,6 y 293 m s.n.m., las cuales no operaron durante el periodo de estudio, y la estructura de captación adyacente a la presa en la cota de 375 m s.n.m.

Información utilizada

La información utilizada para la estimación de los flujos de calor se agrupó en tres categorías: a) datos de campo, b) estimaciones indirectas y c) datos generados mediante la modelación numérica.

a) Datos de campo

Durante 14 meses se hicieron cinco campañas de medición en los meses de febrero, abril (en adelante abril/12), agosto y octubre de 2012 y abril de 2013 (en adelante abril/13). Se midieron perfiles de temperatura con un equipo multiparamétrico CTD Sea-Bird SBE 25 (precisión: 0,001 °C, frecuencia de muestreo: 8 Hz), con el cual se registraron datos aproximadamente cada 0,2 m. Los perfiles se realizaron a lo largo de los tres brazos que conforman el embalse, pero para efectos del presente trabajo se usó la información en cercanías de la presa (**Figura 1**).

Durante las campañas se midió la temperatura del aire y la humedad relativa cada 30 minutos mediante una estación meteorológica DAVIS Vantage VUE®. La temperatura superficial del agua en cercanías de la presa y la temperatura de ingreso de los ríos La Miel y Moro, se midieron entre el 3 de octubre y el 8 de noviembre de 2012 mediante termistores HOBO® Pro v2 (precisión de 0,2 °C y resolución de 0,02 °C), con una frecuencia de 15 minutos.

Los registros de temperatura de los ríos correspondieron a un período hidrológico de transición de caudales bajos a altos, por lo que se logró capturar un espectro relativamente amplio de caudales.

La radiación solar media diaria se midió en las estaciones El Vergel, Cañaverál, Florencia y Berlín, operadas por ISAGEN. Se usaron los valores de la temperatura del aire, la velocidad del viento media diaria y los registros diarios de humedad relativa máximos y mínimos en la estación El Vergel. También se utilizó la información diaria de la media del nivel del embalse, los caudales en los ríos La Miel (estación Puente Samaná) y Moro (estación Tarro Pintado) y los caudales de la descarga de fondo y de la captación suministrada por ISAGEN (Figura 1).

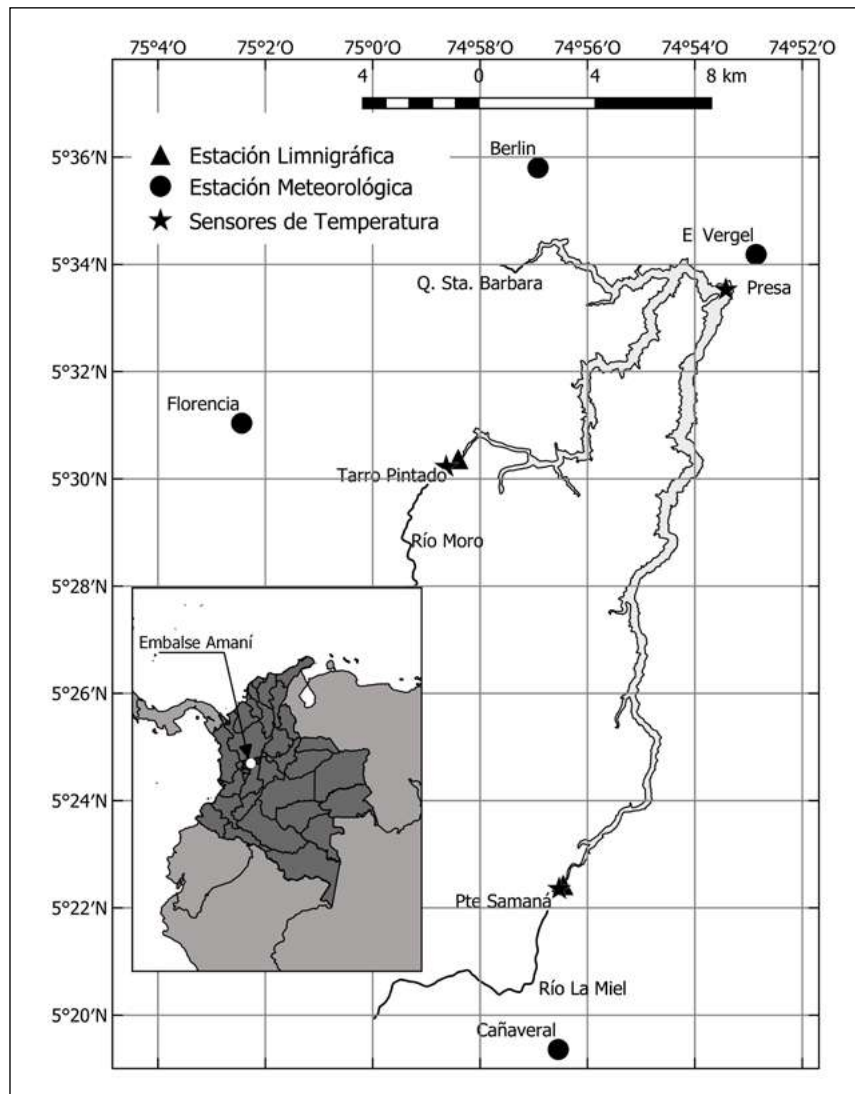


Figura 1. Localización del embalse Amani y ubicación de las estaciones de medición.

b) Estimaciones indirectas

La nubosidad se estimó a partir de la radiación solar promedio de las estaciones disponibles utilizando la relación de Angstrom-Prescott (Paulescu, *et al.*, 2016):

$$\frac{R}{R_{ext}} = \alpha + \beta \frac{n}{N} \quad (1),$$

donde R es la radiación media diaria sobre la superficie terrestre, R_{ext} es la radiación diaria extraterrestre, n es el número de horas de brillo solar, N es el número de horas posibles de brillo solar y los parámetros α y β son coeficientes de calibración que dependen del sitio de estudio. Guzmán, *et al.* (2013) cuantificaron α en 0,26 y β en 0,51 para la región de Cenicafé en el departamento de Caldas, Colombia, a una distancia aproximada de 100 km del embalse Amaní. La radiación extraterrestre se estimó siguiendo a Allen, *et al.* (2006). A partir de la ecuación (1), y con los datos de radiación medidos, se obtuvo la relación n/N , de donde la nubosidad se estimó como $C = 1 - n/N$.

La temperatura de rocío (T_r) (tomada del código fuente del modelo), se estimó como:

$$T_r = \frac{237,3 \left(\frac{\ln e_a}{2,3026} - 0,6609 \right)}{7,5 - \left(\frac{\ln e_a}{2,3026} - 0,6609 \right)} \quad (2),$$

donde $e_a = e_s HR/100$ es la presión de vapor de agua en el aire en [mmHg], y

$$e_s = e^{2,3026 \left(\frac{7,5T_a}{T_a + 237,3} + 0,6609 \right)} [\text{mmHg}] \quad (3),$$

es la presión de vapor de saturación calculada con la temperatura del aire T_a [°C].

La temperatura media diaria de los ríos La Miel y Moro durante los 14 meses del estudio se estimó mediante una correlación lineal múltiple del registro disponible con la temperatura del aire (T_a [°C]), la radiación solar media diaria (R [W/m^2]) y el caudal (Q [m^3/s]):

$$T_{Miel} [\text{°C}] = 18,78 + 7,19 \times 10^{-3} R + 1,26 \times 10^{-1} T_a - 2,60 \times 10^{-2} Q_{Miel} \quad (4),$$

$$T_{Moro} [\text{°C}] = 19,60 + 3,26 \times 10^{-3} R + 1,38 \times 10^{-1} T_a - 4,75 \times 10^{-2} Q_{Moro} \quad (5).$$

Los coeficientes de correlación múltiple fueron de 0,82 para el río La Miel y de 0,83 para el río Moro.

El caudal afluente no medido, el cual ingresa por la quebrada Sta. Bárbara y demás afluentes menores, se estimó mediante el balance de masa. La temperatura asociada con esta afluencia se supuso igual a la del río Moro.

c) Modelación numérica

El modelo CE-QUAL-W2 (en adelante W2) se implementó con el fin de tener series continuas de temperatura en el embalse. Este es un modelo bidimensional que hace una aproximación en diferencias finitas de las ecuaciones de movimiento integradas lateralmente. Incluye la conservación de masa, el balance de momentum horizontal y el de momentum vertical reducido a la condición hidrostática. Además, simula la ecuación de transporte de constituyentes y de energía térmica en conjunto con la ecuación de estado para la densidad del agua en función de la temperatura y la concentración de sólidos disueltos y en suspensión. En Cole & Wells (2011) se pueden consultar los detalles adicionales.

Al ser un modelo bidimensional, W2 es particularmente apropiado para sistemas en los que predominen los gradientes verticales y longitudinales, como es el caso del embalse Amaní debido a su morfometría encañonada. Se ha empleado con éxito para simular la evolución de la estructura térmica, los procesos de transporte y diferentes parámetros de calidad del agua en embalses (Boegman, *et al.*, 2001; Chung & Gu, 1998; Kim & Kim, 2006).

El dominio geométrico del embalse Amaní se representó mediante 88 segmentos longitudinales y 383 capas verticales definidas a partir de una batimetría realizada en el año 2008. La longitud de los segmentos varió entre 100 y 500 m y el espesor de todas las capas fue de 0,5 m. Se simularon en total 422 días a partir del 13 de febrero del 2012, con condiciones iniciales obtenidas de la primera campaña de campo, y hasta el 10 de abril del

2013, fecha en la que se realizó la última campaña de medición. El modelo W2 calcula el paso de tiempo requerido para que haya estabilidad numérica; en este caso fue de 139 s en promedio. Debido a que todas las variables de entrada correspondían a valores medios diarios, el ciclo diario no quedó representado en la simulación. La calibración del modelo se hizo con los registros de temperatura superficial y de los perfiles medidos aplicando el estadístico RMSE. En la **tabla 1** se presentan las condiciones iniciales, los principales forzantes físicos y los parámetros de calibración usados en la simulación.

Dado que este estudio se centró en la evaluación de los flujos de calor, se muestran a continuación las formulaciones usadas por el modelo para el cálculo del intercambio de energía superficial.

Radiación de onda larga incidente. Se estima siguiendo a **Swinbank** (1963) (válida para $T_a \geq 5^\circ\text{C}$):

$$\phi_{rol_i} = 5,31 \times 10^{-13} T_a^6 (1 + 0,17C^2) 0,97 \quad [W m^{-2}] \quad (6),$$

donde T_a es la temperatura del aire en Kelvin y C es la nubosidad expresada en fracción entre cero y uno.

La radiación de onda larga emitida se estima mediante la ley de Stefan-Boltzmann:

$$\phi_{rol_e} = \epsilon \sigma T_{sup}^4 \quad (7),$$

donde ϵ es la emisividad del agua (0,97), σ es la constante de Stefan-Boltzmann ($5,67 \times 10^{-8} W m^{-2} K^{-1}$) y T_s es la temperatura superficial del agua en Kelvin.

Flujo de calor latente. Se estima mediante la aproximación aerodinámica:

$$\phi_{lat} = f(w) (e_s - e_a) \quad (8),$$

donde e_s es la presión de vapor de saturación en *mmHg* calculada a partir de la temperatura superficial, e_a es la presión de vapor atmosférica en iguales unidades y $f(w)$ es una función del viento de la forma $f(W) = a + bw_2^c$, donde w_2 es la velocidad del viento en *m/s* a dos metros de altura sobre la superficie del agua. Los parámetros a , b y c se deben calibrar para

Tabla 1. Condiciones iniciales, forzantes y parámetros de calibración del modelo CE-QUAL-W2.

Condiciones iniciales	
Temperatura	Perfil medido en febrero cerca de la presa
Forzantes	
Caudal	
<i>Afluente*</i>	Registro en Puente Samaná y Tarro Pintado
<i>Efluente</i>	Registro de los caudales operados
Temperatura de afluentes	Ecuaciones (4) y (5)
Meteorología	
Radiación solar	Registros El Vergel, Cañaverál, Florencia y Berlín
Temperatura del aire	Registro El Vergel
Punto de rocío	Registro El Vergel y ecuación (2)
Velocidad y dirección del viento	Registro El Vergel
Nubosidad	Registro El Vergel y ecuación (1)
Parámetros de calibración	
Coefficiente de extinción de luz**	0,7 m ⁻¹
Parámetros para el flujo de calor superficial** ecuación (8) y (9)	
<i>a</i>	4,14
<i>b</i>	0,46
<i>c</i>	2,00

*Ajustado mediante balance de masa; **Calibrado con temperatura superficial

el sitio específico (McJannet, *et al.*, 2012). En este estudio se usaron los valores de 4,14, 0,46 y 2, respectivamente (Tabla 1), los cuales se obtuvieron del proceso de calibración del modelo numérico.

Flujo de calor sensible. El flujo de calor sensible se estima mediante

$$\phi_{sen} = C_c f(w) (T_{sup} - T_a) \quad (9),$$

donde $C_c = 0,47 \text{ mmHg } ^\circ\text{C}^{-1}$ es la constante psicrométrica y $f(w)$ es la función del viento definida para el flujo de calor latente.

De los resultados de la simulación se extrajeron las series de temperatura superficial, temperatura del agua captada y perfiles de temperatura en la zona de presa. Esta información es necesaria en la estimación de los flujos de energía superficiales y advectivos, así como de la temperatura media diaria del embalse según se expone en la siguiente sección.

Formulaciones para el balance de energía y la variación de la temperatura media

Despreciando el intercambio de energía a través de los sedimentos, la ecuación para el balance de energía de todo el embalse se puede escribir como (Owens, 1998):

$$\rho c \frac{d(VT_m)}{dt} = \Phi_{adv} + \Phi_{atm} \quad (10),$$

donde ρ y c son la densidad y calor específicos del agua, respectivamente, V es el volumen de agua almacenada, T_m es la temperatura media del embalse, Φ_{adv} es el flujo advectivo de calor y Φ_{atm} es el flujo neto total de energía superficial, ambos positivos cuando aumentan la energía del embalse. Por su parte, la temperatura media T_m se define como:

$$T_m = \frac{1}{V} \int_{vol} T dV \quad (11),$$

donde dV es el volumen diferencial de una parcela del embalse con temperatura T y se debe integrar sobre todo el volumen de agua almacenada. Dado que el objetivo era analizar la dinámica de la temperatura media a escala estacional, en este estudio se despreciaron las variaciones horizontales de la temperatura, por lo tanto, la temperatura media se estimó asumiendo la homogeneidad horizontal del perfil simulado en la zona más profunda del embalse, ubicada en cercanías de la presa.

El flujo de calor neto superficial Φ_{atm} está dado por:

$$\Phi_{atm} = (\phi_{roc} + \phi_{rol_i} - \phi_{rol_e} - \phi_{lat} - \phi_{sen}) A_s \quad (12),$$

donde A_s es el área superficial, ϕ_{roc} es la radiación solar y los demás términos se estiman mediante las ecuaciones (6) a (9).

El flujo de calor advectivo se calcula como:

$$\Phi_{adv} = \rho c \left[\sum_{N. afluentes} Q_i T_i - \sum_{N. efluentes} Q_s T_s \right] \quad (13),$$

donde Q y T son el caudal y la temperatura, respectivamente, y los subíndices i y s hacen referencia a los afluentes y efluentes, respectivamente.

Dado que los flujos de energía pueden inducir tanto cambios de temperatura como de volumen, no es conveniente comparar directamente la magnitud del flujo de calor superficial Φ_{atm} con la del flujo advectivo Φ_{adv} para determinar la importancia relativa de estos en las variaciones de temperatura sin antes descontar de estos flujos su efecto en los cambios de volumen.

Una forma de estimar el aporte individual de dichos flujos en los cambios de la temperatura se obtiene expresando la ecuación (10) en términos de los cambios discretos de la temperatura media y del volumen en un intervalo de tiempo Δt . Luego de integrar y resolver para $(\Delta T_m)/\Delta t$, se obtiene:

$$\Delta \dot{T} = \frac{\Delta T_m}{\Delta t} = \underbrace{\frac{\bar{\Phi}_{atm}}{V_f \rho c}}_{\Delta \dot{T}_{atm}} + \underbrace{\frac{1}{V_f} \left[\frac{\bar{\Phi}_{adv}}{\rho c} - T_{m_0} \frac{\Delta V}{\Delta t} \right]}_{\Delta \dot{T}_{adv}} \quad (14),$$

donde T_{m0} es la temperatura media en el embalse al inicio y V_f es el volumen embalsado al final del intervalo Δt . La barra sobre Φ indica valores medios sobre el intervalo de tiempo y ΔV es el cambio de volumen por diferencias entre los caudales afluente y efluente. El cambio de volumen por evaporación se desprecia, dado que en el embalse Amaní se estimaron tasas de evaporación cercanas a 3 mm/día con base en el flujo de calor latente, en tanto que el aporte neto equivalente de los caudales fue de 66 mm/día en promedio y alcanzó valores máximos de 2.400 mm/día.

Se utilizó un intervalo de tiempo de integración de un día en concordancia con la resolución temporal de la información hidrometeorológica disponible. Se consideró, por lo tanto, que el flujo de calor medio diario era aproximadamente igual al flujo de calor estimado a partir de los valores medios diarios de las variables hidrometeorológicas requeridas.

En la ecuación (14), el término $\Delta \dot{T}_{atm} = \bar{\Phi}_{atm} / (V_f \rho c)$ cuantifica la tasa de aumento en la temperatura asociada con el flujo de calor superficial y el término $\Delta \dot{T}_{adv} = 1/V_f [\bar{\Phi}_{adv} / \rho c - T_{m0} \Delta V / \Delta t]$ cuantifica la tasa de aumento de la temperatura asociada con los flujos advectivos. Estos términos se pueden comparar directamente para determinar la fracción del cambio de temperatura asociado con cada componente del flujo de energía.

Resultados

Simulación numérica

En la **figura 2** se muestra la evolución de los perfiles verticales de temperatura y de la temperatura superficial en cercanías de la presa. Tanto las mediciones como la simulación numérica muestran una estratificación permanente. La diferencia de temperatura entre la superficie y el fondo, según las mediciones, estuvo entre 6 y 8 °C. La termoclina se observó a una profundidad entre los 2 y 6 m aproximadamente. Cerca de la cota de 370 m. s.n.m. se formó un gradiente de temperatura menos pronunciado que el de la termoclina, el cual variaba su intensidad estacionalmente, aumentando en agosto y octubre y reduciéndose en febrero y abril, especialmente en el 2012. La profundidad de la capa de mezcla, la termoclina y el gradiente de temperatura profundo, así como su variabilidad estacional, fueron captados satisfactoriamente por el modelo, lo que sugiere que este reproduce bien el balance de los flujos de calor y los principales procesos de transporte y mezcla al interior del embalse. El RMSE para los perfiles de temperatura varió entre 0,24 y 0,44 °C, con un valor medio de 0,38 °C, y el de la temperatura superficial fue de 0,4 °C.

Flujos atmosféricos y temperatura superficial

La precipitación media mensual registrada en la estación El Vergel fue de 224 mm. Se observan dos periodos de altas precipitaciones en el 2012, el primero entre marzo y mayo

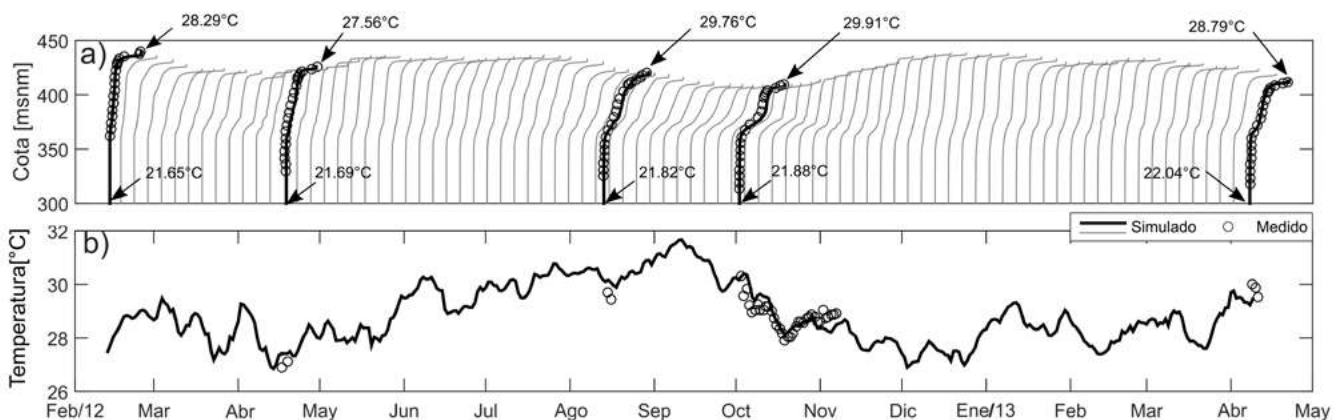


Figura 2. Temperatura simulada y medida. **a)** Perfiles de temperatura a 100 m la presa. **b)** Temperatura superficial a 100 m de la presa

y el segundo entre octubre y diciembre. Durante enero del 2013 se redujo la precipitación y aumentó nuevamente en febrero y marzo del 2013. El periodo de junio a septiembre fue el más seco (**Figura 3a**).

La época seca se caracterizó por tener una temperatura de rocío, una velocidad del viento y una nubosidad inferiores al resto del año. La temperatura del aire (**Figura 3b**) no evidenció variaciones estacionales significativas, aunque tuvo una mayor variabilidad en los meses secos. La topografía encañonada de la zona puede explicar los bajos valores de la velocidad del viento, cuyo promedio diario no superó los 2 m/s (**Figura 3c**).

El promedio anual de la radiación solar diaria fue de $169,4 \text{ W/m}^2$ y osciló aproximadamente entre 100 W/m^2 y 250 W/m^2 (**Figura 3e**). La máxima radiación promedio mensual fue de $217,0 \text{ W/m}^2$ en septiembre y la mínima de $133,4 \text{ W/m}^2$ en noviembre. Desde junio hasta septiembre se observó un aumento progresivo de radiación solar en concordancia con el aumento en la radiación extraterrestre y los escasos eventos de precipitación. A partir de octubre la radiación extraterrestre empezó a disminuir e inició el periodo de lluvias frecuentes, lo que redujo la cantidad de radiación incidente sobre la superficie del agua debido al aumento de la nubosidad (**Figura 3d**). En el mes de abril suele producirse otro máximo en la radiación extraterrestre, sin embargo, este mes se caracterizó por precipitaciones constantes y, por lo tanto, alta nubosidad, lo que redujo la radiación incidente, incluso por debajo de la media anual.

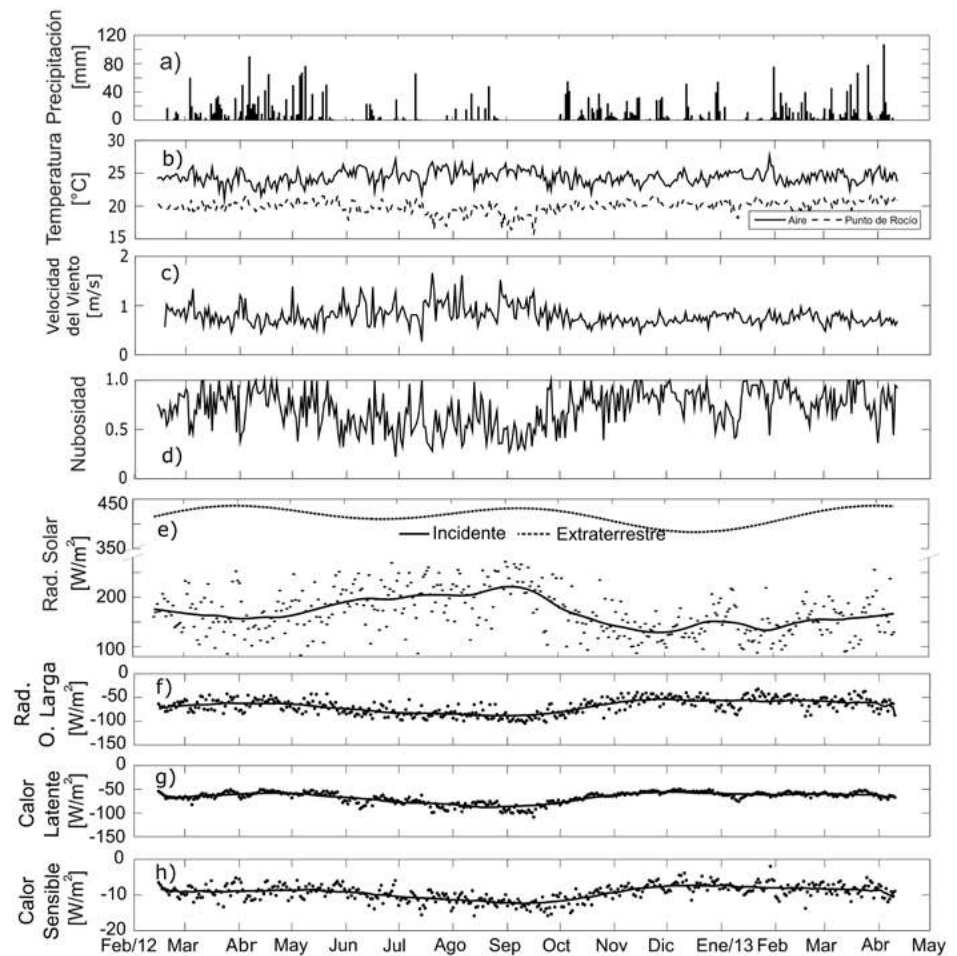


Figura 3. Variables meteorológicas y flujos de energía atmosféricos. Los paneles **a**, **b** y **c** son datos medios diarios medidos en la estación El Vergel. En los paneles **e-h** los puntos representan el flujo medio diario y la línea continua es una media móvil de 60 días.

La radiación de onda larga neta y los flujos de calor sensible y latente fueron negativos a lo largo del período estudiado, lo que indica que, en promedio diario, siempre contribuyeron a enfriar la superficie del agua (**Figura 3f**). El flujo de calor registró los valores más bajos, siendo siempre inferior a -20 W/m^2 (**Figura 3h**), en tanto que la radiación de onda larga neta y el flujo de calor latente oscilaron entre -50 y -100 W/m^2 (**Figura 3f-g**). La variabilidad estacional de estos flujos de energía también es reducida. En los meses de agosto y septiembre se observó una mayor emisión de energía, lo que se relaciona con el aumento de la temperatura superficial, que alcanza valores máximos en estos meses, llegando, según los resultados de la simulación, a cerca de $32 \text{ }^\circ\text{C}$ (**Figura 2b**) debido a la alta radiación solar durante los meses previos. Asimismo, en abril y alrededor de diciembre del 2012, cuando la radiación solar fue baja, se registraron las temperaturas superficiales más bajas, con valores cercanos a $27 \text{ }^\circ\text{C}$.

Flujos advectivo y atmosférico de calor netos y variación de la temperatura media

Las menores afluencias se dieron entre julio y septiembre, en concordancia con las pocas precipitaciones (**Figura 4a**), lo que sumado al elevado caudal captado generó un descenso importante en el nivel del embalse (**Figura 4b**), que alcanzó su mínimo en septiembre para aumentar nuevamente entre octubre y noviembre con el aumento de las afluencias. El flujo advectivo de calor neto varió entre -1.900 W/m^2 y 2.546 W/m^2 (**Figura 4c**). Los valores positivos del flujo advectivo coincidieron con periodos de aumento en el nivel

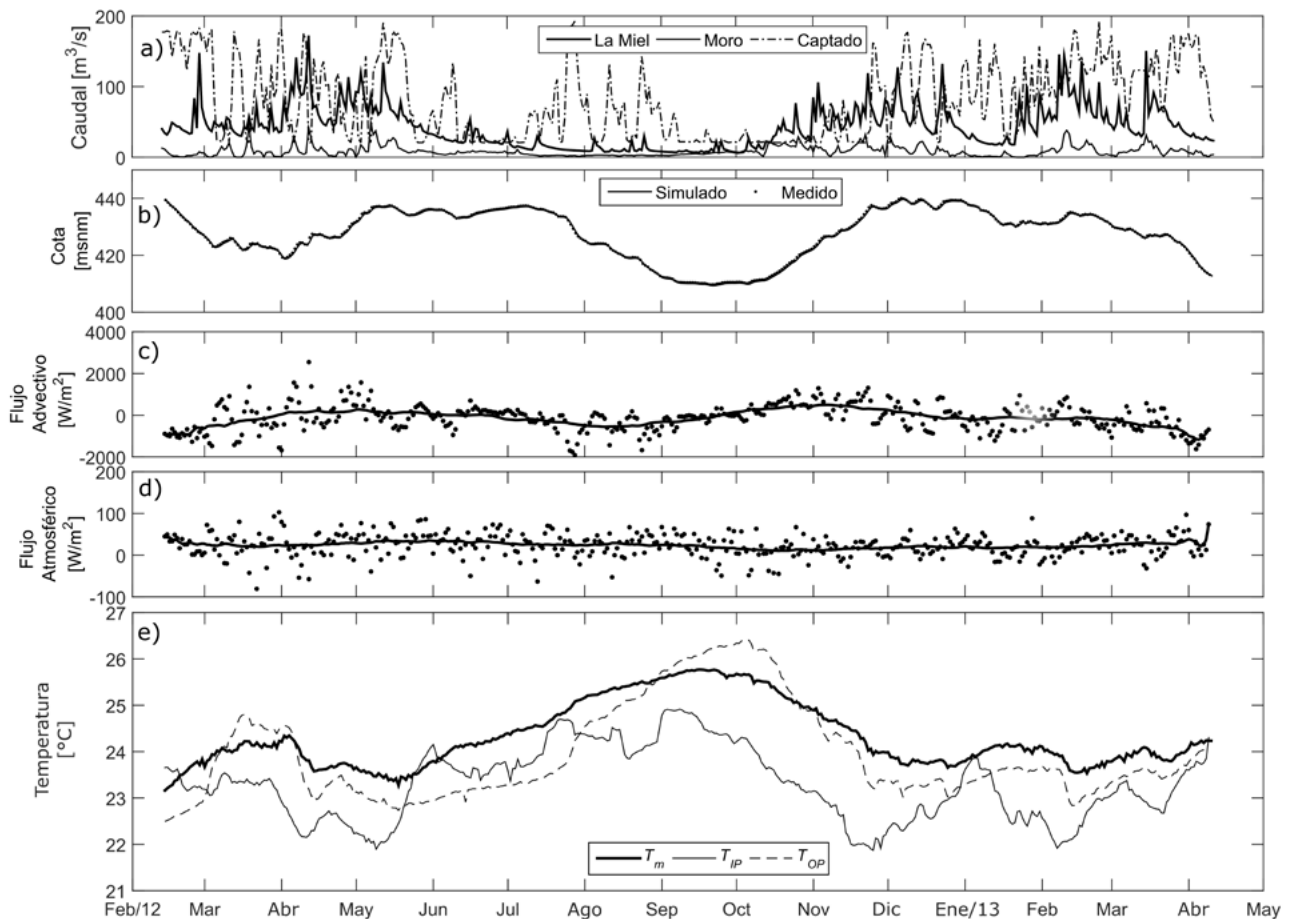


Figura 4. a) Caudales afluentes y efluentes medidos. b) Nivel del embalse. c) Flujo advectivo neto diario normalizado con el área superficial. d) Flujo atmosférico neto diario. e) Temperatura media del embalse (T_m) y meda móvil de 60 días de las temperaturas ponderadas con el caudal de afluentes (T_{IP}) y efluentes (T_{OP})

del embalse (octubre - noviembre), mientras que los valores negativos coincidieron con descensos del nivel (julio - agosto). Se observó que la magnitud y la variación de este flujo están controlados por el caudal neto que ingresa al embalse, el cual genera variaciones en el nivel de hasta de 30 m, equivalentes a cambios en el volumen almacenado de 40 a 90 % del volumen máximo.

La magnitud del flujo neto atmosférico medio diario de calor fue muy inferior al advectivo, entre $-80,7 \text{ W/m}^2$ y 103 W/m^2 , con un valor promedio de $23,4 \text{ W/m}^2$ (**Figura 4d**). El mayor flujo promedio mensual se dio en mayo, con $38,2 \text{ W/m}^2$ y el más bajo en octubre, con $8,1 \text{ W/m}^2$. Lo anterior indica que los cambios en el contenido de energía del embalse están ampliamente dominados por el flujo advectivo debido, principalmente, a las variaciones que este induce en el volumen almacenado, lo que enmascaró el efecto del flujo advectivo en los cambios de temperatura.

En la **figura 4e** se muestra la temperatura media del embalse, la temperatura de los afluentes calculada como un valor promedio ponderado con el caudal ($T_{IP} = \sum Q_i T_i / \sum Q_i$) y la temperatura del efluente (T_{OP}).

La temperatura de los afluentes aumentó entre mayo y septiembre del 2012 con la reducción del caudal, y disminuyó entre septiembre y diciembre cuando estos aumentaron. Generalmente, los afluentes llegan al embalse con una temperatura inferior a T_m y a T_{OP} , por lo que la tendencia general es a enfriar el embalse.

La temperatura del efluente generalmente es menor que la temperatura media, aunque siguen la misma tendencia. Solo en marzo, septiembre y octubre, cuando la temperatura en el embalse registró máximos locales, la temperatura del agua captada superó la media.

En la **figura 5a** se presentan las dos estimaciones de la tasa de cambio en la temperatura media realizadas a partir de los flujos de calor (ecuación 14) ($\Delta \dot{T}_{14}$) y a partir de los perfiles de temperatura simulados ($\Delta \dot{T}_{w2}$), promediadas cada 15 días. Las mayores diferencias se ven en los meses en que el cambio de temperatura por flujos advectivos fue máximo (**Figura 5b**), es decir, cuando las variaciones en la temperatura del embalse estaban fuertemente dominadas por los caudales de entrada y salida. Estas diferencias podrían estar relacionadas con variaciones horizontales de la temperatura del agua en el embalse inducidas por la entrada de los ríos, las cuales no se tuvieron en cuenta en el cálculo de $\Delta \dot{T}_{w2}$, ya que la temperatura media del embalse se obtuvo integrando verticalmente el perfil de temperatura cercano de la presa. Esta variabilidad horizontal puede verse reducida en los meses en que $\Delta \dot{T}_{adv}$ es cercano a cero, ya que son meses de bajo caudal afluente. Las diferencias entre ambas estimaciones no afectaron considerablemente la tendencia estacional de la serie.

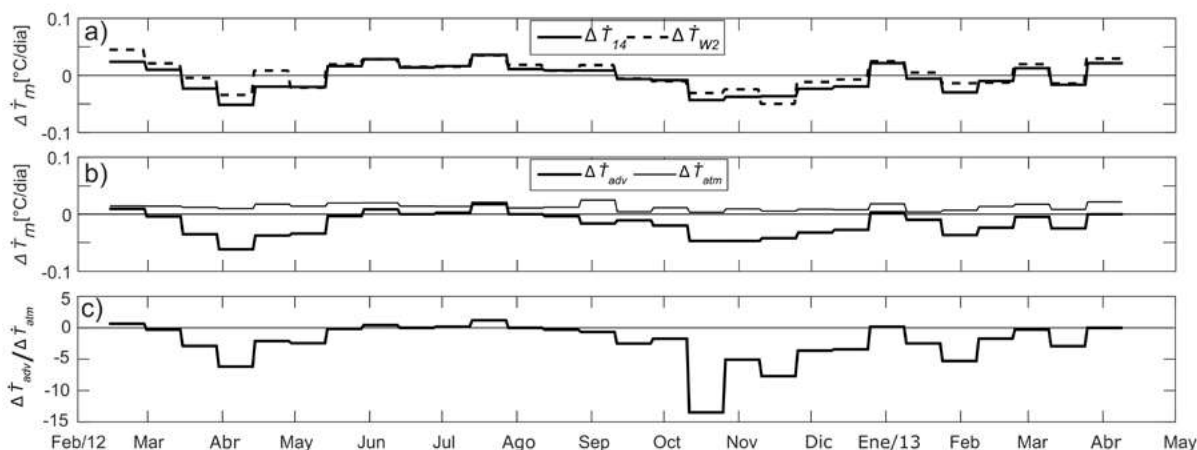


Figura 5. a) Tasa de cambio en la temperatura media del embalse estimada a partir de perfiles simulados ($\Delta \dot{T}_{w2}$) y a partir de la ecuación 14 ($\Delta \dot{T}_{14}$). **b)** Tasa de cambio de temperatura asociada a flujos advectivos ($\Delta \dot{T}_{adv}$) y atmosféricos ($\Delta \dot{T}_{atm}$) estimados mediante la ecuación 14. **c)** Relación $\Delta \dot{T}_{adv} / \Delta \dot{T}_{atm}$

Sin embargo, el resultado sugiere que una estimación del contenido total de energía o de la temperatura media del embalse debe considerar variaciones horizontales, especialmente en periodos de caudales altos.

En la **figura 5b** se registró por separado la tasa de cambio de la temperatura debido a los flujos de calor advectivos y atmosféricos. $\Delta\dot{T}_{adv}$ exhibió mayor variabilidad estacional que $\Delta\dot{T}_{atm}$ y, contrario a este, fue negativo durante buena parte del tiempo. Las mayores tasas de enfriamiento producidas por flujos advectivos se dieron en los meses en que el nivel aumentó, es decir, cuando el caudal afluente superó al captado (abril/12 y octubre).

En los meses de bajo caudal afluente, $\Delta\dot{T}_{adv}$ se acercó a cero y alcanzó valores positivos entre junio y julio, aunque siempre con una magnitud inferior a los flujos atmosféricos. Este aumento se asocia con la mayor temperatura de los afluentes, que supera la del agua captada. En la **figura 5c** se muestra la relación $\Delta\dot{T}_{adv} / \Delta\dot{T}_{atm}$. Dado que el denominador siempre es positivo, el signo de la relación depende exclusivamente de $\Delta\dot{T}_{adv}$. La relación es, en valor absoluto, mayor a la unidad durante la mayor parte del año, con un valor medio de -2,4 y alcanzando valores de -13,5 en la segunda quincena de octubre. Esto revela que el flujo advectivo dominó los cambios de temperatura en el embalse.

Discusión

Los resultados muestran que la radiación de onda larga neta y los flujos de calor latente y sensible diarios extrajeron energía del embalse durante todo el año, siendo la radiación solar la única que suministraba energía a través de la superficie. La radiación de onda corta generalmente superó en magnitud los demás flujos atmosféricos y, por lo tanto, el flujo neto atmosférico diario fue positivo durante todo el año, produciendo un aumento en la temperatura media del embalse. Por su parte, el flujo advectivo generalmente disminuyó la temperatura y, en consecuencia, compensó el efecto de los flujos atmosféricos.

Los períodos de mayor radiación solar se relacionaron directamente con el período hidrológico, ya que en la época seca la menor presencia de nubes aumentaba la transmitividad de la atmósfera, lo que permitió que una mayor radiación solar alcance el cuerpo de agua. Este efecto de atenuación por nubosidad parece incluso ser más importante que la variación de la radiación extraterrestre por la migración latitudinal del sol, creando un ciclo anual de radiación solar incidente que difirió del ciclo de radiación extraterrestre. Esta característica de las regiones ecuatoriales ya había sido resaltada por Lewis (1987, 1996) y está relacionada con la migración de la zona de convergencia intertropical y la alta nubosidad asociada a ella.

Debido a la estratificación permanente que presenta el embalse, el flujo atmosférico no aporta energía a toda la columna de agua, sino que ésta se concentra en la capa de mezcla superficial desde donde se puede redistribuir al hipolimnio a través de los procesos de mezcla turbulentos energizados por forzantes externos. La disminución de la temperatura superficial observada frente a un flujo atmosférico positivo solo se puede explicar por un transporte difusivo de calor hacia el hipolimnio, superior al aporte de los flujos superficiales. Usualmente se establecen tres factores predominantes que explican la mezcla entre el epilimnio y el hipolimnio: 1) la convección producida por el enfriamiento de la capa superficial; 2) el flujo de energía cinética turbulenta del viento, y 3) las inestabilidades generadas por las ondas internas (MacIntyre & Melack, 2009; Monismith & MacIntyre, 2009). La primera opción requiere pérdida de energía a través de la superficie y, dado que el flujo de energía es positivo, es improbable que este factor explique la disminución de la temperatura. La segunda y tercera opciones tampoco parecen explicar el fenómeno, ya que requieren del viento como fuente de energía que dinamice estos procesos y en este período se presentaron los valores más bajos de velocidad del viento, siempre inferiores a un promedio diario de 1 m/s. Un mecanismo que explicaría mejor este comportamiento en Amaní es la mezcla generada por el gradiente vertical de velocidad resultante de la intrusión de los afluentes cerca de la base de la capa de mezcla superficial (Cortés, *et al.*, 2014). Los resultados del modelo W2 sugieren que el río Moro intruye en el metalimnio

(no se muestran los datos), lo cual facilitaría que una fracción importante de esta corriente, de menor temperatura, se mezcle con la capa de mezcla superficial disminuyendo su temperatura. Este comportamiento podría tener un importante efecto en el aporte de nutrientes a la capa de mezcla y en la dinámica del fitoplancton en el embalse (**Gloss, et al., 1980; Vincent, et al., 1991**).

La estimación del flujo de energía advectivo reveló que no es correcto comparar directamente los flujos advectivo y atmosférico de calor para determinar la importancia relativa de cada uno en las variaciones estacionales de la temperatura media del embalse. Para realizar esa comparación de manera adecuada debe tenerse en cuenta el cambio del volumen almacenado generado por la diferencia entre los caudales afluentes y efluentes. Esta corrección ha faltado en los estudios que comparan los flujos advectivos y atmosféricos de calor (**Carmack, et al., 1979; Xie, et al., 2017; Xing, et al., 2012**).

Para determinar la contribución de cada flujo en las variaciones de la temperatura, se calculó la tasa de cambio en la temperatura media del embalse inducida por cada flujo de energía. Así, se evidenció que los flujos advectivos modificaban la temperatura media del embalse en mayor grado que los flujos atmosféricos durante la mayor parte del año, especialmente en los períodos de transición de caudales bajos a altos (primera quincena de abril y segunda quincena de octubre). Lo anterior se ratifica en el hecho de que, justo al final de un periodo seco, el embalse alcanza valores máximos de temperatura media y, por lo tanto, la temperatura del agua extraída también aumenta, en tanto que los afluentes ingresan con temperaturas considerablemente más bajas por el aumento del caudal. El efecto contrario se observa en la transición de los períodos húmedos a los secos cuando, dado el aumento en la temperatura de los ríos, estos tienden también a aumentar la temperatura del embalse, aunque no en igual magnitud que su tendencia a enfriarlo en períodos húmedos. Los resultados muestran que los flujos advectivos tuvieron un papel fundamental en la dinámica estacional de la estructura térmica del embalse, lo que deberá complementarse con otros estudios en los que se cuente con registros continuos de la temperatura de los ríos, pues en este caso fue necesario estimarlos de manera indirecta.

Además, se hace evidente la necesidad de estudiar los factores que controlan la temperatura de los ríos, al ser estos determinantes en el régimen térmico de este tipo de embalses, así como evaluar la forma en que los cambios en los usos del suelo y en el clima (**Râman-Vinnâ, et al., 2018**), entre otros, podrían modificar esta temperatura y prever su potencial impacto en el régimen térmico y en los procesos biogeoquímicos en los embalses.

Si bien en otros estudios se ha comprobado la relevancia que podrían tener los ríos en el balance térmico de los embalses tropicales (**Kimura, et al., 2014; Râman-Vinnâ, et al., 2018; Xie, et al., 2017; Xing, et al., 2012**), este es el primero en que se estudia cuantitativamente el efecto de los flujos advectivos como reguladores de la temperatura media del embalse en la escala estacional. Dicho comportamiento está relacionado con la ubicación del embalse en una zona ecuatorial influenciada por la migración de la zona de convergencia intertropical y con el bajo tiempo de renovación ($V/Q \sim 50$ días). La ubicación del embalse hace que la amplitud estacional de la radiación solar sea baja, lo que permite que otros factores estacionales cobren importancia. En este caso, el ciclo de precipitación se vuelve determinante, dado que en períodos lluviosos el embalse tiende a disminuir su temperatura por el ingreso de altos volúmenes de agua fría. Otra característica relevante para este comportamiento es la topografía encañonada, lo que se asocia con una baja relación entre área y volumen por reducir la superficie disponible para el intercambio de energía superficial y proteger del efecto del viento, reconocido como uno de los mecanismos importantes de pérdida de energía en lagos de latitudes bajas (**Lewis, 1983b**).

Conclusiones

En el embalse Amani el ciclo anual de la temperatura media es unimodal, controlado principalmente por el ciclo hidrológico, cuyo efecto se manifiesta tanto en los flujos atmosféricos como advectivos. Los primeros constantemente aportan energía al embalse a una

tasa que muestra poca variación estacional, aunque genera un aumento importante de la temperatura superficial en periodos secos en los que la baja nubosidad incrementa la radiación solar. Por su parte, los flujos advectivos reducen la temperatura del embalse debido al reemplazo del agua cálida extraída por el agua afluente de menor temperatura. La magnitud de estos últimos fue mayor que la de los atmosféricos durante la mayor parte del año, especialmente en periodos de transición de caudales bajos a altos. Este comportamiento difiere de lo que generalmente reporta la literatura especializada en el sentido de que las variaciones de la temperatura se asocian principalmente con los flujos de energía atmosféricos.

Agradecimientos

Los autores agradecen a ISAGEN por financiar el desarrollo de este trabajo, por apoyar la logística de las campañas de campo y por suministrar la información hidrológica y meteorológica utilizada. También agradecen los aportes de los revisores anónimos cuyas inquietudes y sugerencias ayudaron a mejorar ampliamente la primera versión del manuscrito.

Contribución de los autores

El contenido del artículo hace parte de los resultados de la tesis de maestría de AMR, bajo la supervisión de AGG, quién asesoró el trabajo de campo y el procesamiento y análisis de la información. RRB participó en múltiples discusiones relacionadas con el análisis e interpretación de los resultados. Todos los autores participaron en la escritura del manuscrito.

Referencias

- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., Smith, M. (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO Riego y Drenaje N° 56, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma: FAO, (298), 0.
- Boegman, L., Loewen, M. R., Hamblin, P. F., Culver, D. A. (2001). Application of a two-dimensional hydrodynamic reservoir model to Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **58** (5): 858-869.
- Boehrer, B., & Schultze, M. (2008). Stratification of Lakes. *Geophysical Research Letters*. **35** (16): 1-27.
- Carmack, E. C., Gray, C. B. J., Pharo, C. H., Daley, R. J. (1979). Importance of lake-river interaction on seasonal patterns in the general circulation of Kamloops Lake, British Columbia. *Limnology and Oceanography*. **24** (4): 634-644.
- Chung, S.-W. & Gu, R. (1998). Two-Dimensional Simulations of Contaminant Currents in Stratified Reservoir. *Journal of Hydraulic Engineering*. **124** (7): 704-711.
- Cole, T. M. & Wells, S. A. (2011). CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.71. Department of Civil and Environmental Engineering, Portland State University. Portland, OR.
- Cortés, A., Fleenor, W. E., Wells, M. G., de Vicente, I., Rueda, F. J. (2014). Pathways of river water to the surface layers of stratified reservoirs. *Limnology and Oceanography*. **59** (1): 233-250.
- Curtarelli, M. P., Alcántara, E. H., Rennó, C. D., Stech, J. L. (2014). Physical changes within a large tropical hydroelectric reservoir induced by wintertime cold front activity. *Hydrology and Earth System Sciences*. **18** (8): 3079-3093.
- Eckert, W., Imberger, J., Saggio, A. (2002). Biogeochemical response to physical forcing in the water column of a warm monomictic lake. *Biogeochemistry*. **61**: 291-307.
- Fenocchi, A., Rogora, M., Sibilla, S., Dresti, C. (2017). Relevance of inflows on the thermodynamic structure and on the modeling of a deep subalpine lake (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). *Limnologica*. **63**: 42-56.
- Gloss, S. P., Mayer, L. M., Kidd, D. E. (1980). Advective control of nutrient dynamics in the epilimnion of a large reservoir. 1. *Limnology and Oceanography*. **25** (2): 219-228.
- Guzmán, O., Baldián, J. V., Simbaqueva, O., Zapata, H. J., Chacón, C. (2013). Coeficientes para estimar la radiación solar global a partir del brillo solar en la zona cafetera colombiana. *Cenicafé. Revista Del Centro Nacional de Investigaciones Del Café*. **64** (1): 60-76.

- Hawkins, P. R.** (1985). Thermal and chemical stratification and mixing in a small tropical reservoir, Solomon Dam, Australia. *Freshwater Biology*. **15**: 493-503.
- Henderson-Sellers, B.** (1986). Calculating the surface energy balance for lake and reservoir modeling: A review. *Reviews of Geophysics*. **24** (3): 625-649.
- Henry, R. & Barbosa, F. A. R.** (1989). Thermal structure, heat content and stability of two lakes in The National Park of Rio Doce Valley (Minas Gerais, Brazil). *Hydrobiologia*. **171** (3): 189-199.
- Jiang, B., Wang, F., Ni, G.** (2018). Heating impact of a tropical reservoir on downstream water temperature: A case study of the Jinghong Dam on the Lancang River. *Water* (Switzerland). **10** (7): 951.
- Kim, Y. & Kim, B.** (2006). Application of a 2-Dimensional Water Quality Model (CE-QUAL-W2) to the Turbidity Interflow in a Deep Reservoir (Lake Soyang, Korea). *Lake and Reservoir Management*. **22** (3): 213-222.
- Kimura, N., Liu, W. C., Chiu, C. Y., Kratz, T. K.** (2014). Assessing the effects of severe rainstorm-induced mixing on a subtropical, subalpine lake. *Environmental Monitoring and Assessment*. **186** (5): 3091-3114.
- Laval, B. E., Vagle, S., Potts, D., Morrison, J., Sentlinger, G., James, C., ... Carmack, E. C.** (2012). The joint effects of riverine, thermal, and wind forcing on a temperate fjord lake: Quesnel Lake, Canada. *Journal of Great Lakes Research*. **38** (3): 540-549.
- Lewis, W. M.** (1983a). A revised classification of lakes based on mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **40** (10): 1779-1787.
- Lewis, W. M.** (1983b). Temperature, Heat And Mixing in Lake Valencia, Venezuela. *Limnology and Oceanography*. **28** (2): 273-286.
- Lewis, W. M.** (1987). Tropical Limnology. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **18** (1): 159-184.
- Lewis, W. M.** (1996). Tropical lakes: How latitude makes a difference. *Perspectives in Tropical Limnology*. **4364**: 43-64.
- Lorenzetti, J. A., Araújo, C. A. S., Curtarelli, M. P.** (2015). Mean diel variability of surface energy fluxes over Manso Reservoir. *Inland Waters*. **5** (2): 155-172.
- MacIntyre, S. & Melack, J. M.** (2009). Mixing Dynamics in Lakes Across Climatic Zones. In E. L. Gene (Ed.). *Encyclopedia of Inland Waters* (1st ed., pp. 603-612) Academic Press, Boston.
- McGloin, R., McGowan, H., McJannet, D.** (2015). Effects of diurnal, intra-seasonal and seasonal climate variability on the energy balance of a small subtropical reservoir. *International Journal of Climatology*. **35** (9): 2308-2325.
- McJannet, D. L., Webster, I. T., Cook, F. J.** (2012). An area-dependent wind function for estimating open water evaporation using land-based meteorological data. *Environmental Modelling & Software*. **31**: 76-83.
- Monismith, S. G. & MacIntyre, S.** (2009). The Surface Mixed Layer in Lakes and Reservoirs. In E. L. Gene (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters* (1st ed., pp. 636-650). Academic Press, Boston.
- Monsen, N. E., Cloern, J. E., Lucas, L. V., Monismith, S. G.** (2002). A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. *Limnology and Oceanography*. **47** (5): 1545-1553.
- Moreno-Ostos, E., Marcé, R., Ordóñez, J., Dolz, J., Armengol, J.** (2008). Hydraulic management drives heat budgets and temperature trends in a Mediterranean reservoir. *International Review of Hydrobiology*. **93** (2): 131-147.
- Owens, E. M.** (1998). Thermal and Heat Transfer Characteristics of Cannonsville Reservoir. *Journal of Lake and Reservoir Management*. **14** (2-3): 152-161.
- Paulescu, M., Stefu, N., Calinoiu, D., Paulescu, E., Pop, N., Boata, R., Mares, O.** (2016). Ångström-Prescott equation: Physical basis, empirical models and sensitivity analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. **62**: 495-506.
- Răman-Vinnă, L., Wüest, A., Zappa, M., Fink, G., Bouffard, D.** (2018). Tributaries affect the thermal response of lakes to climate change. *Hydrology & Earth System Sciences*. **22** (1): 31-51.
- Román-Botero, R., Gómez-Giraldo, A., Toro-Botero, M.** (2013). Efecto estacional de los afluentes en la estructura térmica de un pequeño embalse neotropical, La Fe – Colombia. *Dyna*. **80** (177): 152-161.
- Swinbank, W. C.** (1963). Long-wave radiation from clear skies. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*. **89** (381): 339-348.
- Talling, J.** (2011). Some distinctive subject contributions from tropical Africa to fundamental science of inland waters. *Inland Waters*. **1** (1): 61-73.

- Talling, J. F. & Lemoalle, J.** (1998). Ecological Dynamics of Tropical Inland Waters. In *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* (Vol. 10). Cambridge University Press, Cambridge.
- Townsend, S. A.** (1998). The influence of retention time and wind exposure on stratification and mixing in two tropical Australian reservoirs. *Archiv Für Hydrobiologie*. **141** (3): 353-371.
- Townsend, S. A., Boland, K. T., Luong-Van, J. T.** (1997). Wet and dry season heat loss in two tropical Australian reservoirs. *Archiv Für Hydrobiologie*. **139** (1): 51-68.
- Verburg, P. & Antenucci, J. P.** (2010). Persistent unstable atmospheric boundary layer enhances sensible and latent heat loss in a tropical great lake: Lake Tanganyika. *Journal of Geophysical Research*. **115** (D11): D11109.
- Vincent, W. F., Gibbs, M. M., Spigel, R. H.** (1991). Eutrophication processes regulated by a plunging river inflow. *Hydrobiologia*. **226** (1): 51-63.
- Wang, S., Qian, X., Han, B.-P., Luo, L.-C., Hamilton, D. P.** (2012). Effects of local climate and hydrological conditions on the thermal regime of a reservoir at Tropic of Cancer, in southern China. *Water Research*. **46** (8): 2591-2604.
- Wiegand, R. C., Carmack, E. C., Daley, R. J., Gray, C. B. J., Jasper, S., Pharo, C. H.** (1982). Seasonal aspects of the surface and advective heat fluxes of Kootenay Lake, British Columbia. *Water Resources Research*. **18** (5): 1493-1502.
- Xie, Q., Liu, Z., Fang, X., Chen, Y., Li, C., MacIntyre, S.** (2017). Understanding the temperature variations and thermal structure of a subtropical deep river-run reservoir before and after impoundment. *Water*. **9** (8): 603.
- Xing, Z., Fong, D. A., Tan, K. M., Lo, E. Y.-M., Monismith, S. G.** (2012). Water and heat budgets of a shallow tropical reservoir. *Water Resources Research*. **48** (6): 1-17.
- Zwieten, P. A. M., Béné, C., Kolding, J., Brummett, R., Valbo-Jørgensen, J.** (2012). Review of tropical reservoirs and their fisheries – The cases of Lake Nasser, Lake Volta and Indo-Gangetic Basin reservoirs. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, (557), I.

Artículo original

Floraciones de cianobacterias en Colombia: estado del conocimiento y necesidades de investigación ante el cambio global

Cyanobacterial blooms in Colombia: State of knowledge and research needs in the context of climate global change

● Samia Salomón, ● Carlos A. Rivera-Rondón*, ● Ángela María Zapata

Unidad de Ecología y Sistemática, Departamento de Biología, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá D.C., Colombia

Resumen

Las floraciones de cianobacterias pueden causar problemas en la calidad del agua por su rápido crecimiento y abundancia. Además de generar biomasa en exceso, causan cambios físicos, químicos y biológicos en el ecosistema. Asimismo, las cianobacterias producen neurotoxinas, hepatotoxinas y dermatotoxinas, entre otras. Los problemas asociados con las floraciones de cianobacterias han aumentado en las últimas décadas y, en consonancia, se ha incrementado a nivel global el número de investigaciones sobre las floraciones tóxicas y su efecto en los ecosistemas y la salud humana; hoy muchos países cuentan con protocolos para su manejo. Los principales factores del cambio climático global asociados con una mayor presencia y duración de las floraciones de cianobacterias son el incremento de temperatura, la eutrofización, las alteraciones hidrológicas, el aumento en la estabilidad física de la columna de agua y los cambios en las redes tróficas. En Colombia la eutrofización y el aumento en la temperatura del agua son problemas crecientes y, a pesar de ello, no existe un registro al respecto ni normas estatales que permitan reportar los casos, hacer seguimiento e implementar medidas de control y manejo. En esta revisión se presenta el estado actual del conocimiento sobre dichas floraciones en el país y las expectativas ante el cambio climático global.

Palabras clave: Eutrofización; Cianotoxinas; Calidad del agua; Algas; Ecosistemas tropicales.

Abstract

Cyanobacteria can cause problems in water quality due to rapid increases in their abundance known as cyanobacterial bloom. Besides the increase in biomass, it causes physical, chemical, and biologic changes in ecosystems. Cyanobacteria also produce neurotoxins, hepatotoxins, and dermatotoxins. The problems associated with cyanobacterial blooms have increased progressively in the last decades. Globally, more studies on harmful cyanobacterial blooms and their effects on ecosystems and human health are being conducted and many countries have developed protocols for their management. The main factors of climate global change associated with increasing cyanobacterial blooms are the rise in temperature, eutrophication, hydrological alterations, the increase in the physical stability of water columns, and changes in trophic networks. Eutrophication and the increase in water temperature are the main issues in Colombia, but, nevertheless, there is no record of cyanobacterial blooms nor state regulations on case reporting, monitoring or control and management measures. This review presents the current state of knowledge on cyanobacterial blooms in the country and expectations vis a vis the global climate change scenario.

Keywords: Eutrophication; Cyanotoxin; Water quality; Algae; Tropical ecosystem; Cyanobacterial Harmful Algal Blooms.

Citación: Salomón S, Rivera-Rondón CA, Zapata AM. Floraciones de cianobacterias en Colombia: estado del conocimiento y necesidades de investigación ante el cambio global. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):376-391, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1050>

Editor: Luis Fernando Echeverry

***Correspondencia:**

Carlos A. Rivera-Rondón;
rivera@javeriana.edu.co

Recibido: 26 de octubre de 2019

Aceptado: 6 de abril de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

Las cianobacterias, también conocidas como “algas verde-azules” son microorganismos procariotas Gram negativos cuyas numerosas adaptaciones morfológicas y fisiológicas les han permitido colonizar tanto ecosistemas terrestres como acuáticos y ambientes extremos (Svrcek & Smith, 2004; Paerl & Huisman, 2009; Scholz, *et al.*, 2017). Tales adaptaciones comprenden la habilidad de regular su flotabilidad a través de vesículas gaseosas denominadas aerótopos (Kaplan-Levy, *et al.*, 2010), lo que les permite migrar hacia zonas con mayor incidencia de luz o nutrientes o menor penetración de rayos ultravioleta. Además, las masas de cianobacterias flotantes pueden interferir con la radiación del medio acuático y la disponibilidad de CO₂, compitiendo con otras algas (Carey, *et al.*, 2012; Huisman, *et al.*, 2018). Debido a su capacidad de fijar nitrógeno a través de células especializadas, denominadas heterocistos, pueden prosperar en ambientes con pocos nutrientes. Algunos géneros unicelulares o filamentosos carentes de heterocisto pueden fijar el nitrógeno en ausencia de oxígeno, lo que les permite obtener el nitrógeno para sus procesos metabólicos en ambientes muy extremos (Litchman, *et al.*, 2010; Srivastava, *et al.*, 2013). Tienen la capacidad de almacenar fósforo intracelularmente y de producir fosfatasa para asimilarlo a partir de compuestos orgánicos (Carey, *et al.*, 2012; Huisman, *et al.*, 2018). Algunas cianobacterias pueden producir células de resistencia (acinetos) que les permiten sobrevivir bajo condiciones desfavorables (Kaplan-Levy, *et al.*, 2010).

Ciertos grupos de cianobacterias pueden producir metabolitos secundarios nocivos o tóxicos llamados cianotoxinas (Svrcek & Smith, 2004; UNESCO, 2009). Algunos de estos compuestos también actúan como sustancias alelopáticas que afectan el desarrollo del fitoplancton y de las plantas acuáticas (Evangelista, *et al.*, 2008).

La biomasa de las cianobacterias puede aumentar significativamente con respecto a la densidad inicial hasta hacerse predominantes en el ecosistema acuático y formar lo que se conoce como una floración algal. El crecimiento rápido de las cianobacterias puede aumentar las concentraciones de metabolitos indeseados y causar cambios en las características físicas y químicas del agua: disminución de la transparencia, disolución de CO₂, aumento del pH, y cambios en el color, olor y sabor del agua (Sukénik, *et al.*, 2015; Carmichael & Boyer, 2016; Petcheneshky, *et al.*, 2017; Huisman, *et al.*, 2018). La floración de especies productoras de toxinas puede ocasionar daños importantes, e incluso la muerte, a una gran diversidad de organismos en el ecosistema, incluido el ser humano (Rastogi, *et al.*, 2015; Huisman, *et al.*, 2018), pues las cianotoxinas pueden acumularse en los vertebrados e invertebrados acuáticos que las han ingerido (Buratti, *et al.*, 2017). La exposición puede darse por el consumo de agua o comida contaminada, la inhalación, el contacto con la piel y la ingestión como parte de la dieta (Svrcek & Smith, 2004; Rastogi, *et al.*, 2015).

Las floraciones de cianobacterias, especialmente las floraciones nocivas, constituyen un problema importante por sus implicaciones para los ecosistemas y la salud. El primer registro mundial de sus efectos tóxicos ocurrió en 1878 en Australia, a raíz de la mortandad de animales que habían tomado agua del lago Alexandria, donde había una floración de *Nodularia spumigena* Mertens ex Bornet & Flahault (McGregor, *et al.*, 2012). También se han reportado casos de muerte de personas por ingestión directa de aguas con toxinas (Azevedo, *et al.*, 2003).

En algunos estudios se ha evidenciado el aumento progresivo de los problemas asociados con las floraciones de cianobacterias durante los últimos años (Ndlela, 2016), con el consecuente incremento en el número de investigaciones relacionadas con la identificación de toxinas y el efecto sobre los ecosistemas y la salud humana (Carmichael & Boyer, 2016). Los países de la Unión Europea, Estados Unidos, Australia y Argentina cuentan con protocolos para su manejo (Huisman, *et al.*, 2018; Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los Ríos Limay Neuquén y Negro, 2014). En Colombia, a pesar de la gran diversidad de ecosistemas acuáticos, no existe un registro sistemático de las floraciones de este tipo de algas, como tampoco normas estatales que permitan reportar los casos e

implementar y hacer seguimiento de medidas de control y manejo. En este sentido, el objetivo de esta revisión fue analizar el estado actual del conocimiento sobre las floraciones tóxicas de cianobacterias en el país y las expectativas ante el cambio climático global.

Principales tipos de toxinas

Las cianotoxinas se clasifican químicamente en péptidos cíclicos, alcaloides y lipopolisacáridos (Kaebnick & Neilan, 2001), pero se conocen y clasifican principalmente por su efecto toxicológico (Tabla 1) en: 1) hepatotoxinas, que atacan el sistema hepático y pueden ocasionar la muerte en horas o días; 2) neurotoxinas, que afectan la transmisión neuromuscular y pueden provocar la muerte por parálisis muscular y falla respiratoria,

Tabla 1. Resumen de los principales tipos de toxinas presentes en los géneros de cianobacterias

Tipo de toxina	Géneros reportados	Método de detección	Efectos tóxicos
Hepatotoxinas			
Microcistina	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Anabaenopsis</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Gloeotrichia</i> , <i>Hapalosiphon</i> , <i>Dolichospermum</i> , <i>Leptolyngbya</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Pseudanabaena</i> , <i>Synechococcus</i> , <i>Woronichinia</i>	HPLC, ELISA, MS, PPIA	Parálisis, daño hepático y renal, gastroenteritis, reducción en la reparación de ADN
Nodularina	<i>Nodularia</i>	ELISA, HPLC, MS, PPIA	Los mismos efectos de la microcistina
Citotoxinas			
Cilindrospermopsina	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Chrysochlorum</i> , <i>Raphidiopsis</i> , <i>Lyngbya</i>	ELISA, HPLC, MS	Vómitos, diarrea hemorrágica, hepatomegalia, daño renal, gastroenteritis
Neurotoxinas			
Anatoxina-a	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Cuspidothrix</i> , <i>Dolichospermum</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Raphidiopsis</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Woronichinia</i>	ELISA, HPLC, MS	Pérdida de coordinación, temblores musculares, falla respiratoria
Homoanatoxina-a			
Anatoxina-a(s)	<i>Dolichospermum</i>	AEIA, MS	Incontinencia, temblores musculares y falla respiratoria
Saxitoxinas	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Cuspidothrix</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Dolichospermum</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Planktothrix</i>	ELISA, HPLC, MS	Parestesias por ingestión, quemaduras en labios, lengua, garganta, vómito, diarrea, pérdida de la coordinación, parálisis y falla respiratoria
BMAA	<i>Microcystis</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Nodularia</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Scytonema</i> , <i>Synechococcus</i> , <i>Trichodesmium</i>	ELISA, HPLC, MS	Afecta el tejido cerebral, atrofia muscular
Lipopolysacáridos (LPS)	Todas		Irritante, fiebre, enfermedad gastrointestinal
Dermatotoxinas			
Aplasiatoxina	<i>Lyngbya</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Schizothrix</i>	MS	Irritación y dermatitis grave
Lyngbyatoxina	<i>Lyngbya</i>	HPLC, MS	
Aeruginosina	<i>Microcystis</i> , <i>Planktothrix</i>	HPLC, MS	

HPLC: high performance liquid chromatography; PPIA: Protein Phosphatase inhibition assay; MS: Mass Spectrometer

y 3) dermatotoxinas, que causan irritación en la piel (Elliott, 2012; Merel, *et al.*, 2013; Carmichael & Boyer, 2016; Cantoral-Uriza, *et al.*, 2017). A continuación, se describen algunas de las toxinas que potencialmente están presentes en Colombia.

Microcistinas

Las microcistinas son heptapéptidos cíclicos, hidrosolubles, y hepatotóxicos de gran diversidad química, por lo que no se sabe con precisión la cantidad de variedades existentes; las registradas actualmente son 279 (Bouaicha, *et al.*, 2019). Una cepa de una especie de cianobacteria puede producir más de una variante a la vez, la más común y letal es la microcistina-LR (Vela, *et al.*, 2007; Zaccaroni & Scaravelli, 2008; Buratti, *et al.*, 2017; Funari, *et al.*, 2017; Silva, *et al.*, 2018). La microcistina-LR es producida principalmente por *Microcystis*, una cianobacteria de amplia distribución causante de la mayoría de las floraciones tóxicas alrededor del mundo. Sin embargo, otros géneros de algas planctónicas y bentónicas pueden producir esta toxina, aunque en niveles más bajos (Almanza, *et al.*, 2016; Mendoza, 2016). *Microcystis* forma densas masas macroscópicas en la superficie del agua gracias a sus aerótopos (Vela, *et al.*, 2007; Almanza, *et al.*, 2016). En los seres humanos esta toxina puede causar síntomas como vómito, diarrea, debilidad, dificultad para respirar y temblores musculares (Svrcek & Smith, 2004; Roegner, *et al.*, 2014).

Anatoxinas-A

Es un alcaloide bicíclico neurotóxico que imita la acción de la acetilcolina. Es producida comúnmente por *Anabaena*, *Dolichospermum*, *Cuspidothrix*, *Phormidium*, *Oscillatoria*, *Tychonema* y *Cylindrospermum* (Ballot, *et al.*, 2018). La exposición a la anatoxina-A produce pérdida de coordinación, salivación profusa, temblores y convulsiones y puede ocasionar la muerte por parálisis muscular y falla respiratoria (Svrcek & Smith, 2004; Testai, *et al.*, 2016; Petcheneshsky, *et al.*, 2017).

Cilindrospermopsina

Es un alcaloide tricíclico soluble en agua y citotóxico que bloquea la síntesis de proteínas. Es producido principalmente por *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Anagnostidis & Komárek, una cianobacteria tropical ampliamente distribuida (Zaccaroni & Scaravelli, 2008). Podría tener actividad mutágena y carcinógena y tiene efectos tóxicos en una gran variedad de organismos, incluidos protozoos, plantas, invertebrados y vertebrados. Sus principales síntomas son vómito, diarrea hemorrágica, dolor abdominal, y daño hepático y renal, y actúa sobre los tejidos del sistema vascular, los músculos y el tracto intestinal (de la Cruz, *et al.*, 2013; Petcheneshsky, *et al.*, 2017; Huisman, *et al.*, 2018).

Factores que promueven el desarrollo de floraciones de cianobacterias

Aunque los eventos de floración de cianobacterias se reportan desde hace más de 130 años, han aumentado en las últimas décadas (O'Neil, *et al.*, 2012). Inicialmente se consideró que se debían principalmente a la eutrofización, sin embargo, en la última década se ha documentado que las floraciones son controladas por múltiples factores: incremento en la temperatura del agua, cambios en la estructura de la cadena trófica, aumento del CO₂ y modificaciones en la dinámica hidráulica de los ecosistemas. Todos estos factores son potenciados por los efectos del cambio climático global que influyen directamente en la frecuencia, intensidad y duración de las floraciones (Paerl & Huisman, 2009; Paerl & Paul, 2012; Chapra, *et al.*, 2017). La mayor parte de los estudios se centra en las cianobacterias planctónicas, no obstante, las cianobacterias bénticas pueden desarrollar extensas floraciones con potencial tóxico y los factores que las modulan están relacionados principalmente con los nutrientes y la temperatura (Catherine, *et al.*, 2013).

Incremento de la temperatura del agua

Hay evidencias de que el calentamiento se relaciona con el aumento de casos de floraciones de cianobacterias (Paerl & Huisman, 2009; Sukenik, *et al.*, 2012; Paerl, 2014; Hamilton, *et al.*, 2016; Chapra, *et al.*, 2017). Varias especies logran su máxima tasa de crecimiento a temperaturas superiores a los 25 °C (Paerl, 2014; Huisman, *et al.*, 2018), por lo que pueden proliferar durante olas de calor (Jöhnk, *et al.*, 2008). Más allá de la relación entre la temperatura y la tasa metabólica de las cianobacterias, el aumento de la temperatura promueve una estratificación más marcada y prolongada, así como una mayor estabilidad en la columna de agua, facilitando el desarrollo de las cianobacterias. Incluso en lagos polimícticos, la poca velocidad del viento en algunos momentos del año puede tener un papel más decisivo que la temperatura al favorecer largos periodos de estabilidad térmica (Huber, *et al.*, 2012). Por otro lado, las temperaturas más altas disminuyen la viscosidad del agua, lo que a su vez aumenta la difusión de nutrientes hacia la superficie de la célula, favoreciendo el desarrollo algal (Peperzak, 2003).

Varios taxones de cianobacterias potencialmente tóxicas han expandido sus rangos geográficos debido al aumento de la temperatura (Sukenik, *et al.*, 2015). Las cianobacterias pueden colonizar nuevos ambientes y expandirse fácilmente debido a varios de sus rasgos funcionales. Uno de los ejemplos mejor registrados es el de *Cylindrospermopsis raciborski*, una especie de regiones tropicales que ha colonizado zonas templadas (Paerl & Huisman, 2009). Las especies de Nostocales formadoras de floraciones también tienen una capacidad invasiva muy alta por su habilidad de fijación de nitrógeno (Sukenik, *et al.*, 2012).

Eutrofización

El aporte de nutrientes a los ecosistemas acuáticos es, tal vez, el principal factor asociado con la incidencia de floraciones por cianobacterias (O'Neil, *et al.*, 2012). En un gran número de estudios se ha demostrado la relación entre los procesos de eutrofización y la frecuencia y magnitud de los eventos de floración (Jöhnk, *et al.*, 2008; Paerl & Huisman, 2008; Rigosi, *et al.*, 2014; Paterson, *et al.*, 2017). Aunque el fósforo se considera el principal nutriente limitante de la productividad primaria, tanto este como el nitrógeno pueden inducir florecimientos algales. Las concentraciones elevadas de fósforo favorecen floraciones de géneros fijadores de nitrógeno, en tanto que los medios ricos en nitrógeno y fósforo favorecen a los géneros sin heterocistos, por ejemplo *Microcystis* y *Planktothrix* (Paerl & Otten, 2013).

El principal causante de eutrofización es el vertimiento directo de aguas enriquecidas provenientes de zonas urbanas o de actividades industriales y agropecuarias. El exceso de nutrientes en la cuenca y el clima pueden interactuar para potenciar las floraciones. Así, los eventos climáticos con precipitaciones intensas movilizan nutrientes desde la cuenca, los cuales enriquecen los cuerpos de agua y favorecen el desarrollo de floraciones (Huisman, *et al.*, 2018). Las sequías prolongadas disminuyen la carga de nutrientes por arrastre desde la cuenca, pero pueden promover condiciones para que estos sean reciclados desde el fondo del ecosistema. Los periodos prolongados con hipoxia en las capas de agua profundas favorecen la liberación de fósforo desde el sedimento, razón por la que en lagos con historias de eutrofización, la reserva de nutrientes en los sedimentos puede mantener las floraciones algales, aunque los vertimientos estén controlados (Zapata, *et al.*, 2009). En lagos profundos, el crecimiento de las cianobacterias generalmente lleva a un agotamiento de las formas solubles de los nutrientes, por lo que estas acumulan en su biomasa los nutrientes y reducen la posibilidad de ser desplazadas por otros grupos de algas.

Estabilidad física de la columna

Las variaciones hidráulicas y el tiempo de residencia del agua pueden controlar de forma importante la dominancia de cianobacterias en los sistemas lénticos (Paerl & Huisman, 2008; Wagner & Adrian, 2009; Mihaljević & Stević, 2011). Los cambios en la tasa de renovación hídrica podrían mitigar las floraciones (Bakker & Hilt, 2016).

Las cianobacterias que usualmente desarrollan floraciones tienen estrategias muy definidas para ser exitosas en ambientes físicamente estables. Por esta razón, los cambios repentinos en la tasa de retención hídrica pueden controlar el desarrollo de las floraciones.

Una de las consecuencias del cambio climático es el cambio en la estacionalidad de lluvias en el Neotrópico (Marengo, *et al.*, 2010). Las sequías prolongadas ocasionan el aumento en el tiempo de residencia del agua, promoviendo el desarrollo de floraciones (Romo, *et al.*, 2012; Jeppesen, *et al.*, 2015; Brasil, *et al.*, 2016). El desarrollo de las floraciones no necesariamente requiere una elevada estabilidad física. Algunas especies de cianobacterias pueden desarrollar florecimientos incluso en ambientes sometidos a fuertes vientos y con baja profundidad (Zapata, *et al.*, 2009). En otros casos, en ambientes moderadamente inestables y turbios también puede haber florecimientos debido a los rasgos biológicos de las especies. Así, por ejemplo, *Cylindrospermopsis* y *Planktolyngbya* pueden adaptarse a ambientes muy turbios (Soares, *et al.*, 2013), en tanto que *Microcystis* prefiere aguas bien estratificadas y con gran disponibilidad de luz (Jöhnk, *et al.*, 2008).

Aumento de CO₂

Las cianobacterias poseen varios mecanismos para asimilar el bicarbonato y el dióxido de carbono. El incremento del CO₂ atmosférico puede promover la proliferación de cianobacterias en la superficie de un cuerpo de agua, pues lo pueden tomar directamente de la atmósfera aunque se reduzca la concentración en el agua, desplazando por competencia a otras especies (McGregor, *et al.*, 2012). La gran demanda de CO₂ también puede causar que el pH supere las 10 unidades, condición a la que algunas especies de cianobacterias también pueden adaptarse gracias a que utilizan el bicarbonato como fuente de carbono (Paerl & Paul, 2012; Visser, *et al.*, 2016; Huisman, *et al.*, 2018).

Cambios en la red trófica

Los cambios en el control de arriba hacia abajo (*top-down*) de las algas por el zooplancton pueden ocasionar un aumento de la biomasa de las cianobacterias (Pick, 2016). Las cianobacterias son seleccionadas negativamente por los filtradores, posiblemente por su baja calidad nutricional (Pick, 2016), y por la producción de toxinas (Paerl & Paul, 2012), favoreciendo el desarrollo de las floraciones (Newell, 2004; Paerl & Otten, 2013). Por otro lado, los organismos zooplancívoros pueden disminuir la población de herbívoros y aumentar, por lo tanto, las densidades de algas (Paerl & Paul, 2012). El aumento en la temperatura del agua también puede promover cambios en la interacción trófica y facilitar el crecimiento de las cianobacterias. Así, el aumento de la temperatura permite que los rotíferos sean más vulnerables a las anatoxinas (Gilbert, 1996).

Floraciones de cianobacterias en ecosistemas intertropicales

Aunque cada vez hay más información que permite entender las floraciones de cianobacterias, la información sobre los ecosistemas de la zona intertropical es escasa en comparación con la de las zonas templadas (Mowe, *et al.*, 2015; Cantoral-Uriza, *et al.*, 2017). En América del Sur las floraciones se han subestimado debido a la falta de registros y del monitoreo deficiente, aunque la mayoría de fuentes de agua potable proviene de aguas superficiales sometidas a presiones de eutrofización (Dörr, *et al.*, 2010).

Uno de los casos más relevantes de intoxicación por floraciones de cianobacterias ocurrió en Caruaru (Brasil) en 1996, cuando 52 pacientes de diálisis murieron debido a que el agua usada en el procedimiento se encontraba contaminada con microcistinas (Azevedo, *et al.*, 2003). Otro caso importante ocurrió en Palm Island (Australia) en 1979, donde 148 personas sufrieron hepatoenteritis porque el agua contenía grandes cantidades de *C. raciborskii* (Hawkins, *et al.*, 1985). Estos casos obligaron a Brasil y Australia a desarrollar estudios sobre los florecimientos tóxicos (Mowe, *et al.*, 2015) y a formular protocolos para su seguimiento y manejo. En la zona intertropical, las floraciones más frecuentes son de *Microcystis* y *Cylindrospermopsis*. En África y Asia *Microcystis* es más frecuente, en tanto que en Australia *Cylindrospermopsis* es más frecuente y en América ambos géneros presentan frecuencias semejantes (Mowe, *et al.*, 2015).

La formación y mantenimiento de floraciones de cianobacterias en la zona intertropical podría seguir patrones distintos a los de zonas templadas debido a las características térmicas y lumínicas (Chorus & Bartram, 1999). En la zona ecuatorial las cianobacterias tienden a ser abundantes y dominan en aguas con altas temperaturas (Duong, *et al.*, 2013; Dalu & Wasserman, 2018) y permanecen durante todo el año (Petcheneshsky, *et al.*, 2017). La causalidad entre el enriquecimiento por nitrógeno y fósforo y la relación estequiométrica entre estos dos nutrientes es un tema que aún no se ha dilucidado en zonas tropicales. La mayor temperatura y el alto déficit de oxígeno en los ecosistemas tropicales resultan en que el nitrógeno sea el nutriente limitante (Lewis Jr., 2000; Moss, *et al.*, 2013), por lo que los medios ricos en fósforo contribuyen a que aumenten las densidades de cianobacterias fijadoras de nitrógeno (Moss, *et al.*, 2013; Brasil, *et al.*, 2016). No obstante, en los lagos tropicales la eutrofización suele estar más influenciada por la fertilización en las cuencas y tanto el nitrógeno como el fósforo ingresan en exceso al ecosistema, por lo que las especies dominantes en las floraciones responden principalmente a la turbulencia y la disponibilidad de luz (Reynolds, *et al.*, 2002). La forma en que las cianobacterias responden a estos condicionantes físicos y químicos en lagos tropicales es un tema que debe resolverse pronto, especialmente teniendo en cuenta que en el futuro estos ecosistemas estarán más expuestos a una marcada estacionalidad de las lluvias (Marengo, *et al.*, 2010; Sarmiento, *et al.*, 2013).

Estado del conocimiento en Colombia

Algunas revisiones sobre las floraciones en Sudamérica y el trópico revelan que la información disponible para los países de Latinoamérica y Colombia específicamente, es escasa (Dörr, *et al.*, 2010). Aunque en el país hay registros de varios géneros potencialmente tóxicos en el *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) y en el Sistema de Información de Biodiversidad (SIB), hay pocos registros oficiales, publicaciones científicas y estudios relacionados con su toxicidad (Mancera & Vida, 1994; Zapata, *et al.*, 2009; Puyana, *et al.*, 2015). Si bien existen más reportes en trabajos de pregrado y posgrado no publicados (Tabla 1S, <https://www.raccefn.co/index.php/raccefn/article/view/1050/2740>), en general son muy pocas las investigaciones adelantadas en Colombia, seguramente debido a las dificultades taxonómicas, la falta de recursos y de grupos de investigación dedicados a estudiar su ecología y los riesgos potenciales para la salud humana y del ecosistema. Uno de los primeros casos bien documentados en Colombia fue el de la mortandad de peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta en 1994 (Mancera & Vidal, 1994). En ese año se presentaron tres eventos de mortandad entre julio y agosto, los cuales se correlacionaron con una floración de cf. *Anabaenopsis* sp. Los autores también citan los estudios de Mercado (1971) y Bula (1985) en los que se reportan eventos similares en la Ciénaga Grande asociados con la gran abundancia de *Anabaena circinalis* Rabenhorst ex Bornet & Flahault y *Nostoc commune* Vaucher ex Bornet & Flahault. Más recientemente, en el 2014 y el 2015, ha habido registros de floraciones de cianobacterias y mortandad de peces en la Ciénaga Grande (Ibarra, *et al.*, 2014; INVEMAR, 2015a, 2015b).

La mayor parte de los avances e investigaciones sobre floraciones de cianobacterias en Colombia se han realizado en el departamento de Antioquía, en los embalses de Río grande II, Abreo-Malpasso, El Peñol-Guatapé y Playas. El embalse Río grande II provee de agua al 40 % de la población de Medellín (Palacio, *et al.*, 2015a; Palacio, *et al.*, 2015b). En este embalse se registró por primera vez en zona tropical la cianobacteria potencialmente tóxica *Dolichospermum lemmermannii* (Richter) P. Wacklin, L. Hoffmann & J. Komárek, asociada con *D. lemmermannii*. También se registran otras especies potencialmente tóxicas de los géneros *Aphanocapsa*, *Woronichinia* y *Microcystis*. A partir de los estudios en este embalse se han implementado técnicas moleculares para la detección de cianobacterias (Hurtado-Alarcón & Polanía-Vorenberg, 2014) y se ha evaluado la reducción de la microcistina-LR a través de sistemas sedimentarios (Herrera, *et al.*, 2015). Recientemente se hizo un estudio en los embalses Abreo-Malpasso, El Peñol-Guatapé y Playas en el que se registraron los géneros potencialmente tóxicos *Woronichinia*,

Aphanocapsa y *Oscillatoria*, además del complejo *Microcystis* y la especie *Radiocystis fernandoi*. En el estudio se categorizan los embalses según los niveles de riesgo por la proliferación de cianobacterias y se sugiere el establecimiento de medidas de control y prevención de floraciones (Palacio, *et al.*, 2019).

En ecosistemas acuáticos de montaña el seguimiento más completo se hizo a una floración prolongada de *Woronichinia fusca* (Skuja) Komárek & Hindák en el humedal Juan Amarillo (Bogotá), entre el 2004 y el 2007 (Zapata, *et al.*, 2009). Pese a la poca profundidad y la alta exposición al viento, en este humedal se presentan valores muy altos de fósforo que promueven el dominio de las cianobacterias. En el embalse La Regadera (Bogotá) se registró el predominio de *Dolichospermum solitarium* (Klebahn) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek durante el periodo de máxima estabilidad térmica en el 2004 (León, *et al.*, 2012).

En cuanto a los ecosistemas marinos, se han reportado floraciones de cianobacterias bénticas y planctónicas en los sistemas de arrecifes de la isla Providencia (Puyana, *et al.*, 2015). En muestreos realizados en el 2009, el 2010 y el 2012, se reportó que las cianobacterias cubrían hasta 4,2 Km² de los complejos de arrecifes, con un cubrimiento entre un 18 y 72 % de los sustratos.

Los otros estudios desarrollados en Colombia corresponden a investigaciones de la dinámica del fitoplancton con predominio del grupo de las cianobacterias en los que se registró algún tipo de floración y se dio cuenta de su rol importante dentro del ecosistema, como es el caso de la Ciénaga Grande de Santa Marta y los humedales de la depresión momposina (De la Hoz, 2004; Plata-Díaz & Pimienta-Rueda, 2011). En el caso de la depresión momposina (departamento de Bolívar) se reportaron algunos humedales con gran abundancia de *C. raciboskii* (Plata-Díaz & Pimienta-Rueda, 2011). Asimismo, en la ciénaga de Ayapel (departamento de Córdoba), en épocas de aguas bajas, las cianobacterias aumentan sus densidades y llegan a formar floraciones, especialmente de *C. raciboskii* y *Planktolyngbya limnetica* (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg (Jaramillo-Londoño & Aguirre-Ramírez, 2012; Montoya-Moreno & Aguirre, 2013). Otros trabajos se han centrado en identificar las cianobacterias potencialmente tóxicas en los humedales del antiguo delta del río Sinú (Mogollón, *et al.*, 2014), o en sistemas de tratamiento de aguas residuales (Rivera González & Gómez Gómez, 2010).

Discusión y conclusiones

Las floraciones de cianobacterias son un problema que afecta a ecosistemas acuáticos en todo el mundo debido a su estrecha relación con los factores asociados al cambio climático global. Entre estos factores, la eutrofización y el aumento de la temperatura del agua son problemas crecientes en Colombia. Al revisar la distribución espacial de los escasos reportes de la presencia de algas potencialmente formadoras de floraciones tóxicas en el país, estos coinciden con las zonas del país con un mayor índice de presión de fósforo (IDEAM, 2015) en las aguas superficiales (Figura 1). Según el mapa de presión de fósforo, existen muchas áreas con un alto potencial de desarrollo de floraciones algales en las cuencas de los ríos que transcurren a través de áreas urbanas, pero también en áreas de desarrollo agrícola y ganadero.

La temperatura media ambiental en la mayor parte de Colombia es alta, condición que favorece el desarrollo de floraciones en casi todas las tierras bajas del país. No obstante, las zonas de montaña también están expuestas a un gran riesgo debido al aumento proyectado en la temperatura. En la zona andina colombiana, en la franja altitudinal entre los 2.500 y los 3.500 m s.n.m., se espera que en el año 2100 la temperatura aumente entre 3,5 y 4 °C (Bradley, *et al.*, 2006). Cuando se analizan los actuales valores de temperatura del agua superficial de ecosistemas acuáticos de montaña durante el periodo de mayor radiación (Tabla 2), se observa que un incremento de 4 °C podría llevar a que en muchos de ellos se superen los 20 °C. A partir de este valor, muchas de las especies potencialmente generadoras de floraciones tóxicas presentan tasas de crecimiento elevadas y una gran capacidad competitiva.

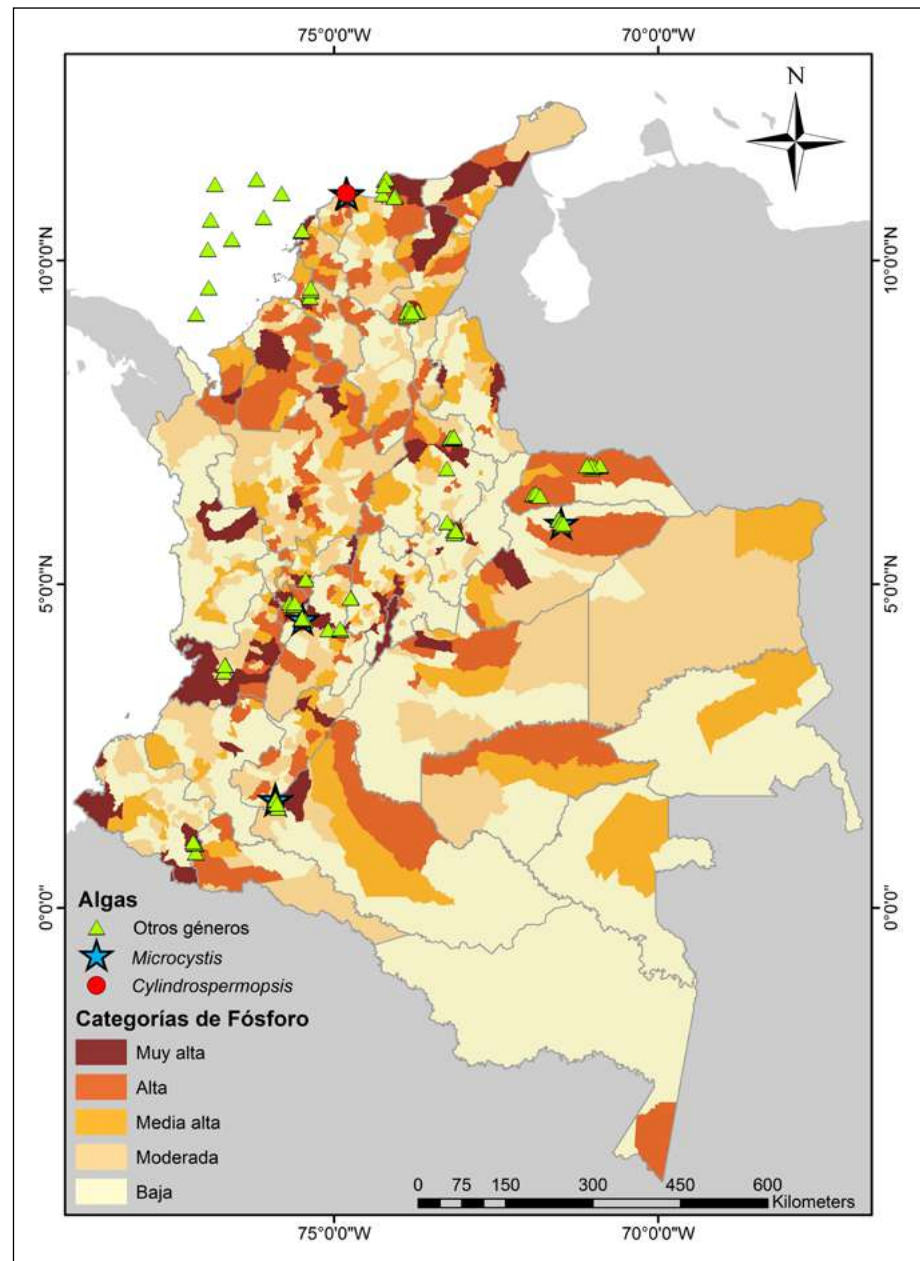


Figura 1. Mapa de presión estimada de fósforo total (adaptado de IDEAM, 2015) con el registro de géneros potencialmente tóxicos presentes en Colombia (*Microcystis*, *Cyndrospermopsis*, *Anabaena*, *Aphanocapsa*, *Leptolyngbya*, *Lyngbya*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena*, *Raphidiopsis*, *Scytonema*, *Synechococcus*)

Otro aspecto a tener en cuenta es la respuesta de las cianobacterias a la radiación UV. En varios estudios se documenta que la exposición a la radiación UV tiene implicaciones sobre los organismos fotosintéticos, y las cianobacterias han desarrollado diversos mecanismos que les permiten tolerar y sobrevivir a este tipo de estrés, lo que las hace más competitivas en ambientes con alta radiación. Algunas de las estrategias que exhiben incluyen la motilidad, la formación de densas masas, los cambios en su morfología, la síntesis de polisacáridos extracelulares, así como los cambios en su metabolismo para producir moléculas antioxidantes, la síntesis de sustancias de protección como las

micosporinas, scitoneminas, los mecanismos de activación de la reparación del ADN y la síntesis de proteínas, entre otros (Srivastava, *et al.*, 2013; Rastogi, *et al.*, 2014; Rastogi & Madamwar, 2015; Pattanaik, *et al.*, 2007). En el caso de Colombia se debe tener en cuenta que por su ubicación en la zona tropical la incidencia de rayos UV es más alta, especialmente en las zonas de alta montaña (IDEAM, 2017). Estas condiciones podrían favorecer a las cianobacterias con respecto a otros grupos de algas.

El énfasis en el estudio de este tipo de factores contribuirá de manera significativa a entender mejor el comportamiento de las floraciones algales y a crear mejores estrategias de gestión de los ecosistemas afectados. El monitoreo frecuente, o por lo menos un estudio espacialmente amplio sobre la relación entre la calidad del agua y la presencia de cianobacterias en el territorio colombiano, es una prioridad. Las repercusiones de este tipo de floraciones van más allá de la afectación directa del agua destinada al consumo. Las floraciones tóxicas de cianobacterias pueden afectar comunidades de peces y otros organismos y, por ende, la productividad pesquera modificando la estructura trófica de los ecosistemas acuáticos.

Tabla 2. Valores de temperatura máxima superficial del agua registrada en lagos de montaña de la Cordillera Oriental. Valores tomados de varias fuentes: López, *et al.*, 2012; Rivera-Rondón, *et al.*, 2008; Zapata, *et al.*, 2006; Zapata, *et al.*, 2009) y de datos inéditos de los autores

Altitud (m. s.n.m.)	Temperatura máxima (°C)	Sistema	Ubicación	Latitud	Longitud	Año de medición	Mes
2.600	19,0	Humedal Juan Amarillo	Bogotá, D.C	4,8333300	-74,16666	2007	Enero
2.650	20,2	Fúquene	Fúquene, Cundinamarca	5,4652778	-75,77194	2006	Jul-Sept
2.777	18,7	Embalse San Rafael	Cundinamarca	4,7028333	-73,98738	2009	Ene-Mar
2.802	14,4	Laguna La Bolsa	Junín, Cundinamarca	4,7422380	-73,69419	2017	Marzo
2.975	17,8	Embalse Chuza	Bogotá, D.C	4,5729722	-73,70466	2009	Ene-Dic
2.990	17,0	Guatavita	Sesquilé, Cundinamarca	4,9770040	-73,77462	2000	Enero
2.997	18,3	Embalse La Regadera	Bogotá, D.C	4,3846944	-74,16997	2009	Ene-Mar
3.014	14,0	Laguna Tembladares	Junín, Cundinamarca	4,7323740	-73,67012	2017	Marzo
3.015	16,5	Lago de Tota	Aquitania, Boyacá	5,5110300	-72,96628	2017	Abril
3.134	14,5	Laguna Calderona	Ciénega, Boyacá	5,3906630	-73,24370	2017	Marzo
3.146	18,7	Embalse Chisacá	Bogotá, D.C	4,3965833	-74,14233	2009	Ene-Mar
3.212	18,8	Laguna El Mapa	Villapinzón, Cundinamarca	5,2207750	-73,53407	2017	Marzo
3.259	16,2	Laguna Guacheneque	Villapinzón, Cundinamarca	5,2344260	-73,52816	2017	Marzo
3.517	14,1	Laguna del Medio	PNN Chingaza, Cundinamarca	4,5066780	-73,73851	2017	Febrero
3.646	14,7	Laguna Casablanca	PNN Chingaza, Cundinamarca	4,2616900	-74,19596	2017	Febrero
3.715	15,1	Laguna Larga	PNN Sumapaz, Cundinamarca	4,2830300	-74,20039	2017	Febrero
3.745	14,1	Laguna Negra	PNN Sumapaz, Cundinamarca	4,2735500	-74,19914	2017	Febrero
3.799	14,7	Laguna La Colorada	Sogamoso, Boyacá	5,6492810	-7,24E+08	2017	Abril
3.830	16,3	Laguna La Vieja	PNN Sumapaz, Cundinamarca	4,1488300	-74,24635	2017	Febrero

Otro de los problemas que requiere una solución prioritaria es la falta de un sistema de registro de los casos de floraciones. Si bien cada día existe una mayor conciencia sobre los problemas de la calidad del agua en el país, el reconocimiento en los medios de comunicación de los casos de floraciones y la identificación de estas aún es incipiente (**Tabla 2S**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1050/2741>). Debido a las implicaciones en la salud humana en el corto y largo plazo (acumulación de toxinas), la opinión pública debería estar informada; en este sentido, los pequeños acueductos son los más vulnerables por la desinformación. La educación ambiental tiene un papel muy importante frente al cambio climático global. El desarrollo de un protocolo estatal que oriente sobre la identificación de las especies y la evaluación del riesgo de toxicidad podría garantizar un rápido avance en la investigación y el desarrollo de medidas que permitan reducir el impacto de las floraciones, pero, sobre todo, apoyaría la formulación de una política integral del recurso hídrico en Colombia que permita un adecuado manejo de este problema.

Información Suplementaria

Tabla 1S. Información sobre florecimientos de cianobacterias no publicada y reportada en trabajos de pregrado, maestría y doctorado. Ver tabla 1S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1050/2740>

Tabla 2S. Registro en medios de comunicación escritos de problemas asociados con floraciones algales. Ver tabla 2S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1050/2741>

Agradecimientos

Al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación of Colombia (Colciencias 50000-050-2016) y la Pontificia Universidad Javeriana (IDPPTA 6789) por la financiación. A Alexander Urbano-Bonilla por el apoyo en la elaboración del mapa.

Contribución de los autores

Los tres autores participaron en el proceso de conceptualización de la revisión, el tratamiento de la información y la escritura del manuscrito.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

Referencias

- Almanza, V., Parra, O., De M. Bicudo, C. E., Baeza, C., Beltran, J., Figueroa, R., Urrutia, R. (2016). Occurrence of toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* in a central Chilean (36° Lat. S) urban lake. *Revista Chilena de Historia Natural*. **89** (1): 8. Doi: 10.1186/s40693-016-0057-7
- Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los Ríos Limay Neuquén y Negro. (2014). Protocolo de muestreo para seguimiento y control de floraciones algales aplicable a monitoreos en ambientes lóticos y lénticos de la cuenca. Secretaría de Gestión Ambiental.
- Azevedo, S., Carmichael, W., M Jochimsen, E., L Rinehart, K., Lau, S., Shaw, G., Eaglesham, G. (2003). Human Intoxication by Microcystins during Renal Dialysis Treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology*. 181-182: 441-446. Doi:10.1016/S0300-483X(02)00491-2
- Bakker, E. S., & Hilt, S. (2016). Impact of water-level fluctuations on cyanobacterial blooms: Options for management. *Aquatic Ecology*. **50** (3): 485-498. Doi: 10.1007/s10452-015-9556-x
- Ballot, A., Scherer, P. I., Wood, S. A. (2018). Variability in the anatoxin gene clusters of *Cuspidothrix issatschenkoi* from Germany, New Zealand, China and Japan. *PloS one*. **13** (7): e0200774. Doi: 10.1371/journal.pone.0200774
- Bouaicha, N., Miles, C.O., Beach, D.G., Labidi, Z., Djabri, A., Benayache, N.Y. Nguyen-Qang, T. (2019). Structural Diversity, Characterization and Toxicology of Microcystins. *Toxins*. **11** (12): 714. Doi:10.3390/toxins11120714

- Bradley, R. S., Vuille, M., Diaz, H. F., Vergara, W.** (2006). Threats to water supplies in the tropical andes. *Science*. **312** (5781): 1755-1756.
- Brasil, J., Attayde, J. L., Vasconcelos, F. R., Dantas, D. D. F., Huszar, V. L. M.** (2016). Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*. **770** (1): 145-164. Doi:10.1007/s10750-015-2578-5
- Bula, G.** (1985). Florecimientos nocivos de algas verde-azules en dos lagunas del departamento del Magdalena. *Ingen. Pesq.* **5**: 89-99.
- Buratti, F. M., Manganelli, M., Vichi, S., Stefanelli, M., Scardala, S., Testai, E., Funari, E.** (2017). Cyanotoxins: Producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. *Archives of Toxicology*. **91** (3): 1049-1130. Doi:10.1007/s00204-016-1913-6
- Cantoral-Uriza, A., Asencio, A., Aboal, M.** (2017). Cianotoxinas: efectos ambientales y sanitarios. *Medidas de Prevención. Hidrobiológica: [revista del Departamento de Hidrobiología]*. **27**: 241-251.
- Carey, C. C., Ibelings, B. W., Hoffmann, E. P., Hamilton, D. P., Brookes, J. D.** (2012). Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water research*. **46** (5): 1394-1407. Doi: 10.1016/j.watres.2011.12.016
- Carmichael, W. W. & Boyer, G. L.** (2016). Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful Algae*. **54**: 194-212. Doi: 10.1016/j.hal.2016.02.002
- Catherine, Q., Susanna, W., Isidora, E.-S., Mark, H., Aurélie, V., Jean-François, H.** (2013). A review of current knowledge on toxic benthic freshwater cyanobacteria – Ecology, toxin production and risk management. *Water Research*. **47** (15): 5464-5479. Doi: 10.1016/j.watres.2013.06.042
- Chapra, S. C., Boehlert, B., Fant, C., Bierman, V. J., Henderson, J., Mills, D., . . . Paerl, H. W.** (2017). Climate Change Impacts on Harmful Algal Blooms in U.S. Freshwaters: A Screening-Level Assessment. *Environmental Science & Technology*. **51** (16): 8933-8943. Doi: 10.1021/acs.est.7b01498
- Chorus, I. & Bartram, J.** (1999). Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. World Health Organization.
- Dalu, T. & Wasserman, R. J.** (2018). Cyanobacteria dynamics in a small tropical reservoir: Understanding spatio-temporal variability and influence of environmental variables. *Science of The Total Environment*. **643**: 835-841. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.256
- de la Cruz, A. A., Hiskia, A., Kaloudis, T., Chernoff, N., Hill, D., Antoniou, M. G., . . . Dionysiou, D. D.** (2013). A review on cylindrospermopsin: The global occurrence, detection, toxicity and degradation of a potent cyanotoxin. *Environmental Science: Processes & Impacts*. **15** (11): 1979-2003. Doi: 10.1039/C3EM00353A
- De la Hoz, M.** (2004). Dinámica del fitoplancton de la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Bulletin of Marine and Coastal Research*. **33**: 159-179.
- Dörr, F. A., Pinto, E., Soares, R. M., de Oliveira e Azevedo, S. M., F.** (2010). Microcystins in South American aquatic ecosystems: Occurrence, toxicity and toxicological assays. *Toxicon*. **56** (7): 1247-1256. Doi: 10.1016/j.toxicon.2010.03.018
- Duong, T. T., Le, T. P. Q., Pflugmacher, S., Rochelle-Newall, E., Trung Kien, H., Vu, T., . . . Dang, D.** (2013). Seasonal variation of cyanobacteria and microcystins in the Nui Coc Reservoir, Northern Vietnam. *Journal of Applied Phycology*. **25** (4): 1065-1075. Doi: 10.1007/s10811-012-9919-9
- Elliott, J. A.** (2012). Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. *Water research*. **46** (5): 1364-1371. Doi: 10.1016/j.watres.2011.12.018
- Evangelista, V., Barsanti, L., Frassanito, A. M., Passarelli, V., Gualtieri, P.** (2008). *Algal Toxins: Nature, Occurrence, Effect and Detection*: Springer. p. 398.
- Funari, E., Manganelli, M., Buratti, F. M., Testai, E.** (2017). Cyanobacteria blooms in water: Italian guidelines to assess and manage the risk associated to bathing and recreational activities. *Science of The Total Environment*. **598**: 867-880. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.232
- Gilbert, J. J.** (1996). Effect of Temperature on the Response of Planktonic Rotifers to a Toxic Cyanobacterium. *Ecology*. **77** (4): 1174-1180. Doi: 10.2307/2265586
- Hamilton, D. P., Salmaso, N., Paerl, H. W.** (2016). Mitigating harmful cyanobacterial blooms: strategies for control of nitrogen and phosphorus loads. *Aquatic Ecology*. **50** (3): 351-366. Doi:10.1007/s10452-016-9594-z

- Hawkins, P., Runnegar, M., Jackson, A. R. B., Falconer, I.** (1985). Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju isolated from a domestic water supply reservoir. *Applied and Environmental Microbiology*. **50**: 1292-1295.
- Herrera, N. A., Flórez, M. T., Echeverri, L. F.** (2015). Evaluación preliminar de la reducción de microcistina-LR en muestras de florecimiento a través de sistemas sedimentarios. *Revista internacional de contaminación ambiental*. **31**: 405-414.
- Huber, V., Wagner, C., Gerten, D., Adrian, R.** (2012). To bloom or not to bloom: Contrasting responses of cyanobacteria to recent heat waves explained by critical thresholds of abiotic drivers. *Oecologia*. **169** (1): 245-256. Doi:10.1007/s00442-011-2186-7
- Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M. H., Visser, P. M.** (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*. **16** (8): 471-483. Doi:10.1038/s41579-018-0040-1
- Hurtado-Alarcón, J. C. & Polanía-Vorenberg, J.** (2014). Técnicas moleculares para la detección de cianobacterias en los embalses Riogrande II y La Fe, Colombia. *Revista de Biología Tropical*. **62**: 381-398.
- Ibarra, K., Gómez, M. C., Vilorio, E. A., Arteaga, E., Cuadrado, I., Martínez, M. F., . . . Rueda, M.** (2014). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Fecha de consulta: 6 de octubre de 2019. Disponible en: <https://www.corpamag.gov.co/archivos/Publicaciones/MonitoreoCondicionesAmbientalesCambiosINVEMAR.pdf>
- IDEAM.** (2015). Estudio Nacional del Agua 2014. Bogotá, D. C: Panamericana Formas e Impresos S.A. p. 496.
- IDEAM.** (2017). Atlas de radiación solar, ultravioleta y ozono de Colombia. Bogotá, D.C. Imprenta Nacional de Colombia. 171. pp. ISSN: 978 958 8067 94 0
- INVEMAR.** (2015a). Concepto Técnico sobre la Mortandad de Peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Sector Tasajera), Magdalena, Ocurrida en Junio 2015. CPT-CAM-011-15.
- INVEMAR.** (2015b). Concepto Técnico Sobre Mortandad de Peces en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Sector Caño Grande- Pajarales), Ocurrida en Noviembre de 2015.
- Jaramillo-Londoño, J. C. & Aguirre-Ramírez, N. J.** (2012). Cambios espacio-temporales del plancton en la Ciénaga de Ayapel (Córdoba-Colombia), durante la época de menor nivel del agua. *Caldasia*. **34**: 213-226.
- Jeppesen, E., Brucet, S., Naselli-Flores, L., Papastergiadou, E., Stefanidis, K., Nöges, T., Beklioglu, M.** (2015). Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*. **750** (1): 201-227. Doi:10.1007/s10750-014-2169-x
- Jöhnk, K. D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P. M., Stroom, J. M.** (2008). Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*. **14** (3): 495-512. Doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01510.x
- Kaebnick, M. & Neilan, B.** (2001). Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. *FEMS Microbiology Ecology*. **35**: 1-9. Doi:10.1111/j.1574-6941.2001.tb00782.x
- Kaplan-Levy R.N., Hadas O., Summers M.L., Rücker J., Sukenik A.** (2010). Akinetes: Dormant Cells of Cyanobacteria. In: Lubzens E., Cerda J., Clark M. (eds) Dormancy and Resistance in Harsh Environments. Topics in Current Genetics, vol 21. Springer, Berlin, Heidelberg.
- León, N., Rivera-Rondón, C. A., Zapata, A., Jiménez, J., Villamil, W., Arenas, G., Sánchez, T.** (2012). Factors controlling phytoplankton in tropical high-mountain drinking-water reservoirs. *Limnetica*. **31** (2): 305-322.
- Lewis Jr, W. M.** (2000). Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*. **5** (1): 35-48. Doi:10.1046/j.1440-1770.2000.00091.x
- Litchman, E., de Tezanos Pinto, P., Klausmeier, C., Thomas, M., Yoshiyama, K.** (2010). Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia*. **653**: 15-28. Doi:10.1007/s10750-010-0341-5
- Mancera, J. E. & Vidal, L. A.** (1994). Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande De Santa Marta, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR*. **23**: 103-117.
- Marengo, J., Ambrizzi, T., Rocha, R. P., Alves, L., Cuadra, S., Ramírez, V., Santos, D.** (2010). Future change of climate in South America in the late XXI century: Intercomparison of scenarios from three regional climate models. *Clim. Dyn.* **35**: 1073-1097.

- McGregor, G. B., Stewart, I., Sendall, B. C., Sadler, R., Reardon, K., Carter, S., . . . Wickramasinghe, W.** (2012). First report of a toxic *Nodularia spumigena* (Nostocales/Cyanobacteria) bloom in sub-tropical Australia. I. Phycological and public health investigations. *International Journal of Environmental Research And Public Health*. **9** (7): 2396-2411. Doi:10.3390/ijerph9072396
- Mendoza, L.** (2016). El género *Sphaerocavum* y dominancia de *S. brasiliense* y *Microcystis wesenbergii* (Microcystaceae, Cyanophyceae) en la floración algal de la laguna Huacachina, Perú. *Revista Peruana de Biología*. **23**: 53-60. Doi:10.15381/rpb.v23i1.11835
- Mercado, J. E.** (1971). Inventario preliminar de la fauna y flora de la Ciénaga a Grande de Santa Marta. Proyecto para el Desarrollo de la Pesca Marítima en Colombia (INDERENA-PNUD-FAO), CIP. Cartagena. 8 p.
- Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E., Thomas, O.** (2013). State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment International*. **59**: 303-327. Doi: 10.1016/j.envint.2013.06.013
- Mihaljević, M. & Stević, F.** (2011). Cyanobacterial blooms in a temperate river-floodplain ecosystem: the importance of hydrological extremes. *Aquatic Ecology*. **45** (3): 335-349. Doi:10.1007/s10452-011-9357-9
- Mogollón, M., Aycardi, M., Galeano, J., Villalobos, J., Arango, C.** (2014). variación espacio-temporal de las cianoprocariotas del antiguo delta del río Sinú, Córdoba, Colombia. *Revista Intropica*. **9**: 92-101.
- Montoya-Moreno, Y. & Aguirre, N.** (2013). Dinámica del ensamblaje algal epifítico en el sistema de planos inundables de ayapel a través del pulso de inundación. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*. **16**: 491-500.
- Moss, B., Erik, b., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Torben, b., Lauridsen, T., Liu, Z.** (2013). Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: Resolution of a current controversy? *Hydrobiologia*. **710**: 3-21. Doi: 10.1007/s10750-012-1033-0
- Mowe, M., Mitrovic, S., Lim, R., Furey, A., Yeo, D.** (2015). Tropical cyanobacterial blooms: A review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors. *Journal of Limnology*. **74** (2): 205-224. Doi: 10.4081/jlimnol.2014.1005
- Ndlela, L.** (2016). An overview of cyanobacterial bloom occurrences and research in Africa over the last decade. *Harmful Algae*. **60**: 11-26. Doi: 10.1016/j.hal.2016.10.001
- Newell, R. I. E.** (2004). Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: A review. *Journal of Shellfish Research*. **23**: 51-61.
- O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., Gobler, C. J.** (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*. **14**: 313-334. Doi: 10.1016/j.hal.2011.10.027
- Paerl, H.** (2014). Mitigating Harmful Cyanobacterial Blooms in a Human- and Climatically-Impacted World. *Life* (Basel, Switzerland). **4**: 988-1012. Doi: 10.3390/life4040988
- Paerl, H. & Huisman, J.** (2008). Blooms Like It Hot. *Science* (New York, N.Y.). **320**: 57-58. Doi: 10.1126/science.1155398
- Paerl, H., & Huisman, J.** (2009). Climate Change: A Catalyst for Global Expansion of Harmful Cyanobacterial Blooms. *Environmental Microbiology Reports*. **1**: 27-37. Doi: 10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x
- Paerl, H. & Otten, T.** (2013). Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microbial Ecology*. **65**: 995-1010. Doi: 10.1007/s00248-012-0159-y
- Paerl, H. & Paul, V. J.** (2012). Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*. **46** (5): 1349-1363. Doi: 10.1016/j.watres.2011.08.002
- Palacio Gómez, K., Hernández Atilano, E., Peñuela Mesa, G., Aguirre Ramírez, N., Vélez Macías, F.** (2019). Características morfológicas de las cianobacterias y fitoplancton dominante en embalses de Antioquia: un enfoque basado en el biovolumen. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*. **22** (2): e1306. Doi: 10.31910/rudca.v22.n2.2019.1306
- Palacio, H. M., Palacio, J. A., Echenique, R. O., Sant'Anna, C. L., Ramírez, J. J.** (2015). *Dolichospermum lemmermannii* (Cyanobacteria): A temperate species in a neotropical, eutrophic reservoir. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. **50** (3): 309-321.
- Palacio, H. M., Ramírez, J. J., Echenique, R. O., Palacio, J. A., Sant'anna, C. L.** (2015). Floristic composition of cyanobacteria in a neotropical, eutrophic reservoir. *Revista Brasileira de Botânica*. **38** (4): 865-876. Doi: 10.1007/s40415-015-0185-3
- Paterson, A. M., Rühland, K. M., Anstey, C. V., Smol, J. P.** (2017). Climate as a driver of increasing algal production in Lake of the Woods, Ontario, Canada. *Lake and Reservoir Management*. **33** (4): 403-414. Doi: 10.1080/10402381.2017.1379574

- Pattanaik B., Schumann R., Karsten U.** (2007). Effects of Ultraviolet Radiation on Cyanobacteria and their Protective Mechanisms. In: Seckbach J. (eds) *Algae and Cyanobacteria in Extreme Environments. Cellular Origin, Life in Extreme Habitats and Astrobiology*, vol 11. Springer, Dordrecht.
- Peperzak, L.** (2003). Climate change and harmful algal blooms in the North Sea. *Acta Oecologia*. **24**: S139-S144. Doi: 10.1016/S1146-609X(03)00009-2
- Petcheneshsky, T., Aguilera, A., Amé María, V., Andrinolo, D., Bauzá, L., Benítez, R., . . . Wunderlin, D. A.** (2017). Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud. In L. Giannuzzi, T. Petcheneshsky, & M. Hansen (Series Eds.). p. 258. Fecha de consulta: 18 de septiembre de 2019. Disponible en: http://www.msal.gov.ar/images/stories/bes/graficos/0000000334cnt-Ciano_2017.pdf
- Pick, F. R.** (2016). Blooming algae: A Canadian perspective on the rise of toxic cyanobacteria. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **73** (7): 1149-1158. Doi: 10.1139/cjfas-2015-0470
- Plata-Díaz, Y. & Pimienta-Rueda, A.-L.** (2011). Factors Determining The Phytoplankton Variability In The Swamps Of The Momposina Depression (Colombia). *CT&F - Ciencia, Tecnología y Futuro*. **4**: 105-122.
- Puyana, M., Acosta, A., Bernal-Sotelo, K., Velásquez-Rodríguez, T., Ramos, F.** (2015). Spatial scale of cyanobacterial blooms in Old Providence Island, Colombian Caribbean. *Universitas Scientiarum*. **20**: 83-105.
- Rastogi, R. P., Madamwar, D., Incharoensakdi, A.** (2015). Bloom Dynamics of Cyanobacteria and Their Toxins: Environmental Health Impacts and Mitigation Strategies. *Frontiers in Microbiology*. **6**: 1254. Doi: 10.3389/fmicb.2015.01254
- Rastogi, P. R. & Madamwar, D.** (2015) UV-Induced Oxidative Stress in Cyanobacteria: How Life is able to Survive? *Biochemistry & Analytical Biochemistry*. **4**: 173. Doi: 10.4172/2161-1009.1000173
- Rastogi, P.R., Sinha, R.P., HyunMoh, S., Lee, T.K., Kottuparambil, S., Kim, Y.J., ... Han, T.** (2014). Ultraviolet radiation and cyanobacteria. *Journal of Photochemistry and Photobiology B Biology*. **141**: 154-169. Doi: 10.1016/j.jphotobiol.2014.09.020
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S.** (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*. **24** (5): 417-428.
- Rigosi, A., Carey, C. C., Ibelings, B. W., Brookes, J. D.** (2014). The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnology and Oceanography*. **59** (1): 99-114. Doi: 10.4319/lo.2014.59.1.0099
- Rivera-Rondón, C. A., Prada-Pedreiros, S., Galindo, D., Maldonado-Ocampo, J. A.** (2008). Effects of aquatic vegetation on the spatial distribution of *Grundulus bogotensis*, Humboldt 1821 (Characiformes: Characidae). *Caldasia*. **30** (1): 135-150.
- Rivera Gonzalez, M. & Gómez Gómez, L.** (2010). Identificación de cianobacterias potencialmente productoras de cianotoxinas en la curva de Salguero del río Cesar. *Luna Azul*. **31**: 17-25.
- Roegner, A. F., Brena, B., González-Sapienza, G., Puschner, B.** (2014). Microcystins in potable surface waters: Toxic effects and removal strategies. *Journal of Applied Toxicology*. **34** (5): 441-457. Doi: 10.1002/jat.2920
- Romo, S., Soria, J., Del Campo, F., Ouahid Benkaddour, Y., Barón-Sola, Á.** (2012). Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Fresh Water Biology*. **58**: 1420-1429. Doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02734.x
- Sarmento, H., Amado, A., Descy, J.-P.** (2013). Climate change in tropical fresh waters (comment on the paper 'Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time' by de Senerpont Domis, *et al.*). *Freshwater Biology*. **58**: 1-3. Doi:10.1111/fwb.12140
- Scholz, S., Esterhuizen-Londt, M., Pflugmacher, S.** (2017). Rise of toxic cyanobacterial blooms in temperate freshwater lakes: Causes, correlations and possible countermeasures. *Toxicological & Environmental Chemistry*. **99**: 1-58. Doi: 10.1080/02772248.2016.1269332
- Silva, M. O. D., Blom, J. F., Yankova, Y., Villiger, J., Pernthaler, J.** (2018). Priming of microbial microcystin degradation in biomass-fed gravity driven membrane filtration biofilms. *Systematic and Applied Microbiology*. **41** (3): 221-231. Doi: 10.1016/j.syapm.2017.11.009
- Soares, M. C. S., Huszar, V. L. M., Miranda, M. N., Mello, M. M., Roland, F., Lürling, M.** (2013). Cyanobacterial dominance in Brazil: Distribution and environmental preferences. *Hydrobiologia*. **717** (1): 1-12. Doi: 10.1007/s10750-013-1562-1
- Srivastava, A. K., Rai, A. N., Neilan, B. A.** (2013). *Stress Biology of Cyanobacteria: Molecular Mechanisms to Cellular Responses*. CRC Press, Boca Raton, FL. p. 375.

- Sukenik, A., Hadas, O., Kaplan, A., Quesada, A.** (2012). Invasion of Nostocales (cyanobacteria) to Subtropical and Temperate Freshwater Lakes - Physiological, Regional, and Global Driving Forces. *Frontiers in Microbiology*. **3**: 86-86. Doi: 10.3389/fmicb.2012.00086
- Sukenik, A., Quesada, A., Salmasso, N.** (2015). Global expansion of toxic and non-toxic cyanobacteria: Effect on ecosystem functioning. *Biodiversity and Conservation*. **24** (4): 889-908. Doi:10.1007/s10531-015-0905-9
- Svrcek, C. & W Smith, D.** (2004). Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options: A review. *Journal of Environmental Engineering and Science*. **3**: 155-185. Doi: 10.1139/s04-010
- Testai, E., Scardala, S., Vichi, S., Buratti, F. M., Funari, E.** (2016). Risk to human health associated with the environmental occurrence of cyanobacterial neurotoxic alkaloids anatoxins and saxitoxins. *Critical Reviews in Toxicology*. **46**(5): 385-419. Doi: 10.3109/10408444.2015.1137865
- UNESCO.** (2009). *Cianobacterias Planctónicas del Uruguay Manual para la identificación y medidas de gestión* (978-92-9089-138-3). Fecha de consulta: 1 de agosto de 2019. Disponible en: <http://limno.fcien.edu.uy/divulgacion/manual.de.cianobacterias.pdf>
- Vela, L., Sevilla, E., Martín, B., Pellicer, S., Bes, M. T., Fillat, M. F., & Peleato, M. L.** (2007). Las microcistinas. *Revista de la Academia de Ciencias Exactas, Físicas, Químicas y Naturales de Zaragoza*. **62**: 135-146.
- Visser, P., Verspagen, J., Sandrini, G., J. Stal, L., Matthijs, H., Davis, T., . . . Huisman, J.** (2016). How rising CO2 and global warming may stimulate harmful cyanobacterial blooms. *Harmful Algae*. **54**: 145-159. Doi: 10.1016/j.hal.2015.12.006
- Wagner, C. & Adrian, R.** (2009). Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography*. **54** (6part2): 2460-2468. Doi: 10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2460
- Zaccaroni, A. & Scaravelli, D.** (2008). *Toxicity of Fresh Water Algal Toxins to Humans and Animals Algal toxins: Nature, Occurrence, Effect and Detection*. Dordrecht: Springer Netherlands. pp. 45-89.
- Zapata, A., Rivera Rondón, C. A., Donato, J.** (2006). Dynamics of photosynthetic pigments in an Andean lake in Colombia. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*. **11** (1): 29-38. Doi: 10.1111/j.1440-1770.2006.00288.x
- Zapata, A., Rivera Rondón, C. A., Páez, V., Pedraza Garzón, E., García, R.** (2009). Factors controlling continual cyanobacterial bloom in a tropical urban wetland. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. **30**: 813-816. Doi:10.1080/03680770.2009.11902244

Artículo original

Clasificación de grupos morfofuncionales del fitoplancton en seis sistemas lénticos de las regiones Caribe, Andina y Amazónica de Colombia

Classification of morphofunctional phytoplankton groups in six lentic systems of the Caribbean, Andean, and Amazonian regions of Colombia

✉ Esneddy Hernández^{1,*}, ✉ Néstor Aguirre¹, ✉ Karen Palacio¹, Jaime Palacio², John Jairo Ramírez³, Santiago R. Duque⁴, ✉ Martha Mogollón⁵, ✉ Carla Kruk⁶

¹ Grupo de Investigación GeoLimna, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

² Grupo de Investigación en Gestión y Modelación Ambiental – GAIA, Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia

³ Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

⁴ Instituto Amazónico de Investigaciones - Imani, Universidad Nacional de Colombia – Sede Amazonia, Leticia, Colombia

⁵ Programa de Biología, Facultad de Ciencias Básicas e Ingenierías, Universidad de Córdoba, Montería, Colombia

⁶ Facultad de Ciencias, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Limnología, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay

Resumen

La clasificación basada en rasgos y grupos funcionales establecidos en la morfología del fitoplancton posibilitó una aproximación factible y objetiva en la evaluación de seis sistemas de diferente tipo, origen, morfología y condición limnológica pertenecientes a las regiones amazónica, andina y caribe de Colombia. Se estableció específicamente la relación entre las variables continuas y categóricas del fitoplancton (volumen, superficie, dimensión lineal máxima, presencia de aerótopos, mucílago, flagelo y exoesqueleto de sílice) con los parámetros limnológicos de transparencia, profundidad máxima, temperatura y concentración de iones inorgánicos. Se seleccionaron entre dos y ocho estaciones durante tres o cuatro periodos climáticos en series anuales entre el 2005 y el 2007 tomando las muestras en la zona limnética. Los taxones identificados se clasificaron en uno u otro grupo funcional basado en la morfología (GFBM) según las dimensiones morfológicas y la presencia de rasgos especializados de cada taxón. Entre los resultados más relevantes se destacó el grupo V (flagelados unicelulares de tamaño medio a grande) en ambientes poco profundos y turbios, con excepción de la llanura del Bajo Sinú en el Caribe, donde dominaba el grupo VII (colonias mucilaginosas con los lípidos y aerótopos). En los lagos profundos y de gran transparencia en montañas sobresalieron los grupos IV (tamaño medio y ausencia de rasgos especializados) y VII. Los grupos propuestos en la clasificación permitieron exponer los patrones funcionales del ensamblaje del fitoplancton y explicar significativamente su variación en respuesta a las características de los sistemas.

Palabras clave: Fitoplancton; Morfología; Funcional; Rasgo.

Abstract

The classification based on phytoplankton traits and functional groups allowed a feasible and objective approach in the evaluation of six tropical systems of different types, origin, morphology, and limnological condition in the Amazon, Andean, and Caribbean regions of Colombia. Specifically, this work established the relationship between continuous and categorical variables of phytoplankton (volume, surface area, maximum linear dimension, presence of aerotopes,

Citación: Hernández E, Aguirre N, Palacio K, *et al.* Clasificación de grupos morfofuncionales del fitoplancton en seis sistemas lénticos de las regiones Caribe, Andina y Amazónica de Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):392-406, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1082>

Editor: Luis Fernando Echeverri

***Correspondencia:**

Esnedy Hernández;
esneddy.hernandez@udea.edu.co

Recibido: 7 de septiembre de 2019

Aceptado: 16 de abril de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

mucilage, flagellum, and silica exoskeleton) and limnological parameters such as transparency, maximum depth, temperature, and inorganic ions concentration. We selected two to eight stations during three or four climatic periods in annual series between 2005 and 2007 taking samples in the limnetic area. The identified taxa were classified into morphology-based functional groups (MBFG) according to the morphological dimensions and the presence of specialized traits of each taxon. Group V (unicellular or colonial flagellates of medium to large size) predominated in shallow and turbid environments, except for the Caribbean Bajo Sinú plains where group VII (large mucilaginous colonies) dominated. In the deep and highly transparent mountain lakes, groups IV (organisms of medium size lacking specialized traits) and VII predominated. The groups proposed classification exposed the functional patterns of the phytoplankton assembly and significantly explained its variation in response to the characteristics of the systems.

Keywords: Phytoplankton; Morphology; Functional; Traits.

Introducción

Las comunidades de fitoplancton son muy diversas y difíciles de predecir en **Kruk, et al.** (2009); constituyen, además, una fuente importante de alimento y un excelente modelo para interpretar procesos ecológicos como la fotosíntesis, la productividad, el ciclo del oxígeno, el carbono y las relaciones asociadas con la transferencia de energía (**Hutchinson, 1967; Reynolds, 1984; Harris, 1986; Sommer, 1985; Sommer, 2012; Hilton, et al., 2006; Qu, et al., 2019; Ptacnik, et al., 2008; Rousseaux & Gregg, 2014**), que se abordan principalmente a partir de la taxonomía, la diversidad del tamaño y la morfología (**Huszar & Caraco, 1998; Bonilla, et al., 2005; Borics, et al., 2007; Rosati, et al., 2017**).

En particular la diversidad morfométrica puede estar relacionada con las adaptaciones fisiológicas y la disponibilidad de recursos y energía (**Margalef, 1958; Devercelli, 2006; Menezes, 2010; Soares, 2010**). La conformación de grupos morfológicos funcionales asociados con base en diversas condiciones ambientales fue propuesta por **Hutchinson (1961)** y ampliada por **Reynolds (1984, 1984a, 1988, 1995, 1997)** y **Reynolds, et al. (2002)**. Este enfoque se basa en aspectos de la vegetación terrestre que agrupan a las especies según su capacidad para captar la luz y adquirir y conservar los recursos minerales (**Grime, 1979; Menezes, et al., 2010; Garnier & Navas, 2012; Kattge, et al., 2011; Violle, et al., 2014**). Estos aspectos se han asociado con variaciones morfométricas (volumen, superficie, relación superficie-volumen y dimensión lineal máxima), características fisiológicas tales como las tasas metabólicas y de crecimiento, la cinética de incorporación de nutrientes y la captación de luz, con aspectos evolutivos relativos al tipo de estrategia selectiva utilizada (r-seleccionado y k-seleccionado), y con las características ambientales (patrón de mezcla, situación latitudinal y altitudinal, y estado trófico, entre otras).

En las escalas espacial y temporal la asociación de especies puede darse como un consorcio de genotipos con propiedades bioquímicas o fisiológicas diferentes (**Kruk, et al., 2002; Reynolds, et al., 2002; Huszar, et al., 2003; Abonyi, et al., 2014; Salmaso, et al., 2007**). **Bouvy, et al. (2006)** consideran que un enfoque funcional basado en propiedades morfológico-ecológicas puede utilizarse como un método cuantitativo para describir los aspectos sucesionales del ensamblaje fitoplanctónico.

Dado que el fitoplancton se dispersa relativamente bien en el espacio, hasta el punto de que sus especies se consideran cosmopolitas, se espera que los grupos se formen principalmente como resultado de las perturbaciones locales de frecuencia e intensidad, las cuales se convierten en filtros selectivos de especies que comparten características adaptativas similares; dichos grupos superan las fronteras taxonómicas y filogenéticas.

Se puede concluir que los rasgos morfológicos constituyen un enfoque de alto potencial para el estudio del fitoplancton y la clasificación ecológica de los cuerpos de agua en donde habitan. Los grupos funcionales pueden complementarse con el uso de herramientas analíticas adecuadas y abordar grupos de especies características de cualquier tipo de ambiente. En este estudio se explora dicha posibilidad en seis sistemas lénticos de diferentes características ubicados en tres ecorregiones de Colombia.

La clasificación de grupos funcionales basados en la morfología (GFBM) desarrollada por **Kruk, *et al.*** (2010) no requiere el conocimiento de los rasgos fisiológicos, ni del acondicionamiento ambiental o la filiación taxonómica. En su lugar, utiliza rasgos fácilmente observables, como el volumen y la presencia de mucílago, entre otros. En este trabajo se planteó la siguiente interrogante: ¿los grupos funcionales basados en la morfología reflejan las características del ensamblaje del fitoplancton y su desempeño ecológico en respuesta a diferentes condiciones ambientales, según los criterios postulados por **Kruk, *et al.*** (2010) Se esperaba determinar si estos criterios permitían analizar la adecuación biológica de grupos de organismos según las características ambientales de los sistemas analizados, es decir, predominancia de los grupos III, V y VII, caracterizados por una alta relación superficie-volumen (S/V) y rasgos especializados como flagelos, aerótopos y mucílago, en ambientes someros, turbios, cálidos y potencialmente mezclados; en contraste, los grupos II y IV, caracterizados por un menor tamaño y poca presencia de rasgos categóricos o especiales dan cuenta de su distribución en ambientes profundos, claros y de menor temperatura. El objetivo del estudio fue establecer si estos grupos reflejaban las características necesarias para analizar la estructura y la distribución de los patrones funcionales del fitoplancton conforme a diferentes condiciones ambientales y según los criterios postulados por **Kruk, *et al.*** (2010).

Materiales y métodos

Área de estudio

Los seis sistemas estudiados pertenecen a las regiones amazónica, andina y caribe de Colombia (**Figura 1**) y se distribuyen de la siguiente manera: los de la zona más septentrional del país se localizan en la región Caribe, específicamente en los lagos de inundación o ciénagas de Ayapel en el departamento de Córdoba (8° 18' 57,3" N & 75° 07' 34,5" O) y el Bajo Sinú (9° 13' 26,89" N & 75° 46' 31,44" O), asociadas a los ríos San Jorge y Sinú, respectivamente. Estos ambientes, ubicados a 20 m s.n.m. registran una profundidad media de 5 metros y una temperatura media anual superior a 30 °C. En la región andina, en el centro del país (departamento de Boyacá), a 3.015 y 2.543 m s.n.m., respectivamente, se localizan el lago Tota (5° 32' 99" N y 72° 55' 42" O) y la laguna Fúquene (5° 27' 94" N & 73° 45' 19" O); ambos son sistemas naturales de montaña de origen tectónico-glaciario, con profundidades máximas medias de aproximadamente 60 y 6 m, respectivamente, y una temperatura media anual de 12 °C. Por último, al sur del país, en Leticia (Amazonas), a 82 m s.n.m., se incluyeron los lagos de inundación Correo-Tarapoto (3° 47' 30, 6" N y 70° 25' 51" O) y Yahuaraca (4° 11' 48" N y 69° 57' 19" =), asociados a la depresión de la llanura de inundación formada por el río Amazonas, cuyas profundidades máximas medias son de 7 metros y la temperatura media anual es de 26 °C.

Diseño de muestreo

En la zona limnética del espejo principal de cada sistema se monitorearon entre dos a ocho estaciones durante tres a cuatro períodos climáticos en series anuales entre el 2005 y el 2007. Las muestras para los análisis físicos, químicos y de clorofila a se recolectaron en la subsuperficie en una botella de tipo Van Dorn de 2,5 l, a la altura de la profundidad Secchi y a tres veces dicha profundidad.

VARIABLES AMBIENTALES

La información mensual de precipitación, brillo solar y radiación ultravioleta (banda de 305 nm) se obtuvo de los mapas y el banco de datos del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). En cuanto a las variables fisicoquímicas, en cada sistema se midieron *in situ* la profundidad máxima (m), la profundidad Secchi (m), la temperatura del agua (°C), el oxígeno disuelto (mg/l), el porcentaje de saturación, el pH y la conductividad eléctrica (µS/cm). Además, se recolectaron muestras de agua para el análisis de nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻), amonio (NH₄⁺), ortofosfato (PO₄⁻³), silicatos (SiO₂) y clorofila a (µg/l). El análisis de nutrientes se efectuó con un autoanalizador BRAN

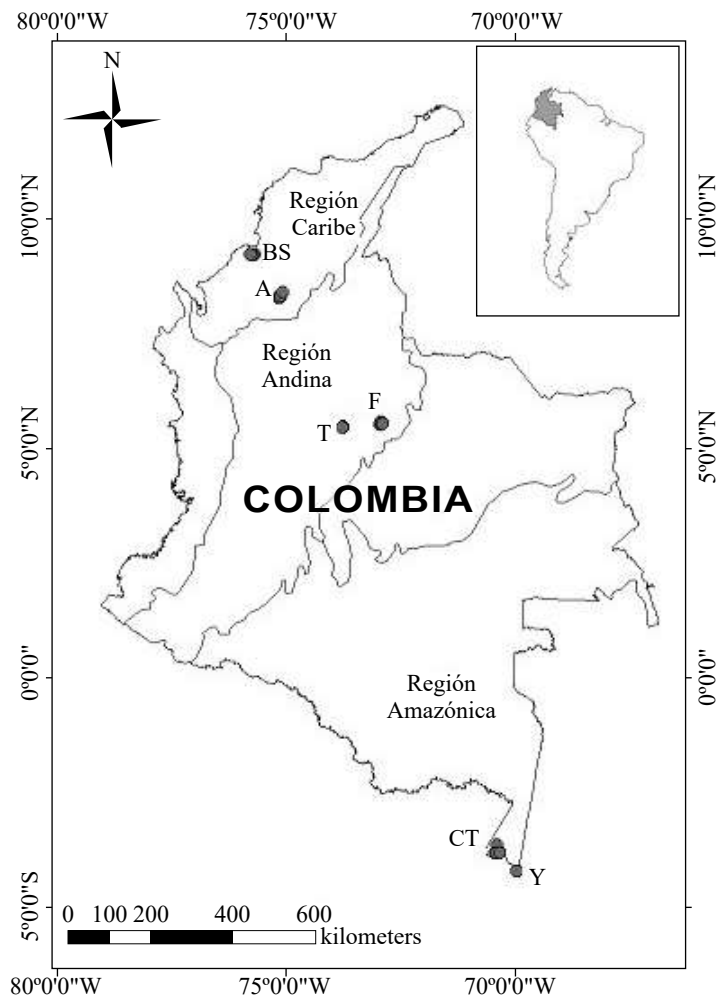


Figura 1. Localización general de los sistemas de estudio. BS: complejo cenagoso del Bajo Sinú, A: ciénaga de Ayapel, T: lago Tota, F: laguna Fúquene, Y: lago Yahuaraca, CT: lagos Correo y Tarapoto

+ LUEBBE AAI (Norderstedt Stadt, Alemania). El análisis de clorofila se llevó a cabo en muestras liofilizadas resuspendidas en metanol al 95 % mediante cromatografía líquida de alta resolución (*high performance liquid chromatography*, HPLC) en una columna simétrica Cs de 150 × 4,6 mm y un tamaño de poro de 100 Å.

Análisis de las muestras

Las muestras de fitoplancton se preservaron en solución de Lugol al 10 % y el fitoplancton, excepto el picoplancton, se contó en un microscopio invertido enumerando campos aleatorios (Uehlinger, 1964) mediante la técnica de sedimentación (Utermöhl, 1958). Las muestras se observaron con 400X y se contaron hasta 30 campos para confirmar la asíntota de la curva de rarefacción. Para la aplicación de los grupos funcionales según Kruk, *et al.* (2010), las colonias, los cenobios, los filamentos y las células individuales se consideraron como unidades de conteo. Se midieron el volumen, la superficie y la dimensión lineal máxima de cada morfotipo. El biovolumen se estableció según lo propuesto por Hillebrand, *et al.* (1999). En total se analizaron 243 muestras y en cada una de ellas se midieron 10 individuos de cada morfotipo, con el fin de obtener las dimensiones promedio de volumen, superficie y dimensión lineal máxima. Los morfotipos presentes en cada una de las muestras se clasificaron y tabularon en un grupo morfológico según sus rasgos numéricos (dimensiones) y categóricos (caracteres especializados).

El biovolumen individual ($\mu\text{m}^3/\text{l}$) se estimó multiplicando el biovolumen (μm^3) por la concentración de individuos (ind/l). Según **Kruk, et al.** (2010), para las formas coloniales con mucílago, el cálculo de volumen y superficie incluye el mucílago dentro de la dimensión de cada colonia. Se consideró la presencia de rasgos especializados como los aerótopos, los flagelos, el mucílago, los heterocitos, los acinetos y los frústulos silíceos para cada organismo. En **Kruk, et al.** (2010) se encuentra la clave que permite determinar la filiación de una especie fitoplanctónica a un grupo morfofuncional determinado según sus características morfológicas y especializadas. Además de esta información, se encuentra la concerniente al desempeño ecológico en términos de la adquisición de recursos y evasión de procesos de pérdida (consumo y sedimentación).

Procesamiento y análisis de la información

Los datos se organizaron y codificaron en dos matrices: una biológica, que incluyó los morfotipos del fitoplancton, y una explicativa compuesta por las variables ambientales. La significación de las diferencias de los rasgos morfológicos entre los GFBM se probó mediante un ANOVA. Se aplicó la prueba de Duncan para validar los conjuntos homogéneos de los GFBM en cuanto al volumen, la relación superficie-volumen y la dimensión lineal máxima. Este análisis se efectuó en el programa Statistica para Windows, versión 7.

Los taxones identificados se incluyeron en uno u otro GFBM utilizando una plantilla diseñada por **Kruk & Segura** (2011). La pertenencia a los grupos se estableció a partir de las dimensiones morfológicas medias y la presencia de los rasgos especializados de cada taxón.

Para establecer el grado de relación entre los GFBM, los rasgos funcionales y el grupo de parámetros ambientales se hizo un análisis de correspondencia canónica (CCA) usando el programa R después de comprobar que en el análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) la longitud del gradiente en el primer eje fuera superior a 1,5 (**Ter Braak & Šmilauer**, 1998). La significación de las variables ambientales que explicaron la varianza de los GFBM en el CCA se determinó mediante la prueba de Monte Carlo con 499 permutaciones (**Ter Braak**, 1995). Las variables consideradas en el análisis presentaron un valor de $p < 0,05$ y un factor de inflación < 20 . Las matrices se estandarizaron y transformaron a $\log_{10}(x+1)$. Los análisis de ordenación incluyeron la profundidad máxima, la profundidad del disco de Secchi, la temperatura, la precipitación, la radiación UV, el pH, la conductividad eléctrica, las formas de nitrógeno inorgánico disuelto (nitratos, nitritos y amonio), los ortofosfatos y la sílice como posibles factores explicativos de la distribución de los grupos morfológicos. La concentración de clorofila a se utilizó como variable suplementaria.

Resultados

Rasgos morfológicos

En la **tabla 1** se observa que mientras los mayores valores medios de la dimensión lineal máxima y de la relación superficie-volumen se registraron para el fitoplancton de las planicies de inundación del Caribe, los volúmenes y superficies más grandes se calcularon para los sistemas de la región andina. La frecuencia de aparición de rasgos especiales como acinetos, aerótopos y heterocitos fue especialmente importante en el fitoplancton de las planicies de inundación del Caribe. Los flagelos estuvieron presentes en todos los sistemas, pero fueron especialmente notables en el ensamblaje fitoplanctónico de los lagos de inundación amazónicos y en la laguna Fúquene, considerado un cuerpo de agua somero y de montaña según la clasificación de **Donato** (2008). La mayor frecuencia de mucílago se encontró en el lago Tota, catalogado como un lago profundo y de montaña en este estudio. Las estructuras silíceas estuvieron presentes en la mayoría de los sistemas, pero fueron de gran relevancia en la planicie de inundación de la ciénaga de Ayapel (**Tabla 1**).

Tabla 1. Rasgos morfológicos y especializados del fitoplancton en cada sistema en estudio

Rasgos morfológicos	Región/Sistema					
	Lagos de planicie de inundación				Lago y laguna de montaña	
	Caribe		Amazonas		Andina	
	Ayapel	Bajo Sinú	Correo y Tarapoto	Yahuaracaca	Tota	Fúquene
Dimensión lineal máxima DLM (μm)	55,89 (178,20-4,82)	49,46 (186,50-4,95)	29,14 (128,70-4,95)	22,15 (146,30-6,85)	38,71 (235,80-10,03)	35,50 (124,10-5,94)
Volumen V (μm^3)	3473 (2,72E+04-32,26)	4154 (1,90E+05-30,11)	2312 (1,18E+04-31,05)	2517 (1,05E+05-43,40)	4755 (2,42E+04-55,25)	5133 (4,04E+04-42,34)
Área de superficie S (μm^2)	1497 (8030-58,16)	1175 (1,59E+04-17,16)	8975 (3865-64,80)	886,20 (8724-65,66)	1528 (1,00E+04-85,15)	1520 (5726-85,15)
Relación superficie-volumen S/V (μm^{-1})	0,86 (2,42-0,11)	0,98 (2,95-0,05)	0,99 (2,56-0,09)	0,73 (2,53-0,23)	0,52 (6,77-0,11)	0,67 (2,53-0,09)
Acinete	1,15	1,15	0	0	0	0
Aerótopo	1,41	2,17	0	0	0	0
Flagelo	3,08	1,99	5,81	4,46	1,16	4,46
Heterocito	1,38	1,47	0	0	0	0
Mucílago	1,81	1,61	0,24	0	3,02	0,65
Exoesqueleto de sílice	3,55	1,85	0,65	0,44	1,25	0,92

* Las variables morfológicas continuas (MLD, V, S y S/V) incluyen el valor medio y, entre paréntesis, el máximo y el mínimo. Las variables morfológicas categóricas (acinete, aerótopo, flagelo, mucílago y exoesqueleto de sílice) incluyen la frecuencia media en cada sistema.

Caracterización de los rasgos funcionales definitorios de los grupos basados en la morfología

Se observaron seis de los siete GFBM descritos originalmente por **Kruk, et al.** (2010) (**Figura 2**). El grupo I no se reportó, ya que no se pudo hacer el análisis de epifluorescencia necesario para cuantificar y medir los organismos de este grupo, los cuales son los más pequeños, con un promedio de 7 μm de dimensión lineal máxima. Esto no generó subestimaciones importantes si se consideran los resultados asociados con el análisis pigmentario de la clorofila en **Hernández, et al.** (2011), en donde se corroboró una alta relación entre el biovolumen cuantificado y el pigmento. En el grupo II (pequeños flagelados con estructuras silíceas: Chrysophyceae) se incluyeron organismos pequeños, con razones reducidas de superficie-volumen y poca dimensión lineal máxima, y motilidad por la presencia de flagelos y espinas silíceas. Los miembros del grupo III (grandes filamentos con aerótopos) incluyeron filamentos grandes de cianobacterias con aerótopos y heterocitos con bajo volumen y una alta dimensión lineal máxima y relación superficie-volumen. Los organismos del grupo IV (tamaño medio y ausencia de rasgos especializados) se caracterizaron por su pequeño tamaño, su elevada relación superficie-volumen y su reducida dimensión lineal máxima. El grupo V (flagelados unicelulares de tamaño medio a grande) incluyó organismos de tamaño moderado y baja relación superficie-volumen. Los integrantes del grupo VI (organismos no flagelados y con exoesqueletos de sílice: diatomeas) presentaron tamaños grandes y bajos valores de relación superficie-volumen y de dimensión lineal máxima. Por último, el grupo VII (colonias mucilaginosas con los lípidos y aerótopos) incluyó organismos caracterizados por presentar propiedades de control de la flotación con presencia de mucílago, volumen grande, y reducidas relación superficie-volumen y dimensión lineal máxima (**Figura 2**).

Distribución ambiental de los GFBM

Los grupos IV, V y VI se encontraron en los seis sistemas (**Figura 3**). Con excepción del lago de inundación amazónico Yahuaracaca, el grupo VII se registró en todos los ambientes, pero especialmente en las llanuras de inundación del Bajo Sinú. El grupo III, aunque con

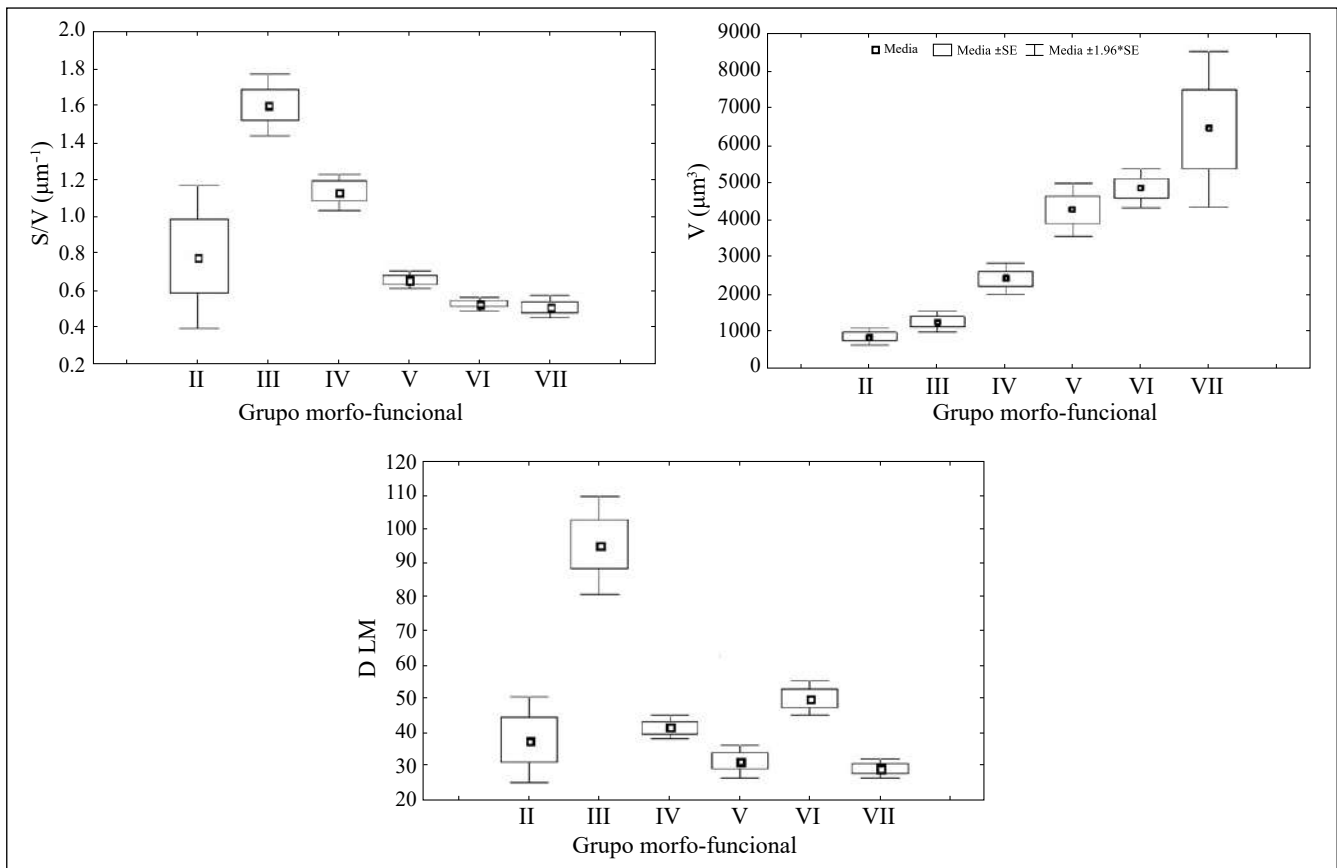


Figura 2. Valores medios ± 1.00 de error estándar e intervalo de confianza del 95 % de los rasgos morfológicos de volumen (V), relación superficie-volumen (S/V) y dimensión lineal máxima (DLM) en cada grupo funcional basado en la morfología. Los rasgos presentaron diferencias significativas entre grupos (ANOVA: $p < 0,05$)

poco biovolumen, estuvo presente en los dos lagos de la llanura de inundación de la región Caribe, en tanto que el grupo II se halló en poco biovolumen en la llanura de inundación de la ciénaga de Ayapel. El mayor número de GFBM se encontró en los lagos de la llanura de inundación de la región del Caribe, con seis de los siete grupos propuestos por **Kruk, et al.** (2010). Los grupos V y VII dominaron en las ciénagas de Ayapel y del Bajo Sinú en la región Caribe. En los lagos de inundación de la Amazonía se registró el menor número de GFBM y el grupo V presentó el mayor biovolumen. Aunque en los lagos andinos de montaña se registró la presencia de los grupos IV, V, VI y VII, el biovolumen de los grupos fue diferente, con predominio del grupo VII en el lago Tota y del grupo V en la laguna Fúquene (**Figura 3**).

Rasgos morfológicos y variables ambientales

En las correlaciones por rangos de Spearman se destacaron la asociación de la profundidad máxima y la transparencia con la razón superficie-volumen y la frecuencia del mucílago. Otras correlaciones de interés se dieron entre las concentraciones de nitrógeno y ortofosfato y la presencia de flagelos y mucílago. Sin embargo, la asociación más importante se halló entre la relación superficie-volumen y la temperatura ($r=0,59$; $\alpha < 0,001$) (**Tabla 2**).

Relación entre los GFBM y las variables ambientales

Los resultados del CCA generaron un porcentaje de varianza total explicado del 44,1 % ($\alpha=0,002$), lo que sugiere que la correlación entre los GFBM y las variables ambientales fue importante. Las variables significativas según los valores lambda, la significación y

Tabla 2. Correlaciones significativas por rangos de Spearman entre rasgos morfológicos y variables ambientales. *Valores $\alpha < 0,001$

Variables ambientales	Rasgos morfológicos								
	DLM	V (μm^3)	S (μm^2)	S/V	aero	fla	het	muc	Si
Precipitación (mm)		-0,19	-0,17	0,24	0,15	*0,38	0,15	-0,41*	
Dmax (m)		0,24*		-0,39*	-0,39*	-0,36*	-0,38*	0,49*	
DS (m)	-0,19	0,32*	0,15	-0,55*	-0,55*	-0,37*	-0,55*	0,40*	
Temp ($^{\circ}\text{C}$)	0,16	-0,37*	-0,21	0,59*	0,52*	0,39*	0,51*	-0,30	0,18
Suma NID ($\mu\text{M/L}$)		-0,22		0,22	0,26*	0,31*	0,28*	-0,31	
PO_4^{3-} ($\mu\text{M/L}$)		-0,50*	-0,26*	0,40*	0,18	0,39*	0,20		
SiO_2 ($\mu\text{M/L}$)	-0,22	-0,33*	-0,27*	0,41*	0,22	0,51*	0,20	-0,52*	-0,27*

Dmax: profundidad máxima; DS: transparencia; Temp: temperatura del agua; DLM: dimensión lineal máxima; V: volumen; S superficie; aero: aerótomo; fla: flagelo; muc: mucílago; si: exoesqueleto de sílice

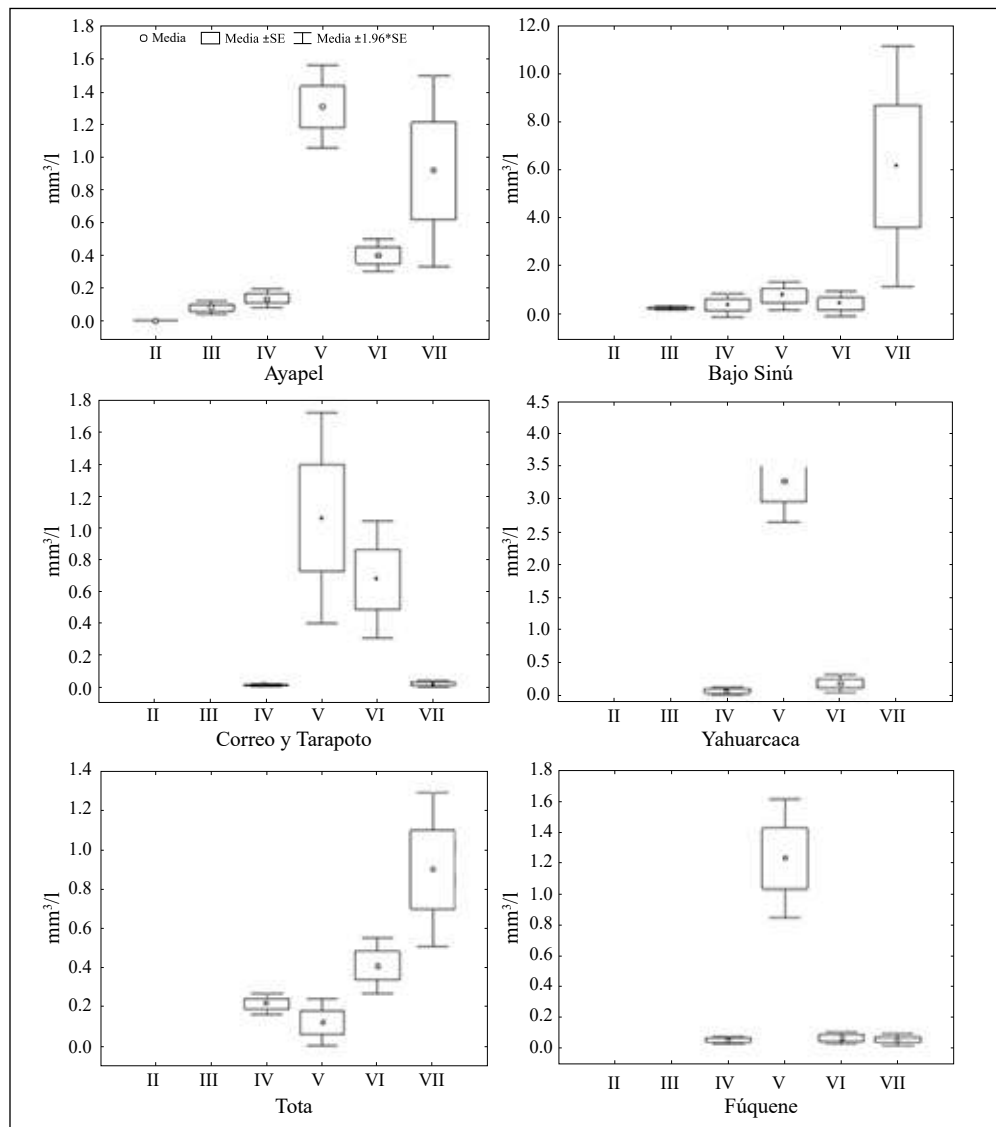


Figura 3. Valores medios e intervalos de confianza del 95 % para el biovolumen (mm^3/L) de los grupos funcionales basados en la morfología de los sistemas de estudio

el porcentaje de varianza explicado por el test de Monte Carlo, derivado del análisis de correspondencia canónica, indicaron que la profundidad máxima, la profundidad del disco de Secchi, la precipitación, la radiación UV, la temperatura, la conductividad, el pH y las concentraciones de nitratos, nitritos, amonio, ortofosfatos y sílice y la radiación UV tuvieron la mayor proporción de la varianza total (10,9 y 8,4, respectivamente).

En el *biplot* del CCA (**Figura 4**) el primer eje canónico (0,47) registró en el área positiva una importante relación con el amonio y el fósforo soluble y en su parte negativa, con la radiación UV. Por su parte, la porción positiva del segundo eje (0,33) se asoció con la temperatura, la sílice y la precipitación, y en la parte negativa, con la profundidad máxima, la transparencia y la clorofila a (variable suplementaria). En el cuadrante I (relacionado con PO₄³⁻, NH₄⁺ y la temperatura) se situaron los lagos de inundación del complejo cenagoso del Bajo Sinú y de Ayapel, a los que se asociaron los GFBM de los tipos II, III y VII, este último compartido con el lago Tota. Por su parte, los lagos amazónicos (Correo-Tarapoto y Yahuaracaca), así como la laguna somera de montaña (Fúquene), se relacionaron con la presencia del GFBM V y se localizaron en el cuadrante II, asociado con la radiación UV, la sílice y la precipitación. El lago de montaña (Tota) se situó en el cuarto cuadrante, determinado por la profundidad máxima y la transparencia; en este sistema se presentaron los GFBM correspondientes a los grupos IV, VI y VII.

Discusión

En los ambientes acuáticos tropicales los patrones estacionales de las lluvias y vientos tienen un importante papel en la variación de la biomasa del fitoplancton (**Duque & Donato, 1992; Lewis, 1976; Dobson & Frid, 1998**). Sin embargo, a pesar de que en el trópico no se registran cambios temporales importantes en la temperatura, sí hay cambios térmicos por las

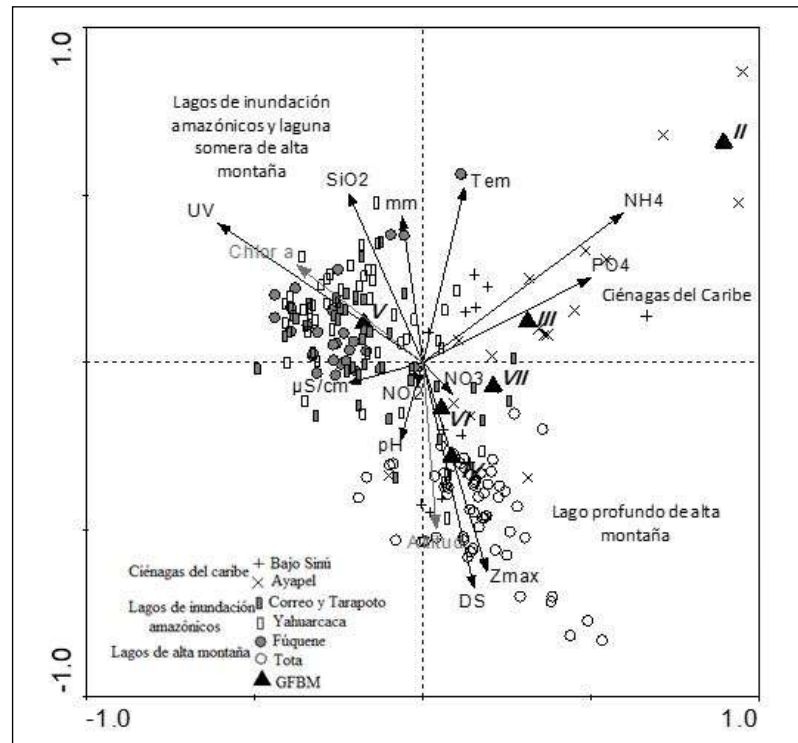


Figura 4. Análisis de correspondencia canónica (CCA) entre sistemas, grupos funcionales basados en la morfología (GFBM), variables ambientales y puntos de muestreo. Los puntos representan los seis sistemas, los triángulos negros, los grupos morfológicos, las líneas negras simbolizan las variables ambientales y la línea gris la variable de carácter suplementario

variaciones altitudinales (22 a 3.015 m s.n.m.). En este estudio las diferencias ambientales estuvieron ligadas a variables como la temperatura, la profundidad y la transparencia del cuerpo acuático, factores gobernados por la localización de los sistemas en tres regiones geográficas de diferente altitud y relieve, lo que promueve características morfométricas distintas en el fitoplancton. Aunque las condiciones de luz y temperatura son relativamente constantes en el trópico, varían en función del origen y la ubicación geográfica de los lagos, lo que a su vez incide en las tasas metabólicas de los organismos; el gradiente térmico en el que osciló este estudio corresponde a un rango de 18,1 y 31,8 °C y representa un marco de referencia que afecta las condiciones físicas y químicas de los sistemas acuáticos analizados y, en consecuencia, de las diferencias ecológicas encontradas en el fitoplancton, las cuales se exploraron mediante la clasificación morfológica y funcional.

La clasificación de rasgos y grupos morfológicos de **Kruk, et al.** (2010) demostró ser objetiva y la cuantificación de los rasgos continuos y categóricos de los organismos en cada ambiente fue coherente con los supuestos que definen los grupos morfológicos. Ejemplo de ello fue que el grupo VII con mayor volumen registró la menor relación superficie-volumen y el grupo III con una mayor dimensión lineal máxima presentó, a su vez, la mayor relación superficie-volumen. En este contexto, los organismos filamentosos del grupo III representan formas de adaptación interesantes en las planicies de inundación, a pesar de que su crecimiento lento y su alta relación superficie-volumen les confiere una mayor tolerancia a condiciones limitantes de luz (**Naselli-Flores, et al.**, 2007). Su baja tasa de sedimentación está asociada a la presencia de aerótopos y a la elevada superficie de exposición en proporción al volumen, lo cual también facilita el acceso a los recursos (**Ferber, et al.**, 2004). Un gran tamaño (**Lehman**, 1991) y la potencial toxicidad asociada con la producción de metabolitos secundarios (**Dow & Swoboda**, 2000) otorgan a este grupo resistencia a la herbivoría (**Kruk, et al.**, 2010).

Los rasgos morfológicos numéricos o continuos presentaron un patrón consistente para las dimensiones lineales máximas y para la razón superficie:volumen. Los mayores valores se registraron en las planicies de inundación, especialmente en las ciénagas del Caribe, en ambientes turbios, someros y cinéticos de alta temperatura. **Descy, et al.**, (1994) denominan ambientes cinéticos a aquellos turbulentos o activamente mezclados y someros; en buena medida estos lagos se insertan en lo que **Lewis** cataloga como sistemas poliméticos cálidos continuos. En este sentido, la mayoría de los lagos analizados se ajusta a esta clasificación, con excepción del lago Tota. La principal característica de estos lagos es la constancia relativa de la mezcla y, aunque la fuerza del viento no sea el factor principal para el movimiento, el movimiento residual y la convección impiden cualquier estratificación prolongada. En palabras de **Reynolds**, citado por **Descy, et al.** (1994), esto quiere decir que "siempre serán influenciados por energía cinética".

En los ambientes cinéticos y turbios las formas largas y delgadas garantizan una mayor superficie de exposición y constituyen buenas antenas para captar la luz. Por ello, dichas formas en estos ambientes tienen las mejores posibilidades adaptativas para proveer una buena antena de luz en un clima óptico deficiente, porque el pigmento fotosintético debe colocarse en la máxima sección cruzada del campo de luz, efecto que las células pequeñas, las formas aciculadas y los filamentos logran (**Kirk**, 1994; **Reynolds**, 1988; **Descy, et al.**, 1994). Casi todas estas formas tienen razones de superficie:volumen altas, tal como ocurre en los lagos de planicies de inundación, especialmente en las ciénagas del Caribe, tal como le plantean **Zabala, et al.** (2019) en su análisis morfológico del fitoplancton de una de las planicies de inundación analizadas en el presente trabajo y que demuestra que las estrategias morfológicas relacionadas específicamente con el cambio de la predominancia del grupo III al V, evidencia una adecuación de formas filamentosas a formas flageladas, así como el cambio de una estrategia ecológica r a una primariamente adquisitiva como la k.

Los rasgos morfológicos variaron considerablemente entre los sistemas y los rasgos categóricos más destacables fueron el flagelo, el mucilago y la pared de sílice, siendo más frecuente el flagelo en los lagos someros y turbios. Varios autores consideran que

la perturbación generada por la mezcla en los sistemas someros y cinéticos deja de ser un factor de estrés y se convierte en un recurso para los organismos; en este sentido, el grupo V, constituido por flagelados unicelulares de mediano a gran tamaño, sobresalió en los sistemas amazónicos y en Fúquene (laguna somera y turbia de montaña). Los organismos pertenecientes al grupo V, gracias a su movilidad y tendencia a la plasticidad mixotrófica, presentan tolerancia moderada a la limitación de recursos y a pérdidas por sedimentación bajas a moderadas. Estas características favorecen su abundancia en ambientes turbios y con moderada concentración de nutrientes, presentes en los sistemas amazónicos y en la laguna Fúquene. Los flagelados unicelulares del grupo minimizan las pérdidas por sedimentación, facilitan la movilidad (transporte) y la incorporación efectiva de nutrientes que puede incrementar la tolerancia a su poca disponibilidad. Una dimensión lineal máxima relativamente alta y la presencia de flagelos pueden, además, proporcionar una evasión considerable a la herbivoría debida al pastoreo del zooplancton especializado (**Reynolds, 1997; Kruk, et al., 2010**). El grupo VII, compuesto por colonias mucilaginosas, es poco vulnerable a la sedimentación y a la herbivoría (**Reynolds, 2007**). Este grupo se encontró en los sistemas del Caribe y en el lago Tota. Sin embargo, mientras en el Caribe estuvo representado por colonias de gran tamaño y con aerótopos (*Microcystis* sp.), en el lago Tota lo estuvo principalmente por cenobios de menor tamaño y ausencia de rasgos especializados, como *Crucigeniella* sp. El predominio del grupo VII en los lagos caribeños se debe probablemente a la reducida transparencia y a que las altas temperaturas reducen la densidad del agua, lo que haría necesario poseer estructuras que permitan la permanencia en suspensión, como los aerótopos. Esto implica, además, contar con una fuente de nutrientes considerable, pues muchos de los organismos de este grupo son indicadores de eutrofia y no son tolerantes a las deficiencias de luz, por lo que poseen una baja razón de superficie:volumen. En consecuencia, deben compensar una mayor exposición a la dosis de luz requerida para aumentar su eficiencia fotoautotrófica, con rasgos especializados como el mucílago y los aerótopos. Por último, estas características se asocian a morfotipos sensibles a un bajo suplemento de recursos (**Kruk, et al., 2010**), pero su gran tamaño puede ayudar a evitar la herbivoría (**Reynolds, 2007**).

En cuanto a la adaptación del grupo VII, según **Reynolds** (en **Descy, et al., 1994**), la condición de eutrofia provoca que las formas oportunistas en los lagos someros y cinéticos sean las colonias grandes con rasgos funcionales para evitar la sedimentación, cuya principal adaptación morfológica es su baja relación volumen-superficie. En el lago Tota la presencia de este grupo se caracterizó principalmente por colonias de una talla moderada y sin rasgos especializados para la suspensión, lo que evidencia la disponibilidad de luz y, probablemente, la ausencia de presión fuerte hacia la herbivoría. Además del grupo VII, en el lago profundo y claro de montaña (Tota) también se encontraron los grupos IV y VI. El grupo IV corresponde a organismos de tamaño medio, sin rasgos especializados y con moderada tolerancia a la limitación de nutrientes y luz; presentan pérdida por sedimentación baja a moderada y, debido a su tamaño medio, son los más vulnerables a la herbivoría. El grupo VI incluye organismos no flagelados con exoesqueleto de sílice, por lo cual presentan una alta densidad y falta de movilidad, lo que repercute en elevadas pérdidas por sedimentación, así como una tolerancia moderada a la limitación de recursos y una tasa de sedimentación baja a moderada; su rango de tamaño y su calidad como alimento los hace altamente vulnerables a la herbivoría (**Sterner & Elser, 2002; Kruk, et al., 2010**). Por su parte, la presencia del grupo VI en la zona fótica del lago Tota probablemente se relaciona con la presencia de diatomeas de origen perifítico o del fitoplancton que pueden ser transferidas por las corrientes de la zona fótica desde la región litoral a la limnética; los organismos no flagelados y con exoesqueletos de sílice del grupo VI tienden a sedimentarse rápidamente debido a su alta densidad celular y a la falta de movilidad, sin embargo, las paredes silíceas les confieren ventajas frente a ciertos herbívoros (**Hamm, et al., 2003; Kruk, et al., 2010**). Las características descritas

favorecen la abundancia de los grupos IV y VII, ya que, en síntesis, prosperan en un ambiente lumínico amplio y con moderada concentración de nutrientes, como ocurre en el lago Tota, un sistema profundo y claro de montaña, aspecto también discutido en **Muñoz, et al.** (2017).

Otro aspecto que reveló el desempeño ecológico fue la asociación entre la disponibilidad de luz y las proporciones morfométricas de los organismos mediante la relación inversa entre la profundidad fótica, la relación superficie:volumen y la presencia de aerótopos y mucílago y la profundidad fótica, rasgos categóricos que favorecen la flotabilidad disminuyendo las pérdidas por sedimentación o la exposición a prolongados períodos de oscuridad. La relación superficie-volumen fue positiva con respecto a la disponibilidad de nutrientes, ya que una superficie de exposición más extensa implica mayor área de interacción con el ambiente.

Conclusiones

Los resultados de las relaciones entre los grupos morfológicos y los factores ambientales indicaron que los grupos propuestos por la clasificación son útiles y objetivos como herramienta de estudio del ensamblaje fitoplanctónico, ya que explican la variación de la morfología en respuesta al ambiente. El análisis de correspondencias, que incluyó los seis sistemas, evidenció que la zona fótica, la profundidad máxima y la temperatura del agua fueron las variables más importantes en la distribución de los grupos, definiendo las siguientes tendencias:

los ambientes someros, turbios y cálidos (planicies y lagos de inundación del Caribe) fueron dominados por los grupos III y V, los cuales se caracterizan por formas filamentosas con alta relación superficie-volumen y presencia de aerótopos o heterocitos, así como flagelos. Estos grupos poseen rasgos morfológicos que favorecen la adquisición de recursos, disminuyen las pérdidas por sedimentación y la exposición a períodos prolongados sin luz.

En contraste, en el lago Tota, sistema profundo y de gran transparencia en alta montaña, dominaron los organismos pertenecientes a los grupos IV y VII con tallas medias en ambos. Dichos grupos predominaron en este ambiente porque las óptimas condiciones lumínicas y la disponibilidad moderada de nutrientes favorecen una morfología caracterizada por el volumen moderado y la ausencia de rasgos especializados en el fitoplancton.

Al observar ambientes de similar origen y posición altitudinal, se concluyó que los lagos de inundación y los sistemas de montaña se separaron en la distribución de los grupos y en las variables asociadas: los lagos de inundación del Caribe (ciénagas de Ayapel y el Bajo Sinú) se asociaron con la temperatura y las concentraciones de ortofosfatos y de amonio, en tanto que la laguna de Fúquene, situada en la montaña, y los lagos de inundación amazónicos se asociaron con una mayor concentración de clorofila a, sílice y precipitación.

Los dos sistemas de montaña se diferenciaron entre sí, ya que el lago Tota se relacionó con una mayor profundidad del disco de Secchi y con organismos pertenecientes a los grupos IV, VII y VI. Por su parte, la laguna Fúquene se caracterizó por la incidencia de una baja transparencia y la presencia de taxones correspondientes al grupo V, situación similar a los lagos de inundación. Esto puede deberse al carácter somero de Fúquene, que provoca resuspensión y alta turbidez.

El gradiente que separa los seis sistemas y responde a la variabilidad de los grupos está delimitado por el ambiente lumínico y la concentración de nutrientes. Los ambientes del Caribe se discriminaron por la concentración de nutrientes y la baja transparencia, características que afectan las relaciones altas y bajas entre superficie y volumen como corresponde al fitoplancton de los grupos II, III y VII, respectivamente. Es evidente, entonces, que el carácter del rasgo continuo de relación superficie-volumen y la presencia de aerótopos y de mucílago, que también caracteriza a estos grupos, reflejan estrategias morfológicas de desempeño ecológico que le permiten al fitoplancton optimizar los recursos en ambientes cálidos, turbios y con pocas variaciones en la concentración de nutrientes.

El gradiente que separa los ambientes de montaña está fuertemente caracterizado por el ambiente lumínico, lo cual promueve que la morfología de los organismos en el lago Tota esté representada por individuos de talla media y carentes de rasgos especializados, como los del grupo IV. Por su parte, el dominio de organismos flagelados del grupo V en la laguna Fúquene y en los lagos amazónicos evidencia también el papel de la morfología como una adaptación ecológica satisfactoria en un ambiente somero y turbio. Es importante considerar que el predominio de las euglenofíceas se debe también a su adaptación a sistemas muy ricos en materia orgánica (sapróbicos), como lo son los lagos amazónicos y la laguna de Fúquene (Pinilla, 2006).

Los resultados del estudio no entran en conflicto con otras clasificaciones ecológicas del ensamblaje del fitoplancton (Reynolds, 1988; Reynolds, *et al.*, 2002; Salmaso & Padisák, 2007). Estas clasificaciones tienen la ventaja de ser más refinadas, pero requieren información sobre los rasgos que normalmente no son fáciles de obtener para todas las especies (Salmaso & Padisák, 2007; Mieleitner, *et al.*, 2008). Estas herramientas pueden ser útiles a los ecólogos del fitoplancton y a los modeladores y encargados de controlar la calidad del agua para comprender y predecir la composición de las comunidades de fitoplancton según las condiciones de los ambientes acuáticos.

Agradecimientos

El estudio se hizo en el marco del macroproyecto nacional “Aproximación al estudio de la diversidad de ecosistemas acuáticos de Colombia” liderado por la Universidad Nacional de Colombia, sede Amazonia, y con la participación y financiación de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, la Universidad de Córdoba y el Grupo de Investigación en Gestión y Modelación Ambiental (GAIA) de la Universidad de Antioquia. Los autores agradecen el apoyo financiero de las universidades de Vigo y Sevilla y de la Agencia Española de Cooperación Internacional, AECI.

Contribución de los autores

EH, estudiante de doctorado que generó la investigación; NA, tutor de la estudiante de doctorado en Colombia, coordinador del muestreo en la región Caribe; KP, asistente de investigación de la estudiante de doctorado, soporte técnico en los análisis de los datos y generación del artículo; JP, asesor del comité tutorial de la estudiante de doctorado, revisor del artículo; JJR, asesor del comité tutorial de la estudiante de doctorado, revisor del artículo; SRD, coordinador del proyecto de investigación donde la estudiante realizó el proyecto, coordinador del muestreo en la región amazónica, revisor del artículo; MM, coordinadora del muestreo en la región caribe, revisora del artículo; CK, tutora de la estudiante en su pasantía doctoral, experta en morfología y ecología funcional.

Conflicto de intereses

Ninguno que declarar

Referencias

- Abonyi A., Leitão M., Stanković I., Borics G., Várbíró G., Padisák J. (2014) A large river (River Loire, France) survey to compare phytoplankton functional approaches: Do they display river zones in similar ways? *Ecological Indicators*. **46**: 11-22.
- Benincà, E., Ballantine, B., Ellner, S. P., Huisman, J. (2015). Species fluctuations sustained by a cyclic succession at the edge of chaos. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **112** (20): 6389-6394.
- Bonilla, S., Villeneuve, V., Vincent W.F. (2005). Benthic and planktonic algal communities in a high Arctic lake: Pigment structure and contrasting responses to nutrient enrichment. *Journal of Phycology*. **41**: 1120-1130.
- Borics, G., Várbíró, G., Grigorszky, I., Krasznai, E., Szabó, S., Kiss, K. (2007). A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers. *Archiv für Hydrobiologie (Supplement)*. **161**: 465-486.

- Bouvy, M., Ngansoumana, B., Samba, K., Sane, S., Pagano, M., Arfi, R.** (2006). Phytoplankton community structure and species assemblage succession in a shallow tropical lake (Lake Guiers, Senegal). *Aquat Microb Ecol.* **45**: 147-161.
- Descy, J.P., Reynolds, C.S., Padisák, J.** (1994). Phytoplankton in turbid environments: Rivers and shallow lakes. *Developments in Hydrobiology.* p. 65-73.
- Donato J., González I., Rodríguez C.** (1996). Ecología de dos sistemas acuáticos de páramo. Facultad de ciencias – Departamento de Biología, Pontificia Universidad Javeriana.
- Hernández, E., Aguirre, N., Palacio, J.** (2011) Relación entre la determinación del pigmento clorofila a y el biovolumen geométrico algal en un lago de planicie de inundación (Ciénaga de Ayapel, Córdoba-Colombia). *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia.* **60**: 159-169.
- Hutchinson, G.E.** (1967). *A Treatise on Limnology*, Vol. II. Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton. John Wiley & Sons, New York. p. 472-474.
- Kattge, J., Ogle, K., Bönisch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Madin, J., Nadrowski, K., Nöllert, S., Sartor, K., Wirth, C.** (2011). A generic structure for plant trait databases *Methods Ecol.* **2**: 202-213.
- Kirk, J. T. O.** (1994). *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*, 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge, Massachusetts. p. 46-84.
- Kruk, C & Segura, A. M.** (2012). The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia.* **698**: 191-202.
- Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E., Bonilla, S., Costa, L., Lürling, M., Reynolds, C.S., Scheffer, M.** (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology.* **55** (3): 614-627.
- Kruk, C., Mazzeo, N., Lacerot, G., Reynolds, C.S.** (2002). Classification schemes for phytoplankton: A local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research.* **24**: 901-912.
- Lehman, J.T.** (1991). Selective herbivory and its role in the evolution of phytoplankton growth strategies. In: *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. Eds. C.D. Sandgren. Cambridge University Press, Cambridge. p. 369-387.
- Lewis, W.** (1976). Surface/volume ratio: Implications for phytoplankton morphology. *Science.* **192**: 885-887.
- Margalef, R.** (1958). Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. *Perspectives in Marine Biology*. Ed. A. A. Buzzati-Traverso, pp. 323-349. University of California Press, Berkeley.
- Menezes, S., Baird, D. J., Soares, A. M.** (2010). Beyond taxonomy: A review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology.* **47** (4): 711-719.
- Mieleitner, J., Borsuk M., Bürgi H.-R., Reichert P.** (2008). Identifying functional groups of phytoplankton using data from three lakes of different trophic state. *Aquatic Sciences.* **70**: 30-46.
- Muñoz-López, C. L., Aranguren-Riaño, N. J., Duque, S. R.** (2017). Functional morphology of phytoplankton in a tropical high mountain lake: Tota Lake (Boyaca, Colombia). *Revista de Biología Tropical.* **65** (2): 669-683.
- Naselli-Flores, L., Padisák, J., Albay, M.** (2007) Shape and size in phytoplankton ecology: Do they matter? *Hydrobiologia.* **578**: 157-161.
- Pinilla, G.** (2006). Evaluación de la eficiencia fotosintética del fitoplancton en un lago amazónico (Lago Boa) y en un lago andino (Lago Guatavita). *Acta amazónica.* **36** (2): 221-228.
- Ptacnik, R., Solimini, A. G., Andersen, T., Tamminen, T., Brettum, P., Lepistö, L., Willén E., Rekolainen, S.** (2008). Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* **105** (13): 5134-5138.
- Qu, Y., Wu, N., Guse, B., Makarevičiūtė, K., Sun, X., Fohrer, N.** (2019). Riverine phytoplankton functional groups response to multiple stressors variously depending on hydrological periods. *Ecological Indicators.* **101**: 41-49.
- Reynolds, C. S.** (1995). Successional development, energetics and diversity in planktonic communities. *Biodiversity, an ecological perspective*. Eds. T. Abe, S. A. Levin and M. Higashi. p. 167-203.
- Reynolds, C. S.** (1997). *Vegetation processes in the Pelagic: A model for ecosystem theory*. Excellence in ecology, vol. 9. Ecology Institute, Oldendorf Lake, Germany. p. 228.
- Reynolds, C.S.** (1984) a. Phytoplankton periodicity: Interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater Biology.* **14**: 111-142.

- Reynolds, C.S.** (1984). *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*, Cambridge University Press, Cambridge. p. 46-71.
- Reynolds, C.S.** (2007). Variability in the provision and function of mucilage in phytoplankton: Facultative responses to the environment. *Hydrobiologia*. **578**: 37-45.
- Reynolds, C.S.** (1988). Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: C. D. Sandgren (Ed.). *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*, Cambridge University Press, Cambridge. p. 388-433.
- Reynolds, C.S., Huszar, V.L.M., Kruk, J., Naselli-Flores, L., Melo, S.** (2002). Towards a functional classification on the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*. **24**: 417-428.
- Rosati, I., Bergami, C., Stanca, E., Roselli, L., Tagliolato, P., Oggioni, A., Fiore N., Pugnetti, A., Zignone, A., Boggero, A., Basset, A.** (2017). A thesaurus for phytoplankton trait-based approaches: Development and applicability. *Ecological Informatics*. **42**: 129-138.
- Rousseaux, C. & Gregg, W.** (2014). Interannual variation in phytoplankton primary production at a global scale. *Remote Sensing*. **6** (1): 1-19.
- Salmaso, N., Naselli-Flores, L., Padisak, J.** (2015). Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshwater Biology*. **60** (4): 603-619.
- Salmaso, N. & Padisak, J.** (2007). Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy, and lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*. **578**: 97-112.
- Sommer, U.** (1985). Comparison between steady state and non-steady state competition: Experiments with natural phytoplankton. *Limnol Oceanogr.* **30**: 335-346.
- Sommer, U.** (Ed.). (2012). *Plankton ecology: Succession in plankton communities*. Springer Science & Business Media. Berlin, New York. p. 104.
- Sterner, R.W. & Elser J.J.** (2002) *Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere*, Princeton University Press, Princeton, NJ. p. 262-267.
- Ter-Braak, C. J.** (1995). Ordination. In Jongman, R. H., ter Braak, C. J. and Van Tongeren, O. F. (Eds.). *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. p. 91-173.
- Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P.** (1998). *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination*. Microcomputer Power, New York.
- Uehlinger, V.** (1964). Étude statistique des Méthodes de dénombrement planctonique. *Archives des sciences*. **17** (2): 121-223.
- Utermöhl, H.** (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt Int Ver Limnol.* **9**: 1-38.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E.** (2007). Let the concept of trait be functional. *Oikos*. **16**: 882-892.
- Zabala, A., Hernández, E., Agudelo, A., Aguirre, N., Vélez, F.** (2019). Variación temporal de la morfología funcional del fitoplancton en una planicie inundable del Caribe Colombiano. *Biota Colombiana*. **20** (2): 2-19. Doi: 10.21068/c2019.v20n02a01

Artículo original

Incidencia del tiempo de retención hidráulica en el plancton del reservorio La Chapa (Santana, Boyacá), Colombia

Incidence of hydraulic retention time in the plankton of the La Chapa reservoir (Santana, Boyacá), Colombia

July Andrea Barrera-Herrera^{1,*}, Nelson Aranguren-Riaño¹,
Yuli Marcela Páez-Ruíz¹, Leana Baneza Molina-Pacheco¹, Adriana Pedroza-Ramos¹,
Carlos Alejandro Díaz-Ballesteros²

¹ Grupo de Investigación Unidad de Ecología en Sistemas Acuáticos (UDES), Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja, Boyacá, Colombia.

² Grupo de Investigación en Ingeniería Civil y Ambiental (GICA), Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia Tunja, Boyacá, Colombia.

Resumen

El tiempo de retención hidráulica (TRH) constituye un factor determinante en la expresión de la estructura biológica y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos por su asociación con la dinámica de entrada y salida de agua del sistema, sin embargo, poco se conoce sobre el efecto de su variabilidad en la estructuración y la función de las comunidades acuáticas. En este estudio se determinó el TRH durante seis meses en un pequeño reservorio de la región andina y se analizó cómo su variación incide sobre el comportamiento de las variables físicas, químicas y biológicas. Se midieron las variables físicas y químicas del agua, y se obtuvo la batimetría del sistema y la información de diversidad taxonómica (riqueza y densidad) y funcional (riqueza y divergencia) del plancton. El TRH se estimó como la relación entre el volumen retenido y el balance del caudal. Los resultados sugirieron que: 1) un TRH menor a 30 días promovía el aumento de nutrientes y ello elevaba la productividad primaria, la concentración de oxígeno disuelto y el pH, los cuales se asocian con un aumento en la riqueza taxonómica y funcional del plancton, especialmente del fitoplancton; 2) un TRH de más de 30 días se relacionó con una menor concentración de nutrientes, el aumento de la temperatura y la conductividad eléctrica, lo que se corresponde con una simplificación de la estructura de la comunidad planctónica. Por último, se resalta el uso de la hipótesis de disturbio intermedio para comprender las observaciones y el TRH como factor determinante en la comprensión del funcionamiento de este tipo de ecosistemas.

Palabras clave: Tiempo de retención hidráulico; Reservorio; Fitoplancton; Zooplancton.

Abstract

The hydraulic retention time (HRT) is a determining factor in the expression of the biological structure and the functioning of aquatic ecosystems; it is associated with the dynamics of the water entering and leaving the system, but little is known about the effect of its variability in the structuring and functioning of aquatic communities. The HRT was determined for six months in a small reservoir in the Andean region of Colombia analyzing how its variation affects the behavior of physical, chemical, and biological variables. We measured the physical and chemical variables of the water and we determined the bathymetry of the system and the taxonomic (richness and density) and functional (richness and divergence) diversity of the plankton. The TRH was estimated as the relationship between the retained volume and the flow balance. The results suggested that: 1) an HRT of less than 30 days promotes an increase in nutrients which, in turn, increases the primary productivity, the concentration of dissolved oxygen, and the pH associated all of them with an increase in plankton taxonomic and functional richness, especially accentuated in phytoplankton; 2) an HRT of more than 30 days corresponds to a lower concentration of nutrients and an increase in temperature and electrical conductivity corresponding to the simplification of plankton community structure. We highlight the use of the intermediate disturbance hypothesis to understand the observations and of HRT as a determining factor in the functioning of this type of ecosystem.

Keywords: Hydraulic retention time; Reservoir; Phytoplankton; Zooplankton.

Citación: Barrera-Herrera JA; Aranguren-Riaño N, Páez-Ruíz YM, *et al.* Incidencia del tiempo de retención hidráulica en el plancton del reservorio La Chapa (Santana, Boyacá), Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):407-422, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1022>

Editor: Silvia Lucía Villabona González

***Correspondencia:**
July Andrea Barrera-Herrera;
andreba93@hotmail.com

Recibido: 1 de octubre de 2019

Aceptado: 20 de mayo de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

La variabilidad climática induce cambios sobre las características físicas y los ciclos biogeoquímicos de los sistemas acuáticos (**De Senerpont Domis, et al.**, 2013), lo que afecta las tasas de crecimiento y abundancia, así como la composición de las comunidades biológicas (**Kosten**, 2010). Un efecto del clima y sus diferentes expresiones de variación es la modificación del tiempo de retención hidráulica (TRH). El TRH es un factor determinante en el desarrollo de los procesos energéticos y flujos de materia de los ecosistemas acuáticos, responsable de la regulación de los recursos asociados con el equilibrio dinámico entre la entrada y la salida del agua (**Van der Kamp, et al.**, 2008). Dichos procesos se vinculan a diversos requerimientos biológicos y dan lugar a importantes interacciones ecológicas que, integradas con el medio externo, pueden determinar el comportamiento general de los ecosistemas acuáticos (**Donato, et al.**, 1996; **Heino, et al.**, 2015).

A diferencia de los lagos, la gran variabilidad en el nivel y el volumen de almacenamiento del agua en la mayoría de los embalses y reservorios de agua dulce influye de manera importante sobre el TRH y provoca cambios en la alternancia entre períodos de mezcla y estratificación debido a los movimientos verticales y horizontales del agua (**Roldán-Pérez y Ramírez-Restrepo**, 2008). Esta variabilidad ambiental ejerce una presión selectiva sobre las comunidades planctónicas que se refleja en cambios en la diversidad taxonómica y funcional para adaptarse espacial y temporalmente al entorno (**Shimoda, et al.**, 2011; **Naselli**, 2014). El plancton está conformado por una fracción de especies reactivas, con poblaciones que expresan ciclos de vida cortos y altas tasas reproductivas, lo que permite considerarlo un buen modelo de evaluación de la respuesta de las entidades biológicas a los cambios en las condiciones del sistema en cortos períodos de tiempo (**Adrian, et al.**, 2009).

La elección de un ambiente espacialmente pequeño y con mayor dinámica hidrológica como el reservorio La Chapa, sensible a la alta variación del TRH, permite evidenciar con mayor facilidad el efecto de procesos ecológicos de relevancia como la incorporación del calor, la estabilidad de la estratificación, la intensidad de la mezcla vertical, la zonación horizontal y el flujo de nutrientes en el metabolismo del sistema y la estructura de las comunidades biológicas (**Aranguren-Riaño & Monroy-González**, 2014).

Este tipo de investigación cobra relevancia por la grave amenaza que enfrentan los ecosistemas del mundo debido al cambio climático (**Rosenzweig**, 2007). En sistemas acuáticos se vislumbran alteraciones en la disponibilidad y la calidad de agua dulce y la pérdida progresiva de poblaciones (**Jiménez-Cisneros, et al.**, 2014; **Magrin, et al.**, 2014) debido a los cambios en el comportamiento de la temperatura y la precipitación, las alteraciones en los regímenes de flujo (escorrentía), el nivel del agua y el régimen de disturbio natural, las cuales modifican la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (**Jiménez-Cisneros, et al.**, 2014). Además, se espera que la frecuencia e intensidad de estos fenómenos aumente en regiones tropicales de Latinoamérica (**Magrin, et al.**, 2014), con la consecuente incertidumbre en sus efectos.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de distintas expresiones del TRH (menor y mayor a 30 días) relacionadas con las condiciones hidroclimáticas locales en las variables de estructura y función en un pequeño reservorio de la zona andina para comprender los procesos de ajuste de los organismos planctónicos frente a las diversas dinámicas de tensión en el hábitat. El análisis de la relación del TRH con el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos empleando modelos e indicadores biológicos como el plancton es un aporte importante, dada la gran incertidumbre en torno a la capacidad de ajuste y adaptabilidad de los organismos en situaciones de cambio climático (**Wilby, et al.**, 2010; **Winder & Sommer**, 2012).

Materiales y métodos

Área de estudio

La Chapa se considera un reservorio artificial sin presa y de alta variabilidad temporal, el cual es estratégico para el municipio de Santana por ser una de las principales fuentes de abastecimiento de agua en el sector rural y reserva para la zona urbana en

períodos de escasez. Está localizado al noroccidente del departamento de Boyacá, en la subcuenca del río Suárez, sobre las coordenadas 6° 02' Norte - 73° 29' Oeste, a una altura de 1.650 m s.n.m. (**Figura 1S**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1022/2742>) (**Aranguren-Riaño & Monroy-González**, 2014). El reservorio presenta un comportamiento polimíctico cálido asociado con los procesos de productividad. El área de estudio tiene una precipitación media mensual de 198,96 mm y un régimen con tendencia bimodal; la temperatura media anual es de 23 °C (**Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial**, 2006).

Fase de campo

Se hicieron seis muestreos entre febrero y agosto del 2018 (12 de febrero, 1 de marzo, 10 de abril, 1 mayo, 19 de junio y 20 de agosto), que abarcaron momentos hidrológicos intensos (período de lluvias) y bajos (período seco), así como los períodos de transición entre unos y otros (**Tabla 1**). Las muestras biológicas y los datos fisicoquímicos se tomaron en tres zonas a lo largo del reservorio: cerca a la entrada de la quebrada La Chapa, en la zona limnética (mayor profundidad) y cerca de las salidas para el acueducto comunitario.

Para determinar el TRH, definido como la relación entre el volumen del agua retenido y el flujo o caudal de un sistema acuático (**Rueda, et al.**, 2006), se obtuvo inicialmente el volumen a partir de la batimetría del reservorio, para lo cual se generó una nube de puntos distribuida de forma geométrica, intentando conformar trazados rectos y paralelos entre sí en forma de “malla” a partir de mediciones de profundidad y de coordenadas (**Chaparría, et al.**, 1995). La información se procesó usando sistemas de información geográfica (SIG) para definir la forma y el volumen del reservorio correspondientes a cada altura de lámina de agua y, posteriormente, hacer la modelación del cambio de agua retenida (**Figura 1**).

Para analizar el comportamiento del caudal fue necesario considerar la entrada y las salidas, lo que hace parte del balance hídrico del reservorio. La entrada corresponde a la quebrada La Chapa, fuente abastecedora del reservorio, regulada por una rejilla encausada hacia el reservorio por una tubería de 6 pulgadas. Las salidas corresponden al rebosadero del reservorio, conformado por dos tubos de 6 y 12 pulgadas, y las salidas controladas del reservorio, la primera empleada para el abastecimiento del acueducto municipal en época de baja precipitación mediante bombeo en una tubería de 4 pulgadas, y la segunda para la extracción hacia el acueducto comunitario rural a través de dos tuberías de 1 pulgada.

En cada período evaluado se midieron los parámetros fisicoquímicos *in situ*: oxígeno disuelto (mg/L), conductividad eléctrica (µS/cm), pH (unidades), temperatura (°C), dureza (mg CaCO₃) y transparencia medida con disco de Secchi (m) (**APHA-AWWA-WEF**, 1999). Se tomaron muestras compuestas de agua para la cuantificación de fosfatos y nitratos en laboratorio utilizando los métodos SM 4500 P - E y ASTM D 3867-04, respectivamente. Además, se seleccionaron dos momentos de relevancia metabólica (franja de las 14:00 h a las 16:00 h y franja de las 6:00 h a las 8:00 h) para construir los perfiles de temperatura

Tabla 1. Tiempo de retención hidráulica (TRH) en diferentes momentos hidrológicos en el reservorio La Chapa, Santana-Boyacá

Muestreo	Momento hidrológico	Volumen (m ³)	Caudal neto de salida (m ³ /día)	TRH (días)
Febrero	T* Alto-bajo	11100,0	221,82	50,04
Marzo	Bajo	7576,1	221,82	34,15
Abril	T Bajo-alto	9047,5	221,82	40,79
Mayo	Alto	15300,5	2.141,42	7,15
Junio	T Alto-bajo	17295,9	1.181,81	14,64
Agosto	T Bajo-alto	15037,6	2.622,66	5,73

*Transición

y oxígeno en la zona central y profunda del sistema. Se registraron los datos cada 50 cm a lo largo de la columna de agua, con el propósito de conocer el comportamiento de los procesos de estratificación y mezcla del sistema.

En cuanto al plancton, se recolectaron muestras cualitativas mediante arrastres superficiales de fitoplancton (red con poro de 20 μm) y zooplancton (red con poro de 60 μm). Las muestras cuantitativas se tomaron con botella Shindler (capacidad: 10 L) dentro de los límites de la profundidad medida con disco de Secchi en cada período. Las muestras de fitoplancton se tomaron directamente del agua retenida en la botella y las de zooplancton se obtuvieron filtrando 30 L de agua a través de la red. Las muestras se preservaron con soluciones de Lugol y Transeau, respectivamente. Los procedimientos se ajustaron a los protocolos establecidos por **Wetzel & Likens** (1991).

Para determinar el nivel de productividad primaria en el reservorio La Chapa, se utilizaron botellas claras y oscuras en la zona limnética, con el fin de medir la relación entre producción y consumo de oxígeno durante un intervalo de tiempo. Para cada período evaluado se incubaron las botellas con sus respectivas réplicas en dos diferentes zonas de la columna de agua (profundidad medida con disco de Secchi y zona de compensación) durante 5 horas, tiempo que se determinó teniendo en cuenta que el rango óptimo de incubación es de 3 a 6 horas. Una vez retiradas las botellas, se determinó la concentración de oxígeno disuelto con el método Winkler. Para la determinación de la productividad primaria fitoplanctónica, se siguieron los protocolos presentados por **Strickland & Parsons** (1968), **Wetzel & Likens** (1991) y **Ramírez** (2000).

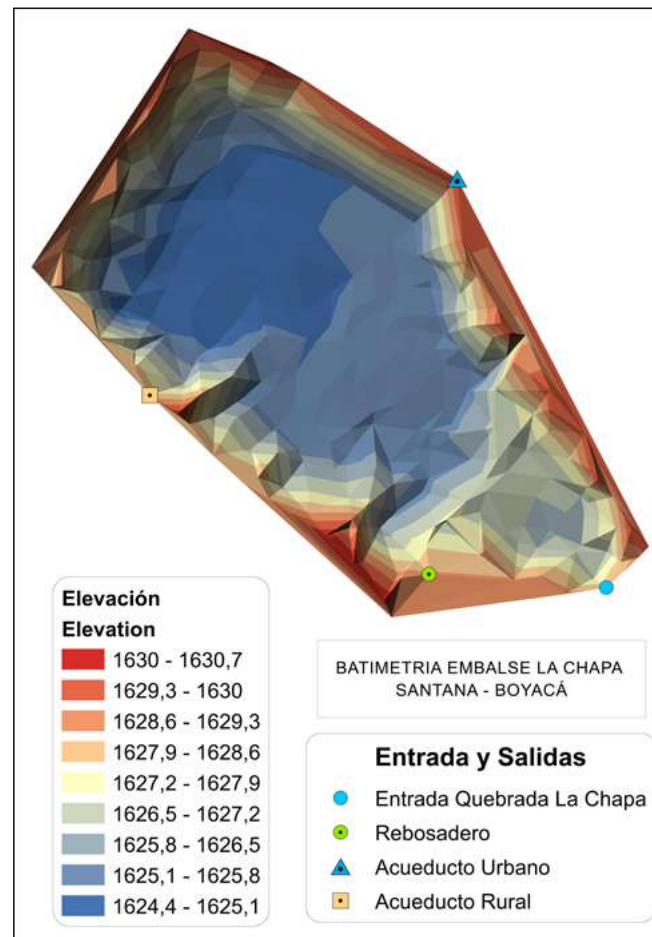


Figura 1. Salida gráfica de la batimetría del reservorio La Chapa, Boyacá, Colombia

Fase de laboratorio

Para cada período evaluado se determinó el TRH teórico mediante la relación de volumen y caudal (**Rueda, et al., 2006**) según la ecuación 1:

$$R = V/Q \quad (1),$$

donde R es el TRH, V corresponde al volumen del reservorio (m^3) y Q es la diferencia de caudal en el reservorio (m^3/s).

Los métodos de medición del caudal para la entrada y cada una de las salidas fueron los siguientes.

En la entrada principal, toma de la quebrada La Chapa, se midieron las dimensiones de la rejilla y la velocidad de entrada mediante las ecuaciones 2, 3 y 4 (**López-Cualla, 2003**):

$$E = \left[\frac{b}{b+s} \right] * 100 \quad (2)$$

$$AT = \frac{Au}{E} \quad (3)$$

$$Q = V * Au \quad (4),$$

donde E (%): eficiencia, b (m): espaciamento entre barras, s (m): diámetro de barra, AT (m^2): área total, Au (m^2): área útil, Q (m^3/s): caudal, y V (m/s): velocidad.

En las salidas del rebosadero y el acueducto comunitario se midió el caudal directamente mediante el método volumétrico para cada muestreo.

En la salida por bombeo se determinó el volumen bombeado diariamente con base en los datos suministrados por el operador.

La identificación taxonómica de las poblaciones planctónicas se hizo hasta el nivel de género o especie con la ayuda de diferentes claves especializadas: para el fitoplancton, las de **Tell** (1980), **Bourelly** (1981), **Parra, et al.** (1982; 1983), **Starmach** (1983), **Sant'Anna** (1984), **Cox** (1996), **Castro & Bicudo** (2007), y **Bicudo & Menezes** (2017), y para el zooplancton, las de **Koste** (1978), **Gaviria & Aranguren-Riaño** (2003), y **Wallace, et al.** (2006). Para los análisis cuantitativos se tuvieron en cuenta los protocolos referenciados en **Wetzel & Likens** (1991), **De Paggi & Paggi** (1995) y **Ramírez** (2000). El análisis de los rasgos morfológicos del fitoplancton se enfocó en la clasificación de los grupos funcionales basados en la morfología (GFBM) y la relación entre superficie y volumen de los taxones, según lo referenciado en **Hillebrand, et al.** (1999), **Reynolds, et al.** (2002), **Sun & Liu** (2003), y **Kruk, et al.** (2010), en tanto que los del zooplancton se analizaron teniendo en cuenta la variabilidad de las dimensiones corporales (largo y ancho) (**Bottrell, et al.**, 1976; **McCauley**, 1984; **Einsle**, 1993) y algunas características biológicas como la duración del ciclo de vida, el tipo de alimentación y el hábitat (**Pomerleau, et al.**, 2015).

Tratamiento de los datos

Los datos físicos y químicos se expresaron mediante los estadísticos de resumen de promedio aritmético, desviación estándar y coeficiente de variación (**Zar**, 1999) (**Tabla 1S**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1022/2746>). Para las tendencias y relaciones de las variables fisicoquímicas en cada uno de los períodos hidroclimáticos evaluados, se empleó un análisis de componentes principales (ACP) (**Ramírez**, 1999). Mediante la prueba de Mann-Whitney se establecieron las diferencias en las medianas del biovolumen y la relación entre superficie y volumen del fitoplancton con respecto al TRH. Los análisis estadísticos se hicieron con en el programa PAST de acceso libre.

La diversidad funcional se estimó como una medida del espacio funcional ocupado por las especies según la expresión de los rasgos, considerando la riqueza funcional (FRic) y la divergencia funcional (FDiv) como descriptores (**Villéger, et al.**, 2008). Los rasgos usados en el fitoplancton fueron el biovolumen celular, la relación entre superficie y volumen, la forma, la categoría de Kruk, y la categoría de Reynolds, y en el zooplancton fueron la longitud corporal, la alimentación, el ciclo de vida y el hábitat. Los descriptores de diversidad funcional se estimaron con el paquete FD en el programa RStudio (**Laliberte, et al.**, 2014).

Para establecer la ordenación de los muestreos en función de variables de relevancia ecológica como el TRH, la productividad primaria, la variación térmica superficie-fondo, y la riqueza taxonómica y funcional, se hizo un análisis de coordenadas principales (ACoP) basado en la distancia de Gower, la cual permite conservar la relación de distancia entre objetos en un sistema de coordenadas cartesianas (**Legendre & Legendre, 2012**).

Resultados

Tiempo de retención hidráulica (THR)

El TRH se clasificó según lo referenciado por **Straškraba, et al.** (1993): TRH<30 días, con mayores tasas de flujo y aumento de nutrientes en el sistema, y TRH>30 días, con disminución de nutrientes debido a la reducción de los flujos. Los períodos de febrero, marzo y abril presentaron un TRH>30 días, y mayo, junio y agosto un TRH<30 días. El TRH en el reservorio La Chapa presentó valores que oscilaron entre 5,73 y 50,04 días, siendo agosto y febrero los períodos de menor y mayor tiempo, respectivamente (**Tabla 1**).

Parámetros físicos y químicos

El análisis de componentes principales (ACP) (**Figura 2**) explicó el 72,5 % de la varianza de los datos: en el componente 1, el 49,4 % y en el componente 2, el 23,1%. Los parámetros con mayor correlación en el componente 1 fueron la transparencia (0,94) y la temperatura del agua (0,93), y en el componente 2, la dureza (-0,83) y los fosfatos (0,81). La ordenación permitió evidenciar que los períodos con un TRH<30 días se relacionaron con altos valores de oxígeno disuelto, nitratos y pH, pero con valores bajos de temperatura del agua y conductividad eléctrica, especialmente durante agosto. En contraste, los períodos con un TRH>30 días se relacionaron con una mayor temperatura y conductividad, pero con bajos valores de oxígeno disuelto en febrero y marzo. Las variables ambientales de mayor variación temporal fueron los fosfatos, los nitratos y la transparencia medida con disco de Secchi, con coeficientes de variación (CV) de 83, 60 y 33 %, respectivamente.

Estabilidad térmica y química

En general, los perfiles de temperatura evidenciaron un sistema polimíctico con mezcla en la noche. En cuanto al comportamiento del oxígeno disuelto, se evidenció una aparente estratificación química sostenida en los diferentes períodos, con reducción del contenido de oxígeno a partir de los 3 metros de profundidad (**Figura 2S**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1022/2743>).

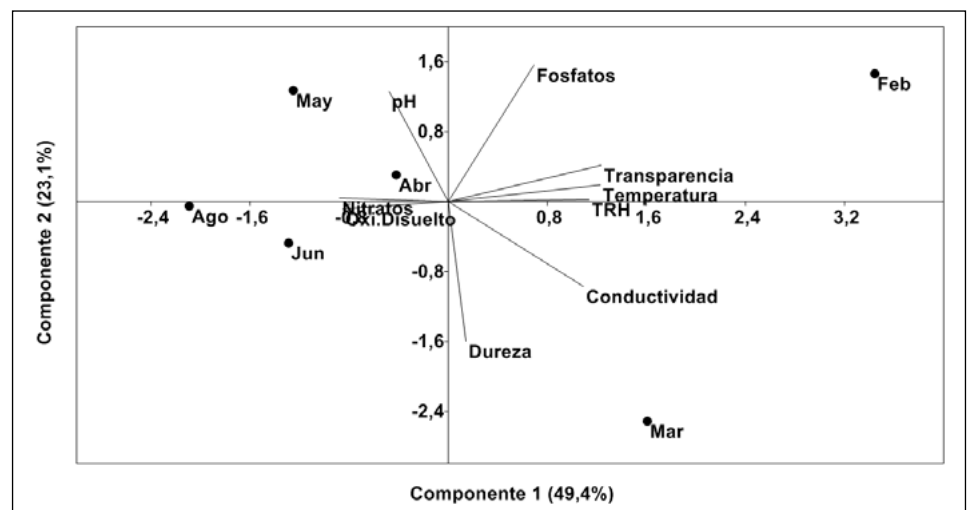


Figura 2. Análisis de componentes principales (ACP) para las variables físicas y químicas en el reservorio La Chapa, Santana, Boyacá, Colombia

El cambio relativo de temperatura (**Figura 3A**) fue mayor durante los períodos con un TRH>30 días, siendo marzo el más importante, con 1,1 unidades de cambio de las 15:00 h a las 6:30 h. En contraste, junio presentó el menor cambio relativo de temperatura, con 0,4 unidades en el TRH<30 días. El cambio relativo de oxígeno (**Figura 3B**) tuvo un comportamiento similar a la temperatura, pero febrero y abril presentaron el mayor cambio relativo de oxígeno durante el TRH>30 días, con 0,4 unidades de cambio de las 15:00 h a las 6:30 h. Durante el TRH<30 días se destacó agosto por no presentar cambio.

Comunidades planctónicas

Se identificaron 123 géneros de fitoplancton distribuidos en 56 familias, 33 órdenes, 15 clases y ocho divisiones. La clase Chlorophyceae fue dominante en todos los períodos evaluados, seguida de las clases Cyanophyceae, Trebouxiophyceae, Bacillariophyceae y Euglenophyceae. Se destacó la presencia de la clase Ulvophyceae en junio. Se observó que durante el TRH<30 días hubo una mayor riqueza de géneros comparada con el TRH>30 días, cuando fue menor (**Figura 3S-A**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1022/2744>). De zooplancton se identificaron 15 taxones distribuidos en 11 familias y tres clases, sin embargo, solo tres especies se mantuvieron a lo largo del estudio. Al igual que el fitoplancton, la riqueza de géneros zooplanctónicos fue mayor en el TRH<30 días y menor durante el TRH>30 días (**Figura 3S-B**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1022/2744>).

Las densidades más bajas en la comunidad fitoplanctónica se presentaron en los períodos con un TRH>30 días (**Figura 4A**), siendo el género *Limnothrix* sp. el de mayor densidad. Con TRH<30 días, el género *Monoraphidium* sp. dominó durante mayo y junio, y *Cylindrospermopsis* sp. en agosto. Se destacó la constancia de los géneros *Limnothrix* sp. y *Monoraphidium* sp. a lo largo de la investigación. El zooplancton (**Figura 4B**) también registró las densidades más bajas con los TRH>30 días; durante febrero y marzo dominaron los nauplios de *Thermocyclops decipiens* y en abril, *Polyarthra* sp. En todos los períodos con TRH<30 días, *Polyarthra* sp. aportó los valores más altos de densidad.

En cuanto a la clasificación de grupos funcionales (**Figura 4S**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1022/2745>), entre las especies fitoplanctónicas más abundantes se identificaron nueve de los grupos propuestos por Reynolds (2002). El codón X1 (entornos poco profundos y grupos algales de la clase Chlorophyceae) se registró en todos los períodos con géneros como *Chlorella* sp., *Monoraphidium* sp. y *Didymocystis* sp., y el codón S1 (ambientes turbios y especies Cyanoprocariontes) con representantes del género *Limnothrix* sp. El codón funcional J (ambientes profundos y enriquecidos), fue el único registrado en febrero, con representantes del género *Tetraedron* sp. Por su

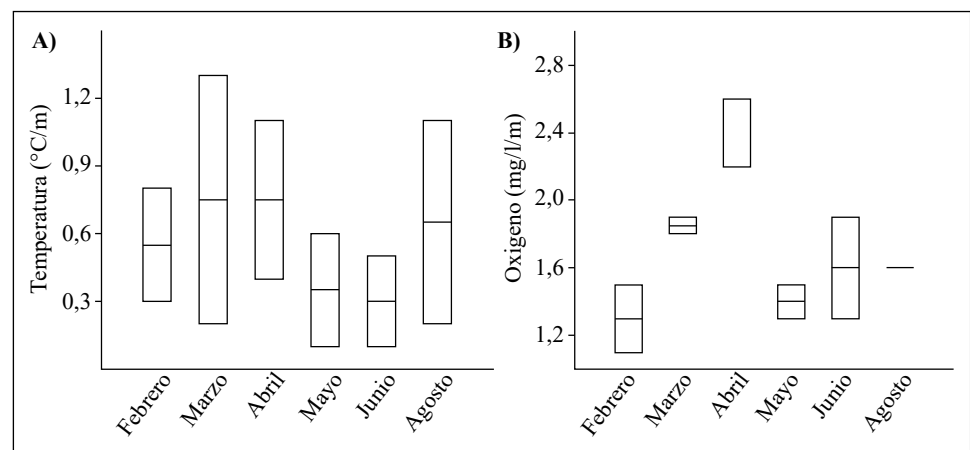


Figura 3. Diagrama de caja del cambio relativo de temperatura (A) y oxígeno disuelto (B) en la columna de agua del reservorio La Chapa, Boyacá, Colombia

parte, el codón F (ambientes con aguas claras) se presentó en los períodos de marzo y abril, con un TRH>30, representado por el género *Botryococcus* sp. Durante los TRH<30 días, en mayo y junio se registró el codón R (ambientes no estratificados y profundos), con representantes del género *Achnanthes* sp. En junio se presentan estrategias de vida diferentes, ya que se encontró el grupo funcional de TRH cortos (codón R), reapareció el codón Lo, característico de ambientes profundos, con representantes del género *Peridinium* sp., y se registró nuevamente el grupo P, con representantes del género *Fragilaria* sp.

En la **tabla 2S**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1022/2747>, se presentan los detalles de los atributos morfométricos los géneros más abundantes de fitoplancton con los valores promedio de los rasgos y la asignación a los grupos funcionales basados en la morfología (GFBM).

No se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el biovolumen y la relación entre superficie y volumen del fitoplancton con respecto al TRH (Mann-Whitney: $p=0,68$; $p>0,05$). Sin embargo, se evidenciaron tendencias que relacionaban los TRH<30 días con el establecimiento de algas con elevada relación entre superficie y volumen y los TRH>30 días, algas con valores de relación entre superficie y volumen menores. El biovolumen tendió a aumentar con el TRH>30 días.

Con respecto a la morfometría del zooplancton, la longitud de *Polyarthra* sp. osciló entre 74 y 89 μm y el ancho entre 55 y 61 μm ; en *Anuraeopsis*. cf. *fissa* la variación fue de 71 a 73 μm en la longitud y 41 a 45 μm en el ancho; por último, la longitud de *T. decipiens* osciló entre 1.009 y 1.091 μm y el ancho entre 231 y 242 μm . Al relacionar las medidas con el TRH, se evidenció que durante el TRH>30 días, *T. decipiens* y *A. cf. fissa* presentaron un menor tamaño comparado con el TRH<30 días. En cuanto a *Polyarthra* sp., la variación de las medidas no permitió establecer una tendencia frente a los TRH.

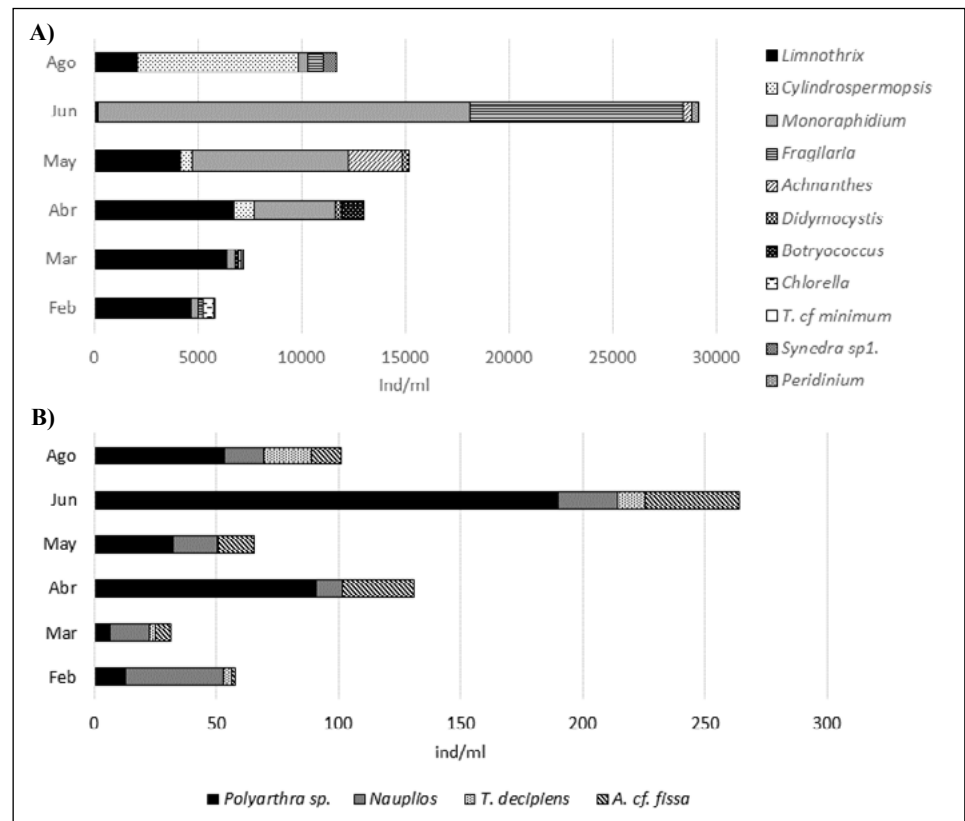


Figura 4. Densidad de los géneros dominantes del plancton en el reservorio La Chapa, Boyacá-Colombia. **A.** Fitoplancton. **B.** Zooplancton

La diversidad funcional del fitoplancton y el zooplancton en relación con la expresión del TRH se presenta en la **figura 5**. En general, la riqueza funcional fue alta en los períodos con $TRH < 30$ días, en contraste con lo observado en la divergencia funcional. Esta tendencia fue más relevante en el fitoplancton.

Metabolismo

En la **tabla 3S**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1022/2748>, se evidencia cómo la productividad primaria bruta (PPB) durante el estudio fue menor en los períodos con $TRH > 30$ días, lo que coincidió con la baja densidad fitoplanctónica en estos períodos. En los $TRH < 30$ días, agosto registró la mayor PPB (182 mg C/m³/h) y se asoció con el TRH más bajo (5,73 días).

En el diagrama biplot de la **figura 6** se observan las dos primeras coordenadas principales que explican el 85 % de la varianza (C1: 54 %, C2: 31 %). El TRH se confirmó como una variable importante en la ordenación y la expresión de las demás variables consideradas en el análisis, lo que es evidencia de su relevancia en el funcionamiento del reservorio.

Discusión

Los efectos ecosistémicos asociados con el cambio en el TRH fueron evidentes en el reservorio La Chapa durante el estudio, lo que se reflejó en las expresiones física, química y

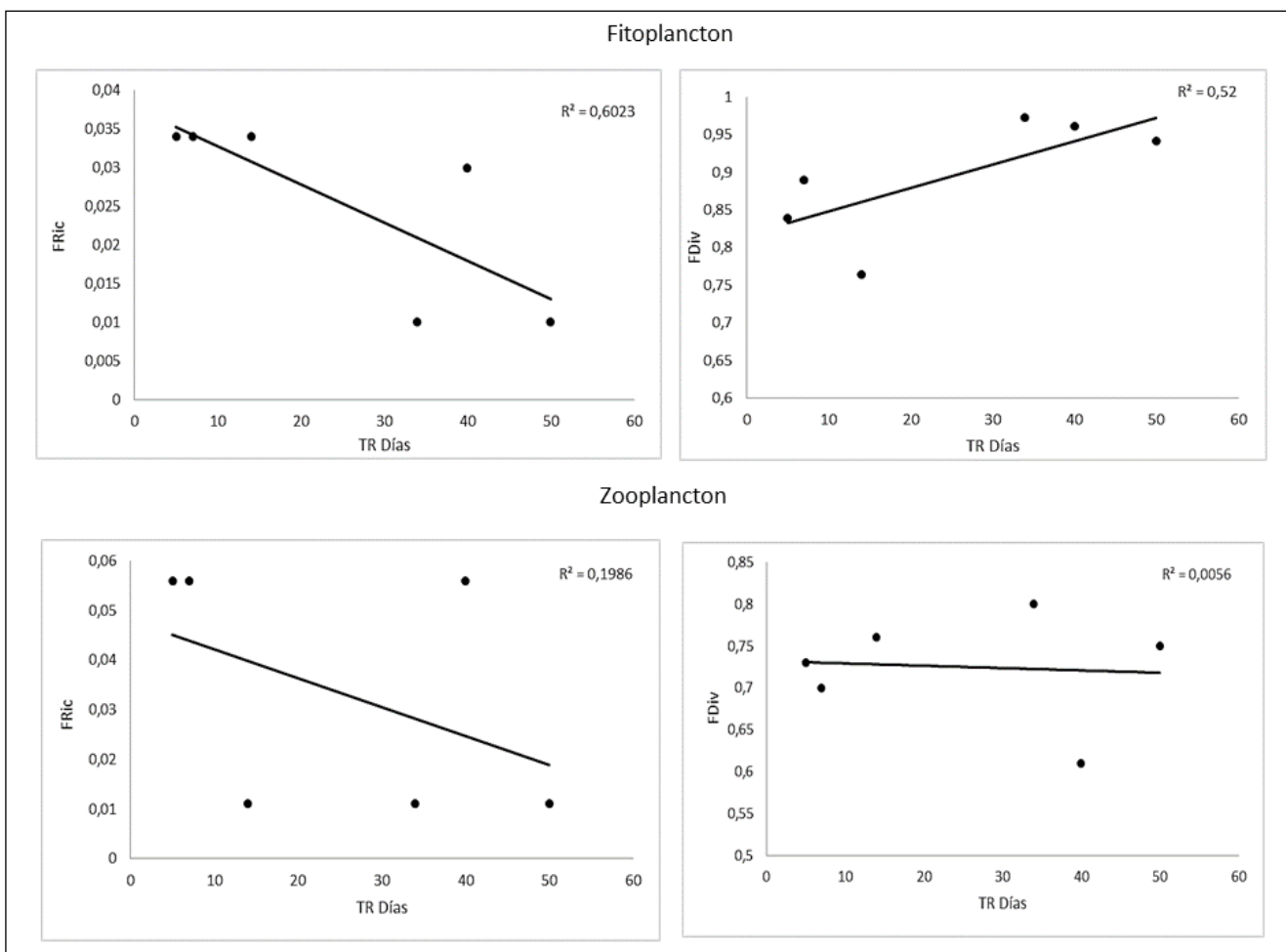


Figura 5. Diversidad funcional (FRic y FDiv) de fitoplancton y zooplancton en diferentes expresiones del TRH en el reservorio La Chapa, Boyacá, Colombia

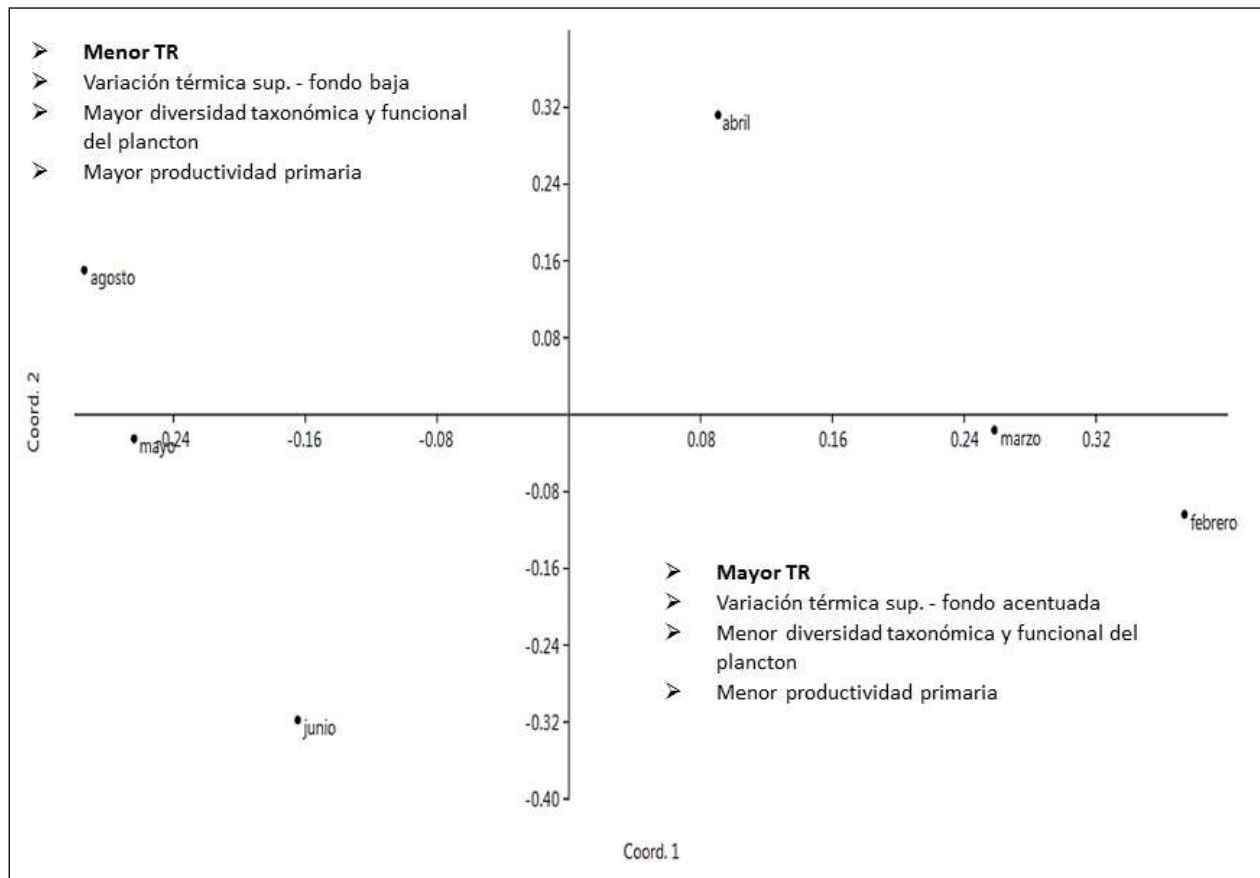


Figura 6. Análisis de coordenadas principales (ACoP) de las condiciones ecológicas en diferentes momentos hidrológicos del reservorio La Chapa, Boyacá, Colombia (similitud de Gower)

biológica, así como en la productividad primaria. En general, se identificaron dos momentos contrastantes asociados con el TRH: en aquellos con mayor TRH predominaron procesos de regulación interna asociados con un mayor contenido de luz y energía térmica, una baja concentración de nitratos y una acentuada reducción del oxígeno en profundidad. En este tiempo se evidenció una simplificación de las comunidades, con tendencia a una menor diversidad taxonómica y funcional. En los períodos con menor TRH, el ambiente fue más variable y, por lo tanto, más dependiente de condiciones alóctonas menos predecibles (Wetzel, 2001), con una expresión biológica más diversa en lo taxonómico y funcional, lo que se podría entender como el efecto positivo del disturbio en grado medio sobre la riqueza de taxones (Connell, 1978; Padisak, 1993).

Las condiciones físicas y químicas de las aguas en el reservorio durante los períodos con TRH > 30 días favorecieron el establecimiento y la dominancia de la clase Cyanophyceae, representada por el género *Limnothrix* sp. Se ha reportado la tolerancia de *Limnothrix* sp. a un amplio rango de condiciones, por ejemplo, ambientes estables y con limitación de nutrientes (Rücker, et al., 1997; Rose, et al., 2018), sin embargo, en agosto, con el TRH más corto del estudio, se presentó una mayor dominancia del género *Cylindrospermopsis* sp., seguido de *Limnothrix* sp. Es importante resaltar que el GFBM VII (*Botryococcus* sp.) alcanzó en este estudio un gran biovolumen, especialmente durante los TRH > 30 días. La presencia y dominancia de estas especies potencian la probabilidad de eventos de floraciones nocivas en el reservorio (Kruk, et al., 2010). Teniendo en cuenta las predicciones hechas en situaciones de cambio climático, se puede inferir que los períodos prolongados de sequía y los cambios en las condiciones abióticas del ecosistema acuático,

como el aumento de la temperatura, pueden favorecer el establecimiento de algas nocivas como las cianobacterias, lo que representa una importante amenaza para el suministro del agua (Wagner & Adrian, 2009; Kosten, *et al.*, 2012).

En cuanto a la comunidad zooplanctónica, los rotíferos presentaron la mayor densidad y riqueza, lo cual concuerda con los resultados de Aranguren-Riaño & Monroy-González (2014) en el mismo sistema, sin embargo, los taxones dominantes en el estudio de estos autores difiere con lo hallado en este, pues *Polyarthra* sp., los nauplios de *T. decipiens* y *A. cf. fissa* presentaron las densidades más altas, y se registró, además, la ausencia de los cladóceros *Moina micrura* y *Bosmina longirostris* reportados anteriormente. Esta inestabilidad de las comunidades planctónicas puede atribuirse a la gran variabilidad temporal del ecosistema que permite la presencia de especies constantes, ocasionales y efímeras (Aranguren-Riaño & Monroy-González, 2014). Un hábitat altamente fluctuante con un TRH < 30 días favorece el establecimiento de organismos con ciclos de vida cortos que se adaptan a un amplio rango de condiciones ambientales, como los rotíferos (Esteves, *et al.*, 2011; De Senerpont Domis, *et al.*, 2013). Por otra parte, la disminución del tamaño corporal de *T. decipiens* y *A. cf. fissa* coincidió con el aumento en la temperatura del agua durante los TRH > 30 días, así como con los resultados obtenidos para los copépodos por Havens, *et al.* (2015) y Rice, *et al.* (2015).

Es importante resaltar que las especies de zooplancton identificadas en este estudio no preferirían especies fitoplanctónicas de gran porte, lo que favorecería la preponderancia de las algas filamentosas (Reynolds, *et al.*, 2014; Colina, *et al.*, 2016). La eficiencia en la transferencia de energía del fitoplancton al zooplancton declina con el aumento del TRH y, por lo tanto, se espera que las tasas de reproducción del zooplancton disminuyan (Straškraba, *et al.*, 1993). En contraste, con un TRH < 30 días el aumento en la diversidad y densidad de especies fitoplanctónicas de menor porte coincide con un aumento considerable de la densidad de las poblaciones zooplanctónicas, como se evidenció en el muestreo de junio.

La relación negativa de la riqueza funcional con el TRH, especialmente evidenciada en el fitoplancton, resalta la marcada y variada capacidad de respuesta que pueden expresar las algas ante disturbios de mayor frecuencia (Reynolds, *et al.*, 2014). La mayor riqueza funcional en los momentos de bajo TRH se interpreta como un mayor espectro de rasgos en el espacio funcional cuando las condiciones son más variables (Villéger, *et al.*, 2008). En el zooplancton esto no es tan evidente debido a que los ciclos de vida son más largos y complejos (Urban, 2004).

La PPB en este estudio puede considerarse moderada comparada con los valores obtenidos en diferentes ecosistemas acuáticos colombianos, lo que coincide con la PPB de otros embalses (Ramírez & Alcaráz, 2002; Montoya & Aguirre, 2010) y se relaciona con la circulación permanente de los sistemas polimícticos, pues en ambientes poco profundos, como el del reservorio La Chapa, predominan estratificaciones débiles durante el día y procesos de mezcla en la noche. Sin embargo, considerando que en sistemas acuáticos con temperaturas medias mayores a 20°C no es necesaria una amplia diferencia de temperatura en la columna de agua para generar estratos, se logró evidenciar cambios de temperatura entre superficie y fondo oscilaron entre 2 y 4 °C (Roldán-Pérez & Ramírez-Restrepo, 2008). El aumento de la PPB reportada con TRH < 30 días podría estar vinculado con el aumento de flujos durante los momentos hidrológicos intensos, que permiten a los macronutrientes como el fósforo moverse dentro del sistema y estar biodisponibles para las algas planctónicas (Straškraba, *et al.*, 1993; Carpenter, *et al.*, 1998), lo que se comprobó en este estudio con el aumento de su riqueza y densidad durante estos períodos. En contraste, la alta retención de nutrientes en los sedimentos en lagos y embalses durante la época seca (Donald, *et al.*, 2015) podría asociarse con la reducción de la PPB durante los TRH > 30 días. Se puede inferir que las fluctuaciones temporales en la diversidad taxonómica y funcional de las comunidades planctónicas y la productividad primaria se ven fuertemente influenciados por factores abióticos como la hidrología, tal como lo señalan Feresin, *et al.* (2010), Rangel, *et al.* (2012) y Rangel, *et al.* (2016).

Conclusiones

Las respuestas de la comunidad planctónica a la variación del TRH durante el estudio se evidenciaron en el comportamiento de la diversidad taxonómica y funcional. La menor estabilidad del sistema durante los TRH bajos promovió la riqueza de especies y de rasgos funcionales, lo que sería respuesta a la incidencia positiva del disturbio en la diversidad en contraste con los resultados observados en los períodos con mayor TRH. Sobresalen las cianobacterias y los rotíferos como los grupos con mayor capacidad de ajuste a los cambios ambientales del sistema. Se concluye que el estudio del TRH y sus efectos es relevante para comprender el funcionamiento de los sistemas acuáticos, particularmente la complejidad de la organización de las comunidades planctónicas en ambientes como el reservorio La Chapa y constituye una herramienta útil en la gestión de los recursos hídricos.

Información Suplementaria

Tabla 1S. Parámetros físicos y químicos medidos *in situ* en el reservorio La Chapa, Boyacá, Colombia. Ver la tabla 1S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1022/2746>

Tabla 2S. Valores medios de superficie (S), volumen (V), relación superficie-volumen (S/V), dimensión linear máxima (DLM), biovolumen de los géneros fitoplanctónicos dominantes según Hillebrand, *et al.* (1999) y clasificación en grupos funcionales basados en la morfología (GFBM) según Kruk, *et al.* (2010). Ver la tabla 2S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1022/2747>

Tabla 3S. Productividad primaria bruta (PPB) en el reservorio La Chapa, Boyacá-Colombia. Ver la tabla 3S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1022/2748>

Figura 1S. Ubicación geográfica del reservorio La Chapa, Boyacá-Colombia. Ver la figura 1S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1022/2742>

Figura 2S. Comparación de los perfiles de temperatura y oxígeno disuelto. A: período con TRH>30 días. B: período con TRH<30 días. Ver la figura 2S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1022/2743>

Figura 3S. Riqueza de géneros planctónicos por período en el reservorio La Chapa, Boyacá-Colombia. A. Fitoplancton. B. Zooplancton. Ver la figura 3S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1022/2744>

Figura 4S. Proporción de géneros fitoplanctónicos por codones según la clasificación de grupos funcionales de Reynolds (2002). Ver la figura 4S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1022/2745>

Agradecimientos

A la Dirección de Investigaciones de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia por el apoyo financiero en el marco de la convocatoria interna DIN 18-2017. A la alcaldía del municipio de Santana, y a don Israel Fontecha Patiño, fontanero encargado del suministro de agua en el reservorio La Chapa, por el acompañamiento durante la fase de campo de la investigación.

Contribución de los autores

July Andrea Barrera Herrera: diseño, redacción y análisis de los datos. Nelson Aranguren Riaño: diseño, redacción y análisis de los datos. Yuli Marcela Páez Ruíz: redacción y análisis de los datos. Leana Baneza Molina Pacheco, Adriana Pedroza Ramos y Carlos Alejandro Díaz Ballesteros: redacción del manuscrito y análisis de los datos.

Conflicto de intereses

Los autores declaran que no existe ningún tipo de conflicto de intereses que afecte la publicación de este estudio.

Referencias

- Adrian, R., O'Reilly, C. M., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen, D. O., Keller, W., Livingstone, D. M., Sommaruga, R., Straile, D., Van Donk, E., Weyhenmeyer, G. A., Winder, M.** (2009). Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and oceanography*. **54** (6part2): 2283-2297.
- Aranguren-Riaño, N. J. & Monroy-González, J. D.** (2014). Respuestas del zooplancton en un sistema tropical (embalse La Chapa, Colombia) con alta tensión ambiental. *Acta Biológica Colombiana*. **19** (2): 281-290.
- APHA-AWWA-WEF.** (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th. Washington D.C: American Public Health Association. p. 1325.
- Bicudo, C. E. & Menezes, M.** (2017). *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. Terceira Edição. São Carlos: Rima. p. 552.
- Bottrell, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z. M., Grygierek, E., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P., Weglenska, T.** (1976). A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian journal of zoology*. **24**: 419-456.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., Smith, V. H.** (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*. **8** (3): 559-568.
- Castro, A. D. & Bicudo, C. D. M.** (2007). *Flora Ficológica do Estado de São Paulo-Cryptophyceae*. São Carlos: Rima. p. 144.
- Colina, M., Calliari, D., Carballo, C., Kruk, C.** (2016). A trait-based approach to summarize zooplankton-phytoplankton interactions in freshwaters. *Hydrobiologia*. **767** (1): 221-233.
- Connell, J. H.** (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*. **199** (4335): 1302-1310.
- Cox, E. J.** (1996). *Identification of freshwater diatoms from live material*. London: Chapman & Hall. p. 158.
- Chaparría, V. E., Herrando, J. A., Peris, J. S., Folgado, J. R. M.** (1995). Levantamientos y seguimientos topo-batimétricos en ingeniería de costas. *Ingeniería del agua*. **2** (1): 181-200.
- De Paggi, S. J. & Paggi, J. C.** (1995). Determinación de la abundancia y biomasa zooplanctónica. En: E. Lopreto y G. Tell. (Eds.), *Ecosistemas de aguas continentales, metodologías para su estudio*. Tomo 1 (315-324). Argentina: Ediciones Sur.
- De Senerpont Domis, L. N., Elser, J. J., Gsell, A. S., Huszar, V. L., Ibelings, B. W., Jeppesen, E., Kosten, S., Mooij, W. M., Roland, F., Sommer, U., Van Donk, E., Winder, M., Lurling, M.** (2013). Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time. *Freshwater Biology*. **58** (3): 463-482.
- Donald, D. B., Parker, B. R., Davies, J. M., Leavitt, P. R.** (2015). Nutrient sequestration in the Lake Winnipeg watershed. *Journal of Great Lakes Research*. **41** (2): 630-642.
- Donato, J., González, L., Rodríguez, C.** (1996). *Ecología de dos sistemas acuáticos de páramo*. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Bogotá, DC, Colombia: Colección Jorge Álvarez Lleras. **9**: 164.
- Einsle, U.** (1993). *Crustacea: Copepoda, Calanoida und Cyclopoida* (vol. 4). Gustav Fischer Verlag. p. 208.
- Esteves, F., Bozelli, R., Castelo, C.** (2011). Comunidade zooplanctónica. En: F. Esteves. (Ed.). *Fundamentos de Limnologia*. Terceira Edição (523-577). Brasil: Editora Interciência.
- Feresin, E. G., Arcifa, M. S., Silva, L. H. S. D., Esguícero, A. L. H.** (2010). Primary productivity of the phytoplankton in a tropical Brazilian shallow lake: experiments in the lake and in mesocosms. *Acta Limnologica Brasiliensia*. **22** (4): 384-396.
- Gaviria, S., Aranguren-Riaño N. J.** (2003). *Guía de laboratorio para la identificación de Cladóceros (Anomopoda y Ctenopoda) y Copépodos (Calanoida y Cyclopoida)*. Tunja: Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. p. 22.
- Havens, K. E., Pinto-Coelho, R. M., Beklioglu, M., Christoffersen, K. S., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Mazumder, A., Méthot, G., Alloul, B. P., Tavsanoğlu, U. N., Erdoğan, Ş., Vijverberg, J.** (2015). Temperature effects on body size of freshwater crustacean zooplankton from Greenland to the tropics. *Hydrobiologia*. **743** (1): 27-35.
- Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., Bini, L. M.** (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*. **60** (5): 845-869.
- Hillebrand, H., Dürselen, C. D., Kirschtel, D., Pollinger, U., Zohary, T.** (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of phycology*. **35** (2): 403-424.

- Jiménez-Cisneros, B., Oki, T., Arnell, N., Benito, G., Cogley, J., Döll, P., Jiang, T., Mwakalila, S.** (2014). Freshwater resources. En C. B. Field, V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea, L. L. White. (Eds.). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (229-269). United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press.
- Bourelly, P.** (1981). *Les Algues D'eau Douce*. Tomo II. Société Nouvelle des Editions Boubéé. p. 517.
- Koste, W.** (1978). *Rotatoria, Die Radertiere Mitteleuropas*, vol. 2. Gebruder Borntraeger. Berlin: Stuttgart. p. 234-673.
- Kosten, S.** (2010). *Aquatic ecosystems in hot water: effects of climate on the functioning of shallow lakes*. PhD thesis. Wageningen: Wageningen University. p. 160.
- Kosten, S., Huszar, V. L., Bécares, E., Costa, L. S., van Donk, E., Hansson, L. A., Jeppesen, E., Kruk, C., Lacerot, G., Mazzeo, N., De Meester, L., Moss, B., Lürling, M., Noges, T., Romokk, S., Scheffer, M.** (2012). Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*. **18** (1): 118-126.
- Kruk, C., Huszar, V. L., Peeters, E. T., Bonilla, S., Costa, L., Lürling, M., Reynolds, C. S., Scheffer, M.** (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater biology*. **55** (3): 614-627.
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., Laliberté, M. E.** (2014). Package 'FD'. Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.2.
- Legendre, P. & Legendre, L.** (2012). *Numerical Ecology* (Third Engl). Elsevier. p. 1006.
- López-Cualla, R.** (2003). *Elementos de diseño para acueductos y alcantarillados* (2 ed). Bogotá. Escuela Colombiana de Ingeniería. p. 98-99.
- McCauley, E.** (1984). The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. **17**: 228-265.
- Magrin, G.O., Marengo, J. A., Boulanger, J. P., Buckeridge, M. S., Castellanos, E., Poveda, G., Scarano, F. R., Vicuña, S.** (2014). Central and South America. En V. R. Barros, C. B. Field, D. J. Dokken, M. D. Mastrandrea, K. J. Mach, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea, L. L. White. (Eds.). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (1499-1566). United Kingdom, New York, USA: Cambridge University Press.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.** (2006). *Esquema de Ordenamiento Territorial del Municipio de Santana, Boyacá*.
- Montoya, Y., Aguirre, N.** (2010). Dinámica de la producción primaria fitoplanctónica en un lago tropical (ciénaga Escobillitas) a lo largo del pulso de inundación. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*. **55**: 76-89.
- Naselli, L.** (2014). Morphological analysis of phytoplankton as a tool to assess ecological state of aquatic ecosystems: the case of Lake Arancio, Sicily, Italy. *Inland Waters*. **4** (1): 15-26.
- Padisak, J.** (1993). The influence of different disturbance frequencies on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. *Hydrobiologia*. **249** (1-3): 135-156.
- Parra, O., González, M., Dellarossa, V., Rivera, P., Orellana, M.** (1982). *Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales* (vol. 1, 2, 3, 4), Chile: Universidad de Concepción. p. 348.
- Parra, O., González, M., Dellarossa, V., Rivera, P., Orellana, M.** (1983). *Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales con especial referencia al fitoplancton de Chile* (vol. 5), Chile: Universidad de Concepción. p. 151.
- Pomerleau, C., Sastri, A. R., Beisner, B. E.** (2015). Evaluation of functional trait diversity for marine zooplankton communities in the Northeast subarctic Pacific Ocean. *Journal of Plankton Research*. **37** (4): 712-726.
- Ramírez, A.** (1999). *Ecología aplicada. Diseño y análisis estadístico*, Bogotá D.C: Fundación Universitaria de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. p. 325.
- Ramírez, R. J.** (2000). *Fitoplancton de agua dulce, aspectos ecológicos, taxonómicos y sanitarios*. Medellín: Editorial Universidad de Antioquia. p. 207.

- Ramírez, J. J. & Alcaráz, H.** (2002). Dinámica de la producción primaria fitoplanctónica en un sistema eutrófico tropical: laguna del Parque Norte, Medellín, Colombia. *Caldasia*. **24** (2): 411-423.
- Rangel, L. M., Silva, L. H., Rosa, P., Roland, F., Huszar, V. L.** (2012). Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia*. **693** (1): 13-28.
- Rangel, L. M., Soares, M. C. S., Paiva, R., Silva, L. H. S.** (2016). Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river-reservoir system. *Ecological Indicators*. **64**: 217-227.
- Reynolds, C. S., Elliott, J. A., Frassl, M. A.** (2014). Predictive utility of trait-separated phytoplankton groups: A robust approach to modeling population dynamics. *Journal of Great Lakes Research*. **40**: 143-150.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S.** (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of plankton research*. **24** (5): 417-428.
- Rice, E., Dam, H. G., Stewart, G.** (2015). Impact of climate change on estuarine zooplankton: surface water warming in Long Island Sound is associated with changes in copepod size and community structure. *Estuaries and coasts*. **38** (1): 13-23.
- Roldán-Pérez, G. & Ramírez-Restrepo, J.** (2008). Fundamentos de limnología neotropical. Second Edition, Medellín: Editorial Universidad de Antioquia. p. 440.
- Rose, A. K., Fabbro, L., Kinnear, S.** (2018). Cyanobacteria breakthrough: Effects of *Limnithrix redekei* contamination in an artificial bank filtration on a regional water supply. *Harmful algae*. **76**: 1-10.
- Rosenzweig, C.** (2007). Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. En: M. L. Parry, O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. Van der Linden, C. E. Hanson. (Eds.). *Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (79-131). United Kingdom, New York, USA: Cambridge University Press.
- Rücker, J., Wiedner, C., Zippel, P.** (1997). Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnithrix redekei* in eutrophic shallow lakes. *Hydrobiologia*. **342** (343): 107-115.
- Rueda, F., Moreno-Ostos, E., Armengol, J.** (2006). The residence time of river water in reservoirs. *Ecological Modelling*. **191** (2): 260-274.
- Sant'Anna, C. L.** (1984). Chlorococcales (Chlorophyceae) do Estado de São Paulo, Brasil. (67). Lubrecht & Cramer Limited.
- Shimoda, Y., Azim, M. E., Perhar, G., Ramin, M., Kenney, M. A., Sadraddini, S., Gudimov, A., Arhonditsis, G. B.** (2011). Our current understanding of lake ecosystem response to climate change: what have we really learned from the north temperate deep lakes? *Journal of Great Lakes Research*. **37** (1): 173-193.
- Starmach, K.** (1983). Euglenophyta; Eugleniny. *Panstwowe Wydawnictwo Naukowe*. Warszawa. p. 595.
- Strickland, J. D. & Parsons, T. R.** (1968). A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Canada*. **167**: 1-311.
- Straškraba, M., Tundisi, J. G., Duncan, A.** (1993). State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In *Comparative reservoir limnology and water quality management* (213-288). Dordrecht: Springer.
- Sun, J. & Liu, D.** (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of plankton research*. **25** (11): 1331-1346.
- Tell, G.** (1980). Le genre *Staurostrum* (Algues Chlorophycées, Desmidiées) dans le nord-est de L'Argentine. *Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle, section B*. **4**: 145-207.
- Urban, M. C.** (2004). Disturbance heterogeneity determines freshwater metacommunity structure. *Ecology*. **85** (11): 2971-2978.
- Van der Kamp, G., Keir, D., Evans, M. S.** (2008). Long-term water level changes in closed-basin lakes of the Canadian prairies. *Canadian Water Resources Journal*. **33** (1): 23-38.
- Villéger, S., Mason, N. W., Mouillot, D.** (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*. **89** (8): 2290-2301.
- Wagner, C., Adrian, R.** (2009). Cyanobacteria dominance: quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography*. **54** (6part2): 2460-2468.
- Wallace, R., Snell, T., Ricci, C., Nogrady, T.** 2006. Rotifera: Biology, ecology and systematic. En H. J. F. Dumont. (Ed.), *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world* (299). The Netherlands: Backhuys Publishers, Leiden.

- Wetzel, R. G. & Likens, G. E.** (1991). *Limnological analysis*, New York: Springer-Verlag. p. 391.
- Wetzel, R.** (2001). *Limnology: Lake and river Ecosystems* (1006). Third Edition. USA: Academic Press.
- Wilby, R. L., Orr, H., Watts, G., Battarbee, R. W., Berry, P. M., Chadd, R., Dugdale, S.J., Dunbar, M. J., Elliott, J. A., Extence, C., Hannah, D. M., Holmes, N., Johnson, A. C., Knights, B., Milner, N. J., Ormerod, S. J., Solomon, D., Timlett, R., Whitehead, P. J. Wood, P. J.** (2010). Evidence needed to manage freshwater ecosystems in a changing climate: turning adaptation principles into practice. *Science of the Total Environment*. **408** (19): 4150-4164.
- Winder, M. & Sommer, U.** (2012). Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia*. **698** (1): 5-16.
- Zar, J. H.** (1999). *Biostatistical Analysis*. Fourth Edition, USA: Prentice Hall. p. 663.

Original article

Environmental factors driving phytoplankton biomass and diversity in a tropical reservoir

Factores ambientales determinantes de la biomasa y la diversidad del fitoplancton en un embalse tropical

✉ Isabel Cristina Gil-Guarín^{1,*}, ✉ Silvia Lucía Villabona-González¹, ✉ Edison Parra-García²,
✉ Ricardo O. Echenique³

¹ Grupo de Investigación en Limnología y Recursos Hídricos, Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Colombia

² Grupo de Investigación en Limnología Básica y Experimental y Biología y Taxonomía Marina, Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

³ Facultad de Ciencias Naturales y Museo, (UNLP)/CIC-BA, La Plata, Argentina

Abstract

We determined the spatial and temporal variation of phytoplankton biomass and diversity in 10 fortnightly sampling journeys verifying five sampling sites in El Peñol-Guatapé reservoir located in Antioquia, Colombia. *In situ* and *ex situ* physical and chemical variables were measured and phytoplankton samples were taken. Richness was dominated by Chlorophyta and biomass by Dinophyta. This variable was higher in the transition zone while in the riverine zone it showed average values, the lowest were registered in the lacustrine zone. Diversity was lower in the riverine zone, but it increased considerably in the transition zone and in the lacustrine zone where it showed similar values. At the vertical scale, biomass and diversity did not vary widely. Biomass showed a differential response to the effect of precipitation changes and water levels in the reservoir zones. Due to the low variability in environmental conditions, diversity was homogeneous time-wise. These results suggest that factors related to the hydrodynamic such as precipitation and water level resulting from the dam operation and inflow have a slight influence on the temporal variations of phytoplankton biomass and structure. There was a direct relationship between these attributes and physical variables such as turbidity and nutrients concentration at spatial scale while at the vertical scale, mixing patterns and the influence of the wind explained the absence of the vertical gradient of biomass and phytoplankton structure.

Keywords: Temporal and spatial variation; Physical chemical variables; Phytoplankton; Structure; Reservoir.

Resumen

Para determinar la variación espacial y temporal de la biomasa y la diversidad del fitoplancton, se realizaron diez campañas de monitoreo quincenales en cinco sitios ubicados en el embalse El Peñol-Guatapé en Antioquia, Colombia. Se midieron variables físicas y químicas y se tomaron muestras de fitoplancton. La riqueza fue dominada por Chlorophyta y la biomasa por Dinophyta, variable que fue mayor en la zona de transición, en tanto que en la zona riverina presentó valores medios y en la zona lacustre, los más bajos. La diversidad fue menor en la zona riverina, pero aumentó considerablemente en la zona de transición y en la zona lacustre, donde sus valores fueron semejantes. En el perfil vertical, la biomasa y la diversidad no variaron notablemente. La biomasa respondió de forma diferencial a las variaciones en la precipitación y el nivel del agua en las zonas del embalse. Como consecuencia de la baja variabilidad en las condiciones ambientales, la diversidad fue homogénea en el tiempo. Los resultados sugieren que factores relacionados con la hidrodinámica, tales como la precipitación y el nivel del agua resultantes de la operación del embalse y del caudal de entrada influyen levemente sobre la variación temporal de la biomasa y la diversidad del fitoplancton. Se registró una relación directa entre estos atributos y variables físicas

Citation: Gil-Guarín IC, Villabona-González SL, Parra-García E, Echenique RO. Environmental factors driving phytoplankton biomass and diversity in a tropical reservoir. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):423-436, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1052>

Editor: Nelson Aranguren

***Corresponding autor:**

Isabel Cristina Gil Guarín;
isabelcgg84@gmail.com

Received: October 29, 2019

Accepted: May 20, 2020

Published: June 30, 2020



This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License.

como la turbidez y la concentración de nutrientes en la escala espacial, mientras que en la escala vertical los patrones de mezcla y la influencia del viento explicaron la inexistencia de gradientes verticales de la biomasa y la estructura fitoplanctónica.

Palabras clave: Variación temporal y espacial; Variables físicas y químicas; Fitoplancton; Estructura; Embalse.

Introduction

In tropical reservoirs, spatial and temporal variations of some factors as temperature, light, dissolved oxygen, pH, electric conductivity, and nutrients determine changes in phytoplankton composition, biomass, and diversity (Padisák, *et al.*, 2010; Stomp, *et al.*, 2011). Likewise, important elements of hydrodynamic, such as water level fluctuations, hydroelectric generation, and precipitation are some of the main factors that control phytoplankton biomass and diversity in these systems (Mac Donagh, *et al.*, 2009). These factors generate pulses of suspended material and nutrients producing a reorganization in terms of phytoplankton taxa relative biomass (Calijuri, 1999). Besides controlling light and nutrients, these factors also affect the maintenance or not of phytoplankton in the water column (Reynolds, 2006; Bernhardt, *et al.*, 2008). In the particular case of reservoirs for energy generation, hydrological features vary because of the operation of hydroelectric power plants. Consequently, variations of inflow and outflow, water level, and water residence time directly affect physical, chemical, and biological conditions. The riverine zone receives a high nutrient input but light attenuation, turbulence, and general lotic conditions reduce primary production. As sedimentation and light availability increase along the longitudinal gradient, phytoplankton reaches high biomass in the intermediate zone. Finally, the lacustrine zone characterizes by nutrient limitations and phytoplankton biomass reduction (Thornton, *et al.*, 1990).

Factors such as morphometric characteristics, thermal stratification, geographic location, and residence time may influence the boundaries of these reservoir regions. Thus, a reservoir might become a fluvial system when residence time is lower than 30 days or be totally lacustrine when this time is higher than 50 days (Tundisi & Straskraba, 1999). In this sense, species diversity also varies depending on this complex range of factors (Wetzel, 1993).

There have been numerous studies employing phytoplankton as an indicator of changes in ecological conditions of different reservoirs (Figueredo & Giani, 2001; Nascimento-Moura, *et al.*, 2007; Lira, *et al.*, 2011; Marti, *et al.*, 2016; Wojciechowski, *et al.*, 2017), due to its capacity to respond quickly (days and hours) and differentially to these changes.

Given the great number of species that conform phytoplankton and that, potentially, some of them can dominate and co-dominate in a system (Reynolds, 1997; Reynolds, *et al.*, 2002), it is necessary to simplify the analysis by using indices that summarize the structure of this community. Margalef (1994) and Connell (1978) argued that systems subject to periodic changes of environmental variables or anthropogenic tensions present higher diversity values because these conditions favor the coexistence of taxa with different ranges against the available resources (Calijuri, *et al.*, 2002). On the other hand, more stable systems characterize by expressing lower values of specific richness and higher values of dominance due to competitive exclusion in these types of disturbed systems (Figueredo & Giani, 2001).

In Colombia, phytoplankton analysis in reservoirs has focused on its composition and structure estimated from numerical abundance (Ramírez, 1986; Duque & Donato, 1988; Donato, 2001; Aguirre-Ramírez, *et al.*, 2007; Palacio-Baena, *et al.*, 2013; Rodríguez-Zambrano, *et al.*, 2014), except for the work by Hernández-Atilano, *et al.* (2012), León-López, *et al.* (2012); Ospina-Calle (2013), López-Muñoz, *et al.* (2015; 2016), who considered its biomass. Some studies conducted in El Peñol-Guatapé reservoir have centered on the variability of its physical and chemical attributes, as well as its biological features (Uribe & Roldán, 1975; Roldán, 1978, 1982; Björk & Gelin, 1980; Palacio-

Baena & Plazas, 1998; Ramírez, 1989; Aguirre-Ramírez, *et al.*, 2007), but none of them has considered the evaluation of the phytoplankton structure based on its biomass. In this context, the aim of this study was to determine the spatial and temporal variation of the biomass and diversity of phytoplankton in El Peñol-Guatapé reservoir and its relationship with some environmental variables. The study question was: ¿What are the factors that mainly affect the spatial (horizontal and vertical) and temporal variation of the biomass and the specific diversity of phytoplankton in the El Peñol-Guatapé reservoir? At spatial horizontal scale, our hypothesis was that if the variation of phytoplankton biomass and diversity were influenced by nutrient concentration and turbidity, in the riverine zone (SS1) the biomass would be higher and the diversity lower. At spatial vertical scale, we assumed that if the variation of these attributes between depths was due to the light availability, it could be expected that the biomass would be higher and the diversity would decrease in the subsurface.

At the temporal scale, we hypothesized that if the variations of the phytoplankton biomass and diversity answered to precipitation and water level fluctuations, they would decrease during high water level seasons.

Materials and methods

Study area

El Peñol-Guatapé reservoir is located at 1887.5 masl in the eastern Antioquia-Colombia ($6^{\circ}13'20''N - 75^{\circ}10'11''W$) within the jurisdiction of El Peñol, Guatapé and, San Rafael municipalities (**Figure 1**). At its maximum height, it has an area of 6253.6 has, a capacity

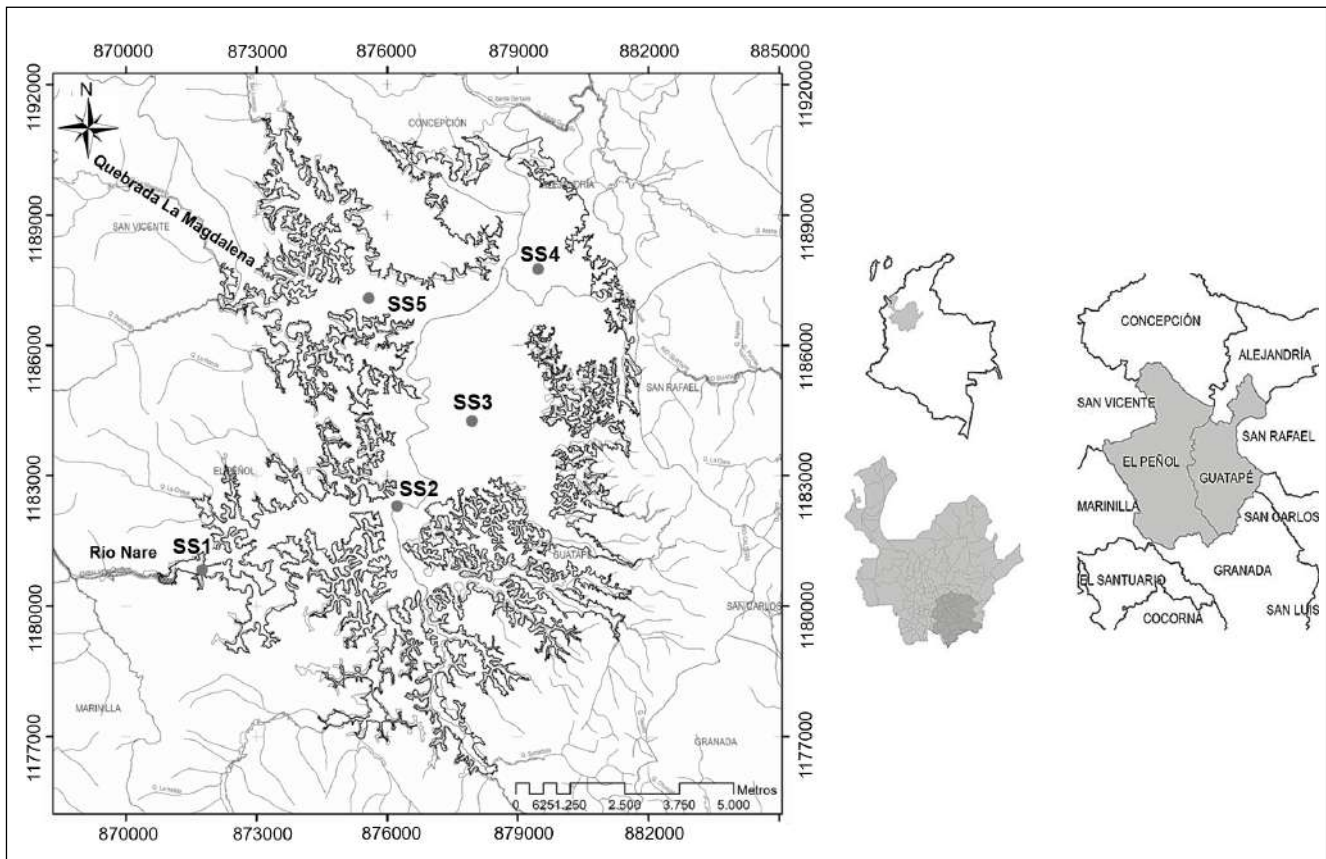


Figure 1. Geographic location of El Peñol-Guatapé reservoir and of the sampling sites (SS1: riverine zone, SS2 and SS3: transition zone, SS4 and SS5: lacustrine zone)

of 1.240 million m³, maximum deep of 52 m, and an average residence time of 82 days (**Bedoya-Cardona, 2017**). Its main tributary is the Nare River, which contributes an average annual flow of 51.8 m³/s. It is mainly used for hydroelectric generation, tourism, and artisanal fishing. Its catchment area has been subjected to industrial, agricultural, livestock, and mining developments resulting in the deterioration of the quality of water (**Cuéllar-Márquez, 2009**).

We conducted biweekly field surveys (FS1 to FS10) from August to December 2014 in five sampling sites (riverine zone: SS1, transition zone: SS2 and SS3, and lacustrine zone: SS4 and SS5) (**Figure 1**). Field surveys were carried out in four periods: Dry season (August), transition to the rainy season (September), rainy season (October and November), and transition to the dry season (December) (**Figure 2**). Water transparency was determined by measuring Secchi disk extinction depth while water temperature, electric conductivity, dissolved oxygen, turbidity, pH, and chlorophyll-*a* were measured *in situ* using a CTD profiler. Based on temperature profiles, we estimated the Thermocline Strength Index (TSI). To quantify total nitrogen (TN), organic nitrogen (ON), sulfates (SO₄), carbon dioxide (CO₂), total organic carbon (TOC) concentrations, and turbidity, water samples were collected with a Schindler bottle at 100% and 1% incident light. Nutrients and sulfates concentrations were estimated using ionic chromatography, CO₂ by the titrimetric method, and COT and turbidity by nephelometry. The climatological information, as well as inflow and outflow data were provided by *Empresas Públicas de Medellín*. For the qualitative analysis of phytoplankton, samples were collected with Schindler bottle at 100% and at 1% E₀ incident light and then preserved with acetic Lugol's solution (**Ramírez, 2000**). For the quantitative analysis of phytoplankton we followed **Utermöhl's (1958)** method using an Olympus inverted microscope, considering the estimated biovolume per taxa, and assuming that organisms and water had the same density, biomass was reported in mg/L (**Edler, 1979; Wetzel & Likens, 1991**).

The Olmstead-Tukey association test was applied to classify the phytoplankton species as dominant, constant, occasional, and rare (**Sokal & Rohlf, 1981**). To analyze the phytoplankton community structure, we calculated the diversity numbers developed by **Hill (1973)**: q₀ (species richness), q₁ (diversity of common species), and q₂ (diversity of dominant species). We used a three-way factorial ANOVA test or Kruskal-Wallis test when the assumptions of parametric statistics were not fulfilled to determine the statistical differences in biomass, richness, and diversity among sampling campaigns, sampling sites,

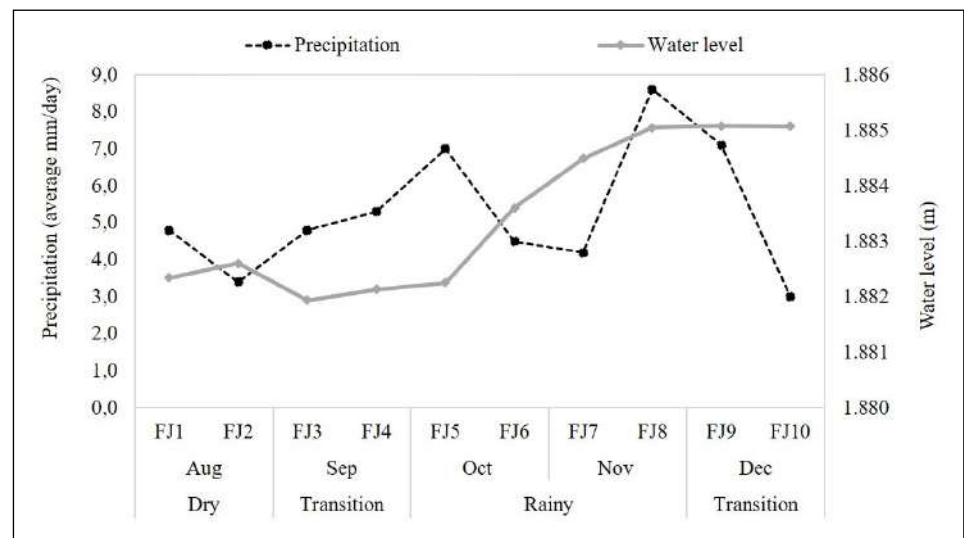


Figure 2. Precipitation and water level in El Peñol-Guatapé reservoir (August – December 2014)

and depths. If there was a significant difference between these factors, we used post-hoc, Tukey, or Mann-Whitney tests. Biomass values were transformed to square root and species richness was normalized using X^2 (Guisande-González, *et al.*, 2011). We used multiple correlations to evaluate the association between biomass and diversity indices grouped per zone with precipitation and water level. For these analyses, we used the R wizard version 2.3 (Guisande-González, *et al.*, 2014). We performed a Generalized Canonical Discriminant Analysis on the biomass of the dominant, constant, occasional, and rare taxa, as well as on the physical and chemical variables. The scores and the canonical vectors were calculated to graph the most important canonical discriminant functions in terms of explained variance, thus allowing the simplest interpretation in the canonical space of differentiation between the algal biomass and the environmental matrix (Friendly, 2007).

Results

Nare River flow (inflow) was higher during the rainy season in September, October, and November and lower in the dry season (August) and during the transition to the dry one (December). Outflow was higher during the transition to the rainy season (September) and the rainy season in October and November, and lower in the transition to the dry season (December). At the end of November, almost when we were finishing the study, the water level had increased 5 meters approximately (Figure 2). Consequently, with the variations of inflow and outflow, residence time was higher in December.

We identified 67 taxa belonging to eight algal divisions. Chlorophyta contributed the most to richness with 25 taxa, which meant 37.3% of the total. We also identified 14 taxa belonging to Cyanobacteria, nine to Charophyta and Euglenophyta (13.04%, respectively), five to Dinophyta (7.5%), two to Cryptophyta and Ochrophyta (2.9%, respectively), and one to Bacillariophyta (1.4%). Dinophyta contributed with 55% of the total biomass followed by Chlorophyta with 20% and Cyanobacteria with 11% while other divisions reached less than 6%. According to the Olmstead-Tukey association test, 12 taxa were dominant, nine were constant, and 46 were rare. (Table 1).

Phytoplankton total biomass ranged from 0.46 to 56.6 mg/L (\bar{x} 10.6 mg/L). The variance analysis (ANOVA) and the Tukey test (Figure 3) showed significant differences for this variable at the temporal scale determined by its increase during those periods with less rainfall (SJ1 \bar{x} =14.1 mg/L) and the transition to dry season (SJ9 y SJ10 \bar{x} =13.6 and \bar{x} =22.6 mg/L) and its decrease during the periods with less rainfall and high outflow (FS2 and FS3: \bar{x} =5.70 and \bar{x} =5.51 mg/L).

Table 1. Dominant taxa registered in El Peñol-Guatapé

Taxa	Frecuence	% Frecuence	Biomass (mg/L)	Relative biomass (%)
<i>Botryococcus braunii</i>	73	82.02	139.97	14.84
<i>Ceratium furcoides</i>	63	70.79	222.38	23.57
<i>Chroococcus minutus</i>	89	100.00	36.65	3.89
<i>Cryptomonas</i> spp.	61	68.54	45.31	4.80
<i>Cyclotella</i> spp.	79	88.76	53.66	5.69
<i>Microcystis wesenbergii</i>	34	38.20	20.97	2.22
<i>Oocystis</i> cf. <i>lacustris</i>	87	97.75	43.24	4.58
<i>Oscillatoria limosa</i>	50	56.18	37.11	3.93
<i>Parvodinium</i> spp.	85	95.51	147.50	15.64
<i>Peridinales</i>	82	92.13	64.73	6.86
<i>Peridinium gatunense</i>	64	71.91	79.67	8.45
<i>Staurastrum rotula</i>	52	58.43	14.44	1.53

The post hoc Mann-Whitney test showed that in the transition zone (SS2 y SS3), phytoplankton biomass reached significantly higher values, with a median of 12.19 and 14.31 mg/L, respectively. In the riverine (SS1) and lacustrine zones (SS4 and SS5), significantly lower values were estimated (medians: 3.47, 5.22, and 4.64 mg/L, respectively).

At the vertical scale, no significant differences were registered (**Figure 3**). Diversity of order 0, 1 and 2 showed no statistically significant differences among field surveys, nor between depths and among interactions (**Figure 3**).

Diversity of order 0 ranged from 9 to 23 (\bar{x} =17). ANOVA showed statistically significant differences among sampling sites because it was higher in the transition zone while it was lower in the lacustrine one (**Figure 3**). Considering common taxa and their contribution to biomass for estimating diversity of order 1, q1 exhibited significant differences among sampling sites (**Figure 3**) because the transition and lacustrine zones had a diversity mean value equal to that of a virtual community of 5.18 taxa with the same biomass. It is possible to say that transition and lacustrine zones were 1.73 times more diverse than the riverine zone considering mean values. Regarding the diversity of order 2 (q2), again the riverine zone was the less diverse sampling site (**Figure 3**). The ratio of the depth of the euphotic zone (Zeu)/mix zone, (Zmix)) exhibited a mean value ≥ 1 except in one case suggesting that organisms are active in a zone where light is available for phytoplankton growth. **Table 2** shows the minimum and maximum values, the arithmetic mean, and the standard deviation of variables used in the discriminant analysis. Water temperature did not register important fluctuations (CV=4.2%) with values ranging from 21.4 to 25.3°C and a mean value of 23.3°C. At the vertical scale, dissolved oxygen concentration had a CV=41.5% with mean values of 2.9 mg/L at 1% Eo and 5.9 mg/L at 100% Eo. Among sampling sites, the highest concentration occurred at the riverine zone with most values over or close to 6 mg/L. CO₂ concentration showed a vertical pattern inverse to that of dissolved oxygen with the highest concentrations at 1% Eo (5.1 mg/L) and the lowest at 100% (2.5 mg/L) while at the spatial and temporal scales, concentrations

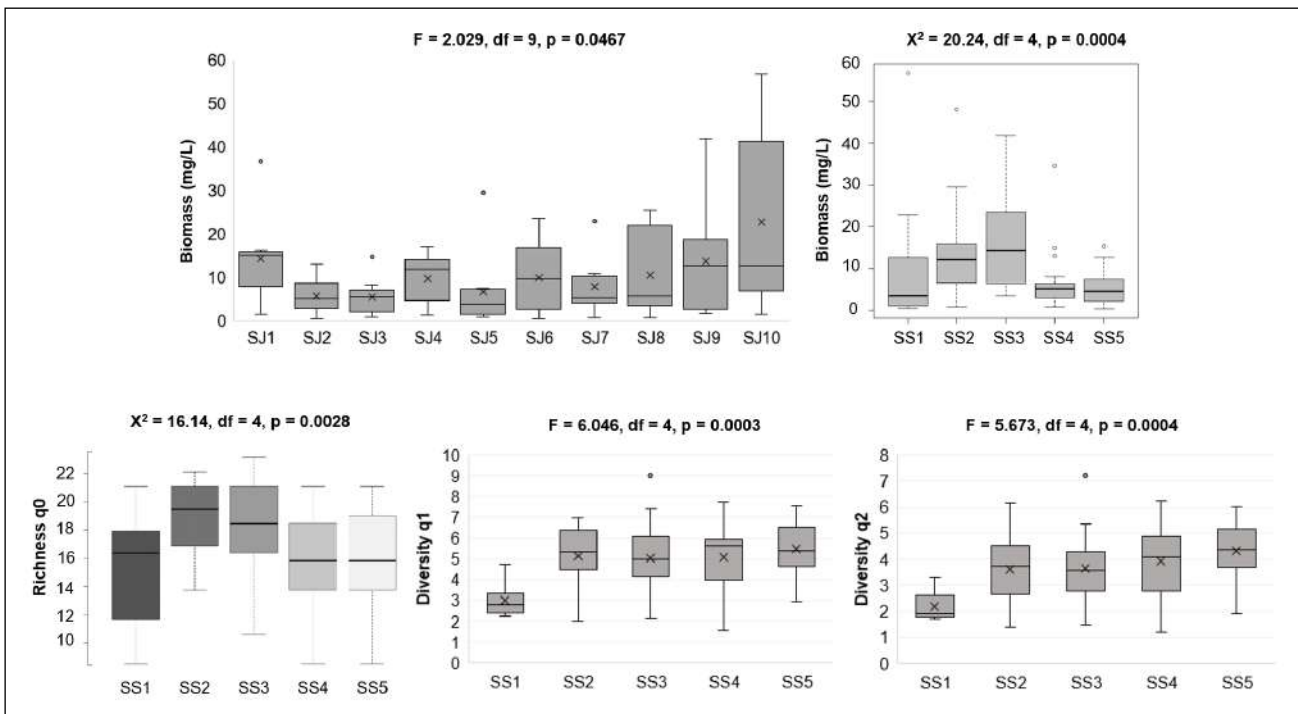


Figure 3. Phytoplankton biomass and diversity. Boxplots showing phytoplankton biomass, richness (q0), and diversity (q1 and q2) during 10 sampling journeys at five sites, SS1, SS2, SS3, SS4 and SS5, in El Peñol-Guatapé Reservoir (August to December 2014)

Table 2. Values of physical and chemical variables in the photic zone, arithmetic mean, Standard Deviation (SD) and Coefficient of Variation (CV, %). El Peñol-Guatapé Reservoir (August – December 2014)

Variables and measurement units	Riverine Zone				Transition Zone				Lacustrine Zone			
	\bar{x}	Max.	Min.	CV (%)	\bar{x}	Max.	Min.	CV (%)	\bar{x}	Max.	Min.	CV (%)
Ammoniacal nitrogen (mg N-NH ₃ /L)	0.04	0.10	0.01	89.75	0.12	0.49	0.01	114.98	0.11	0.37	0.01	98.22
Nitrates mg (N-NO ₃ -/L)	0.20	0.56	0.03	89.12	0.86	2.63	0.07	97.84	0.41	2.30	0.02	141.51
Total nitrogen (mg N/L)	0.32	0.80	0.18	55.16	0.52	1.18	0.03	54.24	0.37	0.77	0.02	52.17
Organic nitrogen (mg/L)	0.26	0.59	0.10	54.80	0.26	0.90	0.00	82.45	0.23	0.62	0.00	57.00
Sulfates (mgSO ₄ /L)	1.96	2.57	1.59	20.51	2.08	3.64	1.37	24.96	1.74	3.34	1.28	25.04
Carbon dioxide (mgCO ₂ /L)	1.95	4.00	0.00	56.72	3.86	9.70	0.85	51.04	3.91	8.07	1.70	48.18
Total organic carbon (TOCmg C/L)	3.80	5.60	1.37	29.00	3.23	7.06	1.00	30.42	2.72	3.62	1.00	22.85
Chlorophyll a (µg/L)	3.83	6.90	1.06	49.22	0.82	2.85	0.05	71.74	1.87	52.41	0.04	444.98
Turbidity (NTU)	10.72	23.85	4.02	66.89	1.82	5.69	0.97	48.59	2.00	7.39	0.71	80.00
Temperature (°C)	24.28	25.31	22.98	2.85	23.23	24.87	21.60	4.28	23.07	24.63	21.38	3.80
Oxygen saturation (%)	83.63	100.61	25.31	26.16	50.42	80.11	10.96	50.24	58.24	78.67	7.72	33.80
Dissolved oxygen (mg O ₂ /L)	6.89	8.28	5.54	13.95	4.15	6.68	0.67	48.08	4.44	6.57	0.68	35.28
pH (units)	9.01	9.79	7.67	6.40	7.13	8.27	6.50	7.03	7.06	7.77	6.49	4.88
Conductivity (µS/cm)	54.02	60.24	47.63	8.37	52.12	73.35	43.09	14.65	44.72	70.19	35.93	15.67
Transparency (m)	1.90	3.00	1.13	34.56	4.75	5.90	3.47	14.22	5.40	7.84	3.75	19.11
Biomass (mg/L)	11.00	56.63	0.46	159.42	14.78	48.02	0.86	72.69	6.21	34.54	0.36	97.62
Richness (q0)	15.00	21.00	9.00	28.89	19.00	23.00	11.00	14.26	16.00	21.00	9.00	19.60
q1	2.98	4.71	2.27	27.01	5.09	8.99	1.99	30.08	5.28	7.72	1.55	24.12
q2	2.18	3.30	1.70	25.66	3.63	7.22	1.40	36.24	4.12	6.21	1.19	27.83

*Organic nitrogen is the sum of various forms of nitrogen.

were very fluctuating (CV=52.8%). Electric conductivity varied between 35.9 and 75.3 µS/cm with a mean value of 49.1±8.04 µS/cm and a slight variation (CV=16.4%). At the spatial scale, the riverine zone showed the highest values for this variable (mean value: 54 µS/cm). pH ranged between 6.5 and 9.8 units with a mean value of 7.3 and little variation (CV=10.3%) with the highest values in the riverine zone where the media value was over 9 units. At the vertical scale, pH was higher at 100% (7.7 units of pH). Total nitrogen concentration varied between 0,02 and 1,18 mg/L with a mean value of 0,43 ± 0,25 mg/L and high variation (CV=57,25%). According to the Kruskal-Wallis test, dissolved oxygen concentration, pH, and electric conductivity showed significant differences at the spatial scale (p<0.05). Except for conductivity, the other variables registered significant differences at the vertical scale. These variables showed no difference between sampling journeys except for total nitrogen that was different in all the evaluated factors. TSI values were in all cases lower than 1 °C/m indicating thermocline did not occur and, consequently, there was vertical homogeneity.

We found a negative correlation between precipitation and biomass in the lacustrine zone; however, the correlation coefficient was low (r=-0,33; p=0,04) while the increase of water level showed a positive correlation with biomass in the riverine (r=0,65; p=0,04) and transition (r=0,35; p=0,03) zones where it also showed a slight association with dominant species diversity (r=0,36; p=0,02). We found no significant correlations of precipitation and water level with the community structure.

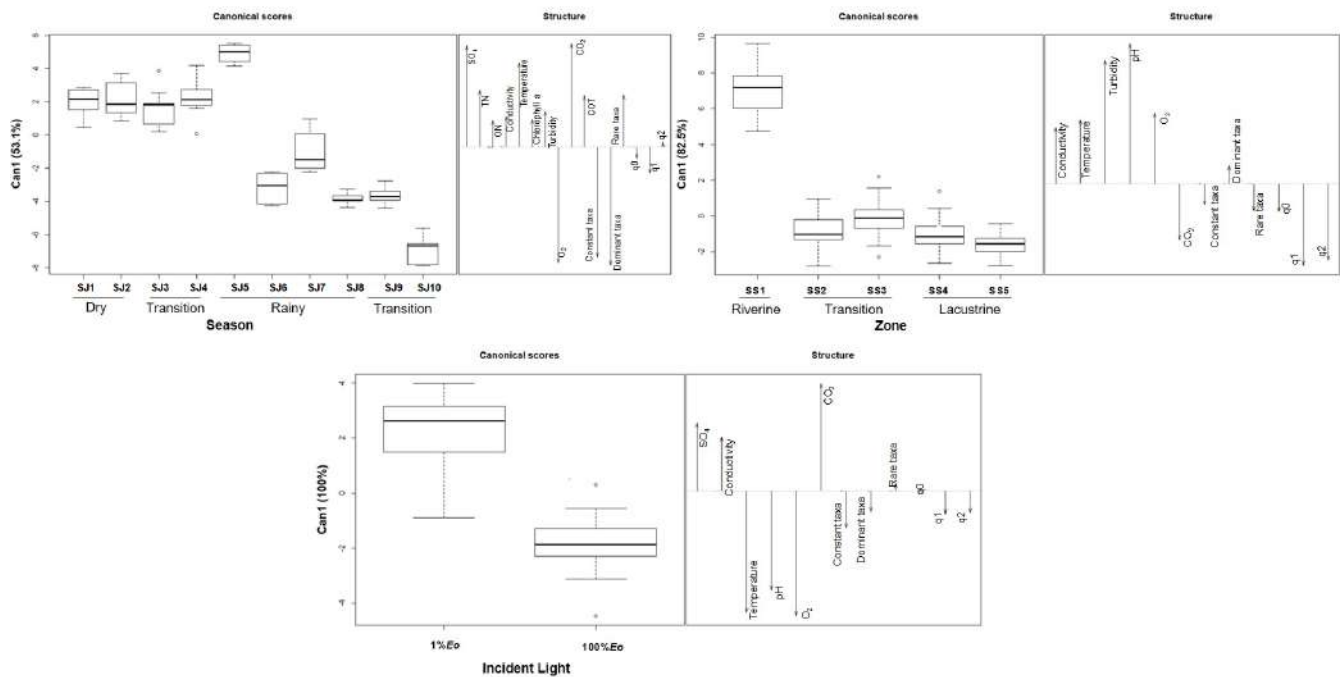


Figure 4. First canonical axis of the Generalized Discriminant Canonical Analysis for phytoplankton biomass and diversity and environmental variables. SO4: Sulfates (mg/L). TN: Total nitrogen (mg/L). Organic nitrogen (mg/L). Temperature (°C). Chlorophyll *a* (µg/L). Turbidity (NTU). O2-Dissolved oxygen (mg/L). Carbon Dioxide (mg/L). Total organic carbon (mg/L). Constant taxa-Constant taxa biomass (mg/ml). Dominant Taxa-Dominant taxa biomass (mg/ml). Rare taxa-Rare taxa biomass (mg/ml). q0: Richness. q1: Order 1 diversity. q2: Order 2 diversity

At the temporal scale, the discriminant analysis showed 92.3% of cases correctly identified and a cross-validation percentage of 47.7%. The first axis explained 53.13% of the variance and showed that those sampling journeys carried out during the period of lower precipitations, low water level, and high water outflow (FS1 to FS5) were characterized by the increase of sulfate, total nitrogen, and CO₂ concentrations, temperature, and rare taxa biomass. The survey carried out during the transition to the dry season (FS10) was discriminated against by the increase of both oxygen and the biomass of dominant and constant taxa (**Figure 4**). The ordination per sampling sites showed that in 70.8% of cases the identification was correct and cross-validation was 50.5%. Physical and chemical variables, as well as the diversity of orders 1 and 2, were those that discriminated the most. The first axis explained 82.5% and allowed the discrimination of the riverine zone (SS1) with higher values of electric conductivity, temperature, turbidity, pH, and dissolved oxygen. The discrimination of the transition and lacustrine zones was due to by the increase of CO₂ concentration and the higher values of order 1 and 2 diversity (**Figure 4**). At the vertical scale, in the first axis, the discriminant analysis explained 100% of variability while 96.6% of cases were correctly identified through cross-validation. Axis 1 showed a vertical variation differentiating between samples taken at 1% Eo in function of abiotic variables as temperature, pH, and dissolved oxygen showing a tendency to differentiate by the biomass of constant taxa. Samples taken at 1% Eo were differentiated by high electric conductivity values, sulfates, and carbon dioxide while subsurface showed warmer and oxygenated waters with higher pH (**Figure 4**).

Discussion

The phytoplankton community’s taxonomic richness was a little over that recorded in previous studies (**Ramírez, 1986; Aguirre-Ramírez, et al., 2007**). As reported by **Ramírez (1986)** and **Aguirre-Ramírez (2007)**, Chlorophyta was the group which contributed the most to taxonomic richness.

Our results suggest that the spatial and temporal variation of the biomass and the structure of the phytoplankton community in El Peñol Guatapé reservoir were determined more by the horizontal gradient in function of biotic and abiotic variables allowing for the differentiation of the riverine zone by electrical conductivity, pH, temperature, dissolved oxygen, and turbidity as a consequence of the entrance of Nare River, the low residence time, and phytoplankton production processes. Other factors such as higher transparency and the decrease of nutrient concentrations in the transition and lacustrine zones also influenced the process of spatial compartmentalization proposed by **Thornton, et al.** (1990). Phytoplankton biomass and diversity exhibited a longitudinal pattern corresponding to this gradient. The riverine zone, directly influenced by the Nare River, is shallower (total depth of 5.9 m on average), more turbid (average=10.7 NTU), and turbulent, as well as exposed to a higher nutrients input derived from agricultural activities and industrial and urbanism projects in the basin, showing lower average biomass than that recorded in the transition zone where turbidity was lower (1.5 NTU) and the nutrient concentration is average according to **Thornton, et al.** (1990), although this condition was not recorded due to the assimilation by phytoplankton and other physical and chemical processes. These differences also affected phytoplankton diversity. In the riverine zone, the contribution of few organisms to the total biomass responded to the mixture of the water column, the high turbulence, and, in general, its capability of developing in a wide variety of conditions. In contrast, in the transition zone, the sedimentation of solids and the subsequent increase in light availability, as well as the decrease of turbulence and higher wind influence, favored greater biomass. However, given that several taxa contributed proportionally to the total biomass, the diversity was higher. Both the transition and lacustrine zones showed a slight tendency to differentiate based on the constant and rare taxa biomass. The presence of these groups of organisms in these zones is important because they have specific habitat requirements, their limits of tolerance are narrower, and their competing capacity lower, so better environmental conditions, high transparency, and a lower concentration of nutrients in these areas may have favored its development. It is worth mentioning the possible influence of the wind in these sampling sites, a factor that, given the changes of direction, causes turbulence in the superficial layers mixing the cells and displacing organisms in different depths resulting in the appearance of different phytoplankton taxa (**Webster, 1990**). In this sense, it is very important to consider the analysis scale because the variation in abiotic conditions occurs faster than the ability of phytoplankton to respond to environmental changes making it difficult to observe clear patterns in its dynamics. Therefore, more attention should be given to scale definition when sampling and designing studies in reservoirs.

Vertical variation of phytoplankton biomass and diversity are influenced by a synergy between the mixing regime and nutrients, especially nitrate, as well as hydrology, turbulence, wind action, temperature and light (**Melo & Huszar, 2000, Bouvy, et al., 2003, Nascimento-Moura, et al., 2007, Costa et al., 2006, 2009, Marti et al., 2016**). Nevertheless, in this study neither the biomass nor the diversity showed dependence on biotic factors, probably due to the occurrence of mixing and transport processes, favored by inflow and outflow and wind, which could cause the homogeneous distribution of phytoplankton by keeping organisms in suspension by means of advective transport processes, important mechanisms of horizontal transport of particles. A very different result from those found in other studies (**Webster, 1990, Ramírez, et al., 2000, Lira, et al., 2014, Soares-Vieria, et al., 2015, López-Muñoz, 2015**), even in this same reservoir (**Aguirre-Ramírez, et al., 2007**). In this study, along the photic zone, as it was reported by **Soares-Vieria, et al.** (2015), it was observed a gradient in the expression of temperature, pH and dissolved oxygen related to photosynthetic activity, a process that allows CO₂ removal, oxygen production and therefore pH increase.

Our results show that factors related to hydrodynamic such as precipitation and water level variations resulting from the operation of hydroelectric power plants and inflow have a slight influence on the temporal variations of phytoplankton structure, although

they are important factors that can drive spatial compartmentalization of phytoplankton in reservoirs (Mac Donagh, *et al.*, 2009; Soares, *et al.*, 2008; Tundisi, *et al.*, 1999) because water body movements affect the availability of resources for phytoplankton (Tundisi, *et al.*, 2008). According to Hooper, *et al.* (2005), Soares, *et al.* (2008), and Mac Donagh, *et al.* (2009), successful colonization by rare organisms can be influenced by the availability of resources, as well as disturbance conditions associated with high hydrological dynamics, for which their biomass and frequency are below the average as it was reported by Barbiero, *et al.* (1999). In this sense, Calijuri, *et al.* (2002) highlighted the influence of the hydraulic regime on determinant environmental factors for the development of phytoplankton. Although rare taxa did not contribute significantly to phytoplankton dynamics, they are very important because of their influence on community structure. Their importance lies in their participation in resource assimilation, which implies that in a community where they are significant, the use of resources is more efficient (Loreau & Hector, 2001). With regard to the temporal dynamics, the discriminant analysis showed that the concentration of sulfates, total nitrogen, carbon dioxide, temperature, and turbidity associated with the periods of highest hydroelectric generation and the dry season (August, September, and some days at the beginning of October). In December, due to the decrease in rainfall and the reduction of Nare River inflow, the stability of water level, the reduction of outflow for hydroelectric generation, and the increase of residence time differentiated by the increment of dominant and constant taxa biomass and high dissolved oxygen concentration as evidence of the high photosynthetic activity occurring during these campaigns. Correspondingly, the lower concentrations of CO₂ recorded resulted from high levels of production (Balmer & Downing, 2011). The increase of dominant and constant taxa biomass during these periods responds to the fact that they are generalists with a wide range of tolerance, which represents advantages in the use of resources and greater spatial-temporal dispersion in the system. Conversely, diversity did not show important variations probably due to: i) a constant supply of nutrients to the reservoir through its tributaries, especially Nare River and La Magdalena ravine; ii) the stability and magnitude of the temperature, whose values are optimal (average: 23.3 °C) and favor phytoplankton growth rates and high nutrient-conversion rate, therefore increasing the productivity of the reservoir (Roldán-Pérez & Ramírez, 2008), and iii) the long hydraulic retention time favoring the stability of environmental conditions.

Conclusions

The hypothesis related to the spatial variation was partially demonstrated as in the riverine zone, the most turbid site with the highest concentration of nutrients, biomass was lower than the value registered in the transition zone where transparency was greater and the concentration of nutrients medium. The biomass found in the riverine zone was lower than the one estimated in the lacustrine zone because in the former the intense flow and turbidity possibly acted disturbing the phytoplankton frequently.

Richness and diversity had a relatively similar pattern, as they were lower in the riverine zone but increased considerably in the transition and lacustrine zones where their values were very similar. We can conclude that the postulated vertical gradient of biomass and diversity did not occur probably due to mixing patterns and wind influence, which was further proved by the fact that TSI thermocline was not present and the Z_{eu}/Z_{mix} ratio the photic zone was included in the mix zone.

At the temporal scale, the results also partially supported the hypothesis given that, although during the study period the phytoplankton biomass did not present a pattern associated with precipitation or water level, it did show differential responses in the longitudinal gradient. Phytoplankton diversity did not show strong variation among sampling periods probably because nutrient inputs are constant in the reservoir as is the temperature. Additionally, the residence time was generally high and the phytoplankton

community was formed by organisms characterized by effective responses to environmental conditions in the system, such as *Botryococcus braunii*, *Ceratium furcoides*, *Chroococcus minutus*, *Cryptomonas* sp2 and *Parvodinium* sp.

Acknowledgements

The study was part of a research project financed by *Empresas Públicas de Medellín* (EPM) through a Masters fellowship granted to the first author and the support for some of the research activities. We thank John Jairo Ramírez for reviewing the base document, Célia L. Sant'Anna for facilitating the taxonomic work, and specially María Isabel Ríos Pulgarín for her help, and Sara Cadavid and Claudia Bedoya for their support during the sampling campaigns.

Conflicts of interest

The authors declare no conflict of interest.

Author contribution

ICGG, collected and did qualitative and quantitative analysis of samples, as well as data base construction, data analysis, literature review and writing of different components of the paper; SLVG, revised the treatment given to data, gave support with discriminant analysis, description of results and discussion, as well as construction of figures; EAPG, gave support with analysis of results and discussion; ROE, gave support with phytoplankton taxonomy, description of results and a general revision of different components of the paper.

References

- Aguirre-Ramírez, N. J., Palacio-Baena, J., Ramírez, J. J. (2007). Características limnológicas del embalse El Peñol-Guatapé, Colombia. *Revista de Ingenierías Universidad de Medellín*. **6** (10): 53-66. <https://revistas.udem.edu.co/index.php/ingenierias/article/view/223>
- Balmer, M.B. & Downing, J. (2011). Carbon dioxide concentrations in eutrophic lakes: Under saturation implies atmospheric uptake. *Inland Waters*. **1** (2): 125-132. DOI: 10.5268/TW-1.2.366
- Barbiero, R.P., James, W.F., Barko, J.W. (1999). The effects of disturbance events on phytoplankton community structure in a small temperate reservoir. *Freshwater Biology*. **42**: 503-512. Doi: 10.1046/j.1365-2427.1999.00491.x
- Bedoya-Cardona, C.M. (2017). Dinámica espacial y temporal de la estructura térmica del embalse Peñol – Guatapé. Tesis de maestría, Facultad de Minas, Departamento de Geociencias y Medio Ambiente. Programa de Posgrado. Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín. Medellín, Colombia.
- Bernhardt, J., Elliott, J.A., Jones, I.D. (2008). Modelling the effects on phytoplankton communities of changing mixed depth and background extinction coefficient on three contrasting lakes in the English Lake District. *Freshwater Biology*. **53** (12): 2573-2586. Doi: 10.1111/j.1365-2427.2008.02083.x
- Björk, S. & Gelin, C. (1980). Limnological function and management on the El Peñol reservoir. Lund, Sweden: Institute of Limnology, University of Lund. p. 119.
- Bouvy, M., Nascimento, S.M., Molica, R.J.R., Ferreira, A., Huszar, V. L., Azevedo, S.M.F.O. (2003). Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia*. **493** (1): 115-130. Doi: <https://doi.org/10.1023/A:1025405817350>
- Calijuri, M.C. (1999). A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP). Teses de Livre-Docência, Escola de Engenharia de São Carlos. Universidad de São Paulo. São Carlos, Brasil.
- Calijuri, M.C., Dos Santos, A.C.A., Jati, S. (2002). Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP-Brazil). *Journal of Plankton Research*. **24** (7): 617-634. Doi: 10.1093/plankt/24.7.617
- Connell, J.H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*. **199** (4335): 1302-1310.
- Costa, I.A.S., Azevedo, S.M.F.O., Senna, P.A.C., Bernardo, R.R., Costa, S.M, Chellappa, N.T. (2006). Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. **66** (1b): 211-219. Doi: 10.1590/S1519-69842006000200005

- Costa, L.S., Huszar, V.L.M., Ovalle, A.R.** (2009). Phytoplankton functional groups in a tropical estuary: Hydrological control and nutrient limitation. *Estuarine and Coasts*. **32** (3): 508-521. Doi: 10.1007/s12237-009-9142-3
- Cuéllar-Márquez, W.** (2009). Gestión integral de embalses en EPM. *Revista Empresas Públicas de Medellín (EPM)*. **1**: 17.
- Donato, R. J.** (2001). Fitoplancton de los lagos andinos del norte de Sudamérica (Colombia). Composición y factores de distribución. Bogotá, Colombia: Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Colección Jorge Álvarez Lleras, (19).
- Duque, S. & Donato, J.C.** (1988). Estudio del fitoplancton durante las primeras etapas de llenado del embalse de la central hidroeléctrica de Betania, Huila-Colombia. *Universitas Scientiarum*. **1** (2): 29-52. <https://revistas.javeriana.edu.co/index.php/scientarium/article/view/5090>
- Edler, L. (Ed).** (1979). Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. *Phytoplankton and Chlorophyll*. Stockholm, Sweden: The Baltic Marine Biologists, University of Stockholm. p. 38.
- Figueredo, C.C. & Giani, A.** (2001). Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*. **445** (1-3): 165-174. Doi: 10.1023/A:1017513731393
- Friendly, M.** (2007). HE plots for multivariate general linear models. *Journal of Computational and Graphical Statistics*. **16** (2): 421-444.
- Guisande-González, C., Vaamonde-Liste, A. Barreiro-Felpeto, A.** (2011). Tratamiento de datos con R, Statistica y SPSS. Madrid, Spain: Ediciones Díaz de Santos. p. 997.
- Guisande-González, C., Vaamonde Liste, A., Barreiro-Felpeto, A.** (2014). Paquete StatR - RWizard versión Beta 1.0.
- Hernández-Atilano, E., Palacio-Baena, J.A., Aguirre-Ramírez, N.J., Ramírez-Restrepo, J.J., Guisande-González, C., Duque-Escobar, S.R., Aranguren-Riaño, N.J., Mogollón-Arismendy, M.J.** (2012). Rasgos morfológicos del fitoplancton en seis sistemas leníticos de las regiones Amazónica, Andina y Caribe de Colombia. *Actualidades Biológicas*. **34** (96): 67-83. <https://revistas.udea.edu.co/index.php/actbio/article/view/14243>
- Hill, M.** (1973). Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology*. **54** (2): 427-432.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., III, Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A.** (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*. **75**: 3-35. Doi: 10.1890/04-0922
- León-López, N., Rivera-Rondón, C.A., Zapata, A., Jiménez, J., Villamil, W., Arenas, G., Rincón, C., Sánchez, T.** (2012). Factors controlling phytoplankton in tropical high-mountain drinking water reservoirs. *Limnetica*. **31** (2): 305-322. Doi: 10.23818/limn.31.26
- Lira, G.A.S.T., Araújo, E.L., Bittencourt-Oliveira, M.C., Moura, A.N.** (2011). Phytoplankton abundance, dominance and coexistence in an eutrophic reservoir in the state of Pernambuco, Northeast Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. **83** (4): 1313-1326. Doi: 10.1590/S0001-37652011000400018
- Lira, G., Moura, A.N., Vilar, M.C.P., Coreldiro-Araújo, M.K., Bittencourt-Oliveira, M.C.** (2014). Vertical and temporal variation in phytoplankton assemblages correlated with environmental conditions in the Mundaú reservoir, semi-arid northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. **74** (3 - suppl. 1): 93-102. Doi: 10.1590/1519-6984.27612
- López-Muñoz, M.T.** (2015). Aspectos taxonómicos y ecológicos del fitoplancton eucariótico del embalse Riogrande II (Antioquia, Colombia). Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Instituto de Biología. Programa de Posgrado. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.
- López-Muñoz, M.T., Ramírez-Restrepo, J.J., Palacio-Baena, J.A., Echenique, R.O., De Mattos-Bicudo, C.E., Parra-García, E.A.** (2016). Biomasa del fitoplancton eucariota y su disponibilidad para la red trófica del embalse Riogrande II (Antioquia, Colombia). *Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **40** (155): 244-253. Doi: 10.18257/raccefn.336
- Loreau, M. & Hector, A.** (2001). Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*. **412** (6842): 72-76. Doi: 10.1038/35083573
- Mac Donagh, M.E., Casco, M.A., Claps, M.C.** (2009). Plankton relationships under small water level fluctuations in a subtropical reservoir. *Aquatic Ecology*. **43** (2): 371-381. Doi: 10.1007/s10452-008-9197-4

- Margalef, R.** (1994). *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. New York, United States: Elsevier Science. p. 553.
- Marti, C., Imberger, J., Garibaldi, L., Leoni, B.** (2016). Using time scales to characterize phytoplankton assemblages in a deep subalpine lake during the thermal stratification period: Lake Iseo, Italy. *Water Resources Research*. **52** (3): 1762-1780. Doi: 10.1002/2015WR017555
- Melo, S. & Huszar, V.L.M.** (2000). Phytoplankton in an Amazonian floodplain lake (Batata Lake, Brazil): Diel variation and species strategies. *Journal of Plankton Research*. **22** (1): 63-76. Doi: 10.1093/plankt/22.1.63
- Nascimento-Moura, A., Dantas, Ê.W., Bittencourt-Oliveira, M.C.** (2007). Structure of the phytoplankton in a water supply system in the State of Pernambuco-Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. **50** (4): 645-654. Doi: 10.1590/S1516-89132007000400010
- Ospina-Calle, L.M.** (2013). Aspectos sucesionales de la comunidad fitoplanctónica en un embalse neotropical: embalse Riogrande II, Antioquia, Colombia. Trabajo de grado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Instituto de Biología. Programa de Posgrado. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.
- Padisák, J., Hajnal, É., Naselli-Flores, L., Martin, T.D., Nöges, P., Zohry, T.** (2010). Convergence and divergence in organization of phytoplankton communities under various regimes of physical and biological control. *Hydrobiologia*. **639**: 205-220. Doi: 10.1007/s10750-009-0021-5
- Palacio-Baena, J. & Plazas, E.** (1998). Algunos aspectos ecológicos de las especies ícticas más importantes en el embalse El Peñol-Guatapé. *Actualidades Biológicas*. **20** (68): 13-20.
- Palacio-Baena, J., Herrera-Loaiza, N., López-Muñoz, M., Palacio-Betancourt, H., Rodríguez, M.** (2013). Limnoecología de los embalses Riogrande II, La Fe y Porce II. En: Estudio de la problemática ambiental de tres embalses de empresas públicas de Medellín ESP para la gestión integral y adecuada del recurso hídrico. Medellín. Colombia. Universidad de Antioquia y Universidad Nacional sede Medellín.
- Ramírez, J.J.** (1986). Fitoplancton de red en el embalse de El Peñol. *Actualidades Biológicas*. **12** (56): 2-13.
- Ramírez, J.J.** (1989). Variación vertical del fitoplancton y parámetros fisicoquímicos en cuatro embalses del oriente antioqueño y su relación con el área, edad, altitud y tiempo de residencia media del agua. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Instituto de Biología. Programa de Posgrado. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia
- Ramírez, J.J.** (2000). Fitoplancton de agua dulce: aspectos ecológicos, taxonómicos y sanitarios. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia. p. 207.
- Ramírez, J.J., Bicudo, C.E. de M., Roldán, G., García, L.C.** (2000). Temporal and vertical variations in phytoplankton community structure and its relation to some morphometric parameters of four Colombian reservoirs. *Caldasia*. **22** (1): 108-126.
- Reynolds, C.** (1997). *Vegetation processes in the pelagic: A model for ecosystem theory*. Excellence in Ecology, Book 9. Oldendorf/Luhe, Germany: Ecology Institute, Nordbunte. p. 371.
- Reynolds, C.S.** (2006). *Ecology of phytoplankton*. Nueva York, USA: Cambridge University Press. p. 524.
- Reynolds, C.S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S.** (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*. **24** (5): 417-428. Doi: 10.1093/plankt/24.5.417
- Rodríguez-Zambrano, A.P. & Aranguren-Riaño, N.J.** (2014). Comunidad planctónica de un embalse con alta tensión ambiental: La Playa, cuenca alta del río Chicamocha (Tuta, Boyacá), Colombia. *Biota Colombiana*. **15** (2): 95-110. <http://revistas.humboldt.org.co/index.php/biota/article/view/323>
- Roldán-Pérez, G.** (1978). Problemas de eutroficación en lagos y embalses colombianos. *Revista de Contaminación Ambiental*. **2** (3): 51-56.
- Roldán-Pérez, G.** (1982). Algunas consideraciones ecológicas acerca de los embalses. *Revista de Contaminación Ambiental*. **6**: 13-20.
- Roldán-Pérez, G. & Ramírez, J.J.** (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. (2^{da}. Ed.) Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia, Universidad Católica de Oriente y Academia Colombiana de Ciencias. p. 442.
- Soares, M.C.S., Marinho, M.M., Huszar, V.L.M., Branco, C.W.C., Azevedo, S.M.F.O.** (2008). The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. **13** (4): 257-269. Doi: 10.1111/j.1440-1770.2008.00379.x

- Soares-Vieria, P.C., Lima-Cardoso, M.M., Alves-Soares da Costa, I.** (2015). Vertical and temporal dynamics of phytoplanktonic associations and the applications of index assembly in tropical semi-arid eutrophic reservoir, northeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*. **27** (1): 130-144. Doi: 10.1590/S2179-975X2614
- Sokal, R. & Rohlf, F.J.** (1981). *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. New York, United States: Freeman and Company. p. 859.
- Stomp, M., Huisman, J., Mittelbach, G.G., Litchman, E., Klausmeier, C.A.** (2011). Large-scale biodiversity patterns in freshwater phytoplankton. *Ecology*. **92** (11): 2096-2107. Doi: 10.2307/23034942
- Thornton, K.W., Kimmel, B.L., Payne, F. E.** (1990). *Reservoir Limnology: Ecological perspectives*. United States: John Wiley and Sons. p. 256.
- Tundisi, J.G. & Straskraba, M.** (1999). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Ann Arbor: International Institute of Ecology. p. 585.
- Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Rocha, O.** (1999). Theoretical basis for reservoir management. In Jose Galizia Tundisi y M. Straškraba. *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Brasilia, Brazil: International Institute of Ecology. Backhuys Publishers. p. 583.
- Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T., Abe, D.S.** (2008). The ecological dynamics of Barra Bonita reservoir (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: Implications for its biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*. **68** (4. Suppl.): 1079-1098. Doi: 10.1590/S1519-69842008000500015
- Uribe, A. & Roldán, G.** (1975). Estudio comparativo de algunas características fisicoquímicas y biológicas del embalse El Peñol (Nare). *Actualidades Biológicas*. **4** (11): 2-12.
- Utermöhl, H.** (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*. **9**: 1-38.
- Webster, I.T.** (1990). Effect of wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes. *Limnology and Oceanography*. **35** (5): 989-1001. Doi: 10.4319/lo.1990.35.5.0989
- Wetzel, R.G. & Likens, G. E.** (1991). *Limnological analyses*. (2^{da}. Ed.). New York, United States: Springer-Verlag. p. 391.
- Wetzel, R.G.** (1993). *Limnologia*. (2^{da}. Ed.). Lisboa, Portugal: Fundacao Calouste Gulbenkian. p. 919.
- Wojciechowski, J., Heino, J., Bini, L.M., Padial, A.A.** (2017). Temporal variation in phytoplankton beta diversity patterns and metacommunity structures across subtropical reservoirs. *Freshwater Biology*. **62**(4): 751-766. Doi: 10.1111/fwb.12899

Artículo original

Diversidad y distribución de la comunidad fitoperifítica presente en un río andino amazónico y su relación con variables ambientales

Diversity and distribution of the phytoperiphytic community present in an Andean Amazonian river and its relationship with environmental variables

Donovan Godoy-Lozada*, Marlon Peláez-Rodríguez

Grupo de Investigación Calidad y Preservación de Ecosistemas Acuáticos (CAPREA), Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de la Amazonia, Florencia (Caquetá), Colombia

Resumen

En el presente estudio se evaluaron la diversidad y la distribución de la comunidad fitoperifítica de un río andino amazónico, el río Hacha (en el municipio de Florencia, Caquetá), mediante el análisis de esta comunidad asociada con un sustrato rocoso en cuatro estaciones del gradiente altitudinal del río en periodos de alta y baja precipitación. En cada periodo climático se analizó la variación espacial de la composición y la abundancia del fitoperifiton, así como los factores ambientales que pueden ser responsables de dicha variación, y se contrastaron a partir de pruebas de comparación múltiple, un Anova y un análisis de ordenación. Se evidenció un aumento aguas abajo de la temperatura, la turbidez, y la demanda biológica de oxígeno y amonio, y una disminución de oxígeno disuelto a medida que se pasaba de las mayores altitudes a las menores durante los dos periodos analizados. Las variables de turbidez, temperatura y conductividad influyeron positivamente sobre la abundancia y la biomasa. El índice de Shannon tuvo una relación inversa significativa con las variables de demanda biológica de oxígeno y amonio y una positiva con las variables de pH y oxígeno disuelto. La clase Bacillariophyceae fue la de mayor distribución altitudinal, así como de morfoespecies registradas (52,3 %), y las estaciones A1 y A2 presentaron la mayor diversidad fitoperifítica en los muestreos. La estación Puente López (A4) registró los menores valores de riqueza y valores elevados de demanda biológica de oxígeno y amonio en las dos épocas de muestreo.

Palabras clave: Fitoperifiton; Diversidad; Biomasa; Distribución; Río Hacha.

Abstract

In the present study, we evaluated the diversity and distribution of the phytoperiphytic community of the Hacha River, an Andean-Amazonian river in the Florencia (Caquetá) associated with a rocky substrate in four stations along the altitudinal gradient of the river during periods of high and low precipitation. In each season, we analyzed the spatial variation of the composition and the abundance of the phytoperiphyton, as well as the environmental factors that may be responsible for this variation, contrasting them through various tests, an Anova, and management analysis. We registered an increasing gradient downstream of temperature, turbidity, and biological demand for oxygen and ammonium, as well as decreasing values of dissolved oxygen from the highest altitudes to the lowest during the two periods analyzed. The turbidity, temperature, and conductivity variables positively influenced biomass and ammonia abundance. The Shannon index presented a significant inverse relationship with the biological oxygen demand and ammonia, and a positive one with pH and dissolved oxygen. The Bacillariophyceae class had the highest altitudinal distribution and stations A1 and A2 presented the greatest phytoperiphytic diversity among samplings. The Puente López station (A4) registered the lowest richness and high values of biological demand of oxygen and ammonium in the two sampling periods.

Keywords: Phytoperifiton; Diversity; Biomass; Distribution; Hacha River.

Citación: Godoy-Lozada D, Peláez-Rodríguez M. Diversidad y distribución de la comunidad fitoperifítica presente en un río andino amazónico y su relación con variables ambientales. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):437-451, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1098>

Editor: Luis Fernando Echeverri

***Correspondencia:**

Donovan Godoy-Lozada;
donovan.godoy@hotmail.com

Recibido: 23 de noviembre de 2019

Aceptado: 26 de mayo de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

En los ecosistemas acuáticos la presencia de contaminantes orgánicos o inorgánicos modifican las características físicas y químicas del agua, lo cual puede afectar directamente la diversidad y distribución de las especies acuáticas (**Roldán & Ramírez, 2008**). La diversidad se ve influenciada por la adaptación de las diferentes especies al ecosistema y a los cambios que ocurran en él, ya sea que se deban a perturbaciones naturales o antrópicas, por lo que, para comprender los mecanismos de respuesta de las comunidades ante posibles alteraciones del ambiente, es imprescindible investigar los vínculos entre el ambiente y la diversidad (**Rivera & Donato, 2008**).

Al evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos es conveniente complementar el análisis de las variables físicas y químicas con estudios de la biota. En los últimos años se han venido implementando métodos de evaluación de la calidad del agua basados en la utilización de comunidades biológicas (**García, et al., 2017**). Estas comunidades u organismos se denominan organismos indicadores. **Pinilla (2000)** considera que un indicador biológico acuático es una especie cuya presencia y abundancia señalan algún proceso o estado del sistema en el cual habita.

El perifiton tiene características que lo convierten en un grupo ideal para el biomonitorio de la calidad de las aguas tales como la imposibilidad de evadir la polución por encontrarse adherido a un sustrato generalmente fijo, lo que refleja los rasgos históricos del lugar y permite describir los patrones de distribución como respuesta a las condiciones ambientales (**Biggs, 1998**). **Wetzel (2001)** define el perifiton como una compleja comunidad de microbiota (bacterias, hongos, algas, protozoos y animales) y detritos orgánicos e inorgánicos adherida a un sustrato sumergido, natural o artificial. En la composición del perifiton la fracción conformada por algas y cianobacterias es la principal, por lo que se la conoce como fitoperifiton, ficoperifiton, fitobentos o algas y cianobacterias bentónicas.

Sin embargo, el estudio integral del perifiton se torna arduo y dispendioso, ya que es una comunidad con un agrupamiento complejo debido al alto número de organismos que la constituyen, a su variada arquitectura en mínimas superficies, a los diferentes sustratos colonizables y a su variación estacional, sumado todo ello a los cambios sucesionales relacionados con los ciclos de vida de sus integrantes (**Montoya, et al., 2008**).

Entre los estudios sobre fitoperifiton en Colombia se pueden mencionar los de **Sala, et al. (1999)**, **Martínez & Donato (2003)**, **Díaz & Rivera (2004)**, **Zapata & Donato (2005)**, **Montoya & Ramírez (2007)**, **Bustamante, et al. (2008)**, **Sala & Ramírez (2008)**, **Morales & Castro (2010)**, **Pedraza & Donato (2011)**, y **Andramunio (2013)**, pero sobre la región andino amazónica colombiana solo se cuenta con el trabajo de **Ricaurte, et al. (2015)**, quienes hicieron un primer acercamiento a la comunidad algal en varios humedales de esta región.

En este contexto, el estudio analizó la distribución espacial de la diversidad y la biomasa de la comunidad fitoperifítica, así como de los factores ambientales que la afectan, en diferentes tramos del gradiente altitudinal del río Hacha, principal ecosistema hídrico de la ciudad de Florencia, ya que sus aguas se utilizan para una variedad de actividades, entre los que se destacan el abastecimiento, la recreación y la recepción de las aguas residuales urbanas sin tratar de la mayor ciudad de la Amazonia colombiana (**Peláez, et al., 2011**). Los resultados aquí expuestos amplían el conocimiento sobre esta comunidad en los ecosistemas acuáticos de la región y constituye la línea de base para el desarrollo de futuros estudios sobre el fitoperifiton como potencial indicador de la calidad del agua en los sistemas lóticos andino amazónicos.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se hizo en el cauce del río Hacha, en el municipio de Florencia, departamento de Caquetá, Colombia (**Figuras 1 y 2**), cuya longitud aproximada es de 66,7 km y una cuenca de 430,51 km², equivalente a 18,62 % del territorio del municipio. Las principales quebradas

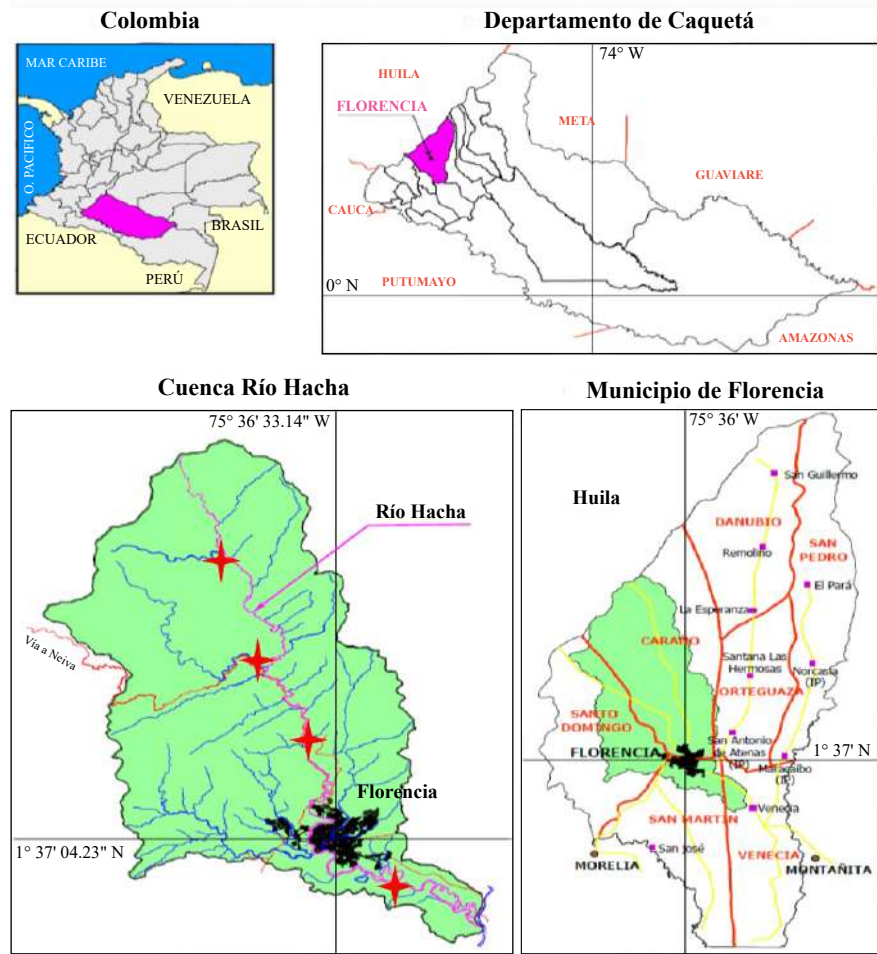


Figura 1. Localización geográfica de la cuenca del río Hacha en su paso por el municipio de Florencia Caquetá - Colombia (Corpoamazonia y Universidad de la Amazonia 2006). Se identifican las estaciones de muestreo con estrellas rojas.



Figura 2. Localización geográfica de la cuenca del río Hacha en su paso por el municipio de Florencia (Corpoamazonia y Universidad de la Amazonia 2006). Se identifican las estaciones de muestreo con estrellas rojas e imágenes fotográficas.

que vierten sus aguas al río Hacha son Paraíso, El Caraño, Las Doradas, El Dedo, La Yuca y La Perdiz, siendo esta última la principal receptora de las aguas residuales del casco urbano de la ciudad (Peláez, *et al.*, 2006). Según la clasificación de Holdridge (1967), la cuenca del río Hacha se ubica en un clima de bosque húmedo tropical caracterizado por su alta pluviosidad, temperatura y humedad y un régimen pluviométrico monomodal. Asimismo, por su ubicación geográfica en el sector noroccidental de Florencia, la cuenca tiene su mayor área en la ladera de la cordillera Oriental y es menor la de la planicie amazónica (Corpoamazonia & Universidad de la Amazonia, 2006). Teniendo en cuenta su perfil topográfico y los usos del suelo en sus márgenes, se eligieron cuatro estaciones como sitios de muestreos (Tabla 1).

Fase de campo

Durante el 2014 se realizaron cinco campañas de muestreos del perifiton adherido al sustrato rocoso en dos épocas con diferente nivel de precipitación: fin de la época de menor precipitación (de febrero a marzo) y fin de la estación de mayor precipitación (de septiembre a noviembre). Se fijó un área de 10 m de longitud por estación de muestreo, se seleccionaron al azar rocas en zonas de corriente y de cada una se tomó una muestra de 4 cm² de área con ayuda de un cepillo de cerdas suaves; las muestras se preservaron en frascos plásticos de color ámbar de 250 ml de capacidad con solución Transeau en un volumen de 1:1.

Muestras adicionales del material perifítico (sin preservar) se almacenaron en botellas ámbar de polietileno, se refrigeraron y se mantuvieron en oscuridad hasta el momento de su procesamiento (Sabater, 1988) para medir la clorofila *a* y emplearlas para estimar la biomasa utilizando el método desarrollado por la *International Organization for Standardization* (ISO, código 10260). Los resultados con este método espectrofotométrico son muy coherentes con los modelos de regresión, en contraste con el método fluorométrico, y son de utilidad para describir patrones espaciales y temporales de la comunidad algal y cianobacterial (Rivera, *et al.*, 2005).

El registro de las variables ambientales se hizo con base en los datos *in situ* de pH, conductividad, turbidez, temperatura del agua y oxígeno disuelto (OD) y la ayuda de medidores multiparámetro; se tomaron muestras para la determinación en laboratorio de la demanda biológica de oxígeno (DBO) y de nutrientes (ortofosfatos, nitrógeno amoniacal, nitratos).

Fase de laboratorio

La DBO y los nutrientes se analizaron siguiendo la metodología de Manrique & Peláez (2013), adaptada para sistemas andino amazónicos. Para la cuantificación de la comunidad del fitoperifiton se utilizó un microscopio óptico binocular (NIKON E-200) con

Tabla 1. Altitudes de muestreo en el estudio de la comunidad fitoperifítica del río Hacha. Se incluyen el nombre, las coordenadas geográficas y las observaciones de cada una de las estaciones.

Estaciones de muestreo				
Altitud (m s.n.m.)	Nombre del lugar	Altura (m s.n.m.)	Coordenadas geográficas	Observaciones
A1	V. Sucre	890	N 1° 46' 28,8'' O 75° 39' 13,8''	Punto representativo de la parte alta del río Hacha
A2	V. El Caraño	517	N 1° 43' 33,7'' O 75° 38' 12,8''	Localizada aguas abajo de la desembocadura de la quebrada El Caraño en el río Hacha (límite de la cuenca alta-media)
A3	Primer Puente	296	N 1° 38' 31,41'' O 75° 37' 02,93''	Punto límite del sector urbano y rural de Florencia. Lugar de recreación de preferencia
A4	Puente López	250	N 1° 35' 9,9'' O 75° 33' 19,6''	Ubicada aguas abajo de la desembocadura de la quebrada la Perdiz en el río Hacha (cuenca baja)

métodos directos, una magnificación de 40 X y 100 X, y portaobjetos y cubreobjetos de 24 x 50 mm. Posteriormente, se agitó el contenido y se tomaron gotas de la muestra (0,05 ml aproximadamente). Se establecieron 30 campos de observación según la curva de acumulación de especies (Uehlinger, 1964). Se consideró como unidad de recuento la forma unicelular con filamentos ramificados largos o cortos, o sin ellos, y las formas pedunculadas.

La determinación de los taxones se hizo hasta el nivel de morfoespecie a través de las claves y descripciones de Bourrely (1970), Krammer & Lange-Bertalot (1991), Cox (1996), Komárek & Anagnostidis (1999), Ramírez (2000), Komárek & Anagnostidis (2005), y Bicudo & Menezes (2006).

Se usó la expresión de Ross (1979) para la cuantificación de organismos por mililitro, valor que se relacionó con el área de muestreo considerada para obtener la densidad de organismos por cm². La abundancia relativa de la comunidad fitoperifítica por unidad de área se obtuvo a partir del número de individuos recolectados de cada género y su relación con el número total de individuos de la muestra y se utilizó para establecer la importancia y la proporción de cada género con respecto a la comunidad.

La biomasa se determinó mediante la concentración de clorofila *a* del fitoperifiton siguiendo las recomendaciones de Power (1984), Sabater (1988) y Gaxiola (2010) y utilizando filtros de fibra de vidrio Whatman® GF/C de 0,47 µm de diámetro. La clorofila *a* se extrajo con solución acuosa de acetona al 90 % durante 24 horas. Posteriormente, las absorbancias se obtuvieron con espectrofotómetro y longitudes de onda de 663, 664, 665 y 750 nm, y lecturas antes y después de acidificar con HCL. Como blanco se utilizó la misma acetona al 90 % usada en la extracción. Para calcular los valores de clorofila *a* se utilizó la fórmula propuesta por las American Public Health Association-American Water Works Association-Water Environment Federation (APHA-AWWA-WEF, 1989).

Análisis de datos





En cada uno de los muestreos se determinó el número de individuos por morfoespecies y la biomasa. Se hizo un análisis de varianza multivariado (prueba de Lambda-Wilks) para evaluar el efecto de las variables ambientales sobre la comunidad perifítica y se usaron matrices de biomasa, composición, abundancia y valores de los índices ecológicos de Shannon-Wiener (*H'*), así del índice de dominancia de Simpson (*D*) (Villareal, *et al.*, 2004), cuyos valores se separaron a través de una prueba de Hotelling con 5 % de nivel de significación. Asimismo, con el fin de analizar el grado de asociación entre las variables evaluadas, se recurrió a dos análisis de correlación canónica: uno entre las variables ambientales y la variable de biomasa del fitoperifiton, y otro entre las variables ambientales y las variables de composición y abundancia y los valores de los índices ecológicos.

También se hizo un análisis de componentes principales (ACP) para determinar las variables ambientales con más peso en la diferenciación de las variables biológicas en las cuatro altitudes y para cada época de muestreo y a partir de un gráfico biplot, se analizó dicha relación. Por último, mediante un análisis de Procrustes generalizado se determinó el grado de consenso entre los datos de las variables biológicas y las variables físicas y químicas del agua. Las pruebas estadísticas se realizaron en el programa InfoStat, versión 2013 (Di Rienzo, *et al.*, 2013).

Resultados

En la **tabla 2** se detallan diferentes componentes que caracterizan cada una de las altitudes de estudio. En general, las altitudes A1, A2 y A3 presentan un alto grado de conservación de los bosques en sus riberas y el lecho del río dominado por sustratos duros que van cambiando a medida que se baja por el cauce del río Hacha. En la altitud A4 se observó una gran cantidad de fuentes contaminantes, principalmente vertimientos de aguas residuales domésticas urbanas, pero aún algo de vegetación riparia. Allí la conformación del lecho del río cambia significativamente pasando a predominar la arena y el fango (Peláez, *et al.*, 2006).

Tabla 2. Descripción del paisaje en las altitudes (estaciones) de muestreo. Se describe la estructura del paisaje y la hidrogeomorfología del río en cada una de las altitudes.

Estación	Paisaje	Vegetación	Columna Agua	Sustrato	Foto
A1	Bosque, agricultura, pastoreo y asentamientos humanos	Arbórea, arbustiva, herbácea y pasturas, 90 % de vegetación riparia	Agua de color transparente, rápidos (70 %), corriente (25 %), remanso (5 %)	Bloques (60 %) Cantos rodados (20 %) Gravas (10 %) Arena (10 %)	
A2	Bosque y asentamientos humanos	Arbórea, arbustiva, 80 % de vegetación riparia	Agua de color transparente, rápidos (20 %), corriente (70 %), remanso (10 %)	Bloques (40 %) Cantos rodados (30 %) Gravas (10 %) Arena (10 %) Materia orgánica gruesa (10 %)	
A3	Bosque, pastoreo y asentamientos humanos	Arbórea, arbustiva, herbácea y pasturas, 70 % de vegetación riparia	Agua de color transparente, rápidos (20 %), corriente (60 %), remanso (20 %)	Bloques (10 %) Cantos rodados (35 %) Gravas (10 %) Arena (35 %) Materia orgánica gruesa (10 %)	
A4	Bosque, pastoreo y asentamientos humanos	Arbórea, arbustiva, herbácea y pasturas, 50 % de vegetación riparia	Agua de color turbio, rápidos (20 %), corriente (50 %), remanso (30 %), fuerte contaminación	Bloques (10 %) Cantos rodados (5 %) Gravas (15 %) Arena (60 %) Materia orgánica gruesa (20 %)	

Los valores promedio de las principales características físicas y químicas del agua y de biomasa del fitoperifiton en cada una de las altitudes y épocas (alta y baja precipitación) en el cauce del río Hacha se presentan en la **tabla 3**. Todas la variables evaluadas difirieron estadísticamente (Lambda-Wilks, $p < 0,05$) según el gradiente altitudinal y la época de precipitación. Se evidenció un gradiente creciente de turbidez, DBO, temperatura y amonio, así como valores decrecientes de oxígeno disuelto, a medida que se descendía hacia las menores altitudes en los dos períodos analizados. Desde el punto de vista temporal, se observaron mayores valores de biomasa en el punto de muestreo de Puente López en las dos épocas de muestreo.

En cuanto a la composición de la comunidad fitoperifítica, se registraron 44 morfoespecies agrupadas en 29 géneros, 26 familias, 19 órdenes y 6 clases (**Tabla 4**). De estas, la clase Bacillariophyceae fue la de mayor distribución altitudinal y registró el 52,3 % de las morfoespecies seguida de Cyanobacteria (20,4 %) y las clases Fragilariophyceae, Coscinodiscophyceae, Chlorophyceae y Conjugatophyceae, con un 6,8 % cada una. Las morfoespecies que presentaron mejor distribución y la mayor abundancia fueron *Spyrogira Sp1* y *Oscillatoria Sp1*, (27 y 21 %, respectivamente) en todas las estaciones y épocas de muestreos. Asimismo, en la época de precipitación alta se presentaron los mayores valores de riqueza de la comunidad del fitoperifiton, siendo la estación A4 la de menor valor de riqueza y las estaciones A1 y A2 las de mayor diversidad.

Según el análisis de correspondencia canónica (**Tabla 5**), entre la variable de biomasa fitoperifítica y las variables ambientales hubo una alta correlación significativa con respecto al gradiente altitudinal y la época de precipitación ($r = 0,99$; $p < 0,001$). Las variables de turbidez, temperatura y conductividad tuvieron mayor influencia positiva sobre la biomasa según las correlaciones de Pearson.

El análisis de correlación canónica entre las variables ambientales y las biológicas demostró que una alta correlación significativa con el gradiente altitudinal y la época de precipitación ($r = 0,95$; $p < 0,01$). Esta correlación se presentó principalmente en la época de alta precipitación, cuando en las altitudes A1 y A2 (estaciones de Sucre y Caraño,

Tabla 3. Medias del análisis de varianza multivariado de las principales características físicas, químicas y de biomasa del fitoperifiton medidas en la cuenca del río Hacha en Florencia (Caquetá) considerando las altitudes y las dos épocas de precipitación

Precipitación	Altitud (msnm)	Temperatura	Turbidez	pH	OD	DBO5	NH4	PO4	Biomasa	Prueba de Hotelling ^a
Baja	1	17,7	15,3	7,3	6,7	2	0,23	0,01	0,07	a
	2	21,6	26,1	6,9	7,4	3	0,24	0,01	2,16	b
	3	22,0	33,9	6,7	7,2	11	0,30	0,01	0,96	c
	4	23,6	48,6	6,4	5,9	23	1,14	0,03	2,94	d
Alta	1	17,3	9,2	7,3	8,1	2	0,15	0,01	0,07	e
	2	21,7	19,8	7,0	7,3	4	0,22	0,01	1,98	f
	3	22,0	25,6	6,3	6,9	10	0,30	0,03	0,75	g
	4	23,0	33,3	5,2	4,6	26	1,60	0,03	2,31	h

^a Niveles del factor en esta columna seguida por la misma letra no difieren estadísticamente (Prueba de Hotelling, $p < 0,05$).

Biomasa ($\mu\text{g/L}$); NH_4 amonio; OD (mg/L), oxígeno disuelto; PO_4 (mg/L), ortofosfatos; caudal (m^3/s); turbidez; pH; con: conductividad (ms/cm); DBO_5 (mg/L), demanda bioquímica de oxígeno; NO_3 (mg/L), nitratos y temperatura medidos en el cauce principal del río Hacha en Florencia (Caquetá)

Variable evaluada	Estacion de muestreo							
	1		2		3		4	
	Alta	Baja	Alta	Baja	Alta	Baja	Alta	Baja
Temperatura	17,3	17,7	21,7	21,6	22,0	22,0	23,0	23,6
Turbidez	9,2	15,3	19,8	26,1	25,6	33,9	33,3	48,6
pH	7,3	7,3	7,0	6,9	6,3	6,7	5,2	6,4
OD	8,1	6,7	7,3	7,4	6,9	7,2	4,6	5,9
DBO5	2	2	4	3	10	11	26	23
NH4	0,15	0,23	0,22	0,24	0,30	0,30	1,60	1,14
PO4	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,01	0,03	0,03
Biomasa	0,07	0,07	1,98	2,16	0,75	0,96	2,31	2,94

respectivamente) el índice de Shannon registró una relación significativa inversa con las variables del índice de Simpson, DBO_5 y amonio (NH_4), y de manera directa, con las variables de pH y oxígeno disuelto (OD). De igual forma, el índice de Simpson se vio influenciado inversa y muy significativamente por las variables pH y oxígeno disuelto (OD), y de manera positiva, con las variables de amonio (NH_4), DBO_5 y turbidez (**Tabla 6**).

Estos resultados se presentan gráficamente en detalle (**Figura 3**) con el análisis de componentes principales (ACP) en las cuatro altitudes y las dos épocas de muestreo, y explican más del 90 % de la variación de los datos en los dos primeros ejes. A partir del gráfico del *biplot* del ACP para las variables ambientales y biológicas del agua del río Hacha, se pudieron evidenciar dos grupos que se discriminaron con base en los descriptores de la altitud a la cual se recolectaron las muestras de agua.

En la época de alta precipitación puede apreciarse que el primer componente (CP1) separó A4 (Puente López) del resto de las altitudes. En dicha altitud se asociaron negativamente las variables de conductividad, PO_4 , turbidez, DBO_5 , biomasa, Simpson, temperatura y NH_4 . Las altitudes A1 y A2 (Sucre y el Caraño, respectivamente) se asociaron con la variabilidad restante en este mismo componente en el extremo positivo.

En la época de baja precipitación puede verse que, en general, el primer componente (CP1) se asoció negativamente con las variables pH, Shannon y riqueza correlacionadas con la altitud A1 (Sucre). Con este mismo componente en el extremo positivo se asociaron

Tabla 4. Composición de la comunidad fitoperifítica presente en el cauce principal del río Hacha, Florencia (Caquetá)

Clase	Orden	Familia	Género
Bacillariophyceae	Naviculales	Naviculaceae	<i>Navicula Sp1</i>
			<i>Navicula Sp2</i>
			<i>Navicula Sp3</i>
	Achnanthes	Achnantheaceae	<i>Achnanthes</i>
	Achnanthes	Cocconeidaceae	<i>Cocconeis</i>
	Naviculales	Amphipleuraceae	<i>Frustulia Sp1</i>
			<i>Frustulia Sp2</i>
	Eunotiales	Eunotiaceae	<i>Eunotia Sp1</i>
			<i>Eunotia Sp2</i>
			<i>Eunotia Sp3</i>
	Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Epithemia sp1</i>
	Naviculales	Pinnulariaceae	<i>Pinnularia Sp1</i>
			<i>Pinnularia Sp2</i>
	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia Sp1</i>
	Thalassiosiphysales	Catenulaceae	<i>Amphora Sp1</i>
			<i>Amphora Sp2</i>
Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema Sp1</i>	
		<i>Gomphonema Sp2</i>	
	Cymbellaceae	<i>Cymbella Sp1</i>	
		<i>Cymbella Sp2</i>	
		<i>Encyonema Sp1</i>	
Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Encyonema Sp2</i>	
		<i>Nitzschia Sp2</i>	
Fragilariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria Sp1</i>
			<i>Fragilaria Sp2</i>
			<i>Fragilaria Sp3</i>
Coccinodiscophyceae	Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella</i>
	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira Sp 1</i>
	Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira</i>
Cyanobacterias	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria Sp1</i>
		Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria Sp2</i>
		Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria Sp3</i>
		Oscillatoriaceae	<i>Borzia Sp1</i>
	Chroococcales	Microcystaceae	<i>Microcystis Sp1</i>
		Microcystaceae	<i>Gloeocapsa Sp1</i>
		Chroococaceae	<i>Chroococcus sp2</i>
	Synechococcales	Merismopediaceae	<i>Merismopedia</i>
Nostocales	Nostocaceae	<i>Anabaena Sp1</i>	
Conjugatophyceae	Desmidiiales	Closteriaceae	<i>Closterium Sp1</i>
		Closteriaceae	<i>Closterium Sp2</i>
	Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Spyrogira Sp1</i>
Chlorophyceae	Ulotrichales	Ulotrichaceae	<i>Ulothrix Sp1</i>
	Oedogoniales	Oedogoniaceae	<i>Oedogonium sp1</i>
	Chaetophorales	Chaetophoraceae	<i>Stigeoclonium Sp1</i>

Tabla 5. Coeficientes de correlación múltiple de la biomasa fitoperifítica y las principales características físicas y químicas medidos en el río Hacha en Florencia (Caquetá). Pearson (r) (arriba en la diagonal) y valores de probabilidad (p) (abajo en la diagonal).

Parámetros	Biomasa	NH ₄	OD	PO ₄	Caudal	Turbidez	pH	Con	DBO ₅	NO ₃	Temp
Biomasa	...	0,64	-0,52	0,55	-0,95	0,75	-0,51	0,95	0,63	-0,07	0,81
NH ₄	0,0008	...	-0,88	0,78	-0,56	0,66	-0,82	0,80	0,94	0,04	0,58
OD	0,0090	0,0001	...	-0,64	0,51	-0,56	0,79	-0,69	-0,84	0,18	-0,53
PO ₄	0,0051	0,0001	0,0006	...	-0,35	0,72	-0,73	0,72	0,89	0,16	0,68
Caudal	0,0001	0,0039	0,0106	0,0850	...	-0,71	0,42	-0,88	-0,51	0,28	-0,74
Turbidez	0,0001	0,0004	0,0037	0,0001	0,0001	...	-0,57	0,84	0,80	-0,21	0,84
pH	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0376	0,0036	...	-0,69	-0,83	-0,10	-0,66
Con	0,0001	0,0001	0,0002	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	...	0,82	-0,05	0,87
DBO ₅	0,0010	0,0001	0,0001	0,0001	0,0095	0,0001	0,0001	0,0001	...	0,07	0,71
NO ₃	0,7297	0,8338	0,3795	0,4324	0,1796	0,3076	0,6095	0,7948	0,7222	...	-0,04
Temp	0,0001	0,0024	0,0073	0,0002	0,0001	0,0001	0,0004	0,0001	0,0001	0,8196	...

Biomasa (µg/L); NH₄, amonio; od, oxígeno disuelto; po₄, ortofosfatos; caudal; turbidez; ph; con, conductividad; dbo₅, demanda biológica de oxígeno no₃, nitratos y temperatura medidos en el cauce principal del río Hacha en Florencia (Caquetá).

*p<0,05; significativo; **p<0,01, muy significativo; NS, no significativo

Tabla 6. Coeficientes de correlación de Pearson para baja precipitación (arriba en la diagonal) y alta precipitación (abajo en la diagonal) de las principales características biológicas en la comunidad fitoperifítica y de las variables físicas y químicas medidas en el cauce del río Hacha, Florencia (Caquetá)

Parámetros	Riqueza	Abundancia	Índice de Shannon	Índice de Simpson	Temp	pH	Con	OD	DBO ₅	NH ₄	NO ₃	PO ₄	Turbidez
Riqueza	...	-0,03NS	0,89**	-0,85**	-0,36NS	-0,12NS	-0,13NS	0,53NS	-0,53NS	-0,19NS	-0,31NS	-0,31NS	-0,44NS
Abundancia	-0,09NS	...	-0,19NS	0,08NS	-0,16NS	0,08NS	0,19NS	-0,12NS	0,23NS	0,75*	-0,25NS	0,48NS	0,25NS
Shannon	0,66*	-0,33NS	...	-0,94**	-0,53NS	0,19NS	-0,5NS	0,47NS	-0,74*	-0,5NS	-0,4NS	-0,5NS	-0,75*
Simpson	-0,57NS	0,34NS	-0,98**	...	0,56NS	-0,23NS	0,51NS	-0,7NS	0,80*	0,37NS	0,36NS	0,51NS	0,69NS
Temp	-0,27NS	-0,33NS	-0,64*	0,67*	...	-0,56NS	0,75*	-0,3NS	0,74*	0,43NS	0,40NS	0,73*	0,73*
pH	0,67*	-0,18NS	0,86**	-0,88**	-0,63*	...	-0,81*	0,09NS	-0,65NS	-0,47NS	0,07NS	-0,51NS	-0,75*
Con	-0,68*	-0,07NS	-0,78**	0,74**	0,67*	-0,8**	...	-0,28NS	0,78*	0,73*	0,04NS	0,74*	0,89**
OD	0,66*	-0,14NS	0,96**	-0,95**	-0,72**	0,84**	-0,8**	...	-0,63NS	-0,12NS	0,12NS	-0,49NS	-0,29NS
DBO ₅	-0,62*	0,24NS	-0,89**	0,9**	0,58*	-0,93**	0,83**	-0,9**	...	0,67NS	0,17NS	0,86**	0,89**
NH ₄	-0,67*	0,34NS	-0,96**	0,96**	0,57NS	-0,85**	0,73**	-0,95**	0,87**	...	-0,03NS	0,81*	0,79*
NO ₃	-0,01NS	0,30NS	0,12NS	-0,17NS	-0,47NS	0,23NS	-0,16NS	0,13NS	-0,07NS	-0,16NS	...	0,00NS	0,16NS
PO ₄	0,22NS	-0,02NS	-0,41NS	0,52NS	0,61*	-0,31NS	0,16NS	NS	0,39NS	0,45NS	-0,25NS	...	0,76*
Caudal	0,53NS	0,22NS	0,65*	-0,63*	-0,74**	0,59*	-0,87**	0,71**	-0,61*	-0,63*	0,05NS	-0,22NS	-0,58NS
Turbidez	-0,42NS	-0,15NS	-0,77**	0,82**	0,88**	-0,78**	0,65*	-0,85**	0,72**	0,77**	-0,38NS	0,64*	...

Riqueza; abundancia; riqueza, abundancia, índice de Shannon-Weaver, Índice de Simpson, temp, temperatura, ph, con, conductividad; dbo₅, demanda biológica de oxígeno; no₃, nitratos; nh₄, amonio; po₄, ortofosfatos y temperatura medidos en el cauce principal del río Hacha en Florencia (Caquetá). *p < 0.05; significativo; **p < 0.01, muy significativo; NS, no significativo.

las variables de turbidez, Simpson, DBO₅, conductividad, biomasa, ortofosfatos y amonio, correlacionadas con la altitud A4 (Puente López). Los nitratos y el OD se relacionan con la altitud A3 (Primer Puente) y A2 (Caraño), respectivamente. La abundancia no presentó correlación en ninguna de las épocas, con excepción de los nitratos (NO₃) en época de alta precipitación.

Por último, esto se corroboró el consenso de Procrustes de 96 % entre los descriptores biológicos, físicos y químicos y las altitudes de muestreo (**Figura 4**). Los valores indican que la variabilidad se explica a través de los ejes 1 y 2 de la descomposición de la matriz de consenso; las altitudes que tuvieron mayor consenso fueron A1 (0,601) y A4 (1,02), y la de menor consenso fue la altitud A3, con 0,09.

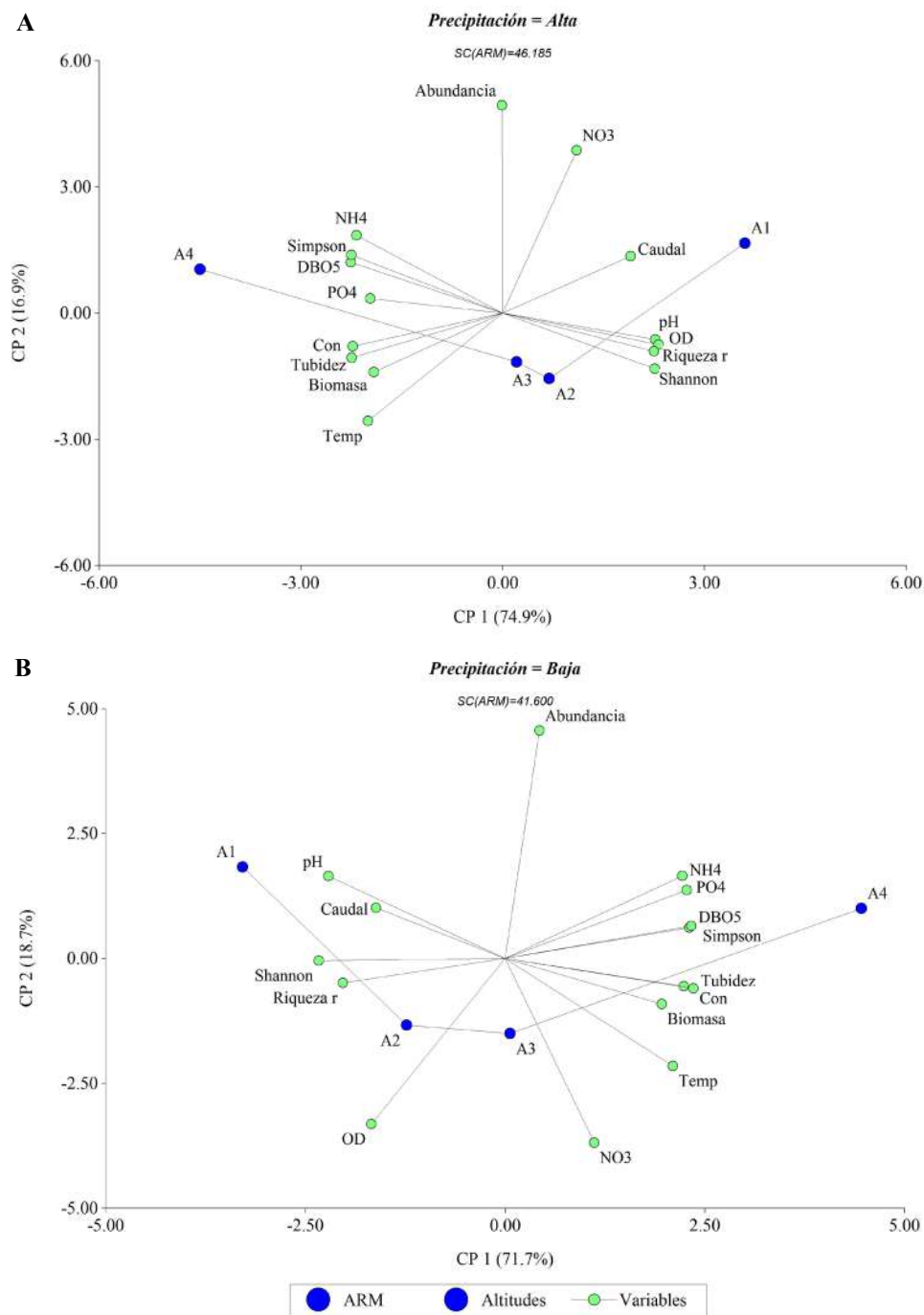


Figura 3. Ordenación de las altitudes en el espacio multidimensional de las variables físicas, químicas y biológicas. El “biplot” muestra la relación de las variables físicas, químicas y biológicas con las altitudes. A1 (Sucre); A2 (Caraño); A3 (Primer Puente); A4 (Puente López). **A.** Precipitación Alta. **B.** Precipitación Baja.

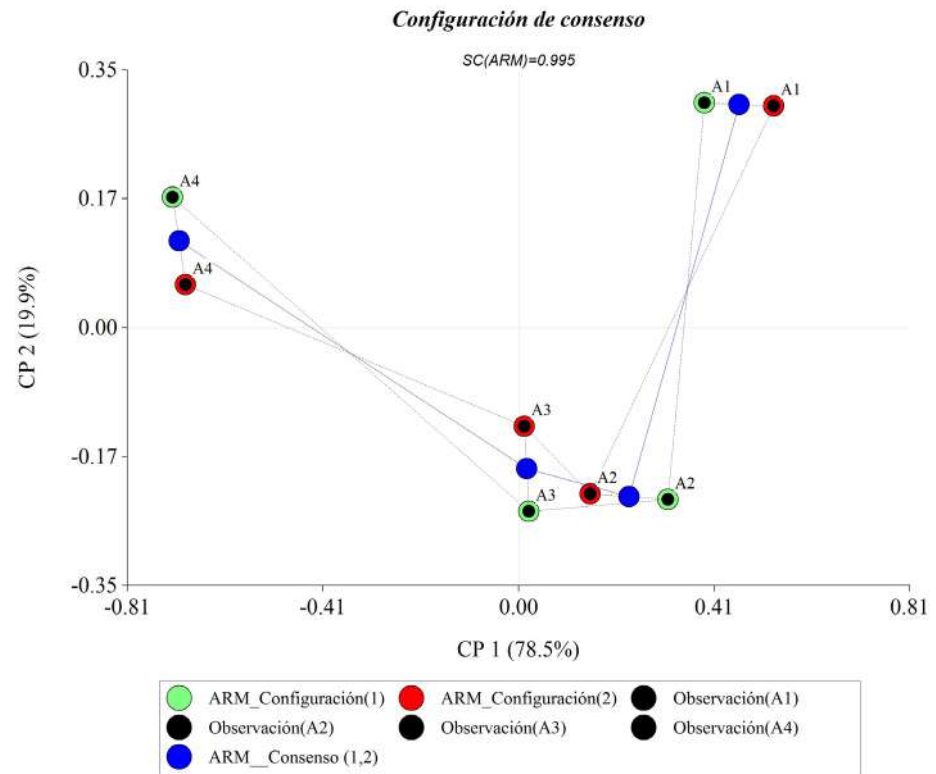


Figura 4. Análisis de Consenso Procrustes entre las variables biológicas, físicas y químicas y las altitudes de muestreo.

Discusión

El río Hacha es el principal ecosistema acuático del municipio de Florencia, ya que es la fuente principal de consumo de agua potable y de recreación de sus habitantes. Históricamente ha sufrido perturbaciones de origen antrópico, como la deforestación, la expansión ganadera y los vertimientos de aguas residuales (tramo que transcurre por la ciudad de Florencia), que han aumentado la carga de contaminantes en el cuerpo de agua (Peláez, *et al.*, 2006, 2011). De acuerdo con **Corpoamazonia y Universidad de la Amazonia** (2005), para el año 2002 se estimaba en 52,25 % el área total de la cuenca con bosques naturales, con una tasa de deforestación anual de 3.578 ha/año, situación que merita monitorear el estado ecológico de este importante ecosistema acuático de la región.

El río Hacha presenta dos biomas, la zona andina, ubicada en la cuenca alta y media y, la zona de planicie amazónica en la cuenca baja. La zona andina es un área de cordillera con procesos de meteorización de rocas que se depositan en el cauce del río, disminuyendo su tamaño por erosión, fragmentación y cambios geomorfológicos, hasta llegar a materiales finos (arenas, limos y arcillas). Estos cambios geomorfológicos sucesivos en los ecosistemas lóticos se acompañan de otros en las características físicas y químicas de las aguas, las comunidades y la vegetación riparia (Allan & Castillo, 2007).

En el análisis del consenso de Procrustes entre los descriptores biológicos, ambientales y las altitudes de muestreo se puede observar que las condiciones en la altitud A1 se diferenciaron marcadamente de las de A4 (ya que cada altura está en un extremo del gráfico), en tanto que las altitudes A2 y A3 estuvieron próximas (características semejantes). Esto corrobora la misma discrepancia evidenciada mediante el ACP entre las altitudes, que en el comportamiento de las altitudes A1 a A4 estaría influenciada por el uso de la tierra, ya que en la altitud A1 se encuentra un área de explotación agropecuaria a pequeña escala con algunos asentamientos humanos, en tanto que la altitud A4 recibe las descargas de aguas

residuales sin tratar de la ciudad de Florencia, condición que se refleja en los valores altos de conductividad, nitrógeno amoniacal, DBO₅ y ortofosfatos y en la disminución de los valores de oxígeno disuelto y pH registrados en este tramo.

En la estación A4 confluyen tributarios como la quebrada La Perdiz (principal recolector de aguas residuales de la ciudad) y la quebrada El Dedo (**Manrique & Peláez, 2010**). El aumento de las concentraciones de nutrientes, conductividad y DBO es un indicio de la alteración de la masa del agua (**Marín, 2006**), al igual que la disminución del oxígeno disuelto y el pH (**Volgaropoulos, et al., 1987**), lo que puede acarrear una alteración del estado ecológico del río Hacha e influir en la dinámica de la comunidad de fitoperifiton (**Roldán & Ramírez, 2008**), lo que se manifiesta en la ausencia de organismos sensibles o la presencia de organismos tolerantes a la contaminación (**Vivas, et al., 2002**).

Los valores promedios de ortofosfatos en la A4 (0,03 mg.l⁻¹) sugieren características eutróficas en las dos épocas de muestreo (**Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (USEPA) en Ramírez & Viña, 1998**). Los valores de riqueza se vieron afectados por la concentración de nutrientes y DBO. De hecho, los menores valores de riqueza se asociaron con la menor calidad del agua en A4, con una alta DBO y elevadas concentraciones de amonio, lo que se tradujo en los menores valores de riqueza y la ausencia de géneros como *Aulocoseira* Sp 1, *Achnanthes* Sp1, *Melosira* Sp1 y *Stigeoclonium* Sp1, abundantes en A1. En diversos estudios se ha demostrado que los ambientes acuáticos con tendencia a la eutrofización favorecen la dominancia de pocas especies (**Morales & Salazar, 2012; Amaidén & Gari, 2011; Pizarro & Alemanni, 2005**).

Esta información corrobora lo mencionado por **López, et al. (2012)**, quienes aplicaron índices bióticos (macroinvertebrados) para evaluar la calidad de las aguas del río Hacha y encontraron en esta misma estación (A4) que el agua estaba moderadamente contaminada. Asimismo, en el estudio realizado por **Peláez, et al. (2006)** se caracterizó y cuantificó la carga contaminante transportada por este río registrando en la estación Puente López los valores más altos de DBO y de sólidos suspendidos totales (86 mg. L⁻¹ y 610 mg. L⁻¹) comparada con las estaciones el Caraño y Primer Puente, con 8 mg. L⁻¹ y 6 mg.L⁻¹, respectivamente, estaciones que también hicieron parte de este estudio.

En cuanto a la temperatura del agua, esta aumenta a medida que el río desciende, notándose una marcada diferencia en la altitud A1, de 919 m s.n.m. y las de las altitudes A2 de 517 m s.n.m, A3 de 296 m s.n.m. y A4, de 261 m s.n.m., además de la disminución gradual de la vegetación riparia a medida que el río transcurre aguas abajo y recibe una mayor intensidad lumínica con el consecuente aumento en su temperatura, condiciones que implicarían un incremento en la abundancia de la comunidad fitoperifítica (**Pedraza & Donato, 2011**). Por otra parte, en la altitud A4 se registraron los mayores valores de compuestos nitrogenados en comparación con las otras tres altitudes estudiadas, los cuales provienen de la descarga de las aguas residuales de Florencia (**Manrique & Peláez, 2010**).

En cuanto a la distribución de la comunidad fitoperifítica, esta estuvo dominada por la clase Bacillariophyceae en la época de mayor precipitación, la cual es común y abundante en ecosistemas lóticos debido a que pueden soportar cambios de temperaturas y altos niveles de contaminación (**Ramírez & Plata, 2008**). Por otra parte, las estaciones Sucre (A1) y El Caraño (A2) presentaron la mayor diversidad fitoperifítica de los muestreos realizados, lo que se explica por el gradiente altitudinal que, a medida que el río desciende sobre el curso del agua, tiene una mayor influencia antrópica que disminuye la calidad del agua del río Hacha (**Peláez, et al., 2008**).

El modelo de regresión utilizado indicó que el NH₄ tuvo una influencia positiva sobre la abundancia y la biomasa. La incidencia de los nutrientes en la comunidad perifítica fue reportada por **Montoya & Ramírez (2007)**, quienes resaltaron el efecto causado por el aumento de los nutrientes en la diversidad de algas y cianobacterias perifíticas. Asimismo, **Ramírez & Plata (2008)** resaltaron el efecto de la conductividad y el pH en la poca diversidad de diatomeas perifíticas; **Pedraza & Donato (2011)** y **Gari & Corigliano (2004)**, por su parte, resaltan la influencia de la temperatura en la abundancia y la riqueza del perifiton, y **Homer, et al. (1990)** y **Zoppi, et al. (2008)** relacionaron los bajos niveles

de nutrientes con la reducción significativa de la biomasa, la diversidad y la riqueza en un gradiente de profundidad del agua. Otros factores, además de los considerados en este estudio, probablemente afectaron la comunidad perifítica y podrían estar relacionados con la parte de la variación no explicada, entre ellos, factores ambientales abióticos como el sustrato (Sánchez, *et al.*, 2005), el gradiente de profundidad del agua (Zoppi, *et al.*, 2008; Sánchez, *et al.*, 2005), la estacionalidad térmica (Gari & Corigliano, 2004), entre otros.

Conclusiones

Los análisis empleados en este estudio indicaron que la relación entre la comunidad fitoperifítica y las variables ambientales es evidente y cuantificable en el ecosistema del río Hacha. Las variables ambientales que determinaron de manera positiva la abundancia y la biomasa fitoperifítica en el cauce principal del río fueron el nitrógeno amoniacal, la conductividad y la DBO₅, las cuales influyeron de manera significativa en la distribución de la comunidad fitoperifítica en cada una de las altitudes muestreadas.

Esta investigación continúa y los nuevos resultados sobre el papel de la comunidad fitoperifítica como indicadora del ecosistema del río Hacha se abordarán en una publicación posterior. En este sentido, ya se está avanzando en la identificación hasta el nivel de especie de las 44 morfoespecies obtenidas para relacionarlas con los factores ambientales, lo que permitiría a las autoridades ambientales implementar programas de monitoreo de este ecosistema, que, como ya se mencionó, es el principal recurso hídrico de la ciudad de Florencia.

Asimismo, se sugiere que en estudios posteriores se incluyan otras comunidades (interacciones biológicas), con el fin de proporcionar una visión más completa de los factores que influyen en la estructura de la comunidad del fitoperifiton y plantear estrategias para la conservación de este ecosistema acuático.

Agradecimientos

Al Laboratorio de Calidad de Aguas por el préstamo de equipos; al Ph.D. Armando Sterling por la asesoría en el análisis estadístico.

Contribución de los autores

DGL, realizó el trabajo de campo, análisis e interpretación de resultado y su discusión, como también, en la redacción del informe final; MPR, colaboró en el trabajo de análisis e interpretación de resultado y su discusión, como también, en la redacción del informe final.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

Referencias

- Allan D. & Castillo M. (2007). Stream ecology. Structure and Function of Running Waters. 2 Ed. Springer: The Netherlands. 436 p.
- Amaidén, M. A. & Gari, E. N. (2011). Perifiton en el mesohábitat de corredera de un arroyo serrano: dinámica estacional en relación a variables físico-químicas. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. **46** (3-4): 235-250.
- Andramunio, A. C. (2013). Dinámica sucesional y ecología trófica de la comunidad perifítica en dos ambientes del sistema lagunar de Yahuaraca (Amazonas, Colombia) (Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia, Sede Amazonia). 90 p.
- Bicudo, C. & Menezes, M. (2006). Géneros de algas de aguas continentales do Brasil (chave para identificação e descrições). Segunda edición. 502 p.
- Biggs, B.J.F., Goring D.G., Nikora V. I. (1998). Subsidy and stress responses of stream periphyton to gradients in water velocity as a function of community growth form. *J. Phycol.* **34**: 598-607.
- Bustamante, T. C., Davila, M. C., Torres, C. S., Ortiz, D. J. (2008). Composición y abundancia de la comunidad de fitoperifiton en el Río Quindío. *Rev. Invest. Univ. Quindío*. **18**: 15-21.

- Bourrelly P.** (1970). Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome II: Les Algues jaunes et brunes. Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. Éditions N. Boubée y Cie. 438 S., Paris. 438 p.
- Corpoamazonia.** (2006). Corporación para el Desarrollo del Sur de la Amazonia. Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca del Río Hacha. 40-41 p.
- COX E.** (1996). Identification of Freshwater Diatoms from Live Material. Londres: Chapman & Hall. 157 p.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W.** (2013). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. InfoStat versión 2013. <http://www.infostat.com.ar>
- Díaz, Q. C. & Rivera-Rondón, C. A.** (2004). Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como indicadores de condiciones ambientales. *Caldasia*. **26**: 381-394.
- García, J.M., Sarmiento, L.F., Salvador, M., Porras, L.S.** (2017). Uso de bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en ríos: aplicación en ríos tropicales de alta montaña. Revisión corta. *UGCiencia*. **23**: 47-62.
- Gari, N. & Corigliano, M.** (2004). La estructura del perifiton y de la deriva algal en arroyos serranos. *Limnetica*. **23** (1-2): 11-24. Asociación Española de Limnología, Madrid. Spain. ISSN: 0213-8409.
- Gaxiola, C. G., De la Cruz, O. E., Nájera M. S., Martínez, G. M., Rodríguez G. A.** (2010). Biomasa y producción del fitoplancton. Diez años de investigaciones mexicanas de la Corriente de California. pp. 59-85.
- Holdridge, L.R.** (1967). Life zone ecology. San José, Costa Rica: Tropical Science Center.
- Homer, R., Welch, E., Seeley, M., Jacoby, J.** (1990). Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwater Biol.* **24**: 215-232.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H.** (1991). Bacillariophyceae. 3 Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, Achnantheaceae. Jena. 2 (3): 1-576. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, Germany.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K.** (1998). Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. - In *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19/1 (Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H. & Mollenhauer D. editors), 1- 548. Gustav Fischer, Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm.
- Komárek, J. & Golubić, S.** (2005). Proposal for unified nomenclatural rules for Cyanobacteria vs. Cyanophytes: "Cyano-Guide". In *Nomenclature of Cyanophyta/Cyanobacteria: Roundtable on the Unification of the Nomenclature under the Botanical and Bacteriological Codes* (Hoffmann, L., editor). *Algological Studies*. **117**: 17-18.
- López E. S., Gaspar S., Peláez R. M.** (2012). Aplicación de índices bióticos para la evaluación de la calidad del agua de un río Andino Amazónico. *Momentos de Ciencia*. **9** (2): 106-112.
- Manrique, L. & Peláez, R. M.** (2010). Evaluación de la calidad del agua de la quebrada la Perdiz en su área urbana. *Momentos de Ciencia*. **7** (2): 118-126.
- Manrique, L. & Peláez R. M.** (2013). Manual de análisis de calidad de aguas. Análisis físicos y químicos. Vicerrectoría de Investigaciones, Universidad de la Amazonía. 117 pp.
- Martínez, L. & Donato, J. C.** (2003). Efectos del caudal sobre la colonización de algas en un río de alta montaña tropical (Boyacá, Colombia). *Caldasia*. **25** (1): 337-354.
- Montoya, M. Y., Ramírez, R. J., Segecin, M. R.** (2008). Diatomeas perifíticas de la zona de ritral del río Medellín (Antioquia), Colombia. *Actu Biol.* **30** (89): 181-192.
- Montoya, M. & Ramírez, J. J.** (2007). Variación estructural de la comunidad perifítica colonizadora de sustratos artificiales en la zona de ritral del río Medellín, Colombia. *Revista de biología tropical*. **55** (2): 585-593.
- Morales D. S. & Castro, M. I.** (2010). Respuesta de *Navicula rhynchocephala* (Bacillariophyceae) al incremento de nutrientes en un arroyo andino (Colombia). *Acta Biológica Colombiana*. **15**: 73-78.
- Morales-Velasco, S., Salazar-Sánchez, M.** (2012). Diatomeas perifíticas de lagos con diferente estado trófico en el departamento del Cauca (Colombia). *Revista Luna Azul*. **35**: 10-27.
- Pedraza, E. & Donato, J. C.** (2011). Diversidad y distribución de diatomeas en un arroyo de montaña de los andes colombianos. *Caldasia*. **33** (1):177-191.
- Peláez, R. M. & García, L. H.** (2011). Indicadores ambientales de las presiones, estado e impactos en la cuenca del río Hacha (región andino - amazónica colombiana). Experiencias en la aplicación del enfoque GEO en la evaluación de ecosistemas degradados de Iberoamérica. RED CYTED 411RT0430. Buenos Aires, Argentina. pp. 174.
- Peláez, R. M., García, L. H., Méndez, P. G.** (2006). Caracterización y cuantificación de la carga contaminante transportada por el río Hacha (Florencia-Caquetá). Resúmenes del VII Seminario Colombiano de Limnología. 21 p.

- Pinilla, G.** (2000). Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Bogotá, Colombia: Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano. Compilación Bibliográfica. 14 p.
- Pizarro, H. & Alemanni, M. E.** (2005). Variables físico-químicas del agua y su influencia en la biomasa del perifiton en un tramo inferior del río Luján (Pcia. de Buenos Aires). *Asociación Argentina de Ecología*. **15**: 73-88.
- Power, M. E. & A. J. Stewart.** (1984). Disturbance and recovery of an algal assemblage following flooding in an Oklahoma stream. *Am. Midl. Nat.* **117**: 333-345.
- Ramírez, A. & Viña, G.** (1998). Limnología colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis. Editorial Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá, D. C. 293 p.
- Ramírez, J.** (2000). Fitoplancton de agua dulce: bases ecológicas, taxonómicas y sanitarias. Colombia. Editorial Universidad de Antioquia. p. 207.
- Ramírez, C. A. & Plata, D. Y.** (2008). Diatomeas perifíticas en diferentes tramos de dos sistemas lóticos de alta montaña (páramo De Santurbán, Norte de Santander, Colombia) y su relación con las variables ambientales. *Acta biol. Colomb.*, Vol. **13** (1): 199-216.
- Ricourte, L.F., Núñez-Avellaneda, M., Pinilla, M.C., Marín, C.A., Velásquez- Valencia, A., Alonso, J. C., Mojica, J. I., Betancourt, B., Salazar, C., Caicedo, D., Acosta-Santos, A., Castro, W., Argüelles, J. H.** (2015). Inventario y tipificación de humedales en la cuenca del río Ortegua, departamento del Caquetá, Amazonia colombiana. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi, Convención de Ramsar. Bogotá, Colombia. 128 p.
- Rivera, C. & Donato, J.** (2008). Influencia de las variaciones hidrológicas y químicas sobre la diversidad de diatomeas bénticas: 83-102 (en) Donato, J. (ed.) *Ecología de un río de montaña de los Andes colombianos (río Tota, Boyacá)*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C.
- Rivera, R.C, Zapata, A.Á, Pinilla, G., Donato, J., Chaparro, B., Jiménez, P.** (2005). Comparación de la estimación de la clorofila-a mediante los métodos espectrofotométrico y fluorométrico. *Acta Biológica Colombiana*, vol. 10, núm. 2, pp. 95-103. Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá. Bogotá, Colombia
- Roldán, G. & Ramírez, J.** (2008). Fundamentos de limnología neotropical. 2a edición. Medellín: Universidad de Antioquia. 440 p.
- Sabater, S.** (1988). Diatom assemblages in the river. *Ter. Arch. Hydrobiol.* **111** (3): 397-408.
- Sala, S. E. & Ramírez, J. J.** (2008). Diatoms from lentic and lotic systems in Antioquia, Chocó and Santander departments in Colombia. *Revista de biología tropical*. **56**: 1159-1178.
- Sala, S. E., Duque, S. R., Núñez-Avellaneda, M., Lamaro, A. A.** (1999). Nuevos registros de diatomeas (Bacillariophyceae) de la Amazonia colombiana. *Caldasia*. **21**: 26-37.
- Sánchez, L., Montoya, J. V., Winemiller, K. O., Roelke, D.** (2005). Composición y biomasa de comunidades perifíticas asociadas a un sustrato artificial durante etapas iniciales de sucesión en el río Cinaruco, estado Apure. *Socialización científica*. Venezuela. p. 284.
- Uehlinger V.** (1964). Étude statistique des méthodes de denombrement planctonique. *Archives des Sciences*. **17** (2): 21-223.
- Villarreal, H. M., Córdoba, F., Escobar, G., Fagua, F., Gast, H., Mendoza, M., Ospina, Umaña, A.** (2004). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 p.
- Wetzel, R. G.** (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Third Edition: Elsevier. Academic Press. 1006 pp.
- Zapata, A. M. & Donato, J. C.** (2005). Cambios diarios de las algas perifíticas y su relación con la velocidad de corriente en un río tropical de montaña (río Tota-Colombia). *Limnetica*. **24**: 327-338.
- Zoppi, E., González, F., Gordon, E.** (2008). Composición del fitoplancton y perifiton en un gradiente de profundidad en una sabana inundable (Apure). Instituto de Zoología Tropical (IZT). Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. 296 pp.

Original article

First record of *Vacupernius packeri* (Allen) (Ephemeroptera: Leptohiphidae) from Colombia and South America with additional notes on egg morphology

Primer registro del efemeróptero *Vacupernius packeri* en Colombia y América del Sur y descripción de la morfología de sus huevos

✉ Tito Bacca¹, ✉ Jhon Faber Marulanda², ✉ Lucimar G. Dias^{3,*}

¹ Facultad de Ingeniería Agronómica, Universidad del Tolima, Tolima, Colombia

² Grupo de Investigación BIONAT, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Caldas, Manizales, Colombia

³ Grupo de Investigación BIONAT, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Caldas, Manizales, Colombia

Abstract

In the present study, we recorded for the first time the mayfly species *Vacupernius packeri* (Allen, 1967) in Colombia and South America describing the egg of this species. The identification was based on nymphs, subimagos, and imagos from Tolima and Caldas, Colombia. The eggs are oval-shaped, with one polar cap, and chorionic plates that are a little overlapped near the uncapped pole but absent near the capped pole. The egg has similar characteristics to the *Traverhyphes* group eggs, such as chorionic plates slightly overlapped and absent on the chorion surrounding the polar cap. Future phylogenetic analyses would be important to clarify the relationships between *Vacupernius* and the *Traverhyphes* group.

Keywords: Pannota; *Traverhyphes* group; Distribution; Andean region; Eggs, Mayfly.

Resumen

Se registra por primera vez el efemeróptero *Vacupernius packeri* en Colombia y América del Sur y se describe la morfología de sus huevos. La especie se identificó a partir de ninfas, subimagos e imagos procedentes de los departamentos de Tolima y Caldas, Colombia. Los huevos tienen forma oval, una cápsula polar y placas coriónicas poco superpuestas cerca al polo sin tapa. Además, se observó que presentan características similares a las del grupo *Traverhyphes*: placas coriónicas poco traslapadas y ausentes en el corion que rodea la cápsula polar. Es importante aclarar las relaciones entre los grupos *Vacupernius* y *Traverhyphes* en futuros análisis filogenéticos.

Palabras claves: Pannota; Grupo *Traverhyphes*; Distribución; Región Andina; Huevos.

Introduction

The genus *Vacupernius* was proposed by Wiersema & McCafferty (2000) to include the following species: *V. packeri* (Allen), *V. paraguttatus* (Allen), and *V. rolstoni* (Allen), which were originally described by Allen (1967) in *Leptohiphidae* Eaton. According to the key proposed by Wiersema & McCafferty (2000), *Vacupernius* can be distinguished from *Leptohiphidae* and the other genera of *Leptohiphidae* by a combination of characters in nymphs: Middle and hind tibiae without medial longitudinal row of branched setae on the dorsal region; hind tarsi approximately half of the length of the respective tibiae, and spatulate setae in the transverse row at mid-length of fore femora. Adults can be

Citation: Bacca T, Marulanda JF, Dias LG. First record of *Vacupernius packeri* (Allen) (Ephemeroptera: Leptohiphidae) from Colombia and South America with additional notes on egg morphology. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):452-457, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1018>

Editor: Elizabeth Castañeda

***Corresponding autor:**

Lucimar G Dias;

lucimar.dias@ucaldas.edu.co

Received: September 29, 2019

Accepted: May 5, 2020

Published: June 30, 2020



This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License.

differentiated by male genitalia with three-segmented forceps mounted on elevated columnar bases acutely pointed, penes almost completely fused with a unique morphology, and mid- and hind tarsi slightly less than one-half the length of the respective tibiae.

Among the three species of the genus, *V. packeri* has the widest distribution (Belize, Costa Rica, Guatemala, Honduras, México, and the USA) and has not been registered at more than 900 MASL while *V. paraguttatus* is reported in the United States and *V. rolstoni* in the Dominican Republic (**Wiersema & McCafferty, 2000**). It should be noted that **Emmerich (2004)** first recorded the genus in South America but could not identify the species because the captured individual was a subimago and the morphology of the genitals was not clearly visible. In that study, the author observed that the penis and the styliger plate of *Vacupernius* were like those of *Traverhypes*, *Allenhypes*, and *Yaurina*, but this has not been phylogenetically evaluated yet. To expand the knowledge on *Vacupernius*, in this study, we recorded for the first time a species in Colombia and South America identified based on adults and nymphs. Additionally, we described for the first time the egg of this species and the genus.

Materials and methods

The nymphs, subimagos, and adults of *V. packeri* were collected in the departments of Tolima and Caldas (Colombia). The nymphs were collected qualitatively with manual nets and adults with light traps between 6:00 p.m. and 8:30 p.m. Some adult specimens were manually captured in spider webs in riparian vegetation.

Mouthparts, legs (nymphs), and genitalia (imagos) were mounted and analyzed by stereomicroscope. We used taxonomic keys and original descriptions (**Allen, 1967; Wiersema & McCafferty, 2000**) for species identification while eggs were described using the terminology proposed by **Koss & Edmunds (1974)**. The collected material was stored in alcohol 96% and deposited at the *Colección Entomológica del Programa de Biología de la Universidad de Caldas - CEBUC*.

Pictures were taken using a Leica M205C stereomicroscope with an attached Leica MC-170HD camera. Some characters were examined through Scanning Electron Microscope (SEM) with a QUANTA 250 (11 kV) at low vacuum except those in **figure 1C-D**, which were washed with a neutral soap, ultrasonicated (for further cleaning), dehydrated, gold-coated, and then observed under high vacuum at the *Instituto de Investigaciones en Estratigrafía (Universidad de Caldas)*. The map of species distribution was done in a digital elevation model of the Neotropic with the software ESRI® ArcMap 10.0 using the records published in the literature (**Allen, 1967; Kilgore & Allen, 1973; Henry, 1986; Allen, 1978; Wiersema & McCafferty, 2000; Emmerich, 2004**) and the new records of this study.

Results and discussion

The nymphs and adults collected corresponded to the species *V. packeri* (Allen) (**Figure 1A**), which was originally registered for Belize, Costa Rica, Guatemala, Honduras, México, and the United States (**Allen, 1967; Kilgore & Allen, 1973; Henry, 1986; Allen, 1978; Wiersema & McCafferty, 2000**) and now it is documented for the first time in the northern part of South America. The characters used in the determination of the species were the shape of the forceps and penis of the imagos (**Figure 1B**). **Figure 1C-D** shows the transversal row of the spatulate setae in the middle region of the fore femur in nymphs.

Description of the eggs

The eggs were extracted from female mature nymphs (**Figure 2A**) and female subimago (**Figures 2 B-D**). The following features were observed: Yellowish coloration pattern, 135-152 µm length, 80-95 µm width (n=2), oval shape, one polar cap, chorionic plates slightly overlapped and absent near the polar capsule, and circular micropylar area surrounded by six chorionic plates located at the equatorial region of the egg.

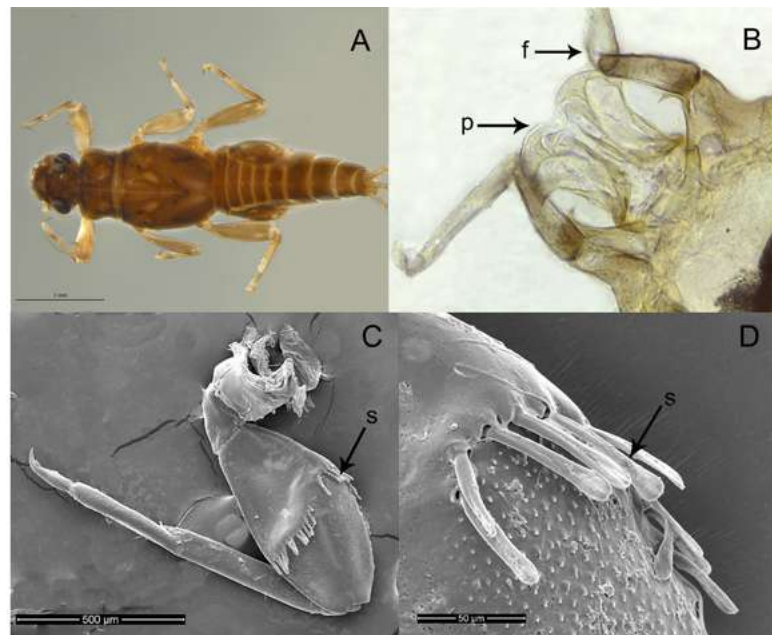


Figure 1. *Vacupernius packeri*: **A.** Nymph dorsal view. **B.** Detail of an adult male genitalia. **C.** Nymph fore leg. **D.** Detail of the spatulate setae in the fore femora. f: forceps. p: penis; s: setae

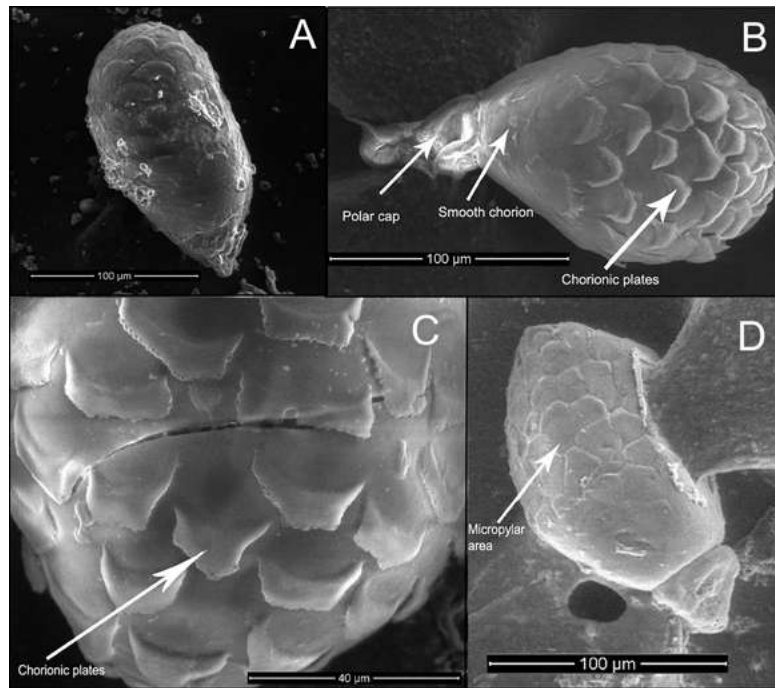


Figure 2. *Vacupernius packeri* eggs. **A.** Egg extracted from a nymph. **B-D.** Eggs extracted from subimago

Brittain (1982) reported that the spermatogenesis and oogenesis in Ephemeroptera are completed in the final nymphal instar and the eggs and sperm are physiologically mature in the subimago. Here we underline the importance of oology as a promising tool for associating Ephemeroptera nymphs and adults since the eggs from *V. packeri* nymphs,

subimagos, and imagos had the same form and similar chorionic ornamentation as proposed by **Domínguez & Cuezco (2002)** for other Ephemeroptera taxa. Concerning the contribution of the description of the eggs to the systematic relationship of *Vacupernius*, we observed that the species and the genus share similar oological characteristics to those of the *Traverhyphes* group (composed by *Allenhyphes*, *Lumahyphes*, *Traverhyphes*, and *Yaurina*), such as chorionic plates slightly overlapped and absent on the chorion surrounding of the polar cap (**Figure 3**). On the other hand, the study also allowed us to corroborate the observations of **Emmerich (2004)** regarding the affinities found in the shape of the penis and the styliger plate of *Vacupernius* and the *Traverhyphes* group.

Despite the affinities between *Vacupernius* and *Traverhyphes*, they can be differentiated by the styliger plate with posterolateral projections and slender penes with spines in *Traverhyphes* while in the *Vacupernius* genus the styliger plate has no projection and the penes are broad (**Domínguez, et al., 2006**). Future phylogenetic analyses would be important to clarify the relationships between *Vacupernius* and the *Traverhyphes* group and their possible synonymization.

Regarding the ecology of the genus, the information is preliminary. The nymphs sampled in this study were found in low altitudes in the tropical dry forest region. The Norcasia and Armero-Guayabal municipalities in Colombia (**Figure 4**) where the species was found are located in the Magdalena River median and low regions, an interesting biogeographical region similar to the Chocó region as suggested by **Hernández-Camacho, et al. (2007)**.

Examined material

26 nymphs, 1 male imago, and 1 female imago (in spider web), Colombia, Tolima, Universidad del Tolima farm, Santo Domingo Stream, Armero-Guayabal, 5° 0' 18.1"N, 74° 54' 24.7"W, 120 MASL, 18/iii/2017, Dias, Bacca & Marulanda cols.; 1 nymph, Colombia, Tolima, Universidad del Tolima farm, Santo Domingo Stream, Armero-Guayabal, 5° 0' 18.1"N, 74° 54' 24.7"W, 120 m, 18/x/2015, Dias & Marulanda cols.; 2 female subimagos (eggs extracted from one of these subimagos), Colombia, Tolima, Universidad del Tolima Farm, Armero-Guayabal 5° 0' 18.1"N, 74° 54' 24.7"W, 120 MASL, 22/iii/2017, Dias, Bacca & Marulanda. col.; 1 nymph Colombia, Tolima, Cajamarca, Coello Stream, 4° 16'

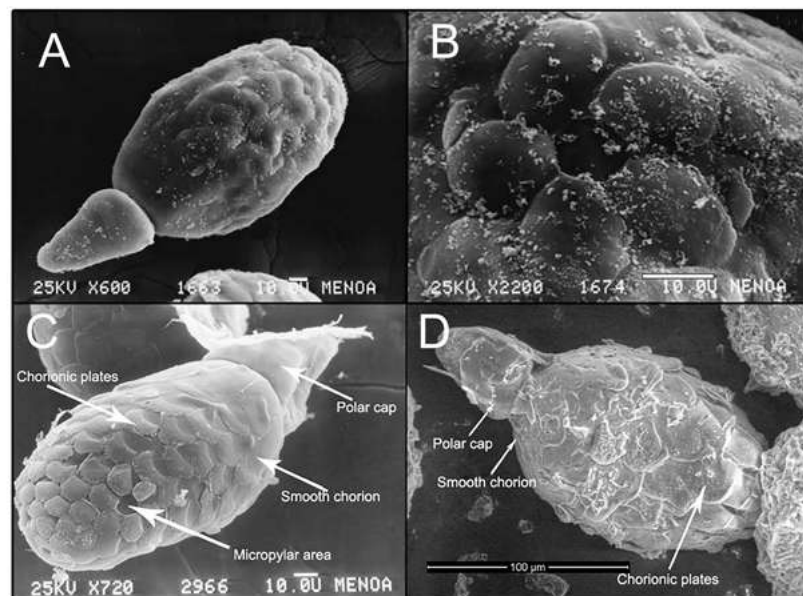


Figure 3. *Traverhyphes* eggs. **A, B.** *Traverhyphes (Mocoihyphes) edmundsi* (modified from **Molineri, 2004**). **C.** *Traverhyphes indicator* (modified from **Molineri, 2006**). **D.** *Traverhyphes* sp

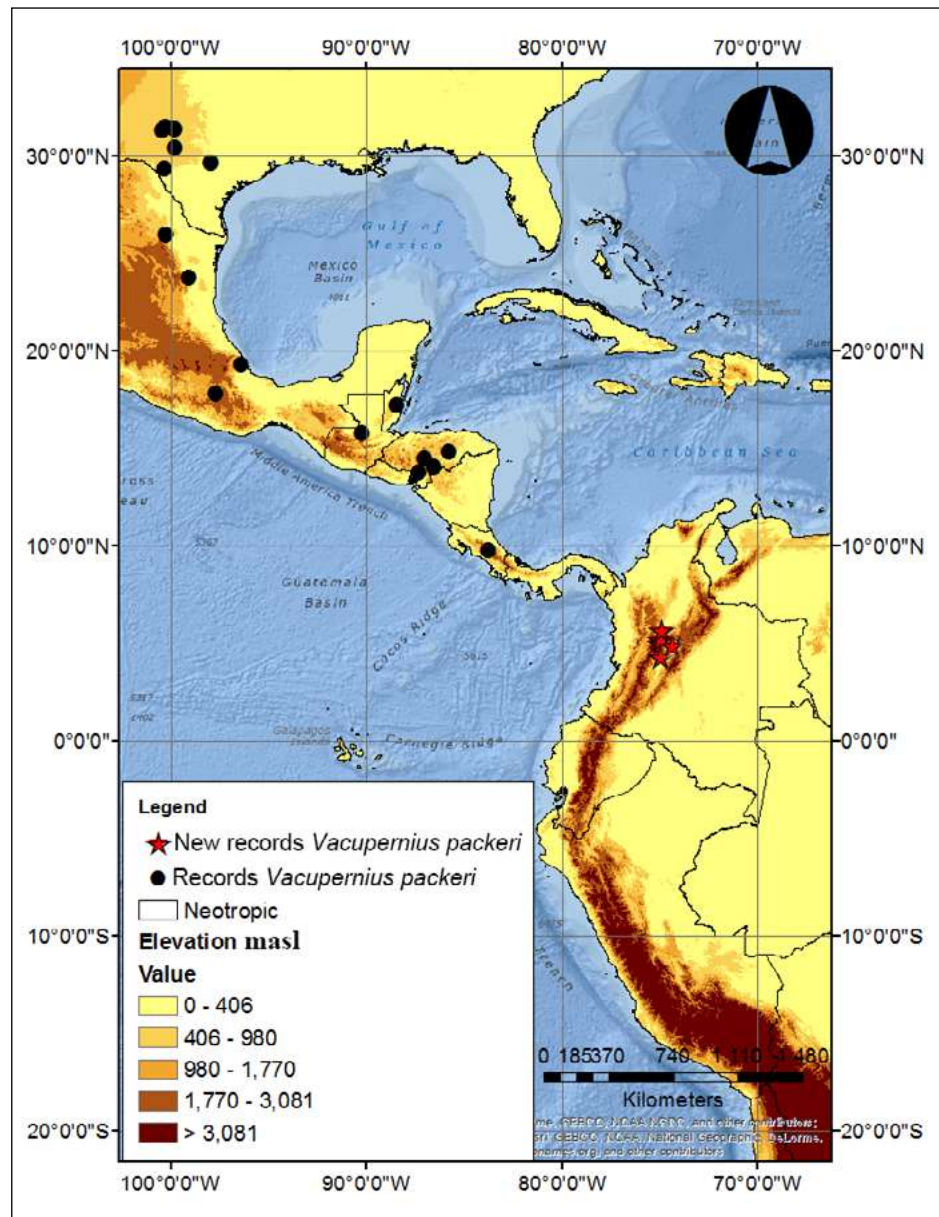


Figure 4. Occurrence of *Vacupernius packeri*

57.8°N, 74° 53' 50.1°W, 327 MASL, 1/iv/2013, Meza, Llano & Benavides cols.; 1 nymph, Colombia, Tolima, Lumbi Stream, Mariquita, 5° 9' 21.4°N, 74° 53' 58.3°W, 120 MASL, 28/v/2017, Dias, Bacca & Marulanda cols.; 3 mature nymphs (eggs were extracted from two of them; two eggs were measured), Colombia, Caldas, Norcasia, Reserva Natural de Río Manso, Río Manso Stream, 5° 39' 25.8°N, 74° 51' 44.6°W, 611 MASL, 21/xi/2014, Cardenas & Dias cols.

Acknowledgments

We are grateful to *Universidad de Caldas* and *Universidad del Tolima* for allowing the development of this project in their facilities. We thank A.M. Meza, C. Llano, J.L. Benavides, and T. Cárdenas for helping in the collection of the insects. Yeisson Gutiérrez corrected the English version of this manuscript.

Author contributions

TB wrote the manuscript and helped to collect the *Vacupernius packeri* specimens. JFM took the photographs, made the maps, and helped in the drafting of the manuscript. LGD helped in the drafting of the manuscript, the collection of all *Vacupernius packeri* specimens, the identification of the material collected, the photographs, the mounting, and genitalia photographs.

Conflict of interests

The authors declare that they have no conflicts of interest.

References

- Allen, R.K. (1978). The nymphs of North and Central American *Leptohyphes* (Ephemeroptera: Tricorythidae). *Annals of the Entomological Society of America*. **71** (4): 537-558.
- Allen, R.K. (1967). New species of new world Leptohyphinae (Ephemeroptera: Tricorythidae). *The Canadian Entomologist*. **99** (4): 350-375.
- Domínguez, E. & Cuzzo, M.G. (2002). Ephemeroptera egg chorion characters: A test of their importance in assessing phylogenetic relationships. *Journal of Morphology*. **253** (2): 148-165.
- Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M.L., Hubbard, M.D., Nieto, C. (2006). Ephemeroptera of South America, Aquatic Biodiversity of Latin America. In: Adis, J., Arias, J. R., Rueda-Delgado, G., and K. M., Wantzen, (Eds.) *Aquatic Biodiversity of Latin America*. Volume 2, Pensoft, Sofia-Moscow. p. 646.
- Emmerich, D. (2004). Primer reporte de *Vacupernius* Wiersema y McCafferty 2000 (Ephemeroptera: Leptohyphidae) para América del Sur. *Entomotropica*. **19** (2): 105-106.
- Henry, B.C. (1986). Mayflies (Ephemeroptera) of the Concho River, Texas. *The Southwestern Naturalist*. **31** (1): 15-21.
- Hernández-Camacho, J., Hurtado, A., Ortiz, R., Walschburger, T. (1992). Unidades biogeográficas de Colombia. La diversidad biológica de Iberoamérica. **1**: 105-151.
- Kilgore, J.I. & Allen, R.K. (1973). Mayflies of the Southwest: New species, descriptions, and records (Ephemeroptera). *Annals of the Entomological Society of America*. **66** (2): 321-332.
- Koss, R.W. & Edmunds, G.F. (1974). Ephemeroptera eggs and their contribution to phylogenetic studies of the order. *Zoological Journal of the Linnean Society*. **55** (4): 267-349.
- Molineri, C. (2006). Phylogeny of the mayfly family Leptohyphidae (Insecta: Ephemeroptera) in South America. *Systematic Entomology*. **31** (4): 711-728.
- Molineri, C. (2004). Phylogeny of the *Allenhyphes-Traverhyphes* group (Ephemeroptera: Leptohyphidae), with new subgenera, species and combinations. *Tijdschrift voor Entomologie*. **147**: 197-220.
- Wiersema, N.A. & McCafferty, W.P. (2000). Generic Revision of the North and Central American Leptohyphidae (Ephemeroptera: Pannota). *Transactions of the American Entomological Society*. **126**: 337-371.

Artículo original

Estadios ninfales de *Anacroneuria* spp. (Plecoptera: Perlidae) y su relación con variables fisicoquímicas en tres microcuencas del río Combeima, Ibagué, Colombia

Nymphal stages of *Anacroneuria* spp. (Plecoptera: Perlidae) and its relationship with physicochemical variables in three microbasins of the Combeima River, Ibagué, Colombia

✉ Carlos Váquiro-Capera*, ✉ Gladys Reinoso-Flórez, ✉ Giovany Guevara

Grupo de Investigación en Zoología (GIZ), Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad del Tolima, Ibagué, Tolima, Colombia

Resumen

El orden Plecoptera representa uno de los grupos de insectos más relevantes en bioindicación en Colombia. En los últimos años su conocimiento ha aumentado ampliamente; no obstante, en algunas zonas de la región andina los estudios taxonómicos y ecológicos son aún incipientes. Dada la importancia de los plecópteros en quebradas de alta montaña, se evaluó la relación entre la presencia y abundancia de ninfas del género *Anacroneuria* con variables fisicoquímicas y bacteriológicas en tres microcuencas andinas asociadas con el río Combeima (Tolima, Colombia): Las Perlas, La Plata y Cay. Se realizaron seis recolecciones diurnas con red Surber en diferentes tramos de las quebradas durante un ciclo hidrológico (2016-2017): lluvia intensa, poca lluvia y transiciones. Se registraron 750 organismos de *Anacroneuria*, entre los cuales se determinaron dos morfoespecies mediante morfometría tradicional (Asp1 y Asp2), y se establecieron las relaciones específicas con determinadas variables en cada microcuenca mediante un análisis de componentes principales (ACP). Se encontró una correlación negativa entre la abundancia de Asp1 y el fósforo ($r_s = -0,5266$) en Las Perlas, la conductividad eléctrica ($r_s = -0,4725$) en La Plata, y los nitratos ($r_s = -0,4821$) en Cay, en tanto que Asp2 presentó correlación negativa con la demanda química de oxígeno (DQO) ($r_s = -0,5634$) y una positiva con la temperatura ($r_s = 0,6750$), el pH ($r_s = 0,7079$), los nitratos ($r_s = 0,5569$) y los fosfatos ($r_s = 0,6511$) en la quebrada Las Perlas. El análisis de correlación de Spearman determinó que Asp1 presentaba un menor rango de respuesta ecológica que Asp2 frente a los cambios en las condiciones naturales del cuerpo de agua.

Palabras claves: Bioindicación; Macroinvertebrados acuáticos; Microhábitats; Plecoptera; Quebradas altoandinas.

Abstract

The order Plecoptera represents one of the most relevant groups of aquatic insects for bioindication in Colombia. In recent years, the knowledge on the order has increased greatly; nevertheless, in some areas of the Andean region, the taxonomic and ecological information is still incipient. Given the importance of the plecopterans in high mountain streams, we evaluated the relationship between the presence and abundance of nymphs of the genus *Anacroneuria* with physicochemical and bacteriological variables in three Andean microbasins associated with the Combeima River (Tolima, Colombia): Las Perlas, La Plata, and Cay streams. We conducted six daytime collections with a Surber net in different sections of the streams during a hydrological cycle (2016 – 2017) with high rainfall, low rainfall, and transitions. We registered 750 organisms of *Anacroneuria* and we assigned them to two morphospecies (Asp1 and Asp2) by biometry. Specific relationships were found with certain physicochemical variables in each stream using a principal component analysis (PCA). A negative correlation was found in the Las Perlas stream between the abundance of Asp1 and phosphorus ($r_s = -0.5266$), in La Plata stream with electrical conductivity ($r_s = -0.4725$), and with

Citación: Váquiro-Capera C, Reinoso-Flórez G, Guevara G. Estadios ninfales de *Anacroneuria* spp. (Plecoptera: Perlidae) y su relación con variables fisicoquímicas en tres microcuencas del río Combeima, Ibagué, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):458-470, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.951>

Editor: Gabriel Roldán

***Correspondencia:**

Carlos Váquiro-Capera;
civaquiroc@ut.edu.co

Recibido: 24 de julio de 2019

Aceptado: 13 de mayo de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

nitrate ($r_s = -0.5569$) in the Cay stream, while Asp2 was negatively correlated to chemical oxygen demand (COD) ($r_s = -0.5634$) and positively to temperature ($r_s = 0.6750$), pH ($r_s = 0.7079$), nitrate ($r_s = 0.5569$), and phosphate ($r_s = 0.6511$) in Las Perlas stream. The Spearman correlation analysis determined that Asp1 presented a lower ecological response range than Asp2 regarding changes in the natural conditions of the water.

Keywords: Bioindication; Aquatic macroinvertebrates; Microhabitats; Plecoptera; High-Andean streams.

Introducción

Los macroinvertebrados acuáticos son fundamentales en el funcionamiento de los ecosistemas fluviales, pues son un componente biológico clave de la red trófica acuática que interactúa como enlace entre las diferentes comunidades (bentónica, planctónica, nectónica, detritica) (Tomanova, *et al.*, 2006; Chará-Serna, *et al.*, 2012; Roldán, 2016). Por lo general, los estudios sobre los macroinvertebrados acuáticos hacen especial referencia a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, pues además de su demostrado papel ecológico, se les considera bioindicadores de la calidad del agua por su gran sensibilidad frente a los diferentes tenses generados por la intervención antropogénica (Tamaris-Turizo & Turizo-Correa, 2004; Zúñiga, 2010; Alonso-EguíaLis, *et al.*, 2014; Castillo-Sánchez, *et al.*, 2018). Asimismo, estos organismos son sensibles a las variaciones físicas y químicas que se presentan en el ecosistema acuático, a la contaminación y al efecto inducido del cambio climático (Covich, *et al.*, 2003; Pérez-Gómez & Bosque-Sendra, 2008; Zúñiga, 2010; Arango, *et al.*, 2012; Ospina-Arias, *et al.*, 2016). La gestión y el manejo inadecuados del recurso hídrico han reducido el número de especies claves para los ecosistemas dulciacuícolas (Chará-Serna, *et al.*, 2009; Longo, *et al.*, 2010; Roldán, 2016). Esta situación afecta de manera particular al orden Plecoptera, considerado altamente sensible a la contaminación acuática (Tomanova & Tedesco, 2007; Castillo-Sánchez, *et al.*, 2018; Sierra-Labastidas, *et al.*, 2017).

En el orden Plecoptera el género *Anacroneuria* es el taxón de mayor abundancia en el Neotrópico, y reviste gran importancia en los procesos de evaluación de corrientes de agua (Zúñiga, 2010; Bohórquez, *et al.*, 2011) por su desempeño ecológico en la recirculación de nutrientes, como eslabón depredador en la composición de la red trófica y como bioindicador de la calidad de agua (Stewart & Stark, 2002). En Colombia más del 60 % de los registros del género *Anacroneuria* corresponden a la región andina, especialmente los departamentos de Valle del Cauca, Risaralda y Cauca, donde alcanza el 81,0 %, en tanto que en el Tolima y sus cuencas hidrográficas los estudios taxonómicos y ecológicos de plecópteros y del género *Anacroneuria* aún son incompletos. Menos del 10 % de las especies conocidas del género *Anacroneuria* en la región neotropical andina están asociadas con sus formas inmaduras (Barreto-Vargas, *et al.*, 2005; Bohórquez, *et al.*, 2011; Zúñiga, *et al.*, 2013).

Dada la importancia del orden Plecoptera, en particular del género *Anacroneuria* Klapálek (1909), en el presente estudio se planteó ampliar el conocimiento ecológico de este grupo en el país usando como modelo de estudio tres quebradas afluentes del río Combeima (Ibagué, Tolima, Colombia): Las Perlas, La Plata y Cay. Asimismo, se analizaron las relaciones entre su abundancia y distribución espacio-temporal con variables fisicoquímicas y microbiológicas. Este es un procedimiento tradicional en estudios comparativos en comunidades hidrobiológicas que se basa en sus formas inmaduras a nivel de familia y, en algunos casos, de género (Alonso-EguíaLis, *et al.*, 2014). Los resultados del estudio permitirán complementar la información morfológica para mejorar la resolución taxonómica y ecológica de las formas inmaduras de los plecópteros en el departamento del Tolima. Servirán también como base de futuros estudios de bioindicación de la calidad de agua en el río Combeima y sus afluentes, así como de valoración de su biodiversidad y base para establecer estrategias de diagnóstico ambiental y de conservación (Zúñiga, *et al.*, 2013).

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca del río Combeima cuenta con 27.421 ha y se encuentra en la vertiente oriental de la cordillera Central (04°19'30" - 04°39'57" N; 75°10'11" - 75°23'23" O); hace parte de la cuenca mayor del río Coello (**Leonel & Páez, 2000; Pérez & Bosque, 2008**) y limita por el norte con el municipio de Anzoátegui, por el sur con las cuencas de los ríos Opía y Coello, por el oriente con el municipio de Anzoátegui y los ríos La China, Alvarado y Chipalo, y por el occidente con el río Coello. A esta cuenca tributan 18 microcuencas, entre las que sobresalen por su extensión Juntas o Las Perlas, La Plata, El Tejar, Cay y Corazón (**CONPES, 2009**). En cuanto a su superficie altitudinal, la cuenca varía desde los 5.225 m s.n.m. en su nacimiento en el nevado del Tolima hasta los 648 m s.n.m. en su desembocadura en el río Coello (**CORTOLIMA, 2006**). La precipitación media anual es de 1.816 mm³, con dos épocas de sequía y dos de lluvia (distribución bimodal): las primeras de diciembre a marzo y de julio a agosto, y las segundas de abril a junio y de septiembre a noviembre, y la temperatura media anual de 17 °C (**CORTOLIMA, 2006**). Según el análisis pluviométrico entre 1986 y 2000, el valor máximo de precipitación alcanzado fue de 2.250 mm³ en los sectores de Villa Restrepo y la quebrada Cay (**CONPES, 2009**). Las tres quebradas se seleccionaron con base en el área, el caudal, la longitud, el acceso, el rango altitudinal, y los impactos antropogénicos sobre estos cuerpos de agua, atributos según los cuales las quebradas Las Perlas (PE), La Plata (PL) y Cay (CA) son las de mayor relevancia para el estudio (**CORTOLIMA, 2006; CONPES, 2009**) (**Figura 1S**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/951/2749>).

Muestreo biológico

En cada microcuenca se establecieron tres áreas de trabajo: parte alta (1), media (2) y baja (3) (**Tabla 1**). Se hicieron seis muestreos (M1 – M6) durante un ciclo hidrológico: de agosto de 2016 a mayo de 2017, incluidos los periodos de transición a temporada de lluvias (M1: agosto, 2016; M4: febrero, 2017), lluvias intensas (M2: octubre, 2016; M5: abril, 2017) y transición a poca lluvia (M3: diciembre, 2016; M6: mayo, 2017), con el fin de tener información de periodos climáticos contrastantes según el registro hidrológico histórico (últimos 30 años) suministrado por el IDEAM para la cuenca del río Combeima y sus tributarios. En diferentes tramos de cada quebrada se hicieron recolecciones aleatorias de material biológico siguiendo las metodologías planteadas por **Froehlich & Oliveira (1997)** y **Buss & Salles (2007)**, utilizando una red Surber (30x30 cm, 0.09 m² y 250 µm de poro de malla). El material recolectado se almacenó en frascos plásticos debidamente etiquetados y se fijó en solución de alcohol al 70 %.

Tabla 1. Estaciones de muestreo y ubicación geográfica en la cuenca del río Combeima, sectores Las Perlas (PE), La Plata (PL) y Cay (CA), Ibagué (Colombia)

Estación	Altitud (m)	Coordenadas (N - O)		Caracterización general
PE1	2.586	4° 35' 52,0"	75° 18' 14,5"	Sin impacto antrópico
PE2	2.073	4° 34' 32,0"	75° 19' 12,3"	Influencia agrícola
PE3	1.998	4° 33' 47,9"	75° 19' 18,3"	Bajo impacto antrópico
PL1	1.791	4° 31' 15,4"	75° 17' 15,7"	Sin impacto antrópico
PL2	1.677	4° 30' 47,1"	75° 17' 41,0"	Influencia agrícola-urbana
PL3	1.679	4° 30' 42,9"	75° 17' 54,2"	Alto impacto antrópico
CA1	1.738	4° 29' 24,6"	75° 14' 37,0"	Influencia agrícola
CA2	1.522	4° 28' 23,5"	75° 15' 16,3"	Influencia agrícola-urbana
CA3	1.419	4° 27' 48,5"	75° 15' 39,6"	Alto impacto antrópico

Toma de muestras bacteriológicas y fisicoquímicas

Se evaluaron *in situ* las variables de temperatura del ambiente y del agua (°C) y de conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) con un medidor multiparamétrico portátil (Schott Handylab multi12/Set). Se determinó asimismo la velocidad de la corriente, la profundidad y el caudal según la metodología propuesta por **Sabater & Elosgi** (2009). Se tomaron muestras de agua en cada estación de muestreo y se conservaron a menos de 10 °C con gel refrigerante en neveras portátiles para el posterior análisis de las variables fisicoquímicas, el pH (unidades de pH), el oxígeno disuelto (mgO_2/L), el porcentaje de saturación de oxígeno (%SAT.O₂), la turbidez (UNT), la alcalinidad total y la dureza (mgCaCO_3/L), los cloruros ($\text{mg Cl}/\text{L}$), nitratos (mgNO_3/L) y fosfatos ($\text{mg PO}_4/\text{L}$), el fósforo total (mg P/L), los sólidos suspendidos y los totales (mg/L), la demanda biológica de oxígeno (DBO₅) y la DQO (mgO_2/L), así como los parámetros bacteriológicos de recuento de coliformes totales (RCT) (UFC/100mL) y de coliformes fecales (RCF) (UFC/100mL), en el Laboratorio de Servicios de Extensión en Análisis Químico (LASEREX) de la Universidad del Tolima (Ibagué, Colombia).

Determinación de organismos

Las ninfas se identificaron inicialmente a nivel de género en el Laboratorio de Zoología de la Universidad del Tolima con base en las claves y descripciones taxonómicas de **Benedetto** (1974), **Zamora & Roessler** (1995, 1997), **Marques & Froehlich** (1999), **Hamada & Couceiro** (2003), **Zúñiga, et al.** (2005), **Froehlich** (2009), **Stark, et al.** (2009, 2012) y **Bohórquez, et al.** (2011). Se hizo un análisis biométrico mediante morfometría tradicional en una muestra de 60 especímenes de una población total de 528 organismos del género *Anacroneuria* para diferenciar caracteres morfológicos relevantes en un rango de talla entre los 1,0 y los 1,9 cm de longitud. Los individuos con tallas entre 0,9 cm o menos y 2 cm o más (222) no fueron objeto del estudio debido al desarrollo temprano o por la baja densidad de la población de ninfas en sus últimos estadios, con lo cual se evitaron potenciales errores taxonómicos (**McLellan & Zwick**, 2007). En la medición de la longitud total del organismo (LT) se tuvo en cuenta la distancia desde el labro hasta el extremo distal del último segmento abdominal en su parte dorsal, el ancho de la región cefálica (AC) en su zona dorsal, la longitud de la región cefálica (LC) desde el labro hasta la sutura metópica, el ancho de la cápsula cefálica (AO) y el ancho ocelar (AO) entre los bordes internos de los ojos, la longitud (LP) y el ancho (AP) de la región del pronoto y la longitud de la región abdominal (LA) (**Figura 1**). Como complemento se consideraron los estudios de morfometría tradicional en ninfas del género *Anacroneuria* de **Zamora & Roessler** (1997), **Dujardin, et al.** (1998), **Fenoglio, et al.** (2007) y **Oliveira, et al.** (2007). Las ninfas se midieron en el programa ImageJ-Fiji; una vez capturada la imagen en estereoscopio Optika SZM-LED 2 y cámara digital Optika 4083.B9, se calibraron con placa entomológica en una escala de 1 mm y se rectificaron con el paquete Optika Vision Lite.

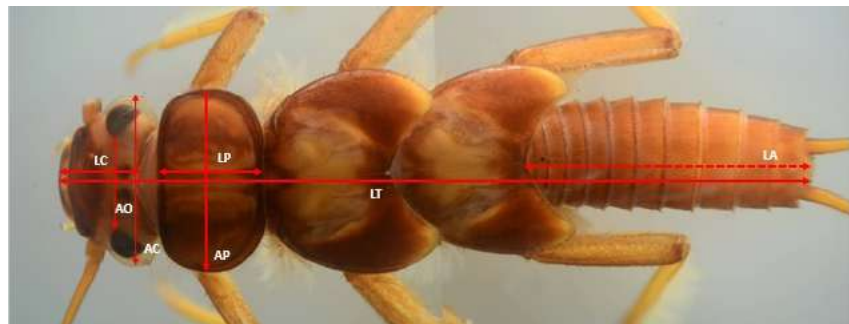


Figura 1. Ninfa de *Anacroneuria* sp. con las medidas morfométricas evaluadas. LC: longitud cefálica; LP: longitud del pronoto; LA: longitud del abdomen; LT: longitud total; AO: ancho ocelar; AC: ancho cefálico; AP: ancho del pronoto. (Imagen a 12,5x)

Análisis de las variables morfológicas

El supuesto de normalidad de cada variable morfológica se analizó mediante el estadígrafo de Shapiro-Wilks y, si no se cumplía la homogeneidad de varianzas, se recurría a una comparación independiente con un ANOVA no paramétrico de **Kruskal & Wallis** (1952) para comprobar su significación estadística ($\alpha=0,05$). Para determinar el conjunto de variables no correlacionadas, es decir, que explicaban la variación de los resultados de las pruebas morfométricas, se hizo un análisis de componente principales (ACP) con los datos transformados por $\ln x+1$ al no cumplir los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Estos análisis se realizaron con el programa R, versión 3.4.1 (**Team, R. C.**, 2015).

Análisis de las variables bacteriológicas y fisicoquímicas y su relación ecológica

Para establecer las diferencias significativas de cada variable e independientemente por quebrada a nivel espacial y temporal, se utilizó un ANOVA no paramétrico de una vía (Kruskal-Wallis) si no se cumplían los supuestos incluso después de la transformación de los datos con logaritmo natural ($\ln x+1$). Por otra parte, para identificar la relación multivariada de los factores fisicoquímicos y bacteriológicos en cada una de las quebradas de estudio, se utilizó un ACP con el fin de obtener “n” componentes para una mejor interpretación de la relación entre las variables. Mediante el análisis de correlación de Spearman se determinó la asociación entre las morfoespecies en estudio y las variables bacteriológicas y fisicoquímicas en cada microcuena, con el fin de detectar algún tipo de respuesta que pudieran generar en la población de ninfas. Todos los análisis de los datos se realizaron con el programa R, versión 3.4.1 (**Team, R. C.**, 2015).

Resultados y discusión

Morfometría de las ninfas

Las variables morfométricas (LT, LC, LP, LA, AC, AO, AP) presentaron diferencias significativas (Kruskal-Wallis: $p \leq 0,05$) entre las ninfas analizadas. Por otra parte, el ACP reveló en el componente 1 (CP1) el 86,53 % de la varianza y en el componente 2 (CP2), el 11,80 %, para un acumulado de la varianza total explicada en 98,33 %. El CP1 describía la variación de los morfotipos en relación con la magnitud de los coeficientes de las variables de ancho cefálico ($AC=0,4047$), longitud cefálica ($LC=0,4029$) y ancho oclar ($AO=0,4023$), por lo que este componente se relacionó con la descripción morfológica de la cabeza, en tanto que el componente 2 (CP2) se relacionó con la variación de los morfotipos en función de la longitud del abdomen ($LA=0,9198$) sobre la longitud total del espécimen (**Figura 2**).

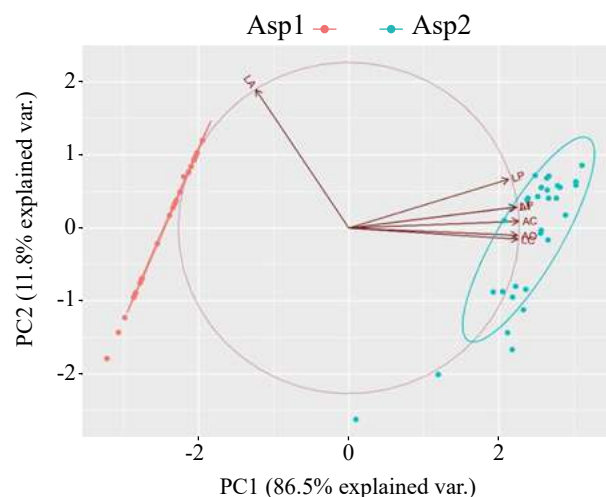


Figura 2. Biplot 1x2 del ACP de las variables morfométricas evaluadas en ninfas de *Anacroneuria* recolectadas en el sector de estudio (Las Perlas, La Plata y Cay).

Estos resultados evidencian que entre las variables LA, AC y AO hubo diferencias métricas en la muestra de ninfas seleccionadas; según **Zamora & Roessler** (1995, 1997) y **Gamboa & Arrivillaga** (2010), estas mediciones pueden considerarse como caracteres diagnósticos que ayudan a describir las especies en dos morfotipos, denominados en este estudio como Asp1 y Asp2 (*Anacroneuria* sp1 y *Anacroneuria* sp2, respectivamente). El uso de herramientas morfométricas permite inferir mediante análisis comparativo la presencia de varios morfotipos, su relación ecomorfológica y sus historias de vida, el uso del recurso y las relaciones con el ambiente (**Dujardin, et al.**, 1998). Sin embargo, ante la escasa información sobre la relación de las ninfas del orden Plecoptera con sus formas adultas (**Stark, et al.**, 2009; **Zúñiga**, 2010; **Castillo, et al.**, 2013; **Castillo-Sánchez, et al.**, 2018), es necesario describir los caracteres diagnósticos de las ninfas que facilitan su diferenciación y su relación con las formas adultas mediante otras técnicas como la morfometría geométrica o la determinación a nivel bioquímico y molecular (**Gamboa & Arrivillaga**, 2010; **Gamboa & Arrivillaga-Henríquez**, 2019).

Diagnosis

El valor promedio de la longitud total (LT) en las ninfas de Asp1 fue de 1,3175 cm (\pm DE= 0,049). Su cuerpo era delgado y aplanado desde la sección del tórax y el abdomen. La longitud cefálica (LC) fue de 0,1257 cm (\pm DE= 0,005), el ancho de la cápsula cefálica (AC) de 0,2682 cm (\pm DE= 0,011) y el ancho ocelar (AO) de 0,1447cm (\pm DE= 0,011). En la cabeza se observó una mancha de color marrón desde el borde del clipeo hasta la parte media de la cápsula cefálica sin alcanzar los bordes externos. La longitud del pronoto (LP) era de 0,1602 cm (\pm DE= 0,014) y el ancho (AP) de 0,3004 cm (\pm DE= 0,014). El abdomen era largo, cilíndrico en su parte proximal y ligeramente aplanado en la parte distal, con una media longitudinal (LA) de 0,5539 cm (\pm DE: 0,021) (**Figura 3 a, c**).

Por su parte, Asp2 presentó un valor promedio en la longitud total (LT) de 1,6542 cm (\pm DE= 0,06); comparativamente, el cuerpo era de forma más robusta y semicurva desde la sección del tórax hasta el abdomen que el de Asp1. La longitud cefálica (LC) era de 0,2188 cm (\pm DE= 0,018), el ancho de la cápsula cefálica (AC) de 0,4009 cm (\pm DE= 0,023) y el ancho ocelar (AO) de 0,2703 cm (\pm DE= 0,017). En la parte dorsal de la cabeza también se observaron tres depresiones que formaban entramados particulares, una en la

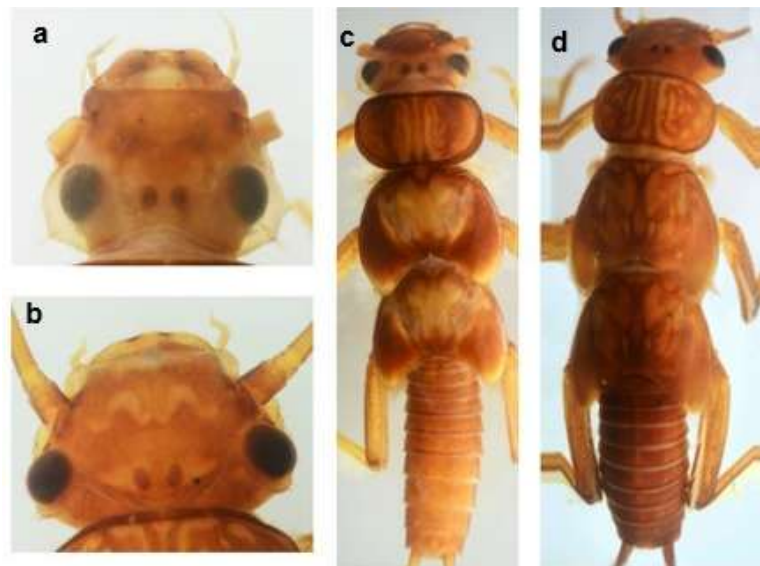


Figura 3. Ninfas de *Anacroneuria* sp1 (Asp1) y *Anacroneuria* sp2 (Asp2) registradas en el área de estudio. **a)** cabeza de Asp1 (57x); **b)** cabeza de Asp2 (40x); **c)** región dorsal de Asp1 (12,5x); **d)** región dorsal de Asp2 (10x)

región media de la cápsula cefálica y dos rodeando los ocelos. El pronoto presentaba una forma más elipsoidal que en Asp1, con una mayor curvatura en la región anterior y una leve depresión interna en posición distal-posterior y hacia la línea ecdisial, y rodeado por finos pelos. La longitud media (LP) era de 0,1927 cm (\pm DE= 0,012) y el ancho (AP) de 0,4028 cm (\pm DE= 0,025). El abdomen se presentaba corto en relación con el resto del cuerpo y de forma ancha y robusta, con una longitud (LA) de 0,5168 cm (\pm DE= 0,019) (**Figura 3 b, d**).

Con base en estos datos, se propone en este estudio que en futuras investigaciones con plecópteros en el río Combeima se reconozcan por lo menos dos poblaciones de ninfas de *Anacroneuria*, ya que no presentaron correspondencia en el crecimiento, entre la longitud del cuerpo y la longitud del abdomen, e incluso en las últimas etapas preimaginales hubo diferencias significativas (LA; $p < 0,05$) entre las poblaciones de las dos morfoespecies propuestas, constituyéndose la longitud del abdomen en un carácter diagnóstico en el presente estudio. En contraposición con los estudios de **Fenoglio, et al.** (2007), se encontró en las ninfas grandes un abdomen más reducido y robusto que el de las pequeñas (**Figura 3 b, d**), lo que refleja una tendencia alométrica entre las dos morfoespecies. En este sentido, hay estudios morfométricos de insectos hemimetábolos (**Klingenberg & Zimmermann, 1992**) y ninfas de *Anacroneuria* (**Gamboa, et al., 2009**; **Gamboa & Arrivillaga-Henríquez, 2010**) en los que se relacionan aspectos ecológicos del tamaño de las ninfas y las partes del cuerpo, así como su sistemática filogenética y su biogeografía (**Fenoglio & Morisi, 2001**). Una diferenciación en la longitud del abdomen en relación con la longitud del cuerpo en las ninfas antes de la etapa preimaginal puede relacionarse con la demanda energética, el presupuesto energético o los requerimientos reproductivos en algunas especies (**Fenoglio & Rościszewska, 2003**; **Fenoglio, 2003**). Según **Gamboa, et al.** (2009), la diferencia de tallas entre las ninfas de *Anacroneuria* promueve la selección de nichos tróficos que definen el tamaño de las presas ingeridas y la actividad diaria de alimentación.

Variables bacteriológicas y fisicoquímicas

Quebrada Las Perlas. En las estaciones PE1, PE2, PE3 las variables que reflejaron variación significativa en su rango ($p \leq 0,05$) fueron la alcalinidad (valores entre 172 y 84 mg/L), la conductividad eléctrica (557 y 297 μ S/cm), los sólidos totales (542 y 198 mg/L) y el caudal (147,86 y 13,03 m³/s), siendo la estación PE2 la de los valores más altos y la PE1 la de los mínimos. Estas variables se ven influenciadas por los cambios en la precipitación en el sector, por las características topográficas del terreno en la PE2, y las variaciones en el caudal y la influencia de material alóctono ante los procesos erosivos que convergen en el lecho de la quebrada, como se ha descrito en otros sistemas acuáticos similares en los Andes colombianos (**Roldán & Ramírez, 2008**; **Ospina-Arias, et al., 2016**). Asimismo, en el análisis temporal de los muestreos (periodos climáticos) se determinaron las variables significativas ($p \leq 0,05$) en su rango: dureza (623 y 104 mg/L), con el valor máximo registrado en febrero de 2017 y el mínimo en agosto de 2016; los nitratos con valores entre los 0,4 mg/L en abril de 2017 y 0,001 mg/L en febrero de 2017; el oxígeno disuelto con un valor máximo de 6,1 mg/L en mayo de 2017 y de 2,7 mg/L en octubre de 2016, y la DQO con un valor máximo de 59,3 mg/L en agosto de 2016 y de 1,0 mg/L en abril de 2017. Estas variables se vieron influenciadas por los cambios bimodales en las épocas de lluvia intensa y las de transición a lluvias, así como por la saturación de iones y los procesos de escorrentía y erosión (**Roldán & Ramírez, 2008**).

Quebrada La Plata. Las variables significativas ($p \leq 0,05$) en las estaciones de muestreo fueron la temperatura, con valores entre los 25 °C en la PL3 y 12 °C en PL2; la alcalinidad, entre 79 mg/L en PL2 y 33,1 mg/L en PL1, y la conductividad eléctrica, entre 208 μ S/cm en PL3 y 14 μ S/cm en PL1, cuya variación podría deberse a factores como la topografía del terreno, la alta precipitación en el sector PL1 y el arrastre del material alóctono y autóctono por el lecho de la quebrada, lo que modifica las condiciones físicas y químicas a lo largo del cauce en PL2 y PL3 (**Chará-Serna, et al., 2012**; **Ospina-Arias, et al., 2016**). En los

periodos de muestreo, las variables significativas ($p \leq 0,05$) fueron el oxígeno disuelto, que fluctuó entre 6,21 mg/L en mayo de 2017 y 3,56 mg/L en diciembre de 2016; los nitratos, con 1,020 mg/L en abril de 2017 y 0,001 mg/L en agosto de 2016; los RCF, que fluctuaron entre 9, E+05 UFC/100mL en octubre de 2016 y 2, E+00 UFC/100mL en mayo de 2017. Las variables mostraron una asociación con las temporadas de lluvias y de sequía, las características del lecho del cauce, sus afluentes, el entorno y la escorrentía.

Quebrada Cay. Las variables significativas ($p \leq 0,05$) fueron la temperatura, con valores entre 24 °C en CA3 y 12 °C en CA1; la conductividad eléctrica entre 250 μ S/cm en CA3 y 148 μ S/cm en CA2; los cloruros, entre 7,7 mg/L en CA3 y 1,3 mg/L en CA1, y los fosfatos, entre 15,8 mg/L en CA2 y 0,1 mg/L en CA1. Estas variaciones se asociaron con la diferencia en los tramos altitudinales (1.738 a 1.419 m s.n.m.), con los asentamientos urbanos y la canalización de las aguas para el acueducto municipal de Ibagué (CORTOLIMA, 2006; Hernández & Ramírez, 2016). En cuanto a los periodos del muestreo, las variables significativas correspondieron al oxígeno disuelto, con valores entre los 6,13 mg/L en mayo de 2017 y los 2,53 mg/L en diciembre de 2016; los sólidos suspendidos, entre 53 mg/L en agosto de 2016 y 17 mg/L en abril de 2017; los nitratos, entre 2,43 mg/L en abril de 2017 y 0,00 mg/L en agosto de 2016 y los RCF con valores entre 1, E+05 UFC/100mL en octubre de 2016 y 7, 0E+00 UFC/mL en abril de 2017. Esta variación de los datos corresponde a periodos de transición a la temporada de pocas lluvias (diciembre-mayo), transición a lluvias (agosto) y periodos de lluvias intensas (octubre-abril), lo que se relaciona con la disminución y el aumento en el arrastre de materiales orgánicos que hacen parte de la microcuenca en los sectores CA2 y CA3 por influencia de la actividad antropogénica en el sector asociada con procesos de deforestación y erosión (Vásquez, et al., 2013; Hernández & Ramírez, 2016).

Análisis de componentes principales

Quebrada Las Perlas. Se determinaron tres componentes de las variables de estudio: el primero fue el de salinidad y cauce, conformado por las variables de cloruros, profundidad, área y caudal con correlaciones positivas, lo que indicaba que un aumento en el caudal involucra una mayor concentración de sales (cloruros), influenciado por el arrastre de minerales y de carga orgánica en época de alta precipitación, lo que interviene en la topografía del cauce y las condiciones ribereñas (Roldán & Ramírez, 2008). El segundo componente de dureza y alcalinidad se componía de las variables de dureza, pH, y alcalinidad, con correlaciones positivas que reflejan un aumento proporcional en la dureza del agua y en su basicidad. Un tercer componente de oxígeno disuelto y contaminación orgánica con correlaciones positivas en las variables de RCT y RCF y negativas en el oxígeno disuelto. Por lo tanto, un aumento de contaminación por material orgánico producto de las actividades antropogénicas (ganadería, agricultura) y el vertimiento de aguas residuales en el sector disminuye la concentración de oxígeno (Gutiérrez-Garaviz, et al., 2014). La varianza total explicada a partir de los tres componentes fue del 65,72 %, en la cual el CP1 aportó el 26,08 %, el CP2 el 23,75 % y el CP3 el 14,88 % (Figura 2S, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/951/2750>).

Quebrada La Plata. El análisis definió tres componentes de la siguiente forma: el primer componente de RCT y nitratos hubo correlación negativa con el RCT, el ancho del lecho y los sólidos suspendidos y positiva con los nitratos. Según Roldán & Ramírez (2008) existen valores de nitratos muy bajos en los arroyos altoandinos, pero a medida que se desciende a los valles estos se incrementan debido a la actividad agrícola y el vertimiento de contaminantes domésticos y la erosión de los suelos provocada por el arrastre de sedimentos a causa de las lluvias. En el segundo componente de temperatura, DBO₅ y fósforo mostró correlaciones positivas en las tres variables, lo que indicó que a medida que se incrementó la temperatura del agua al descender en las estaciones de estudio, también lo hicieron las cargas orgánicas en el lecho del cauce por la influencia del material alóctono (Gutiérrez-Garaviz, et al., 2014; Ospina-Arias, et al., 2016). Un tercer componente, ancho del lecho y DQO, conformado por las variables ancho con correlación negativa y

positiva con la DQO y el oxígeno disuelto, lo que indica que la disminución en el ancho del cauce de la quebrada incrementa el contenido de materia orgánica y el consumo del oxígeno disuelto para su descomposición (Roldán & Ramírez, 2008). La varianza total explicada a partir de los tres componentes fue del 55,94 %, con un aporte del CP1 de 22,30 %, del CP2 de 17,32 % y del CP3 de 16,33 % (Figura 3S, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/951/2751>).

Quebrada Cay. Se establecieron tres componentes. En el primero, compuesto por conductividad y ancho del lecho, se integraron las variables de conductividad eléctrica y cloruros con correlaciones positivas y negativa con el ancho del lecho. El incremento de la conductividad en el agua estuvo condicionado por la disminución del ancho y el área del cauce, la naturaleza geoquímica del terreno y las épocas de lluvia y sequía (Roldán & Ramírez, 2008). En el segundo componente el material disuelto y la profundidad del lecho las variables de sólidos suspendidos y fósforo tuvieron una correlación positiva, y la profundidad, negativa, en tanto que un tercer componente, los nitratos y la DQO, registró una correlación positiva con las variables de nitratos y oxígeno disuelto y negativa con la DQO. La DQO es un indicador analítico que mide la contaminación mediante el contenido de materia orgánica que afecta la concentración del oxígeno disuelto en el agua, entre otros factores (Roldán & Ramírez, 2008; Gutiérrez-Garaviz, et al., 2014). La varianza total explicada a partir de los tres componentes fue del 58,29 %: el CP1 aportó el 23,27 %, el CP2 el 20,28 % y el CP3 el 14,74 % (Figura 4S, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/951/2752>). Según autores como Froehlich & Oliveira (1997), Bispo, et al. (2006) y Zúñiga (2010), en el Neotrópico los ríos de alta montaña mantienen una dinámica constante por el flujo de sus aguas al pasar de tramos de corriente rápida con una elevada carga de oxígeno y menor intervención antropogénica a zonas de bajo porcentaje de saturación de oxígeno y gran influencia de las actividades agrícolas y demás actividades humanas que generan cambios, a veces significativos, en sus microhábitats y en la dinámica de las poblaciones.

Correlación de Spearman para las tres microcuencas

Se evidenció que para la morfoespecie Asp1 en la quebrada Las Perlas se presentó una correlación negativa entre la densidad de su población y el fósforo (-0,5266). Asimismo, en el sector de la quebrada La Plata, hubo correlación con la conductividad eléctrica (-0,4726) y en la quebrada Cay con los nitratos (-0,4821). Para la morfoespecie Asp2, en la quebrada Las Perlas se encontró una relación negativa con la variable DQO (-0,5635) y relaciones positivas con las variables de pH (0,7080), temperatura (0,6750), nitratos (0,5569) y fósforo (0,5421). En las quebradas La Plata y Cay no se evidenció ninguna correlación significativa. En cuanto al gradiente altitudinal, al integrar los datos de las tres microcuencas (2.500 a 1.400 m s.n.m.) se evidenció una correlación negativa de Asp1 con las variables de temperatura (-0,3597), fosfatos (-0,3250), y nitratos (-0,4408) y positiva con las variables de área (0,3754) y caudal (0,3795). Por otra parte, Asp2 mostró relaciones negativas con la variable de temperatura (-0,3840) y RCF (-0,4789) y relaciones positivas con el pH (0,4862), la dureza (0,4709), la alcalinidad (0,3394), la conductividad eléctrica (0,3851), el oxígeno disuelto (0,3164) y los sólidos totales (0,3389). Los análisis permitieron deducir que Asp1 requiere de afluentes donde el caudal y el área sean de una condición ecológica relativamente estable y de baja carga orgánica, ya sea la producida por el arrastre de sedimentos o la escorrentía generada por las lluvias y los suelos erosionados o intervenidos por la actividad agrícola (Roldán & Ramírez, 2008; Sierra-Labastidas, et al., 2017). Por su parte, Asp2 presentó un mayor rango de respuesta ecológica que Asp1 en las microcuencas evaluadas y en un tramo altitudinal (2.500 a 1.400 m s.n.m.), y su densidad se vio afectada por factores como la contaminación orgánica proveniente de la actividad doméstica y agrícola y la carga de materia orgánica resultante de los procesos de erosión en el sector. Estas correlaciones corresponden a las características físicas y ambientales de las microcuencas que responden a sus condiciones topográficas de terrenos con evidente erosión, tramos con pendientes elevadas y zonas

intervenidas por la agricultura y los asentamientos humanos, lo cual es característico de las quebradas de la región andina del país (Leonel & Páez, 2000; Roldán & Ramírez, 2008; Zúñiga, 2010; Vásquez, *et al.*, 2013; Hernández & Ramírez, 2016). El presente estudio coincide con los trabajos de Bispo, *et al.* (2002) y Tomanova & Tedesco (2007) en cuanto al amplio margen de tolerancia de las ninfas de *Anacroneuria* frente a las características fisicoquímicas del agua y demás condiciones ambientales en la zona de estudio, pues toleran algún grado de contaminación orgánica, la deficiencia de oxígeno y grados variables de intervención antropogénica. Según varios autores (Baptista, *et al.*, 2001; Bobot & Hamada, 2002; Tomanova & Tedesco, 2007; Zúñiga, 2010; Castillo-Sánchez, *et al.*, 2018), y tal como se confirmó en este estudio, las ninfas de *Anacroneuria* se establecen tanto en zonas de rápidos de las quebradas como en lugares donde la corriente es baja con una velocidad del agua entre 0,01 y 0,97 m/s, y temperaturas entre los 7 y los 25 °C, así como en quebradas con variación en el porcentaje de saturación de oxígeno (35 a 83 %). También se determinó que con los rangos de conductividad eléctrica registrados (entre 1,5 y 557 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y una amplitud del lecho entre 0,5 y 12 m, las ninfas de *Anacroneuria* se establecen y exhiben un amplio margen de tolerancia en las zonas altas del Neotrópico (siempre que haya disponibilidad de oxígeno disuelto según la información obtenida), respondiendo adecuadamente a corrientes con perturbación variable y demostrando su capacidad de supervivencia y respuesta ecológica para la adquisición de alimento (Tomanova & Tedesco, 2007).

Conclusiones

Se confirmó la composición de Plecoptera en las quebradas tributarias de la cuenca del río Combeima analizadas con la presencia únicamente de la familia Perlidae y el género *Anacroneuria* con dos morfoespecies y desde los 2.500 m hasta los 1.400 m s.n.m. Asimismo, se identificaron dos tipos de morfoespecies (*Anacroneuria* sp1, Asp1, y *Anacroneuria* sp2, Asp2) en el estadio ninfal mediante morfometría tradicional y el análisis de componentes principales (ACP) con caracteres morfológicos relevantes como la longitud del abdomen (LA), el ancho ocelar (AO) y el ancho cefálico (AC). Asimismo, el ACP de las variables bacteriológicas y fisicoquímicas permitió inferir que en las estaciones con algún grado de intervención antropogénica (PE2, PI2, PL3, CA2 y CA3), se había restringido el ensamble de las morfoespecies de *Anacroneuria*. El análisis de correlación de Spearman determinó que Asp1 requiere de cuerpos de agua con menor intervención humana y baja carga orgánica de material alóctono o proveniente de la actividad agrícola, en tanto que Asp2 aparentemente tiene un mayor rango de respuesta ecológica frente a los cambios en las condiciones naturales del cuerpo de agua. Se confirmó que las ninfas del género *Anacroneuria* difieren en sus niveles de tolerancia ante las condiciones ambientales cambiantes y que en el Neotrópico estas especies pueden tolerar algún grado de contaminación orgánica, así como variaciones en el caudal y la temperatura del agua.

Información Suplementaria

Figura 1S. Mapa de la cuenca del río Combeima y puntos de muestreo. Ver la figura 1S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/951/2749>

Figura 2S. *Biplot* 1X2 del ACP de las variables fisicoquímicas de mayor contribución en la quebrada Las Perlas. Ver la figura 2S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/951/2750>

Figura 3S. *Biplot* 1X2 del ACP de las variables fisicoquímicas de mayor contribución en la quebrada La Plata. Ver la figura 3S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/951/2751>

Figura 4S. *Biplot* 1X2 del ACP de las variables fisicoquímicas de mayor contribución en la quebrada Cay. Ver la figura 4S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/951/2752>

Agradecimientos

Al Grupo de Investigación en Zoología de la Universidad del Tolima (GIZ-UT). Al Dr. Edwin Orlando López Delgado por su contribución a esta investigación. A la Oficina de Investigaciones y Desarrollo Científico de la Universidad del Tolima por la financiación del proyecto (código 210230516). Los autores agradecen de manera especial al Editor asociado y a los evaluadores, cuyos aportes y comentarios acertados contribuyeron a mejorar el manuscrito.

Contribución de los autores

El primer autor contribuyó al desarrollo y estandarización de las metodologías de campo y laboratorio y el análisis de los resultados; el segundo autor asesoró de manera continua el desarrollo del proyecto de investigación, el análisis de los resultados y la corrección del documento; el tercer autor colaboró en el análisis de los resultados y la revisión del documento.

Conflicto de intereses

Ninguno.

Referencias

- Alonso-EguíaLis, P., Mora, J. M., Campbell, B., Springer, M. (Eds.). (2014). Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Universidad Autónoma de Querétaro. p. 444.
- Arango, C., Dorado, J., Guzmán, D., Ruiz, J. F. (2012). Cambio climático más probable para Colombia a lo largo del siglo XXI respecto al clima presente. Grupo de Modelamiento de Tiempo, Clima y Escenarios de Cambio Climático, Subdirección de Meteorología, IDEAM, Bogotá. Nota Técnica IDEAM. Disponible en: <http://www.ideam.gov.co/documents/21021/21138/Escenarios+Cambio+Climatico+%28Ruiz%2C+Guzman%2C+Arango+y+Dorado%29.pdf/fe5d64fb-3a82-4909-a861-7b783d0691cb>
- Baptista, D. F., Buss, D. F., Dorvillé, L. F. M., Nessimian, J. L. (2001). Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*. **61** (2): 249-258.
- Barreto-Vargas, G., Reinoso-Flórez, G., Guevara-Cardona, G., Villa-Navarro, F. A. (2005). Primer registro de Gripopterygidae (Insecta: Plecoptera) para Colombia. *Caldasia*. **27** (2): 243-246.
- Benedetto, L. (1974). Clave para la determinación de los plecopteros sudamericanos. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. **9** (2): 141-170.
- Bispo, P. D. C., Froehlich, C. G., Oliveira, L. G. (2002). Spatial distribution of Plecoptera nymphs in streams of a mountainous area of central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. **62** (3): 409-417.
- Bispo, P. D. C., Oliveira, L. G., Bini, L. M., Sousa, K. G. D. (2006). Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: Environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian Journal of Biology*. **66** (2B): 611-622.
- Bobot, T. E. & Hamada, N. (2002). Plecoptera genera of two streams in Central Amazonia, Brazil. *Entomotropica*. **17**: 299-301.
- Bohórquez, H., Reinoso, G., Guevara, G. (2011). Seasonal size distribution of *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae) in an Andean tropical river. *Revista Colombiana de Entomología*. **37** (2): 305-312.
- Buss, D. F. & Salles, F. F. (2007). Using Baetidae species as biological indicators of environmental degradation in a Brazilian river basin. *Environmental Monitoring and Assessment*. **130** (1-3): 365.
- Castillo-Sánchez, K.; Aguirre, Y.; Ríos-González, T., Bernal Vega, J. (2018). *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae) del río Caldera, Chiriquí, Panamá, con nuevos registros de distribución, y comentarios sobre distribución altitudinal y variación estacional. *Revista de Biología Tropical*. **66** (1): 164-177.
- Castillo, G., Zúñiga, M. D. C., Bacca, T. (2013). The order Plecoptera (Insecta) of Nariño department, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*. **39** (2): 229-236.
- Chará-Serna, A. M., Zúñiga, M. D. C., Chará, J. (2009). Diversidad de Chironomidae (Insecta: Diptera) asociados a hojarasca en quebradas de la cuenca del río Otún (Risaralda, Colombia). En Resúmenes del XXXVI Congreso de la Sociedad Colombiana de Entomología. Medellín.

- Chará-Serna, A. M., Chará, J. D., Zúñiga, M.C., Pearson, R. G., Boyero, L.** (2012). Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. **48** (2): 139-144.
- Consejo Nacional de Política Económica y Social, CONPES.** (2009). Estrategias de mitigación del riesgo en la cuenca del río Combeima para garantizar el abastecimiento de agua en la ciudad de Ibagué. Documento 3570.
- Corporación Autónoma Regional del Tolima, CORTOLIMA.** (2006). Plan de ordenación y manejo de la cuenca hidrográfica mayor del río Coello. Ibagué: CORTOLIMA. p. 1036.
- Covich, A. P., Crowl, T. A., Scatena, F. N.** (2003). Effects of extreme low flows on freshwater shrimps in a perennial tropical stream. *Freshwater Biology*. **48** (7): 1199-1206.
- Domínguez, E. & Fernández, H. R.** (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. p. 656.
- Dujardin, J. P., Forgues, G., Torrez, M., Martínez, E., Córdoba, C., Gianella, A.** (1998). Morphometrics of domestic *Panstrongylus rufotuberculatus* in Bolivia. *Annals of Tropical Medicine & Parasitology*. **92** (2): 219-228.
- Fenoglio, S.** (2003). Feeding habits of *Anacraoneuria* nymphs (Plecoptera:Perlidae). *Bollettino della Società entomologica italiana*. **135**: 15-17.
- Fenoglio, S. & Morisi, A.** (2001). *Anacraoneuria starki*, a new species from Nicaragua (Plecoptera: Perlidae). *Aquatic Insects*. **23** (4): 311-314.
- Fenoglio, S. & Rosciszewska, E.** (2003). A characterization of the egg capsules of *Anacraoneuria starki* and *A. talamanca* (Plecoptera: Perlidae), with a suggestion about the distribution of stoneflies in the Tropics. *Folia Biologica-Krakow*. **51** (3/4): 159-164.
- Fenoglio, S., Bo, T., Malacarne, G.** (2007). Allometric growth in *Anacraoneuria* Klapálek 1909 nymphs (Plecoptera:Perlidae). *Tropical Zoology*. **20**: 109-114.
- Froehlich, C. G.** (2009). Plecoptera. En: Domínguez E. y H. Fernández (Eds.) *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. p. 145-166.
- Froehlich, C. G. & Oliveira, L. G.** (1997). Ephemeroptera and Plecoptera nymphs from riffles in low-order streams in southeastern Brazil. *Ephemeroptera and Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*. **1**: 180-185.
- Gamboa, M., Chacón M., Segnini, S.** (2009). Ritmo diario de alimentación y tamaño de presa en cuatro especies simpátricas de Plecoptera (Insecta) en un río tropical andino. *Ecotrópicos*. **22** (1): 37-43.
- Gamboa, M. & Arrivillaga, J.** (2010). Análisis morfométrico de cuatro especies simpátricas del género *Anacraoneuria* (Plecoptera: Perlidae). *Limnetica*. **29** (2): 0247-256.
- Gamboa, M. & Arrivillaga-Henríquez, J.** (2019). Biochemical and molecular differentiation of *Anacraoneuria* species (Plecoptera, Insecta) in Andean National Park, Venezuela. *Systematics and Biodiversity*. **17** (7): 669-678.
- Gutiérrez-Garaviz, J., Zamora-González, H., Andrade-Sossa, C.** (2014). Efecto de la actividad antrópica sobre la composición y diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el río Cofre (sistema lótico andino colombiano). *Revista Biodiversidad Neotropical*. **4** (2): 113-23
- Hamada, N. & Couceiro, S. R. M.** (2003). An illustrated key to nymphs of Perlidae (Insecta, Plecoptera) genera in Central Amazonia, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*. **47** (3): 477-480.
- Hernández, Y. & Ramírez, H.** (2016). Evaluación del riesgo asociado a vulnerabilidad física por taludes y laderas inestables en la microcuenca Cay, Ibagué, Tolima, Colombia. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*. **26** (2): 111-128.
- Klapálek, F.** (1909). *Wiener Entomologische Zeitung*. **28** (7/8): 228. <https://www.biodiversitylibrary.org/item/42668#page/260/mode/1up>
- Klingenberg, C. P. & Zimmermann, M.** (1992). Static, ontogenetic, and evolutionary allometry: A multivariate comparison in nine species of water striders. *The American Naturalist*. **140** (4): 601-620.
- Kruskal, W. H., & Wallis, W. A.** (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American statistical Association*. **47** (260): 583-621.
- Leonel, H. F. & Páez, L. A.** (2000). Aproximación ecosistémica de la cuenca del río Combeima, Departamento del Tolima. *Revista de Ciencias Agrícolas*. **17** (2): 126-135.
- Longo, M., Zarnora, H., Guisande, C., Ramírez, J. J.** (2010). Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en la quebrada Potrerillos (Colombia) respuesta a los cambios estacionales de caudal. *Limnetica*. **29** (2): 195-210.

- Marques, L. F. & Froehlich, C. G.** (1999). Additional characters to distinguish the nymphs of the Perlidae genera from southeastern Brazil (Insecta, Plecoptera). *Aquatic Insects*. **21** (4): 281-284.
- McLellan, I. D. & Zwick, P.** (2007). New species of and keys to South American Gripopterygidae (Plecoptera). *Illiesia*. **3** (4): 20.
- Oliveira, M. A., Souza, R. C. M., Diotaiuti, L.** (2007). Redescription of the genus *Cavernicola* and the tribe Cavernicolini (Hemiptera: Reduviidae: Triatominae), with morphological and morphometric parameters. *Zootaxa*. **1457** (1): 57-68.
- Ospina-Arias, O., García-Cobas, G., Gordillo-Rivera, J., Tovar-Hernández, K.** (2016). Evaluación de la turbiedad y la conductividad ocurrida en temporada seca y de lluvia en el río Combeima (Ibagué, Colombia). *Ingeniería Solidaria*. **12** (19): 19-36.
- Pérez-Gómez, U. & Bosque-Sendra, J.** (2008). Transiciones de la cobertura y uso de la tierra en el período 1991-2005 en la cuenca del río Combeima, Colombia. *Serie Geográfica - Profesora María de los Ángeles Díaz Muñoz, In Memoriam*. **14**: 163-178. ISSN: 1136-5277.
- Roldán-Pérez, G.** (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **40** (155): 254-274.
- Roldán, G. & Ramírez, J.J.** (2008). Fundamentos de Limnología neotropical. (2a ed.) Medellín: Editorial Universidad de Antioquia. ISBN: 978-958-714-144-3. p. 442.
- Sabater, S. & Elozegi, A.** (2009). Otros factores físicos de importancia para los seres vivos: luz, temperatura, corriente. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. *Editors: Arturo Elozegi i Sergi Sabater, capítulo 9*, p. 133-140.
- Sierra-Labastidas, T. K., Tamaris-Turizo, C. E., Picón, S. A. R., Rueda-Delgado, G.** (2017). Densidad, biomasa y hábitos alimentarios de *Anacroneuria* Klapálek 1909 (Plecoptera: Perlidae) en un río tropical. *Actualidades Biológicas*. **39** (107): 66-74.
- Stark, B.P., Froehlich, C., Zúñiga, M. del C.** (2009). South American stoneflies (Plecoptera) En: Adis, J., Arias, J.R., Golovatch, S., Wantzen, K.M. y Rueda-Delgado, G. (EDE.). *Aquatic Biodiversity of Latin America (ABLA)*. Vol 5. Pensoft, Sofia-Moscow. p. 154.
- Stark, B. P., Kondratieff, B. C., Gill, B.** (2012). New species and records of *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae) from Ecuador and Paraguay. *Illiesia*. **8** (6): 78.
- Stewart, K. W. & Stark, B. P.** (2002). Nymphs of North American Stonefly Genera (Plecoptera). Second Edition. *The Caddis*, Columbus, Ohio, EEUU. p. 320-323.
- Tamaris-Turizo, C. & Turizo-Correa, R.** (2004). Evaluación del hábitat y tipo de alimentación de los plecópteros de la parte alta del río Gaira, departamento del Magdalena, Colombia. Trabajo de grado (Biólogo), Facultad de Ciencias Básicas Universidad del Magdalena, Santa Marta.
- Team, R. C.** (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. 2014.
- Tomanova, S., Goitia, E., Heles, J.** (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*. **556**: 251-264.
- Tomanova, S. & Tedesco, P.A.** (2007). Tamaño corporal, tolerancia ecológica y potencial de bioindicación de la calidad de agua de *Anacroneuria* spp. (Plecoptera: Perlidae) en América del Sur. *Rev. Biol. Trop.* **55** (1): 67-81.
- Vásquez, J.M., Guevara, G., Reinoso, G.** (2013). Impactos de la urbanización y agricultura en cuencas con bosque seco tropical: influencia sobre la composición y estructura de larvas de tricópteros. *Revista Asociación Colombiana de Ciencias (Col.)*. **25**: 61-70.
- Zamora, G.H. & Roessler, E.** (1995). Descripción morfológica y taxonómica de una nueva especie de *Anacroneuria* (Insecta: Plecoptera). *Revista Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*. **9** (1-2): 85-91.
- Zamora, G.H. & Roessler, E.** (1997). Números de estadios nayaales, ciclo biológico y patrón de crecimiento de *Anacroneuria caucana* (Insecta: Plecoptera). *Revista UNICAUCA Ciencia*. **2**: 15-24.
- Zúñiga, M. del C.** (2010). Diversidad, distribución y ecología del orden Plecoptera (Insecta) en Colombia, con énfasis en *Anacroneuria* (Perlidae). Universidad de la Amazonía. *Revista Momentos de Ciencia*. **7** (2): 101-112.
- Zúñiga, M. del C., Stark, B. P., Gutiérrez, L.C.** (2005). *Anacroneuria caraca* Stark: Primer registro de Plecoptera (Insecta) para la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista Dugandía, Ciencias Básicas, Universidad del Atlántico*. **1** (1): 84-89.
- Zúñiga, M. del C., Stark, B. P., Posso, C. E., Garzón, E.** (2013). Especies de *Anacroneuria* (Insecta: Plecoptera: Perlidae) de Colombia, depositadas en el Museo de Entomología de la Universidad del Valle (Calí, Colombia). *Revista Biota Colombiana. Suplemento de datos*: 5-12.

Artículo original

Composición y estructura del ensamblaje de larvas del orden Trichoptera (Arthropoda: Insecta) en la quebrada Las Perlas, Ibagué, Colombia

Composition and structure of larval Trichoptera (Arthropoda: Insecta) assemblages of the Las Perlas stream, Ibagué, Colombia

✉ Edison Jahir Duarte Ramos*, ✉ Gladys Reinoso-Flórez

Grupo de Investigación en Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia

Resumen

El orden Trichoptera es un grupo de insectos muy abundante y diverso en los ecosistemas acuáticos donde cumple roles importantes: es base de la cadena trófica, degrada la materia orgánica y es sensor de los cambios fisicoquímicos en el agua. Por ello, en este estudio se evaluó la composición y la estructura de los ensambles de las larvas de tricópteros asociados con los sustratos y las variables físicas, químicas y microbiológicas de la quebrada Las Perlas. Se monitorearon tres sitios de la quebrada durante seis periodos de muestreo (siguiendo el régimen hidrológico); la recolección de individuos se hizo con una red Surber en cuatro sustratos (arena, grava, hojarasca y roca). Se recolectaron 5.831 organismos distribuidos en 17 géneros y nueve familias; el género *Helicopsyche* fue el más abundante (2.200 individuos), seguido de *Smicridea* (1.808 individuos). El análisis de escalamiento multidimensional no métrico (*non-metric multidimensional scaling*, NMDS) evidenció diferencias significativas entre el ensamblaje de larvas de las tres estaciones evaluadas. También se pudo establecer que los sustratos de roca y grava son los preferidos por la mayoría de tricópteros para fijar sus redes de filtración y capullos pupales. Por otro lado, la distribución de los organismos se vio modulada por el efecto del caudal, siendo los periodos de poca lluvia de noviembre (M3) y febrero (M4) los de mayor densidad de organismos. Por último, el análisis de correspondencia canónica (ACC) con las variables físicas, químicas y bacteriológicas no evidenció efectos condicionantes en la distribución de los organismos. Estos resultados amplían el conocimiento de la fauna de tricópteros de la región y son indicativos del buen estado de conservación de la parte alta de la quebrada Las Perlas.

Palabras clave: Ecosistemas dulceacuícolas; Insectos acuáticos; Ríos.

Abstract

The Trichoptera order is a very abundant and diverse group of insects in aquatic ecosystems where it functions as the base of the trophic chain, degrades organic matter, and is a sensor of physicochemical alterations. In this study, we aimed at determining the composition and structure of the Trichoptera on the substrates, as well as the physical, chemical, and microbiological variables of the Las Perlas stream. Three stations of the stream were monitored during six sampling periods; the collection was carried out with Surber samplers on four substrates (sand, gravel, leaf litter, and rock). We collected 5,831 organisms distributed in 17 genera and nine families, where the genus *Helicopsyche* (Helicopsychidae) was the most abundant (2,200 ind.) followed by *Smicridea* (1808 ind.). The NMDS ranking analysis supported on ANOSIM showed that there were significant differences between the assemblies of the three stations evaluated. Rock and gravel substrates are preferred by most Trichoptera to establish their filtration nets and pupal cases. Temporally distribution of the organisms is modulated by the effect of the flow with the periods of low rainfall M3 and M4 as those of a higher density of organisms. Finally, the analysis of canonical

Citación: Duarte Ramos EJ, Reinoso-Flórez G. Composición y estructura del ensamblaje de larvas del orden Trichoptera (Arthropoda: Insecta) en la quebrada Las Perlas, Ibagué, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):471-481, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyfyn.964>

Editor: Gabriel Roldán

***Correspondencia:**

Edison Jahir Duarte Ramos;
edduarte@ut.edu.co

Recibido: 8 de agosto de 2019

Aceptado: 29 de mayo de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

correspondence showed that no variable had conditioning effects on the distribution of organisms. These results broaden the knowledge of the Trichoptera of the region and provide information on the environmental status of the Las Perlas stream, an important source and supplier for the population of Ibagué.

Keywords: Freshwater ecosystems; aquatic insects; rivers.

Introducción

La quebrada Las Perlas, ubicada en la cuenca del río Combeima, es relevante debido a que es uno de los abastecedores de agua del municipio de Ibagué. En sus márgenes se ubican asentamientos que dependen directamente de esta quebrada para diversas actividades (riego de cultivos, turismo, acueducto, etc.) (Cortolima, 2009). Sin embargo, su uso desmedido ha venido afectando la biota que allí habita, en especial los macroinvertebrados acuáticos, probablemente la fauna más subestimada y poco percibida por la comunidad en general (Hanson, *et al.*, 2010).

Entre los macroinvertebrados, los tricópteros son relevantes para el ecosistema acuático porque son un recurso alimenticio en todos sus estadios de desarrollo para anfibios, peces y otros insectos (Springer, 2010). Además, este grupo tienen exigencias muy específicas de hábitat y rangos de tolerancia estrictos frente a las modificaciones fisicoquímicas de los hábitats (Posada & Roldan-Pérez, 2003).

Otro factor importante deriva de la alta diversificación de este grupo, que está ampliamente distribuido en los ecosistemas dulceacuícolas donde su presencia suele estar asociada con sustratos específicos y condiciones ecológicas particulares (Springer, 2010). Por esta razón, en este estudio se propuso como objetivo conocer la composición taxonómica y la diversidad de las larvas, así como su asociación con variables físicas y químicas para determinar su distribución en la parte alta, media y baja de la quebrada Las Perlas.

Materiales y métodos

Área de estudio

La quebrada Las Perlas forma parte de la cuenca del río Combeima que, a su vez, se encuentra inmersa en la cuenca mayor del río Coello. Esta quebrada se localiza en el municipio de Ibagué, departamento del Tolima, en las inmediaciones de la vertiente oriental de la cordillera Central de Colombia (Figura 1). Geológicamente es un ecosistema acuático de origen volcánico, nace en el páramo de Estambul, en el área del volcán nevado del Tolima, y se ubica en el cañón del Combeima. En la parte alta y media de la cuenca, correspondientes a las zonas de vida de bosque premontano y montano, la pendiente es pronunciada, lo que dificulta el acceso, con una altitud entre los 1.000 y los 3.000 m s.n.m. y una temperatura que oscila entre los 6 y los 24 °C, en tanto que la pluviosidad anual es de 1.450 mm en promedio (CONPES, 2009). La microcuenca tiene una extensión de 47,9 km y un área aproximada de 31 ha. Existen algunos asentamientos humanos esporádicos a lo largo de su curso, así como algunos pequeños cultivos y ganadería en la zona baja. Además, durante algunas épocas puede presentar disturbios geológicos naturales, como los derrumbes cerca de su nacimiento, donde recibe aportaciones de fósforo y azufre, aunque estos pasan con rapidez (CONPES, 2009).

Métodos de recolección

Se hicieron muestreos bimensuales en tres estaciones de la microcuenca (parte alta, media y baja: en adelante PE1, PE2 y PE3) durante seis periodos (M= muestreos, M1 - M6; agosto de 2015 a mayo de 2016) comprendidos dentro de un ciclo hidrológico (bajas lluvias, transición a altas lluvias, altas lluvias, transición a bajas lluvias). Las estaciones de trabajo se seleccionaron con base en la cartografía disponible y en un muestreo preliminar en el que se consideraron el área, el caudal, los impactos naturales y antropogénicos, y la accesibilidad como factores predominantes (Tabla 1).

La recolección de las larvas se hizo con una red Surber (área de 0,09 m² y poro de malla de 150 micras), siguiendo la metodología propuesta por **Wantzen & Rueda** (2009). En cada una de las localidades de muestreo se evaluaron cuatro sustratos diferentes (arena, grava, roca y hojarasca), con tres muestras al azar de cada uno. El material recolectado en la red Surber se empacó en frascos plásticos de 500 ml y los individuos se fijaron en formol al 10 % para su posterior traslado al Laboratorio del Grupo de Investigación en Zoología de la Universidad del Tolima (Ibagué, Colombia). Para el análisis de las variables fisicoquímicas se tomaron datos *in situ* de la temperatura del agua (T°C), la profundidad (cm), el ancho (m) y la velocidad de corriente (m/s) en cada una de las estaciones de muestreo. Simultáneamente, se recolectaron muestras de agua en botellas estériles para el

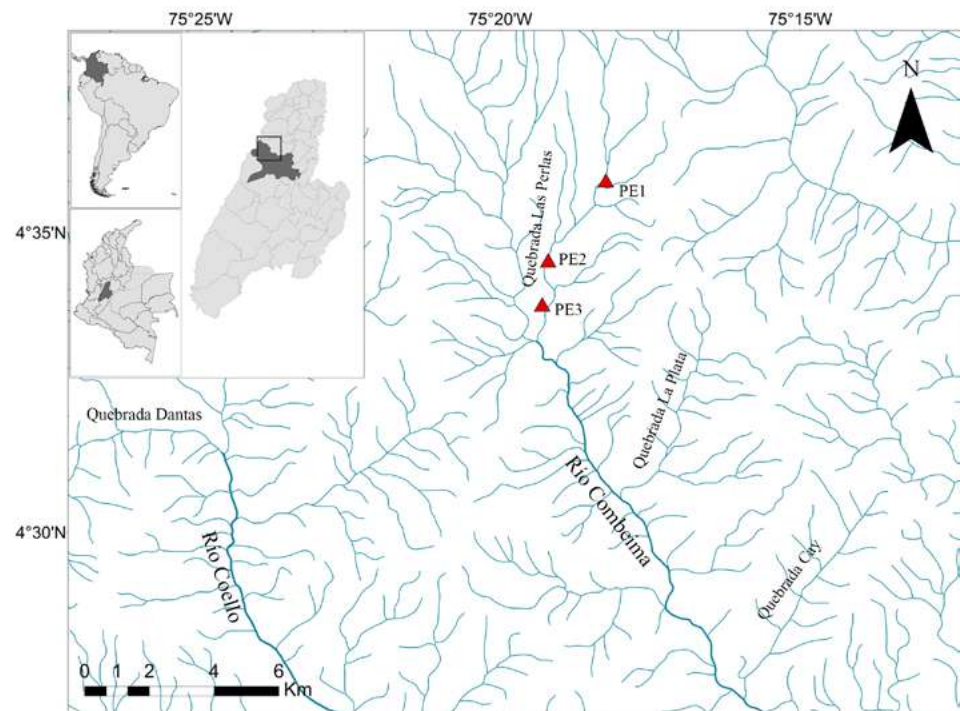


Figura 1. Área de estudio de la quebrada Las Perlas, Ibagué, Tolima

Tabla 1. Localidades de muestreo ubicadas en la quebrada Las Perlas, Ibagué, Tolima

Estación	Sigla	N	W	Altura (m s.n.m.)	Caracterización
Perlas I	PE1	4° 35' 52"	75° 18' 14,5"	2586	Se caracteriza por su difícil acceso, presenta un bosque ripario bien conservado, la cobertura vegetal es total, el caudal en esta estación es moderado y el lecho se compone principalmente de rocas grandes y cantos rodados.
Perlas II	PE2	4° 34' 32"	75° 19' 12,3"	2073	En esta zona ya se evidencian ciertas intervenciones, particularmente producto de la agricultura y ganadería, sin embargo, su efecto es mínimo, el caudal en esta zona aumenta, la cobertura vegetal es abundante y el lecho es rocoso.
Perlas III	PE3	4° 33' 47,9"	75° 19' 18,3"	1998	En esta zona, la intervención es mayor, específicamente por efecto de la agricultura y el turismo, el caudal sigue en aumento, al igual que el ancho del cauce; esta zona es próxima a la desembocadura, presenta cobertura vegetal a uno de sus costados y el lecho se compone principalmente de rocas más pequeñas y grava.

posterior análisis de los parámetros químicos y bacteriológicos, todos ellos llevados a cabo en el Laboratorio de Química y Análisis de Suelos y Aguas (Laserex) de la Universidad del Tolima (**Tabla 2**).

Métodos de laboratorio

Los organismos recolectados se separaron utilizando un estereomicroscopio Motic® SMZ-168 (10X) y se determinaron hasta el nivel taxonómico de género utilizando las claves y descripciones de **Holzenthall, et al.** (2007), **Domínguez & Fernández** (2009), **Springer** (2010) y **Pes, et al.** (2018). Posteriormente, los especímenes se preservaron en alcohol al 70 % y se depositaron en la colección zoológica de la Universidad del Tolima, sección de macroinvertebrados acuáticos (CZUT-Ma).

Análisis de la información

Para el análisis y tratamiento estadístico de los datos, se elaboró una curva de acumulación usando el programa EstimateS, versión 9.1.0 (**Colwell**, 2013); se empleó el PAST, versión 2.3 (**Hammer, et al.**, 2001) para la estimación de los índices de riqueza y diversidad, y luego se ajustaron con las series de Hill; se hizo una prueba NDMS corroborada con ANOSIM (PAST 2.3) para explorar las posibles diferencias del ensamblaje de tricópteros a nivel espacial. Por último, se hizo un análisis de correspondencia canónica con el programa CANOCO 4.5 (**Ter Braak & Smilauer**, 2009), con el propósito de evaluar la relación entre las variables físicas, químicas y microbiológicas y la fauna de tricópteros.

Resultados

La curva de acumulación indicó que los datos obtenidos a partir de las 18 muestras evaluadas con el esfuerzo de muestreo aplicado fueron suficientes para establecer la composición y la estructura de la comunidad de tricópteros en los cuatro sustratos evaluados en la quebrada Las Perlas, ya que, según los estimadores evaluados, se logró una representatividad del 97,1 % con el ACE y de 100 % con el Chao 1 y Cole (**Figura 2**).

Se recolectaron 5.831 organismos distribuidos en 17 géneros y nueve familias. El género *Helicopsyche* de la familia Helicopsychidae tuvo la mayor abundancia relativa, con el 19,7 % del total recolectado (2.200 individuos), seguido por los géneros *Smicridea*,

Tabla 2. Metodología utilizada para el análisis de los parámetros químicos y bacteriológicos

Parámetro	Método
Conductividad eléctrica	Electrométrico, a través de conductímetro W.T.W. 330i con sensor de temperatura
Turbiedad	Nefelométrico
Alcalinidad total	Titulación por técnica volumétrica
Dureza total	Volumétrico con EDTA
Cloruros	Argentométrico
Nitratos	Método 8039 de HACH, método de reducción de cadmio basado en el método 4500 E
Fosfatos	Método 8048 de HACH, método de ácido ascórbico basado en el método 4500 E del <i>Standard Methods</i>
Sólidos suspendidos totales	Gravimétrico 2540-D
Sólidos totales	Gravimétrico 2540-B
Demanda química de oxígeno	Titulométrico 5220--C
Demanda biológica de oxígeno	Titulométrico 5210-B

con el 16,2 % (1.808 individuos) y *Leptonema*, con el 4,4 % (496 individuos) de la familia Hydropsychidae (**Tabla 3**). En cuanto a las estaciones de muestreo, en términos generales la abundancia fue mayor en la estación PE3, con el 59,5 %, seguida de PE2, con el 34,5 % y la estación PE1, que reportó el menor número de tricópteros, con el 5,6 %.

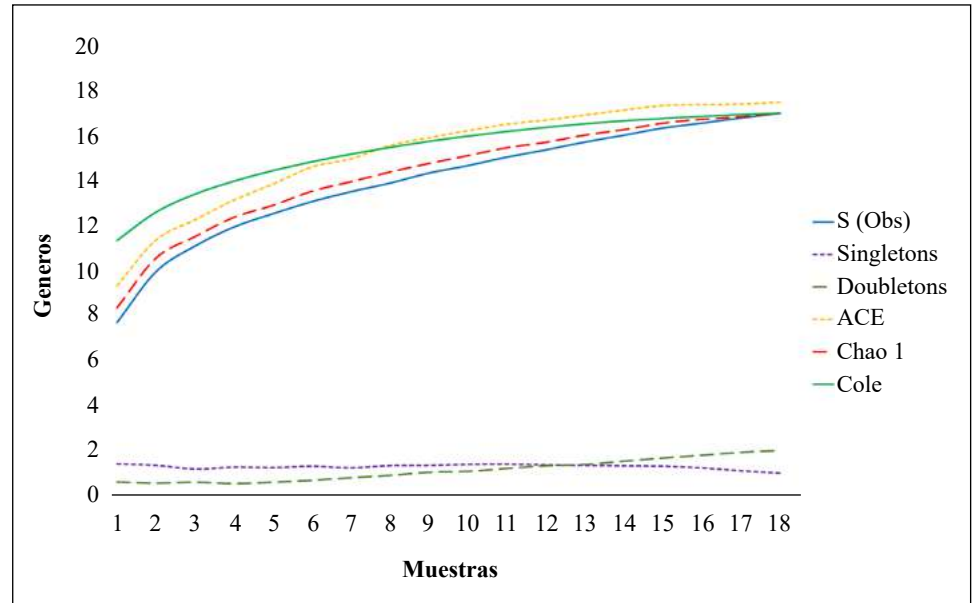


Figura 2. Curva de acumulación de géneros registrados en la quebrada Las Perlas, Ibagué, Tolima

Tabla 3. Composición y abundancia del orden Trichoptera en tres sitios (PE1: cuenca alta; PE2: cuenca media; PE3: cuenca baja) de la quebrada Las Perlas, Ibagué, Tolima

Familia	Género	PE1	PE2	PE3
Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	0	3	0
Glossosomatidae	<i>Culoptila</i>	2	76	62
Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	63	937	1200
Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	24	46	72
Hydropsychidae	<i>Blepharopus</i>	0	12	0
	<i>Leptonema</i>	0	24	472
	<i>Smicridea</i>	18	400	1390
Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	4	150	66
	<i>Leucotrichia</i>	0	1	1
	<i>Ochrotrichia</i>	22	242	157
Leptoceridae	<i>Atanotlica</i>	17	102	35
	<i>Grumichella</i>	188	0	3
	<i>Nectopsyche</i>	0	4	9
	<i>Oecetis</i>	10	12	1
Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	0	3	0
	<i>Wormaldia</i>	0	2	0
Xiphocentronidae	Indeterminado	0	0	1

Comparación entre estaciones

Según los valores de diversidad obtenidos con la serie Hill, la estación PE2 presentó un mayor valor de riqueza específica, con 15 géneros, de los cuales cinco son relativamente comunes y entre cuatro y cinco, muy abundantes (*Helicopsyche*, *Smicridea*, *Ochrotrichia*, *Hydroptila* y *Atanatolica*). Además, en esta estación se presentaron tres géneros “únicos”, que no fueron recolectados en las otras dos estaciones (*Chimarra*, *Wormaldia* y *Phylloicus*). Por otro lado, en PE1 se registró la menor riqueza, con nueve géneros, a pesar de ser el sitio más conservado; los organismos allí encontrados fueron, en su mayoría, comunes y dominantes (Figura 3).

El ordenamiento NMDS arrojó agrupamientos separados a nivel espacial en el diagrama, en el cual es posible observar que existen diferencias entre los ensamblajes de tricópteros a nivel espacial (ANOSIM: $p < 0,05$), especialmente la estación PE1, que se encuentra alejada de los otros dos grupos evaluados (Figura 4).

Comparación entre sustratos

Se encontraron tricópteros en los cuatro sustratos evaluados, sin embargo, se observó una preferencia por los sustratos inorgánicos de mayor porte, como la roca (52,6 %) y la grava (30,2 %). En la figura 5 se observa que los géneros *Atanatolica*, *Atopsyche*, *Culoptila*, *Grumichella*, *Helicopsyche*, *Hydroptila*, *Leptonema*, *Ochrotrichia*, *Oecetis*, y *Smicridea* se encontraron en todos los sustratos evaluados. No obstante, la familia Xiphocentronidae sp y el género *Wormaldia* fueron específicos del sustrato de roca, en tanto que *Phylloicus* se presentó únicamente en la hojarasca (Figura 5). En el análisis de varianza no paramétrico se evidenció que la distribución de abundancias por sustratos presentaban diferencias significativas ($p < 0,05$), lo cual denota que el ensamblaje es diferente en cada uno de los sustratos evaluados.

Comparación temporal

Se observó una mayor densidad de tricópteros en los periodos de transición a las bajas lluvias M4 y M5 (Figura 6), específicamente de los géneros *Helicopsyche*, *Smicridea*, *Leptonema* y *Hydroptila*. Por otro lado, se apreció una reducción de las densidades en los periodos M1 y M2, que corresponden a la transición a lluvias (Figura 6). La riqueza de géneros no varió significativamente en los periodos muestrados (q_0 : 10 y 13 géneros), aunque algunos géneros, como *Blepharopus*, *Wormaldia*, y la familia Xiphocentronidae sp solo se recolectaron en una de las épocas.

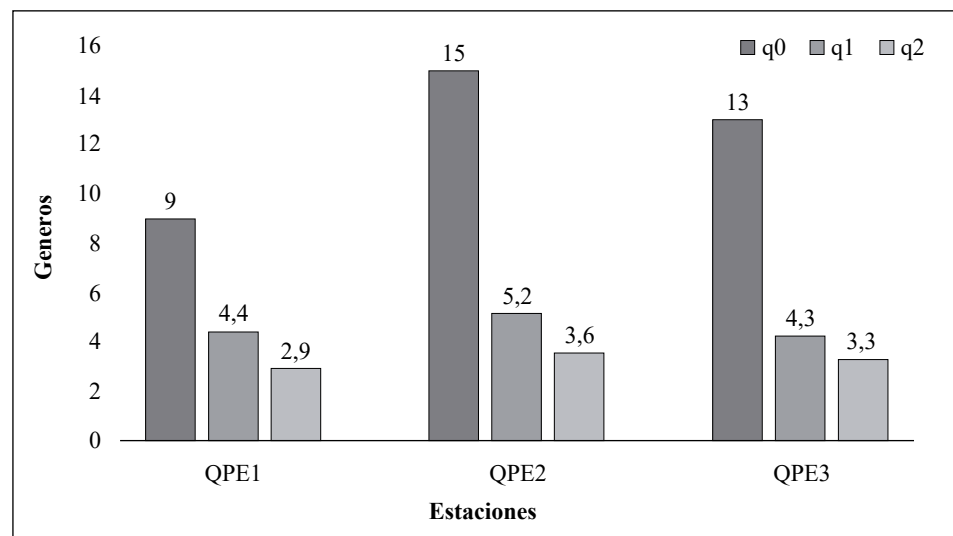


Figura 3. Diversidad espacial del orden Trichoptera registrada en la quebrada Las Perlas, Ibagué, Tolima

Relacion con las variables fisicoquímicas

En el análisis de correspondencia canónica (**Figura 7**) se evidenció la relación de la estación PE2 con variables como la conductividad eléctrica (550 mS/cm), la alcalinidad (160 mg/CaO3/L), la dureza (623 mg/CaO3/L), y los sólidos totales (542 mg/l), lo que indica que en esta zona los procesos de sedimentación son mayores, en tanto que la estación PE3 se

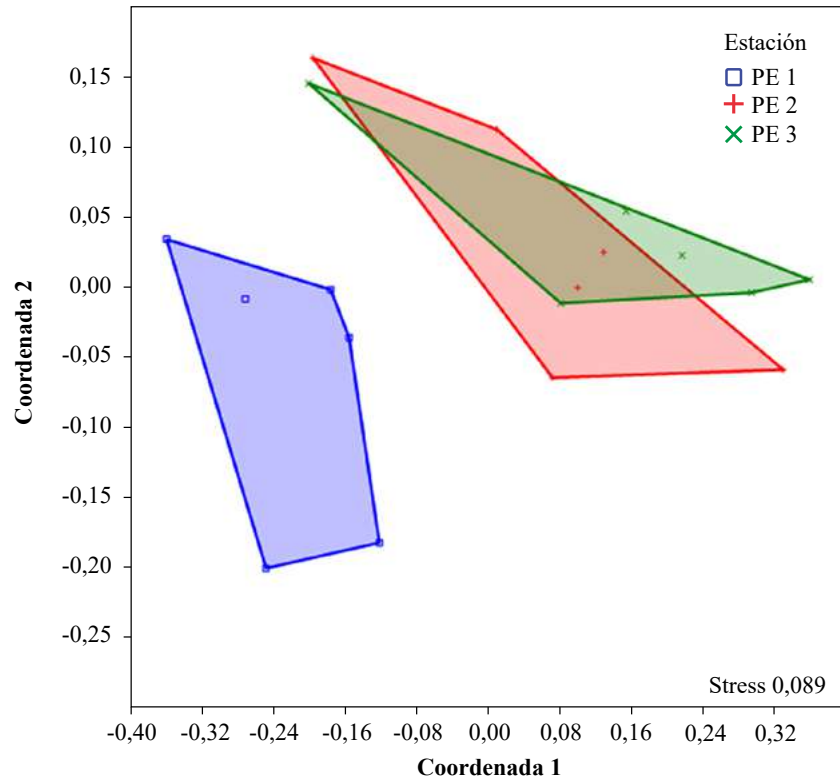


Figura 4. Diagrama de ordenamiento NMDS para el ensamblaje de tricópteros en la quebrada Las Perlas, Ibagué, Tolima

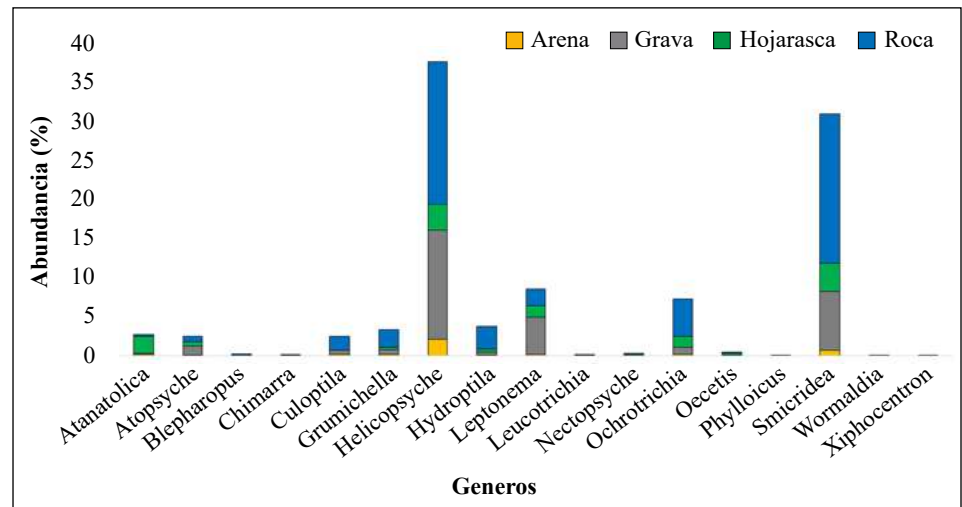


Figura 5. Abundancia relativa de los géneros de Trichoptera en cada sustrato evaluado de la quebrada Las Perlas, Ibagué, Tolima

relacionó con los nitratos, los coliformes totales y fecales, y la demanda biológica (DBO) y química (DQO) de oxígeno, que son propios de efectos de enriquecimiento del medio por cuenta de la agricultura y la ganadería. En cuanto a los géneros, se pudo observar la asociación entre la estación PE1 y *Grumichella*, la estación PE2 con *Chimarra*, *Wormaldia*, *Phylloicus* y *Blepharopus* y las variables de saturación de oxígeno y oxígeno disuelto y, por último, la estación PE3 se relacionó con los coliformes totales y fecales directamente y con la familia Xiphocentronidae sp (Figura 6).

Discusión

Los tricópteros son uno de los grupos de macroinvertebrados acuáticos más abundantes, diversos y ampliamente distribuidos en las cuencas andinas (Vásquez-Ramos & Reinoso-Flórez, 2012; López, et al., 2015). Todos los géneros registrados en este estudio ya habían sido reportados antes en la cuenca del río Combeima (Guevara, et al., 2005). Usualmente los géneros *Smicridea* y *Leptonema* figuran como los más abundantes, debido a su capacidad de colonizar rápidamente la mayoría de los sustratos disponibles donde adecuan redes para filtrar el material de partículas en suspensión. Estas características responden a su naturaleza eurioica, que le permite explotar eficientemente los recursos disponibles (Holzenthal, et al., 2015). Por otro lado, *Helicopsyche* presentó la mayor abundancia entre los tricópteros recolectados y su presencia se asocia principalmente con la disponibilidad de algas del perifiton de las cuales se alimenta (Vaughn, 1986).

El orden Trichoptera es un grupo muy diversificado y abundante, sobre todo en ecosistemas de gran cobertura boscosa y heterogeneidad espacial, donde abundan las materias primas para la construcción de sus capullos, los cuales son indispensables para la captura de alimento y la protección de los efectos físicos del caudal (Wiggins, 1996). La quebrada Las Perlas es un ecosistema con una gran variedad de recursos alimenticios y sustratos que permiten la supervivencia de los organismos de este orden, a pesar de las afectaciones naturales y artificiales que pueden incidir en su desarrollo.

Cabe destacar que existen algunas fincas con pequeños cultivos y ganado sobre el margen de la quebrada en sus zonas media y baja, donde se puede notar una reducción del bosque de ribera y erosión en las orillas. También se presentan algunas dinámicas geológicas naturales, como los derrumbes en la zona del volcán nevado que aportan una

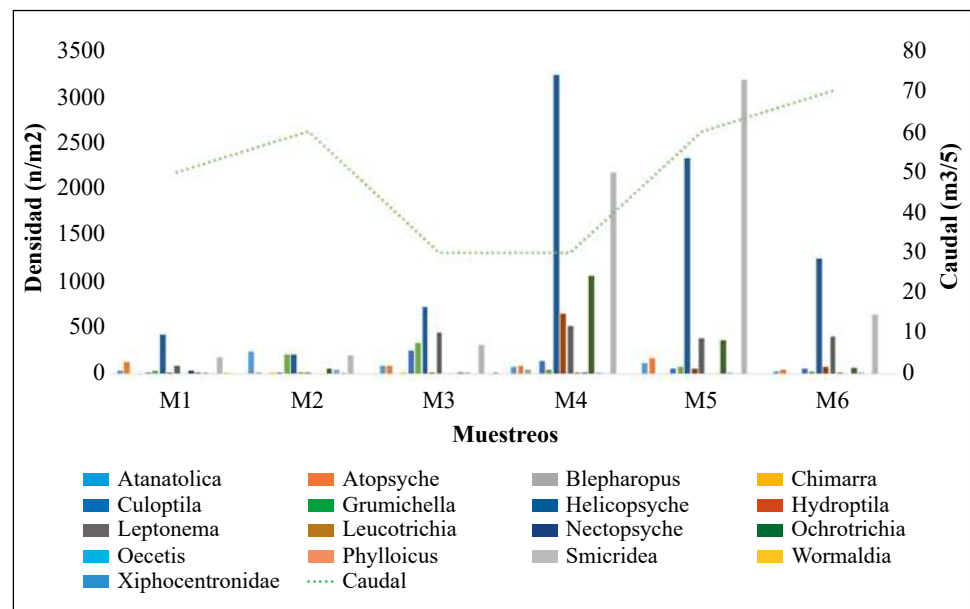


Figura 6. Distribución temporal de los géneros de Trichoptera de la quebrada Las Perlas, Ibagué, Tolima

cantidad significativa de fósforo y azufre a la quebrada, lo que a su vez afecta la distribución de estos organismos, sin embargo, estos eventos son fortuitos y suelen pasar con rapidez (Guevara, *et al.*, 2005).

Se ha reportado que los sustratos preferidos de los tricópteros son la roca y la grava, en donde pueden fijar fuertemente los capullos y establecer redes de filtración, en tanto que la hojarasca es preferida por organismos fragmentadores que fabrican sus casas a partir de este material, y por algunos predadores que lo utilizan como terreno de caza (Posada & Roldán- Pérez, 2003). En esta quebrada el lecho es principalmente rocoso, con amplias extensiones de grava, y un gran aporte de hojarasca que queda apresada entre las rocas, lo que genera las condiciones propicias para que los tricópteros se establezcan rápidamente en todo el ecosistema (Guevara, *et al.*, 2005).

Al estar ubicada en una zona de alta pendiente, el efecto del caudal en esta microcuenca tiende a ser mayor, por lo que los organismos son obligados a derivar y colonizar nuevos ambientes.

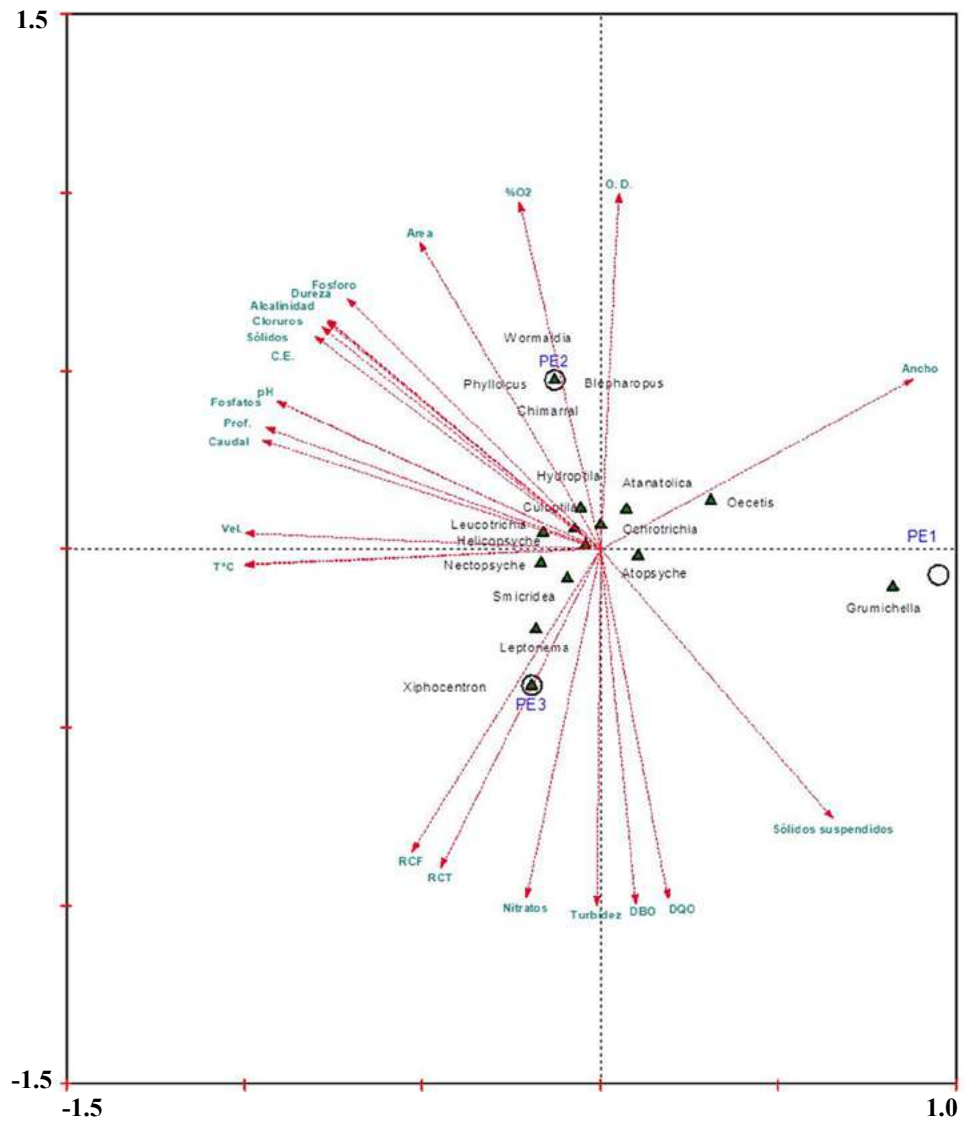


Figura 7. Análisis de correspondencia canónica con las variables fisicoquímicas evaluadas en la quebrada Las Perlas, Ibagué, Tolima

Muchos de los géneros presentan adaptaciones estructurales, como los fuertes pigopodos, y producen seda para que sus capullos se adhieran firmemente al sustrato (Holzenthal, *et al.*, 2015) y se mitigue el efecto abrasivo de la corriente, razón por la cual pueden mantener relictos de poblaciones que van en aumento a medida que se descende en altitud (Roldán-Pérez & Ramírez, 2008; Pes, *et al.*, 2018).

Relacion con las variables fisicoquímicas

Tradicionalmente, los tricópteros se consideran organismos sensibles a las alteraciones que se producen dentro de los ecosistemas acuáticos (Roldán-Pérez, 2003; Ramírez & Rincón, 2004), sin embargo, algunos de los géneros no parecen estar ligados a estas fluctuaciones y se comportan de modo resiliente ante ciertos tensores, como es el caso de *Leptonema* y *Smicridea*, que pueden habitar en ecosistemas marcadamente degradados (Pes, *et al.*, 2018).

Por otro lado, en varios estudios se ha sugerido que es más importante la disponibilidad de sustratos y material para la construcción de los capullos (Wiggins, 1996). Por último, es prudente evaluar periodos de tiempo más extensos que puedan revelar con mayor detalle la dinámica de los factores fisicoquímicos y la forma en que afectan a los organismos (Tachet, *et al.*, 1994; Berger, *et al.*, 2018).

Deben considerarse las limitaciones implícitas en el método de recolección que se emplea y la cantidad de sustratos que se evalúan, ya que el orden Trichoptera tiene un amplio espectro de adaptaciones y se distribuye en gran variedad de hábitats, por lo que puede existir una mayor diversidad que la reflejada en este estudio (Vásquez-Ramos & Reinoso-Flórez, 2012).

Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio coinciden con lo reportado en cuencas andinas donde las familias Helicopsychidae e Hydropsychidae son el componente principal de la estructura de los tricópteros. Esta información es consistente con los datos reportados en otras investigaciones similares y amplía el conocimiento de la fauna local del departamento del Tolima.

Como ecosistema, la quebrada Las Perlas exhibe un buen estado de conservación y ofrece una gran cantidad de recursos vitales para la subsistencia de los tricópteros y demás macroinvertebrados acuáticos que mantienen su abundancia y diversidad en toda la extensión de su curso.

Contribución de los autores

ED contribuyó en el desarrollo y la estandarización de las metodologías de campo y laboratorio y el análisis de los resultados; GR asesoró de manera continua el desarrollo del proyecto de investigación, el análisis de los resultados y la corrección del documento.

Conflicto de intereses

Ninguno que declarar

Referencias

- Berger, E., Haase, P., Schäfer, R. B., Sundermann, A. (2018). Towards stressor-specific macroinvertebrate indices: Which traits and taxonomic groups are associated with vulnerable and tolerant taxa? *Science of the Total Environment*. **619**: 144-154.
- Braak, C. & Smilauer, P. (2009). Canoco. Wageningen Biometris Plant Research International. Version 4.5, 2009.
- Colwell, R. K. (2013). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. 2013.
- CONPES. (2009). Estrategias de mitigación del riesgo en la cuenca del río Combeima para garantizar el abastecimiento del agua en la ciudad de Ibagué. Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá, Colombia. <https://www.cortolima.gov.co/sites/default/files/images/stories/boletines/ago2012/3570.pdf>

- CORTOLIMA.** (2009). Zonificación de amenaza por movimientos en masa y zonificación geomecánica de la cuenca del río Combeima - Ibagué - Tolima. Escala 1:25.000. Proyecto: Prevención de desastres glacio-volcánicos e hidro-meteorológicos en las cuencas de los ríos Combeima y Páez, cordillera Central, Colombia (departamentos de Tolima, Cauca y Huila). Tomos I y II.
- Domínguez, E. & Fernández, H.** (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo. p. 255-307.
- Gamboa, M., Reyes, R., Arrivillaga, Y.** (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. Boletín de Malariología y Salud Ambiental. **XLVIII** (2): 109-120.
- Giacometti, J. & Bersosa, F.** (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. Boletín Técnico 6, Serie Zoológica. **2**: 17-32.
- Guevara, G., Reinoso-Florez, G., Villa, F.** (2005). Estudio del orden Trichoptera en su estado larval en la cuenca del río Coello departamento del Tolima. Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas. **17** (1): 59-70.
- Hammer, O., Harper, D., Ryan, P.** (2001). PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica. **4** (1): 1-9.
- Hanson, P., Springer, M., Ramírez, A.** (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. Revista de Biología Tropical. **58**: 3-37.
- Holzenthal, R. W., Blahnik, R. J., Prather, A. L., Kjer, K. M.** (2007). Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta), Caddisflies. Zootaxa. **1668** (1): 639-698.
- Holzenthal, R. W., Thomson, R. E., Ríos-Touma, B.** (2015). Order Trichoptera. In Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates. Academic Press. **1**: 965-1002.
- López-Delgado, E. O., Vásquez-Ramos, J. M., Reinoso-Flórez, G.** (2015). Listado taxonómico y distribución de los tricópteros inmaduros del departamento del Tolima. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. **39** (150): 42-49.
- Roldán-Pérez, G. R.** (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. p. 1-147.
- Pes, A. M., Holzenthal, R. W., Sganga, J. V., Santos, A. P., Barcelos-Silva, P., Camargos, L. M.** (2018). Order Trichoptera. In Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates. Academic Press. p. 237-324.
- Posada-García, J. A. & Roldán-Pérez, G.** (2003). Clave ilustrada y diversidad de las larvas de Trichoptera en el nor-occidente de Colombia/Illustrated key for the larvae of Trichoptera in the northwest of Colombia. Caldasia. **25** (1): 169-192.
- Ramírez, A. & Viña, G.** (1998). Limnología colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis. Bogotá: BP-Exploration, Universidad Jorge Tadeo Lozano, p. 1-191.
- Ramírez, M. & Rincón, M.** (2004). Trichoptera of the Santuario de Iguaque (Boyacá, Colombia) in relation to water quality. Revista Colombiana de Entomología. **30** (2): 197-203.
- Reinoso-Flórez, G., Guevara, G., Arias, D., Villa, F.** (2007). Aspectos bioecológicos de la fauna entomológica de la cuenca mayor del río Coello-departamento del Tolima. Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas. **19**: 65-71.
- Roldán-Pérez, G. & Ramírez, J. J.** (2008). Fundamentos de Limnología neotropical. 2da edición. Universidad de Antioquia, p. 1-442.
- Springer, M.** (2010). Trichoptera. Revista de Biología Tropical. **58**: 151-198.
- Tachet, H., Usseglio-Polatera, P., Roux, C.** (1994). Theoretical habitat templets, species traits, and species richness: Trichoptera in the Upper Rhône River and its floodplain. Freshwater Biology. **31** (3): 397-415.
- Vásquez-Ramos, J., Ramírez, F., Reinoso-Flórez, G., Guevara, G.** (2010). Distribución espacial y temporal de los tricópteros inmaduros en la cuenca del río Totare (Tolima-Colombia). Caldasia. **32** (1): 129-148.
- Vásquez-Ramos, J. M. & Reinoso-Flórez, G.** (2012). Estructura de la fauna béntica en corrientes de los Andes colombianos. Revista Colombiana de Entomología. **38** (2): 351-359.
- Wantzen, K. & Rueda, G.** (2009). Técnicas de muestreo de macroinvertebrados bentónicos. En E. Domínguez, & H. Fernández (Eds.), Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología. (p. 17-45). Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.
- Vaughn, C. C.** (1986). The role of periphyton abundance and quality in the microdistribution of a stream grazer, *Helicopsyche borealis* (Trichoptera: Helicopsychidae). Freshwater Biology. **16** (4): 485-493.
- Wiggins, G. B.** (1996). Larvae of the North American caddisfly genera (Trichoptera). University of Toronto Press. p. 1-472.

Original article

First record of the larvae *Byrsopteryx* Flint, 1981 (Trichoptera: Hydroptilidae) in Colombia

Primer registro de larvas de *Byrsopteryx* Flint, 1981 (Trichoptera: Hydroptilidae) en Colombia

● Jesús Manuel Vásquez-Ramos^{1,*}, ● Diana Paola Osorio-Ramírez²,
● Clara Inés Caro-Caro²

¹Grupo de Investigación Evaluación, Manejo y Conservación de Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros (GIREHPES). Universidad de los Llanos, Villavicencio, Colombia

²Grupo de Investigación en Gestión Ambiental Sostenible (GIGAS). Instituto de Ciencias Ambientales de la Orinoquia Colombiana (ICAOC). Universidad de los Llanos, Villavicencio, Colombia

Abstract

Hydroptilidae is one of the most diverse families of the order Trichoptera in the world. Neotropical fauna has 36 genera. In Colombia, 14 have been reported in the larval stage and 11 in the adult stage. In the present study, a *Byrsopteryx* larva is registered for the first time in Colombia. The larva was found in the Orotoy River (919 MASL), a stream from the foothills of the eastern flank of the country's Eastern Cordillera (Orinoquia) characterized as waterfall current with riffle on rocks and pebbles, preserved riparian vegetation with open canopy, and clay-loam soil. The water temperature was 19.7 °C, pH 5.8, conductivity 15.6 uS/cm, and dissolved oxygen 9.1-9.7 mg/lO₂. Given the high diversity of aquatic ecosystems and the limited knowledge of Hydroptilidae genera in Colombia, we hope to open the way for new research and discovery of more species in the country.

Keywords: Microcaddisflies; Oriental Andean cordillera; Orotoy river; Orinoco basin; Neotropic.

Resumen

Hydroptilidae es una de las familias más diversas del orden Trichoptera en el mundo. En el Neotrópico se han reportado 36 géneros y en Colombia se han registrado 14 en estado larval y 11 en estado adulto. Se registra por primera vez para Colombia la larva de *Byrsopteryx*. La larva se encontró en el río Orotoy (919 m s.n.m.), corriente del piedemonte del flanco oriental de la Cordillera Oriental del país (Orinoquia). El tramo se caracterizó por ser de tipo cascada, corriente rápida sobre rocas y guijarros, vegetación riparia conservada con dosel abierto y suelo franco-arcilloso. La temperatura del agua era de 19,7 °C, el pH de 5,8, la conductividad de 15,6 uS/cm y el oxígeno disuelto de 9,1-9,7 mg/l O₂. Dada la gran diversidad de ecosistemas acuáticos y el escaso conocimiento de géneros de esta familia en Colombia, se espera que en un futuro cercano se aúnen esfuerzos que fomenten la investigación y el descubrimiento de nuevas especies para el país.

Palabras clave: Microtricópteros; Cordillera Oriental de los Andes; Río Orotoy; Cuenca del Orinoco; Neotrópico.

Introduction

Hydroptilidae, with about 2000 described species (Holzenthal, *et al.*, 2007), is the family of caddisflies with the largest diversity among the order (Holzenthal, *et al.*, 2007; Holzenthal & Calor, 2017). It contains 36 genera including *Dicaminus* Müller, 1879, divided into six subfamilies: Hydroptilinae, Leucotrichiinae, Neotrichiinae, Ochrotrichiinae, Orthotrichiinae, and Stactobiinae (Holzenthal & Calor, 2017). In Colombia, the current register of larvae includes those from *Hydroptila* Dalman, 1819, *Oxyethira* Eaton, 1873 (Hydroptilinae), *Alisotrichia* Flint, 1964, *Betrichia* Mosely, 1939, *Celaenotrichia* Mosely,

Citation: Vásquez-Ramos JM, Osorio-Ramírez DP, Caro-Caro CI. First record of the larvae *Byrsopteryx* Flint, 1981 (Trichoptera: Hydroptilidae) in Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):482-492, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1025>

Editor: Gladys Reinoso

***Corresponding autor:**
Jesús Manuel Vásquez-Ramos;
jvasquez@unillanos.edu.co

Received: October 1, 2019

Accepted: April 28, 2020

Published: June 30, 2020



This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License.

1934, *Cerasmatrixia* Flint, Harris y Botosaneanu, 1994, *Leucotrichia* Mosely, 1934, *Zumatrixia* Mosely, 1937 (Leucotrichiinae), *Mayatrixia* Mosely, 1937, *Neotrichia* Morton, 1905 (Neotrichiinae), *Metrichia* Ross, 1938, *Ochrotrichia* Mosely, 1934, *Rhyacopsyche* Müller, 1879 (Ochrotrichiinae), and *Ithytrichia* Eaton, 1873 (Orthotrichiinae) (**Table 1**).

The genus *Byrsopteryx* Flint, 1981 belongs to the subfamily Leucotrichiinae, tribe Alisotrichiini (**Santos, et al., 2016; Holzenthal & Calor, 2017**) and it currently has 16 described species reported in Mexico, Dominica, Guadeloupe, Costa Rica, Panamá, Ecuador, Brazil and Venezuela (**Holzenthal & Calor, 2017; Armitage, et al., 2016; Armitage, et al., 2020**). We report here the first occurrence of the larvae *Byrsopteryx* in Colombia, in the sub-basin of the Orotoy River located in the Orinoco River’s macro-basin, which is also the first record of this genus for Colombia.

Table 1. Hydroptilidae genera and review of reports of larvae and adults in Colombia

Sub- family	Genus	Reference larvae Colombia	Reference adults Colombia	Distribution (Holzenthal & Calor, 2017)
Hydroptilinae	<i>Hydroptila</i> Dalman, 1819	Roldán-Pérez, 1988 Posada-García & Roldán-Pérez, 2003 Arango, et al., 2008 Vásquez-Ramos, et al., 2010 Vásquez-Ramos & Reinoso, 2012 Forero-Céspedes, et al., 2013 Longo, et al., 2013 Vásquez-Ramos, et al., 2013 Vásquez-Ramos, et al., 2014 Latorre-Beltrán, et al., 2014 López-Delgado, et al., 2015 Zamora, 2015 Córdoba-Ariza, et al., 2020	Flint, 1991 Muñoz-Quesada, 2000 Holzenthal & Calor, 2017 Mey & Ospina-Torres, 2018	Cosmopolitan
	<i>Oxyethira</i> Eaton, 1873	Posada-García & Roldán-Pérez, 2003 Medellín, et al., 2004 Arango, et al., 2008 Posada, et al., 2008 Vásquez-Ramos & Reinoso, 2012 Longo et al., 2013 López-Delgado, et al., 2015 Ramírez, et al., 2018 Mosquera-Murillo, 2019 Córdoba-Ariza, et al., 2020	Flint, 1991 Muñoz-Quesada, 2000 Holzenthal & Calor, 2017	Cosmopolitan
	<i>Tricholeiochiton</i> Kloets and Hinks, 1944	No reports	No reports Holzenthal & Calor, 2017	Europe; Asia (southeast); Australia; Brazil
	<i>Acostatrixia</i> Mosely, 1939	No reports	No reports Holzenthal & Calor, 2017	South America and Panama
	<i>Alisotrichia</i> Flint, 1964	Arango, et al., 2008	Flint, 1991 Muñoz-Quesada, 2000 Holzenthal & Calor, 2017	United States (southwestern); México (south); Venezuela; Antilles; Dominican Republic (ambar)
Leucotrichiinae	<i>Anchitrichia</i> Flint, 1970	No reports	Flint, 1991 Muñoz-Quesada, 2000 Oláh & Flint, 2012 Holzenthal & Calor, 2017	Central America; Andes
	<i>Ascotrichia</i> Flint, 1983	Unknown larvae Holzenthal & Calor, 2017 Pes, et al., 2018	No reports. Holzenthal & Calor, 2017	South America (eastern)
	<i>Betrichia</i> Mosely, 1939	Vásquez-Ramos, et al., 2013 Vásquez-Ramos et al., 2014 The larva of <i>Betrichia</i> was described mistakenly as <i>Ceratotrichia</i> (Pes, et al., 2018)	No reports. Holzenthal & Calor, 2017	South America (eastern)

Sub- family	Genus	Reference larvae Colombia	Reference adults Colombia	Distribution (Holzenthal & Calor, 2017)
Leucotrichiinae	<i>Byrsopteryx</i> Flint, 1981	No reports	No reports. Holzenthal & Calor, 2017	Central America (southern); South America; Lesser Antilles
	<i>Celaenotrichia</i> Mosely, 1934	Mosquera-Murillo, 2019	No reports Holzenthal & Calor, 2017	Chile; Argentina
	<i>Ceratotrichia</i> Flint, 1992	Unknown larvae Pes, <i>et al.</i> , 2018	No reports Holzenthal & Calor, 2017	Panama; Venezuela; Ecuador; Peru; Bolivia
	<i>Cerasmatrichia</i> Flint, Harris and Botosaneanu, 1994	Arango, <i>et al.</i> , 2008 Serna, <i>et al.</i> , 2015	Muñoz-Quesada, 2000 Holzenthal & Calor, 2017	From Costa Rica (south) to Peru; Trinidad (eastern); Lesser Antilles
	<i>Costatrichia</i> Mosely, 1937	Unknown larvae. Pes, <i>et al.</i> , 2018	No reports Holzenthal & Calor, 2017	Mexico; Central America; South America
	<i>Leucotrichia</i> Mosely, 1934	Posada-García & Roldán-Pérez, 2003 Medellín, <i>et al.</i> , 2004 Arango, <i>et al.</i> , 2008 Rivera-Usme, <i>et al.</i> , 2008 Vásquez-Ramos, <i>et al.</i> , 2010 Forero-Céspedes. <i>et al.</i> , 2013 Vásquez-Ramos, <i>et al.</i> , 2013 Vásquez-Ramos, <i>et al.</i> , 2014 Latorre-Beltrán, <i>et al.</i> , 2014 López-Delgado, <i>et al.</i> , 2015	Flint, 1991 Muñoz-Quesada, 2000 Holzenthal & Calor, 2017	United States; Central America; South America; Greater Antilles; Lesser Antilles (southern)
	<i>Mejicanotrichia</i> Harris and Holzenthal, 1997	No reports	No reports Holzenthal & Calor, 2017	México; Guatemala
	<i>Peltopsyche</i> Müller, 1879	No reports	No reports. Holzenthal & Calor, 2017	Brazil; French Guiana; Guiana; Paraguay; Uruguay; Argentina
	<i>Scelobotrichia</i> Harris and Bueno-Soria, 1993	No reports	No reports Holzenthal & Calor, 2017	Mexico
	<i>Tupiniquintrichia</i> Santos, Nessimian and Takiya, 2016	Little-known larvae Pes, <i>et al.</i> , 2018	No reports Holzenthal & Calor, 2017	Brazil
<i>Zumatrichia</i> Mosely, 1937	Posada-García & Roldán-Pérez, 2003 Vásquez-Ramos, <i>et al.</i> , 2010 Forero-Céspedes, <i>et al.</i> , 2013 Vásquez-Ramos, <i>et al.</i> , 2013 Vásquez-Ramos, <i>et al.</i> , 2014 López-Delgado, <i>et al.</i> , 2015	No reports Holzenthal & Calor, 2017	Neotropic; United States; Mexico; Central America; South America (northern); Lesser Antilles	
Neotrichiinae	<i>Kumanskiella</i> Harris and Flint, 1992	No reports	No reports Holzenthal & Calor, 2017	Endemic Greater Antilles
	<i>Mayatrichia</i> Mosely, 1937	Vásquez-Ramos, <i>et al.</i> , 2013 Longo & Blanco, 2014 Vásquez-Ramos, <i>et al.</i> , 2014 Latorre-Beltrán, <i>et al.</i> , 2014 Córdoba-Ariza, <i>et al.</i> , 2020	No reports Holzenthal & Calor, 2017	North America; Central America; Neotropic (Ecuador)
	<i>Neotrichia</i> Morton, 1905	Medellín, <i>et al.</i> , 2004 Vásquez-Ramos, <i>et al.</i> , 2010 Vásquez-Ramos & Reinoso, 2012 Forero-Céspedes <i>et al.</i> , 2013 Vásquez-Ramos <i>et al.</i> , 2013 Vásquez-Ramos, <i>et al.</i> , 2014 López-Delgado, <i>et al.</i> , 2015	Flint, 1991 Muñoz-Quesada, 2000 Holzenthal & Calor, 2017	North America; Central America; South America; West Indies
	<i>Taraxitrichia</i> Flint and Harris, 1991	No reports	No reports. Holzenthal & Calor, 2017	Venezuela; Brazil (not confirmed)

Sub- family	Genus	Reference larvae Colombia	Reference adults Colombia	Distribution (Holzenthal & Calor, 2017)
	<i>Angrisanoia</i> Özdikmen, 2008	Unknown larvae. Holzenthal & Calor, 2017 Pes, <i>et al.</i> , 2018	No reports. Holzenthal & Calor, 2017	Venezuela; French Guiana; Uruguay; Argentina
	<i>Metrichia</i> Ross, 1938	Posada-García & Roldán-Pérez, 2003 Medellín, <i>et al.</i> , 2004 Arango, <i>et al.</i> , 2008 Posada-García, <i>et al.</i> , 2008 Vásquez-Ramos, <i>et al.</i> , 2010 Forero-Céspedes, <i>et al.</i> , 2013 Latorre-Beltrán, <i>et al.</i> , 2014 López-Delgado, <i>et al.</i> , 2015 Murillo-Montoya, <i>et al.</i> , 2018	Flint, 1991 Muñoz-Quesada, 2000 Holzenthal & Calor, 2017 Mey & Ospina-Torres, 2018	United States (southwestern); Central America; South America; Greater Antilles; Lesser Antilles
	<i>Nothotrichia</i> Flint, 1967	No reports	No reports Holzenthal & Calor, 2017	United States; Chile; Costa Rica; Panamá; Brazil
Ochrotrichiinae	<i>Ochrotrichia</i> Mosely, 1934	Roldán-Pérez, 1988 Posada-García & Roldán-Pérez, 2003 Medellín, <i>et al.</i> , 2004 Arango, <i>et al.</i> , 2008 Vásquez-Ramos, <i>et al.</i> , 2010 Vásquez-Ramos & Reinoso, 2012 Vásquez-Ramos <i>et al.</i> , 2013 Vásquez-Ramos <i>et al.</i> , 2014 Latorre-Beltrán <i>et al.</i> , 2014 López-Delgado, <i>et al.</i> , 2015 Mosquera-Murillo & Córdoba-Aragón, 2015 Ramírez, <i>et al.</i> , 2018 Mosquera-Murillo, 2019	Muñoz-Quesada, 2000 Holzenthal & Calor, 2017	North America; Central America; South America; West Indies
	<i>Ragatrichia</i> Oláh and Johanson, 2011	No reports	No reports. Holzenthal & Calor, 2017	French Guiana; Guiana; Suriname; Argentina
	<i>Rhyacopsyche</i> Müller, 1879	Mey & Joost, 1990 Posada-García & Roldán-Pérez, 2003 Arango <i>et al.</i> , 2008 Mosquera-Murillo, 2019	Mey & Joost, 1990 Flint, 1991 Muñoz-Quesada, 2000 Wasmund & Holzenthal, 2007 Holzenthal & Calor, 2017 Mey & Ospina-Torres, 2018	Central America; South America
Orthotrichiinae	<i>Ithytrichia</i> Eaton, 1873	López-Delgado <i>et al.</i> , 2015	No reports. Holzenthal & Calor, 2017	Europe; North America; South America
	<i>Orthotrichia</i> Eaton, 1873	No reports	No reports Holzenthal & Calor, 2017	Cosmopolitan
	<i>Bredinia</i> Flint, 1968	No reports	No reports. Holzenthal & Calor, 2017	Neotropic
	<i>Flintiella</i> Angrisano, 1995	No reports	Holzenthal & Calor, 2017	Neotropic
Stactobiinae	<i>Orinocotrichia</i> Harris, Flint and Holzenthal, 2002	Unknown larvae. Holzenthal & Calor, 2017 Pes <i>et al.</i> , 2018	No reports. Holzenthal & Calor, 2017	Venezuela; Brazil; French Guiana
	<i>Tizatetrichia</i> Harris, Flint and Holzenthal, 2002	Unknown larvae. Holzenthal & Calor, 2017 Pes <i>et al.</i> , 2018	No reports. Holzenthal & Calor, 2017	Costa Rica
<i>Insertae sedis</i>	<i>Dicaminus</i> Müller, 1879	Unknown larvae. Holzenthal & Calor, 2017 Pes, <i>et al.</i> , 2018	No reports. Holzenthal & Calor, 2017	Brazil

Materials and methods

Study site

The Orotoy River runs through the municipalities of Acacías, Castilla La Nueva, Guamal, and San Carlos de Guaroa, department of Meta (Colombia), on the eastern flank of the Oriental Andean Cordillera. The river is born at an altitude of 1.620 MASL, it is 54.5 km long, and drains into the Orinoco River basin (Caro, *et al.*, 2011). The precipitation is unimodal with two distinctly marked periods: the dry season goes from December to March and the rainy season from April to November (Ramírez-Gil & Ajiaco-Martínez, 2001, 2011; Ramírez-Gil, *et al.*, 2011).

Data collection

The caddisfly larvae was collected with a Surber net (350 μm mesh size) at the site El Recreo (3°57'18,8" N, 73°50'44.4" W) located 919 MASL in April 2011 (precipitation period of transition to high water). The channel was characterized by riffles, a width between 5.0 and 6.30 m, an average depth of 0.37 m, and a discharge of 0.315 m^3/s . The bottom channel is composed of metamorphic rock and clay-loam soil while the bank shows the secondary forest characteristic of Meta's tropical foothill wet zone biome (Romero, *et al.*, 2004); changes in longitudinal and transversal continuity due to expanding areas for livestock were observed. In that portion, the channel is cascade type (Montgomery & Buffington, 1997) with a fast-flowing stream running over rock and pebbles exposed to light (Figure 1). Larvae was living on rock surfaces occasionally above the waterline. The water temperature was 19.7°C, slightly acidic (pH 5.8), with a high dissolved oxygen content (9.1 – 9.7 mg/l O_2), and low conductivity (15.6 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Identification

The taxonomical identification of the larva genus was done by consulting the literature (Angrisano & Sganga, 2009; Santos & Nessimian, 2010; Springer, 2010) and the experts Paola Alejandra Rueda Martín (CONICET, Argentina) and Monika Springer (*Universidad de Costa Rica*). The collected specimens were deposited in the macroinvertebrates



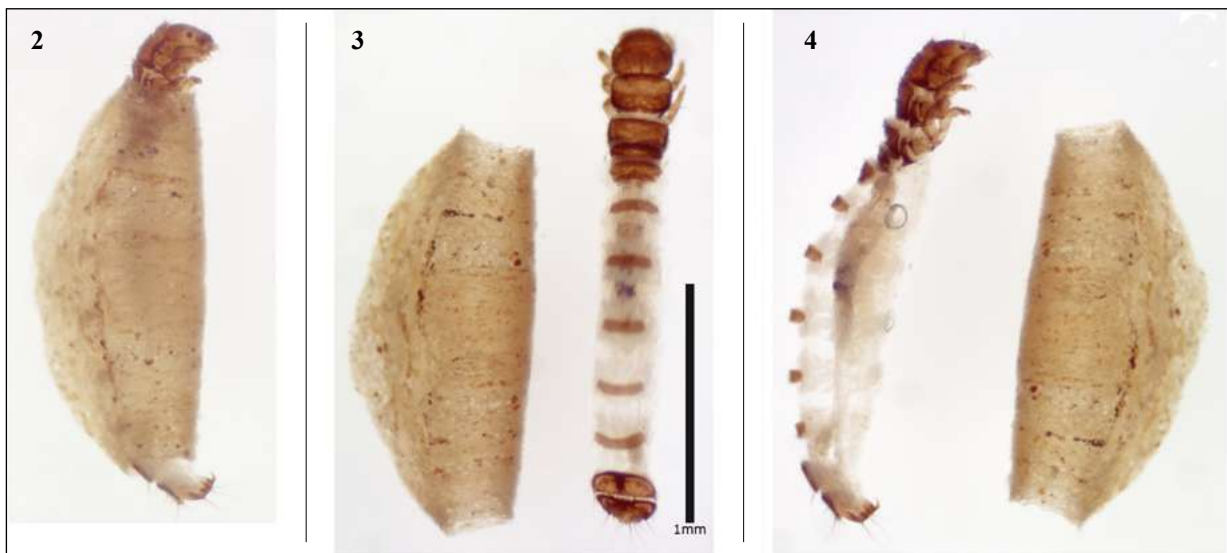
Figure 1. Channel stream in the Orotoy river where the organisms were collected

biological collection (CZUT-Ma-15061) at *Universidad del Tolima*. The collection license for zoological material was provided by *Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial La Macarena* (CORMACARENA) (file PM.GA. 3.37.19.010.002 – Resolution PS.GJ.1.2.6.11).

Results and discussion

This is the first record of *Byrsopteryx* larvae in Colombia. The specimen we analyzed had the characters proposed by **Flint** (1981), **Harris & Holzenthal** (1994), **Angrisano & Sganga** (2009), **Santos & Nessimian** (2010), and **Springer** (2010): brown head; no pigment around the eyes (**Figure 2**); 9 mm-long setae (**Figure 2**); pronotum with middorsal ecdysial line and a pair of anterolateral depressed areas; meso- and metanota without them; pro- and mesonota with transverse mesal line (**Figures 3, 4**); all pairs of legs with similar short and stout structure (**Figure 4**); slightly enlarged but not compressed or depressed abdomen (**Figure 3**); nine abdominal segments with sclerotized tergites and variable size (**Figure 3**); each of the segments III to VII with wide and short tergite; segments VIII and IX heavily sclerotized forming together a large circular operculum that closes from the posterior margin to the anal proleg (**Figure 3**); short anal proleg (**Figure 2, 4**); free-moving larval case made of silk with bits of sand and mineral material, laterally depressed and slightly undulatory, and round anterior and posterior openings directed slightly ventrally (**Figures 2, 3**).

This *Byrsopteryx* larva record for Colombia completes the distribution of this genus in the north part of the South America region. It had been reported before in México, Dominica, Guadeloupe, Costa Rica, Panamá, Ecuador, Brazil, and Venezuela (**Holzenthal & Calor**, 2017; **Armitage, et al.**, 2016; **Armitage, et al.**, 2020) (**Figure 5 – Table 2**). The localities where they were collected are more or less conserved, the streams were exposed to light and had rock areas, riffles, and splatter zones (**Flint**, 1981; **Harris & Holzenthal**, 1994; **Botosaneanu**, 2000; **Santos & Nessimian**, 2010). Which are similar to the site in the Orotoy river; however, it is the first time that they are reported in this physical and chemical parameters. The research on adult specimens of the order Trichoptera in the country has been scarce (**Mey & Joost**, 1990; **Flint**, 1991; **Rincón**, 1999; **Muñoz-Quesada**, 2000, 2004) (**Table 1**) and the efforts have focused on determining the ecological



Figures 2-4. Larvae of *Byrsopteryx*. **2:** Individual inside of refuge. **3:** Dorsal view of larvae; pro-, meso- and metanotum characteristics; abdominal segments VIII and IX heavily sclerotized. **4:** Lateral view larvae; abdominal segments with sclerotized tergites dorsally. Photos by J.I. Rojas-Peña. All photos at the same scale

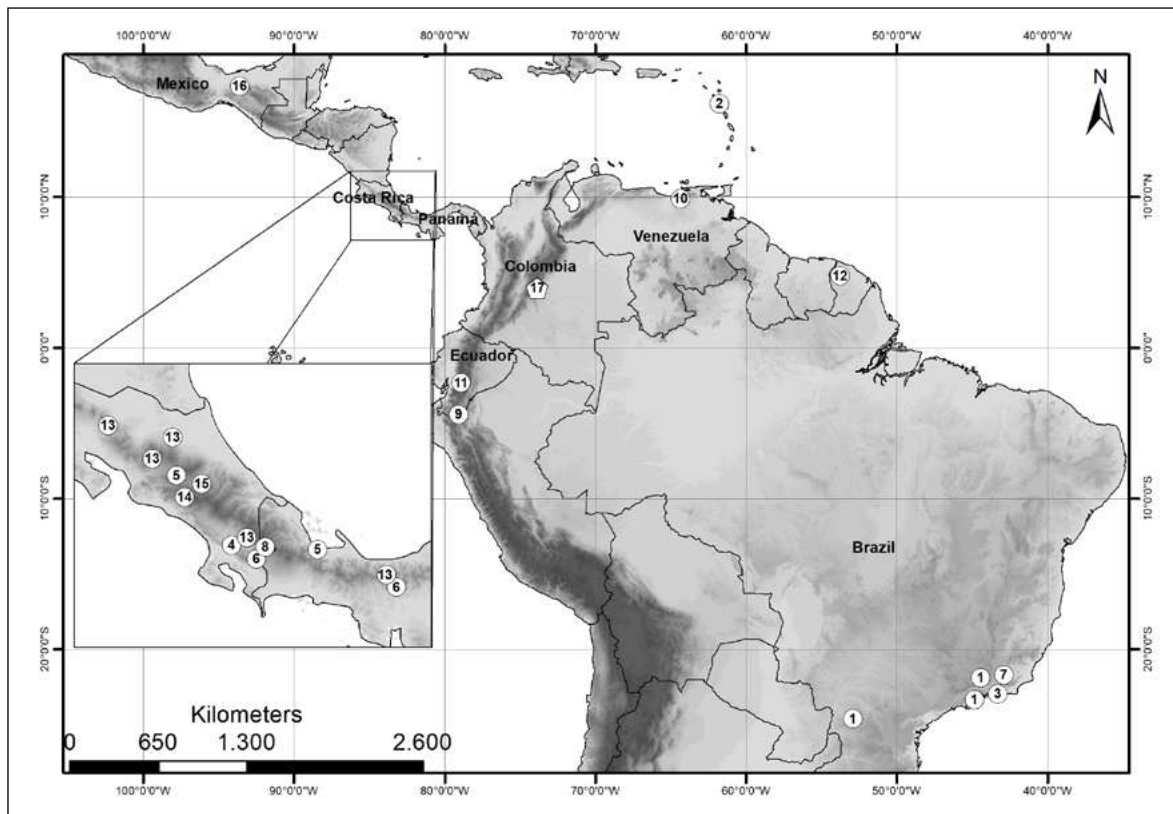


Figure 5. Geographic distribution of *Byrsopteryx*. See Table 2 for numbers (17. New record, this study)

and taxonomic aspects of caddisflies larvae in Andean mountains (Ballesteros, *et al.*, 1997; Posada-García & Roldán-Pérez, 2003; Latorre-Beltrán, *et al.*, 2014; López, *et al.*, 2015; Mosquera-Murillo & Córdoba-Aragón, 2015; Serna, *et al.*, 2015). However, caddisflies from one of the largest regions in Colombia (Orinoquia) have not been studied (Moreno-Rodríguez, *et al.*, 2017). Recently, Longo, *et al.* (2013) study in running waters in that region reported for the first time genus *Blepharopus* Kolenati, 1859 (Hydropsychidae) larvae.

The research on the diversity of the Trichoptera order in Colombia has to increase. This record is evidence of the possibilities of studying the Trichoptera order at ecological and taxonomical levels and of the need to conduct faunal studies determining larvae-adult association to know which species are present in the region.

Acknowledgements

We thank Paola Alejandra Rueda Martín at the *Instituto de Biodiversidad Neotropical, Facultad de Ciencias Naturales* and *IML* at CONICET, and Monika Springer (*Escuela de Biología de la Universidad de Costa Rica*), curator of the *Museo de Zoología*, and research associate in the *Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología* (CIMAR) for their help to confirm the identification of the specimen. We also thank Ana María Oliveros Monroy for her valuable assistance in the field; Oscar Javier Díaz Celis for the elaboration of map illustrations, and the *Instituto de Ciencias Ambientales de la Orinoquia Colombiana* (ICAOC) at *Universidad de los Llanos* for supporting our research and providing the biological material collected in the context of the DHS 169-09 agreement signed between *Universidad de los Llanos* and *ECOPETROL*. Finally, we thank the reviewers for their contribution to improve this manuscript.

Table 2. *Byrsopteryx* species of the Neotropical region (according to **Holzenthall & Calor**, 2017 and others).

ID	Species	Descriptor	Country	Locality	Altitude MASL	References
1	<i>B. abrelata</i>	Harris & Holzenthall, 1994	Brasil	Rio de Janeiro	950	Harris & Holzenthall, 1994
				Rio de Janeiro	1298	Santos & Nessimian, 2010
				Parana	–	Blahnik, <i>et al.</i> 2004
				Sao Paulo	15	Santos & Nessimian, 2010
2	<i>B. bipartiterga</i>	Botosaneanu, 2000	Guadeloupe		580	Botosaneanu, 2000
3	<i>B. carioca</i>	Santos & Nessimian, 2010	Brasil	Rio de Janeiro	475	Santos & Nessimian, 2010
4	<i>B. chaconi</i>	Harris & Holzenthall, 1994	Costa Rica	Puntarenas	100	Harris & Holzenthall, 1994
5	<i>B. cuchilla</i>	Harris & Holzenthall, 1994	Costa Rica	Cartago	–	Harris & Holzenthall, 1994
			Panamá	Bocas del Toro	–	Armitage, <i>et al.</i> , 2016
6	<i>B. esparta</i>	Harris & Holzenthall, 1994	Costa Rica	Puntarenas	1150	Harris & Holzenthall, 1994
			Panamá	Veraguas	536	Armitage, <i>et al.</i> , 2020
7	<i>B. espinhosa</i>	Harris & Holzenthall, 1994	Brasil	Rio de Janeiro	1180	Harris & Holzenthall, 1994
				Rio de Janeiro	933	Santos & Nessimian, 2010
8	<i>B. gomezi</i>	Harris & Holzenthall, 1994	Costa Rica	Puntarenas	1400	Harris & Holzenthall, 1994
9	<i>B. loja</i>	Harris & Holzenthall, 1994	Ecuador	Zamora-Chinchi	2000	Harris & Holzenthall, 1994
10	<i>B. mirifica</i>	Flint, 1981	Venezuela	Aragua	–	Flint, 1981
11	<i>B. rayada</i>	Harris & Holzenthall, 1994	Ecuador	Cañar	2910	Harris & Holzenthall, 1994
12	<i>B. septempunctata</i>	Flint, 1968	Dominica		–	Flint, 1968
13	<i>B. solisi</i>	Harris & Holzenthall, 1994	Costa Rica	Puntarenas	720	Harris & Holzenthall, 1994
				Puntarenas	840	Harris & Holzenthall, 1994
				Alajuela	710	Harris & Holzenthall, 1994
				Guanacaste	–	Harris & Holzenthall, 1994
				Heredia	140	Harris & Holzenthall, 1994
				Panamá	Veraguas	515
			Panamá	Veraguas	395	Armitage, <i>et al.</i> , 2020
14	<i>B. tapanti</i>	Harris & Holzenthall, 1994	Costa Rica	Cartago	1400	Harris & Holzenthall, 1994
15	<i>B. tica</i>	Harris & Holzenthall, 1994	Costa Rica	Cartago	1540	Harris & Holzenthall, 1994
16	<i>B. tabasquensis</i>	Bueno-Soria, Santiago-Fragoso, & Barba-Álvarez, 2001	Mexico	Tabasco	–	Bueno-Soria, <i>et al.</i> , 2001
17	<i>Byrsopteryx</i>	Flint, 1981	Colombia	Meta	919	This publication

Authors' contributions

JMVR contributed with the taxonomic determination, data analysis, and the drafting of the manuscript. DPOR contributed to the project formulation, data analysis, and the drafting of the manuscript. CICC contributed to the formulation of the project and the drafting of the manuscript.

Conflict of interest

None to declare

References

Angrisano, E. B. & Sganga, J. V. (2009). Trichoptera. In: E. Domínguez, H. R. Fernández (Eds.). Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos (p. 255-308). Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo. p. 656.

- Arango, M. C., Álvarez, L. F., Arango, G. A., Torres, O. E., Monsalve, A. J.** (2008). Calidad del agua de las quebradas La Cristalina y La Risaralda, San Luis, Antioquia. *Revista EIA Escuela de Ingeniería de Antioquia*. **9**: 121-141.
- Armitage, B. J., Harris, S. C., Blahnik, R. J., Thomson, R. E.** (2016). The Trichoptera of Panama IV. New Records for Caddisflies (Insecta: Trichoptera) from the Republic of Panama. *Insecta Mundi*. **0511**: 1-13.
- Armitage, B. J., Harris, S. C., Blahnik, R. J., Thomson, R. E., Rios, T. A., Aguirre, Y.** (2020). The Trichoptera of Panama XIII. Further new country records for caddisflies (Insecta: Trichoptera) from the Republic of Panama. *Insecta Mundi*. **0744**: 1-8.
- Ballesteros, Y. V., Zúñiga, M. C., Rojas-De Hernández, A. M.** (1997). Distribution and structure of the order Trichoptera in various drainages of the Cauca River basin, Colombia, and their relationship to water quality. In: R. W. Holzenthal, O. Flint. *Proceedings of the 8th International Symposium on Trichoptera* (p. 19-23). Ohio, United States: Ohio Biological Survey.
- Botosaneanu, L.** (2000). Étude d'une faunule macicole de Guadeloupe: compléments à la connaissance des Trichoptères (Trichoptera) de l'Île. *International Journal of Limnology-Annales de Limnologie*. **36** (4): 249-259.
- Caro-Caro, C. I., Osorio-Ramírez, D. P., Gutiérrez-Bohórquez, L. M., Oliveros-Monroy, A. M.** (2011). Cuenca del río Orotoy y sus ambientes acuáticos. Tipificación de ambientes acuáticos e identificación de bioindicadores presentes en el río Orotoy- clave ambiental ilustrada. *Posgrados en Gestión Ambiental Sostenible*, Universidad de los Llanos.
- Córdoba-Ariza, P. G., Rincón-Palau, K., Donato-R, J. C., González-Trujillo, J. D.** (2020). Variación espacio-temporal de macroinvertebrados acuáticos en la Lindosa, Guayana colombiana. *Revista de Biología Tropical*. **68** (2): 452-465.
- Forero-Céspedes, A. M., Reinoso-Flórez, G., Gutiérrez, C.** (2013). Evaluación de la calidad del agua del río Opia (Tolima-Colombia) mediante macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos. *Caldasia*. **35** (2): 371-387.
- Flint, O.S. Jr.** (1981). Studies of the Neotropical Caddisflies, XXVIII: The Trichoptera of the Rio Limón Basin, Venezuela. *Smithsonian Contributions of Zoology*. **329**: 1-61.
- Flint, O.S. Jr.** (1991). Studies of Neotropical caddisflies, XLV: The taxonomy, phenology, and faunistics of the Trichoptera of Antioquia, Colombia. *Smithsonian Contributions of Zoology*. **520**: 1-113.
- Harris, S. C. & Holzenthal, R. W.** (1994). Hydroptilidae (Trichoptera) of Costa Rica and The Neotropics: Systematics of the genus *Byrsopteryx* Flint (Stactobiini). *Journal of the New York Entomological Society*. **102** (2): 154-192.
- Holzenthal, R. W., Blahnik, R. J., Prather, A. L., Kjer, K. M.** (2007). Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta), Caddisflies. *Zootaxa*. **1668**: 639-698.
- Holzenthal, R. W. & Calor, A. R.** (2017). Catalog of the Neotropical Trichoptera (Caddisflies). *Zookeys*. **654**: 1-566. Doi: [10.3897/zookeys.654.9516](https://doi.org/10.3897/zookeys.654.9516)
- Latorre-Beltrán, I. T., Novelo-Gutiérrez, R., Favila, M. E.** (2014). Diversidad genérica de Trichoptera (Insecta) en dos microcuencas del Páramo Rabanal (Cundinamarca-Boyacá, Colombia). *Revista de Biología Tropical*. **62** (2): 97-110. Doi: <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15781>
- Longo, M., Pérez, C., Medina, M., Forero, L. C., Ramírez, J. J.** (2013). Contribución al conocimiento de los macroinvertebrados acuáticos de un morichal del piedemonte andino orinoquense colombiano. In: C.A. Lasso, A. Rial, V. González-B. (Eds.). VII. Morichales y cananguales de la Orinoquia y Amazonia: Colombia-Venezuela. Parte I (pp. 181-194). Bogotá, Colombia: Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH).
- Longo, M. & Blanco, J. F.** (2014). Patterns at Multi-Spatial Scales on Tropical Island Stream Insect Assemblages: Gorgona Island Natural National Park, Colombia, Tropical Eastern Pacific. *Revista de Biología Tropical*. **62**: 65-83.
- López-Delgado, E. O., Vásquez-Ramos, J. M., Reinoso-Flórez, G.** (2015). Listado taxonómico y distribución de los tricópteros inmaduros del departamento del Tolima. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **39** (150): 42-49. Doi: [10.18257/raccefyfyn.108](https://doi.org/10.18257/raccefyfyn.108)
- Medellín, C. F., Ramírez, M., Rincón, M. E.** (2004). Trichoptera del Santuario de Iguaque (Boyaca, Colombia) y su relacion con la calidad del agua. *Revista Colombiana de Entomología*. **30** (2): 197-203.
- Mey, W. & Joost, W.** (1990). *Rhyacopsyche mutisi* n. sp. - a new microcaddisfly with an unusual larva from Colombia (Trichoptera, Hydroptilidae). *Studies on Neotropical Fauna Environment*. **25** (3): 133-138.

- Mey, W. & Ospina-Torres, R.** (2018). Contribution to the Trichoptera fauna of the river La Vieja, Bogotá, Colombia (Insecta: Trichoptera). *Zootaxa*. **4504** (1): 23-40. Doi: 10.11646/zootaxa.4504.1.2
- Montgomery, D. R. & Buffington, J. M.** (1997). Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society America Bulletin*. **109**: 596-611.
- Moreno-Rodríguez, F., Caro-Caro, C. I., Pinilla, G. A., Osorio, D. P.** (2017). Estado actual del conocimiento sobre microalgas del perifiton y macroinvertebrados bentónicos en el departamento del Meta, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*. **22** (3): 274-306. Doi: 10.15446/abc.v22n3.60619
- Mosquera-Murillo, Z. & Córdoba-Aragón, K. E.** (2015). Caracterización de la entomofauna acuática en cuatro quebradas de la cuenca del río San Juan, Chocó, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **39** (150): 67-76. Doi: 10.18257/raccefyn.148
- Mosquera-Murillo, Z.** (2019). Riqueza y distribución de tricópteros inmaduros del departamento del Chocó, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **43** (167): 219-226. Doi: 10.18257/raccefyn.836
- Murillo-Montoya, S. A., Mendoza-Mora, A., Restrepo-Bastidas, E. S., Rodríguez, M. A.** (2018). Utilización de macroinvertebrados acuáticos como herramienta para determinar la calidad del agua en la quebrada Santo Tomás, municipio de Pensilvania, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **42** (164): 212-220. Doi: 10.18257/raccefyn.655
- Muñoz-Quesada, F.** (2000). Especies del orden Trichoptera (Insecta) en Colombia. *Biota Colombiana*. **1** (3): 267-288.
- Muñoz-Quesada, F.** (2004). El orden Trichoptera (Insecta) en Colombia, II: inmaduros y adultos, consideraciones generales. In: F. Fernández, M. Andrade, G. Amat (Eds.). *Insectos de Colombia*. Vol. III (pp. 319-334). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Instituto Alexander von Humboldt.
- Oláh, J. & Flint Jr, O. S.** (2012). Description of new species in the Leucotrichiini tribe (Trichoptera: Hydroptilidae). In *Annales historico-naturales Musei nationalis hungarici*. **104**: 131-213.
- Pes, A. M., Holzenthal, R. W., Sganga, J. V., Santos, A. P. M., Barcelos-Silva, P., Camargos, L. M.** (2018). Order Trichoptera. In: N. Hamada, J.H. Thorp, D.C. Rogers (Eds.). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda* (p. 237-324). Cambridge, United States: Academic Press.
- Posada-García, J. A. & Roldán-Pérez, G.** (2003). Clave ilustrada y diversidad de las larvas de Trichoptera en el nor-occidente de Colombia. *Caldasia*. **25** (1): 169-192.
- Posada-García, J. A., Abril-Ramírez, G., Parra-Sánchez, L. N.** (2008). Diversidad de los macroinvertebrados acuáticos del páramo de frontino (Antioquia, Colombia). *Caldasia*. **30** (2): 441-455.
- Ramírez-Gil, H. & Ajiaco-Martínez, R. E.** (2001). La Orinoquia colombiana y su área de frontera. In: H. Ramírez-Gil, R. E. Ajiaco-Martínez (Eds.). *La pesca en la baja Orinoquia colombiana: una visión integral* (pp. 9-22). Bogotá, Colombia: Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura-INPA.
- Ramírez-Gil, H. Ajiaco-Martínez, R. E.** (2011). Diagnóstico de la pesquería en la cuenca del Orinoco. In: C.A. Lasso, F. de Paula Gutiérrez, M.A. Morales-Betancourt, E. Agudelo, H. Ramírez-Gil y R.E. Ajiaco-Martínez (Eds.). *II. Pesquerías continentales de Colombia: cuencas del Magdalena-Cauca, Sinú, Canalete, Atrato, Orinoco, Amazonas y vertiente del Pacífico. Serie Editorial Recursos Hidro-biológicos y Pesqueros Continentales de Colombia*. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 304 p.
- Ramírez-Gil, H., Ortega-Lara, A., Ajiaco-Martínez, R. E., Pineda-Arguello, I. Z.** (2011). Ictiofauna del río Orotoy. Distribución e importancia. Villavicencio: Posgrados en Gestión Ambiental Sostenible, Universidad de los Llanos. 260 p.
- Ramírez, Y. P., Giraldo, L. P., Zúñiga, M. D. C., Ramos, B. C., Chará, J.** (2018). Influencia de la ganadería en los macroinvertebrados acuáticos en microcuencas de los Andes centrales de Colombia. *Revista de Biología Tropical*. **66** (3): 1244-1257.
- Rincón, M. E.** (1999). Estudio preliminar de la distribución altitudinal y espacial de los tricópteros en la cordillera Oriental (Colombia). In: G. Amat, M. Andrade, F. Fernández (Eds.). *Insectos de Colombia*. Vol. II. (pp. 267-284). Bogotá, Colombia: Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.

- Rivera-Usme, J. J., Camacho-Pinzón, D. L., Botero-Botero, A.** (2008). Estructura numérica de la entomofauna acuática en ocho quebradas del departamento del Quindío-Colombia. *Acta Biológica Colombiana*. **13** (2): 133-146.
- Roldán, G.** (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Editorial Presentia Ltda. Bogotá, Colombia. 217 p.
- Romero, M., Galindo, G., Otero, J., Armenteras, D.** (2004). Ecosistemas de la cuenca del Orinoco colombiano. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 189.
- Santos, A. P. M. & Nessimian, J. L.** (2010). Description of a new species of *Byrsoteryx* (Trichoptera: Hydroptilidae) from Rio de Janeiro State, Brazil, including its immature stages. *Zootaxa*. **2668**: 44-54. Doi: 10.11646/zootaxa.2668.1.1
- Santos, A. P. M., Nessimian, J. L., Takiya, D. M.** (2016). Revised classification and evolution of leucotrichiine microcaddisflies (Trichoptera: Hydroptilidae) based on morphological and molecular data. *Systematic Entomology*. **41** (2): 458-480.
- Serna, D. J., Tamaris-Turizo, C. E., Gutiérrez, L. C.** (2015). Distribución espacial y temporal de larvas de Trichoptera (Insecta) en el río Manzanares, Sierra Nevada de Santa Marta (Colombia). *Revista de Biología Tropical*. **63** (2): 465-477. Doi: 10.15517/rbt.v63i2.15604
- Springer, M.** (2010). Trichoptera. In: Springer, M., Ramírez, A., Hanson, P. (Eds.). Macroinvertebrados de agua dulce I (pp. 151-198). San José, Costa Rica: Revista de Biología Tropical. **58** (Supl. 4). Doi: 10.15517/rbt.v58i4.20086
- Vásquez-Ramos, J. M., Ramírez-Díaz, F., Reinoso-Flórez, G., Guevara-Cardona, G.** (2010). Distribución espacial y temporal de los tricópteros inmaduros en la cuenca del río Totare (Tolima-Colombia). *Caldasia*. **32** (1): 129-148.
- Vásquez-Ramos, J. M. & Reinoso-Flórez, G.** (2012). Estructura de la fauna béntica en corrientes de los Andes colombianos. *Revista Colombiana de Entomología*. **38** (2): 351-358.
- Vásquez-Ramos, J. M., Guevara-Cardona, G., Reinoso-Flórez, G.** (2013). Impactos de la urbanización y agricultura en cuencas con bosque seco tropical: influencia sobre la composición y estructura de larvas de tricópteros. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*. **25**: 61-70.
- Vásquez-Ramos, J. M., Guevara-Cardona, G., Reinoso-Flórez, G.** (2014). Factores ambientales asociados con la preferencia de hábitat de larvas de tricópteros en cuencas con bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Revista de Biología Tropical*. **62** (Suppl. 2): 21-40.
- Wasmund, A. M. & Holzenthal, R. W.** (2007). A revision of the Neotropical caddisfly genus *Rhyacopsyche*, with the description of 13 new species (Trichoptera: Hydroptilidae). *Zootaxa*. **1634**: 1-59.
- Zamora, H.** (2015). Macroinvertebrados acuáticos registrados durante la época de lluvias en tres ríos del piedemonte llanero de Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*. **7** (2): 139-147.

Artículo original

Larvas de Trichoptera en un gradiente altitudinal en un río neotropical

Trichoptera larvae in an altitudinal gradient in a Neotropical river

✉ Jorge D. Oliveros-Villanueva*, ✉ Cesar E. Tamaris-Turizo, ✉ Daniel J. Serna-Macias

Grupo de Investigación en Biodiversidad y Ecología Aplicada, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

Resumen

Se evaluó la diversidad de larvas de tricópteros en cuatro sitios establecidos a lo largo del río Gaira, Sierra Nevada de Santa Marta. Se valoraron la diversidad y la abundancia de los ensamblajes y se examinaron características ambientales y su relación con la distribución de los taxones. La recolección de los organismos se hizo manualmente y con una red Surber. Se recolectaron 443 organismos de 10 familias y 21 géneros, 11 de los cuales constituyen los primeros registros en el río Gaira y uno de estos el primero en Colombia. Los géneros exclusivos en los tramos de mayor altitud (San Lorenzo y La Cascada) correspondieron a *Amazonatolica*, *Cyrnellus*, *Nectopsyche* y *Polycentropus*, con 97 en San Lorenzo y 112 en La Cascada. En la parte media del río fueron *Ochotrichia*, *Cerasmatrichia* y *Metrichia*, tramo donde se presentó la menor abundancia (69 individuos). Por último, en la estación ubicada en la parte baja se encontraron individuos de *Protophila*, *Mortoniella*, *Oecetis* y *Chimarra* y, además, las mayores abundancias (165 individuos) y diversidad de géneros (13). En cuanto al gradiente de distribución altitudinal, los géneros que presentaron los rangos más amplios fueron *Smicridea*, *Leptonema* y *Xiphocentron*. Se registró un 51,1 % de los géneros de tricópteros descritos en diferentes ríos y altitudes del territorio nacional.

Palabras clave: Trichoptera; Larvas; Río Gaira; Diversidad; Gradiente altitudinal.

Abstract

We evaluated the diversity of Trichoptera larvae at four sites along an altitudinal gradient in the Gaira River, Sierra Nevada de Santa Marta. We examined the diversity and abundance of the assemblages, as well as the environmental characteristics and their relationship with the distribution of taxa. Organisms were collected using a Surber network and manual capture for a total of 443 organisms from 10 families and 21 genera, 11 of which are first records for the Gaira River and one of them is a new record of distribution for Colombia. The genera identified in high-altitude sites (San Lorenzo and La Cascada) corresponded to *Amazonatolica*, *Cyrnellus*, *Nectopsyche*, and *Polycentropus* (97 in San Lorenzo and 112 in La Cascada). In La Victoria, the middle part of the river (lower abundance with 69 individuals), we found *Ochotrichia*, *Cerasmatrichia*, and *Metrichia*. Finally, in the lower part of the river, we found *Protophila*, *Mortoniella*, *Oecetis*, and *Chimarra* with the highest abundance (165 individuals) and diversity of genera (13). Regarding the altitudinal distribution gradient, the genera that show the widest ranges were *Smicridea*, *Leptonema*, and *Xiphocentron*. We recorded 51,1 % of the genera of Trichoptera described in different rivers and altitudinal gradients in the country.

Keywords: Trichoptera; Larvae; Gaira River; Diversity; Altitudinal gradient.

Citación: Oliveros-Villanueva JD, Tamaris-Turizo CE, Serna-Macias DJ. Larvas de Trichoptera en un gradiente altitudinal en un río neotropical. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):493-506, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1148>

Editor: Gabriel Roldán

***Correspondencia:**
Jorge Oliveros Villanueva;
jorgeoliveros327@gmail.com

Recibido: 20 de enero de 2020

Aceptado: 6 de mayo de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

Trichoptera es un orden de insectos holometábolos compuesto por el superorden Amphimesnoptera (**Holzenthal, et al., 2007; Malm, et al., 2013**), que a su vez se divide en tres subórdenes: Annulipalpia, Spicipalpia e Integripalpia (**Wiggins, 1996**). Los estados

inmaduros (larvas y pupas) de estos organismos se desarrollan en ambientes acuáticos con excepción de *Enoicyla pusilla* (Trichoptera: Limnephilidae) (Burmeister, 1839), en tanto que los adultos son terrestres y habitan muy cerca del lugar de donde emergen (Martínez-Menéndez, 2014). Las larvas tienen un papel importante en la transferencia de energía y en la dinámica de los nutrientes de los ecosistemas acuáticos, ya que explotan una variedad de recursos y son fuente de alimentos para peces, aves y otros vertebrados (Flint, *et al.*, 1999; González & Cobo, 2004; Domínguez & Fernández, 2009). Además, se utilizan como bioindicadores de la calidad del agua, pues algunas familias son muy sensibles a los cambios en las variables fisicoquímicas (Springer, 2006; Stein, *et al.*, 2008; Jaramillo-Londoño, 2006), por lo cual responden adecuadamente a la polución de los sistemas acuáticos (Roldán, 2003; 2016).

A pesar de que en la última década se han desarrollado en Colombia importantes trabajos sobre la biodiversidad del grupo, la información disponible aún es incipiente (Holzenthall & Calor, 2017). Actualmente se conocen cerca de 211 especies distribuidas en 15 familias y 45 géneros (Muñoz-Quesada, 2004; Spies, *et al.*, 2006; Domínguez & Fernández, 2009), siendo la región andina colombiana la de mayor número de registros, con 14 familias y 35 géneros (Zúñiga, *et al.*, 1993; Ballesteros, *et al.*, 1997; Rincón, 1999; Posada & Roldán, 2003; Guevara, *et al.*, 2005; Guevara-Cardona & Reinoso-Flórez, 2013, 2014; López, *et al.*, 2015). En la región Caribe se conocen 11 familias y 26 géneros en los departamentos Magdalena, Cesar y La Guajira, con 22, 15 y 13 géneros, respectivamente (Rúa-García, *et al.*, 2015; Serna, *et al.*, 2015; Jaimes-Contreras & Granados-Martínez, 2016). En Magdalena la mayoría de los estudios se ha centrado en aspectos ecológicos como los hábitos alimentarios (Granados-Martínez, 2013; Guzmán-Soto & Tamaris-Turizo, 2014), la deriva (Tamaris-Turizo, *et al.*, 2013), la bioindicación (Guerrero-Bolaño, *et al.*, 2003) y la distribución (Serna, *et al.*, 2015). En este último estudio se incluye un aspecto ecológico relacionado con el gradiente altitudinal, pero en un reducido rango espacial y temporal (entre 100 y 400 m y durante seis meses de muestreo), pero no hay otros estudios a mayor escala espacial o temporal.

Los sistemas fluviales de montaña pueden albergar una gran diversidad de microhábitats: grava, hojarasca, salpicadura, piedras y macrófitas, que ofrecen muchos recursos y favorecen el establecimiento de una amplia variedad de taxones de macroinvertebrados (Steven, 1992). Los tipos y la cantidad de microhábitats pueden variar según el gradiente altitudinal (Rapoport, 1982; Stevens, 1992), pues la geomorfología y la heterogeneidad del río cambian a medida que aumenta o descende el gradiente altitudinal. El objetivo de este estudio fue establecer cómo varía la diversidad de larvas de Trichoptera en un gradiente altitudinal del río Gaira y cuál es la relación entre la abundancia de los taxones y las principales variables ambientales.

Materiales y métodos

Área de estudio

El río Gaira se ubica en la vertiente noroccidental de la Sierra Nevada de Santa Marta. Es la principal fuente de agua potable para la población de los sectores turísticos de Gaira y El Rodadero en el distrito de Santa Marta. El río limita al norte con la cuenca del río Manzanares, al sur con la del río Toribio, al este con el río Guachaca y al oeste con el mar Caribe. Tiene una extensión aproximada de 10,464 ha y una longitud de 32,53 km desde su nacimiento hasta su desembocadura en el mar Caribe (Frayter, *et al.*, 2000; Tamaris-Turizo, *et al.*, 2013). La cuenca tiene un rango altitudinal entre los 0 y los 2,750 m del lugar de su nacimiento en la cuchilla de San Lorenzo, que es la parte más alta de la cuenca y registra una precipitación promedio multianual de 2.010 mm, de 1.800 mm en la parte media y de 470 mm en la parte baja (Pro-Sierra, 2017). A lo largo de la cuenca del río Gaira se determinaron cuatro sitios de muestreo (Figura 1) cuya localización y características ambientales se documentaron detalladamente (Tabla 1).

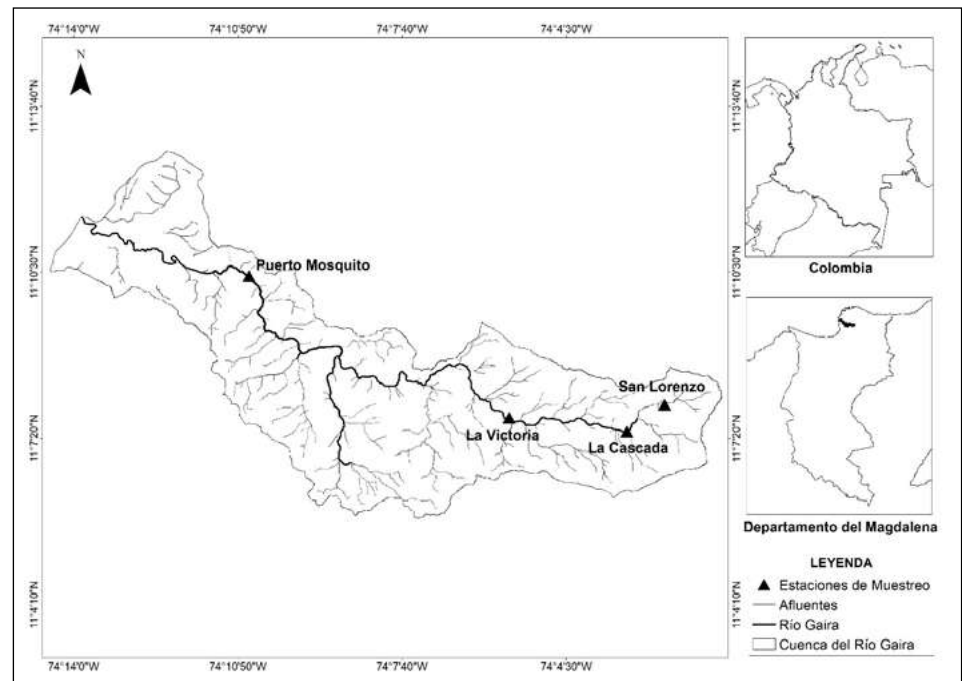


Figura 1. Mapa de ubicación de los sitios de muestreo en el río Gaira, Santa Marta, Colombia

Tabla 1. Localización y algunas características ambientales de los sitios de muestreo a lo largo del río Gaira

Sitio/ tramo	Coordenadas geográficas	Altitud (msnm)	Tipo de bosque (Espinal & Montenegro, 1963)	Formación vegetal	Temperatura ambiente promedio
SL-TA	11°07'59.0"N; 74°02'36"W	2 000	Bmh-ST	Bosque de galería, ripario	19,8 °C
LC-TA	11° 13' 36.9" N; 73° 41' 59.0" W	1 700	Bmh-ST	Bosque de galería, ripario	20,2 °C
LV-TM	11°07'44"N; 74°05'36"W	900	Bh-ST	Bosque de galería, vegetación secundaria	21,5 °C
PM-TB	11°10'26" N; 74°10'37" W	65	Me-T	Bosque ribereño	28,2 °C

SL-TA: tramo alto, San Lorenzo; LC-TA: tramo alto, La Cascada; LV-TM: tramo medio, La Victoria; PM-TB: tramo bajo, Puerto Mosquito. Bmh-ST: bosque muy húmedo subtropical; Bh-ST: bosque húmedo subtropical; Me-T: monte espinoso tropical (Espinal & Montenegro, 1963)

Toma de muestras

Entre los meses de abril y mayo de 2018 se hicieron dos muestreos intensivos en cada sitio durante el periodo seco. En cada sitio se seleccionó un tramo representativo del afluente de 50 m, aproximadamente. Teniendo en cuenta el criterio de heterogeneidad microgeomorfológica y el sistema de rápidos y remansos (Dunne & Leopold, 1978; Frissell, *et al.*, 1986; Angrisano & Sganga, 2009). Las muestras se recolectaron en los microhábitats de grava, macrófitas, hojarasca, piedras y zonas de salpicaduras. La grava y las macrófitas se muestrearon con una red Surber de 0,09 m² y 250 µm de abertura de malla. Para la recolección de los organismos asociados con la hojarasca se usó una red triangular (250 µm de abertura de malla). Se hizo una revisión manual de las zonas de

salpicadura y piedras (aproximadamente 20 cm de diámetro) y estas últimas se rasparon cuidadosamente con cepillo de dientes durante 10 minutos. Las muestras tomadas de los diferentes microhábitats se unificaron formando una muestra compuesta, la cual se preservó con etanol al 96 % en un frasco de 800 ml previamente rotulado con los datos de cada sitio de muestreo. Por último, las muestras se almacenaron y se transportaron en neveras plásticas al Laboratorio de Limnología del Grupo de Investigación en Biodiversidad y Ecología Aplicada (GIBEA) de la Universidad del Magdalena.

Variables ambientales

En cada sitio de muestreo se utilizó una sonda multiparamétrica WTW35i0, para medir las siguientes variables ambientales: temperatura del agua (°C), conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxígeno disuelto (mg/L) y pH. Además, se tomaron 400 ml de agua del río y se almacenaron en botellas plásticas que luego se refrigeraron y se transportaron al Laboratorio de Calidad del Agua de la Universidad del Magdalena para estimar las concentraciones de nitratos (NO_3 , $\mu\text{g L}^{-1}$), nitritos (NO_2 , $\mu\text{g L}^{-1}$) y fosfatos (PO_4 , $\mu\text{g L}^{-1}$) siguiendo los protocolos propuestos por la *American Public Health Association (APHA)* (1992).

Identificación organismos

Las muestras de individuos inmaduros recolectadas en campo se analizaron en estereoscopios ZEISS Stemi 305 y, de ser necesario, en microscopios ZEISS Primo Star para observar algunas estructuras morfológicas relevantes en la identificación del organismo a nivel de género siguiendo las claves y guías taxonómicas para larvas neotropicales: **Roback** (1966), **Holzenthal** (1988), **Wiggins** (1996), **Merrit & Cummins** (1996), **Angrisano & Sganga** (2009), **Posada-García & Roldán** (2003) y **Springer** (2006).

Análisis y procesamiento de datos

Se analizó la contribución de los géneros de tricópteros del río Gaira en cada sitio mediante del cálculo de la abundancia relativa. Para conocer la composición del orden se estimaron los números efectivos de taxones a nivel de género con la serie de números de Hill (N_0 , N_1 y N_2) (**Jost**, 2006, 2010), en la cual la diversidad de orden cero (N_0) está representada por la riqueza genérica (S), N_1 por el número de géneros abundantes estimado con base en el exponente del índice de diversidad de Shannon-Weiner (H'), y N_2 por el número de especies muy abundantes, el cual se estima con base en el inverso de Simpson (λ) (**Chao, et al.**, 2014). Cabe aclarar que a pesar de que la conversión del número efectivo está diseñada para especies, también se ha empleado a nivel de géneros (**Barragán, et al.**, 2016), con el fin de dar una interpretación más adecuada de los datos de abundancia respondiendo al concepto de diversidad a partir de la conversión de los índices de diversidad a número efectivo de especies (géneros en este caso). Para conocer la similitud entre sitios a partir de las abundancias de los ensamblajes, se hizo un análisis de conglomerados según una matriz de Bray-Curtis (con medida de distancia euclidiana). Para conocer la relación entre las abundancias de las larvas de tricópteros en los sitios de muestreo se recurrió a un análisis de componentes principales (ACP). Por último, para explorar la relación entre las variables ambientales (temperatura, pH, conductividad, nitratos, nitritos, oxígeno disuelto y fosfatos) y la abundancia de larvas de Trichoptera por sitio se hizo un análisis de correspondencia canónica (ACC). Los análisis de diversidad alfa se realizaron en la plataforma iNext (<https://chao.shinyapps.io/iNEXTOnline/>). Todos los análisis estadísticos se hicieron en el programa PAST (3.x) (**Hammer, et al.**, 2001).

Resultados

Caracterización ambiental

La mayor temperatura, conductividad y concentración de fosfatos se observó en Puerto Mosquito, con 24,84 °C; 115,71 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y 8,11 $\text{PO}_4 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, en tanto que la menor temperatura, conductividad y pH se registraron en San Lorenzo, pero también en este sitio se reportaron los valores más altos de nitritos y oxígeno disuelto (1,15 $\text{NO}_2 \mu\text{g}$

L⁻¹ y 8,24 OD mg L⁻¹, respetivamente). Por otro lado, la menor concentración de fosfatos se registró en La Victoria, con 2,36 PO₄ µg L⁻¹. En La Cascada se presentaron las menores concentraciones de nitratos (0,21 NO₃ µg L⁻¹) y los más bajos valores de nitritos se dieron en Puerto Mosquito, con 0,47 NO₂ µg L⁻¹ (**Tabla 2**).

Estructura de comunidades

En total se recolectaron 443 larvas pertenecientes a 10 familias y 21 géneros, de los cuales 11 son nuevos registros para el río Gaira y uno es nuevo para Colombia (cf. *Amazonatolica*) (**Anexo A**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1148/2753>). Las familias más diversas fueron Hydropsychidae (cinco géneros) y Leptoceridae (cuatro géneros), seguidas de Hydropsychidae, Phylloptamidae, Polycentropodidae y Glossosomatidae con dos, en tanto que las demás familias presentaron un solo género. Hydropsychidae fue la más abundante (40,6 %), seguida de Calamoceratidae (12,4 %), y Glossomatidae (1,6 %) y Helicosychidae (1,4 %) presentaron las menores abundancias (**Anexo A**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1148/2753>). Entre los 21 géneros, *Smicridea* y *Leptonema* fueron los más frecuentes y abundantes, con 22,1 y 18,5 %, respectivamente (**Figura 2**).

Tabla 2. Valores promedio de las variables físicas y químicas tomadas en cada estación de muestreo

Variable	SL-TA 2000 m	LC-TA 1700 m	LV-TM 900 m	PM-TB 65 m
Temperatura. (°C)	14,8	15,18	18,29	*24,84
Conductividad (µS cm ⁻¹)	50,03	58,6	64,81	*115,71
pH	7,28	7,32	*7,48	7,36
Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	*8,24	8,19	7,68	8,21
Nitritos NO ₂ (µg L ⁻¹)	*1,15	0,91	0,7	0,47
Nitratos NO ₃ (µg L ⁻¹)	0,23	0,21	*4,52	0,24
Fosfatos PO ₄ (µg L ⁻¹)	4,52	5,24	2,36	*8,11

SL-TA: tramo alto, San Lorenzo; LC-TA: tramo alto, La Cascada; LV-TM: tramo medio, La Victoria; PM-TB: tramo bajo, Puerto Mosquito. * valores más altos en cada sitio

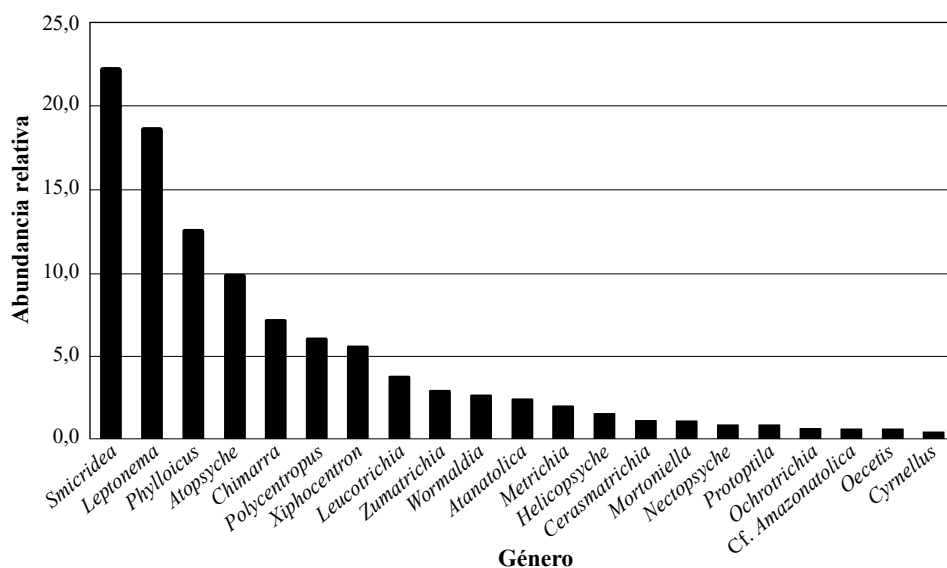


Figura 2. Abundancia relativa de los géneros de las larvas del orden Trichoptera recolectadas en todos los sitios de muestreo del gradiente altitudinal en el río Gaira

cf. *Amazonatolica*, *Cyrnellus*, *Nectopsyche* y *Polycentropus* fueron los taxones exclusivos de la parte alta del río Gaira (San Lorenzo y La Cascada). En estos sitios se registraron abundancias de 97 y 112 y los menores valores de diversidad con 9 y 6 taxones, respectivamente (**Tabla 3**). Los taxones exclusivos encontrados en La Victoria (parte media) fueron *Ochotrichia*, *Cerasmatrixia* y *Metrichia*. Por su parte, en Puerto Mosquito (parte baja) se registró la mayor abundancia y diversidad de géneros (N0=13) (**Tabla 3**), siendo *Protophila*, *Mortoniella*, *Oecetis* y *Chimarra* los taxones exclusivos de este sitio. En cuanto al rango de distribución altitudinal, los géneros que presentaron los rangos más amplios de distribución fueron *Smicridea* y *Leptonema* y *Xiphocentron* (**Anexo A**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1148/2753>) (**Figura 3**). Los índices de completitud de los muestreos y de cobertura de las muestras (**Anexo B**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1148/2754>) evidenciaron que el esfuerzo de muestreo estuvo cerca del 100 % en todos los sitios, con excepción de La Victoria (parte media del río).

El conglomerado de similitud mostró que Puerto Mosquito (parte baja) conformó un grupo separado de los demás sitios de muestreo por sus altas abundancias; en contraste, La Cascada (parte alta) y La Victoria (parte media) fueron los sitios más similares, conformando un grupo aparte del sitio San Lorenzo, que presentó las menores abundancias (**Figura 4**). Por otro lado, el análisis de componentes principales (ACP) presentó una

Tabla 3. Abundancia e índices que valoran la estructura de los ensamblajes de larvas de tricópteros.

Sitio	N	H'	λ	J'	N0	N1	N2
SL-TA	97	1,6	1,2	0,7	9	5,2	0,8
LC-TA	112	1,5	0,2	0,8	6	4,6	4,0
LV-TM	69	2,3	0,1	0,9	12	10,5	9,5
PM-TB	165	1,9	0,2	0,7	13	6,8	4,7

SL-TA: tramo alto, San Lorenzo; LC-TA: tramo alto, La Cascada; LV-TM: tramo medio, La Victoria; PM-TB: tramo bajo, Puerto Mosquito. N=número de individuos; H'=diversidad de Shannon-Weiner; λ=dominancia de Simpson; J'=equidad de Pielou; N0=riqueza; N1=taxones comunes; N2=taxones dominantes

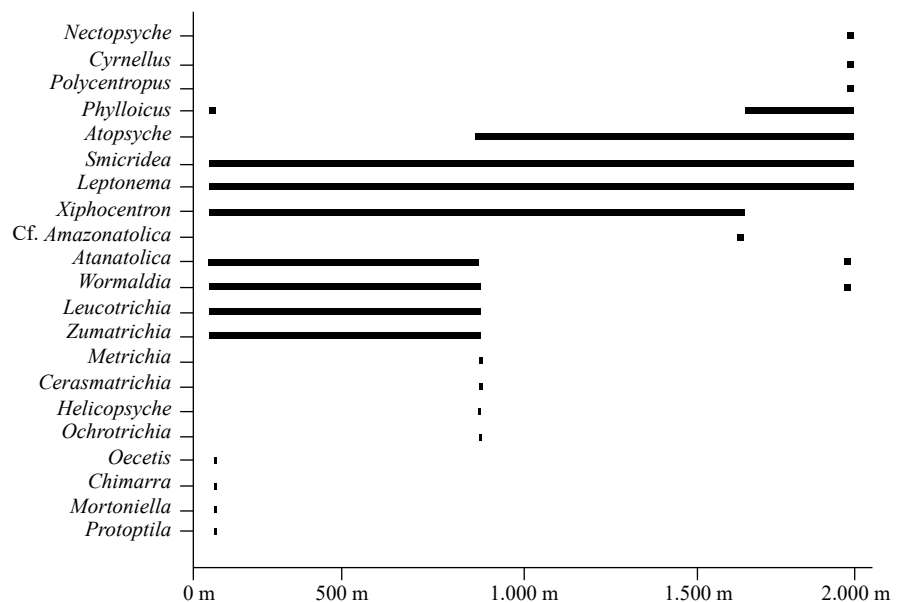


Figura 3. Distribución altitudinal de los géneros de Trichoptera del río Gaira

varianza acumulada del 87,5 % en los dos primeros ejes. En este análisis se destacaron la gran abundancia de *Chimarra* y *Smicridea*, *Wormaldia* y *Zumatrichia* en Puerto Mosquito. La Victoria se destacó por la gran abundancia de *Metrichia* y *Cerasmatrichia*, San Lorenzo por la de *Phylloicus* y *Polycentropus* y La Cascada por la de *Atopsyche* (**Figura 5**).

En el análisis de correspondencia canónica (ACC) en los dos primeros ejes la varianza acumulada fue del 99,9 %. Los altos valores de nitratos observados en La Victoria se asociaron con la gran abundancia de *Metrichia*, *Ochrotrichia* y *Leucotrichia*. En Puerto Mosquito la gran abundancia de *Smicridea*, *Zumatrichia* y *Nectopsyche* se relacionó con los altos valores de fosfatos y conductividad, en tanto que la mayor abundancia de *Polycentropus* y *Cyrnellus* se presentó en San Lorenzo, y La Cascada, con los mayores valores de oxígeno disuelto y nitritos, se caracterizó por la presencia de cf. *Amazonatolica* (**Figura 6**).

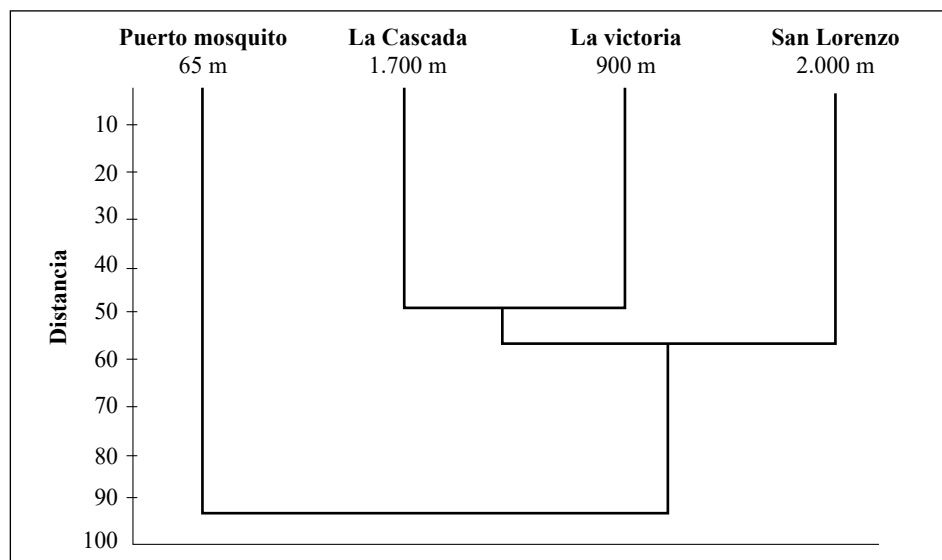


Figura 4. Conglomerado de similitud de las abundancias de los géneros de tricópteros en los sitios de muestreos

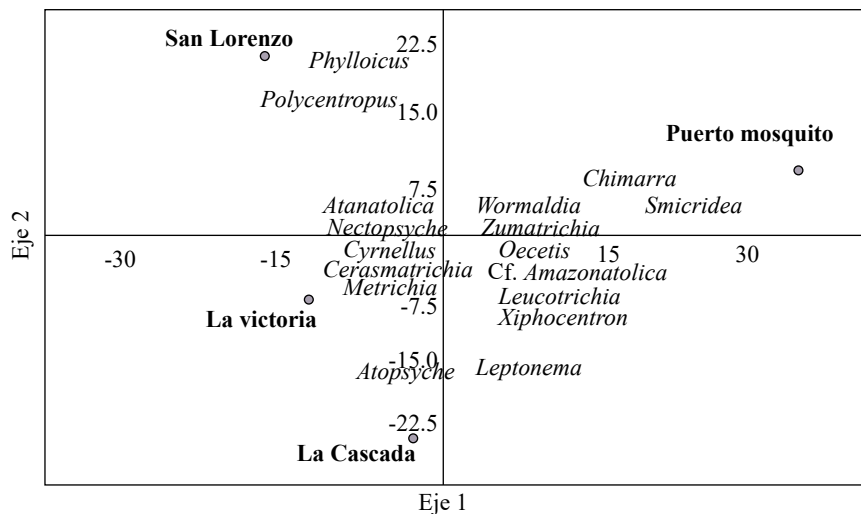


Figura 5. Análisis de los componentes principales de los géneros de tricópteros con relación a los cuatro sitios de muestreo.

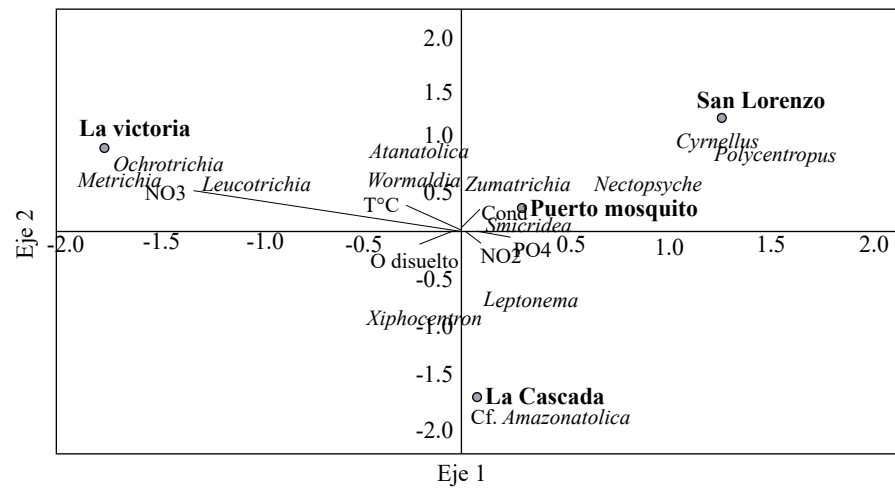


Figura 6. Ordenamiento de las variables ambientales y la abundancia de las larvas de tricópteros en los sitios de muestreo mediante el análisis de correspondencia canónica (ACC)

Discusión

En este estudio se observó que la estructura del río Gaira es la típica de los ríos tropicales de alta montaña, con una notable variación ecosistémica a lo largo de su gradiente altitudinal, similar a los ríos estudiados por **Jaimes & Granados (2016)**, **Serna, et al. (2015)** y **Rúa, et al. (2015)**, y una abundante vegetación ribereña en sus zonas más altas. A pesar de ser diferentes ríos, hacen parte de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) y mantienen el mismo patrón altitudinal en lo esencial. Los ríos estudiados en otras regiones del país (**Lopez-Delgado, et al., 2015**; **Ballesteros, et al., 1997**; **Guevara-Cardona, et al., 2007**; **Posada-García & Roldán-Pérez, 2003**; **Zúñiga, et al., 1993**), por ejemplo los de las zonas andinas, presentan un patrón altitudinal diferente, suelen ser caudalosos en gran parte de su cauce, de mayor tamaño y con pendientes más inclinadas que provocan corrientes de agua fuertes, tramos de rápidos y cascadas que contribuyen a la retención de oxígeno, a diferencia de los ríos que han sido estudiados en la Sierra Nevada de Santa Marta, donde las pendientes más inclinadas se encuentran en sus partes más altas y son más horizontales a lo largo de su cauce, por lo que se aprecian más sitios de remansos, así como fluctuación del factor antrópico. Sin embargo, la acumulación del material orgánico a lo largo del cauce, que corre hacia las partes bajas, da pie a la formación de ríos heterotróficos que favorecen el establecimiento de gran diversidad de organismos (**Vannote, et al., 1980**).

Según **Vásquez-Ramos, et al. (2010, 2014)** existen organismos que se han adaptado a vivir en tramos específicos de los ríos, en este caso, cf. *Amazonatolica*, *Cyrmellus*, *Nectopsyche* y *Polycentropus*, taxones exclusivos de las partes altas del río (San Lorenzo y La Cascada), donde las aguas son muy oxigenadas, las temperaturas bajas y la contaminación de origen antrópico, poca. En la parte media del río fueron *Ochotrichia*, *Cerasmatrixia* y *Metrichia*, tramo donde se presentó la menor abundancia probablemente porque en esta zona existen grandes extensiones de cultivos de café y otros cultivos transitorios como maíz y frutales, los cuales pueden superar las 300 ha, y en algunos sectores se desarrollan actividades ganaderas de baja intensidad. En la estación ubicada en la parte baja (Puerto Mosquito) se encontraron los taxones exclusivos *Protoptila*, *Mortoniella*, *Oecetis* y *Chimarra*, además de la mayor abundancia y diversidad de géneros. Este fenómeno se sustenta en lo expuesto por **Vannote, et al. (1980)** en el sentido de que las partículas finas de materia producto de la fragmentación resultante de los procesos físicos, químicos y biológicos que terminan en la parte baja del río, así como la luz que promueve la proliferación de algas y la alta carga de minerales acumulados a lo largo del cauce, generan microhábitats propicios para la proliferación y diversidad de tricópteros.

En cuanto a los atributos ambientales, se logró establecer su relación con la abundancia de los géneros. El pH se mantuvo dentro del rango de la neutralidad (7,28 – 7,48), una de las características propias de los ecosistemas oligotróficos (Roldán, 1992), como es el caso de algunos ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta (ProSierra, 1998). El oxígeno disuelto presentó valores entre 7,5 y 8,5 mg/L, lo que favorece el asentamiento y desarrollo de una gran densidad biológica de entomofauna acuática debido a la significativa oxigenación de los ríos (Guerrero, *et al.*, 2003). Por otra parte, los nitratos, nitritos, fosfatos y la conductividad registraron diferencias según el gradiente altitudinal, lo que se reflejó en las zonas media y baja del río. El incremento de estas variables podría explicarse por la moderada actividad agropecuaria en proximidades de la estación Puerto Mosquito.

De los 53 géneros de tricópteros registrados para Colombia (García & Moreno, 2000; Muñoz-Quesada, 2000; Grimaldo, 2001; Fuentes & Carmona, 2001; Manjarrés & Manjarrés-Pinzon, 2004; Muñoz-Quesada, 2004; López-Delgado, *et al.*, 2015), 20 se encuentran en el río Gaira. Se reporta aquí por primera vez *cf. Amazonatolica* para la región y para el país, por lo que el número de géneros asciende a 54 y sugiere que existe una gran diversidad del orden en un solo río de la Sierra Nevada de Santa Marta. En este estudio, la riqueza genérica fue mayor a la registrada por Serna, *et al.* (2015), quienes registraron 14 géneros en un gradiente altitudinal entre los 60 y 360 m del río Manzanares (río vecino del Gaira), y la reportada por Rúa, *et al.* (2015), quienes registran nueve géneros en un rango altitudinal de 0 a 900 m en el río Gaira. Uno de los factores determinantes de estas diferencias podría estar relacionado con el gradiente altitudinal más amplio considerado en el presente estudio, entre los 65 y los 2.000 m s.n.m.

La parte baja del río (Puerto Mosquito) fue la de mayor número de taxones, una gran diversidad comparada con los tramos medio y alto (Anexo B, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1148/2754>). Moreno, *et al.* (2011), lo que confirma que el uso del método de los números efectivos de especie promueve una mejor comprensión a la hora de interpretar la diversidad de las comunidades debido a que se unifican diferentes componentes que permiten establecer comparaciones entre sitios diferentes. La Victoria (parte media) presentó el mayor número de taxones en abundancia similar, lo que evidencia que la abundancia se repartió de forma similar entre los géneros y podría estar asociado con características propias de zonas intermedias, que usualmente poseen una gran diversidad y comparten taxones en la cabecera y la parte baja de los ríos (González & García, 1984; Posada & Roldán, 2003; Rivera, *et al.*, 2008).

La gran abundancia y distribución de la familia Hydropsychidae se debe a que su historia natural exhibe un amplio rango de distribución, ya que es una de las familias más diversas de los tricópteros del Neotrópico, con cerca de 500 especies (Holzenthall & Calor, 2017), y tiene la habilidad de colonizar diferentes tipos de sustratos como rocas, arena, grava, cieno y hojarasca (López, *et al.*, 2015; Vásquez, *et al.*, 2008). Otro factor está asociado con el hecho de que los géneros *Smicridea* y *Leptonema* pueden tolerar cambios en las condiciones ambientales y construir redes extensas de seda que les permiten fijarse al sustrato y capturar gran cantidad de alimento (García, *et al.*, 2009; Vásquez-Ramos, *et al.*, 2010; Zúñiga, *et al.*, 2013; López-Delgado, *et al.*, 2015).

Por otra parte, la poca abundancia de Helicopsychidae y Glossosomatidae coincide con lo hallado en otros estudios en ríos andinos (Guevara, *et al.*, 2005; Vásquez-Ramos, *et al.*, 2010), lo que se explica por el hecho de que estas larvas habitan sustratos específicos. La gran riqueza de las familias Hydroptilidae y Leptoceridae fue similar a la registrada por Rúa, *et al.* (2015), lo que se debe a que son grupos con un alto número de géneros y especies a nivel global (Holzenthall & Calor, 2017) y sus géneros son capaces de colonizar una gran diversidad de sustratos debido a sus diversos comportamientos tróficos (Posada & Roldán, 2003). Su amplio rango de distribución puede explicarse porque los géneros de estas familias están asociados con ríos y quebradas de diferentes corrientes y temperaturas (Rincón, 1999), por su gran tolerancia a cambios en las condiciones ambientales y su alimentación con perifiton, en especial las diatomeas, que proliferan en las rocas de las zonas de salpicadura y tienen la capacidad de construir refugios en forma cónica

que les brindan protección y los hacen poco visibles a los depredadores (Correa, *et al.*, 1981; Ballesteros, *et al.*, 1997; Muñoz-Quesada, 2000; Posada, *et al.*, 2000; Muñoz-Quesada, 2004; Guevara-Cardona, *et al.*, 2007; García, *et al.*, 2009; Vásquez-Ramos, *et al.*, 2010; López-Delgado, *et al.*, 2015).

En La Victoria (parte media) y Puerto Mosquito (parte baja) se encontró la mayor riqueza, en contraste con La Cascada y San Lorenzo (partes altas). Según Townsend & Hildrew (1994) y Rosenzweig (1995) son muchos los factores que pueden influir en la abundancia y la riqueza de taxones, incluidos la diversidad, la heterogeneidad del hábitat y el gradiente altitudinal. En estudios como los de Ballesteros, *et al.* (1997), Guevara-Cardona, *et al.* (2007), Posada-García & Roldán-Pérez, (2003), Zúñiga, *et al.* (1993) en rangos altitudinales de la región Andina similares a los del presente trabajo, se ha evidenciado una tendencia notoria a una mayor abundancia y riqueza de géneros en las cuencas de mayor tamaño y caudal, lo cual es consistente con una mayor disponibilidad de microhábitats que favorecen la diversidad.

Conclusión

La familia Hydropsychidae fue la más abundante y se encontró en cada sitio de muestreo, con dos géneros solamente: *Leptonema* y *Smicridea*, cuyas larvas fueron las más abundantes en el río Gaira (40,6 %) y las de mayor rango de distribución altitudinal, lo que evidencia su capacidad para colonizar diferentes tipos de sustratos y tolerar ambientes diversos.

A pesar de que la estructura de los ensamblajes de tricópteros fue similar en la mayoría de los tramos, se encontró un gran número de taxones exclusivos en el tramo bajo (Puerto Mosquito), el medio (La Victoria) y el alto (San Lorenzo). Esto evidencia que algunos géneros tienen limitada distribución y deben estudiarse con base en su autoecología. Además, la gran diversidad de tricópteros en el Gaira se refleja en el elevado número de géneros (21) encontrados en un solo río, de los cuales 11 son nuevos registros para el río y uno lo es para Colombia (cf. *Amazonatolica*).

Información Suplementaria

Anexo A. Tabla de las abundancias de los géneros encontrados en los sitios de muestreos del río Gaira donde SL-TA es el tramo alto San Lorenzo, LC-TA el tramo alto La Cascada, LV-TM el tramo medio La Victoria y PM-TB el tramo bajo Puerto Mosquito, Sierra Nevada de Santa Marta. Ver el anexo A en <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1148/2753>

Anexo B. 1) Curvas de cobertura de géneros durante los muestreos. Se observa que LC, PM y LV lograron una buena cobertura y que en PM se presentó la mayor acumulación de géneros. 2) Cobertura de los muestreos respecto a la diversidad de géneros. LV fue el sitio donde la curva no se quebró lo que indica la falta de muestreo, los demás sitios estuvieron bien representados. 0, 1 y 2 indican los números efectivos de géneros (N) o números de Hill. Las líneas continuas indican la parte interpolada de los modelos, y las discontinuas indican la extrapolada. Las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%. LC-TA: La Cascada, SL-TA: San Lorenzo, LV-TM: La Victoria y PM-TB: Puerto Mosquito. Ver el anexo B en <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1148/2754>

Agradecimientos

Al grupo de Investigación en Biodiversidad y Ecología Aplicada - GIBEA, por su colaboración y asesoría en la elaboración de este estudio. A Colciencias, por la financiación de la beca doctoral de C.E.T.T. (convocatoria 6172 de 2013). A Juan Fuentes Reinés, por sus comentarios al manuscrito.

Contribución de los autores

JDOV, CETT y DJSM participaron en el proceso de conceptualización de la revisión, el trata-miento de la información y la escritura del manuscrito.

Referencias

- American Public Health Association - APHA.** (1998) Standard Methods for the examination of water and waste water American Public Health Association. 874 p.
- Angrisano, E. B. & Sganga, J. V.** (2009). Trichoptera. En: Domínguez, E. & Fernández, H. (Eds). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. p. 255-307.
- Ballesteros, Y. V., Zúñiga, M. C., Rojas, A. M.** (1997). **Distribution and structure of the order Trichoptera in various drainages of the Cauca River basin, Colombia, and their relationships to water quality.** Proceedings of the 8th International Symposium on Trichoptera, Ohio Biological Survey, Columbus, p. 19-23.
- Barragán, M. F., Tamaris-Turizo, C., Rúa-García, G.** (2016). Comunidades de insectos acuáticos de los tres flancos de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Biota Colombiana*. **17** (2): 47-176.
- Burmeister, Burmeister, J.** (1839). New Autecological Data for *Enoicyla pusilla* (Burmeister, 1839) (Trichoptera: Limnephilidae) from the Worcestershire Malvern Hills. *Entomologist's Gazette*. **58**: 26-28.
- Blahnik, R. J. & Holzenthal, R. W.** (2008). Revision of the Mexican and Central America species of *Mortoniella* (Trichoptera: Glossosomatidae: Protoptilinae). *Zootaxa*. **1711**: 1-72.
- Calderón, J.** (2004). Evaluación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y la calidad fisicoquímica del agua en la parte alta de la quebrada el Carracá del Municipio de los Santos departamento Santander. Monografía para Especialización, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Santander, Colombia.
- Chao, A. J., Gotelli, N., Hsieh, T. C., Sander, E., Ma, K. H., Colwell, R., Ellison, A.** (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*. **84**: 45-67.
- Correa, T. & Machado, G.** (1981). Taxonomía y ecología del orden Trichoptera en el departamento de Antioquia a diferentes pisos altitudinales. *Actualidades Biológicas*. **10**: 35-48
- Domínguez, E. & Fernández, H. R.** (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y Biología*. ResearchGate. Fecha de consulta: 20 de septiembre de 2019. Disponible en: [2018https://www.researchgate.net/publication/260417584_Macroinvertebrados_benticos_Sudamericanos_Sistemática_y_Biología](https://www.researchgate.net/publication/260417584_Macroinvertebrados_benticos_Sudamericanos_Sistemática_y_Biología)
- Dunne, T. & Leopold, L. B.** (1978). *Water in Environmental Planning*, W. H. Freeman Co., San Francisco, 818 p.
- Espinal, L.S. & Montenegro, E.** (1963). Formaciones vegetales de Colombia. Memoria explicativa del mapa ecológico. IGAC.
- Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E. Hurley., M.D.** (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*. **10**: 199-214.
- Flint, O. S. Jr., Holzenthal, R., Harris, S.** (1999). Nomenclatural and Systematic Changes in the Neotropical Caddisflies (Insecta: Trichoptera). *Insecta Mundi*. **13** (1-2): 73-84.
- Frayter, V., Jiménez, E., Pabón, R., Valero, O.** (2000). Plan de manejo integral de la cuenca hidrográfica del río Gaira. pp. 46-47. Tesis Ingeniero Agrónomo y Economía, Universidad del Magdalena, Santa Marta.
- Fuentes, J. M. & Carmona, A.** (2001). Contribución al conocimiento de algunos tricópteros y su distribución en la parte baja del río Guachaca (Trabajo inédito de especialización). Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia.
- García, C. & Moreno, I.** (2000). Primera lista de la composición macrofaunal de la parte baja del río Toribio, departamento del Magdalena, y aproximación preliminar a su dinámica temporal de corto plazo. *Actualidades Biológicas*. **22** (73): 169-175.
- García, J. F., Cantera, J., Zúñiga, M. C., Montoya J.** (2009). Estructura y diversidad de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca baja del río Dagua (Andén Pacífico Vallecaucano-Colombia). *Revista de Ciencias de la Universidad del Valle*. **13**: 25-48.
- González, M. & García, D.** (1984). Restauración de ríos y riberas. Escuela Técnica Superior de Ingenieros. Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid (España) 1984, p. 319.
- González, M. A. & Cobo, F.** (2004). Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia. Fecha de consulta: 20 de september, 2018. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/259466506_Macroinvertebrados_de_las_aguas_dulces_de_Galicia
- González, M. A. & Martínez-Menéndez.** (2011). Checklist of the caddisflies of the Iberian Peninsula and Balearic Island (Trichoptera). *Zoosymposia*. **5**: 115-135.

- Guevara-Cardona, G., López-Delgado, E. O., Reinoso-Flórez, G., Villa-Navarro, F.** (2007). Structure and distribution of the Trichoptera fauna in a Colombian Andean river basin (Prado, Tolima) and their relationship to water quality. Columbus, Ohio, p. 129-134.
- Guerrero-Bolaño, F., Manjarrés-Hernández, A., Nuñez-Padilla, N.** (2003). Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (Cuenca del Río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua. *Acta Biológica Colombiana*. **8** (2): 43-55.
- Guzmán-Soto, C. J. & Tamaris-Turizo, C. E.** (2014). Hábitos alimentarios de individuos inmaduros de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en la parte media de un río tropical de montaña. *Revista de Biología Tropical*. **62** (2): 169-178.
- Granados-Martínez, C. E.** (2013). Análisis de la dieta de macroinvertebrados bentónicos en un gradiente altitudinal de la cuenca del Río Gaira (Sierra Nevada de Santa Marta – Colombia). Trabajo de grado, Facultad Experimental de Ciencias, Universidad de Zulia, Venezuela. 67 p.
- Grimaldo, M.** (2001). Inventario de los macroinvertebrados asociados a las macrófitas acuáticas en el río Gaira, departamento del Magdalena (Tesis inédita de pregrado). Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia.
- Hammer, Ø., Harper, D.A., Ryan, P.D.** (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*. **4** (1): 9-18.
- Holzenthall, R., Blahnik, R., Prather, A., Kjer, K.** (2007). *Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta), Caddisflies*. *Zootaxa*. **1668**: 639-698.
- Holzenthall, R. W.** (1988). Catálogo Sistemático de Los Tricópteros. Fecha de consulta: 20 de september, 2018. Disponible en: [https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Cat%C3%A1logo+sistem%C3%A1tico+de+los+tric%C3%B3pteros+de+Costa+Rica+\(Insecta:+Trichoptera\)&author=Holzenthall+R.+W.&publication_year=1988&journal=Brenesia&volume=29&issue=1&pages=51-82](https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Cat%C3%A1logo+sistem%C3%A1tico+de+los+tric%C3%B3pteros+de+Costa+Rica+(Insecta:+Trichoptera)&author=Holzenthall+R.+W.&publication_year=1988&journal=Brenesia&volume=29&issue=1&pages=51-82)
- Holzenthall, R. W. & Pes, A. M.** (2004). A new genus of long-horned caddisfly from the Amazon basin (Trichoptera: Leptoceridae: Grumichellini). *Zootaxa*. **621**: 1-16.
- Holzenthall, R. W. & Calor, A. R.** (2017). Catalog of the Neotropical Trichoptera (Caddisflies). *ZooKeys*. **654**: 1-566.
- Jaimes-Contreras, A. M. & Granados-Martínez, C.** (2016). Tricópteros asociados a siete afluentes de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. **87** (2): 436-442.
- Jaramillo Londoño, J. C.** (2006). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en el área del embalse Porcè II y su relación con la calidad del agua. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*. **11** (5): 45-58.
- Jost, L.** (2006). Entropy and diversity. *Oikos*. **113** (2): 363-375.
- Jost, L.** (2010). The relation between evenness and diversity. *Diversity*. **2** (2): 207-232.
- López-Delgado, E. O., Vásquez-Ramos, J.M., Reinoso-Flórez, G.** (2015). Listado taxonómico y distribución de los tricópteros inmaduros del departamento del Tolima. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **39** (150): 42-49.
- Malm, T., Johanson, A., Wahlberg N.** (2013). The Evolutionary History of Trichoptera (Insecta): A Case of Successful Adaptation to Life in Freshwater. *Systematic Entomology*. **38** (3): 459-473.
- Manjarrés, G. & Manjarrés-Pinzón, G.** (2004). Contribución al conocimiento hidrobiológico de la parte baja de los ríos de la vertiente noroccidental de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista Intropica*. **3** (1): 39-50.
- Martínez-Menéndez, J.** (2014). Biodiversidad de los tricópteros (Insecta: Trichoptera) de la península ibérica: estudio faunístico y biogeográfico. Ph.D. Thesis. Fecha de consulta: 20 de septiembre, 2018. Disponible en: <https://www.tdx.cat/handle/10347/11721>
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W.** (Eds.). (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* (3th ed.). USA: Kendall /Hunt, Dubuque. p. 50.
- Morse, J. C.** (2012). Trichoptera World Checklist. Fecha de consulta: 20 de septiembre, 2018. Disponible en: <https://entweb.sites.clemson.edu/database/trichopt/search.php>
- Moreno, C.E., Barragán, F., Pineda, E., Pavón, N.P.** (2011). Reanálisis de la diversidad alpha: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. **82**: 1249-1261.
- Muñoz-Quesada, F.** (2000). Especies del orden Trichoptera (Insecta) en Colombia. *Biota Colombiana*. **1**: 267-288.
- Muñoz-Quesada, F.** (2004). El orden Trichoptera (Insecta) en Colombia, II: inmaduros y adultos, consideraciones generales. En F. Fernández, M. G. Andrade, y G. Amat (Eds.), *Insectos de Colombia* (pp. 319-349). Santafé de Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.

- Muñoz-Quesada, F., Gutiérrez, L., Zúñiga, M. C.** (1999). Trichoptera from the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Bulletin of the North American Benthological Society*. **16**: 229.
- Oliveira, L., & Froehlich, C.** (1996). Natural History of Three Hydropsychidae (Trichoptera, Insecta) in "Cerrado" Stream from Northeastern São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira De Zoologia*. **13** (3): 755-762.
- Posada-García, J. & Roldán, G.** (2003). Clave ilustrada y diversidad de las larvas de Trichoptera en el nor-occidente de Colombia. *Caldasia*. **25** (1): 169-192.
- PRO-SIERRA.** (2017). Evaluación ecológica rápida: definición para áreas críticas para la conservación en la Sierra Nevada de Santa Marta. Fecha de consulta: mayo de 2017. Disponible en: www.prosierra.org
- Rapoport, E. H.** (1982). *Areography: Geographical Strategies of Species*. Pergamon Press, Oxford. Spicer. p. 269.
- Rincón, M. E.** (1996). Aspectos bioecológicos de los tricópteros de la quebrada Carrizal (Boyacá, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología*. **22** (1): 53-60.
- Rincón, M. E.** (1999). Estudio preliminar de la distribución altitudinal y espacial de los tricópteros en la Cordillera Oriental (Colombia). *Insectos de Colombia, II. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Bogotá, D.C.* pp. 267-284.
- Rivera-Usme, J. J., Camacho-Pinzón, D., Botero-Botero, A.** (2008). Estructura numérica de la entomofauna acuática en ocho quebradas del departamento del Quindío-Colombia-Acta Biologica Colombiana. **13** (2): 133-146.
- Roback, S. W.** (1966). The Trichoptera larvae and pupae. In R. Patrick (Ed.). *The Catherwood Foundation Peruvian-Amazon Expedition: Limnological and Systematics Studies* (pp. 235-303). USA: Monographs of the Academy of Natural Science of Philadelphia.
- Roldán, G.** (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia propuesta para el uso del método BMWP/col. Ed. Universidad de Antioquia (Colombia). 2003; p. 170.
- Roldán, G.** (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.* **40** (155): 254-274.
- Rosenzweig, M. L.** (1995). *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. p. 436.
- Rúa-García, G., Tamaris-Turizo, C., Zúñiga, M del C.** (2015). Composición y distribución de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (Insecta) en ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista de Ciencias*. **19** (2): 11-29.
- Serna, D., Tamaris, C. E., Gutierrez, L.** (2015). Spatial and Temporal Distribution of Trichoptera (Insecta) Larvae in the Manzanares River Sierra Nevada of Santa Marta (Colombia). *Revista de Biología Tropical*. **63** (2): 465-477.
- Spies, M, Froehlich, C., Kotzian, C.B.** (2006). Composition and diversity of Trichoptera (Insecta) larvae communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries, State of Rio Grande do Sul, Brazil *Iheringia, Sér.* **96**: 389-398.
- Springer, M.** (2006). Clave taxonómica para larvas de las familias del orden Trichoptera (Insecta) de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* **54**: 14.
- Springer, M.** (2008). Aquatic Insect Diversity of Costa Rica: State of Knowledge. *Rev. Biol. Trop.* **56**: 25.
- Springer, M.** (2010). Trichoptera. En: Springer, M., Ramírez A. & P. Hanson (eds.). *Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I*. *Rev. Biol. Trop.* **58** (Suppl. 4): 151-198.
- Stein, H., Springer, M., Kohlmann, B.** (2008). Comparison of two sampling methods for biomonitoring using aquatic macroinvertebrates in the Dos Novillos River, Costa Rica. *Ecological Engineering*. **34**: 267-275
- Stevens, G.** (1992). The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *Am. Nat.* **140**: 893-911.
- Tamaris-Turizo, C. E., López-Salgado, H.J.** (2006). Aproximación a la zonificación climática de la cuenca del río Gaira. *Intropica*: 69-76.
- Townsend, C. R., A. G. Hildrew, A.G.** (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*. **31**: 265-275.
- Tamaris-Turizo, C., Rodríguez-Barríos, J., Ospina-Torres, R.** (2013). Deriva de macroinvertebrados acuáticos a lo largo del río Gaira, vertiente noroccidental de la Sierra Nevada De Santa Marta, Colombia. *Caldasia*. **35** (1): 149. Fecha de consulta: 27 de septiembre de 2018. Disponible en: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39103>

- Vannote, R. L., Minshall, G.W., Cummins, K. W., Sedell, J., Cushing, C. E.** (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **37** (1): 130-137.
- Vásquez, J., Ramírez, Reinoso, G., Guevara, G.** (2008). Hydroptílicos (Trichoptera) de la cuenca del río Totaré, Tolima-Colombia E. Peña, J. Cantera, M. Zúñiga, S. Duque, E. Londoño, L. Aguirre, *et al.* (Eds.), Resúmenes del VIII Seminario Colombiano de Limnología y I Reunión Internacional de Cuencas Bajas y Zonas Estuarinas, Universidad Autónoma de Occidente, Santiago de Cali (2008)
- Vásquez-Ramos, J., Ramírez-Díaz, F., Reinoso-Flórez G.** (2010). Distribución espacial y temporal de los tricópteros inmaduros en la cuenca del río Totaré (Tolima-Colombia). *Caldasia*. **32**: 129-148.
- Vásquez-Ramos, J., Guevara-Cardona, G., Reinoso-Flórez, G.** (2014). Factores ambientales asociados con la preferencia de hábitat de larvas de tricópteros en cuencas con bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Revista de Biología Tropical*. **62** (Suppl. 2): 21-40.
- Wiggins, G. B.** (1996). Review of Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera). *Journal of the North American Benthological Society*. **15** (3): 403-405.
- Yu, H. T.** (1994). Distribution and abundance of small mammals along a subtropical elevational gradient in central Taiwan. *J. Zool.* **234**: 577-600.
- Zúñiga, M. C., Rojas, A. M., Caicedo, G.** (1993). Indicadores ambientales de calidad de agua en la cuenca del río Cauca. *Ainsa*. **13**: 17-28.

Artículo original

Contribución taxonómica a la subfamilia Chironominae de Caldas: nuevos registros, clave taxonómica y diagnosis

Taxonomic contribution to the Chironominae subfamily in Caldas: new records, taxonomic keys, and diagnosis

Diana Hoyos*,  Lucimar Dias

Grupo de investigación BIONAT, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Caldas, Manizales, Colombia

Resumen

Chironomidae es una familia de moscas acuáticas con amplia distribución global, siendo el grupo de insectos más abundante en los ecosistemas de agua dulce. La familia tiene 11 subfamilias, de las cuales apenas cinco están reportadas para Colombia, entre ellas la de los Chironominae, una de las más diversas del grupo. Los estados inmaduros se han utilizado como bioindicadores de contaminación, sin embargo, un gran obstáculo para el avance de las investigaciones ecológicas con este grupo es su difícil taxonomía y la falta de inventarios y de claves taxonómicas regionales. En este contexto, se presenta la primera clave taxonómica para los géneros de Chironominae registrados en Caldas con su respectiva diagnosis e imágenes ilustrativas. Para su determinación, se prepararon cápsulas cefálicas de larvas depositadas en la Colección Entomológica del Programa de Biología de la Universidad de Caldas (CEBUC), las cuales proceden de afluentes de la cuenca del río Chinchiná; además, se revisaron los estudios que reportan Chironominae en Caldas. Se encontraron nueve géneros: *Polypedilum*, *Rheotanytarsus*, *Chironomus*, *Endotribelos*, Género A, *Paracladopelma*, *Paratanytarsus*, *Riethia* y *Tanytarsus*, estos siete últimos se registran por primera vez en Caldas.

Palabras clave: Identificación; Chironomidae; Insectos acuáticos; Andes colombianos.

Abstract

Chironomidae is a family of aquatic flies with a wide global distribution, which constitutes the most abundant group of insects in freshwater ecosystems. The family has 11 subfamilies worldwide, of which five are registered in Colombia, among them the Chironominae, one of the most diverse of the group. The immature stages of the family have been used as bioindicators of contamination, however, a significant obstacle for the improvement of ecological research using this group is its complicated taxonomy, as well as the lack of inventories and regional taxonomic keys. In this context, we present here the first generic taxonomic key of Chironominae for the department of Caldas accompanied by the diagnosis and illustrative images of the documented genera. We also conducted a review of the literature reporting the subfamily for Caldas and the slide-mounting of the cephalic capsule of the larvae deposited in the Entomological Collection of the Biology Program of the University of Caldas (CEBUC) from different tributaries of the Chinchiná River basin. We found nine genera: *Polypedilum*, *Rheotanytarsus*, *Chironomus*, *Endotribelos*, Genus A, *Paracladopelma*, *Paratanytarsus*, *Riethia*, and *Tanytarsus*, of which the last seven are registered for the first time in Caldas.

Keywords: Identification; Chironomidae, Aquatic insects; Colombian Andes.

Citación: Hoyos D, Dias L.
Contribución taxonómica a la subfamilia Chironominae de Caldas: nuevos registros, clave taxonómica y diagnosis. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):507-521, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyfyn.1184>

Editor: Gabriel Roldán

***Correspondencia:**

Diana C Hoyos; dicahoja@hotmail.com

Recibido: 29 de enero de 2020

Aceptado: 6 de mayo de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

Los quironómidos (Diptera: Chironomidae) representan una de las familias de invertebrados acuáticos más diversa (11 subfamilias, 22 tribus y aproximadamente 15.000 especies); tiene una amplia distribución a nivel global y constituye el grupo más abundante de insectos

en los ecosistemas de agua dulce (Cranston, 1995; Ferrington, 2008). Los estados inmaduros de la familia cumplen un papel importante en los niveles de las cadenas tróficas, ya que se encuentran en prácticamente toda clase de hábitats acuáticos. Es un grupo de insectos holometábolo, con cuatro estadios larvales. Las larvas y pupas se pueden encontrar sobre cualquier tipo de sustrato (Ekrem, *et al.*, 2007; Paggi, 2009). Sus especies son conocidas por ser oportunistas y rápidas colonizadoras que se adaptan rápidamente a condiciones fluctuantes. Pueden ser de vida libre, sedentarias, minadoras de plantas acuáticas, comensales o semiparásitas, y hasta parásitas (Ruse, 1995).

Por lo general, las larvas de Chironomidae pasan la mayor parte de su ciclo de vida en el sedimento de ríos y quebradas, donde se acumulan diferentes sustancias tóxicas, por lo que podrían ser candidatos ideales como bioindicadores de contaminación en estos ecosistemas (Warwick, 1985; Armitage, *et al.*, 1995; Béchar, *et al.*, 2008). Sin embargo, la difícil taxonomía del grupo y la necesidad de montar las cápsulas cefálicas para su identificación (Pinder, 1983; Ekrem, *et al.*, 2010) ha limitado en ocasiones su utilización como tales en algunas regiones, lo que, además, ha llevado a que el grupo sea identificado a nivel de familia en la mayoría de los estudios ecológicos.

Los estudios taxonómicos sobre los Chironomidae en Suramérica han ido en aumento (Brundin, 1966; Roback & Coffman, 1983; Spies & Reiss, 1996; Paggi, 2009; Donato, *et al.*, 2009; Siri & Paggi, 2010; Prat, *et al.*, 2012; Siri, *et al.*, 2014; Siri & Donato, 2015; Hamerlik, *et al.*, 2019; Silva, *et al.*, 2019), aunque, infortunadamente, no al mismo ritmo en Colombia. En este contexto, se destacan los siguientes trabajos: el catálogo de especies de Chironomidae para el neotrópico y México, en el que Spies & Reiss (1996) documentan 13 géneros de la familia en el país; las guías para la identificación genérica de larvas para las cinco subfamilias de Ruiz, *et al.* (2000a y 2000b) y Ospina, *et al.* (1999), y el artículo sobre los Chironomidae de Colombia de Mendes & Pinho (2016), quienes resumen los reportes encontrados en la literatura y registran cinco géneros para el departamento del Meta. Además, se podrían mencionar algunos trabajos con enfoque ecológico o faunístico que involucran el registro de géneros de la familia en diversos departamentos de Colombia: Magdalena (16), Tolima (16), Norte de Santander (13), Antioquia (9), Caldas (8), Chocó (4), Valle del Cauca (2), Cauca (1) y Cesar (1) (Nazarova, *et al.*, 2004; Castellanos & Serrato, 2008; Posada-García, *et al.*, 2008; Meza, *et al.*, 2012; Forero, *et al.*, 2014; Zambrano, *et al.*, 2015; Madera, *et al.*, 2016; Oviedo & Reinoso, 2018; Mosquera & Sánchez, 2019). Lastimosamente, muchos de los estudios con Chironomidae en el país constituyen trabajos de grado que no han sido publicados y, por tal razón, no se consideran registros formales.

Entre las subfamilias más diversas de Chironomidae, se encuentra la Chironominae, la cual está representada mundialmente por tres tribus (Chironomini, Pseudochironomini, Tanytarsini) y 101 géneros descritos (Ashe, *et al.*, 1987). En Suramérica la distribución del grupo está subestimada, pues apenas se han registrado 60 géneros, de los cuales solamente quince lo han sido en Colombia: *Chironomus*, *Cladopelma*, *Dicrotendipes*, *Endotribelos*, Género A, *Goeldichironomus*, *Oukuriella*, *Parachironomus*, *Paracladopelma*, *Paratanytarsus*, *Polypedilum*, *Pseudochironomus*, *Rheotanytarsus*, *Tanytarsus* y *Xestochironomus* (Spies & Reiss, 1996; Ruiz, *et al.*, 2000; González, *et al.*, 2012; Meza, *et al.*, 2012).

Considerando el insipiente conocimiento de los Chironominae en diferentes regiones del país, entre ellas Caldas, con apenas tres géneros documentados, el propósito de este trabajo fue contribuir a la taxonomía de la subfamilia en el departamento mediante la elaboración de una clave taxonómica para los géneros, con su respectiva diagnosis y los nuevos registros.

Materiales y métodos

Obtención y revisión de especímenes

Se revisaron las larvas de Chironominae depositadas en la Colección Entomológica del Programa de Biología de la Universidad de Caldas (CEBUC). El material revisado proviene

de 11 estaciones ubicadas en la cuenca del río Chinchiná en los municipios de Manizales y Villamaría (departamento de Caldas), entre los 1.720 y los 2776 m s.n.m. Las quebradas muestreadas en Villamaría, fueron la Toldafría (04°59'08"N; 75°26'43'O), la Romerales (04°59'22"N; 75°25'58'O), la California (04°59'5"N; 75°26'35'O), y la ubicada en la finca Don Fernando (05°01'36,9"N; 75°31'26,3'O). Los afluentes muestreados en Manizales fueron la quebrada Chuscales (05°02'45,2"N; 75°25'18,9'O), la quebrada El Establo (05° 01' 42,1"N; 75°31'10,9'O), la quebrada La Elvira - estación 1 (05°03'4,4"N; 75°24'33,1'O), la quebrada La Elvira - estación 2 (05°03'10,9"N; 75°24'33,6'O), la quebrada La Elvira - estación 3 (05°01'53"N; 75°24'43,8'O), la quebrada Cimitarra (05°04'32,0"N; 75°24' 0,60'O) y Río Blanco (05°03'51"N; 75°27'52'O).

Los especímenes se recolectaron con red tipo Surber en tres substratos (hojarasca, roca y sedimento) entre febrero y julio de 2014 en el marco del proyecto de "Evaluación del impacto minero, agrícola y ganadero mediante respuestas ecológicas y genéticas de macroinvertebrados acuáticos". Se hizo, además, una revisión bibliográfica de los artículos que documentan géneros de Chironominae en Caldas (González, *et al.*, 2012; Meza, *et al.*, 2012), con el fin de incluir todos los géneros previamente registrados en el departamento.

Para la determinación de los géneros se montaron las cápsulas cefálicas de las larvas siguiendo el protocolo de Pinder (1983) que propone la utilización de KOH al 10 % para aclarar las estructuras, proceso que luego se detiene con agua destilada y alcoholes de diferentes grados (70 y 90 %). Por último, se utiliza euparal o bálsamo de Canadá para preservar las estructuras en un montaje permanente.

Diagnosis y distribución

La información sobre las diagnosis de los géneros se corroboró con los datos obtenidos en los estudios sobre Chironomidae (Ruiz, *et al.*, 2000a; Pinder & Reiss, 2008; Trivinho-Strixino, 2011). Los aspectos generales referentes a la morfología y la terminología de Chironomidae se pueden consultar en el glosario especializado de Saether (1980), en tanto que los datos de la distribución y las notas ecológicas pueden consultarse en Cranston (2010).

Clave taxonómica

La clave taxonómica se elaboró con base en la guía para la identificación genérica de larvas de quironómidos (Diptera: Chironomidae) de la sabana de Bogotá. II. Subfamilia Chironominae, de Ruiz, *et al.* (2000a) y la Clave para Larvas de Chironomidae, Guía de identificação, de Trivinho-Strixino (2011).

Las fotografías se tomaron con un estereomicroscopio Leica M205 con cámara acoplada y un microscopio Leica DM500.

Resultados y discusión

Se lograron identificar 278 individuos de Chironominae pertenecientes a los siguientes nueve géneros (Figuras 1-7): *Chironomus* Meigen (Figura 1 A-D), *Endotribelos* Grodhaus (Figura 2 A-D), *Polypedilum* Kieffer (Figura 2 E), Género A (Figura 3 A-E), *Paracladopelma* Harnisch (Figura 4 A-D), *Rheotanytarsus* Thienemann & Bause (Figura 5 A, B y C), *Paratanytarsus* Thienemann & Bause (Figura 5 D y E), *Riethia* Kieffer (Figura 6 A-E), y *Tanytarsus* Wulp (Figura 7 A-F). El cuarto género mencionado corresponde morfológicamente a un morfotipo del complejo *Harnischia*, denominado Género A por Ruiz, *et al.* (2000 a) en la sabana de Bogotá.

Varios autores consideran Chironominae como una de las subfamilias más abundantes y ricas en géneros en el Neotrópico (Spies & Reiss, 1996 y Trivinho-Strixino, 2011). Sin embargo, en Colombia los reportes de la subfamilia son escasos, con siete géneros reportados por Spies & Reiss (1996): *Chironomus*, *Cladopelma* Kieffer, *Dicrotendipes* Kieffer, *Goeldichironomus* Fittkau, *Parachironomus* Lenz, *Oukuriella* Epler y *Tanytarsus*, cuya ubicación exacta no se ha reportado. En la sabana de Bogotá están registrados 11 géneros: *Chironomus*, *Dicrotendipes*, *Endotribelos*, *Parachironomus*, *Paracladopelma*,

Género A, *Polypedilum*, *Xestochironomus* Sublette & Wirth, *Paratanytarsus* Thienemann & Bause, *Tanytarsus* y *Pseudochironomus* Malloch (Ruiz, et al., 2000). En Caldas se habían reportado tres géneros previamente: *Stenochironomus* Kieffer, *Rheotanytarsus* y *Polypedilum* (Meza, et al., 2012 y Gonzáles, et al., 2012), sin embargo, al revisar los especímenes identificados en el trabajo de Meza, et al. (2012), los cuales se encuentran depositados en la colección CEBUC, se observó que hubo un error en la identificación del único individuo determinado como *Stenochironomus*, que en realidad correspondía a un género de otra subfamilia. Es importante destacar que *Chironomus*, *Endotribelos*, Género A, *Paracladopelma*, *Paratanytarsus*, *Riethia* y *Tanytarsus* corresponden a nuevos registros en Caldas.

Se presentan a continuación la clave taxonómica ilustrada y las diagnósicos de los géneros reportados en este trabajo.

Clave para la determinación de los géneros de Chironominae registrados para Caldas (Basada en Ruiz, et al., 2000a):

1. Antena ubicada sobre una base alargada o pedestal (Figuras 5 B, C y 7 B), al menos tan alta como ancha. Antenas normalmente largas (Figuras 7 B y F), de más de la mitad de la longitud de la cabeza. **Tanytarsini 7**



Figura 1. *Chironomus*: A. Cuerpo entero; B. Cabeza; C. Parte posterior abdominal; D. Cápsula cefálica. Diente dorsal de la mandíbula (DD); E. Acercamiento de la lamela labral (LL)

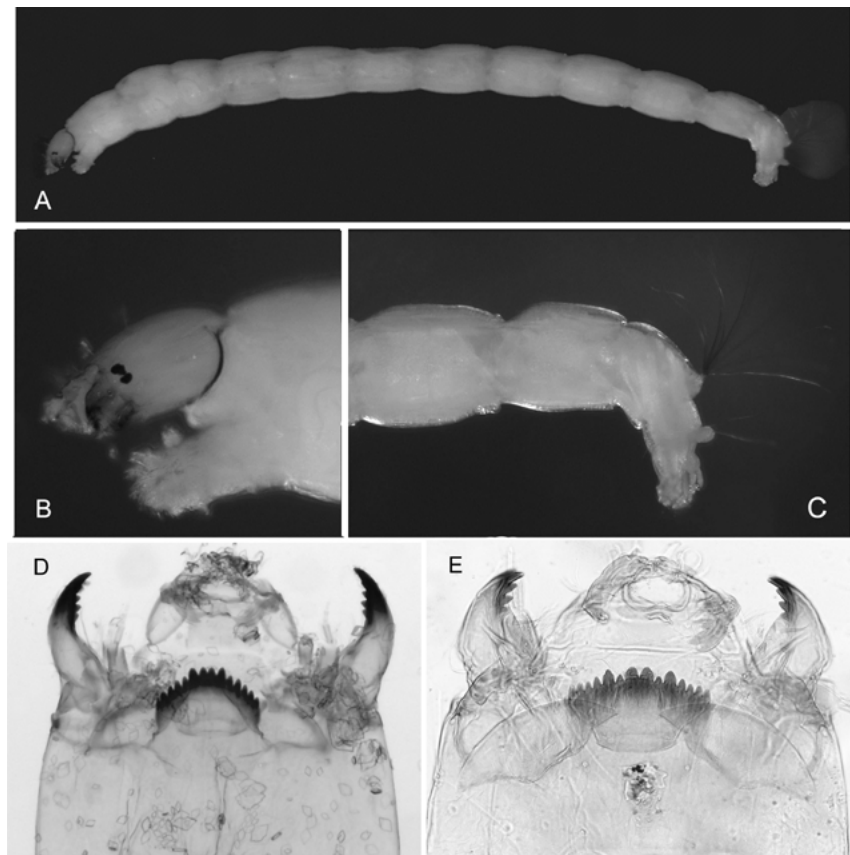


Figura 2. *Endotribelos* y *Polypedilum*: **A.** Cuerpo entero de *Endotribelos*; **B.** Cabeza de *Endotribelos*; **C.** Parte posterior del abdomen de *Endotribelos*; **D.** Cápsula cefálica de *Endotribelos*; **E.** Cápsula cefálica de *Polypedilum*

- 1'. Antena sésil, sin esta base. Antena no tan larga (**Figuras 1 B, 2 B, 3 B, 4 B y 6 B**) menos de la mitad de la longitud de la cabeza. **2**
- 2. Placas ventromentales estrechas y alargadas, en forma de barra y casi unidas en la parte media (**Figura 6 E**). **Tribu Pseudochironomini... Riethia (Figura 6)**
- 2'. Placas ventromentales con formas variadas (ej. **Figura 3 D**), generalmente anchas y cortas, en forma de abanico, separadas en la parte media. **3**
- 3. Las setas SI y II del labro son simples, generalmente en forma de lámina (**Figura 3 E**). Lamela labral usualmente ausente. Mandíbula siempre sin diente dorsal. En visión ventral es posible ver cómo el mentón tiene una parte clara central (**Figuras 3 D y 4 D**).
 **Grupo Harnischia ... 4**
- 3'. SI plumosa, palmeada, aserrada o pinnada. Lamela labral presente (**Figura 1 E**) y por lo general bien desarrollada. Mandíbula con diente dorsal presente (**Figura 1 D**) o ausente. Menton con dientes de coloración uniforme. **5**
- 4. Antena con cinco segmentos, el segundo mucho más largo que el tercero. Mentón con diente central claro y doble acompañado de siete pares de dientes laterales oscuros. Premandíbula con seis dientes (**Figura 4 D**). **Paracladopelma (Figura 4)**
- 4'. Antena con seis segmentos, el tercero más largo que el segundo. Mentón con diente central claro y dividido en cuatro, acompañado de seis pares de dientes laterales oscuros. Premandíbula con cinco dientes (**Figura 3 D**). **Género A (Figura 3)**
- 5. Larvas con túbulos abdominales en el octavo segmento abdominal (**Figuras 1 A y C**). Mentón con diente central trifido, donde los dos dientes externos pueden estar fusionados o separados del central (**Figura 1 D**). **Chironomus (Figura 1)**

- 5°. Larvas sin túbulos abdominales (**Figuras 2 C**). Mentón con número par de dientes (**Figuras 2 D**). **6**
- 6. Mentón con un par de dientes centrales más grandes o iguales que los primeros laterales (**Figura 2 E**). *Polypedilum* (**Figura 2 E**)
- 6°. Mentón con un par de dientes centrales más pequeños que los primeros dientes laterales o casi alcanzando a los laterales (**Figura 2 D**). *Endotribelos* (**Figura 2 A-D**)
- 7. Pedicelos de los órganos de Lauterborn más largos que los segmentos terminales de la antena (**Figura 7 F**). Premandíbulas con 3-5 dientes, peine de la epifaringe formado por tres placas dentadas (**Figura 7 E**). *Tanytarsus* (**Figura 7**)
- 7°. Pedicelos de los órganos de Lauterborn cortos, premandíbulas bífidas. **8**
- 8. Órganos de Lauterborn en pequeños pedicelos, los cuales son más cortos o iguales a los segmentos antenales tercero a quinto (**Figura 5 C**). Placas ventromentales con estrías gruesas, con apariencia de bloque (**Figura 5 C**). Peine de la epifaringe como un peine sencillo con múltiples dientes, o tripartito débilmente (**Figura 5 C**). *Rheotanytarsus* (**Figura 5 A, B y C**)
- 8°. Órganos de Lauterborn sésiles (**Figura 5 E**), si los pedicelos están presentes son más largos que los segmentos antenales tercero a quinto. Peine de la epifaringe como una placa con 3, 5 o 10 lóbulos o tres placas con numerosos dientes (ver detalles del peine de la epifaringe en la clave de **Epler, 2014**). *Paratanytarsus* (**Figura 5 D y E**)

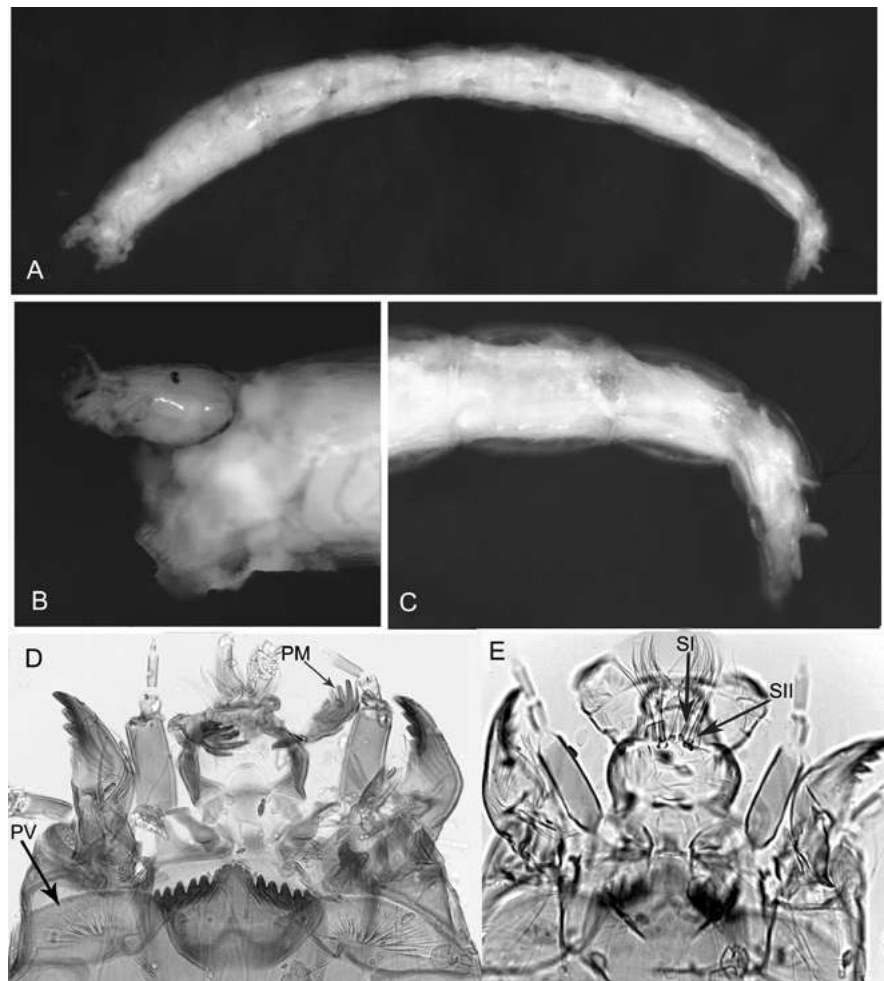


Figura 3. Género A: **A.** Cuerpo entero; **B.** Cabeza; **C.** Parte posterior del abdomen; **D.** Cápsula cefálica; **E.** Detalle de las setas I y II en la cápsula cefálica. PV: placa ventromental. PM: premandíbula

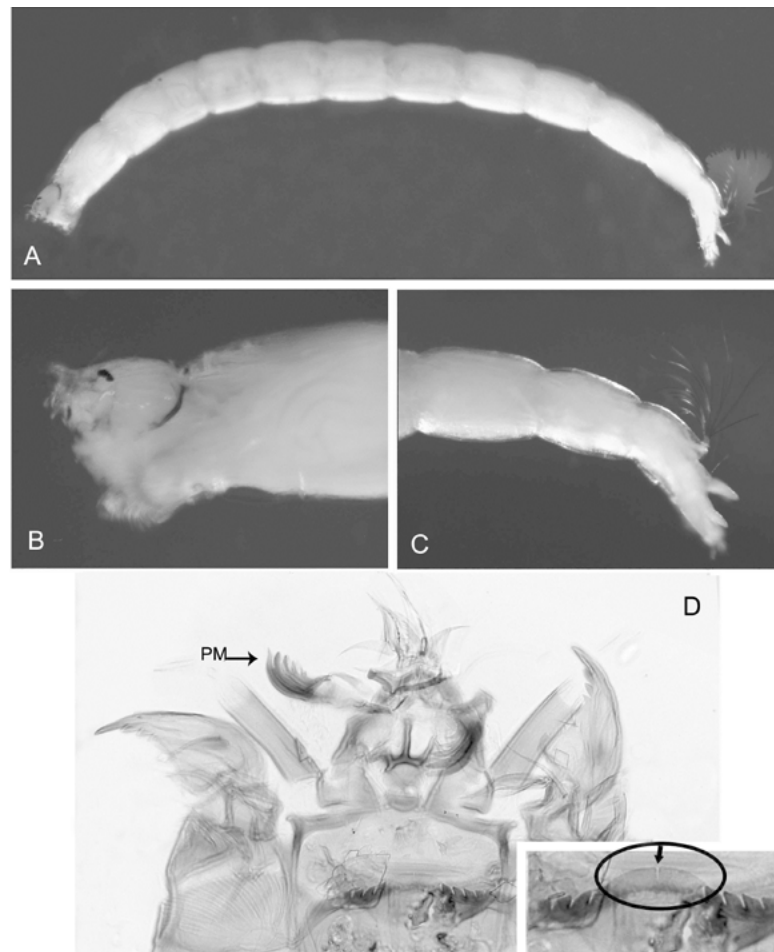


Figura 4. *Paracladopelma*: **A.** Cuerpo entero; **B.** Cabeza; **C.** Parte posterior del abdomen; **D.** Cápsula cefálica. La flecha indica el diente central claro y doble. PM: premandíbula

Diagnosis de los géneros encontrados en la zona de estudio con su respectiva distribución y notas sobre su ecología

El símbolo (*) representa los registros nuevos documentados para Caldas en este trabajo.

Las larvas de la subfamilia Chironominae son generalmente rojizas, con tonos verdes y blancos. Su tamaño es variado, algunos géneros miden pocos milímetros (*Stempellina*) y otros llegan a centímetros (*Chironomus*). Se caracterizan por tener dos manchas oculares una encima de la otra siempre y, en la mayoría de los casos, bien diferenciadas. Su cápsula cefálica, mentón, placas ventromentales, procercos y parapodos son bien desarrollados. No tienen antenas retráctiles y sus mandíbulas son, en general, fuertes. Tienen 11 segmentos abdominales, y pueden tener túbulos laterales y ventrales, además de los túbulos anales. La mayoría de especies construyen tubos encima o dentro del sedimento que, generalmente, no son transportables; algunas viven dentro de tejidos vegetales y otras, como las del complejo Harnischia, son de vida libre. La mayoría son detritívoras, aunque algunas pueden ser depredadoras o herbívoras (Pinder & Reiss, 2008; Cranston, 2010; Trivinho-Strixino, 2011).

Chironomus Meigen, 1803* (Figura1 A-D)

Diagnosis. Tamaño de la larva mediano a grande (7-20 mm de longitud). Cuerpo de color rojizo, generalmente con dos pares de túbulos ventrales en el octavo segmento (excepto *Chironomus* sp. 9 de Trivinho-Strixino, 2011), y, a veces, un par en el séptimo segmento

abdominal. El mentón con diente central trifido, los dos dientes externos pueden estar fusionados o separados del central; seis dientes laterales. Antena con cinco segmentos, labro con la SI plumosa. Peine de la epifaringe constituido por una placa con 12 a 20 dientes. Premandíbula bifida o con siete dientes. Placas ventromentales en forma de abanico y separadas aproximadamente por un tercio del ancho del mentón. Mandíbula con diente dorsal pálido, diente apical oscuro y tres dientes internos también oscuros.

Comentarios. Las larvas del género se encuentran asociadas a sistemas lénticos y lóxicos de baja velocidad, con sedimentos ricos en detritos orgánicos, y son tolerantes a ambientes pobres en oxígeno disuelto (Pinder & Reiss, 2008; Trivinho-Strixino, 2011). En el presente estudio se encontraron tres morfoespecies de este género asociadas con los sustratos de hojarasca, roca y sedimento.

Distribución. Es un género de distribución mundial; en el continente americano se encuentra registrado en Costa Rica, Puerto Rico, Chile, Argentina, Brasil, Colombia, Panamá, Islas Vírgenes, Guatemala, USA, México, Uruguay y St. Vincent.

***Endotribelos* Grodhaus, 1987* (Figura 2 A-D)**

Diagnosis. Larva de coloración rojiza, de tamaño mediano (7-10 mm de longitud). Mentón y mandíbulas fuertemente esclerosadas. Mentón oscuro con número par de dientes (con excepción de *E. hesperium*), los dientes centrales son menores que los primeros laterales. Antena con cinco segmentos y hoja antenal más larga que el flagelo. Peine de la epifaringe

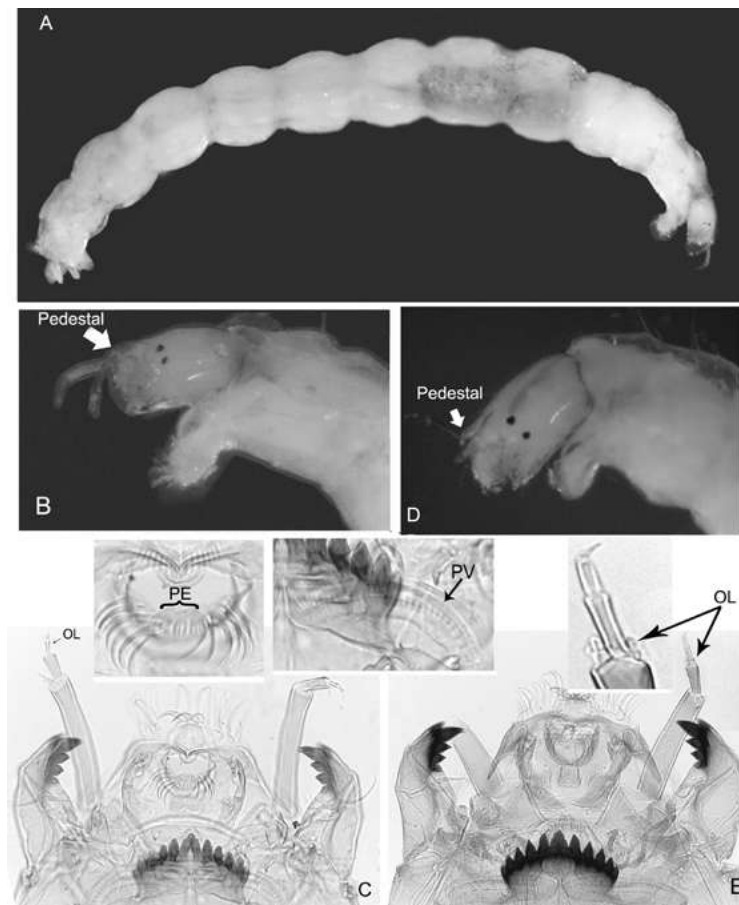


Figura 5. *Paratanytarsus* y *Rheotanytarsus*: **A.** Cuerpo entero de *Rheotanytarsus*; **B.** Cabeza de *Rheotanytarsus*; **C.** Cápsula cefálica de *Rheotanytarsus* (PE: peine de la epifaringe y PV: placa ventromental); **D.** Cabeza de *Paratanytarsus*; **E.** Cápsula cefálica de *Paratanytarsus*. OL: órganos de Lauterborn

formado por tres piezas dentadas. Cápsula cefálica con clipeo separado del apótoma frontal y un esclerito labral. Placas ventromentales generalmente fuertemente estriadas y en forma de abanico. Mandíbulas con dientes apicales, dorsales e internos (2, 3 o 4) oscuros. Túbulos anales cortos.

Comentarios. Fue establecido por **Grodhaus** en 1987 para la especie *E. hesperium*, cuyas larvas presentan un solo diente central; las demás especies descritas (14 en total) presentan dos dientes centrales. Sus larvas son comunes en cuerpos de agua asociados a bosques, donde viven en troncos, frutos y hojas, y también en macrofitas acuáticas de lagos y estanques, mostrando preferencia por el sustrato de hojarasca (**Ruiz, et al., 2000a; Pinder & Reiss, 2008; Trivinho-Strixino, 2011; Trivinho-Strixino & Pepinelli, 2015**).

Distribución. Se encuentra registrado en Guatemala, Costa Rica, Estados Unidos, México, Colombia y Brasil.

***Polypedilum* Kieffer, 1912 (Figura 2 E)**

Diagnosis. Tamaño mediano de la larva, entre 7 y 10 mm de longitud. Cuerpo de color desde rojizo con tonalidades verdes o naranjas hasta fuertemente rojo. Mentón con 14 a 16 dientes, todos oscuros, en general los centrales son más grandes que los primeros laterales, característica que separa a las larvas del grupo *fallax*, ya que en estas los dientes centrales son un poco menores que los primeros laterales. Antena con cinco segmentos (aunque en los individuos del subgénero *Tripodura* pueden parecer cuatro). Peine de la epifaringe

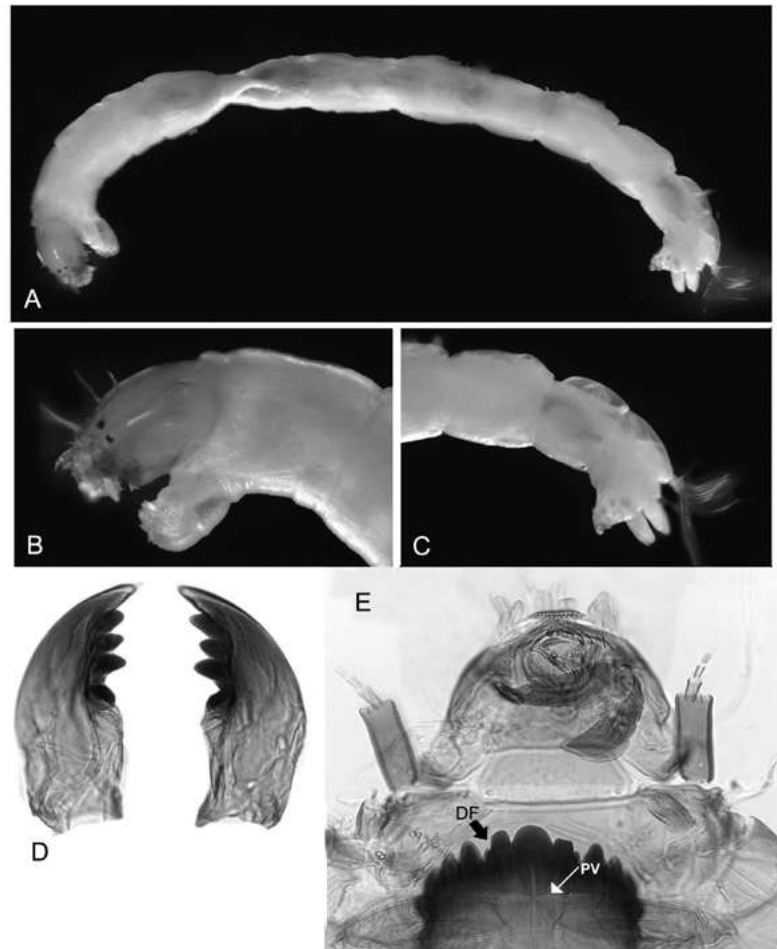


Figura 6. *Riethia*: **A.** Cuerpo entero; **B.** Cabeza; **C.** Parte posterior del abdomen; **D.** Mandíbulas; **E.** Cápsula cefálica. DF: diente fusionado, PV: placas ventromentales casi fusionadas

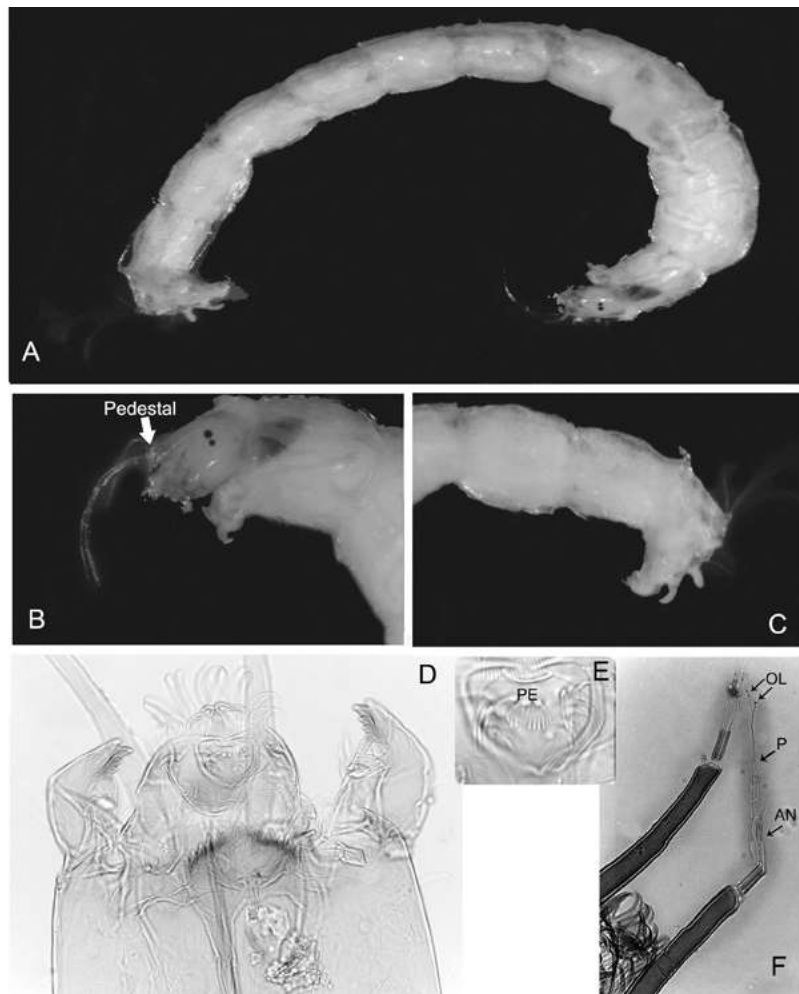


Figura 7. *Tanytarsus*: **A.** Cuerpo entero; **B.** Cabeza; **C.** Parte posterior del abdomen; **D.** Cápsula cefálica; **E.** Acercamiento del peine de la epifaringe; **F.** Antenas. OL: órganos de Lauterborn, P: pedicelo, AN: antena

constituido por tres placas separadas y dentadas. Premandíbula con tres dientes. Placas ventromentales ampliamente separadas, en forma de abanico y con estrías continuas. Mandíbula con un notorio diente dorsal oscuro, al igual que el diente apical, con tres dientes internos.

Comentarios. Hasta el momento se han reconocido ocho subgéneros, siendo los más comunes *P. (Tripodura)* y *P. (Polypedilum)*. Sus larvas se encuentran en todo tipo de aguas (lénticas y lólicas), exceptuando en la alta montaña y el Ártico (Pinder & Reiss, 2008; Trivinho-Strixino, 2011). Su sustrato preferido es el sedimento, aunque algunas especies se pueden encontrar en rocas y minando plantas acuáticas (Pinder & Reiss, 2008).

Distribución. Su distribución es mundial, es uno de los géneros con mayor número de especies, y se ha registrado en todo el continente americano: Estados Unidos, Costa Rica, Guatemala, Panamá, Nicaragua, Argentina, Brasil, Bolivia, St. Vincent, Colombia y Perú (Vårdal, *et al.*, 2002).

Género A (Ruiz, *et al.*, 2000a)* (Figura 3 A-E)

Diagnosis. Larva de tamaño medio, de no más de 10 mm de longitud y coloración clara. Cabeza pequeña, ligeramente dirigida hacia atrás, como en *Paracladopelma*. Mentón con el diente central claro y dividido en cuatro, acompañado por seis pares de dientes laterales

oscuros terminados en punta. Antena con seis segmentos, el tercero más largo que el segundo. Labrum con la SI simple y lamela ausente. Peine de la epifaringe triangular con cuatro divisiones. Premandíbula con seis dientes. Placas ventromentales anchas, alargadas y separadas medialmente por la mitad del ancho del mentón. Mandíbula sin diente dorsal y con tres dientes internos.

Comentarios. Fue descrito por primera vez por **Ruiz, et al.** (2000a). En este estudio, la mayoría de individuos se encontraron en el sustrato de sedimento, seguido por el de roca.

Distribución. Colombia. **Prat, et al.** (2012) reportan larvas similares en Ecuador y Perú.

***Paracladopelma* Harnisch, 1923 * (Figura 4 A-D)**

Diagnosis. Larva de tamaño mediano, de no más de 10 mm de longitud, patrón de coloración amarillo. Cabeza pequeña, un poco alargada y ligeramente dirigida hacia atrás. Mentón con el diente central doble, de color claro, acompañado por siete pares de dientes laterales. Antena con cinco segmentos, siendo el segundo más largo que el tercero. Labro con la SI simple y lamela ausente. Peine de la epifaringe triangular con tres divisiones. Premandíbula con cinco dientes. Placas ventromentales separadas por el ancho del mentón, notoriamente estriadas. Mandíbula sin diente dorsal y con tres dientes internos puntudos. Cuerpo con túbulos anales alargados, la mitad de la longitud de los parápodos posteriores.

Comentarios. Las larvas del género son estenotermas e intolerantes a la eutrofización. Habitan sustratos arenosos en lagos, arroyos y pequeños ríos y los sedimentos suaves de lagos profundos (**Pinder & Reiss, 2008**). En este estudio se encontró en la estación de referencia para el sector de Gallinazo.

Distribución. Tiene distribución holártica, y en el continente americano solo se ha registrado en Brasil, Colombia y Costa Rica.

***Rheotanytarsus* Thienemann & Bause, 1913 (Figura 5 A, B y C)**

Diagnosis. Larvas pequeñas de no más de 5 mm de longitud. Mentón con 11 dientes (el central generalmente trifido). Antena con cinco segmentos, ubicada sobre un pedestal. Órganos de Lauterborn pequeños en el ápice de cortos pedicelos, que en general no sobrepasan el tercer segmento antenal. Peine de la epifaringe como un peine ancho simple, o incompletamente dividido en tres partes. Premándibulas bifidas con mechón de setas. Placas ventromentales ligeramente curvas que se tocan en la línea media. Mandíbula con un diente dorsal, apical, y 2 o 3 internos, todos oscuros.

Comentarios. Sus larvas son reobiontes, es decir, solo se encuentran en cuerpos corrientosos asociadas a sustratos diversos (rocas, troncos, macrófitas) (**Pinder & Reiss, 2008; Trivinho-Strixino, 2011**) donde construyen sus características casas, las cuales poseen proyecciones para atrapar las partículas de detritos en suspensión con que se alimentan (son filtradoras). Los individuos de esta morfoespecie se encontraron tanto en sustrato de hojarasca como de roca, en zonas de referencia y en otras con impacto agrícola.

Distribución. Se ha registrado en Estados Unidos, Chile, Argentina, Puerto Rico, Colombia y Perú.

***Paratanytarsus* Thienemann & Bause, 1913* (Figura 5 D y E)**

Diagnosis. Larvas medianas de no más de 7 mm de longitud. Mentón con 11 dientes (central generalmente simple, algunas veces con hendiduras laterales). Antena con cinco segmentos, ubicada sobre un pedestal. Segmento basal dos o tres veces más largo que el flagelo, siendo el segundo segmento más largo que el tercero. Órganos de Lauterborn sésiles, sin extenderse hasta el ápice de la antena. Peine de la epifaringe formado por una placa que puede tener 3, 5 o 10 lóbulos o tres placas dentadas. Premándibulas bifidas con diente interno grueso y mechón de setas. Placas ventromentales estrechas y alargadas, separadas por aproximadamente un tercio del diente central. Mandíbula con dientes dorsal, apical, y 2 o 3 internos, todos notorios y oscuros.

Comentarios. Es un género conocido por tolerar un amplio rango de condiciones, lo que le permite ocupar varios hábitats. Incluye especies partenogenéticas que pueden

convertirse en plagas en los sistemas de agua potable. La mayoría de las especies de este género no se ha descrito en su estado larval, por lo que es difícil su identificación, lo que torna conveniente su asociación con el estado adulto (**Pinder & Reiss, 2008; Trivinho-Strixino, 2011**).

Distribución. Su distribución es mundial, con excepción de la Antártida. En Brasil se reportó una nueva especie, identificada por asociación con adultos, pues sus características son bastante diferentes a las establecidas (**Pinder & Reiss, 2008; Cranston, 2010; Trivinho-Strixino, 2011**).

***Riethia* Kieffer, 1917 * (Figura 6 A-E)**

Diagnosis. Son larvas de tamaño mediano (6-9 mm), robustas. Mentón con diente central y seis pares laterales oscuros, el segundo diente lateral más corto que el primero y el tercero. Antena con cinco segmentos; el segmento basal es mayor que el flagelo antenal, y la lámina antenal es más corta que el flagelo antenal; órganos de Lauterborn en el ápice del segundo segmento antenal. Peine de la epifaringe dividido en tres placas simples. Apotoma frontal separado del clipeo. Placas ventromentales largas, ligeramente curvas y tocándose en la línea media. Mandíbula con diente apical pálido y tres dientes internos oscuros, seta subdental larga.

Comentarios. Fue establecido en 1917 por **Kieffer** para dos especies australianas basándose en los adultos. Sus larvas se encuentran en sistemas lénticos y lóticos, por lo general, en áreas sombreadas con vegetación ribereña. Ocurren en hábitats caracterizados por altas cantidades de partículas finas de materia orgánica (**Trivinho-Strixino, 2011**).

Distribución. Colombia, Argentina, Chile, Australasia y Brasil.

***Tanytarsus* Wulp, 1874 * (Figura 7 A-F)**

Diagnosis. Larva de tamaño mediano, de no más de 9 mm de longitud. Mentón con diente central redondeado o trifido y más claro, acompañado de cinco pares de dientes laterales. Antena generalmente larga, con cinco segmentos, ubicada sobre un pedestal. Órganos de Lauterborn pequeños, situados sobre largos pedicelos. Peine de la epifaringe constituido por tres escamas dentadas separadas. Premandíbula con tres dientes. Placas ventromentales angostas y alargadas y casi tocándose en la línea media. Mandíbula con diente dorsal claro y tres dientes internos oscuros.

Comentarios. Las larvas del género se pueden encontrar en todo tipo de aguas, incluso los ecosistemas marinos y hay, por lo menos, una especie terrestre. La mayoría se encuentra asociada a sedimentos superficiales o macrófitas acuáticas (**Pinder & Reiss, 2008; Trivinho-Strixino, 2011**). La identificación de muchas especies solo es posible por la asociación con el macho adulto. La mayoría de los individuos de esta morfoespecie se ha encontrado en el sustrato de hojarasca y en las estaciones escogidas como referencia.

Distribución. Es un género de distribución mundial; en el continente americano se encuentra registrado en Argentina, Brasil, Perú, Costa Rica, Chile, Guatemala, Colombia, México y Venezuela.

Agradecimientos

A Colciencias y a la Vicerrectoría de Investigaciones y Posgrados de la Universidad de Caldas por la financiación del proyecto. A la Dra Susana Trivinho-Strixino de la Universidade Federal de São Carlos, Brasil, por la ayuda en la identificación de parte de los individuos. A los integrantes del grupo Bionat y Gebiome por su apoyo, sobretodo en las salidas de campo. Al laboratorio de colecciones biológicas por poner a nuestra disposición los equipos requeridos para la elaboración de este trabajo. A Aguas de Manizales, por facilitar el acceso a algunas de las estaciones de muestreo en el marco del proyecto titulado: "Evaluación del impacto minero, agrícola y ganadero mediante respuestas ecológicas y genéticas de macroinvertebrados acuáticos". A los revisores anónimos que contribuyeron a mejorar este manuscrito.

Contribución de los autores

DCH, revisión de la literatura, análisis de laboratorio y redacción del manuscrito; su labor fue parte de su tesis de maestría; LGD, dirección de la tesis, asesoría en el proceso de revisión de los especímenes en laboratorio y participación en la redacción del manuscrito.

Conflicto de intereses

Las autoras declaran no tener conflictos de intereses.

Referencias

- Armitage, P.D., Cranston, P.S., Pinder, L.C.V.** (1995). The Chironomidae: The biology and ecology of non-biting midges. Armitage PD, Cranston PS, Pinder LCV (Eds.). London, UK. Chapman & Hall.
- Ashe, P., Murray, D.A., Reiss, F.** (1987). The zoogeographical distribution of Chironomidae (Insecta:Diptera). *Annales de Limnologie*. **23** (1): 27-60.
- Béchar, K.M., Gillis, P.L., Wood, C.M.** (2008). Acute toxicity of waterborne Cd, Cu, Pb, Ni, and Zn to first-instar *Chironomus riparius* larvae. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. **54**: 454-459.
- Brundin, L.** (1966). Transantarctic relationships and their significance, evidence by chironomid midges. With a monograph of the subfamilies Podonominae and Aphroteniinae and the austral Heptagyiae. *Kungliga Svenska Vetenskaps Akademiens Handlingar*. **11**: 1-472.
- Castellanos, P.M. & Serrato C.** (2008). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en un nacimiento de río en el páramo de Santurbán, Norte de Santander. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **32** (122): 79-86.
- Cranston, P.S.** (1995). Introduction. In: Armitage, P., Cranston, P.S., Pinder, L.C.V. (eds.). The chironomidae—the biology and ecology of non-biting midges. Chapman & Hall, London, UK, pp. 1–7.
- Cranston, P.S.** (2010). Chironomidae. Fecha de consulta: 14 de septiembre de 2019. Disponible en: <http://chirokey.skullisland.info>
- Donato, M., Massafiero, J., Brooks, S.** (2009). Estado del conocimiento taxonómico de la fauna de Chironomidae (Diptera : Nematocera) de la Patagonia. *Revista de la Sociedad Entomológica de Argentina*. **68** (September): 187-192.
- Ekrem, T., Willassen, E., Stur, E.** (2007). A comprehensive DNA sequence library is essential for identification with DNA barcodes. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. **43**: 530-542.
- Ekrem, T., Stur, E., Hebert, P.** (2010). Females do count: Documenting Chironomidae (Diptera) species diversity using DNA barcoding. *Organism Diversity & Evolution*. **10**: 397-408.
- Epler, J.H.** (2014). Identification Guide to the Larvae of the Tribe Tanytarsini (Diptera: Chironomidae) in Florida. Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee; 77 pp. Fecha de consulta: 14 de septiembre de 2019. Disponible en: <http://johneppler.com/Tanytarsini%202014.pdf>
- Ferrington, L.C.** (2008). Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. *Hydrobiologia*. **595**: 447-455.
- Forero L.C., Longo, M., Ramírez, J.J., Chalar G.** (2014). Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro (ICERN-MAE), Colombia. *Revista Biología Tropical*. **62** (Suppl. 2): 233-247.
- González-G., S.M., Ramírez, Y.P., Meza-S., A.M., Díaz, L.G.** (2012). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales. *Boletín Científico Museo de Historia Natural*. **16** (2): 135-148.
- Grodhaus, G.** (1987). *Endochironomus* Kieffer, *Tribelos* Townes, *Synendotendipes*, n. gen., and *Endotribelos*, n. gen. (Diptera: Chironomidae) of the Nearctic region. *Journal of the Kansas Entomological Society*. **60**: 167-247.
- Hamerlik, L., Silva, F.L., Jacobsen, D.** (2019). Chironomidae (Insecta: Diptera) of Ecuadorian Highaltitude Streams: A Survey and Illustrated Key. *Florida Entomologist*. **101** (4): 663-675.
- Harnisch, O.** (1923). Metamorphose und System der Gattung *Cryptochironomus* K. s. l. Ein Beitrag zum Problem der Differenzierung der Entwicklungsstände der Chironomiden *Zoologische Jahrbücher*. **47**: 304.
- Kieffer, J.J.** (1912). Tendipedidae (Chironomidae) (Dipt.). H. Sauter's Formosa-Ausbeute. *Supplementa entomologica*. **1**: 41.

- Kieffer, J.J.** (1917). 'Chironomides d'Amérique conservés au Musé National Hongrois de Budapest', *Annales Historico-naturales Musei Nationalis Hungarici*. **15**: 292-364.
- Madera, L.C., Angulo L.C., Díaz, L.C., Rojano R.** (2016). Evaluación de la calidad del agua en algunos puntos afluentes del río Cesar (Colombia) utilizando macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de contaminación. *Información Tecnológica*. **27** (4): 103-110.
- Meigen, J.W.** (1803). Versuch einer neuen Gattungseinteilung der europäischen zweiflügeligen Insekten. *Magazin für Insektenkunde*. **2**: 259-281.
- Mendes, H.F., Pinho, L.C.** (2016). Family Chironomidae. Catalogue of Chironomidae of Colombia. *Zootaxa*. **4122** (1): 142-153
- Meza, A.M.S, Rubio, J.M, Días, L.G, Walteros, J.M.** (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*. **34** (2): 443-456.
- Mosquera-Murillo Z. & Sánchez-Vásquez S.P.** (2019). Dípteros acuáticos del departamento del Chocó, Colombia. *Biota Colombiana*. **20** (2): 46-58.
- Nazarova, L. B., Wolfgang-Riss, H., Kahlheber A., Werdning B.** (2004). Some observations of bucal deformities in Chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) from the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Caldasia*. **26** (1): 275-290.
- Ospina, R., Riss, H.W., Ruiz, L.J.** (1999). Guía para la identificación genérica de larvas de quironómidos (Diptera: Chironomidae: Orthoclaadiinae) de la Sabana de Bogotá, pp: 363-383. En: Amat, G., G. Andrade & F. Fernández (eds.). *Insectos de Colombia Vol. II*. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Colección Jorge Álvarez Lleras No. 13. Bogotá. Editora Guadalupe.
- Oviedo-Machado, N. & Reinoso-Flórez, G.** (2018). Aspectos ecológicos de larvas de Chironomidae (Diptera) del río Opia (Tolima, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología*. **44** (1): 101-109.
- Paggi, A.** (2009). Diptera. Chironomidae. In: *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. (E. Domínguez & H.R. Fernández eds.) pp. 383-409. Fundación Miguel Lillo. Tucumán. Argentina.
- Pinder, L.C.V.** (1983). The larvae of Chironomidae (Diptera) of the Holarctic region-Introduction. *Entomologica Scandinavica, Supplement*. **19**: 7-10.
- Pinder, L.C.V. & Reiss, F.** (2008). 10. The larvae of Chironominae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region. — Keys and diagnoses. *Insect Systematics & Evolution, Supplement*. **19**: 276-510.
- Posada-García, J.A, Abril-Ramírez, G., Parra-Sánchez L.N.** (2008). Diversidad de los macroinvertebrados acuáticos del páramo de Frontino (Antioquia, Colombia). *Caldasia*. **30** (2): 441-455.
- Prat, N., Acosta, R., Villamarín, C., Rieradevall, M.** (2012). Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Diptera) de los ríos Altoandinos de Ecuador y Perú. Clave para la determinación de los principales morfotipos larvarios. Fecha de consulta: abril de 2014. Disponible en: <http://www.ub.edu/riosandes/docs/CLAVE%20MACROMORFOLOGIA%20LARVAS%20V4.pdf>
- Roback, S.S. & Coffman, W.P.** (1983). Results of the Catherwood Bolivian-Peruvian Altiplano Expedition. Part II. Aquatic Diptera including montane Diamesinae and Orthoclaadiinae (Chironomidae) from Venezuela. *Proceedings of Natural Sciences of Philadelphia*. **135**: 9-79.
- Ruiz-Moreno, J.L., Ospina-Torres, R., Riss, W.** (2000a). Guía para la identificación genérica de larvas de quironómidos (Diptera Chironomidae) de la sabana de Bogotá. II Subfamilia Chironominae. *Caldasia*. **22** (1): 15-33.
- Ruiz-Moreno, J.L., Ospina-Torres, R., Gómez-Sierra, H., Riss, W.** (2000b). Guía para la identificación genérica de larvas de quironómidos (Diptera Chironomidae) de la sabana de Bogotá. III subfamilias Tanypodinae, Podonominae y Diamesinae. *Caldasia*. **22** (1): 34-60.
- Ruse L.P.** (1995). Chironomid community structure deduced from larvae and pupal exuviae of a chalk stream. *Hydrobiologia*. **315**: 135-142.
- Saether, A.** (1980). Glossary of chironomid morphology terminology (Diptera: Chironomidae). *Entomologica scandinavica Supplement*. **14**: 1-51 pp.
- Siri, A. & Paggi, A.C.** (2010). A new species of the genus *Ablabesmyia* Johannsen from the neotropics and description of the pupa of *Ablabesmyia bianulata* Paggi (Diptera: Chironomidae: Tanypodinae). *Zootaxa*. **2386**: 49-58.
- Siri, A., Donato, M., Fuentes, C.** (2014). New record of *Parochlus carolinae* (Chironomidae: Podonominae) from the Ventania hill system with the description of the female (August). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. **73** (3-4): 171-175.

- Siri, A. & Donato, M.** (2015). Phylogenetic analysis of the tribe Macropelopiini (Chironomidae: Tanypodinae): Adjusting homoplasies. *Zoological Journal of the Linnean Society*. **174**: 74-92. Doi: 10.1111/zoj.12228
- Silva, F. L., Pinho, L.C., Wiedenbrug, S., Dantas, G.P.S., Siri, A., Andersen, T., Trivinho-Strixino, S.** (2019). 16. 2 Family Chironomidae. En Hamada, N., J.H. Thorp, D.C. Rogers. 2018. Keys to Neotropical Hexapoda Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates. Volume 3 (661-700). Academic Press.
- Spies, M. & Reiss, F.** (1996). Catalog and bibliography of Neotropical and Mexican Chironomidae. *Spixiana*. Supl. **22**: 61-119.
- Thienemann, A. & Bause, E.** (1913) In Bause.1913. Diagnosis Die Metamorphose der Gattung Tanytarsus und einiger verwandter Tendipedidenarten. Ein Beitrag zur Systematik der Tendipediden. 1913. Archiv fur Hydrobiologie. Supplement. **2**: 120.
- Trivinho-Strixino, S.** (2011). Larvas de Chironomidae. Guia de identificação. São Carlos, Depto Hidrobiologia/Lab. Entomologia. Aquática/UFSCar. 371p.
- Trivinho-Strixino, S. & Pepinelli, M.** (2015). A systematic study on Endotribelos Grodhaus (Diptera: Chironomidae) from Brazil including DNA barcoding to link males and females. *Zootaxa*. **3936** (1): 1-41.
- Vårdal, H., Bjørlo, A., Sæther, O. A.** (2002). Afrotropical Polypedilum subgenus Tripodura, with a review of the subgenus (Diptera: Chironomidae). *Zoologica Scripta*. **31** (4): 331-402.
- Warwick, W.F.** (1985). Morphological Abnormalities in Chironomidae (Diptera) Larvae as Measures of Toxic Stress in Freshwater Ecosystems: Indexing Antennal Deformities in Chironomus Meigen. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **42** (12): 1881-1914. Doi: 10.1139/f85-236
- Wulp, F. M. van der.** (1874). Dipterologische aantekeningen. (Dipterological remarks). *Tijdschrift voor entomologie*. **17**: 134
- Zambrano-Polanco, L., Zamora-González, H., Vásquez-Zapata, G. L., López-Anaya, A.** (2015). Determinación del estado sucesional de humedales en la cuenca alta del río Cauca, departamentos del Cauca y Valle del Cauca, Colombia. *Revista Colombiana Ciencia Animal*. **7** (1): 58-69.

Artículo original

La familia Elmidae (Insecta: Coleoptera: Byrrhoidea) en Colombia: riqueza taxonómica y distribución

The Elmidae family (Insecta: Coleoptera: Byrrhoidea) in Colombia: Taxonomic richness and distribution

● Marcela González-Córdoba^{1,*}, ● María del Carmen Zúñiga¹, ● Verónica Manzo²

¹ Grupo de Investigaciones Entomológicas GIE, Universidad del Valle, Cali, Colombia

² Instituto de Biodiversidad Neotropical IBN, Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, Argentina

Resumen

Los élmidos son una familia de escarabajos acuáticos muy frecuentes en ambientes lóticos y de amplia utilización como bioindicadores de la calidad de agua. Con el objetivo de reconocer la riqueza y la distribución de los géneros de Elmidae en Colombia, se revisaron e identificaron 22.150 ejemplares (larvas y adultos) recolectados y depositados entre 1976 y 2017 en varias colecciones entomológicas del país, en especial el Museo de Entomología de la Universidad del Valle. Los puntos de muestreo se ubicaron entre los 10 y los 3.947 m s.n.m., en 29 departamentos, 154 municipios y alrededor de 420 cuerpos de agua de diferente orden de magnitud, incluidas las principales macrocuencas y las cinco regiones naturales del país. Se registraron 29 géneros de Elmidae, de los cuales 23 correspondían a la subfamilia Elminae: *Austrelmis*, *Austrolimnius*, *Cylloepus*, *Epodelmis*, *Gyrelmis*, *Heterelmis*, *Hexacylloepus*, *Hintonelmis*, *Holcelmis*, *Huleechius*, *Macrelmis*, *Microcylloepus*, *Neocylloepus*, *Neoelmis*, *Neolimnius*, *Notelmis*, *Onychelmis*, *Pilielmis*, *Portelmis*, *Stegoelmis*, *Stenhelmoidea*, *Tyletelmis* y *Xenelmis*, y seis a Larainae: *Disersus*, *Hexanchorus*, *Phanoceroidea*, *Phanocerus*, *Pharceonus* y *Pseudodisersus*. Se hizo una sinopsis taxonómica con datos geográficos, mapas de distribución y registro fotográfico para cada género. Se actualizó el listado nacional con 59 especies y se ampliaron los rangos de distribución de los géneros conocidos en el país. Se incluyeron datos de las larvas de *Gyrelmis*, *Notelmis*, *Onychelmis* y *Stenhelmoidea*, cuya asociación con el adulto era desconocida. Estos datos representan el 60,4 % de los géneros conocidos en el Neotrópico y 67,4 % de los registrados en Suramérica, lo que significa que Colombia es el país neotropical con el mayor registro genérico de Elmidae.

Palabras clave: Insectos acuáticos; Neotrópico; Lótico; Biodiversidad.

Abstract

Riffle beetles are a family of beetles commonly found in aquatic environments widely used as bio-indicators of water quality. In an effort to establish the biodiversity and distribution of the Elmidae family in Colombia, we reviewed and identified 22,150 specimens (larvae and adults) from the material maintained in various entomological collections throughout the country, primarily in the *Museo de Entomología de la Universidad del Valle*. The individuals are associated with fieldwork completed between 1976 and 2017. The samples were collected in 154 municipalities of 29 departments from approximately 420 streams of different sizes and magnitudes located between 10 to 3,947 meters above sea level. The study incorporated the five natural regions of Colombia and the principal macro-basins in the country. A total of 29 Elmidae genera were reported including 23 of the Elminae subfamily: *Austrelmis*, *Austrolimnius*, *Cylloepus*, *Epodelmis*, *Gyrelmis*, *Heterelmis*, *Hexacylloepus*, *Hintonelmis*, *Holcelmis*, *Huleechius*, *Macrelmis*, *Microcylloepus*, *Neocylloepus*, *Neoelmis*, *Neolimnius*, *Notelmis*, *Onychelmis*, *Pilielmis*, *Portelmis*, *Stegoelmis*, *Stenhelmoidea*, *Tyletelmis*, and *Xenelmis*. The other six corresponded to the Larainae subfamily: *Disersus*, *Hexanchorus*, *Phanoceroidea*, *Phanocerus*, *Pharceonus*, and *Pseudodisersus*. We provide a taxonomic synopsis with geographic data, distribution maps, and photographic records for each genus. The national list was updated for 59 species and the distribution ranges of known genera were

Citación: González-Córdoba M, Zúñiga M del C, Manzo V. La familia Elmidae (Insecta: Coleoptera: Byrrhoidea) en Colombia: riqueza taxonómica y distribución. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):522-553, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefn.1062>

Editor: Gabriel Roldán

***Correspondencia:**

Marcela González; marcela.gonzalez@correounivalle.edu.co

Recibido: 1 de noviembre de 2019

Aceptado: 23 de abril de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

expanded. We included data regarding *Gyrelmis*, *Notelmis*, *Onychelmis*, and *Stenhelmoides* larvae whose association with the adult specimens was previously unknown. The records summarized in this work represent 60.4% of the genera known in the Neotropics and 67.4% in South America placing Colombia as the Neotropical country with the highest number of Elmidae generic records.

Keywords: Aquatic insects; Neotropic; Lotic; Riffle beetles; Biodiversity.

Introducción

Los élmidos son una familia de escarabajos presentes principalmente en ambientes lóticos cuya alimentación se basa fundamentalmente en algas, detritus y material orgánico de origen vegetal, por lo que cumplen importantes funciones en las cadenas tróficas de los ecosistemas acuáticos (Brown, 1987; Elliott, 2008). Tanto sus larvas como la mayoría de los adultos son acuáticas y habitan, principalmente, aguas corrientes con alto contenido de oxígeno disuelto (Kodada, *et al.*, 2016), razón por la cual son utilizados como indicadores de la calidad del agua (Dos Santos, *et al.*, 2011).

De las cerca de 30 familias de escarabajos acuáticos (Jäch & Balke, 2008; Morse, 2009), Elmidae es una de las más importantes por su distribución cosmopolita, su gran abundancia y la riqueza de especies. Desde el punto de vista morfológico y ecológico, se reconocen dos subfamilias: Elminae y Larinae, aunque esto no se ha confirmado con métodos filogenéticos modernos (Kodada, *et al.*, 2016). Según esta misma clasificación, Elmidae tiene alrededor de 1.500 especies en 151 géneros a nivel mundial (Kodada, *et al.*, 2016).

En el Neotrópico se han descrito 48 géneros de Elmidae, de los cuales 43 se distribuyen en Suramérica, en donde el estudio de los élmidos ha venido en aumento desde los trabajos pioneros de Delève (1968), Brown (1970 b, 1981 a) y, en especial, Hinton (1935, 1936, 1939 a, b, c, 1940 a, b, c, d, 1941a, b, 1946, 1971a, b, 1972, 1973), autores que han aportado innumerables trabajos taxonómicos en la región. En los años siguientes, Paul Spangler hizo varias revisiones en Centroamérica y el Neotrópico (Spangler & Santiago, 1987; Spangler & Santiago-Fragoso, 1992) y, recientemente, se han hecho importantes trabajos en Argentina, Brasil, Ecuador, Guayana Francesa y Venezuela, que han suministrado inventarios y revisiones sistemáticas para América del Sur (Manzo, 2005, 2006 a, b, 2007, 2013; Manzo & Archangelsky, 2008; Passos, *et al.*, 2003, 2007, 2010, 2015; Segura, *et al.*, 2011, 2013; Monte & Mascagni, 2012; Maier & Spangler, 2011; Maier, 2013; Barbosa, *et al.*, 2013; Fernandes, *et al.*, 2010, 2011; Martínez-Román & Archangelsky, 2017; Martínez-Román, *et al.*, 2017, 2019; Barr, 2018; Polizei, 2018 a, b; Polizei & Barclay, 2018, 2019 a; Linský, *et al.*, 2019; Polizei, *et al.*, 2020; Shepard, *et al.*, 2020).

Estos y muchos otros trabajos se suman al inventario mundial de Elmidae y proporcionan valiosa información acerca de la diversidad y distribución de estos escarabajos acuáticos. En Colombia los estudios publicados en las últimas décadas involucran principalmente trabajos ecológicos (Posada, *et al.*, 2000; Arango, *et al.*, 2008; Longo-Sánchez, *et al.*, 2009; Parra-Trujillo, *et al.*, 2010; Duque, *et al.*, 2012; Meza-S, *et al.*, 2012; Zúñiga, *et al.*, 2013, Villada-Bedoya, *et al.*, 2017; Lozano-Bravo, *et al.*, 2018; González-Córdoba, *et al.*, 2020 a; Tamaris-Turizo, *et al.*, 2020), en tanto que los trabajos de evaluación de la calidad de agua o de consultoría ambiental traen información de circulación restringida y hacen parte de la llamada “literatura gris”. En algunos casos las determinaciones requieren un mayor rigor taxonómico o la confirmación con especialistas (Sondermann, 2013), de allí la importancia del estudio de los élmidos en Colombia.

En este contexto, las publicaciones sobre la taxonomía y la riqueza de la familia en el país se han incrementado a partir de los trabajos pioneros de Roldán-Pérez (1988), Machado (1989) y Ramos (1997), y el inventario asciende actualmente a 55 especies y 29 géneros (Manzo, 2013; Jäch, *et al.*, 2016; González-Córdoba, *et al.*, 2015 a, b, 2016 a, b, 2018, 2019, 2020 a, b; Hincapié-Montoya, 2017, 2019; Laython, 2017; Lozano-Bravo, *et al.*, 2018; Hincapié-Montoya & Uribe-Soto, 2018, 2019).

En este trabajo se planteó el objetivo de caracterizar la composición taxonómica y la distribución geográfica y altitudinal de la familia Elmidae en Colombia y, específicamente, realizar un inventario de géneros y especies, elaborar mapas de distribución geográfica y generar un banco de imágenes de los géneros.

Materiales y métodos

Área de estudio

Colombia tiene 141.748 km² de extensión terrestre continental y 988.000 km² de extensión oceánica. Se divide políticamente en 32 departamentos y un distrito capital, con varias zonas climáticas y pisos térmicos que van desde el nivel del mar hasta casi los 6.000 m s.n.m. Los accidentes geográficos más relevantes son las tres cadenas montañosas de los Andes, que atraviesan su territorio de sur a norte, y comprenden los valles interandinos y las llanuras del Pacífico, el Caribe, el Amazonas y el Orinoco, que constituyen las cinco regiones naturales de Colombia: Amazonía, Andina, Caribe, Orinoquía, Pacífica, y una sexta región, la Insular, que incluye las islas del mar Caribe y el océano Pacífico (**Figura 1S**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1062/2755>) (**Rangel**, 1995).

Esta área está comprendida entre los 13° N y 4° S de latitud y 66° y 79° de longitud oeste. El país tiene cinco grandes vertientes hidrográficas que desembocan en el mar Caribe y el océano Pacífico, así como los ríos Amazonas, Orinoco, Catatumbo y Magdalena con sus afluentes Cauca, Atrato, Ranchería, Cesar, Sinú, San Juan, Patía, Baudó, Arauca, Meta, Vichada, Guaviare, Negro, Caquetá, Vaupés, Putumayo, Zulia, entre otros (**IDEAM, et al.**, 2007).

Revisión de material de museo

Se revisaron especímenes de la familia Elmidae en estados de larva y adulto depositados principalmente en el Museo de Entomología de la Universidad del Valle (MUSENUV) en Cali. Asimismo, se examinaron ejemplares de la Colección Entomológica del Programa de Biología de la Universidad de Caldas (CEBUC) en Manizales, la Colección Limnológica del Chocó (CLCH) en Quibdó, la Colección de Macroinvertebrados Acuáticos de la Universidad Católica de Oriente (CMA-UCO) en Rionegro, Antioquia, la Colección de Insectos Acuáticos de la Universidad Pedagógica Nacional (IA-UPN) en Bogotá D.C., la Colección Entomológica del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH-E) en Villa de Leyva, Boyacá, y la Colección de Macroinvertebrados Acuáticos de la Amazonía colombiana del Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (SINCHI-COMAC) en Leticia, Amazonas.

Los mapas de distribución geográfica se hicieron con el programa ArcGis, versión 10.2.2, y QGis, versión 2.18.23, y el correspondiente registro fotográfico se hizo en el Laboratorio de Imágenes del Posgrado en Biología de la Universidad del Valle con una cámara digital Nikon DS-Ri1 U3 acoplada a un estereoscopio Nikon SMZ-1500.

Determinación taxonómica del material

El material se determinó a nivel de género utilizando las claves de **Manzo** (2005), **Manzo & Archangelsky** (2008), **Archangelsky, et al.** (2009), **Maier & Spangler** (2011) y **Passos, et al.** (2018). Para la identificación específica se utilizaron las descripciones originales de las especies y las revisiones taxonómicas de cada uno de los géneros con morfoespecies asignadas (**Hinton**, 1940 a, 1941 b, 1971 a, 1973; **Spangler & Santiago**, 1987, 1991; **Spangler & Perkins**, 1989; **Spangler**, 1990; **Spangler & Santiago-Fragoso**, 1992; **Manzo**, 2006 b, 2007; **Fernandes, et al.**, 2011; **Miranda, et al.**, 2012; **Monte & Mascagni**, 2012; **Maier**, 2013). Se hicieron comparaciones con el material de referencia de la colección de Elmidae del Instituto de Biodiversidad Neotropical IBN (CONICET-UNT) de Tucumán, Argentina, y a través de fotografías facilitadas por el Natural History Museum (Londres, Inglaterra) y el Smithsonian Museum of Natural History (Washington, Estados Unidos).

Resultados y discusión

Se revisaron 22.150 especímenes de Elmidae (larvas y adultos), recolectados en todas las regiones naturales de Colombia: Amazonía, Andina, Caribe, Orinoquía y Pacífica, incluidas las áreas insulares. Los puntos de muestreo del material revisado se ubicaron en 29 departamentos, el distrito capital, 154 municipios, 276 pequeños arroyos o quebradas, y 143 ríos de diferente orden de magnitud, en un rango entre los 10 y los 3.947 m s.n.m. (**Figura 1S**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/articulo/view/1062/2755>). Los departamentos sin registros en este estudio fueron Guainía, San Andrés y Providencia y Sucre.

Se registran 29 géneros de Elmidae, 23 de ellos de la subfamilia Elminae: *Austrelmis*, *Austrolimnius*, *Cylloepus*, *Epodelmis*, *Gyrelmis*, *Heterelmis*, *Hexacylloepus*, *Hintonelmis*, *Holcelmis*, *Huleechius*, *Macrelmis*, *Microcylloepus*, *Neocylloepus*, *Neoelmis*, *Neolimnius*, *Notelmis*, *Onychelmis*, *Pilielmis*, *Portelmis*, *Stegoelmis*, *Stenhelmoides*, *Tyletelmis* y *Xenelmis*, y seis de la subfamilia Larainae: *Disersus*, *Hexanchorus*, *Phanoceroidea*, *Phanocerus*, *Pharceonus* y *Pseudodisersus* (**Tabla 1**). Este inventario corresponde al 60,4 % de los géneros conocidos en el Neotrópico y al 67,4 % en Sudamérica. En términos de especies, el listado se actualizó con 59 taxones catalogados en 22 de los 29 géneros registrados (**Tabla 1**).

Cylloepus, *Heterelmis*, *Macrelmis* y *Neoelmis* fueron los géneros de más amplia distribución geográfica en Colombia; asimismo, *Macrelmis*, *Neoelmis*, *Heterelmis*, *Hexanchorus* y *Austrolimnius*, en su orden, exhibieron el mayor rango de altura. A la región natural Andina corresponde el mayor registro de Elmidae y su mayor distribución, aunque la mayor riqueza de géneros la aportan la Amazonía y la Orinoquía, incluida la transición andina en el piedemonte de la cordillera Oriental, pues en esta zona del país se encuentra la mayoría de los géneros de distribución restringida, como son: *Epodelmis*, *Gyrelmis*, *Hintonelmis*, *Holcelmis*, *Neolimnius*, *Phanoceroidea*, *Pilielmis*, *Stegoelmis* y *Tyletelmis*. En términos de hidrografía, las vertientes vertientes del Amazonas, Caribe y Orinoco en las cuencas de los ríos Cauca - Magdalena, Caquetá y Meta, aportan la mayor riqueza genérica y distribución geográfica y altitudinal de la familia en Colombia.

En la región neotropical se han descrito 48 géneros de Elmidae y 43 en Suramérica, siendo Colombia el país con mayor registro de géneros, seguido por Venezuela con 27 (**Spangler**, 1990; **Jäch, et al.**, 2016; **Barr**, 2019; **Polizei & Barclay**, 2019 b), Brasil con 25 (**Segura, et al.**, 2011, 2012, **Almeida, et al.**, 2020), Perú con 22 (**Springer & Acosta-Rivas**, 2003; **Shepard & Chaboo**, 2015; **Jäch, et al.**, 2016; **Barr**, 2018) y Guayana Francesa y Ecuador con 21 (**Monte & Mascagni**, 2012; **Jäch, et al.**, 2016; **Barr**, 2018; **Ciampor, et al.**, 2019; **Shepard, et al.**, 2020). A nivel panamericano, Estados Unidos también cuenta con 29 géneros registrados, de los cuales *Ampumixis*, *Atractelmis*, *Bryelmis*, *Rhizelmis* y *Typhloelmis* son endémicos de ese territorio (**Jäch, et al.**, 2016; **Barr, et al.**, 2015). En términos de especies, Brasil es el país con mayor registro en América, con cerca de 170 especies conocidas (**Segura, et al.**, 2012; **Passos, et al.**, 2015; **Sampaio, et al.**, 2015; **Polizei, et al.**, 2020), seguido por Estados Unidos, con más de 100 especies (**Brown**, 1983; **Barr**, 2011; **Barr, et al.**, 2015) y Venezuela, Ecuador y Perú con más de 60 especies (**Monte & Mascagni**, 2012; **Manzo**, 2013; **Čiampor, et al.**, 2019). Estos países tienen grandes extensiones territoriales y han recibido bastante atención por parte de los especialistas locales y extranjeros, lo que se refleja en innumerables trabajos sistemáticos y descripciones de especies (**Manzo**, 2013).

El registro obtenido en este trabajo corrobora que la fauna de Elmidae en Colombia contiene elementos principalmente neotropicales (**Sondermann**, 2013). Los géneros *Cylloepus*, *Heterelmis*, *Hexacylloepus*, *Huleechius*, *Macrelmis*, *Microcylloepus*, *Neocylloepus*, *Neoelmis*, *Phanocerus* y *Xenelmis* son de amplia distribución y se comparten con la región Neártica. El género *Austrolimnius*, además, se comparte con la región australiana (**Jäch, et al.**, 2016).

Los géneros neárticos, paleárticos o, incluso, los orientales o paleotropicales, tales como *Ampumixis*, *Ancyronyx*, *Cleptelmis*, *Elmis*, *Gonielmis*, *Lara*, *Narpus*, *Optioservus*, *Ordobrevia*, *Oulimnius*, *Promoresia*, *Rhizelmis* y *Stenelmis* se han registrado erróneamente

Tabla 1. Distribución de Elmididae en Colombia

Géneros y especies registradas en Colombia	Número de especies descritas		Distribución en el mundo (países) ^{a, b}	Departamentos ^c	Distribución en Colombia		
	Total	SA			Regiones naturales	Altura rango (m s.n.m.)	Vertientes hidrográficas
Subfamilia Elminae							
<i>Austrelmis</i> Brown, 1984	27	27	SA: AR, BO, CO, CL, EC, PE, UY	Bog, Boy, Cun, Nar, Ris	Andina	2.751 – 3.947	Caribe Pacífico
<i>Austrolimnius</i> Carter & Zeck, 1929	105	22	NA: MX	Ant, Boy, Cal, Caq, Cas, Cau, Ces, Cho, Cun, Hui, LaG, Mag, Met, Nar, Put, Qui, Ris, San, Tol, Val	Amazonía	30 – 3.270	Amazonas Caribe Orinoco Pacífico
<i>A. formosus</i> (Sharp, 1882)			CA: BZ, CR, GT, NI, PA				
<i>A. pusio</i> Hinton, 1941			SA: AR, BO, BR, CL, CO, EC, GF, PE, VE				
<i>A. sulcicollis</i> (Sharp, 1882) ^d			OC: AU, PG, ID				
<i>A. uncatus</i> Miranda, Sampaio & Passos, 2012 ^d							
<i>Cylloepus</i> Erichson, 1847	56	46	NA: MX, US	Ama, Ant, Boy, Cal, Caq, Cas, Cau, Ces, Cho, Cor, Hui, LaG, Mag, Met, Nar, NSn, Put, Qui, Ris, Sant, Tol, Val, Vic	Amazonía Andina Caribe Orinoquía Pacífico	69 – 3.070	Amazonas Caribe Catatumbo Orinoco Pacífico
<i>C. sculpticollis</i> Delève, 1968			CA: BZ, CR, GT, HT, NI, PA				
<i>C. whitmanae</i> Monte & Mascagni, 2012			SA: AR, BO, BR, CO, EC, GF, PE, VE				
<i>Epodelmis</i> Hinton, 1973	1	1	SA: BO, CO	Caq	Amazonía	241 – 1.135	Amazonas Caribe
<i>Gyrelmis</i> Hinton, 1940	12	12	SA: BR, CO, GF, PE, VE	Ama, Caq, Gua, Met, Put	Amazonía Orinoquía Transición andino - amazónica	90 – 625	Amazonas Orinoco
<i>G. brunnea</i> Hinton, 1940							
<i>G. maculata</i> , Hinton, 1940							
<i>G. pusio</i> Hinton, 1940							
<i>G. rufomarginata</i> Hinton, 1940							
<i>G. simplex</i> Hinton, 1940							
<i>G. thoracica basalis</i> Hinton, 1940							
<i>Heterelmis</i> Sharp, 1882	23	15	NA: MX, US	Ama, Ant, Atl, Bog, Bol, Boy, Cal, Caq, Cas, Cau, Ces, Cho, Cor, Cun, Hui, LaG, Mag, Met, Nar, NSn, Put, Qui, Ris, San, Tol, Val, Vau	Amazonía Andina Caribe Insular Orinoquía Pacífico	15 – 3.600	Amazonas Caribe Catatumbo Orinoco Pacífico
<i>H. convexicollis</i> Delève, 1968			CA: BZ, CR, GT, NI, TT				
<i>H. obscura</i> Sharp, 1882			SA: AR, BO, BR, CL, CO, EC, GF, PE, PY, VE				
<i>Hexacylloepus</i> Hinton, 1940	25	16	NA: MX, US CA: BZ, CR, CU, GD, GT, HT, JM, NI, PA, PR, TT SA: AR, BO, BR, CL, CO, EC, GF, PE, PY, VE	Ama, Ant, Boy, Caq, Cas, Cho, Hui, LaG, Met, Put, Tol, Val, Vau	Amazonía Andina Caribe Orinoquía Pacífico	70 – 2.400	Amazonas Caribe Orinoco Pacífico
<i>Hintonelmis</i> Spangler, 1966	13	13	SA: BO, BR, CO, EC, GF, GY, PY, PE, VE	Ama, Caq, Cas, Met, Put, Vic	Amazonía Orinoquía	70 – 300	Amazonas Orinoco
<i>H. atys</i> Hinton, 1971 ^d							
<i>H. delevei</i> Hinton, 1971							
<i>H. opis</i> Hinton, 1971							
<i>H. perfecta</i> (Grouvelle, 1908)							
<i>H. sul</i> Hinton, 1971							
<i>Holcelmis</i> Hinton, 1973	2	2	SA: BO, CO	Ama, Caq, Gua	Amazonía Orinoquía	85 – 241	Amazonas Orinoco
<i>H. woodruffi</i> Hinton, 1973							

Géneros y especies registradas en Colombia	Número de especies descritas		Distribución en el mundo (países) ^{a,b}	Distribución en Colombia			
	Total	SA		Departamentos ^c	Regiones naturales	Altura rango (m s.n.m.)	Vertientes hidrográficas
Huleechius Brown, 1981	2	0	NA: MX, US SA: AR, BR, CO	Ant, Cal, Caq, Cau, Ces, Cho, Cor, Hui, Mag, Met, Nar, NSn, Put, Qui, Ris, San, Tol, Val	Amazonía Andina Caribe Orinoquía Pacífico	69 – 3.070	Amazonas Caribe Catatumbo Orinoco Pacífico
Macrelmis Motschulsky, 1859 <i>M. coquereli</i> (Grouvelle, 1889) <i>M. dentata</i> Motschulsky, 1859 <i>M. elicioi</i> Monte & Mascagni, 2012 <i>M. shoemakei</i> (Brown, 1971) <i>M. tarsalis</i> (Hinton, 1936)	53	39	NA: MX, US CA: CR, GT, NI, PA, TT SA: AR, BO, BR, CO, EC, GF, PY, PE, VE	Ant, Ara, Bog, Bol, Boy, Cal, Caq, Cas, Cau, Ces, Cho, Cor, Cun, Hui, LaG, Mag, Met, Nar, NSn, Put, Qui, Ris, San, Tol, Val	Andina Caribe Insular Orinoquía Pacífico	15 – 3.780	Amazonas Caribe Catatumbo Orinoco Pacífico
Microcyllopus Hinton, 1935	31	21	NA: CA, MX, US CA: CR, GT, NI, PA, TT SA: AR, BR, CL, CO, GF, PY, PE, UY, VE	Ama, Ant, Bol, Boy, Cal, Caq, Cas, Cau, Ces, Cho, Cor, Gua, LaG, Mag, Met, NSn, Put, Qui, Ris, Tol, Val, Vau	Amazonía Andina Caribe Insular Orinoquía Pacífico	15 – 2.200	Amazonas Caribe Catatumbo Orinoco Pacífico
Neocyllopus Brown, 1970 <i>N. sandersoni</i> Brown, 1970 <i>N. chaparensis</i> Manzo & Moya, 2010	8	2	NA: MX, US CA: BE, CR, GT, HO, NI, PA SA: BO, CO, VE	Ant, Bol, Cal, Caq, Cho, Cor, Cun, LaG, Tol	Andina Caribe Pacífico	100 – 1.500	Amazonas Caribe Orinoco Pacífico
Neoelmis Musgrave, 1935 <i>N. abdominalis</i> Hinton, 1939 <i>N. limosa</i> (Grouvelle, 1908) <i>N. maculata</i> Hinton, 1940	50	42	NA: MX, US CA: CR, CU, GT, HT, JM, NI, PA, PR, TT SA: AR, BO, BR, CL, CO, EC, GF, PY, PE, VE	Ama, Ant, Bog, Boy, Cal, Caq, Cas, Cau, Ces, Cho, Cun, Gua, Hui, LaG, Mag, Met, Nar, Put, Quin, Ris, San, Tol, Val, Vau, Vic	Amazonía Andina Caribe Insular Orinoquía Pacífico	10 – 3.650	Amazonas Caribe Orinoco Pacífico
Neolimnius Hinton, 1939 <i>N. palpalis</i> Hinton, 1939	1	1	SA: BR, CO, GF, VE	Ama, Met, Put, Vau	Amazonía Orinoquía	85 – 490	Amazonas Caribe Orinoco
Notelmis Hinton, 1941 <i>N. bifoveolata</i> Delève, 1968 <i>N. nodipes</i> (Sharp, 1882)	2	2	CA: CR, PA SA: CO, EC, PE	Ant, Cal, Caq, Cun, Hui, Nar, Put, Ris, San, Tol, Val	Andina Pacífico	177 – 2.530	Amazonas Caribe Orinoco Pacífico
Onychelmis Hinton, 1941 <i>O. leleupi</i> Delève, 1968 <i>O. longicollis</i> (Sharp, 1882) <i>O. whiteheadi</i> Spangler & Santiago, 1991	3	3	CA: CR, GT, PA SA: CO, EC, PE	Ant, Boy, Cal, Caq, Cau, Ces, Cho, Put, Cun, Hui, Nar, Ris, San, Tol, Val	Andina Caribe Pacífico	96 – 2.970	Amazonas Caribe Orinoco Pacífico
Pilielmis Hinton, 1971 <i>P. apama</i> Hinton, 1971	7	7	SA: BR, CO, GF, PE, VE	Ama, Caq, Met	Amazonía Orinoquía	85 – 241	Amazonas Orinoco
Portelmis Sanderson, 1953 <i>P. gurneyi</i> Spangler, 1980	5	4	CA: CR SA: BR, CO, EC, GF, PE	Ama, Put	Amazonía	80 – 168	Amazonas
Stegoelmis Hinton, 1939 <i>S. andersoni</i> Spangler, 1990 <i>S. sticta</i> Spangler, 1990 <i>S. stictoides</i> Spangler, 1990	13	13	SA: BR, CO, EC, GF, GY, PY, PE, SR, VE	Ama, Caq, Gua, Met, Put, Vau, Vic	Amazonía Orinoquía	70 – 625	Amazonas Orinoco

Géneros y especies registradas en Colombia	Número de especies descritas		Distribución en el mundo (países) ^{a,b}	Distribución en Colombia			
	Total	SA		Departamentos ^c	Regiones naturales	Altura rango (m s.n.m.)	Vertientes hidrográficas
Stenelmoides Grouvelle, 1908 <i>S. rufulus</i> (Hinton, 1934)	15	15	NA: MX CA: BE, CR, GT, HO, PA SA: BR, CO, EC, GF, GY, PY, PE, VE	Caq, Cho, Cor, LaG, Mag, Met, Val	Andina Caribe Pacífico Orinoquía	30 – 682	Amazonas Caribe Pacífico Orinoco
Tytelmis Hinton, 1972	1	1	SA: BR, CO, GF, VE	Met	Orinoquía	470	Orinoco
Xenelmis Hinton, 1936 <i>X. leechi</i> Perkins & Steiner, 1981 <i>X. granatoides</i> Sampaio, Passos & Ferreira, 2015 <i>X. rufipes</i> Delève, 1968 <i>X. sandersoni</i> Brown, 1985 ^d <i>X. teres</i> Hinton, 1946	13	12	NA: MX, US CA: BE, CR, GT, PA SA: AR, BR, BO, CO, EC, PE, PY, VE	Ama, Ant, Caq, Cas, Cau, Cho, Cor, Gua, Hui, Met, Nar, Put, Qui, Ris, Tol, Val, Vau	Amazonía Andina Caribe Orinoquía Pacífico	47 – 2.713	Amazonas Caribe Orinoco Pacífico
Subfamilia Larainae							
Disersus Sharp, 1882 <i>D. cacicus</i> (Coquerel, 1851) <i>D. chibcha</i> Spangler & Santiago, 1987 <i>D. inca</i> Spangler & Santiago, 1987 <i>D. longipennis</i> Sharp, 1882 <i>D. pilitibia</i> Spangler & Santiago, 1987 <i>D. saxicola</i> Spangler & Santiago, 1987	10	9	CA: CR, PA SA: CO, EC, PE, VE	Ant, Cal, Caq, Cau, Cor, Hui, Met, Nar, Qui, Ris, Val	Andina Caribe Insular Pacífico	10 – 2.680	Amazonas Caribe Orinoco Pacífico
Hexanchorus Sharp, 1882 <i>H. cordillerae</i> (Guérin Méneville, 1843)	25	21	NA: MX CA: CR, DM, GP, GT, MQ, NI, PN, SV, SL SA: AR, BO, BR, CO, EC, PE, PY, SR, VE	Ant, Ara, Boy, Caq, Cas, Cau, Ces, Cho, Cor, Cun, Hui, LaG, Mag, Met, Nar, NSn, Qui, Ris, San, Tol, Val	Andina Caribe Orinoquía Pacífico	30 – 3.600	Amazonas Caribe Catatumbo Orinoco Pacífico
Phanoceroides Hinton, 1939	2	2	SA: BR, CO, VE	Caq	Andina	476	Amazonas
Phanocerus Sharp, 1882 <i>P. bugnioni</i> Grouvelle, 1902 <i>P. clavicornis</i> Sharp, 1882 <i>P. congener</i> Grouvelle, 1898	6	6	NA: MX, US CA: BE, CR, CU, GD, GT, HT, HO, JM, NI, PA, PR, DO, TT SA: AR, BR, CO, EC, PE, PY, UY, VE	Ant, Bol, Cal, Caq, Cas, Cau, Ces, Cho, Cor, Cun, Hui, LaG, Mag, Met, Put, Qui, Ris, Tol, Val	Andina Caribe Insular Pacífico	10 – 2.436	Amazonas Caribe Orinoco Pacífico
Pharceonus Spangler & Santiago-Fragoso, 1992 <i>P. volcanus</i> Spangler & Santiago-Fragoso, 1992	4	4	CA: CR, PA SA: CO, EC, PE, VE	Ant, Boy, Cal, Caq, Cau, Ces, Cho, Cor, Hui, LaG, Mag, Nar, Put, Qui, Ris, San, Tol, Val	Andina Caribe Pacífico	15 – 2.710	Amazonas Caribe Pacífico
Pseudodisersus Brown, 1981 <i>P. goudotii</i> (Guérin Méneville, 1843)	1	1	CA: CR, PA SA: CO, EC	Ant, Cal, Caq, Cau, Cho, Cun, Nar, Put, Qui, Ris, San, Tol, Val	Andina Pacífico	96 – 2.530	Amazonas Caribe Orinoco Pacífico

^a NA: América del Norte, CA: América Central, SA: América del Sur, OC: Oceanía. ^b Las abreviaturas de países se ajustan a la norma ISO 3166-1. ^c Ama: Amazonas, Ara: Arauca, Atl: Atlántico, Ant: Antioquia, Bog: Bogotá D.C., Bol: Bolívar, Boy: Boyacá, Cal: Caldas, Caq: Caquetá, Cas: Casanare, Cau: Cauca, Ces: Cesar, Cho: Chocó, Cor: Córdoba, Cun: Cundinamarca, Gua: Guaviare, Hui: Huila, LaG: La Guajira, Mag: Magdalena, Met: Meta, Nar: Nariño, NSn: Norte de Santander, Put: Putumayo, Qui: Quindío, Ris: Risaralda, San: Santander, Tol: Tolima, Val: Valle del Cauca, Vau: Vaupés, Vic: Vichada. ^d Nuevo registro de distribución

en trabajos ecológicos y, según **Sondermann (2013)**, **Kodada, et al. (2016)** y lo hallado en el presente estudio, no se encuentran en Colombia. Este es el mismo caso de los géneros *Luchoelmis* y *Stethelmis*, los cuales son endémicos de la Patagonia de Argentina y Chile (**Archangelsky & Manzo, 2007**; **Archangelsky & Brand, 2014**; **Martínez-Román, et al., 2019**).

La familia Elmidae se ha registrado en el área insular de Cuba, Dominica, Granada, Guadalupe, Jamaica, La Española (Haití y República Dominicana), Martinica, Puerto Rico, Santa Lucía, San Vicente y Las Granadinas, y Trinidad y Tobago, entre otras islas de Las Antillas (**Jäch, et al., 2016**). En este trabajo se incluyó material de la Isla Gorgona en el océano Pacífico, sin embargo, no se conoce ningún registro de Elmidae en la zona insular Caribe de Colombia (**Cortés-Guzmán & Ospina-Torres, 2014**; **Longo, et al., 2015**), lo que puede deberse a los regímenes estacionarios de los arroyos en el archipiélago de San Andrés (**Laython, 2017**). No obstante, no se descarta que se puedan hallar representantes de la familia con adaptaciones y novedades propias de la fauna endémica de islas, por ejemplo, en aguas subterráneas. Al igual que San Andrés y Providencia, los departamentos de Guainía y Sucre, que corresponden a las regiones Amazonía y Caribe, respectivamente, no cuentan con ningún registro de la familia. Esta falta de registros es consecuencia de la ausencia de material disponible porque no se han hecho muestreos dirigidos ni recolecciones y no porque estos organismos estén ausentes en esos territorios.

A partir de esta revisión se hizo una sinopsis que incluye información morfológica relevante para diferenciar adultos y larvas de los géneros presentes en Colombia, así como de las larvas de *Gyrelmis*, *Neolimnius*, *Notelmis*, *Onychelmis* y *Stenhelmoides*, que no se conocían previamente, y, aunque no se hace una diagnosis formal, se aportan datos sobre su distribución, registro fotográfico y algunos comentarios ecológicos. A continuación se desglosan en orden alfabético cada uno de los géneros citados.

Subfamilia Elminae

La Subfamilia Elminae contiene alrededor de 1.350 especies pertenecientes a 123 géneros y tres tribus (**Kodada, et al., 2016**). Todas las especies son acuáticas verdaderas y los adultos raramente salen del agua. Las larvas maduras miden de 2 a 9 mm de longitud. El tamaño de los adultos puede variar entre 1 y 7 mm. Presentan antenas largas y filiformes, ordinariamente de 11 segmentos. En general, su cutícula está fuertemente esclerotizada y es poco pubescente. No obstante, al menos en la región ventral, presentan grandes parches de estructuras cuticulares hidrófugas a manera de setas, llamadas tomento (**Figura 2S A-D**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1062/2756>). Dicho tomento ayuda a retener una burbuja de aire llamada plastrón, la cual se conecta a los espiráculos abdominales para la respiración de estos organismos (**Kodada, et al., 2016**).

Austrelmis Brown, 1984 (Figura 1A-B)

Los adultos son de color oscuro y cuerpo alargado, generalmente presentan carinas sublaterales en el pronoto que, si están presentes, son mucho más visibles en la mitad anterior. Élitros con carinas sublaterales o elevaciones sobre el intervalo 6 u 8 (**Figura 1A**). Las larvas son subtriangulares en sección transversal, con integumento oscuro y áspero (**Figura 1B**). La cabeza no tiene diente frontal entre la base de las antenas y el clipeo, sin embargo, presentan un pequeño diente a cada lado del clipeo (visible bajo el microscopio) (**Manzo & Archangelsky, 2012**).

Austrelmis es un género neotropical endémico de Suramérica con 27 especies descritas, ninguna de ellas registrada para Colombia. Se encuentra distribuido en la mayoría de los países andinos (**Tabla 1**) y es uno de los pocos géneros que alcanza grandes elevaciones (**Manzo & Archangelsky, 2012, 2015**; **Martínez-Román, et al., 2017**). Se tienen muy pocos registros históricos del género en el país (**Meza-S, et al., 2012**), pero en este trabajo se encontraron 40 registros en cuatro departamentos y el distrito capital, con especies nuevas en proceso de descripción y nominación (**Tabla 1, Figura II**). Este género se encontró únicamente en la región Andina, entre los 2.751 y 3.947 m s.n.m., en sustratos de

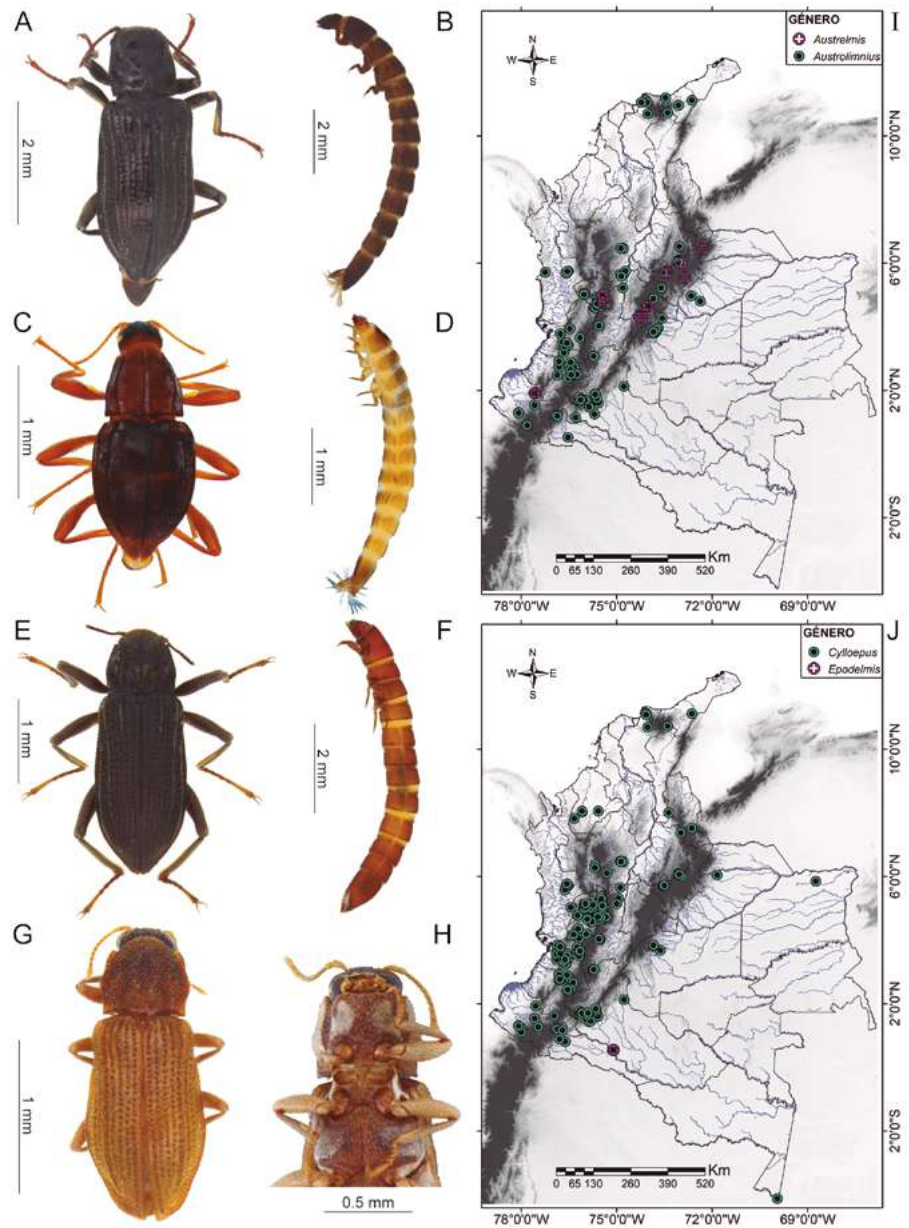


Figura 1. Hábito general (A-H): *Austrelmis* (A-B). A. adulto, B. larva. *Austrolimnius* (C-D). C. adulto, D. larva. *Cylloepus* (E-F). E. adulto, F. larva. *Epodelmis* adulto (G-H). G. hábito dorsal, H. detalle ventral. Distribución geográfica en Colombia (I-J): I. *Austrelmis* y *Austrolimnius*. J. *Cylloepus* y *Epodelmis*

pedra, arena y hojarasca, corrientes rápidas y remansos y aguas principalmente alcalinas y a temperaturas inferiores a 10 °C (González-Córdoba, *et al.*, 2020 a). Algunas especies del género como *Austrelmis consors* Hinton, 1940, se registran en ambientes poco frecuentes para Elmidae, tales como pozos termales, grandes profundidades y ambientes lénticos a más de 4.000 m s.n.m. (Hinton, 1940 d).

***Austrolimnius* Carter & Zeck, 1929 (Figura 1C-D)**

Los adultos de *Austrolimnius* tienen cuerpo generalmente ovalado, de coloración uniforme entre café cobrizo y negro, se caracterizan por tener una o dos hileras de gránulos en la epipleura (repliegue ventral de los élitros) y en algunas especies, una depresión media

longitudinal en el pronoto (**Figura 1C**). Las larvas son subtriangulares en sección transversal, con aspecto poco esclerotizado (**Figura 1D**); se caracterizan por tener un largo sensorio sobre el segundo segmento de la antena, el cual es más largo que el tercer antenito. También tienen hileras longitudinales de gránulos dispersos en los tergos abdominales y torácicos (**Manzo, 2007; Miranda, et al., 2012**).

Es un género de amplia distribución en el Neotrópico, pero está mucho más diversificado en la región australiana (**Tabla 1**). Se han descrito 105 especies en el mundo, 22 de ellas en el Neotrópico (**Manzo, 2013; Jäch, et al., 2016; Polizei, et al., 2020**). En Colombia se registran dos especies en el departamento de Chocó y, a nivel genérico, está citado en Antioquia, Tolima y Valle del Cauca (**González-Córdoba, et al., 2015 a, 2016 a; Lozano-Bravo, et al., 2018**). En este trabajo se actualizó el inventario con cuatro especies a partir de 253 registros en 20 departamentos (30 a 3.270 m s.n.m.) y en todas las regiones naturales (**Tabla 1, Figura 1I**). Estos organismos suelen habitar corrientes con piedra u hojarasca (**Miranda, et al., 2012; Martínez-Román & Archangelsky, 2017**) y en este estudio se hallaron en una variedad de sustratos incluidos hojarasca, piedra, arena, macrófitas, musgo y sedimentos, en corrientes rápidas, piscinas y zonas de salpicadura. Existen registros del género hasta los 3.500 m s.n.m. en páramos venezolanos (**Gómez & Bello, 2006**).

***Cylloepus* Erichson, 1847 (Figura 1E-F)**

Los adultos son oscuros, de aspecto duro, en ocasiones con vetas claras amarillas o café cobrizo, se caracterizan por tener carinas sublaterales en el pronoto acompañadas de una depresión media longitudinal. Las patas son largas en comparación con el cuerpo, el cual es alargado (**Figura 1E**). Las larvas son notablemente cilíndricas, con integumento granuloso de color café y sutura pleural hasta la base del último segmento abdominal (**Figura 1F**) (**Manzo, 2005; Manzo & Archangelsky, 2008**).

Es el género de mayor riqueza en América, con 56 especies descritas (dos de ellas en Colombia), siendo más diverso en la región neotropical (**Tabla 1**) (**Manzo, 2013; Polizei & Barclay, 2019 a**). En el país está citado en nueve departamentos (**González-Córdoba, et al., 2015 a, 2016 b; Hincapié-Montoya, 2019**) y en este estudio se encontraron 377 registros en 23 de los departamentos representados y en todas las regiones naturales, entre los 69 y los 3.070 m s.n.m. (**Tabla 1, Figura 1J**), siendo uno de los géneros más comunes en Colombia. A pesar de ser fácilmente identificables, las larvas de este género no son muy frecuentes ni abundantes en los muestreos de macroinvertebrados bentónicos. Los adultos, por el contrario, son muy abundantes, lo que genera preguntas sobre sus densidades poblacionales, rangos etarios, voltinismo y proporción de sexos.

Estos organismos son atraídos a las trampas de luz y pueden habitar en arena, piedra o troncos sumergidos (**Monte & Mascagni, 2012; Polizei & Barclay, 2019 a**). En este trabajo se encontraron en diversos sustratos, incluidos hojarasca, piedra, arena, lodo, macrófitas y esponjas en corrientes rápidas y lentas. **González-Córdoba, et al. (2020 a)** documentaron su tolerancia a niveles moderados de contaminación orgánica.

***Epodelmis* Hinton, 1973 (Figura 1G-H)**

Los adultos son alargados con lados ovalados, tienen cutícula café claro de aspecto blando con esculturas reticuladas (**Figura 1G**). Se caracterizan por tener una franja longitudinal de tomento, sobre todo en el borde lateral del hipómero (**Figura 1H**), élitros con carinas sobre el sexto y octavo intervalos y ápices truncados, pronoto con una débil hendidura longitudinal y carinas sublaterales incompletas (**Hinton, 1973**). La larva todavía se desconoce.

Este género neotropical tiene una única especie descrita en Bolivia (**Hinton, 1973**) y recientemente **González-Córdoba, et al. (2019)** registraron el género en Colombia, con una posible especie nueva en el departamento de Caquetá (región natural de la Amazonía) a 241 m s.n.m. (**Tabla 1, Figura 1J**). Estos organismos son poco frecuentes en muestreos y su biología es desconocida, pero los adultos pueden ser capturados en trampas de luz (**Hinton, 1973**).

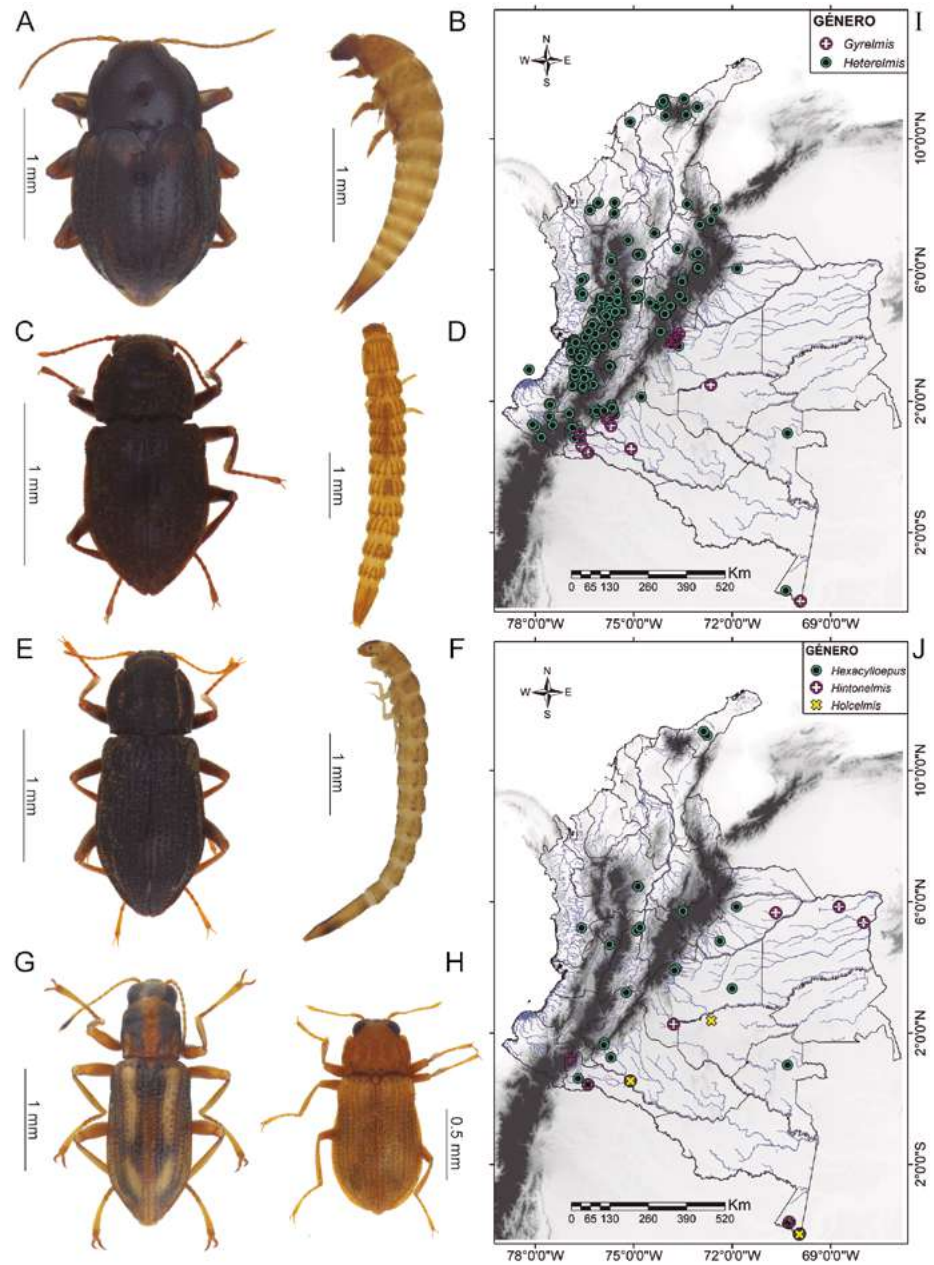


Figura 2. Hábito general (A-H): *Gyrelmis* (A-B). A. adulto, B. larva. *Heterelmis* (C-D). C. adulto, D. larva. *Hexacylloepus* (E-F). E. adulto, F. larva. G. *Hintonelmis* adulto. H. *Holcelmis* adulto. Distribución geográfica en Colombia (I-J): I. *Gyrelmis* y *Heterelmis*. J. *Hexacylloepus*, *Hintonelmis* y *Holcelmis*

***Gyrelmis* Hinton, 1940 (Figura 2A-B)**

Los adultos son ovales, pequeños (menos de 2 mm de longitud), con integumento brillante, generalmente de colores oscuros, en ocasiones con máculas amarillas a café cobrizo. Presentan carinas elitrales sobre el quinto y el séptimo intervalo, y el pronoto es convexo con dos carinas sublaterales generalmente difusas (Figura 2A) (Hinton, 1940 a). Las larvas tienen forma general cónica (Figura 2B), son ventralmente aplanadas y fuertemente convexas en el dorso, con integumento liso, brillante y amarillento y escleritos pleurales únicamente en el primer segmento abdominal (González-Córdoba, et al., 2018).

El género tiene 12 especies descritas de Brasil y Guayana Francesa (**Tabla 1**). En Colombia se han citado cuatro especies en los departamentos de Meta y Putumayo (**Hinton, 1940 a; González-Córdoba, et al., 2019**). Su distribución está restringida a zonas bajas del oriente colombiano y el piedemonte andino y se encontraron dos especies más a partir de 30 registros en cinco departamentos, entre los 90 y los 625 m s.n.m. (**Tabla 1, Figura 2I**). Estos organismos se recolectaron principalmente en sustratos como hojarasca, macrófitas, arena y piedras.

***Heterelmis* Sharp, 1882 (Figura 2C-D)**

Los adultos son generalmente subovalados de coloración oscura, entre café rojizo y negro. Presentan carinas sublaterales en el pronoto y en los élitros sobre el sexto y octavo intervalo. Generalmente, tienen una depresión transversal incompleta en el pronoto acompañada por dos depresiones oblicuas basales, las cuales pueden estar ausentes en algunas especies (**Figura 2C**). Las larvas son subcilíndricas, con 8 a 10 hileras longitudinales de tubérculos en los tergos del tórax y abdomen (**Figuras 2D, S2C-D**). El mesotórax y el metatórax presentan tres escleritos laterales (**Archangelsky, et al., 2009**).

Heterelmis es un género ampliamente distribuido en América, con cuatro especies conocidas en el Neártico y 20 en el Neotrópico, 15 de ellas en Suramérica (**Manzo, 2013; Jäch, et al., 2016; Polizei, 2018 a**). En Colombia se registran dos especies y a nivel de género se conoce en 12 departamentos (**González-Córdoba, et al., 2015b, 2016b; Lozano-Bravo, et al., 2018**) (**Tabla 1**).

La mayoría de los especímenes revisados en este trabajo (7.858 individuos) se catalogan en este género (36 % del material identificado). Se documentaron 919 registros en 27 de los departamentos evaluados, los cuales representan casi toda Colombia, incluida la región insular, entre los 10 y los 3.600 m s.n.m. (**Tabla 1, Figura 2I**). A pesar de ser el género más frecuente en los muestreos, se conoce muy poco de la taxonomía del grupo, en parte porque los individuos presentan una morfología externa bastante homogénea. Se requiere una revisión para definir las especies y su distribución y una clave taxonómica para su identificación. Las especies de este género presentan hábitos generalistas, colonizan gran variedad de sustratos y se han mostrado tolerantes a la disminución del oxígeno disuelto (**González-Córdoba, et al., 2020 a**).

***Hexacylloepus* Hinton, 1940 (Figura 2E-F)**

Los adultos de *Hexacylloepus* son morfológicamente similares a *Cylloepus* por presentar carinas sublaterales y una depresión media longitudinal en el pronoto (**Figura 2E**). No obstante, por lo general son más pequeños que *Cylloepus*, con coloración café homogénea y se caracterizan por presentar una franja transversal de tomento en el hipómero desde la cavidad procoxal hasta el borde del pronoto. Las larvas son alargadas, delgadas, hemicilíndricas, con integumento amarillento y profusamente tuberculado (**Figura 2F**). Presentan escleritos pleurales hasta el séptimo segmento abdominal; la longitud del último segmento abdominal (IX) corresponde a tres o cuatro veces su ancho, con ápice no emarginado, y la longitud del opérculo corresponde a un cuarto de la longitud total del segmento (**Archangelsky, et al., 2009; Brown, 1973**).

Hexacylloepus se distribuye desde Estados Unidos hasta Paraguay con 25 especies, 24 de las cuales son neotropicales (**Manzo, 2013**). En Colombia el género está registrado para Antioquia, Cauca, Cundinamarca, Putumayo, Tolima y Valle del Cauca (**Brown, 1973; Posada, et al., 2000; Longo-Sánchez, et al., 2009; Parra-Trujillo, et al., 2010; Duque, et al., 2012; Zúñiga, et al., 2013; González-Córdoba, et al., 2016 b**).

En este estudio se relacionaron 39 registros en 13 departamentos, que abarcan todas las regiones naturales entre los 70 y los 2.400 m s.n.m. (**Tabla 1, Figura 2J**), lo cual indica su amplia distribución geográfica, aunque es poco frecuente en los muestreos. Tanto larvas como adultos se pueden recolectar en corrientes con sustratos como paquetes de hojarasca o piedra del lecho. Estos organismos son relativamente tolerantes a la contaminación por partículas en suspensión (**González-Córdoba, et al., 2020 a**).

***Hintonelmis* Spangler, 1966 (Figura 2G)**

Los adultos son pequeños (2 - 3 mm de longitud) y alargados, con integumento generalmente liso, brillante y de coloración llamativa, con frecuencia amarillo o café claro y con patrones en negro. Sus uñas tarsales tiene un diente sub-basal. La base del pronoto tiene carinas sublaterales cortas, a veces imperceptibles o ausentes. El pronoto generalmente tiene una depresión transversal distal poco evidente y una depresión media longitudinal (**Figura 2G**); élitros con carinas sobre la base del sexto intervalo y el ápice del octavo intervalo, siendo una característica difícil de ver en algunos individuos (**Hinton, 1971 a**). **Shepard, et al. (2020)** mencionan que las larvas de este género tienen cuerpo semicilíndrico, cabeza con diente frontal, protórax sin suturas laterales, meso y metatórax con tres pleuritos, como en *Heterelmis* y *Microcylloepus*, pero sin hileras longitudinales de tubérculos.

Es un género neotropical con 13 especies de distribución principalmente amazónica o periamazónica (**Tabla 1**) (**Hinton, 1971 a**; **Polizei & Barclay, 2018**). En Colombia se han citado cuatro especies en Amazonas, Putumayo y Vichada, entre los 70 y los 300 m s.n.m. (**Tabla 1, Figura 2J**) (**González-Córdoba, et al., 2019**), lo que corresponde a las vertientes de los ríos Amazonas y Orinoco y concuerda con su distribución en la Amazonía brasilera y la Guayana Francesa. En este trabajo se encontró una especie más a partir de 29 registros; la mayoría de especímenes se capturaron con trampas de luz y unos pocos se encontraron en sustratos como troncos, hojarasca y esponjas.

***Holcelmis* Hinton, 1973 (Figura 2H)**

Los adultos de este género son muy pequeños (< 2 mm de longitud) y de apariencia blanda, siempre con integumento rugoso de color café claro (**Figura 2H**). El hipómero tiene una banda anterior de tomento y el pronoto presenta una depresión media longitudinal y carinas sublaterales que no alcanzan los márgenes anteriores (**Figuras 2S A-B**, <https://www.raccefn.co/index.php/raccefn/article/view/1062/2756>). Los élitros tienen ápices truncados y están carinados sobre el sexto y octavo intervalos. En apariencia son similares a *Hexacylloepus*, sin embargo, no presentan carinas en el proceso prosternal ni en el primer ventrito abdominal, además, los márgenes laterales del pronoto y los ángulos anterolaterales están fuertemente expandidos (**Hinton, 1973**). La larva se desconoce.

Se conocen dos especies de este género neotropical, ambas de Bolivia (**Hinton, 1973**). En Colombia se registra una de ellas en la planicie amazónica del departamento de Caquetá (**Tabla 1, Figura 2J**), a 241 m s.n.m. (**González-Córdoba, et al., 2019**). Los organismos de las planicies orientales de Colombia están poco estudiados y en su mayoría han sido recolectados fuera de sus microhábitats con ayuda de trampas de luz.

***Huleechius* Brown, 1981 (Figura 3A-B)**

Los adultos de *Huleechius* son similares en forma y tamaño a *Cylloepus* (**Figura 3A**), pero la tercera vena anal del ala posterior es simple, en vez de bifurcada como en *Cylloepus*. Los machos de este género presentan marcados caracteres sexuales secundarios en las patas posteriores, a diferencia de *Cylloepus* (**Brown, 1981 b**). Una característica observada en los individuos de Colombia es que presentan un par de carinas longitudinales en el disco metasternal que podría diferenciar a los *Huleechius* adultos sin necesidad de disección. Las larvas son subcilíndricas con tegumento granuloso y café amarillento (**Figura 3B**). Presentan escleritos pleurales hasta el séptimo segmento abdominal (**Brown, 1981 b**). Algunas veces se confunden con larvas de *Macrelmis*, de las cuales se diferencian porque los esternos abdominales de *Huleechius* son subcuadrados, en tanto que en *Macrelmis* son más anchos que largos.

Huleechius cuenta con dos especies descritas de América del Norte (**Jäch, et al., 2016**). En Colombia el género se conoce en Cauca, Chocó, Tolima y Valle del Cauca (**González-Córdoba, et al., 2015 a, 2016 b**; **Lozano-Bravo, et al., 2018**) y en este trabajo se documentaron 138 registros distribuidos ampliamente en 18 departamentos del país, entre los 69 y los 3.070 m s.n.m. (**Tabla 1, Figura 3I**). Parece ser mucho más frecuente encontrar grandes cantidades de larvas que adultos. Las larvas se pueden recolectar sobre múltiples

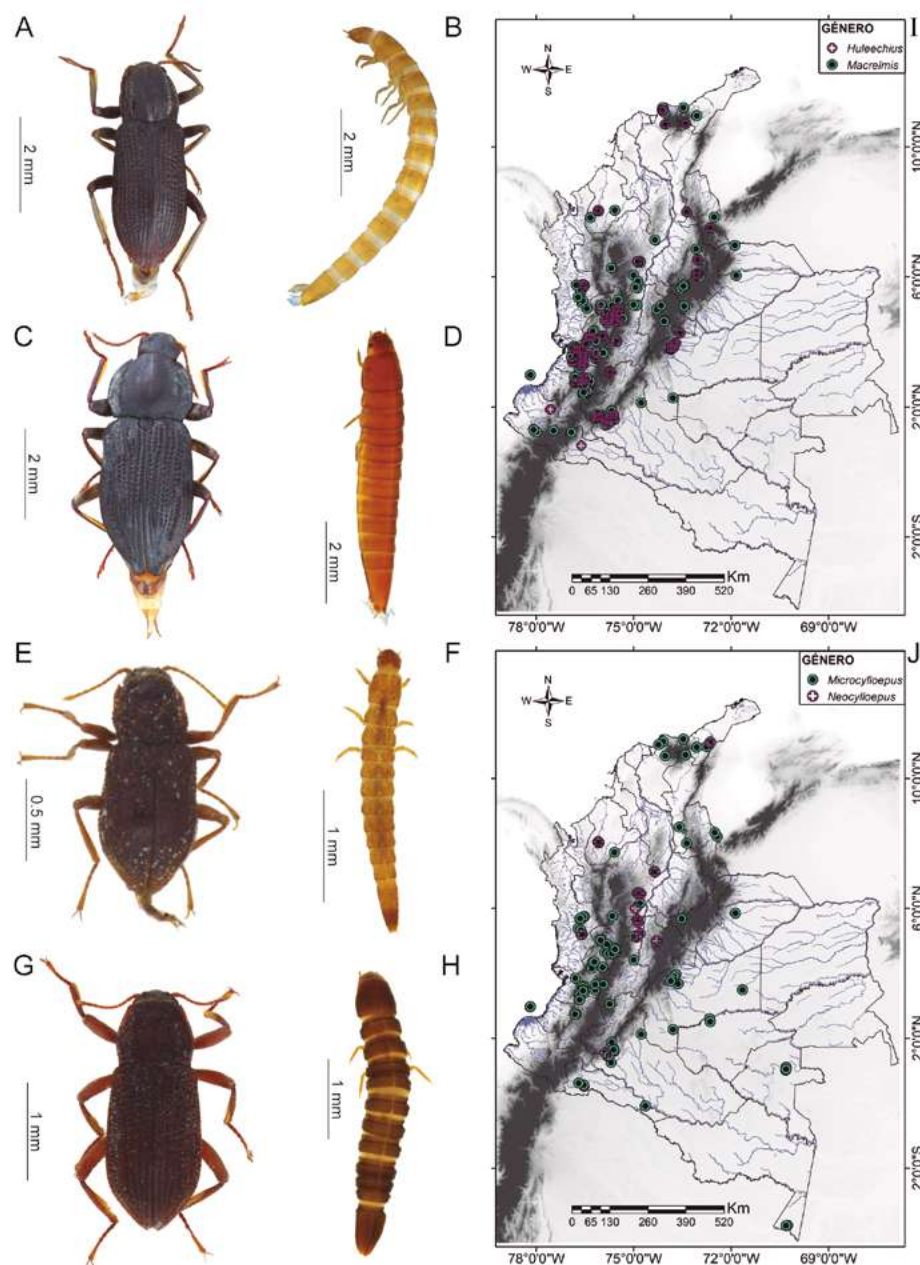


Figura 3. Hábito general (A-H): *Huleechius* (A-B). A. adulto, B. larva. *Macrelmis* (C-D). C. adulto, D. larva. *Microcylloepus* (E-F). E. adulto, F. larva. *Neocylloepus* (G-H). G. adulto, H. larva. Distribución geográfica en Colombia (I-J). I. *Huleechius* y *Macrelmis*. J. *Microcylloepus* y *Neocylloepus*

sustratos, incluidos arena y macrófitas y los adultos están más asociados con hojarasca y piedra. Estos organismos se han mostrado tolerantes a la disminución del oxígeno y a grados moderados de contaminación orgánica (González-Córdoba, *et al.*, 2020 a).

***Macrelmis* Motschulsky, 1859 (Figura 3C-D)**

Los adultos, en general, son robustos con integumento oscuro y bien esclerotizado, su cuerpo es alargado con lados paralelos y pronoto cuadrangular, casi siempre con carinas sublaterales bien desarrolladas (Figura 3C). Presentan una estría accesoria entre el primer y el segundo intervalo elitral. Las larvas son aplanadas dorsoventralmente, tienen

integumento oscuro, de apariencia lisa y brillante (**Figura 3D**). Presentan escleritos pleurales hasta el séptimo segmento abdominal y cabeza con un diente evidente y romo entre el clípeo y la antena (**Archangelsky, et al., 2009; Passos, et al., 2015**).

Es un género ampliamente distribuido en América, desde Estados Unidos hasta Argentina, y cuenta con 53 especies descritas, dos de ellas con material tipo de Colombia, pero sin localidad definida (**Brown, 1984; Passos, et al., 2015; Almeida, et al., 2020**) y otras tres registradas en los departamentos de Antioquia y Tolima (**Hincapié-Montoya & Uribe-Soto, 2018, 2019; Lozano-Bravo, et al., 2018**). Es uno de los géneros con más especies del Neotrópico, junto con *Cylloepus* y *Neelmis* (**Manzo, 2013; Jäch, et al., 2016**).

En Colombia es un género muy frecuente en una gran variedad de sustratos en corrientes, piscinas y orillas de los ríos, aunque sus poblaciones no llegan a tener las densidades exhibidas por *Heterelmis*. Se conoce en 14 departamentos del país (**González-Córdoba, et al., 2015 a**) y en este estudio se encontraron 533 registros en casi todo el territorio nacional (25 departamentos), con la distribución altitudinal más amplia (15 a 3.780 m s.n.m.) (**Tabla 1, Figura 3I**). Estos organismos pueden sobrevivir a grados moderados de contaminación orgánica, mineral y por partículas suspendidas de sólidos (**González-Córdoba, et al., 2020 a**) y se pueden encontrar en una gran variedad de sustratos como hojarasca, grava, arena, macrófitas, lecho de piedra, musgo y sedimento, en corrientes rápidas, lentas, piscinas y orillas.

***Microcylloepus* Hinton, 1935 (Figura 3E-F)**

Los adultos son pequeños, generalmente de color café oscuro y de aspecto duro y rugoso. Presentan carinas sublaterales bien definidas en el pronoto y una depresión media longitudinal acompañada de una elevación basal longitudinal bifurcada que semeja una ‘Y’ (**Figura 3E**). Los élitros están carinados sobre el sexto y octavo intervalo y generalmente también sobre la base del tercer intervalo. Las larvas son subcilíndricas y de aspecto blando, presentan tres escleritos pleurales en el meso y el metatórax. El abdomen presenta escleritos pleurales hasta el séptimo segmento abdominal. Los tergos torácicos y abdominales son profusamente tuberculados, sin formar hileras longitudinales muy evidentes como las de *Heterelmis* (**Figura 3F**) (**Archangelsky, et al., 2009**).

Microcylloepus es el género con más amplia distribución en América, desde Canadá hasta Chile, con 31 especies descritas, cinco del Neártico y 26 neotropicales, pero ninguna de ellas se registra en Colombia (**Manzo, 2013; Jäch, et al., 2016; Polizei, 2018 b**). En el país el género está citado en nueve departamentos (**González-Córdoba, et al., 2015 a, 2016 b**) y en este trabajo se documentaron 228 registros en 22 departamentos, entre los 15 y los 2.200 m s.n.m. y en todas las regiones naturales, incluida la insular (**Tabla 1, Figura 3J**) y en gran variedad de sustratos, desde sedimentos en piscinas hasta lechos rocosos en corrientes rápidas. En este estudio se encontraron morfoespecies con poblaciones abundantes al oriente de los Andes, por lo que es importante hacer una revisión taxonómica de las especies y su distribución en el país, ya que dichos ensambles no son los mismos que en afluentes andinos. Los individuos de este género pueden sobrevivir en aguas con grados moderados de contaminación mineral y orgánica (**González-Córdoba, et al., 2020 a**).

***Neocylloepus* Brown, 1970 (Figura 3G-H)**

Los adultos de *Neocylloepus* son alargados y oscuros, de aspecto duro y rugoso. Presentan carinas sublaterales en pronoto y élitros. Generalmente, presentan dos depresiones perpendiculares en el pronoto semejando una ‘T’ y algunas veces la depresión longitudinal no está bien definida (**Figura 3G**). Las larvas son robustas, con cutícula oscura y tuberculada; la cabeza presenta diente frontal y escleritos pleurales hasta el séptimo segmento abdominal. El último segmento abdominal presenta tres carinas dorsales muy conspicuas y un par lateroventral visibles en vista lateral (**Figura 3H**) (**Manzo & Moya, 2010**).

Este género cuenta con ocho especies distribuidas desde Estados Unidos hasta Bolivia. Solo dos ellas se conocen en Suramérica, ambas registradas en Colombia, aunque sin localidad definida (**Manzo & Moya, 2010, González-Córdoba, et al., 2020 b**). Además de

estas especies, el registro histórico del género incluye a Antioquia, Caldas, Chocó y Tolima (Arango, *et al.*, 2008; Manzo & Moya, 2010; Meza-S, *et al.*, 2012; González-Córdoba, *et al.*, 2016 b). Los resultados de este trabajo confirman la presencia del género, al menos en nueve departamentos de las regiones naturales Andina, Caribe y Pacífica, con 27 registros entre los 100 y los 1.500 m s.n.m. (Tabla 1, Figura 3J). Tanto adultos como larvas parecen preferir el sustrato de piedra y hojarasca. En este estudio se encontró una gran cantidad de registros del género en afluentes en el valle geográfico del río Magdalena, no así en el valle geográfico del río Cauca. Un comportamiento similar exhibió *Hexacylloepus* en cuanto a su distribución.

***Neoelmis* Musgrave, 1935 (Figura 4A-B)**

Los adultos de *Neoelmis* son alargados y ligeramente aplanados dorsoventralmente, con coloración café a negra y tegumento liso y brillante. Tienen pronoto subrectangular, un poco más largo que ancho, con carinas sublaterales evidentes y una depresión transversa fuerte en la mitad anterior (Figura 4A). Las larvas son de coloración amarillenta, carecen de dientes en la zona anterior de la cabeza, presentan escleritos pleurales hasta el séptimo segmento abdominal y generalmente una hilera de espinas a los lados de los segmentos abdominales VII a IX (Figura 4B) (Manzo & Archangelsky, 2012; Segura, *et al.*, 2011).

Neoelmis cuenta con 50 especies descritas, la mayoría con distribución en el Neotrópico y tres de ellas en Colombia (Shepard & Barr, 2016; Jäch, *et al.*, 2016; Lozano-Bravo, *et al.*, 2018) (Tabla 1). A nivel genérico está citado en ocho departamentos (González-Córdoba, *et al.*, 2015 a, 2016 b). En este estudio se relacionaron 282 registros en 25 departamentos y en todas las regiones naturales, incluida la zona insular, entre los 10 y los 3.650 m s.n.m. (Tabla 1, Figura 4I). Estos organismos son generalistas y colonizan gran variedad de microhábitats, inclusive en ambientes moderadamente contaminados (González-Córdoba, *et al.*, 2020 a). Los ensambles de especies recolectados en las cuencas del Amazonas y el Orinoco son notablemente diferentes a los ensambles andinos, de manera que se resalta la importancia de una revisión taxonómica para este género en Colombia.

***Neolimnius* Hinton, 1939 (Figura 4C-D)**

Los adultos presentan integumento de apariencia lisa y brillante, de color café testáceo con tres manchas negras en los élitros conectadas entre sí. Los bordes laterales del pronoto y élitros son crenulados (Figura 4C). El pronoto es mucho más estrecho que los élitros, presenta una depresión transversal en la mitad anterior, dos carinas sublaterales en la base y otras dos carinas longitudinales que inician en la base y se bifurcan distalmente. Los élitros tienen carinas sobre el tercer y quinto intervalo (Hinton, 1939 c). Las larvas son subcónicas de coloración amarillenta con algunas manchas más oscuras, cavidades procoxales cerradas, dos escleritos pleurales en el meso y metatórax. La sutura esternopleural se extiende hasta el quinto segmento abdominal, la longitud del noveno segmento abdominal es más de cuatro veces su ancho y los tergos torácicos y abdominales tienen dos pares de quillas (Figura 4D) (Shepard, *et al.*, 2020).

Neolimnius es un género monotípico descrito a partir de especímenes recolectados en la cuenca baja del río Amazonas en Brasil (Manaos-Amazonas y Marabá-Pará) y el escudo guayanés (St. Laurent du Maroni-Guayana Francesa) (Hinton, 1939 c). *Neolimnius palpalis* Hinton, 1939 se documentó recientemente en Colombia (González-Córdoba, *et al.*, 2015b) y en el presente trabajo se relacionaron nueve registros en la zona plana y en la transición andina de los departamentos de Amazonas, Meta, Putumayo y Vaupés (Tabla 1, Figura 4I), entre los 85 y 490 m s.n.m., principalmente en sustrato pedregoso y siempre en ambientes bien oxigenados y relativamente conservados (González-Córdoba, *et al.*, 2020 a).

***Notelmis* Hinton, 1941 (Figura 4E-F)**

Los adultos de este género son negros o café oscuro, con integumento liso y brillante, protórax subrectangular, más largo que ancho, y el resto del cuerpo globoso. El pronoto

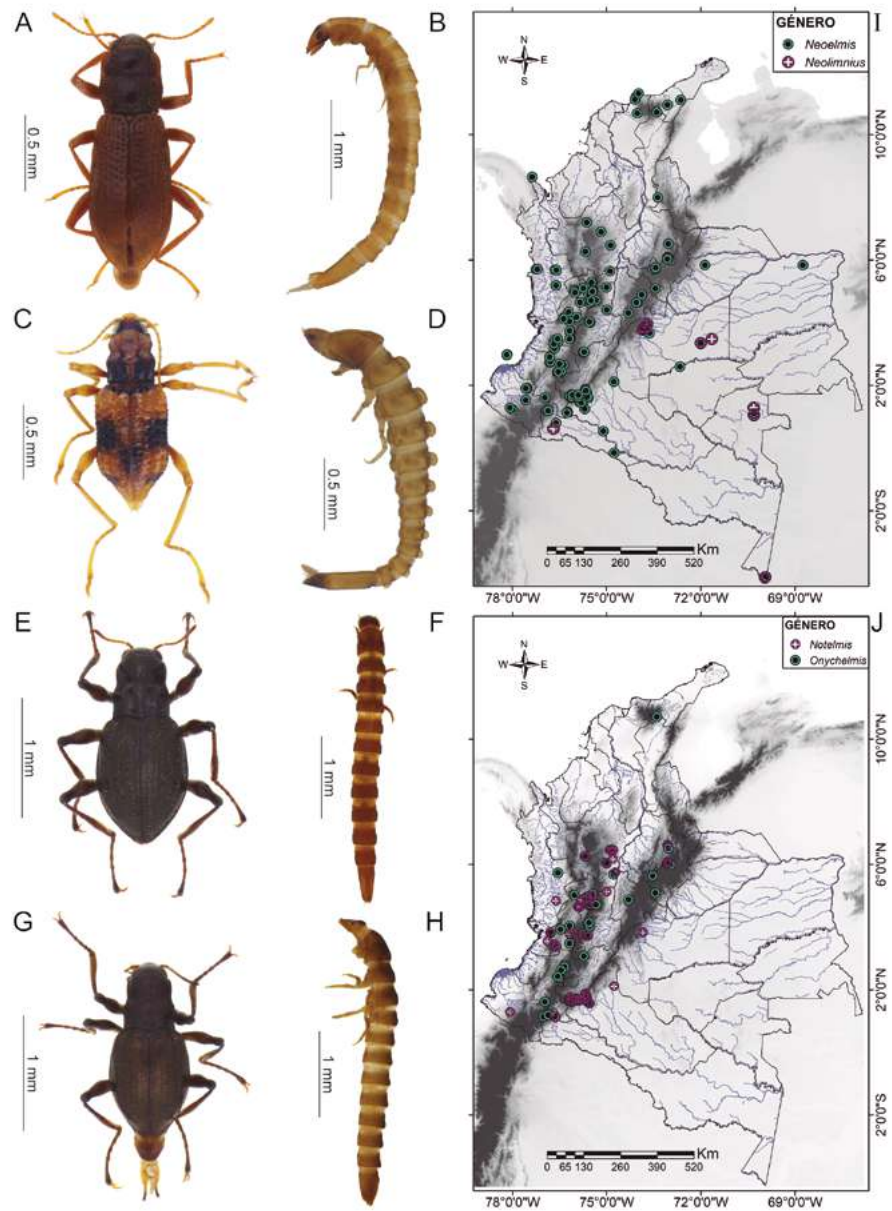


Figura 4. Hábito general (A-H): *Neoelmis* (A-B). A. adulto, B. larva. *Neolimnius* (C-D). C. adulto, D. larva. *Notelmis* (E-F). E. adulto, F. larva. *Onychelmis* (G-H). G. adulto, H. larva. Distribución geográfica en Colombia (I-J): I. *Neoelmis* y *Neolimnius*. J. *Notelmis* y *Onychelmis*

no tiene carinas sublaterales, pero sí una depresión media transversal y una carina media longitudinal en la mitad basal que se bifurca distalmente sobre la depresión transversal (Figura 4E) (González-Córdoba, *et al.*, 2016 a). La larva es subcilíndrica con escleritos pleurales únicamente en el primer segmento abdominal y el último segmento presenta dos zonas aplanadas separadas por una leve elevación longitudinal en el dorso (Figura 4F) (González-Córdoba, *et al.*, datos sin publicar).

Dos especies de este género neotropical se han descrito en Colombia, Ecuador y Panamá y está en construcción una clave con varias especies de nuevas localidades en Centroamérica y Suramérica (Manfred Jäch, com. pers.) (Tabla 1). En Colombia el género está citado en seis departamentos (González-Córdoba, *et al.*, 2016 a) y los resultados de este trabajo documentan 66 registros en 11 departamentos de las regiones Andina, Pacífica

y la transición andina-amazónica, entre los 177 y 2.530 m s.n.m. (**Tabla 1, Figura 4J**). A pesar de no ser un género común en los muestreos, estos organismos tienen hábitos generalistas y se los puede encontrar en aguas moderadamente contaminadas por materia orgánica y minerales (**González-Córdoba, et al., 2020 a**).

***Onychelmis* Hinton, 1941 (Figura 4G-H)**

Los adultos de este género son de cuerpo globoso, integumento brillante de color café a negro. Son muy similares a *Notelmis*, pero se distinguen por la presencia de dos dientes en la base de las uñas tarsales, mientras que *Notelmis* tiene uñas simples, el pronoto no cuenta con carinas sublaterales, tiene una depresión transversa medial y los élitros tienen el sexto intervalo carinado (**Figura 4G**) (**González-Córdoba, et al., 2016 a**). Las larvas son subcilíndricas con integumento tuberculado de color café, presentan escleritos pleurales únicamente en el primer segmento abdominal, aunque la sutura esternopleural puede llegar hasta el tercer o cuarto segmento, y los últimos tres segmentos abdominales presentan una leve gibosidad dorsal, más evidente sobre el octavo segmento (**Figura 4H**) (**González-Córdoba, et al.,** datos sin publicar).

Este género neotropical cuenta con tres especies conocidas en Ecuador, Panamá, Perú y Colombia (**Spangler & Santiago, 1991**), las cuales se citan en 15 departamentos del país (**Tabla 1, Figura 4J**), entre los 96 y los 2.950 m s.n.m. (**Spangler & Santiago, 1991; González-Córdoba, et al., 2016 a**). Su distribución es muy similar a la del género *Notelmis*, del cual parece ser muy cercano, pero se registra en el Caribe, además de las regiones Andina y Pacífica. Se han encontrado representantes del género en ríos de 12 m de ancho y en sustratos como macrófitas y piedras (**Spangler & Santiago, 1991**). En este trabajo se encontraron 78 registros en gran variedad de sustratos, incluidos arena y musgo, y, además, un individuo adulto se halló en deriva.

***Pilielmis* Hinton, 1971 (Figura 5A)**

Los adultos de este género son alargados con integumento liso y brillante, generalmente de color café o amarillo pálido, con patrones maculados o con líneas longitudinales. Presentan carinas sublaterales en el pronoto que no llegan hasta el ápice, una depresión media longitudinal y dos más pequeñas al lado de la base de las carinas, así como élitros carinados en el sexto intervalo y la base del cuarto intervalo (**Figura 5A**). Las uñas tarsales tienen un pequeño diente sub-basal (**Hinton, 1971 b**). Como muchos otros géneros poco conocidos, la larva correspondiente no se ha descrito.

Pilielmis es un género neotropical con siete especies registradas, principalmente en áreas amazónicas y periamazónicas (**Hinton, 1971 b; González-Córdoba, et al., 2015 b**). En Colombia se conoce una especie y en este trabajo se documentaron 21 registros en tierras bajas de la Amazonía y Orinoquía entre los 85 y los 241 m s.n.m. (**Tabla 1, Figura 4I**). Todos los individuos se capturaron con trampas de luz y se desconocen los microhábitats en donde viven.

***Portelmis* Sanderson, 1953 (Figura 5B)**

Los adultos son alargados y de aspecto obeso, con integumento café opaco de apariencia aterciopelada. El pronoto es más largo que ancho, con carinas cortas y débiles en la base, generalmente con una depresión longitudinal muy pequeña en el tercio anterior (**Figura 5B**). Los élitros aparecen sin carinas, pero con punturas y estrias bien definidas (**Hinton, 1936; Spangler, 1980**). Además de las características indicadas, los adultos de este género presentan tomento dorsal. Se desconoce la larva.

Este género neotropical cuenta con cinco especies registradas en Brasil, Costa Rica y Ecuador. En Colombia se ha registrado una única especie sin localidad definida (**Jäch, et al., 2016**) (**Tabla 1**). El género está citado en la región natural Amazónica (**Tabla 1, Figura 5I**), entre los 80 y los 168 m s.n.m., y se relacionan tres morfoespecies que representan especies nuevas (**González-Córdoba, et al., en revisión**). Los individuos catalogados en este género habitan en paquetes de hojas o material vegetal flotante retenido por piedras (**Fernandes, et al., 2010**).

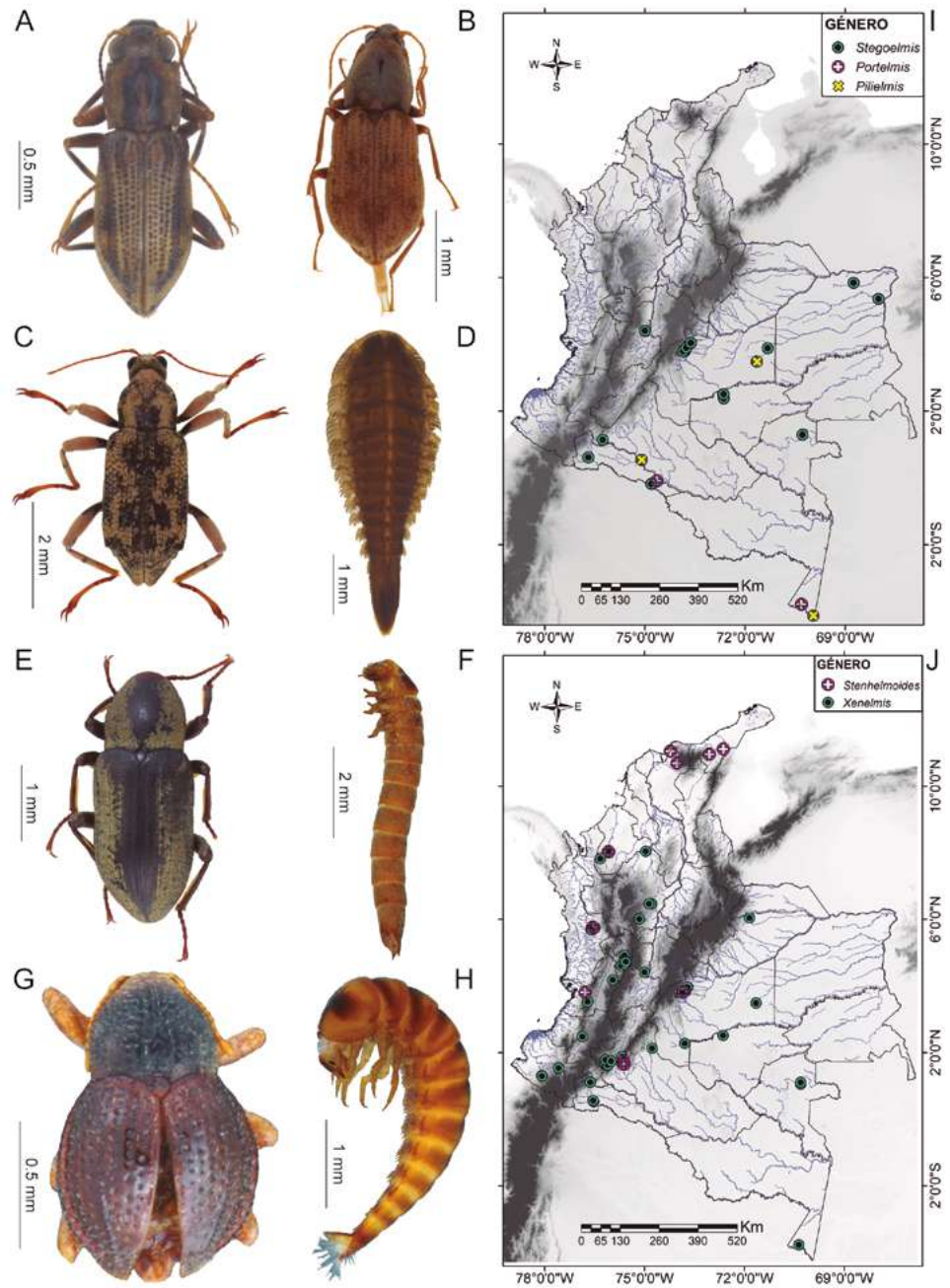


Figura 5. Hábito general (A-H): A. *Pilielmis* adulto. B. *Portelmis* adulto. *Stegoelmis* (C-D). C. adulto, D. larva. *Stenhelmoides* (E-F). E. adulto, F. larva. *Xenelmis* (G-H). G. adulto. H. larva. Distribución geográfica en Colombia (I-J): I. *Pilielmis*, *Portelmis* y *Stegoelmis*. J. *Stenhelmoides* y *Xenelmis*

***Stegoelmis* Hinton, 1939 (Figura 5C-D)**

Los adultos de este género son grandes y robustos, de aspecto opaco y grisáceo y con integumento café a negro (Figura 5C). Presentan tomento ventral y dorsal, pronoto y élitros sin carinas; el pronoto generalmente tiene gibosidades prominentes en la base y una débil impresión longitudinal en la parte media y los ápices elitrales tienen gibosidades. Las larvas tienen integumento café oscuro muy tuberculado, de aspecto duro y rugoso (Figura 5D). Su cuerpo es ancho en la parte anterior y aguzado hacia el ápice. Los márgenes laterales de todos los segmentos presentan fuertes proyecciones digitiformes.

Los escleritos pleurales se extienden hasta el sexto segmento abdominal. El tórax y los segmentos abdominales I a VIII presentan dos hileras de tubérculos dorsales. El segmento abdominal IX es de mayor longitud que los tres segmentos anteriores juntos, con una fuerte quilla longitudinal dorsal (Spangler, 1990).

Este género neotropical tiene 13 especies registradas únicamente en Suramérica, principalmente en áreas amazónicas y periamazónicas (Tabla 1) (Spangler, 1990; Jäch, *et al.*, 2016). En Colombia se han registrado tres especies en Caquetá, Meta, Putumayo y Vichada (Spangler, 1990; González-Córdoba, *et al.*, 2019) (Tabla 1). En este estudio se relacionaron 34 registros en siete departamentos de la Amazonía y la Orinoquía, entre los 70 y los 625 m s.n.m. (Tabla 1, Figura 5I). *Stegoelmis* es el ejemplo mejor conocido de la distribución conjunta del escudo Guayanés – Orinoquía – Amazonía y pareciera estar limitado geográficamente por los Andes, de manera que no se encuentra al occidente de la cordillera Oriental y generalmente se ubica en elevaciones bajas. Los adultos son atraídos a trampas de luz y tanto éstos como las larvas pueden encontrarse en piedras, troncos, arena o roca madre, en corrientes lentas o piscinas de pequeños arroyos bien oxigenados (Spangler, 1990).

***Stenelmoides* Grouvelle, 1908 (Figura 5E-F)**

Los adultos de este género son ovalados con integumento café oscuro, de aspecto rígido con grandes áreas de tomento ventral y dorsal, sin carinas ni depresiones en pronoto y élitros (Figura 5E). Los élitros exhiben hileras de gránulos bien definidos (Spangler & Perkins, 1989). La larva es cilíndrica con integumento café profusamente tuberculado (Figura 5F). La región anterior de la cabeza no presenta stemmata y sí gruesas setas espatuladas. El sensorio de la antena es más largo que el segundo antenómero. A nivel ventral, presenta siete escleritos protorácicos, cinco en meso y metatórax y únicamente un par de escleritos pleurales en el primer segmento abdominal. El segmento abdominal IX finaliza en dos procesos semejando espinas a cada lado de la emarginación dorsal (González-Córdoba, *et al.*, 2020 b; Shepard, *et al.*, 2020).

Este género neotropical tiene 15 especies distribuidas desde México hasta Brasil entre los 100 y los 2.900 m s.n.m. En Colombia se ha registrado una especie en Antioquia, Chocó, Cesar, La Guajira, Magdalena, Putumayo y Valle del Cauca (Spangler & Perkins, 1989; González-Córdoba, *et al.*, 2020 b) (Tabla 1). Este trabajo actualiza nueve registros en seis departamentos en las regiones Andina, Caribe y Pacífica, incluidas las vertientes amazónica y orinoquense, entre los 30 y los 682 m s.n.m. (Tabla 1, Figura 5I). Los organismos de este género pueden encontrarse en piedras, arena, raíces y grava, sin embargo, son escasos en las muestras. Los adultos se recolectan más fácilmente con trampas de luz y la mayor parte de las especies se encuentran únicamente en tierras bajas amazónicas a menos de 300 m s.n.m. (Spangler & Perkins, 1989).

***Tyletelmis* Hinton, 1972 (Figura 6E)**

Los adultos de este género se distinguen por ser muy pequeños (1,2 mm), con integumento café, pubescente. El pronoto es rectangular, más ancho que largo, con los ángulos posteriores agudos. El disco del pronoto es convexo sin depresiones, pero con carinas sublaterales desde la base hasta un sexto del ápice. Los élitros presentan carinas únicamente sobre el octavo intervalo (Figura 6E). Las patas son menos prominentes que las de otros géneros de Elmidae, tienen uñas simples y cepillos tibiales en las patas anteriores (un cepillo) y medias (dos cepillos). El disco del primer ventrito abdominal es carinado (Hinton, 1972). La larva no está descrita.

Este género y su única especie, *Tyletelmis mila* Hinton, 1972, se registra en Brasil, Guayana Francesa y Venezuela (Hinton, 1972; Spangler, 1990). Recientemente, el género fue citado también en el piedemonte orinoquense del departamento de Meta a 470 m s.n.m. (Tabla 1, Figura 5I) (González-Córdoba, *et al.*, 2020 a). Se encontró en sustrato pedregoso asociado con una corriente de agua muy limpia y se ha registrado en arroyos pequeños con sustratos de piedra, hojarasca, troncos y lecho de roca (Spangler, 1990).

***Xenelmis* Hinton, 1936 (Figura 5G-H)**

Los adultos de este género son generalmente pequeños (1 a 4 mm) y ovales, con integumento oscuro y rugoso, pronoto subtriangular a semicircular, convexo y cubierto con tomento y sin carinas; algunas especies presentan hileras de gránulos mediales o sublaterales (**Figura 5G**). Los élitros son carinados sobre el sexto y octavo intervalos. Las larvas son subcónicas, curvadas ventralmente, con la región anterior amplia que se va angostando hacia la región posterior (**Figura 5H**). El integumento es amarillento, en apariencia liso y brillante. Ventralmente tiene cavidades procoxales abiertas, cuatro escleritos en el pro-tórax, siete en el meso y el metatórax y escleritos pleurales hasta el sexto segmento abdominal (**Manzo, 2006 b**).

Es un género americano con 13 especies distribuidas desde Estados Unidos hasta Argentina (**Jäch, et al., 2016**). En Colombia se conocen cuatro especies y a nivel de género está citado para los departamentos de Caldas, Cauca, Chocó, Meta, Putumayo y Valle del Cauca (**González-Córdoba, et al., 2015 a, 2016 b, 2020 a**). En este inventario se encontró una especie más a partir de 97 registros en 17 departamentos ubicados en todas las regiones naturales entre los 47 y los 2.713 m s.n.m. (**Tabla 1, Figura 5J**). Estos organismos se registran principalmente en sustrato rocoso (**Brown, 1985; Manzo, 2006 b**) y tanto larvas como adultos pueden encontrarse también en sustratos de arena, hojarasca, musgo, raíces, zona de salpicadura y suelen asociarse con aguas cálidas entre los 15 y 27 °C (**González-Córdoba, et al., 2020 a**).

Subfamilia Larainae

La subfamilia Larainae tiene 28 géneros y 160 especies descritas a nivel mundial (**Kodada, et al., 2016**). Incluye miembros acuáticos y semiacuáticos; las larvas viven en el agua, pero los adultos se asocian principalmente con la zona de salpicadura y las cascadas, aunque gran parte de las especies vive sumergida en los cuerpos de agua. Las larvas maduras pueden medir entre 3 y 15 mm de longitud. Los adultos alcanzan longitudes entre los 3 y 11 mm. Generalmente, presentan una fila de setas curvas alrededor de los ojos o sobre el margen anterior. Las antenas comúnmente tienen 11 segmentos, son largas filiformes a serradas, o bien cortas y clavadas (últimos cinco segmentos). Tienen cutícula relativamente blanda, con una pubescencia que cubre casi todo el cuerpo. Pueden formar plastrón con setas menos finas que el tomento de los Elminae y tienen alas posteriores bien desarrolladas (**Kodada, et al., 2016**).

***Disersus* Sharp, 1882 (Figura 6A-B)**

Los adultos de este género son elongados, grandes y robustos (6 a 10 mm), y tienen integumento negro a café oscuro, antenas filiformes a serradas, pronoto sin depresiones ni elevaciones fuertes, y patas con fémures muy desarrollados (**Figura 6A**). Las larvas, también de gran tamaño (hasta 12 mm), son aplanadas ventralmente y convexas en el dorso, tienen integumento café oscuro muy tuberculado de aspecto duro y áspero. Presentan seis hileras longitudinales de gránulos en el meso y metanoto y cuatro hileras en el pronoto y los tergos abdominales I al VIII (**Figura 6B**). Ventralmente presentan escleritos pleurales hasta el sexto segmento abdominal (**Spangler & Santiago, 1987**), a diferencia de *Pseudodisersus*, el cual presenta pleuritos hasta el segmento V y únicamente dos hileras longitudinales de gránulos dorsales sobre todos los tergos.

Es un género neotropical con diez especies descritas, seis de ellas registradas en Colombia (**Monte & Mascagni, 2012; Jäch, et al., 2016; Hincapié-Montoya, 2019**). El género es de amplia distribución y los resultados de este trabajo proporcionaron 97 registros en 11 departamentos, entre los 10 y los 2.680 m s.n.m., en localidades que no incluyen las tierras bajas de la Amazonía ni la Orinoquía, pero sí su zona de transición con los Andes orientales (**Tabla 1, figura 7I**). Tanto las larvas como los adultos se pueden encontrar en sustrato pedregoso y hojarasca, sumergidos en el río, y aunque no suele encontrarse un número significativo de individuos, las trampas de luz son muy efectivas para la captura de gran cantidad de adultos. Este género, como la mayoría de laráneos,

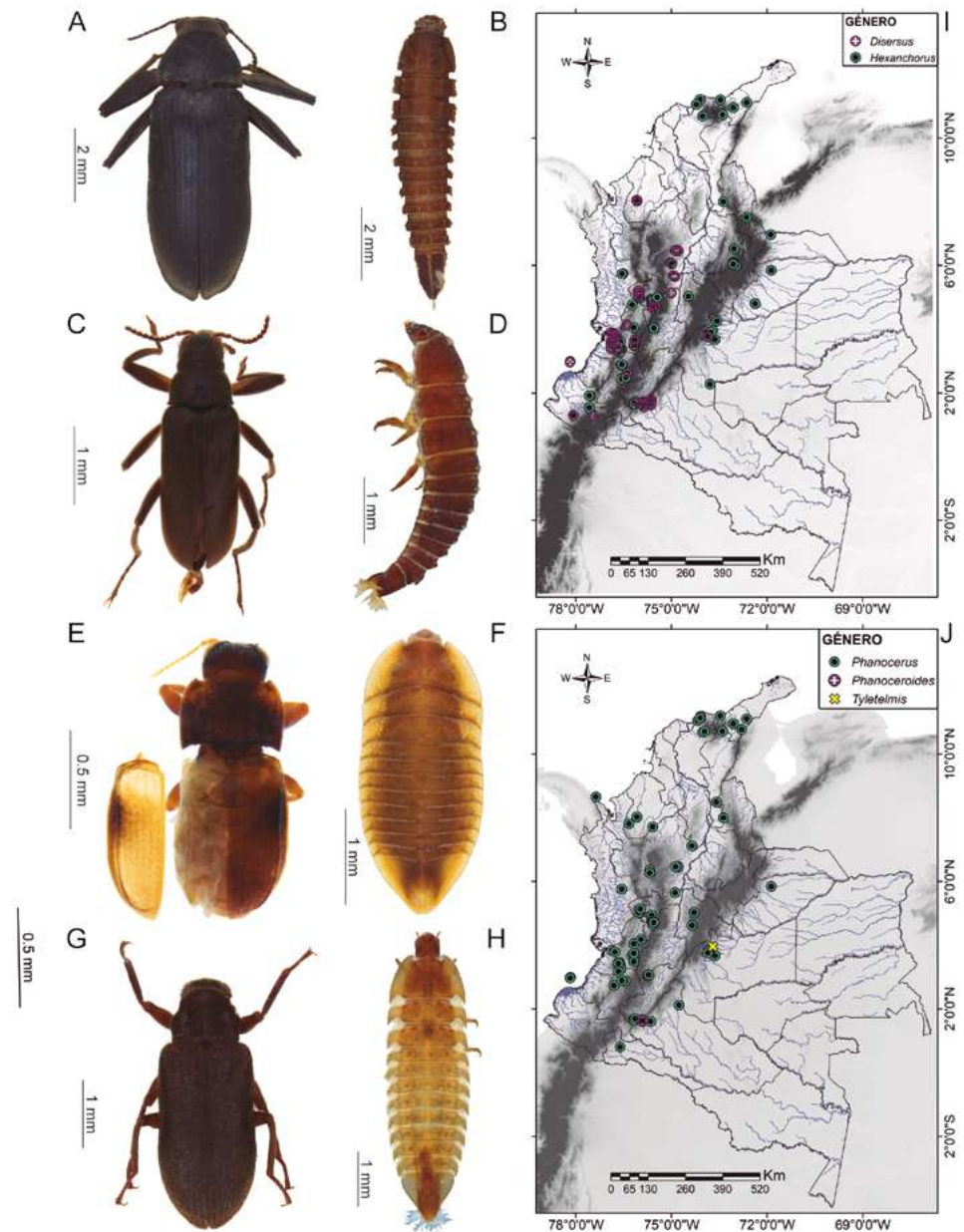


Figura 6. Hábito general (A-H): *Disersus* (A-B). A. adulto, B. larva. *Hexanchorus* (C-D). C. adulto, D. larva. E. *Tyletelmis* adulto. F. *Phanoceroides* larva. *Phanocerus* (G-H). G. adulto, H. larva. Distribución geográfica en Colombia (I-J): I. *Disersus* y *Hexanchorus*. J. *Tyletelmis*, *Phanoceroides* y *Phanocerus*

se ha identificado como saprofitófago, pues se alimentaría principalmente de materia orgánica vegetal como detritus de hojarasca o madera en descomposición (Spangler & Santiago-Fragoso, 1992).

***Hexanchorus* Sharp, 1882 (Figura 6C-D)**

Los adultos de este género son alargados (3 a 5 mm), con integumento pubescente relativamente blando, de color café rojizo a negro, algunas veces con brillos iridiscentes verdes. Antenas serradas, ojos rodeados por fuertes setas convergentes. El pronoto presenta una fuerte depresión transversal en la parte anterior y pequeñas foveas preescutelares (Figura 6C). Las larvas tienen forma cónica y son ligeramente aplanadas dorso-ventralmente,

con tegumento tuberculado de color café a café rojizo (**Figura 6D**). Presentan escleritos pleurales hasta el sexto segmento abdominal y dos protuberancias contiguas a la línea media, al menos sobre el tergo abdominal VIII (**Spangler & Santiago-Fragoso, 1992**).

Es un género neotropical con 25 especies distribuidas desde México hasta Argentina, con una sola especie conocida en Colombia (río Chipalo) (**Jäch, et al., 2016; Linský, et al., 2019**). A nivel de género está citada en los departamentos de Antioquia, Caldas, Tolima y Valle del Cauca (**González-Córdoba, et al., 2015 a**). Los resultados de este estudio identificaron 152 registros en 21 departamentos, entre los 30 y los 3.600 m s.n.m., en cuatro regiones naturales (**Tabla 1, Figura 6I**).

A pesar de ser un género frecuente y abundante en Colombia, no se cuenta con una clave taxonómica para diferenciar las especies. Además, la captura de larvas es más frecuente que de individuos adultos y, con excepción de *H. gracilipes* Sharp, 1882 y *H. caraibus* Coquerel, 1851, ninguna de las 21 especies restantes se asocia con una larva, situación que imposibilita la determinación específica (**Spangler & Santiago-Fragoso, 1992**). Estos organismos son semiacuáticos y los adultos son buenos voladores, escapan fácilmente de las redes acuáticas y son atraídos a trampas de luz. No obstante, tanto larvas como adultos colonizan sustratos de arena, grava y hojarasca, entre otros.

***Phanoceroides* Hinton, 1939 (Figura 6F)**

Los adultos de este género son alargados (3 a 4 mm de longitud) y de color oscuro. A diferencia de otros Larainae, presentan tomento en antenas, genas, hipómero, epipleura, esterno torácico y patas, característica que ayuda a separarlos de *Phanocerus* o *Pharceonus*. Las antenas son clavadas en los últimos cinco segmentos. El pronoto aparece con una impresión transversal sobre el tercio anterior y carinas longitudinales sublaterales sobre la mitad basal; los élitros no exhiben carinas. Las larvas son similares en apariencia a las del género *Phanocerus* por su forma aplanada dorso-ventralmente, con expansiones laterales en forma de hoz (**Figura 6F**), presencia de suturas esterno y tergo pleurales que forman los escleritos pleurales en los segmentos abdominales I a VIII. Se diferencian por presentar tres escleritos ventrales protorácicos, dispuestos en un par lateral y un esclerito central posterior, en tanto que en *Phanocerus* tiene cinco escleritos. Además, en el meso y metatórax aparecen siete escleritos dispuestos en tres pares laterales y uno central anterior, es decir, un par de escleritos más que en *Phanocerus*. (**Hinton, 1939 a; Čiampor, et al., 2016**).

Este género neotropical tiene dos especies descritas de Brasil y Venezuela (**Čiampor, et al., 2016**). En Colombia se encontró un único registro en la zona de transición andino-amazónica del departamento del Caquetá, a 476 m s.n.m. (**González-Córdoba, et al., en revisión**) (**Tabla 1, Figura 6J**). Los representantes del género habitan principalmente rápidos de pequeños arroyos con sustrato pedregosos y ecosistemas prístinos (**Čiampor, et al., 2016**).

***Phanocerus* Sharp, 1882 (Figura 6 G-H)**

Los adultos de este género son pequeños (4 mm) y ovalados, con integumento café muy pubescente y de aspecto blando (**Figura 6G**). Los ojos presentan setas fuertes curvadas en el borde anterior y posterior. Las antenas son clavadas. El pronoto presenta un par de surcos sublaterales arqueados, una fina depresión longitudinal sobre la línea media y dos pequeñas impresiones oblicuas preescutelares. Las larvas son cafés, anchas y fuertemente aplanadas dorso-ventralmente, con proyecciones laterales en forma de hoz en todos los segmentos torácicos y abdominales, excepto el segmento IX (**Figura 6H**). Presentan escleritos pleurales hasta el octavo segmento abdominal. El último segmento es triangular, con los bordes laterales y el ápice emarginados pero no de forma evidente (**Spangler & Santiago-Fragoso, 1992**).

Phanocerus tiene seis especies descritas, distribuidas desde Estados Unidos hasta Argentina, entre los 100 y los 2.500 m s.n.m. (**Spangler & Santiago-Fragoso, 1992; Jäch, et al., 2016**). La especie tipo del género, *P. clavicornis* Sharp, 1882, fue inicialmente descrita dentro del género *Elmis*, que actualmente no es válido para el Neotrópico

(Blackwelder, 1944; Manzo, 2013). Cinco de las especies del género se incluyen en revisiones de Larinae de Centroamérica (Spangler & Santiago-Fragoso, 1992) y Venezuela (Maier, 2013), pero ninguno de estos trabajos alude a *P. bugnioni* Grouvelle, 1902, especie registrada como endémica de Colombia y sin localidad definida (Jäch, et al., 2016). Recientemente, Lozano-Bravo, et al. (2018) y González-Córdoba, et al. (2020 b) registraron dos especies más.

El género está citado en ocho departamentos (González-Córdoba, et al., 2015 a) y este estudio proporciona información de 127 registros en 19 departamentos (incluida la parte insular), entre los 10 y los 2.436 m s.n.m. (Tabla 1, Figura 6J). Los adultos se encontraron principalmente sumergidos junto con las larvas en el lecho rocoso y en hojarasca en rápidos y remansos. Spanger & Santiago-Fragoso (1992) los registran también en zonas de salpicadura y troncos sumergidos.

***Pharceonus* Spangler & Santiago-Fragoso, 1992 (Figura 7A-B)**

Los adultos de este género son pequeños (4 mm), ovalados y densamente pubescentes, con setas curvadas alrededor de los ojos y antenas clavadas. En apariencia y forma son similares a *Phanocerus*, del cual se diferencian porque presentan una fuerte impresión transversal sinuosa en la región anterior del pronoto, de manera que se forman dos óvalos en el disco (Figura 7A). Las larvas son anchas y fuertemente aplanadas dorso-ventralmente; presentan expansiones laterales en forma de hoz y escleritos pleurales hasta el octavo segmento abdominal. El noveno segmento abdominal es alargado, con lados y ápice notablemente emarginados, lo cual diferencia a las larvas de este género de las de *Phanocerus* (Figura 7B) (Spangler & Santiago-Fragoso, 1992).

Este género neotropical tiene cuatro especies distribuidas desde Costa Rica hasta Perú, entre los 730 y los 2.220 m s.n.m. y solo una de ellas está registrada en Colombia (Springer & Acosta-Rivas, 2003; Monte & Mascagni, 2012). A nivel de género se conoce en los departamentos de Chocó, Quindío, Risaralda, Tolima y Valle del Cauca (González-Córdoba, et al., 2015 a, 2016 b; Lozano, et al., 2018) y en este estudio se encontraron 194 registros, con lo que se amplía su distribución a 18 departamentos entre los 10 y los 2.436 m s.n.m. (Tabla 1, Figura 7I). Este género es principalmente acuático y tanto larvas como

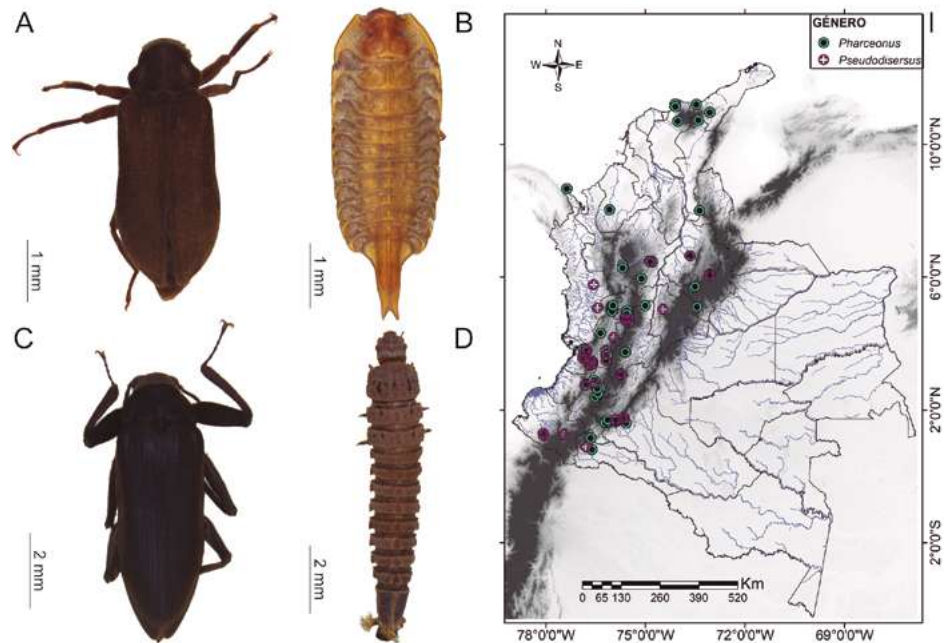


Figura 7. Hábito general (A-H): *Pharceonus* (A-B). A. adulto, B. larva. *Pseudodisersus* (C-D). C. adulto, D. larva. I. Distribución geográfica de *Pharceonus* y *Pseudodisersus* en Colombia

adultos pueden encontrarse en rápidos y piscinas con sustratos de piedra, arena, macrófitas y hojarasca, en tanto que *P. volcanus* Spangler & Santiago-Fragoso, 1992 está registrado en arroyos poco profundos con sustrato rocoso.

***Pseudodisersus* Brown, 1981 (Figura 7C-D)**

Los adultos de este género son ovalados, grandes (7 mm), oscuros y pubescentes. Las antenas son filiformes y los bordes anterior y posterior de los ojos presentan setas conspicuas. El pronoto tiene un par de impresiones arqueadas sublaterales, una impresión transversal anterior y dos pares de protuberancias papiliformes (uno en los ángulos postero-laterales y uno pre-escutelar). El escutelo también es protuberante (**Figura 7C**). Las larvas son grandes (hasta 15 mm de longitud), hemicilíndricas, con tegumento café oscuro, de aspecto duro y tuberculado. Presentan escleritos pleurales hasta el quinto segmento abdominal, aunque la sutura esternopleural puede alcanzar el sexto segmento. Dorsalmente tienen un par de hileras de tubérculos a manera de carinas oblicuas en los tergos abdominales, contiguos a la línea media (**Figura 7D**) (**Spangler & Santiago, 1987**).

Es un género distribuido en el Neotrópico, con una sola especie descrita, *Pseudodisersus goudotii* (Guérin-Méneville, 1843), a partir de material tipo de Colombia (Bogotá). En Colombia está citado en 11 departamentos (**González-Córdoba, et al., 2015 a, 2016 b**) y en este trabajo se encontraron 58 registros en 13 departamentos en las regiones naturales Andina y Pacífica, incluidas las vertientes hidrográficas del Amazonas y el Orinoco, entre los 90 y los 2.530 m s.n.m. (**Tabla 1, Figura 7I**). Los adultos de este género son semiacuáticos y cuando se sumergen forman una burbuja de aire o macroplastrón alrededor de su cuerpo. Están principalmente asociados a las zonas de salpicadura y a las cascadas, donde se aferran con sus prominentes patas (**Spangler & Santiago-Fragoso, 1992**). En la noche los adultos son atraídos a trampas de luz, en tanto que las larvas pueden encontrarse en gran cantidad de sustratos como troncos sumergidos, hojarasca, grava y arena.

La gran riqueza de Elmidae que alberga Colombia en proporción con su superficie es producto de la variedad de ecosistemas (314 tipos en 32 biomas) (**IDEAM, et al., 2007**), fuentes hídricas (cinco vertientes principales) (**IDEAM, 2013**), estratos climáticos, su privilegiada ubicación geográfica y el complejo relieve con planicies de bajas altitud, montañas altas y glaciares, valles interandinos y formaciones con 100 a 600 millones de años de antigüedad en los tepuis orientales (**Gansser, 1973; Hammond, 2005**). Estas condiciones y diversidad de ambientes permiten a organismos con diferentes requerimientos ecológicos establecerse en la infinidad de microhábitats que ofrece el territorio. Este trabajo demuestra que el interés y el esfuerzo por conocer la biodiversidad regional generan resultados sorprendentes.

Información Suplementaria

Figura 1S. Mapa de representatividad de Elmidae en Colombia. Regiones naturales. Ver figura 1S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1062/2755>

Figura 2S. Morfología externa de Elmidae. *Holcelmis woodruffi* Adulto (A-B). A. dorsal, B. ventral. *Heterelmis* sp. larva (C-D). C. dorsal, D. ventral. Ver figura 2S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1062/2756>

Agradecimientos

A la Universidad del Valle, al Grupo de Investigaciones Entomológicas GIE, al Museo de Entomología de la Universidad del Valle, al Laboratorio de Imágenes del Posgrado en Ciencias-Biología, al Instituto de Biodiversidad Neotropical IBN (CONICET-UNT), por el apoyo logístico en la realización del trabajo y al Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación, Colciencias, por la financiación a través del programa de jóvenes investigadores, convocatorias 566 y 761; a las instituciones con colecciones entomológicas que facilitaron material de estudio; a Néstor Torres, Marco Laython, César Tamaris, Marlon Peláez-Rodríguez, Lina Paola Giraldo, Julián Chará, Yuly Paulina

Ramírez, Cristian Granados, Ricardo Cardozo, Lucimar Gomes, Tito Bacca, Giovany Guevara, Sergio Adrián Murillo, Zuleyma Mosquera, William Cardona, Luisa Fernanda Álvarez, Francisco Medellín, Rodolfo González, Claudia Medina, Luis Edier Franco, Elizabeth Sánchez, Luisa Baena, Carmen Eugenia Mondragón, Patricia Jaime, Iván González, Marcela Núñez, Hernán Aristizábal, Denis Hincapié, Javier Garcés, Carlos Molineri, Carmen Elisa Posso, Nadia Calderón, Jeferson Panche, Miguel Archangelsky, William Shepard y Nicolás Martínez, por su apoyo en diferentes actividades del proyecto, trabajo de campo y donación de material de estudio. A los revisores anónimos por sus constructivos comentarios que ayudaron a mejorar el manuscrito.

Conflicto de intereses

Declaramos que todos participamos por igual en el desarrollo de la investigación y en la elaboración del manuscrito y que no tenemos ningún conflicto de intereses frente a su publicación.

Contribución de los autores

MGC: determinación taxonómica, análisis de datos y escritura del documento MCZ: recolección de material, análisis de datos y revisión del documento. VM: rectificación de la determinación taxonómica y revisión del documento.

Referencias

- Almeida, M. L. S., Fernandes, A. S., Boldrini, R.** (2020). A new species of *Macrelmis* Motschulsky, 1859 (Coleoptera: Elmidae) and new records of Elmidae from Roraima State, northern Brazil. *Zootaxa*, **4718** (2): 277-284.
- Arango, M. C., Álvarez, L. F., Arango, G. A., Torres, O. E., Monsalve, A. de J.** (2008). Calidad del agua de las quebradas La Cristalina y La Risaralda, San Luis, Antioquia. *Revista EIA*. (9): 121-141.
- Archangelsky, M. & Manzo, V.** (2007). Descripción de las larvas maduras de los géneros *Stethelmis* Hinton y *Luchoelmis* Spangler & Staines (Insecta: Coleoptera, Elmidae). *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat., n.s.* **9** (1): 79-87.
- Archangelsky, M. & Brand, C.** (2014). A new species of *Luchoelmis* Spangler & Staines (Coleoptera: Elmidae) from Argentina and its probable larva. *Zootaxa*. **3779** (5): 563-572.
- Archangelsky, M., Manzo, V., Michat, M. C., Torres, P.M.L.** (2009). Coleoptera. En E. Domínguez y H. Fernández (Eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología* (p. 411-468). Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina.
- Barbosa, F. F., Fernandes A. S., Oliveira L. G.** (2013). Taxonomic key for the genera of Elmidae (Coleoptera, Byrrhoidea) occurring in Goiás State, Brazil, including new records and distributional notes. *Rev. Bras. Entomol.* **57** (2): 149-156.
- Barr, C. B.** (2011). *Bryelmis* Barr (Coleoptera: Elmidae: Elminae), a new genus of riffle beetle with three new species from the Pacific Northwest, USA. *Coleopt. Bull.* **65** (3): 197-212.
- Barr, C. B.** (2018). *Amazonopsis*, an unusual new genus of riffle beetle from South America with two new species (Coleoptera, Elmidae, Elminae). *ZooKeys*. **803**: 71-92.
- Barr, C. B., Gibson, J. R., Diaz, P. H.** (2015). *Typhloelmis* Barr (Coleoptera: Elmidae: Elminae), a new stygobiontic riffle beetle genus with three new species from Texas, USA. *Coleopt. Bull.* **69** (4): 531-558.
- Blackwelder, R. E.** (1944). (Elmidae) Checklist of the coleopterous insects of México, Central America, the West Indies, and South America. *Bull. U. S. Natl. Mus.* **185** (2): 271-273.
- Brown, H. P.** (1970 a). Neotropical dryopoids I. *Xenelmis laura*, a new species from Brazil (Coleoptera: Elmidae). *Coleopt. Bull.* **24** (3): 61-65.
- Brown, H. P.** (1970 b). *Neocylloepus*, a New Genus from Texas and Central America (Coleoptera: Dryopoidea: Elmidae). *Coleopt. Bull.* **24** (1): 1-29.
- Brown, H. P.** (1971). A new species of *Elsianus* from Texas and Mexico, with records of other species in the United States (Coleoptera: Dryopoidea: Elmidae). *Coleopt. Bull.* **25** (2): 55-58.
- Brown, H. P.** (1973). The true larva of *Hexacylloepus*, with a description of the larva of *H. ferrugineus* and a summary of records for the genus (Coleoptera: Elmidae). *Coleopt. Bull.* **27**: 143-150.

- Brown, H. P.** (1981 a). Key to the world genera of Larinae (Coleoptera, Dryopoidea, Elmidae), with descriptions of new genera from Hispaniola, Colombia, Australia, and New Guinea. *Pan-Pacific Entomol.* **57** (1): 76-104.
- Brown, H. P.** (1981 b). *Huleechius*, a new genus of riffle beetles from México and Arizona (Coleoptera, Dryopoidea, Elmidae). *Pan-Pacific Entomol.* **57** (1): 228-244.
- Brown, H. P.** (1983). A Catalog of the Coleoptera of America North of Mexico: Family: Elmidae (No. 529). US Department of Agriculture.
- Brown, H. P.** (1984). Neotropical Dryopoids, III. Major nomenclatural changes affecting *Elsianus* Sharp and *Macrelmis* Motschulsky, with checklists of species (Coleoptera: Elmidae: Elminae). *Coleopt. Bull.* **38** (2): 121-129.
- Brown, H. P.** (1985). *Xenelmis sandersoni*, a new species of riffle beetle from Arizona and Northern México (Coleoptera: Dryopoidea: Elmidae). *Southw. Natural.* **30** (1): 53-57.
- Brown, H. P.** (1987). Biology of riffle beetles. *Annu. Rev. Entomol.* **32**: 253-273.
- Carter, H. J. & Zeck, A.** (1929). A monograph of the Australian Dryopidae. Order Coleoptera. *Aust. J. Zool.* **6**: 50-72.
- Coquerel, J. C.** (1851). Monographie du genre *Potamophilus*. *Revue Mag. Zool.* **2** (3): 591-603.
- Cortés-Guzmán, D. & Ospina-Torres, R.** (2014). Comunidad de macroinvertebrados acuáticos en quebradas de la Isla de Providencia, mar Caribe colombiano. *Intropica.* **9**: 9-22.
- Čiampor Jr, F., Laššová, K., Maier, C. A., Čiamporová-Zaťovičová, Z., Kodada, J.** (2016). *Phanoceroides* Hinton, 1939: Description of new species, morphology of larvae, and revised taxonomic position of the genus (Coleoptera: Elmidae) based on molecular evidence. *Zootaxa.* **4117** (2): 277-288.
- Čiampor Jr, F., Linský, M., Čiamporová-Zaťovičová, Z.** (2019). *Ictelmis*, a new riffle beetle genus from Ecuador (Coleoptera: Elmidae). *Zootaxa.* **4695** (5): 483-491.
- Delève, J.** (1968). Coleoptera Elminthidae. En N. Leleupet y J. Leleup (Eds.). Résultats scientifiques. Mission zoologique Belge aux îles Galapagos et en Ecuador. *Bull. Mus. R. Hist. Nat. Belg.* **1**: 209-272.
- Dos Santos, D. A., Molineri, C., Reynaga, M. C., Basualdo, C.** (2011). Which index is the best to assess stream health? *Ecol. Indic.* **11** (2): 582-589.
- Duque, S., Torres, N. N., Arteaga, F., Fajardo, D., Coral, A., Vallejo, M.** (2012). Macroinvertebrados acuáticos asociados a las microcuencas con manejo de agroforestería sustentable en la Amazonía colombiana. En D. Fajardo, L.G. Naranjo, y I. Niño (Eds.). Manejo integral de cuencas hidrográficas a través del uso de agroforestería sustentable en la Amazonía colombiana: 17. Corpoamazonia y WWF Colombia. Cali, Colombia.
- Elliot, J. M.** (2008). The ecology of riffle beetles (Coleoptera: Elmidae). *Freshw. Rev.* **1**: 189-203.
- Erichson, G. F.** (1847). Conspectus Insectorum Coleopterorum, quae in Republica Peruana observata sunt. *Arch. Naturgesch.* 67-201.
- Fernandes, A. S., Passos, M. I. S., Hamada, N.** (2010). The genus *Portelmis* Sanderson, 1953 (Coleoptera: Elmidae: Elminae): First report in Brazil, description of two new Amazonian species and species key for males. *Zootaxa.* **2517** (1): 33-43.
- Fernandes, A. S., Passos, M. I. S., Hamada, N.** (2011). *Stegoelmis* Hinton, 1939 (Coleoptera: Elmidae: Elminae) in Brazil: Two new species and a key to the Brazilian species. *Zootaxa.* **2921** (1): 56-64.
- Gansser, A.** (1973). Facts and theories on the Andes. *J. Geol. Soc.* **129**: 93-131.
- Gómez, E. & Bello, J. C.** (2006). Nueva especie de coleóptero acuático del género *Austrolimnius* Carter & Zeck 1929 (Coleoptera: Elmidae: Elminae) de Venezuela, y descripción de su larva. *Entomotropica.* **21** (1): 13-17.
- González-Córdoba, M. Zúñiga, M. del C., Manzo, V.** (2015 a). Riqueza genérica y distribución de Elmidae (Insecta: Coleoptera, Byrrhoidea) en el departamento del Valle del Cauca, Colombia. *Biota Colomb.* **16** (2): 51-74.
- González-Córdoba, M., Zúñiga, M. del C., Torres-Zambrano, N. N., Manzo, V.** (2015 b). Primer registro de las especies *Neolimnius palpalis* Hinton y *Pilielmis apama* Hinton (Coleoptera: Elmidae: Elminae) para Colombia y la cuenca del río Orinoco. *Bol. Mus. Ent. Univ. Valle.* **16** (1): 27-33.
- González-Córdoba, M., Zúñiga, M. del C., Manzo, V. Giraldo, L. P., Chará, J.** (2016a). *Notelmis* Hinton y *Onychelmis* Hinton (Coleoptera: Elmidae: Elminae) de Colombia: claves taxonómicas ilustradas. *Bol. Mus. Ent. Univ. Valle.* **16** (2): 1-17.
- González-Córdoba, M., Zúñiga, M. del C., Mosquera-Murillo, Z., Sánchez-Vásquez, S. P.** (2016 b). Riqueza y distribución de Elmidae (Insecta: Coleoptera: Byrrhoidea) en el departamento del Chocó, Colombia. *Intropica.* **11**: 85-95.

- González-Córdoba, M., Martínez-Román, N. R., Shepard, W., Manzo, V., Zúñiga M. del C.** (2018). Larval description of *Gyrelmis* (Coleoptera: Elmidae). En Congreso Aquatrop: Ecosistemas Acuáticos Tropicales en el Antropoceno. Quito, Ecuador. Zenodo. Doi: 10.5281/zenodo.2551630
- González-Córdoba, M., Zúñiga, M. del C., Manzo, V., Granados-Martínez, C., Panche, J.** (2019). Nuevos registros y datos de distribución de diez especies y cuatro géneros de élmidos (Coleoptera: Elmidae) para Colombia. Bol. Cient. Mus. His. Nat. **23** (1): 247-266.
- González-Córdoba, M., Chará, J., Zúñiga, M. del C., Giraldo, L. P., Ramírez, Y. P.** (2020 a). Sensibilidad de Elmidae (Insecta: Coleoptera) a la perturbación del hábitat y la calidad fisicoquímica del agua en ambientes lóticos de los Andes colombianos. Rev. Biol. Trop. **68** (2): 601-622.
- González-Córdoba, M., Martínez-Román, N. R., Archangelsky, M., Manzo, V., Zúñiga M. del C.** (2020 b). Description of the putative mature larva of the Neotropical genus *Stenhelmoides* Grouvelle (Coleoptera: Elmidae). Sci. Rep. **10** (6191): 1-14.
- González-Córdoba, M., González, I., Núñez-Avellaneda, M., Solano-Figueroa, A., Laython, M., Zúñiga, M. del C.** *Phanocerooides* and *Portelmis* (Coleoptera: Elmidae): two new distributional records for Colombia. Acta Amazonica (En revisión).
- Grouvelle, A.** (1889). Nouvelles espèces d'Helmides. Ann. Soc. Entomol. Fr. **8** (6): 393-410.
- Grouvelle, A.** (1898). Clavicornes de Grenada et de St. Vincent (Antilles) récoltés par MHH Smith, et appartenant au Musée de Cambridge. Notes from the Leyden Museum, **20** (1): 35-48.
- Grouvelle, A. H.** (1902). Supplément a la liste des Coléoptères de la Guadeloupe de MM. Fleutiaux et Sallé. Ann. Soc. Entomol. Fr. **71**: 756-769.
- Grouvelle, A.** (1908). Mission de M.F. Geay dans la Guyane (bassin du fleuve Carsevenne). Coléoptères: Helminthidae. Bull. Mus. Natl. Hist. Nat. **4**: 181-186.
- Guérin-Méneville, F. E.** (1843). Insectes nouveaux, observés sur les plateaux des Cordillères et dans les vallées chaudes de la Nouvelle-Grenade. Revue Mag.Zool. **1**: 12-22.
- Hammond, D. S.** (2005). Tropical Rainforests of the Guianan Shield. CABI Publishing, Wallingford, UK. 521 pp.
- Hincapié-Montoya, D. M.** (2017). Elmidae (Coleoptera) o escarabajos de aguas rápidas. Una actualización para Colombia. Bol. Mus. Entomol. Francisco Luis Gallego. **9** (3): 4-15.
- Hincapié-Montoya, D. M.** (2019). ST-P-22. Registros nuevos de Larinae LeConte, 1861 y Elminae Curtis, 1830 (Elmidae: Coleoptera) para Colombia. En J. H. Guarín-Molina, C. E. Giraldo-Sánchez, J. L. Jaramillo-González (Eds.). Congreso Sociedad Colombiana de Entomología, Memorias & Resúmenes. 46 Congreso Socolen. Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia. 594 pp.
- Hincapié-Montoya, D. M. & Uribe-Soto, S. I.** (2018). Primer registro de la especie *Macrelmis tarsalis* (Hinton, 1936) (Coleoptera: Elmidae) para Colombia. Rev. Fac. Cienc. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. **7** (1): 101-111.
- Hincapié-Montoya, D. M. & Uribe-Soto, S. I.** (2019). ST-P-14. Nuevo registro del género *Macrelmis* Motschulsky, 1859 (Coleoptera: Elmidae) para Colombia. En J. H. Guarín-Molina, C. E. Giraldo-Sánchez, J. L. Jaramillo-González (Eds.). Congreso Sociedad Colombiana de Entomología, Memorias & Resúmenes. 46 Congreso Socolen. Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia. 586 pp.
- Hinton, H. E.** (1934). Miscellaneous studies in the Helminae (Dryopidae, Coleoptera). Revista de Entomología. **4** (2): 192-199.
- Hinton, H. E.** (1935). Notes on the Dryopoidea (Coleoptera). Stylops. **4** (8): 169-179.
- Hinton, H. E.** (1936). Descriptions of new genera and species of Dryopidae (Coleoptera). Trans. Roy. Ent. Lon. **85** (18): 415-434.
- Hinton, H. E.** (1939 a). An inquiry into the natural classification of the Dryopoidea, based partly on a study of their internal anatomy (Col.). Trans. Roy. Ent. Lon. **89** (7): 133-184.
- Hinton, H. E.** (1939 b). On some new and little known South American *Neoelmis* Musgrave (Coleoptera, Elmidae). Entomol. Mon. Mag. **75**: 228-234.
- Hinton, H. E.** (1939 c). On some new genera and species of Neotropical Dryopoidea (Coleoptera). Trans. Roy. Ent. Lon. **89** (3): 23-45.
- Hinton, H. E.** (1940 a). A monograph of *Gyrelmis* gen. n. with a study of the variation of the internal anatomy (Coleoptera, Elmidae). Trans. Roy. Ent. Lon. **90**: 375-409.
- Hinton, H. E.** (1940 b). A monographic revision of the Mexican water beetles of the family Elmidae. Novit. Zool. **42** (2): 217-396.
- Hinton, H. E.** (1940 c). A synopsis of the Brazilian species of *Neoelmis* Musgrave (Coleoptera: Elmidae). Ann. Mag. Nat. Hist. **5**: 129-153.

- Hinton, H. E.** (1940 d). VII. The Peruvian and Bolivian species of *Macrelmis* Motsch. (Coleoptera, Elmidae). Trans. Linn. Soc. Lond. **3** (1-2): 117-147.
- Hinton, H. E.** (1941 a). A synopsis of the American species of *Austrolimnius* Carter (Col., Elmidae). Entomol. Mon. Mag. **77**: 156-163.
- Hinton, H. E.** (1941 b). New genera and species of Elmidae (Coleoptera). Trans. R. Ent. Soc. Lond. **91** (3): 65-104.
- Hinton, H. E.** (1946). A synopsis of the Brazilian species of *Elsianus* Sharp (Coleoptera, Elmidae). Trans. R. Ent. Soc. Lond. **96** (8): 125-149.
- Hinton, H. E.** (1971 a). A revision of the genus *Hintonelmis* Spangler (Coleoptera: Elmidae). Trans. Roy. Ent. Lon. **123** (2): 189-208.
- Hinton, H. E.** (1971 b). *Pilielmis*, a new genus of Elmidae (Coleoptera). Entomol. Mon. Mag. **107**: 161-166.
- Hinton, H. E.** (1972). Two new genera of South American Elmidae (Coleoptera). Coleop. Bull. **26** (2): 37-41.
- Hinton, H. E.** (1973). New genera and species of Bolivian Elmidae (Coleoptera). Coleop. Bull. **27** (1): 1-6.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Instituto Geográfico Agustín Codazzi IGAC, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt IAvH, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andrés” INVEMAR, Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico IAP.** (2007). Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Bogotá, D. C., 276 pp.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.** (2013). Zonificación y codificación de unidades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia. Bogotá, D. C., Colombia.
- Jäch, M. A. & Balke, M.** (2008). Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. Hydrobiologia. **595**: 419-442.
- Jäch, M., Kodada, J., Brojer, M., Shepard, W. D., Čiampor Jr, F.** (2016). World Catalogue of Insects. Vol 14. Coleoptera: Elmidae and Protelmidae. Brill Publishers, Leiden/Boston. 318 pp.
- Kodada, J., Jäch, M. A., Čiampor Jr, F.** (2016). 19.2. Elmidae Curtis, 1830. Pp. 561–589. En R. G. Beutel y R. A. B. Leschen (Eds.). Handbook of Zoology. Volume IV. Arthropoda: Insecta. Part 38. Coleoptera, Beetles. Vol. 1: Morphology and Systematics (Archostemata, Adephaga, Myxophaga, Polyphaga partim). Walter de Gruyter. Berlín, Nueva York.
- Laython, M.** (2017). Coleópteros acuáticos (Coleoptera: Insecta) en Colombia, distribución y taxonomía. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. Fecha de consulta: 2 de marzo de 2019. Disponible en: <http://bdigital.unal.edu.co/61363/1/Laython%202017%20Cole%C3%B3pteros%20Acu%C3%A1ticos%20Colombia.pdf>
- Longo-Sánchez, M.C., Gómez-Aguirre, A.M., Blanco, J.F., Zamora-González, H.** (2009). Cambios multianuales y espaciales de la composición y estructura del ensamblaje de insectos acuáticos en las quebradas perennes de la isla Gorgona, Colombia. Actual. Biol. **31**: 141-160.
- Longo, M., Cortés-Guzmán, D., Contreras, E., Motta, A., Blanco-Libreros, J. F., Lasso, C. A., Ospina, R.** (2015). La entomofauna y otros macroinvertebrados acuáticos de sistemas insulares y pericontinentales de las cuencas Pacífico y Caribe, Colombia. Capítulo 5. Pp. 141–169. En C. A. Lasso, J. F. Blanco-Libreros y P. Sánchez-Duarte. XII. Cuencas Pericontinentales de Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela: tipología, biodiversidad, servicios ecosistémicos y sostenibilidad de los ríos, quebradas y arroyos costeros. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia.
- Lozano-Bravo, J. L., Guevara-Cardona, G., Reinoso-Flórez, G.** (2018). Diversidad espacio-temporal de la familia Elmidae (Insecta: Coleoptera) en la quebrada Las Perlas (Ibagué, Colombia). Rev. Asoc. Col. Cienc. **30**: 61-71.
- Linský, M., Čiamporová-Zaťovičová, Z., Čiampor Jr, F.** (2019). Four new species of *Hexanchorus* Sharp from Ecuador (Coleoptera, Elmidae) with DNA barcoding and notes on the distribution of the genus. ZooKeys. **838**: 85-109.
- Machado, T.A.** 1989. Distribución ecológica e identificación de los coleópteros acuáticos en diferentes pisos altitudinales del departamento de Antioquia. Informe Final. Universidad de Antioquia (Departamento de Biología), Colciencias, Medellín, Colombia. p. 110.
- Maier, C. A. & Spangler P. J.** (2011). *Hypsilara royi* gen. n. and sp. nov. (Coleoptera, Elmidae, Larainae) from Southern Venezuela, with a revised key to Larainae of the Western Hemisphere. ZooKeys. **116**: 25-36.

- Maier, C. A.** (2013). A revision of the Larainae (Coleoptera, Elmidae) of Venezuela, with description of nine new species. *ZooKeys*. **329**: 33-91.
- Manzo, V.** (2005). Key to the South American genera of Elmidae (Insecta: Coleoptera) with distributional data. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* **40**: 201-208.
- Manzo, V.** (2006 a). Sistemática y Biología de la familia Elmidae (Insecta: Coleoptera) en Argentina. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo. Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán, Argentina.
- Manzo, V.** (2006 b). A review of the American species of *Xenelmis* Hinton (Coleoptera: Elmidae) with a new species from Argentina. *Zootaxa*. **1242**: 53-68.
- Manzo, V.** (2007). Cinco citas nuevas de Elmidae (Coleoptera) para la Argentina, con la redescrición de *Austrolimnius (Telmatelmis) nyctelioides*. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* **66** (1-2): 11-20.
- Manzo, V.** (2013). Los élmidos de la región Neotropical (Coleoptera: Byrrhoidea: Elmidae): diversidad y distribución. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* **72** (3-4): 199-212.
- Manzo, V. & Archangelsky, M.** (2008). A key to the known larvae of South American Elmidae (Coleoptera: Byrrhoidea), with a description of the mature larva of *Macrelmis saltensis* Manzo. *Ann. Limnol.-Int. J. Limnol.* **44** (1): 63-74.
- Manzo, V. & Archangelsky, M.** (2012). Two new species of Elmidae (Coleoptera) from Argentina. *Zootaxa*. **3478**: 267-281.
- Manzo, V. & Archangelsky, M.** (2015). *Austrelmis* Brown (Coleoptera: Byrrhoidea: Elmidae) from Argentina: Five new species. *Zootaxa*. **4058**(3): 403-416.
- Manzo, V. & Moya, N.** (2010). Description of the first South American species of *Neocylloepus* Brown (Coleoptera: Elmidae): *N. chaparensis* sp. nov. from Bolivia. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* **45** (3): 129-138.
- Martínez-Román, N. M. & Archangelsky, M.** (2017). Description of the mature larva of *Austrolimnius nyctelioides* (Germain, 1892) and *A. elatus* Hinton, 1941 (Coleoptera: Elmidae). *Zootaxa*. **4216** (6): 585-595.
- Martínez-Román, N. M., Archangelsky, M., Manzo, V.** (2017). A New Species of *Austrelmis* Brown from Argentina (Insecta: Coleoptera: Elmidae). *Ann. Zool.* **67** (4): 699-711.
- Martínez-Román, N. M., Manzo, V., Archangelsky, M.** (2019). A new species of *Stethelmis* Hinton (Coleoptera: Elmidae) from Argentina and description of its larva. *An. Acad. Bras. Cienc.* **91** (4): 1-13.
- Meza-S, A. M., Rubio-M, J., G-Dias, L., M-Walteros, J.** (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*. **34** (2): 443-456.
- Miranda, G. S., Sampaio, B. H. L., Passos, M. I. S.** (2012). Two new species of *Austrolimnius* Carter & Zeck (Insecta: Coleoptera: Elmidae) from Southeastern Brazil. *Zootaxa*. **3389**: 14-24.
- Monte, C. & Mascagni, A.** (2012). Review of the Elmidae of Ecuador with the description of ten new species (Coleoptera: Elmidae). *Zootaxa*. **3342**: 1-38.
- Morse, J.** (2009). Biodiversity of Aquatic Insects. Pp. 163-184. En R. G. Foottit y P. H. Adler (Eds.). *Insect Biodiversity: Science and Society*. Blackwell Publishing Ltd. Carolina del Sur, Estados Unidos.
- Motschulsky, V.** (1859). Études Entomologiques. Pt. 8. II. Entomologie spéciale. Insectes des Indes orientales, et de contrées analogues. Imprimerie de la Société de Littérature Finnoise. Helsinki, Finlandia. p. 20-122.
- Musgrave, P. N.** (1935). Two new Elmidae from Puerto Rico with description of a new genus (Coleoptera). *Proc. Entomol. Soc. Wash.* **37** (2): 32-35.
- Parra-Trujillo, Y., Reinoso-Flórez, G., Gutiérrez, C., Carranza-Hernández, X., Vásquez, J., López, E., Bohorquez, H.** (2010). Estudio del orden Coleoptera en la cuenca del Río Recio (Tolima, Colombia). *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas: Memorias del XLV Congreso Nacional de Ciencias Biológicas, Armenia Quindío*. **22** (Suppl.): 93-94.
- Passos, M. I. S., Nessimian, J. L., Dorvillé, L. F. M.** (2003). Life strategies in an Elmid (Insecta: Coleoptera: Elmidae) community from a first order stream in the Atlantic Forest, Southeastern Brazil. *Acta Limnol. Bras.* **15**: 29-36.
- Passos, M. I. S., Nessimian, J. L., Ferreira-Jr, N.** (2007). Chaves para Identificação dos Gêneros de Elmidae (Coleoptera) Ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro. *Rev. Bras. Entomol.* **51** (1): 42-53.
- Passos, M. I. S, Silva, A., Hamada, N., Nessimian, J. L.** (2010). Insecta, Coleoptera, Elmidae, Amazon região. *Check List*. **6** (4): 538-545.

- Passos, M. I. S., Miranda, G. S., Nessimian, J. L.** (2015). Three new species of *Macrelmis* Motschulsky (Coleoptera: Elmidae: Elminae) from Southeastern Brazil with new definition of species groups to the genus. *Zootaxa*. **4058** (2): 195-210.
- Passos, M. I. S., Manzo, V., Maier, C. A.** (2018). 15.6. Families Dryopidae, Elmidae, and Psephenidae. En N. Hamada, J. H. Thorp y D. C. Rogers (Eds.). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda*. Academic Press. p. 583-598.
- Perkins, P. D., Steiner, Jr. W. E.** (1981). Two new Peruvian species of the riffle beetle genus *Xenelmis* (Coleoptera: Elmidae). *Pan-Pac. Entomol.* **57** (1): 306-312.
- Polizei, T. T. S.** (2018 a). A new species and a key for the Brazilian species of the genus *Heterelmis* Sharp, 1882 (Coleoptera: Elmidae, Elminae). *Pap. Avulsos Zool.* **58**: 1-4.
- Polizei, T. T. S.** (2018 b). *Microcylloepus loebli*, a new species of riffle beetle (Coleoptera, Elmidae). *Entomol. Bl. Biol. Syst. Kafer.* **114**: 323-327.
- Polizei, T. T. & Barclay, M. V.** (2018). The genus *Hintonelmis* (Coleoptera: Elmidae: Elminae), new species and records. *J. Nat. Hist.* **52** (45-46): 2949-2959.
- Polizei, T. T. & Barclay, M. V.** (2019 a). The genus *Cylloepus* Erichson, 1847 (Coleoptera: Elmidae: Elminae) new species and combinations. *Zootaxa*. **4652** (1): 93-100.
- Polizei, T. T. & Barclay, M. V.** (2019 b). First records of the genera *Neocylloepus* and *Pilielmis* (Coleoptera: Elmidae: Elminae) from Venezuela, with the description of *Pilielmis shepardi* sp. nov. *Zootaxa*. **4688** (2): 282-288.
- Polizei, T. T. S., Costa, L. S. M., Bispo, P. C.** (2020). *Austrolimnius cleidecostae*, a new species of riffle beetle (Coleoptera: Elmidae) from Brazil with habitat notes and updated key of the Brazilian species of the genus. *Pap. Avulsos Zool.* **60** (S.I. 12): 1-20.
- Posada, J. A., Roldán, G., Ramírez, J. J.** (2000). Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* **48** (1): 59-70.
- Ramos, Z. A.** (1997). Coleópteros acuáticos y semiacuáticos: diversidad y distribución en algunos ríos del sur occidente colombiano. Tesis Programa Académico de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad del Valle. Santiago de Cali, Colombia. 78 pp.
- Rangel-Ch, J. O.** (1995). Colombia Diversidad Biótica I. Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia-Inderena, Bogotá, 442 pp. Fecha de consulta: 12 de septiembre de 2015. Disponible en: http://www.colombiadiversidadbiotica.com/Sitio_web/LIBROS_DEL_I_AL_IV/Entradas/2011/3/28_COLOMBIA_DIVERSIDAD_BIOTICA_I.html
- Roldán-Pérez, G.** (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados del departamento de Antioquia, Colombia. Fondo para la Protección del Medio Ambiente "José Celestino Mutis", Colciencias, Universidad Nacional de Colombia, Editorial Presencia Ltda., Bogotá, DC., Colombia. 217 pp.
- Sampaio, B. H. L., Passos, M. I. S., Ferreira, N.** (2015). New species and new records of *Xenelmis* Hinton (Coleoptera: Elmidae) from Southeastern Brazil. *Zootaxa*. **3936** (1): 115-122.
- Sanderson, M. W.** (1953). New species and a new genus of New World Elmidae with supplemental key. *Coleop. Bull.* **7** (5): 33-40.
- Segura, M. O., Valente-Neto, F., Fonseca-Gessner, A. A.** (2011). Elmidae (Coleoptera, Byrrhoidea) larvae in the state of São Paulo, Brazil: Identification key, new records and distribution. *Zookeys*. **151**: 53-73.
- Segura, M. O., Valente-Neto, F., Fonseca-Gessner, A. A.** (2012). Checklist of the Elmidae (Coleoptera: Byrrhoidea) of Brazil. *Zootaxa*. **3260** (1): 1-18.
- Segura, M. O., Passos, M. I. S., Fonseca-Gessner, A. A., Froehlich, C. G.** (2013). Elmidae Curtis, 1830 (Coleoptera, Polyphaga, Byrrhoidea) of the Neotropical region. *Zootaxa*. **3731** (1): 1-57.
- Sharp, D.** (1882). *Insecta, Coleoptera*. (Halipilidae, Dytiscidae, Gyrimidae, Hydrophilidae, Heteroceridae, Parnidae, Georissidae, Cyathoceridae). En F.D. Godman y O. Salvin. *Biologia Centrali-Americana*. Taylor y Francis, Londres. 144 pp.
- Shepard, W. D. & Chaboo, C. S.** (2015). Beetles (Coleoptera) of Peru: A survey of the families. Elmidae. *J. Kans. Entomol. Soc.* **88** (2): 167-169.
- Shepard, W. D. & Barr, C. B.** (2016). *Neoelmis guarani* Shepard & Barr, a sexually dimorphic new species from Paraguay (Insecta: Coleoptera: Elmidae: Elminae). *Zootaxa*. **4083** (3): 418-430.
- Shepard, W. D., Clavier, S., Cerdan, A.** (2020). A generic key to the known larval Elmidae (Insecta: Coleoptera) of French Guiana. *Pap. Avulsos Zool.* **60** (S.I. 15): 1-9.

- Sondermann, W.** (2013). Is the Elmid fauna of Colombia strongly marked by Nearctic elements? A remote analysis of genus names provided in 30 recently published benthic macroinvertebrate assessments: (Coleoptera: Byrrhoidea: Elmidae). *Dugesiana*. **20** (2): 251-260.
- Spangler, P. J.** (1966). Catherwood Foundation Peruvian-Amazon Expedition, Insects, Part XIII, The Aquatic Coleoptera (Dytiscidae; Noteridae; Gyrinidae; Hydrophilidae; Dascillidae; Helodidae; Psephenidae; Elmidae). *J. Acad. Nat. Sci. Phila.* **14**: 377-443.
- Spangler, P. J.** (1980). A new species of the genus *Portelmis* from Ecuador (Coleoptera: Elmidae). *Proc. Entomol. Soc. Wash.* **82**: 63-68.
- Spangler, P. J.** (1990). A revision of the Neotropical aquatic beetles genus *Stegoelmis* (Coleoptera: Elmidae). *Smithson. Contr. Zool.* **502**: 1-52.
- Spangler, P. J. & Santiago, S.** (1987). A revision of the Neotropical aquatic beetle genera *Disersus*, *Pseudodisersus*, and *Potamophilops* (Coleoptera: Elmidae) *Smithson. Contr. Zool.* **446**: 1-40.
- Spangler, P. J. & Santiago, S.** (1991). A new species and new records from Colombia of the water beetle genus *Onychelmis* Hinton (Coleoptera: Elmidae: Elminae). *Proc. Entomol. Soc. Wash.* **93** (2): 495-498.
- Spangler, P. J. & Santiago-Fragoso, S.** (1992). The aquatic beetle subfamily Larainae (Coleoptera: Elmidae) in México, Central America and the West Indies. *Smithson. Contr. Zool.* **528**: 1-74.
- Spangler, P. J. & Perkins, P. D.** (1989). Revision of the Neotropical aquatic beetle genus *Stenhelmoides* (Coleoptera: Elmidae). *Smithson. Contr. Zool.* **479**: 1-63.
- Springer, M. & Acosta-Rivas, R. A.** (2003). First description of the larva of *Pharceonus* Spangler et Santiago-Fragoso, 1992, and new records for the genus (Coleoptera: Elmidae: Larainae). *Aquat. Insects.* **25** (3): 219-223.
- Tamaris-Turizo, C. E., Pinilla-A, G. A., Guzmán-Soto, C. J., Granados-Martínez, C. E.** (2020). Assigning functional feeding groups to aquatic arthropods in a Neotropical mountain river. *Aquat. Biol.* **29**: 45-57.
- Villada-Bedoya, S., Triana-Moreno, L. A., Dias, L. G.** (2017). Grupos funcionales alimentarios de insectos acuáticos en quebradas andinas afectadas por agricultura y minería. *Caldasia.* **39** (2): 370-387.
- Zúñiga, M. del C., Chará, J., Giraldo, L. P., Chará-Serna A. M., Pedraza, G. X.** (2013). Composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en pequeñas quebradas de la región Andina colombiana, con énfasis en la entomofauna. *Dugesiana.* **20** (2): 263-277.

Artículo original

Primer registro de *Cytheridella ilosvayi* Daday, 1905 (Ostracoda: Limnocytheridae) en la ciénaga de San Silvestre, Colombia

First record of *Cytheridella ilosvayi* Daday, 1905 (Ostracoda: Limnocytheridae) in the Ciénaga San Silvestre, Colombia

● Jenny Alejandra Ruiz-Jiménez, ● Marisol Beltrán Gutiérrez,
● María Isabel Criales-Hernández*

Laboratorio de Hidrobiología, Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia.

Resumen

Se reporta por primera vez en el valle del Magdalena el ostrácodo *Cytheridella ilosvayi* Daday, 1905. Esta especie había sido reportada en Colombia solamente en Casanare, región oriental del país. En marzo del 2018, durante la época de aguas bajas, se recolectaron 7.000 ejemplares hembras extraídas de las raíces de la macrófita *Eichhornia crassipes* en la ciénaga de San Silvestre (Santander), ubicada en la región andina.

Palabras clave: Neotrópico; Crustacea; Limnología; Valle del Magdalena.

Abstract

The ostracod species *Cytheridella ilosvayi* Daday, 1905, is reported for the first time for the Magdalena valley. This species has been described in Colombia only in Casanare. A total of 7,000 specimens, all females, were collected from the roots of the macrophyte *Eichhornia crassipes* in the Ciénaga San Silvestre in Santander during the low water season in March 2018.

Keywords: Neotropics; Crustacea; Limnology; Magdalena valley.

Introducción

Los ostrácodos son microcrustáceos que se encuentran presentes en casi todos los tipos de hábitats acuáticos (Meisch, 2000) en las comunidades planctónicas, perifíticas y bentónicas (Martens & Behen, 1994). Meisch, *et al.* (2019) clasifican su distribución según las regiones zoogeográficas, siendo la paleoártico la de mayor número de especies en comparación con el Neotrópico, lo que puede deberse a la falta de estudios sobre este grupo (Saldarriaga & Martínez, 2010), lo que se explicaría por la complejidad de su tamaño y sus características morfológicas (Karanovic, 2012).

Estos organismos son sensibles a los cambios ambientales y se consideran potenciales indicadores de la calidad del agua por su respuesta específica a factores abióticos (Griffiths & Holmes, 2000). Por ello el conocimiento de su diversidad, distribución y ecología contribuye a entender las condiciones del ecosistema.

Colombia es uno de los países más diversos en el Neotrópico (Saldarriaga & Martínez, 2010), sin embargo, los estudios sobre este grupo son escasos (Méhes, 1913; Roessler, 1982, 1985, 1986a, 1986b, 1986c, 1986d, 1990^a, 1990b; Saldarriaga & Martínez, 2010). En este contexto, el estudio de la ostracofauna es importante para establecer la línea de base para abordar su diversidad en el país y para futuras investigaciones en este campo.

Citación: Ruiz-Jiménez JA, Beltrán Gutiérrez M, Criales-Hernández MI. Primer registro de *Cytheridella ilosvayi* Daday, 1905 (Ostracoda: Limnocytheridae) en la ciénaga de San Silvestre, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):554-559, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.971>

Editor: Néstor Hernando Campos

***Correspondencia:**

María Isabel Criales-Hernández,
merciales@uis.edu.co

Recibido: 21 de agosto de 2019

Aceptado: 5 de marzo de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Materiales y métodos

En el presente estudio se recolectaron ejemplares de la especie *Cytheridella ilosvayi* en la ciénaga de San Silvestre en el municipio de Barrancabermeja, Santander, el cual limita con los municipios de Puerto Wilches, Puerto Parra, Simacota y San Vicente de Chucurí. Las coordenadas de la ciénaga son 7°6'15" N y 73°50'12" O, se ubica a 48 m s.n.m. y pertenece al plano inundable del Magdalena medio. Se recolectaron 7.000 ejemplares entre las raíces de la macrófita *Eichhornia crassipes* durante el período de aguas bajas en marzo del 2018 (**Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM, 2018**) en dos estaciones de muestreo (**Figura 1**).

Para la captura de los organismos se recolectaron manualmente las macrófitas (*E. crassipes*) halladas en el interior de un cuadrante de 1 m². El material recolectado fue guardado en bolsas plásticas y fijado en etanol al 96 %. *In situ* se midieron las variables de conductividad, temperatura del agua (sonda paramétrica Hanna) y pH (sonda Ohaus).

Las muestras se transportaron al laboratorio de hidrobiología de la Universidad Industrial de Santander, en donde se separaron los ostrácodos de las raíces de *E. crassipes* mediante el lavado de las raíces y, posteriormente, se tamizaron en una batería con 1.000, 500 y 300 µm de abertura de malla. Los ostrácodos separados se depositaron en frascos plásticos y se preservaron en etanol al 70 % (**Baltanás, 2004**). Los organismos obtenidos se organizaron y contaron empleando un estereoscopio (ZEISS Stemi 305) y un microscopio trinocular (Carl Zeiss AX10) con cámara Axiocam ERe 5s. El reconocimiento de los caracteres morfológicos se llevó a cabo en 50 ejemplares adultos con base en el estudio de las características de las valvas, así como de la morfología de los apéndices (**Karanovic, 2012**). Los individuos fueron diseccionados y los apéndices se montaron en preparados semipermanentes con glicerina y formol en una concentración de 1:1. La identificación de la especie se hizo utilizando las claves taxonómicas de **Purper (1974)**, **Karanovic (2012)** y los trabajos de **Wrozyña, et al. (2015, 2018)**.

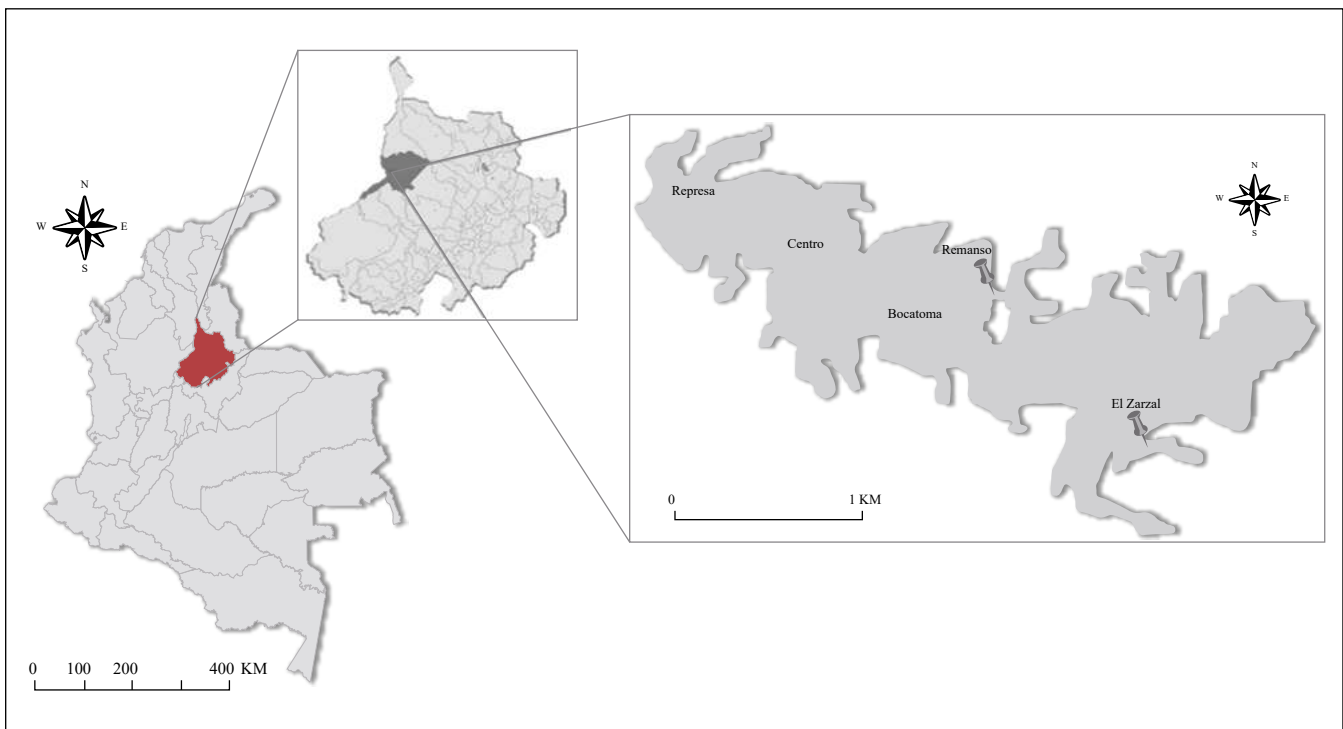


Figura 1. Área de estudio indicando las estaciones de muestreo Remanso y Zarral con presencia de *Cytheridella ilosvayi* en la Ciénaga de San Silvestre, Barrancabermeja, Santander, Colombia. Fuente: Google Maps

Resultados y discusión

Cytheridella ilosvayi Daday, 1905

Referencias de identificación: Purper 1974 p. 639, Wrozyzna 2015, p 1044.

Material examinado: se diseccionaron 50 de los 7.000 organismos recolectados para la determinación taxonómica. Los ejemplares identificados fueron ingresados a la colección del Museo de Historia Natural de la Universidad Industrial de Santander, colección de Hidrobiología, con el código UIS.MHB-2146, 2147 y 2158, de la ciénaga de San Silvestre, Barrancabermeja, Santander, Colombia, 2018 (7°6'15" N; 73°50'12" W).

Diagnóstico de la especie: descripción de la hembra.

Las valvas son amarillentas con polígonos marrones; en vista dorsal es piriforme y se ensancha hacia el extremo posterior (**Figura 2-a**); el canal del poro marginal es recto y uniformemente distribuido con setas marginales que le dan una apariencia coronada (**Figura 2-b**). La valva derecha se superpone a la izquierda; el margen ventral presenta una ligera convexidad debido al ensanchamiento de las paredes de la cámara de cría (**Figura 2-c**). En la mitad interna de las valvas se presenta un patrón de cuatro cicatrices perpendiculares en forma de óvalo (**Figura 2-d**). Las anténulas (**Figura 2-e**) poseen cinco articulaciones, el primer podómero es reducido mientras que el segundo y el cuarto son muy alargados; en la unión del segundo y tercer podómeros se encuentra el exopodito que toma la forma de una seta larga, hueca y articulada que llega más allá de la garra terminal del endopodito. Las antenas (**Figura 2-f**) poseen cinco articulaciones con los podómeros más largos que anchos (excepto el tercero). El segundo podómero tiene una seta ventral larga y plumosa; el tercer podómero es igual de largo que de ancho y tiene una seta cerca del borde dorso-distal, la cual llega al centro del lado posterior del siguiente podómero; el cuarto podómero está formado por dos podómeros fusionados que muestran dos setas plumosas en el lado dorsal y una seta más corta en la zona ventral; en el borde ventro-distal hay una seta larga y dura en forma de garra acanalada; en el borde distal del dorso hay dos setas lisas, una más larga y la otra de longitud media, y otra seta corta de base gruesa con terminación ramificada que parece un tridente. El último podómero es más delgado y muestra distalmente una seta en forma de garra surcada. El palpo mandibular (**Figura 2-j superior derecha**) posee tres articulaciones; el podómero basal es robusto y más ancho que los demás, el segundo podómero tiene menos de la mitad de la longitud del primero y el último se encuentra en ángulo recto con respecto al segundo y está tan reducido que casi se confunde con una seta. El protopodito posee grandes dientes bien quitinizados (**Figura 2-j inferior izquierda**). El primero es el más grande con surco ventral, le siguen cinco dientes que disminuyen de tamaño; el borde ventral lleva dos pequeñas setas, una de ellas con pelos en la mitad proximal. Cerca de la base de los dientes se origina una seta peluda de tamaño mediano. Unido al palpo maxilar se encuentra la placa branquial (**Figura 2-k**), la cual posee dieciséis setas plumosas. La primera pata torácica (**Figura 2-g**) posee cuatro articulaciones, el primer podómero es mucho más largo y ancho que el segundo; el tercero y el cuarto son similares en tamaño; el último podómero tiene una fuerte "garra recurvada, 1,5 veces más larga que el podómero, con una pequeña columna ventro-basal. La segunda pata torácica (**Figura 2-h**) es muy similar al primer par de patas torácicas; el primer y segundo podómeros tienen aproximadamente la misma longitud y son el doble de los podómeros tercero y cuarto; el cuarto podómero tiene una fuerte garra recurvada de casi el doble de la longitud del podómero con una pequeña espina ventrobasal y en dos tercios de la longitud hay tres espinas fuertes: dos dorsales y una ventral. La tercera pata torácica (**Figura 2-i**) posee cuatro articulaciones; los podómeros primero y segundo son los más largos y tienen la misma longitud; el tercer podómero es más corto y tiene poco más de un tercio de la longitud del segundo; el cuarto podómero es el más pequeño y tiene una estructura distal formada por dos garras: una con una columna en la parte de la base bien desarrollada y la otra en forma de garra. La rama caudal (**Figura 2-l**), también llamada furca, es una seta lisa y robusta de tamaño mediano en la parte terminal.

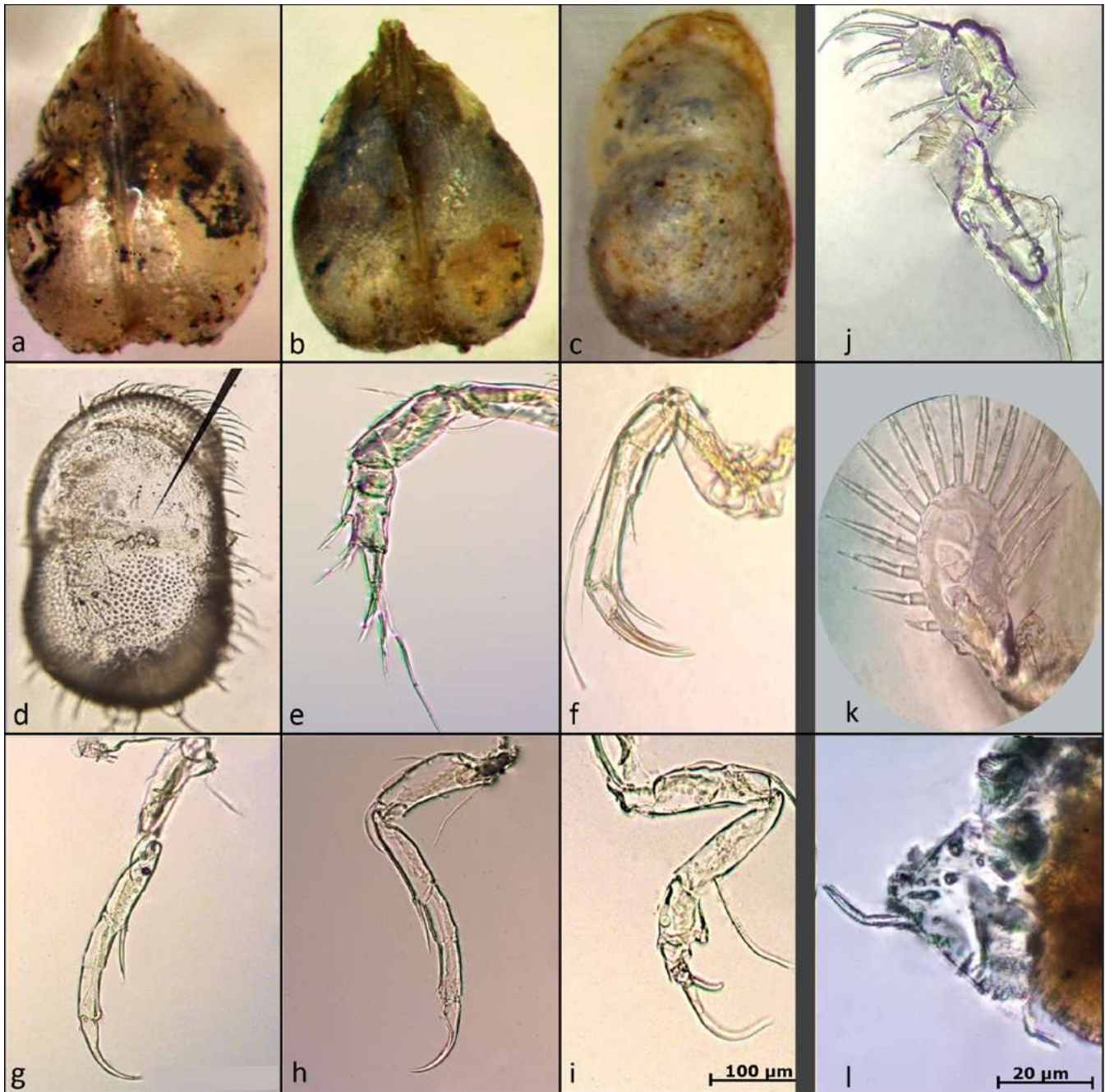


Figura 2. *Cytheridella ilosvayi*. (a) Vista dorsal; (b) vista ventral; (c) vista lateral valva derecha; (d) vista interna de la valva derecha (se indica la cicatriz muscular) (e) anténula; (f) antena; (g) primer toracópodo; (h) segundo toracópodo; (i) tercer toracópodo; (j) mandíbula; (k) maxila; (l) furca

Nuevo registro: ciénaga de San Silvestre, área influenciada por las aguas del río Magdalena en la región andina.

El agua de las estaciones ha sido contaminada por el vertimiento de lixiviados de los rellenos sanitarios construidos muy cerca y tiene problemas de contaminación con metales pesados (Pava, *et al.*, 2016). Las muestras de agua presentaron las siguientes características: conductividad entre 45,6 y 59,6 $\mu\text{s-cm}^{-1}$, temperatura 32 °C y pH entre 7,88 y 8,13.

Discusión

Se recolectaron exclusivamente hembras cuya descripción morfológica coincide con las características descritas por **Purper** (1974). El tamaño promedio de las hembras adultas fue de 1.110-1.140 μm de longitud, medida que coincide con el morfotipo dos reportado por **Wrozyña, et al.** (2015). Este autor describe dos tipos de morfotipos de las hembras de *Cyheridella ilosvayi*, el primero tiene reproducción sexual y las hembras son de tamaño pequeño; el segundo tiene reproducción partenogénica y las hembras son grandes.

Se ha confirmado la distribución de esta especie en el Neotrópico, específicamente en Venezuela, Brasil, México, Guatemala y Trinidad y Tobago (**Pérez, et al.**, 2010; **Gbif**, 2017). En Colombia se presumía su presencia con base en inventarios de los países vecinos (**Pérez, et al.**, 2010). En un estudio reciente de morfometría geométrica en el continente americano, **Wrozyña, et al.**, (2018) ampliaron el rango de distribución del género, reportando la especie *C. ilosvayi* en el Casanare, en la región oriental de Colombia, por lo que este nuevo registro amplía el rango de distribución hacia la región andina del país.

Agradecimientos

Agradecemos a la Escuela de Biología de la Universidad Industrial de Santander UIS por el financiamiento de esta investigación, al personal del laboratorio de hidrobiología de la universidad, al profesor Sergio Cohuo-Durán (Chetumal) por su colaboración en la confirmación de la especie, al profesor Santiago Gaviria (Viena) por sus valiosos aportes y sugerencias al manuscrito final, y a Claudia Wrozyña (Graz) por la bibliografía compartida, así como a los evaluadores del manuscrito por sus aportes a la corrección del documento.

Contribución de los autores

JARJ contribuyó en la recolección, revisión e identificación de los organismos y en la escritura general del artículo. MBG contribuyó con la recolección y revisión de los textos. MICH contribuyó con la compilación de información, la escritura general del artículo y el manejo de la correspondencia.

Conflicto de intereses

Las autoras declaran no tener conflictos de intereses.

Referencias

- Baltanás Á.** (2004). Ostrácodos. En: Barrientos, J. (ed.) Curso Práctico de Entomología. Asociación Española de Entomología. Alicante CIBIO. Universidad de Barcelona. Servei de Publicación; p. 285-299.
- Global Biodiversity Information Facility Secretariat.** Backbone taxonomy checklist dataset (2017). Fecha de consulta: entre enero y junio del 2019. Disponible en: <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2019-02-08
- Griffiths, H., & Holmes, J.** (2000). Non-marine ostracods and Quaternary palaeoenvironments. Technical Guide 8. Quaternary Research Association. 188p
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM.** (2018). Registro promedio mensual 2010-2016 de precipitación. Estación Puente Ferrocarril. Barrancabermeja. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Ministerio del Medio Ambiente. Grupo de Conformación y Atención al Usuario. Colombia.
- Karanovic, I.** (2012). Recent freshwater ostracods of the world. Crustacea, Ostracoda, Podocopida. Berlin & Heidelberg, Alemania. Springer-Verlag, 605 pp.
- Méhes, G.** (1913). Süßwasser-Ostracoden aus Columbien und Argentinien. Mémoires de la Société neuchateloise des Sciences naturelles. **5**: 639-663.
- Martens, K. & Behen, F. A.** (1994). A Checklist of the Recent Non-Marine Ostracods (Crustacea, Ostracoda) from the Inland Waters of South America and Adjacent Islands. Luxembourg. Travaux scientifiques du Musée-national d'histoire naturelle de Luxembourg. 84 p.
- Meisch, C., Smith, R. J., Martens, K.** (2019). A subjective global checklist of the extant non-marine Ostracoda (Crustacea). European Journal of Taxonomy. **492**: 1-135.

- Meisch, C.** (2000). Crustacea: Ostracoda (Vol. 8). Springer. p. 1-515.
- Pava, E., Carrasquilla, J., López W.** (2016). Caracterización de la comunidad fitoplanctónica de un plano de inundación del río Sogamoso en la cuenca media del río Magdalena (Ciénaga de San Silvestre, Colombia). *Revista Intrópica*. **3**: 43-57. Fecha de consulta: 15 de Julio del 2019. Disponible en: <http://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica/article/view/126>
- Pérez, L., Lorenschat J., Brenner M., Scharf B., Schwalb A.** (2010). Extant freshwater ostracodes (Crustacea: Ostracoda) from Lago Petén Itzá. *Revista de Biología Tropical*. **58**: 871-895. Fecha de consulta: 15 de Julio del 2019. Disponible en: http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000300007&lng=en&tlng=en
- Purper, I.** (1974). *Cytheridella boldii* purper, sp. Nov. (ostracoda) from Venezuela and a revision of the genus *Cytheridella* daday, 1905. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. **46**: 635-662.
- Roessler EW.** (1982). Estudios taxonómicos, ontogenéticos, ecológicos y etológicos sobre los ostrácodos de agua dulce en Colombia – 1: Estudio morfológico de una nueva especie colombiana del género *Heterocypris* Claus 1892 (Ostracoda, Podocopa, Cyprididae). *Caldasia*. **13**: 429-452.
- Roessler EW.** (1985). Estudios taxonómicos, ontogenéticos, ecológicos y etológicos sobre los ostrácodos de agua dulce en Colombia – 5: Estudio taxonómico del género *Chlamydotheca* Saussure 1858 (Ostracoda, Podpcopida, Cyprididae), Parte 1: Aspectos morfológicos de una nueva especie Colombiana del género *Chlamydotheca*. *Caldasia*. **14**: 329-354.
- Roessler EW.** (1986a). Estudios taxonómicos, ontogenéticos, ecológicos y etológicos sobre los ostrácodos de agua dulce en Colombia – 6: Estudio taxonómico del género *Strandesia* Stuhlmann 1888 (Ostracoda, Podocopida, Cyprididae), Parte 2: El grupo *Strandesia variabilis* Roessler 1986. *Caldasia*. **15**: 599-615.
- Roessler EW.** (1986b). Estudios taxonómicos, ontogenéticos, ecológicos y etológicos sobre los ostrácodos de agua dulce en Colombia – 6: Estudio taxonómico del género *Strandesia* Stuhlmann, 1888 (Ostracoda, Podocopida, Cyprididae) – Parte 1: Aspectos morfológicos de una nueva especie colombiana del género *Strandesia*. *Caldasia*. **15**: 577-598.
- Roessler EW.** (1986c). Estudios taxonómicos, ontogenéticos, ecológicos y etológicos sobre los ostrácodos de agua dulce en Colombia – 5: Estudio taxonómico del género *Chlamydotheca* Saussure 1858 (Ostracoda, Podpcopida, Cyprididae), Parte 2: El grupo *Chlamydotheca colombiensis* Roessler, 1985. *Cladasia*. **14**: 585-616.
- Roessler EW.** (1986d). Estudios taxonómicos, ontogenéticos, ecológicos y etológicos sobre los ostrácodos de agua dulce en Colombia – 5: Estudio taxonómico del género *Chlamydotheca* Saussure 1858 (Ostracoda, Podpcopida, Cyprididae), Parte 3: El grupo *Chlamydotheca iheringi* (Sars, 1901). *Caldasia*. **14**: 617-650.
- Roessler EW.** (1990a). Estudios sobre los ostrácodos de agua dulce en Colombia – 6, Parte 4: Estudio taxonómico del grupo *Strandesia psittacea psittacea* (Sars, 1901)'. *Caldasia*. **16**: 215-230.
- Roessler EW.** (1990b). Estudios taxonómicos, ontogenéticos, ecológicos y etológicos sobre los ostrácodos de agua dulce en Colombia (Ostracoda, Podocopida, Cyprididae) – 6: Estudio taxonómico del género *Strandesia* Stuhlmann, 1888 – Parte 3: El grupo *Strandesia elliptica* (Sars, 1901). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **17**: 795-804.
- Saldarriaga A. & Martínez J.** (2010). Ecology of non-marine ostracoda from La Fé-reservoir (El Retiro, Antioquia) and their potential application in paleoenvironmental studies. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **34** (132): 397.
- Wrozyrna, C., Piller, W. E., Gross, M.** (2015). Morphotypes of *Cytheridella ilosvayi* (Ostracoda) detected by soft and hard part analyses. In the Recent and Fossil meet Kempf Database Ostracoda (pp. 147-175). Brill. Fecha de consulta: 15 de Julio del 2019. Disponible en: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5230792/>
- Wrozyrna C., Meyer J., Gross M., Ramos M., Piller W.** (2018). Definition of regional ostracod (*Cytheridella*) morphotypes by use of landmark-based morphometrics. *Freshwater Science*. **37**: 573–592. Doi: <https://doi.org/10.1086/699482>
- WoRMS, Brandão, S. N., Angel, M. V., Karanovic, I., Perrier, V., Meidla, T.** (2019). World Ostracoda Database. Ostracoda accessed through: World Register of Marine Species. Fecha de consulta: entre enero y junio de 2019. Disponible en: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=1078> on 2019-01-18

Artículo original

Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el Parque Nacional Natural Selva de Florencia, Colombia

Diversity of aquatic macroinvertebrates in the National Natural Park *Selva de Florencia*, Colombia

● Juan Guillermo Orrego-Meza¹, ● Isabel Cristina Hernández-Cortés¹, ● Jhon Faber Marulanda-López^{2,3}, ● Juan Mateo Rivera-Pérez¹, ● Juan Pablo Viteri-Delgado¹, ● Mariana Franco-Torres¹, ● Camilo Andrés Llano-Arias², ● Lucimar Gomes-Dias^{2,*}

¹ Semillero GEUC, Grupo Entomológico, Programa de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Caldas, Manizales, Colombia

² Grupo de Investigación de Biodiversidad y Recursos Naturales (Bionat), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Caldas, Manizales, Colombia

³ Museu de Entomologia, Departamento de Entomologia, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, Brasil

Resumen

Los ecosistemas dulceacuicolas son una fuente primaria de servicios ecosistémicos indispensables para el sostenimiento de la vida y albergan una importante diversidad de insectos acuáticos. Dados los vacíos de información sobre la entomofauna acuática en parques nacionales, el objetivo de este estudio fue evaluar la diversidad de insectos acuáticos del Parque Nacional Natural Selva de Florencia (PNNSF), ubicado en el noroccidente colombiano. Se recolectaron macroinvertebrados acuáticos en tres microcuencas seleccionadas del parque (La Selva, Las Mercedes y Chupaderos). Los especímenes fueron identificados y depositados en la Colección Entomológica del Programa de Biología de la Universidad de Caldas (CEBUC) y, posteriormente, se analizó su composición, riqueza y diversidad. Se recolectaron 534 individuos representados en 10 órdenes, 41 géneros y 57 morfoespecies. Todos los géneros reportados constituyen nuevos registros en el PNNSF y cuatro de las especies de Ephemeroptera son nuevas, y de estas tres aún están en proceso de descripción. La mayor riqueza y diversidad se encontraron en la quebrada La Selva, con 20 taxones exclusivos, entre ellos, *Dryops*, *Gyretes*, *Anchytarsus*, *Diochus*, *Limnocoris*, *Hebrus* y *Thraulodes*, según el análisis de composición. Este estudio constituye el primer levantamiento taxonómico de macroinvertebrados acuáticos del PNNSF. Los nuevos registros y especies documentados demuestran la importancia de ampliar la investigación sobre la entomofauna acuática en la zona para así facilitar futuros estudios ecológicos (incluidos programas de biomonitorio), sistemáticos y biogeográficos en la región.

Palabras clave: Insectos acuáticos; Bioindicadores; Áreas protegidas; Colombia.

Abstract

Freshwater ecosystems are a primary source of ecosystem services essential for the maintenance of life. The biodiversity of aquatic insects in these ecosystems is significant. Considering the limited information about aquatic entomofauna in Colombian national parks, our objective was to evaluate the diversity of aquatic insects in the National Natural Park *Selva de Florencia*, located in the northwestern region of Colombia. We collected the aquatic macroinvertebrates in three selected microbasins of the park (La Selva, Las Mercedes, and Chupaderos). The sampled specimens were deposited in the CEBUC collection and, subsequently, we analyzed their diversity, composition, and richness. A total of 534 individuals represented in 10 orders, 41 genera and 57 morphospecies of aquatic insects were collected. All genera reported in this study are new records for the PNNSF and we documented four new species of Ephemeroptera, three of which are still being described. The greatest richness and diversity were found on La Selva stream with 20 exclusive taxa, among which we can mention *Dryops*, *Gyretes*, *Anchytarsus*,

Citación: Orrego-Meza JG, Hernández-Cortés IC, Marulanda-López JF, et al. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el Parque Nacional Natural Selva de Florencia, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):560-571, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1027>

Editor: Gabriel Roldán

***Correspondencia:**

Lucimar Gomes-Dias;
lucimar.dias@ucaldas.edu.co

Recibido: 1 de octubre de 2019

Aceptado: 23 de abril de 2020

Publicado: 31 de marzo de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Diochus, *Limnocoris*, *Hebrus* y *Thraulodes* after the composition analyses. The new species and records for the park demonstrate the importance of expanding research on aquatic entomofauna in the area to facilitate future studies on the region's ecology (included biomonitoring programs), systematics, and biogeography.

Keywords: Aquatic insects; Bioindicator; Protected areas; Colombia.

Introducción

Los ecosistemas de agua dulce constituyen solo una pequeña fracción de los recursos hídricos del planeta y albergan gran parte de su diversidad (**Radinger, et al., 2019**), por lo que se los considera uno de los recursos naturales renovables más importantes para la vida (**Meza, et al., 2012**). Estos sistemas dulceacuícolas tienen una gran riqueza de especies de vertebrados, invertebrados, plantas y algas (**Jonsson, et al., 2001**) y, con frecuencia, los peces y los macroinvertebrados son el principal componente animal y su papel en la red trófica de estos ecosistemas es importante, pues controlan la cantidad y la distribución de sus presas y, además, acrecientan las fuentes alimenticias de los consumidores terrestres y acuáticos al acelerar la descomposición de detritos y contribuir al reciclaje de nutrientes (**Guinard, et al., 2013; Radinger, et al., 2019**). Otro aspecto relevante de los recursos hídricos se relaciona con la gran variedad de servicios ecosistémicos que brindan (abastecimiento de agua, regulación de las crecidas, retención de sedimentos, exportación de biomasa, estabilización del microclima, sumidero mundial de carbono, y transporte acuático y turístico), así como de productos (recursos forestales, fauna, pesca, forraje, y recursos agrícolas y de energía) y sus atributos, los cuales son requisito previo indispensable para que haya un desarrollo verdaderamente sostenible en una región (**Bucher, et al., 1997; Braga, 2000; Jacobus, et al., 2019; Raitif, et al., 2019**).

A pesar de su gran importancia, los ecosistemas de agua dulce y los servicios que brindan se han visto afectados por una serie de impactos antropogénicos como la pérdida de hábitats, el cambio climático, la deforestación, las invasiones biológicas, y las prácticas agrícolas y ganaderas, lo que genera un aumento en la carga orgánica, la sedimentación y la contaminación agroquímica, modificando el flujo natural de la materia, la energía y el ciclo de los nutrientes (**Radinger, et al., 2019; Meza, et al., 2012**). Asimismo, la urbanización y la construcción de represas tienen un efecto muy negativo en la diversidad de macroinvertebrados (**Gál, et al., 2019**) y ocasionan cambios en la magnitud de los caudales y en la periodicidad de sus variaciones, respectivamente (**González, et al., 2012; Hurtado, et al., 2005**). Dichas perturbaciones afectan la composición, la riqueza y la abundancia de la biota acuática, que, en gran medida, está representada por insectos acuáticos (**González, et al., 2012; Hurtado, et al., 2005; Mosquera-Murillo & Mosquera-Mosquera, 2017; Lara-Lara, et al., 2008**).

En este contexto, teniendo en cuenta que Colombia es uno de los países más ricos en especies por superficie unitaria (**Bucher, et al., 1997; Rangel, 2005**) y que la pérdida de biodiversidad puede alterar la estabilidad y la sostenibilidad de procesos del ecosistema (**Covich, 2006**), el Gobierno de Colombia ha implementado políticas nacionales y una serie de normas ambientales para proteger la diversidad biológica (**Rodríguez, et al., 2002**), entre ellas, el establecimiento del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) que busca el cumplimiento de los objetivos de conservación en el país e integra un conjunto de áreas naturales de carácter público, privado o comunitario a nivel nacional, regional y local (**Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2019**).

Sin embargo, la falta de inventarios faunísticos y la escasez de estudios taxonómicos, son factores que limitan las estrategias de conservación y aumentan las amenazas de extinción de especies de insectos (**Kim, 2009**). En Colombia el caso es muy alarmante, ya que en muchas regiones del país los estudios son incipientes y ello ha impedido el avance de una serie de investigaciones biológicas, biogeográficas y ecológicas, incluida la detección de bioindicadores de calidad ambiental (**Zúñiga & Cardona, 2009**). El conocimiento precario de la entomofauna en el país persiste incluso en las áreas ya declaradas como parques o reservas ecológicas.

Entre los 59 parques nacionales de Colombia se encuentra el Parque Nacional Natural Selva de Florencia (PNNSF) establecido en el 2005, el cual hace parte del SINAP (**Parques Nacionales Naturales de Colombia**, 2019) y está ubicado en el departamento de Caldas, específicamente en la vertiente oriental de la Cordillera Central de Colombia. El parque está constituido por ecosistemas de bosque húmedo alto andino y subandino, con hábitats naturales bien conservados y otros de origen antropogénico, ya que en el momento de su declaratoria se encontraban poblados por campesinos asentados en esta zona durante la llamada “colonización antioqueña”, durante la cual se recurrió a la tala y quema de árboles para la ampliación de la frontera agrícola (**Duarte-Marín, et al., 2018; Ballesteros, et al., 2009; Moreno, 2011**).

En diversos estudios se ha documentado que el PNNSF alberga una gran diversidad de especies de anfibios (**Duarte-Marín, et al., 2018**) y de aves (**Castellanos, et al., 2003**), y algunos registros de mamíferos (**Chacón, et al., 2013; de Luna & Link, 2018**). Sin embargo, desde su establecimiento no se han hecho estudios que caractericen la diversidad de macroinvertebrados acuáticos, a pesar del potencial de estos organismos como bioindicadores para determinar la calidad de agua, ya que son capaces de responder a las alteraciones ocasionadas por actividades humanas en ecosistemas fluviales (**Meza, et al., 2012; Muñoz, et al., 2001**).

En ese sentido y, dados los vacíos de información sobre la entomofauna acuática en áreas de reservas o parques nacionales, el objetivo de este estudio fue evaluar la composición y la riqueza de insectos acuáticos en tres microcuencas del PNNSF en el marco del proyecto “Caldas Expedición Siglo XXI - Levantamiento de la biota y geología de la subcuenca del río San Antonio y el sector de las bocatomas del Parque Nacional Natural de Selva de Florencia”. Cabe destacar que este parque comprende una región biogeográfica importante que alberga una fauna única y diversa, que fue propuesta como provincia de Chocó-Magdalena por **Hernández-Camacho, et al.** (1992) y definida como parte de la subregión del Pacífico por **Morrone** (2014).

Materiales y métodos

Área de estudio

El PNNSF se localiza a 5°29'8,17" de latitud norte y a 75°04'7,18" de longitud oeste (**Figura 1**) sobre la vertiente oriental de la Cordillera Central colombiana en el departamento de Caldas; cuenta con una extensión de 10.019 ha, que se encuentran principalmente en jurisdicción del corregimiento de Florencia (municipio de Samaná), y un pequeño sector que pertenece al municipio de Pensilvania y a la cabecera municipal de Samaná. El rango altitudinal va desde los 850 hasta los 2.400 m s.n.m. La temperatura media anual oscila entre los 17 y los 22 °C y la precipitación puede alcanzar los 8.000 mm al año (**Ballesteros, et al., 2009**).

El presente estudio se llevó a cabo en el área de influencia del volcán El Escondido y el cañón del río San Antonio, en tres microcuencas: Las Mercedes (5°30'31,7" N 75°02'24,3" O), La Selva (5°30'52,0" N 75°02'51,8" O) y Chupaderos (5°29'29,8" N 75°02'45,6" O) (**Figura 1**). Las microcuencas mencionadas se seleccionaron en el marco del proyecto “Caldas Expedición Siglo XXI- Levantamiento de la biota y geología de la subcuenca del río San Antonio y el sector de las bocatomas del Parque Nacional Natural de Selva de Florencia”, consideradas por el equipo de Parques Nacionales que trabaja en el área como tres microcuencas importantes del PNNSF y de fácil acceso. El muestreo de macroinvertebrados acuáticos se estableció en un gradiente altitudinal entre los 1.189 y los 1.443 m s.n.m, durante tres periodos: del 19 al 21 de octubre del 2017 (promedio de precipitación diaria: 20 mm); del 20 al 24 de febrero del 2018 (promedio de precipitación diaria: 10,64 mm); del 21 al 24 de abril del 2018 (promedio de precipitación diaria: 23,27 mm) (datos de precipitación tomados de la estación meteorológica de ISAGEN - PNNSF). En todas las etapas de muestreo se presentaron lluvias fuertes, excepto en el segundo periodo (febrero), cuando se presentaron lluvias moderadas según la clasificación de **Viñas**

Rubio & López (2015). La estructura, composición del paisaje, formaciones vegetales y ubicación altitudinal de los sitios de estudio permiten situar la parte baja del cañón del río San Antonio (1.000 m s.n.m) dentro del zonobioma húmedo tropical del río Magdalena, y los sitios muestreados por encima de los 1.000 m s.n.m, dentro del orobioma subandino de la Cordillera Central, según la clasificación de **Rodríguez, et al. (2006).**

Recolección de macroinvertebrados y determinación taxonómica

Se hicieron muestreos cualitativos y cuantitativos en las quebradas ubicadas en las tres microcuencas seleccionadas, los cualitativos utilizando coladores manuales y los cuantitativos, redes Surber de 30,5 x 30,5 x 8 cm y ojo de malla de 560 µm, con tres repeticiones por sustrato (hojarasca, roca y sedimento fino) (**Silveira, et al., 2004**). Además, cerca de las fuentes hídricas seleccionadas se utilizaron trampas de luz para la captura de insectos acuáticos adultos para facilitar la identificación de especies y la descripción de nuevas especies en la región en aras de contribuir a futuros trabajos taxonómicos. Todas las muestras se conservaron en etanol al 96 %. El material se identificó utilizando principalmente

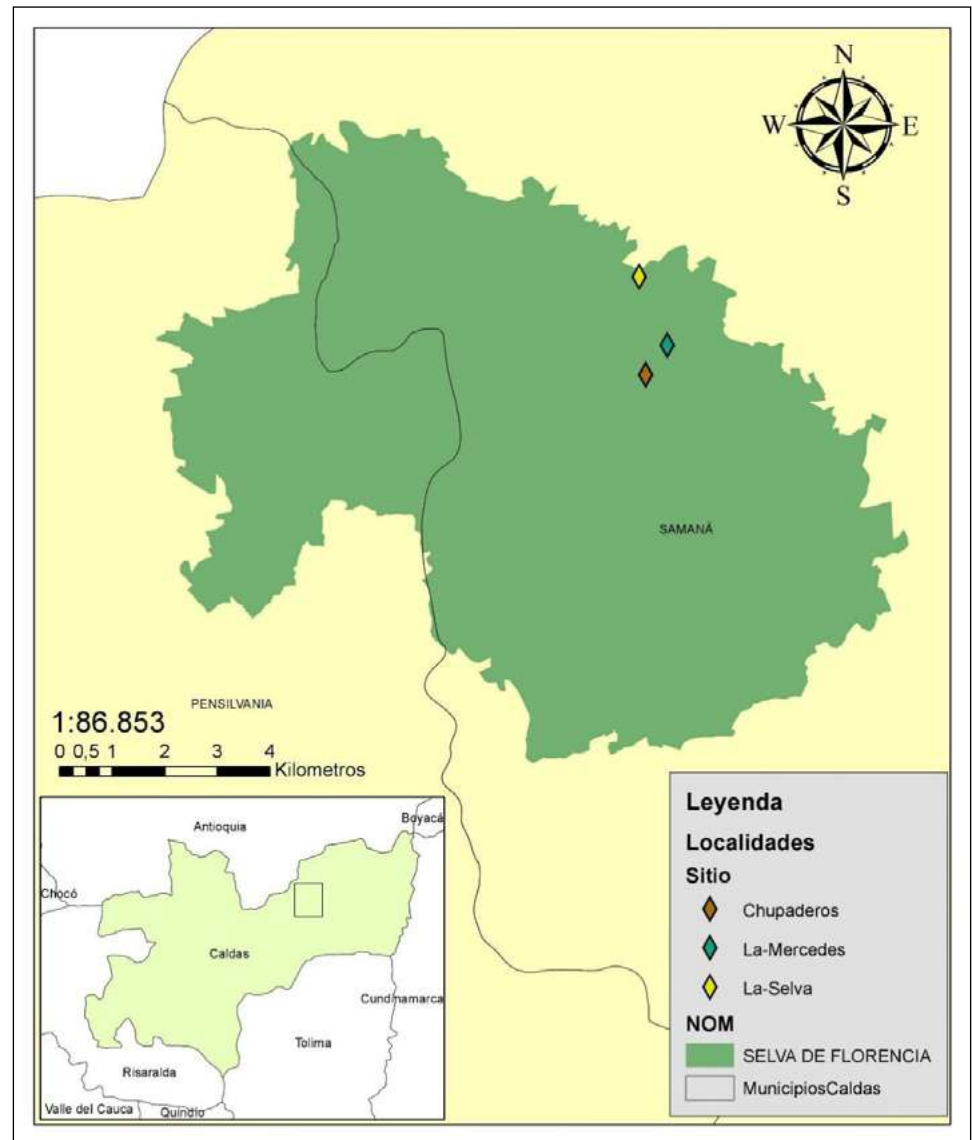


Figura 1. Mapa de las tres microcuencas del PNN Selva de Florencia

las claves de **Domínguez & Fernández** (2009) y se depositó en la Colección Entomológica del Programa de Biología de la Universidad de Caldas (CEBUC) (N° de registro: RNC 188), siguiendo los criterios y protocolos establecidos en esta.

Análisis de datos

La riqueza se analizó mediante gráficos descriptivos en los que se presentan los géneros por microcuencas durante todo el periodo evaluado. A continuación se evaluó la diversidad de insectos acuáticos en las tres microcuencas con base en la diversidad de orden q (qD), que a su vez se basa en el número efectivo de especies, donde el valor de q determina la influencia de la abundancia de los géneros sobre los valores de la diversidad (**Chao, et al.**, 2014). Se usaron tres valores de q : $D = {}^0D$ (riqueza de especies), 1D (exponencial del índice de Shannon equivalente a la diversidad *per se*) y 2D (recíproco del índice de Simpson equivalente a la dominancia de géneros) (**Moreno, et al.**, 2011). La estimación y la comparación de qD se basa en la comparación de la diversidad de las comunidades en el mismo nivel de cobertura de muestreo (**Chao, et al.**, 2014).

Por último, la composición se analizó mediante una prueba de Morisita-Horn, la cual relaciona las abundancias específicas con las abundancias relativas y el total en los sitios evaluados (**Villarreal, et al.**, 2004), dando como resultado un conglomerado de similitud entre los sitios evaluados.

Resultados

Se recolectaron 534 individuos representados en 10 órdenes, 41 géneros y 57 morfoespecies de insectos acuáticos (**Anexo 1**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1027/2757>). Entre las microcuencas, la mayor riqueza y abundancia se presentó en La Selva, con 42 especies y 221 individuos (**Figura 2 y Anexo 1**). Algunos de los insectos recolectados se pueden apreciar en la **Figura 3**.

Se identificaron cuatro nuevas especies de insectos acuáticos del orden Ephemeroptera pertenecientes a los géneros *Atopophlebia*, *Tricorythodes*, *Paracloeodes* y *Thraulodes*. La nueva especie de *Atopophlebia* ya fue descrita con base en ejemplares inmaduros y adultos recolectados con trampa de luz, en tanto que las demás se encuentran en proceso de descripción. El nombre de la nueva especie es *Atopophlebia caldasi* (**Salles, et al.**, 2018), el cual le fue asignado en homenaje a Francisco José de Caldas, naturalista que hizo un importante aporte al conocimiento de la biodiversidad en Colombia. Es importante destacar, además, que todos los géneros de insectos acuáticos identificados en este estudio corresponden a nuevos registros para el PNNSF.

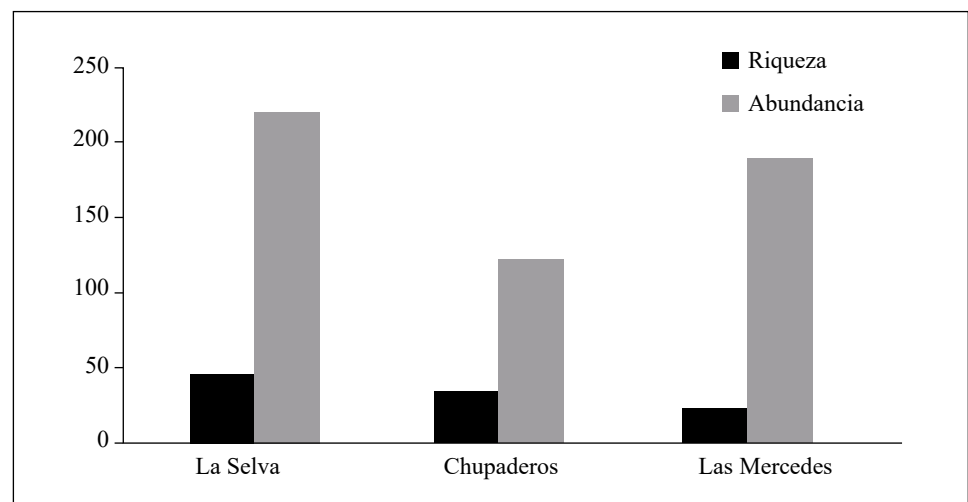


Figura 2. Riqueza y abundancia acumulada de insectos acuáticos en las tres microcuencas evaluadas

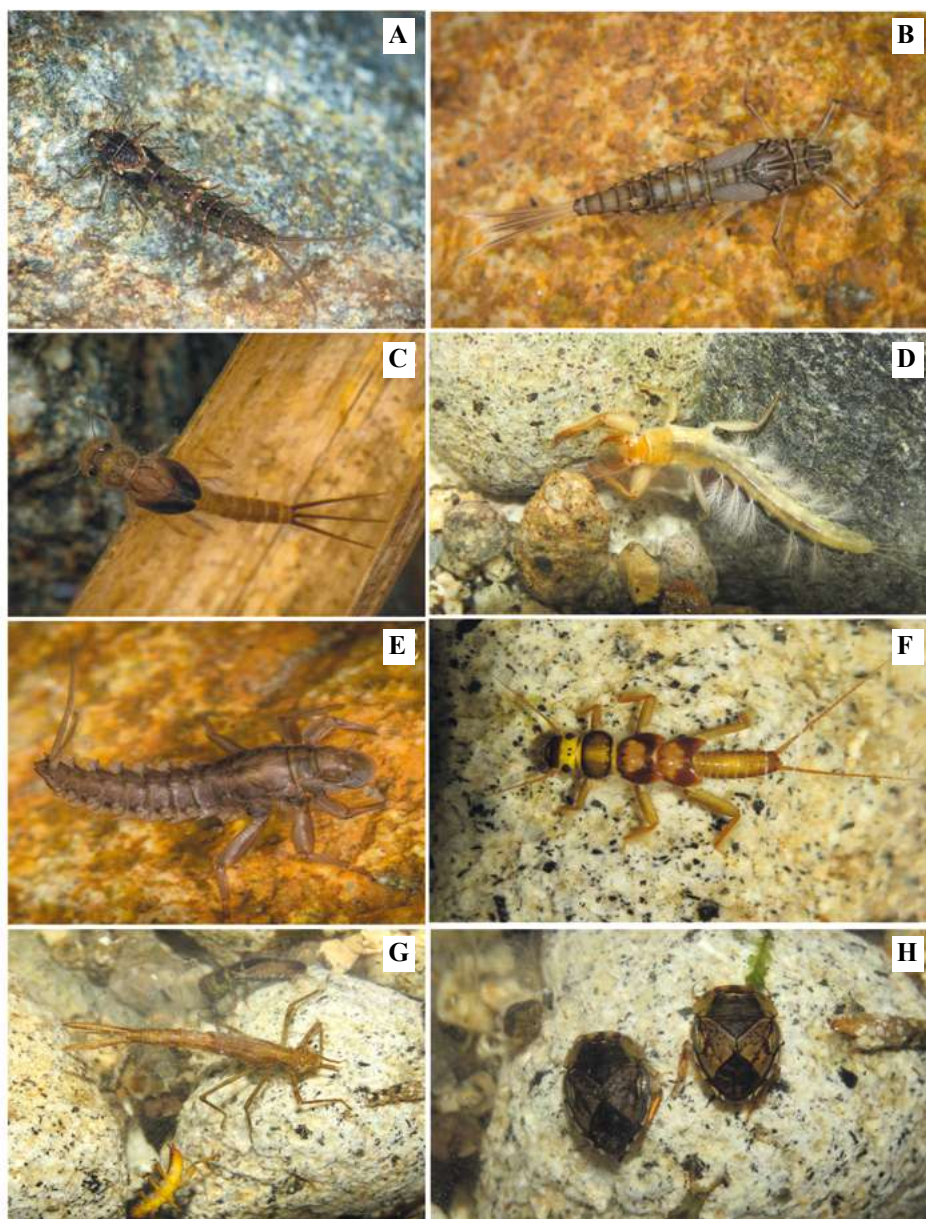


Figura 3. Hábitos de los insectos acuáticos. **A.** Ninfa de *Mayobaetis* (Baetidae: Ephemeroptera). **B.** Ninfa de *Nanomis* (Baetidae: Ephemeroptera). **C.** Ninfa de *Haplohyphes* (Leptohyphidae: Ephemeroptera). **D.** Ninfa de *Euthyplocia* (Euthyplociidae; Ephemeroptera). **E.** Ninfa de *Lachlania* (Oligoneuridae: Ephemeroptera). **F.** Ninfa de *Anacroneuria* (Perlidae; Plecoptera). **G.** Ninfa de *Hetaerina* (Calopterygidae; Odonata). **H.** *Limnocoris* (Naucoridae; Hemiptera).

En cuanto al análisis de diversidad, el mayor valor de riqueza específica (0D) fue encontrado en la microcuenca La Selva, seguido de la microcuenca Chupaderos y, por último, Las Mercedes, con 42, 34 y 22 morfoespecies, respectivamente. La diversidad de orden 1D o diversidad *per se* y la 2D siguieron la misma tendencia de la riqueza en las estaciones, con los mayores valores en La Selva, seguida de Chupaderos y Las Mercedes (**Figura 4**).

El dendrograma de similitud producto de la prueba de Morisita-Horn (**Figura 5**) evidenció un conglomerado con dos grupos diferenciados: el primero compuesto por las microcuencas Las Mercedes y Chupaderos, con un 40 % de similitud entre los taxones, y taxones

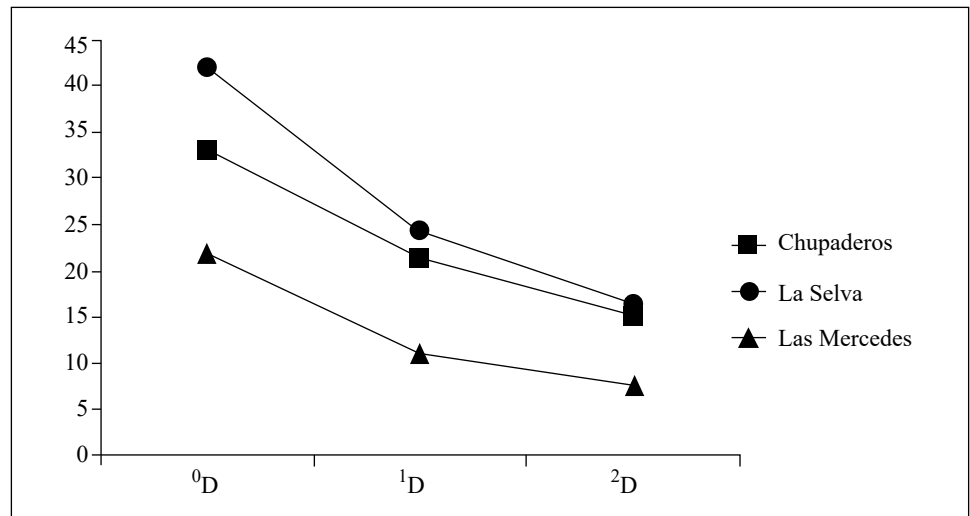


Figura 4. Perfiles de diversidad alfa para las morfoespecies de macroinvertebrados acuáticos recolectados en las diferentes microcuencas evaluadas en el PNNSF. 0D : riqueza de especies; 1D : especies comunes, exp H' ; 2D : especies dominantes

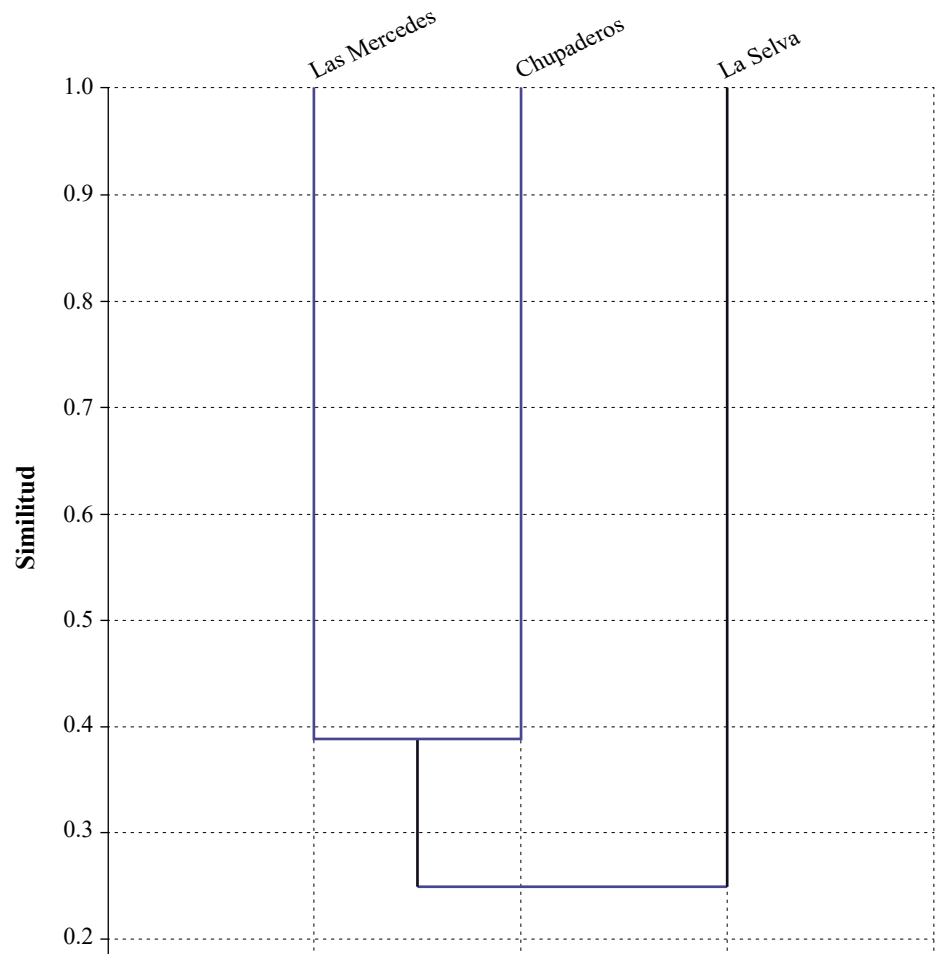


Figura 5. Dendrograma de similitud entre las microcuencas evaluadas mediante la prueba de Morisita-Horn

comunes como *Anacroneturia*, *Atopsyche*, *Baetodes*, *Polythore* y *Simulium*, entre otros; el segundo, compuesto exclusivamente por La Selva, con un 25 % de similitud comparado con el primer conglomerado, registró 20 taxones exclusivos, entre ellos, *Dryops*, *Cylloepus*, *Hexanchorus*, *Pharceonus*, *Gyretes*, *Hydraenida*, *Anchytarsus*, *Diochus*, *Thraulodes*, *Hebrus*, *Limnocoris*, *Hetaerina*, *Macrothemis*, *Neotrichia* y *Brachysetodes* (**Tabla 1**).

Con respecto a los parámetros fisicoquímicos analizados (**Tabla 1**), se observó una variación más evidente en el oxígeno disuelto y la conductividad de las tres microcuencas. Los mayores valores de conductividad se encontraron en La Selva (54 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y los menores valores de oxígeno disuelto se encontraron en Chupaderos (2,2 mg/L).

Discusión

Los resultados demuestran que el PNNSF alberga una notable diversidad de macroinvertebrados acuáticos, incluidas nuevas especies de insectos (**Salles, et al.**, 2018), a pesar de haber estado históricamente expuesto a intensas actividades agrícolas y ganaderas, lo cual se debe a los numerosos esfuerzos que se han desplegado en la zona para minimizar la presión antrópica sobre este ecosistema estratégico y promover la conservación de la biodiversidad y de los recursos hídricos asociados (**Sanchez-Ayala & Areiza-Tapias**, 2018).

El actual grado de conservación del PNNSF ha permitido la recuperación de los bosques ribereños que protegen los cuerpos de agua y permiten el establecimiento de comunidades de macroinvertebrados acuáticos (**Blinn & Kilgore**, 2001). Aun así, los resultados de diversidad alfa de macroinvertebrados acuáticos en el parque evidencian que las microcuencas de Chupaderos y Las Mercedes presentan una diversidad inferior en comparación con La Selva. Vale la pena resaltar que todas estas microcuencas se encuentran dentro de la misma área protegida, pero, sin embargo, aún hay actividades puntuales como la ganadería y la presencia de potreros dentro del parque (**Forero**, 2017) que alteran la estructura del suelo y perturban la vegetación ribereña, la cual se considera importante para el establecimiento de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

Cabe mencionar que las variaciones de riqueza y diversidad de macroinvertebrados acuáticos en este estudio pueden ser producto de la diferencia entre algunas de las características hidrológicas de las microcuencas estudiadas (por ejemplo, ancho y profundidad); en este sentido, Las Mercedes presentó los mayores valores promedio en ancho y profundidad (6 m y 0,5 m, aproximadamente) comparada con las otras microcuencas. Autores como **González, et al.** (2012) han planteado que los ríos caudalosos tienen un efecto marcado de arrastre de los macroinvertebrados bentónicos que no cuentan con adaptaciones para sostenerse y pueden ser arrastrados por la corriente, principalmente en épocas lluviosas. **Ramírez & Viña** (1998) y **Chará-Serna** (2003) también afirman que las características hidrológicas de los ambientes dulceacuícolas y la abundante precipitación son factores preponderantes que pueden afectar el mantenimiento de la comunidad acuática. Además, hay otros factores intrínsecos de las quebradas también relevantes para el mantenimiento de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, tales como la disponibilidad de microhábitats y de nutrientes (**Torres & Ramírez**, 2014; **Chará-Serna, et al.**, 2015). Los

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos e hidrobiológicos en las tres microcuencas evaluadas

	La Selva	Las Mercedes	Chupaderos
Oxígeno disuelto	5,0mg/L	9,9mg/L	2,2mg/L
Temperatura	24° C	20-25° C	25° C
Conductividad	54,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$	20,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$	14,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$
pH	8,0	9,4	7,9
Profundidad	0,25m	0,50m	0,20
Ancho	4m	6m	3m

resultados relativos a la composición de macroinvertebrados corroboran lo encontrado en la diversidad de orden q (qD), en los que Las Mercedes y Chupaderos obtuvieron valores más cercanos a los de La Selva, aunque en esta la fauna es más exclusiva y rica, con lo que se reafirma el eventual efecto de las diferencias en las características hidrológicas entre las microcuencas evaluadas.

Asimismo, los valores de conductividad encontrados en la quebrada La Selva están dentro del rango comúnmente reportado para ríos de montaña (30 a 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Durán, 2016), lo cual no es así en Las Mercedes y Chupaderos, que estuvieron por debajo del rango mencionado. Por otro lado, la cabecera de la quebrada La Selva se ubica en el cráter del volcán El Escondido y algunos autores como Vázquez, *et al.* (1996) y Blanco (2009) afirman que la composición química de las rocas volcánicas y su disociación iónica puede contribuir al incremento de la conductividad en quebradas ubicadas en zonas de influencia. Con respecto al valor bajo de oxígeno disuelto en la microcuenca de Chupaderos, este podría estar relacionado con la actividad antrópica que aún existe dentro del parque. Sin embargo, es importante destacar que los análisis fisicoquímicos realizados en este estudio constituyeron mediciones puntuales para cada afluente hídrico, de manera que no reflejan el comportamiento de estas variables en el tiempo. Además, dado que en ocasiones hubo lluvias fuertes durante la recolección de los datos, sería conveniente ampliar la monitorización fisicoquímica en la zona para interpretar de forma más adecuada estos resultados. Autores como Rawi, *et al.* (2014) y Dalu & Chauke (2020) destacan la importancia de las variables hidrológicas y fisicoquímicas en los cuerpos de agua y su relación con la diversidad de macroinvertebrados acuáticos.

Al comparar el número total de individuos de macroinvertebrados acuáticos recolectados durante este trabajo en las tres microcuencas ($n=534$) con otros estudios en ríos de montaña (Meza, *et al.*, 2012), la abundancia encontrada resulta baja. Esto probablemente está asociado con la alta precipitación (8.000 mm/año) del área de estudio (Ballesteros, *et al.*, 2009), lo cual promueve el aumento del caudal de los cuerpos de agua y, consecuentemente, el arrastre de los insectos de los puntos de muestreo (González, *et al.*, 2012). Por otro lado, la alta riqueza de géneros de macroinvertebrados acuáticos documentada por primera vez en el parque, además de otras nuevas especies reportadas en un estudio relativamente corto, demuestra la importancia de la conservación de la fauna acuática que el PNNSF alberga.

Conclusiones

El PNNSF alberga una gran diversidad de macroinvertebrados acuáticos que reflejo el estado de conservación de la zona. Se resalta la importancia de los esfuerzos de restauración de predios dentro del parque, con el fin de promover su conservación y minimizar los impactos históricos en el área. Los nuevos registros y especies documentados para el parque en tan corto plazo demuestran la importancia de ampliar la investigación sobre la entomofauna acuática de la zona.

Cabe destacar que no fue posible la instalación de trampas de luz en todas las jornadas nocturnas debido a condiciones adversas (principalmente las lluvias), así que el número de registros nuevos para el parque y de nuevas especies podría ser mayor.

Considerando que el esfuerzo de muestreo con el método cuantitativo (Surber: tres sustratos con tres repeticiones) fue igual para todas las quebradas, los resultados permiten inferir que las tres microcuencas albergan una riqueza y diversidad relativamente altas, a pesar de la poca abundancia general debida a las fuertes lluvias. Este primer levantamiento de macroinvertebrados acuáticos del PNNSF es muy valioso para los futuros estudios de biomonitorio de la calidad del agua en la región.

Información Suplementaria

Anexo 1. Macroinvertebrados acuáticos recolectados en las microcuencas La Selva, Las Mercedes y Chupaderos. Ver anexo 1 en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1027/2757>

Agradecimientos

Los autores expresamos nuestro agradecimiento a la Vicerrectoría de Investigaciones y Posgrados de la Universidad de Caldas y a Parques Nacionales por el apoyo logístico y financiero al proyecto “Caldas Expedición Siglo XXI”; al personal del PNNSF, en especial al guía Oscar Mahecha por su apoyo en campo, y a Caterine Rodríguez Hurtado por la información sobre el área de estudio, así como a los revisores anónimos por su acertada contribución al manuscrito. Agradecemos también al Laboratorio de Colecciones Biológicas, a la Colección Entomológica del Programa de Biología de la Universidad de Caldas (CEBUC) y al Grupo Biodiversidad y Recursos Naturales (Bionat) por facilitar los equipos y la infraestructura para la identificación del material y el análisis de los datos. Por último, expresamos un especial agradecimiento a la profesora de la Universidad de Caldas, Dra. Beatriz Toro, por su apoyo logístico en la coordinación del proyecto mencionado, a MSc. Cristóbal Maláver, por su apoyo en campo y su contribución con fotografías de insectos acuáticos en campo, al Dr. Frederico Falcao Salles por facilitarnos otras fotografías y al equipo GEUC por su denodada labor en campo.

Contribución de los autores

JGOM, redacción del documento, trabajo de campo e identificación del material; ICHC, redacción del documento, identificación del material y sistematización; JFML, trabajo de campo, identificación del material y sistematización; JM RP, trabajo de campo, identificación del material, análisis de datos y elaboración del mapa; JPVD, organización e identificación del material; MFT, organización e identificación del material; CALLA, trabajo de campo y supervisión del proceso de identificación; LGD, coordinadora del equipo de entomología del proyecto “Caldas Expedición Siglo XXI”, revisión del documento, supervisión del proceso de identificación y trabajo de campo.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Referencias

- Alonso, A.** (2006). Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. *Ecosistemas*. **15** (2): 101-105.
- Ballesteros, H., Arroyave, J. F., Walker, R., Echeverry, L., Acosta, H., Betancourt, A. F., Diaz-Mesa, J., Lopez, M. P., Moreno-Ortiz, E., Villegas, H., Hincapié, W., Lancheros, R., Patiño, M.** (2009). P.N.N. Plan de manejo 2008-2012 Parque Nacional Natural Selva de Florencia. Parques Nacionales Naturales de Colombia. 141 pp.
- Blanco, J. F.** (2009). Características físico-químicas de las quebradas del Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico colombiano. *Actualidades Biológicas*. **31** (91): 123-140.
- Blinn, C. R. & Kilgore, M. A.** (2001). Riparian management practices: A summary of state guidelines. *Journal of Forestry*. **99** (8): 11-17.
- Braga, M. I. J.** (2000). Integración de las funciones y servicios de los ecosistemas de agua dulce a los proyectos de desarrollo hídrico. Informe Técnico. Washington DC. p. 44.
- Bucher, E., Castro, G., Floris, V.** (1997). Conservación de ecosistemas de agua dulce: hacia una estrategia de manejo integrado de recursos hídricos. Inter-American Development Bank. Estudio de política y estrategia (No. 333.9528 B919). BID, Washington, DC (EUA). División de Medio Ambiente.
- Castellanos, O., Aristizábal, A., Betancourt, A. F.** (2003). Inventario de la avifauna perteneciente a la selva de Florencia (cuenca del río San Antonio y del río Hondo) Samaná, Caldas. *Boletín Científico del Centro de Museos de Historia Natural*. **7**: 15-26.
- Chacón-Pacheco, J., Racero-Casarrubia, J., Rodríguez-Ortiz, E.** (2013). Nuevos registros de *Cyclopes didactylus* Linnaeus, 1758 para Colombia. *Edentata*. **14** (1): 78-85.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., Ellison, A. M.** (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*. **84** (1): 45-67.

- Chará, J.** (2003). Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas. Cali, Colombia: Fundación Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV).
- Chará-Serna, A. M., Chará, J., Giraldo, L. P., Zúñiga, M. C., Allan, J. D.** (2015). Understanding the impacts of agriculture on Andean stream ecosystems of Colombia: A causal analysis using aquatic macroinvertebrates as indicators of biological integrity. *Freshwater Science*. **34** (2): 727-740.
- Covich, A. P.** (2006). Protección de la biodiversidad del bentos para asegurar procesamiento de materia orgánica y servicios del ecosistema: importancia de los invertebrados fragmentadores en redes de drenaje. *Ecotropicos*. **19** (2): 109-127.
- Dalu, T. & Chauke, R.** (2020). Assessing macroinvertebrate communities in relation to environmental variables: The case of Sambandou wetlands, Vhembe Biosphere Reserve. *Applied Water Science*. **10** (1): 16.
- de Luna, A. G. & Link, A.** (2018) Distribution, population density and conservation of the critically endangered brown spider monkey (*Ateles hybridus*) and other primates of the inter-Andean forests of Colombia. *Biodiversity and Conservation*. **27**: 3469-3511.
- Domínguez, E. & Fernández, H. R.** (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo. p. 656.
- Duarte-Marín, S., González-Acosta, C., Vargas-Salinas, F.** (2018). Estructura y composición de ensamblajes de anfibios en tres tipos de hábitat en el Parque Nacional Natural Selva de Florencia, Cordillera Central de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. **42** (163): 227-236.
- Durán, L. E. G.** (2016). Evaluación de la calidad de agua de ríos de Colombia usando parámetros fisicoquímicos y biológicos. *Dinámica ambiental*. **1** (1): 83-102.
- Forero, N.** (2017). Diagnóstico y propuesta del plan de restauración en el Parque Natural Nacional Selva de Florencia. (Tesis de maestría). Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Naturales, Buenos Aires, Argentina.
- Gál, B., Szivák, I., Heino, J., Schmera, D.** (2019). The effect of urbanization on freshwater macroinvertebrates – Knowledge gaps and future research directions. *Ecological indicators*. **104**: 357-364.
- González, S. M., Ramírez, P., Meza, A. M., Dias, L. G.** (2012). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales. *Boletín Científico Museo de Historia Natural*. **16** (2): 135-148.
- Guinard, J. D. C., Ríos, T., Vega, J. A. B.** (2013). Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos y calidad del agua de las cuencas alta y baja del río Gariché, provincia de Chiriquí, Panamá. *Gestión y ambiente*. **16** (2): 61-70.
- Hernández-Camacho, J., Hurtado, A., Ortiz, R., Walschburger, T.** (1992). Unidades biogeográficas de Colombia. La diversidad biológica de Iberoamérica. **1**: 105-151.
- Hurtado, S., Trejo, F. G., Yurrita, P. J. G.** (2005). Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomológica Mexicana*. **44** (3): 271-286.
- Jacobus, L. M., Macadam, C. R., Sartori, M.** (2019). Mayflies (Ephemeroptera) and their contributions to ecosystem services. *Insects*. **10** (6): 170.
- Jonsson, M., Malmqvist, B., Hoffsten, P. O.** (2001). Leaf litter breakdown rates in boreal streams: Does shredder species richness matter? *Freshwater Biology*. **46** (2): 161-171.
- Kim, K. C.** (2009). Taxonomy and management of insect biodiversity. En Footitt, R. G. & Adler, R. (Eds.), *Insect Biodiversity: Science and society* (pp. 561-574). Blackwell Publishing Ltd. Oxford.
- Lara-Lara, J. R., Arreola-Lizárraga, J. A., Calderón-Aguilera, L. E., Camacho-Ibar, V. F., de la Lanza-Espino, G., Escofet-Giansone, A., Espejel-Carbajal, M. I., Guzmán-Arroyo, M., Ladah, L., López-Hernández, M., Meling-López, E. A., Casasola-Barceló, P. M., Reyes-Bonilla, H., Ríos-Jara, E., Zertuche-González, J. A.** (2008). Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. *Capital natural de México*. **1**: 109-134.
- Meza, A. M., Rubio, J., Dias, L., Walteros, J.** (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*. **34** (2): 443-456.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., Pavón, N. P.** (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. **82** (4): 1249-1261.
- Moreno, E.** (2011). Caracterización y análisis de los sistemas de alteridad en el Parque Nacional Natural Selva de Florencia (tesis de maestría). Universidad de Caldas, Manizales, Colombia.

- Morrone, J. J.** (2014). Cladistic biogeography of the Neotropical region: Identifying the main events in the diversification of the terrestrial biota. *Cladistics*. **30** (2): 202-214.
- Mosquera-Murillo, Z., Mosquera-Mosquera, M. M.** (2017). Diversidad de la entomofauna acuática y calidad de agua en quebradas del río San Juan, Chocó-Colombia. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*. **20** (1): 149-161.
- Muñoz, E., Mendoza, G., Valdovinos, C.** (2001). Evaluación rápida de la biodiversidad en cinco sistemas lénticos de Chile central: macroinvertebrados bentónicos. *Gayana (Concepción)*. **65** (2): 173-180.
- Parques Nacionales Naturales de Colombia.** (2019). Registro Único Nacional de Áreas Protegidas - RUNAP. Fecha de consulta: septiembre de 2019. Disponible en <http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/es/sistema-nacional-de-areas-protegidas-sinap/registro-unico-nacional-de-areas-protegidas/>
- Radinger, J., Britton, J., Carlson, S., Magurran, A., Alcaraz-Hernández, J., Almodóvar, A., Benejam, Lluís., Fernandez-Delgado, C., Nicola, G., Oliva-Paterna, F., Torralva, M., García-Berthou, E.** (2019). Effective monitoring of freshwater fish. *Fish and Fisheries*. **20** (4): 729-747.
- Raitif, J., Plantegenest, M., Roussel, J. M.** (2019). From stream to land: Ecosystem services provided by stream insects to agriculture. *Agriculture, ecosystems & environment*. **270**: 32-40.
- Ramírez, A. & Viña, G.** (1998). *Limnología colombiana: Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis*. Bogotá, Colombia: Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.
- Rangel, J. O.** (2005). La biodiversidad de Colombia. *Palimpsestvs*. **5**: 292-304.
- Rawi, C. S., Al-Shami, S. A., Madrus, M. R., Ahmad, A. H.** (2014). Biological and ecological diversity of aquatic macroinvertebrates in response to hydrological and physicochemical parameters in tropical forest streams of Gunung Tebu, Malaysia: Implications for ecohydrological assessment. *Ecohydrology*. **7** (2): 496-507.
- Rodríguez, N., Armenteras, D., Morales, M., Romero, M.** (2006). *Ecosistemas de los Andes colombianos*. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Rodríguez-Becerra, M., Espinoza, G., Wilk, D.** (2002). *Gestión ambiental en América Latina y el Caribe. Evolución, tendencias y principales prácticas*. Washington, DC, Estados Unidos de América: Banco Interamericano de Desarrollo.
- Salles, F. F., Marulanda, J. F., Dias, L. G.** (2018). Two new species of *Atopophlebia* Flowers, 1980 (Ephemeroptera, Leptophlebiidae) from Colombia. *Zootaxa*. **4446** (1): 138-150.
- Sánchez-Ayala, L. & Areiza-Tapias, A.** (2018). Conservation and people's livelihoods in Colombia. *GeoJournal*. **84** (6): 1429-1445.
- Silveira, M. P., de Queiroz, J. F., Boeira, R. C.** (2004). Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos. *Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico*. **19**: 1-7.
- Torres, P. J. & Ramírez, A.** (2014). Land use effects on leaf litter breakdown in low-order streams draining a rapidly developing tropical watershed in Puerto Rico. *Revista de Biología Tropical*. **62** (2): 129-142.
- Vásquez, G. L., Naundorf, G. I., Zamora, H.** (1996). Caracterización físico-química de ecosistemas dulceacuáticos del Parque Natural Nacional Isla Gorgona, Departamento del Cauca. *Unicauca Ciencia (Universidad del Cauca)*. **1**: 19-24.
- Villareal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina M., Umaña, A. M.** (2004). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Programa de inventarios de Biodiversidad. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Viñas Rubio, J. M. & López, M.** (2015). *Nuevo manual de uso de términos meteorológicos de AEMET*. Fecha de consulta: marzo de 2020. http://www.aemet.es/documentos/es/el tiempo/prediccion/comun/Manual_de_uso_de_terminos_met_2015.pdf
- Zuñiga, M. C. & Cardona, W.** (2009). Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental. En: Cantera, J. R. K., Carvajal, Y. E. & Castro, L. M. H. (Eds.). *El caudal ambiental: conceptos, experiencias y desafíos (167-197)*. Cali, Colombia: Programa Editorial Universidad del Valle.

Artículo original

Composición de macroinvertebrados en las provincias de Márquez y Lengupá y posible efecto de la orogénesis en su distribución

Composition of macroinvertebrates in the provinces of Márquez and Lengupá and the possible effect of orogenesis on their distribution

Ángela Liceth González-Tuta*, Luz Nidia Gil-Padilla

Unidad de Ecología en Sistemas Acuáticos (UDESAs), Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC), Tunja, Colombia

Resumen

La orogénesis de los Andes en Colombia modificó el paisaje y el clima ocasionando un elevamiento que provocó la interrupción de la circulación atmosférica y dando lugar a un aumento de lluvias en el flanco oriental, lo que transformó la red hidrográfica continental y aumentó la disponibilidad de nutrientes, permitiendo, a su vez, la aparición de una gran variedad de hábitats con el consecuente aumento de la diversidad de flora y fauna en el país. El levantamiento de las cordilleras promovió la vicarianza ecológica al favorecer el aislamiento genético y la especiación, lo cual explica parcialmente los patrones de acumulación de biodiversidad como parte importante en los procesos tróficos de los sistemas. En este contexto, en el periodo de 2011 a 2012 se recolectaron en sitios puntuales en 10 quebradas de las provincias de Márquez y Lengupá en el centro-sur de Boyacá para conocer la composición de macroinvertebrados del flanco oriental de la Cordillera Oriental y establecer las diferencias en los grupos presentes con respecto a las otras dos cordilleras colombianas; se tomaron muestras semicuantitativas con red de pantalla de 500 µm, los especímenes se fijaron en campo con alcohol etílico al 96 % y, posteriormente, se preservaron en el laboratorio en alcohol etílico al 70 %. La identificación taxonómica se llevó al menor nivel taxonómico posible. Según los resultados, las subfamilias Orthoclaadiinae y Tanypodinae y el género *Hyalella* fueron los más abundantes, y se registraron los géneros *Grumichella* y *Polycentropus* no reportados antes en la cordilleras Central y Occidental, lo que evidencia una diferenciación, aunque no se puede concluir que sean endemismos porque el nivel taxonómico alcanzado en la mayoría de los trabajos no permite saber si se trata de las mismas especies, por lo que debe avanzarse hacia un nivel más específico.

Palabras clave: Cordillera de los Andes; Dispersión; Divergencia; Ecosistemas acuáticos; Orogenia.

Abstract

The orogenesis of the Andes in Colombia modified the landscape and the climate causing their elevation thus interrupting the atmospheric circulation, which led to increased rainfall on their eastern flank. This transformed the continental hydrographic network and increased the availability of nutrients originating, consequently, a great variety of habitats for flora and fauna in the country. The elevation of the mountain ranges promoted the appearance of vicariant speciation and genetic isolation, which partially explains the patterns of accumulation of biodiversity as an important part of the trophic processes of the systems. In this context, we made point collections during 2011 and 2012 in 10 streams located in the provinces of Márquez and Lengupá in the center-south of Boyacá to establish the composition of macroinvertebrates on the eastern flank of the Eastern Cordillera and the differences in the groups present compared to the other two Colombian mountain ranges. We collected semi-quantitative samples with a 500 µm screen network; the specimens were fixed in the field in 96% ethyl alcohol and later preserved in the laboratory in 70% ethyl alcohol; the taxonomic identification was established in the lowest possible taxonomic level. The results showed

Citación: González-Tuta AL, Gil-Padilla LN. Composición de macroinvertebrados en las provincias de Márquez y Lengupá y posible efecto de la orogénesis en su distribución. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):572-580, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1037>

Editor: Gabriel Roldan

***Correspondencia:**

Ángela González;
angela.gonzalez05@uptc.edu.co

Recibido: 17 de octubre de 2019

Aceptado: 23 de abril de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

that the Orthoclaadiinae and Tanypodinae subfamilies and the *Hyaella* genus were the most abundant. *Grumichella* and *Polycentropus* genera had not been registered for the central and western mountain ranges and they show differentiation, but it was not possible to conclude that they are endemisms as in most of the previous studies, the taxonomic level does not allow to establish if they are the same species or not. Thus, the works must be completed at a more specific level.

Keywords: Andes Mountains; Dispersion; Divergence; Ecosystems aquatic; Orogeny.

Introducción

La Cordillera de los Andes se extiende desde Argentina hasta Venezuela en un sistema montañoso que abarca desde los 500 hasta 5500 m s.n.m.; durante el Cenozoico hubo procesos de subducción, vulcanismo y acreción que produjeron en Colombia su ramificación en tres cordilleras. El país contribuye aproximadamente con el 23 % (287,720 Km²) del área total de los Andes donde se encuentran páramos, bosques altoandinos, subandinos, ríos, lagos y enclaves secos que generan un gran número de biomas y ecosistemas con la consecuente presencia de grupos taxonómicos exclusivos y una gran diversidad de especies con rangos de distribución restringidos a ciertas elevaciones (Rodríguez, *et al.*, 2006). Ello ha permitido catalogar los Andes como un gran punto caliente de biodiversidad del planeta (Hole, *et al.*, 2011; Mittermeier, *et al.*, 2004). La Cordillera Oriental es de gran importancia, ya que presenta la mayor extensión de ecosistemas de bosques alto andinos y de páramos. En la actualidad, estos ecosistemas tienen un alto grado de fragmentación, pues se ven interrumpidos por pastos, cultivos y vegetación secundaria introducida (Álvarez, *et al.*, 1999).

El levantamiento de los Andes creó grandes barreras físicas, lo que ocasionó que las especies no pudiesen moverse con la misma facilidad y el proceso de dispersión se viera limitado. El éxito de las especies ha dependido, en gran parte, de su facultad para adaptarse al medio (Mayer & Albrecht, 2008). La dispersión entendida como el movimiento de individuos de un área a otra es una de las actividades que exhiben la mayoría de los insectos acuáticos, lo que es importante porque permite la localización de parejas potenciales y, en el caso de las hembras, la ovoposición en lugares seguros, mejorando, así, el éxito reproductivo. La dispersión tiene un papel importante en la dinámica de los ecosistemas, ya que proporciona flujos de genes que afectan la estructura genética de la población (Petersen, *et al.*, 2004; Smock, 2007), evita la endogamia y permite localizar sitios con mayores recursos y menos competidores (Bilton, *et al.*, 2001).

Los macroinvertebrados son organismos con adaptaciones sorprendentes para sobrevivir, reproducirse, alimentarse y moverse en el agua (Merritt & Cummins, 1996), por ejemplo, patas posteriores como remos, ganchos, cuerpo velludo, garras, cepillos bucales, un dispositivo para atrapar alimentos hechos por el insecto, o parte de ellos, y estructuras corporales en forma de cajas hechas de diferentes materiales para su protección (Domínguez & Fernández, 2009). La dispersión de macroinvertebrados ocurre principalmente a través de dos rutas: una activa, es decir, la fuga de insectos adultos terrestres, y una pasiva, por medio de vectores como los animales, el viento o el agua (deriva) (Grönroos, *et al.*, 2013). Teniendo en cuenta que durante su formación los flujos de materia, energía y las condiciones climáticas de la Cordillera Oriental cambiaron, y que cada una de las cordilleras presenta características únicas, el objetivo del estudio fue establecer la composición de los macroinvertebrados del flanco oriental de la Cordillera Oriental y sus posibles diferencias con las otras dos cordilleras colombianas.

Materiales y métodos

Área de estudio

Las provincias de Márquez y Lengupá se ubican en el departamento de Boyacá y hacen parte de la Cordillera Oriental de los Andes; presentan una conformación geomorfológica predominantemente montañosa, limitan con el piedemonte llanero, las temperaturas varían entre 15 y 32 °C, y la precipitación es bimodal, con temporadas de lluvias durante los meses de abril y agosto.

Se seleccionaron 10 puntos de muestreo en la vertiente oriental de la Cordillera, que hace parte de la macrocuenca del Orinoco, distribuidos en las quebradas Guamalera, La Sucia, los Negros, Arrayán, El Ramo, La Encenilla y Piedecuesta, pertenecientes a la provincia de Lengupá, y el río Jenesano y las quebradas La Única y Agua Blanca, pertenecientes a la provincia de Márquez (**Figura 1, Tabla 1**).

Fases de campo y laboratorio

Se realizaron muestreos semicuantitativos durante el 2011 y el 2012 en las épocas de precipitaciones altas y bajas utilizando una red de pantalla de 500 μ y tomando un metro longitudinal a lo ancho de cada una de las quebradas con un esfuerzo de 1 minuto/hombre. En cada una de las estaciones se tomaron dos submuestras que se depositaron en frascos plásticos debidamente etiquetados; el material se fijó en alcohol etílico al 96 % y, posteriormente, se llevó al laboratorio para separarlo e identificarlo utilizando las claves especializadas de **Roldán (1985), Merritt & Cummins (1996), Domínguez & Fernández**

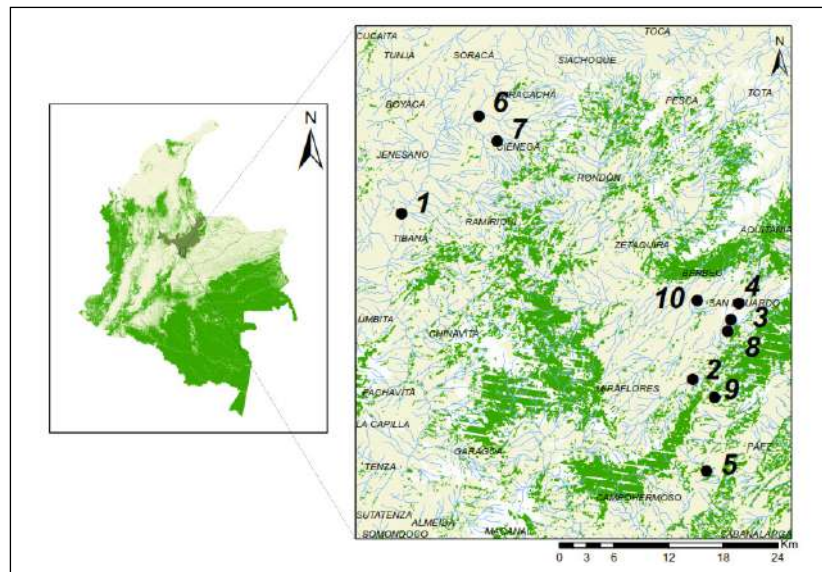


Figura 1. Sitio de las estaciones de muestreo.

Tabla 1. Estaciones de muestreo

Estación de muestreo	Altitud m s.n.m.	Estación	Este (UTM WGS84)	Norte (UTM WGS84)
Río Jenesano	2300	E1	113018	1129189
Quebrada La Encenilla	2200	E2	1107645	1062466
Quebrada El Ramo	1839	E3	1099646	1065864
Quebrada El Arrayán	1470	E4	1105663	1063791
Quebrada Agua Blanca	2161	E5	1095440	1069088
Quebrada Los Negros	2503	E6	1076940	1088189
Quebrada La Única	2109	E7	1101331	1065178
Quebrada La Guamalera	1846	E8	1080048	1083912
Quebrada La Sucia	1125	E9	1107772	1062467
Quebrada Piedecuesta	1915	E10	1095205	1069507

UTM WGS 84: *Universal Transverse Mercator World Geodetic System 84*

(2009); Springer (2010), Bagatini, *et al.* (2012), y Gutiérrez, *et al.* (2015) para confirmar cada grupo en Colombia. Los organismos se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Por último, se almacenaron en alcohol etílico al 70 %, con el fin de hacer su curaduría periódicamente.

Análisis de los datos

Se elaboró una matriz con la composición de macroinvertebrados de cada quebrada teniendo en cuenta la abundancia de cada género (Tabla 2). Posteriormente, se buscó la información sobre la composición de macroinvertebrados de las cordilleras Occidental y Central

Tabla 2. Taxones recolectados en ríos y quebradas del flanco oriental de la cordillera Oriental

Taxón	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10
Anacroneuria	1	10	12	1	1	0	1	7	36	39
Baetodes	0	32	4	0	33	0	1	5	1	10
Chirinominae	32	0	0	0	7	31	23	2	2	12
Cloeodes	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Corydalus	1	0	2	0	0	0	1	1	1	1
Gammarus	2	0	0	0	0	12	0	0	0	0
Grumichella*	0	53	7	0	0	0	0	0	0	0
Guajirolus	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0
Haplohyphes	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0
Helicopsyche	1	0	3	0	11	1	1	6	0	0
Heterelmis	1	0	1	4	0	13	5	11	1	0
Hexatoma	0	0	2	0	5	0	0	0	0	15
Hyaella	0	0	0	0	0	183	0	0	0	0
Leptohyphes	0	7	19	0	22	0	3	2	7	0
Leptonema	2	54	15	0	4	0	0	3	3	10
Macrelmis	0	7	14	0	0	0	1	5	0	4
Mayobaetis	0	38	4	0	0	0	5	2	0	0
Moribaetis	19	0	0	0	0	0	0	0	4	16
Ochrotrichia	0	1	8	0	0	0	0	0	0	1
Orthocladiinae	53	212	84	30	0	15	14	4	83	32
Paracloeodes	0	0	9	2	2	0	0	0	0	0
Phylloicus	0	0	1	36	0	4	0	0	1	5
Polycentropus	6	0	0	0	0	12	0	0	0	0
Probezzia	2	12	0	6	0	1	1	1	0	5
Psephenops*	0	7	1	0	3	0	0	0	0	13
Rhagovelia	2	0	1	3	0	0	0	0	1	0
Simulium	4	9	0	0	4	17	19	0	0	3
Smicridea	0	24	15	0	0	0	0	10	5	3
Tanypodinae	0	2	110	37	3	23	0	3	0	0
Thraulodes	4	52	0	0	30	0	8	15	1	55
Tipula	3	0	1	0	0	5	2	0	0	0
Tricorythodes	5	0	0	8	5	0	0	0	0	0
Tubifex	0	0	0	2	0	3	0	0	3	0

*Taxones presentes únicamente en la cordillera Oriental

en las bases de datos de Scopus y SciELO y en artículos con descripción taxonómica hasta el nivel de género. A continuación se procedió a comparar los resultados obtenidos en la Cordillera Oriental con las demás cordilleras para establecer si existían diferencias en la composición de macroinvertebrados.

Resultados y discusión

Se recolectaron 2.109 individuos que corresponden a 30 géneros y tres subfamilias. Las subfamilias con mayor abundancia fueron Orthocladiinae, con un total de 527 individuos, y Tanypodinae, con 178 individuos; los géneros de mayor abundancia fueron *Hyalella*, con 183 individuos, presente únicamente en la quebrada Los Negros, y *Thraulodes*, con 165 individuos. Los géneros de menor abundancia fueron *Cloeodes*, *Corydalis*, *Guajirulus* y *Rhagovelia*, todos con menos de 10 individuos (**Figura 2, Tabla 2**). En cuanto a los puntos de muestreo, la mayor cantidad de individuos se encontró en la quebrada La Encenilla (521), en tanto que en La Guamalera se encontró la menor cantidad, con 77 individuos.

La subfamilia Orthocladiinae, así como la Chironominae, han sido las más abundantes en estudios de sistemas lóticos. A diferencia de Chironominae, que es filtrador, Orthocladiinae se caracteriza por tener muchas especies herbívoras y raspadoras o coleccionistas y recolectores que se alimentan principalmente de algas y perifiton de plantas y piedras, componentes estos que también le son útiles para la construcción de tubos que les ayudan a evitar la depredación. Las especies de esta subfamilia suelen encontrarse en ríos de gran tamaño debajo de madera o piedras; según **Walentowicz & McLachlan (1980)**, el porcentaje de Orthocladiinae aumenta con el contenido de nitrógeno (**Klink & Moller-Pillot, 2003**).

La subfamilia Tanypodinae se puede encontrar en diferentes hábitats: estanques, lagos, corrientes y ríos. Los organismos de esta especie no construyen casas, pero pueden ocupar las casas de otros quironómidos, y se caracterizan por moverse libremente a través del sustrato y por ser depredadores de otros insectos y oligoquetos (**Ruiz-Moreno, et al., 2000**). En este estudio los organismos se encontraron principalmente libres en diferentes sustratos.

En cuanto a la similitud de los puntos, el dendograma muestra cuatro grupos con un grado de similitud de 0,29. Un primer grupo estuvo conformado por las quebradas Piedecuesta, Encenilla, el Ramo y La Sucia; el segundo por las quebradas Aguablanca

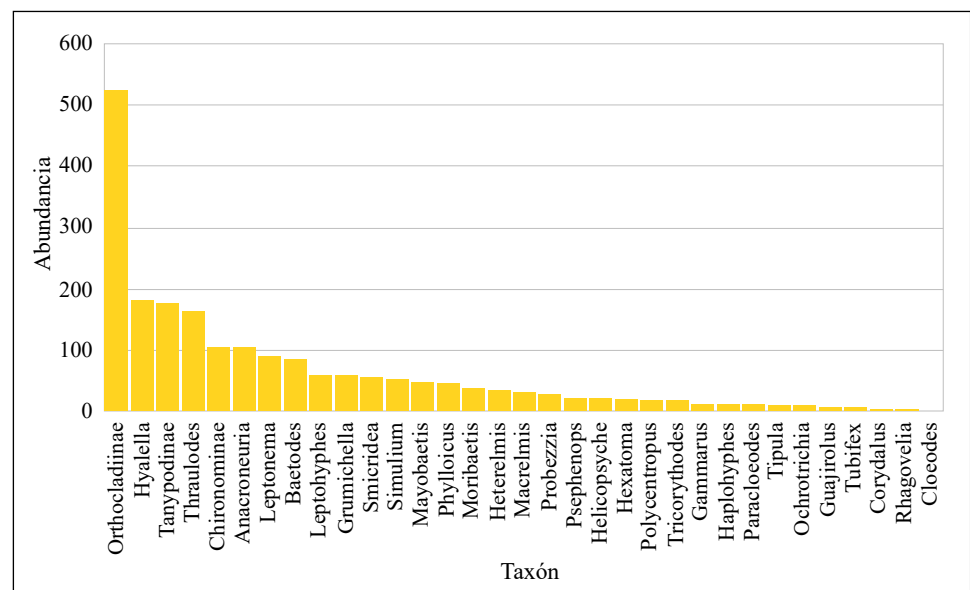


Figura 2. Taxones de mayor abundancia.

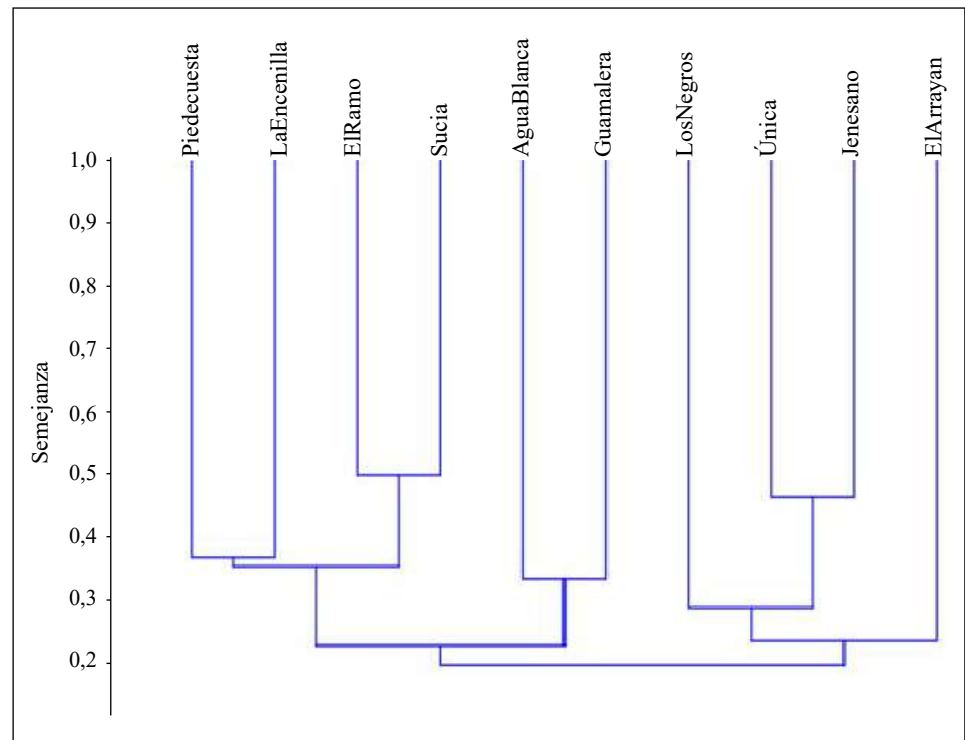


Figura 3. Dendrograma de los sitios de muestreo.

y Guamalera; el tercero por las quebradas Los Negros, La Única y el río Jenesano, y el cuarto, únicamente por la quebrada El Arrayán. Exceptuando este último, todos los puntos tenían cercanía geográfica. Los dos primeros grupos pertenecen a la provincia de Lengupá y los más cercanos estaban en las quebradas El Ramo y La Sucia; el tercer grupo incluyó las quebradas pertenecientes a la provincia de Márquez, siendo más similar la fauna de macroinvertebrados del río Jenesano y la quebrada La Única, que difirió de la encontrada en la quebrada Los Negros (**Figura 3**).

La similitud entre las provincias es baja, lo que permite suponer que, incluso dentro del mismo flanco, la dispersión fue baja, como se evidencia en estudios como el de **Antonelli, et al.** (2009) con la evolución de las plantas neotropicales sujetas a la influencia del levantamiento de la Cordillera Oriental, lo que dio lugar a un enorme sistemas de humedales que impidió la especiación y la diversificación florística de algunas plantas; esto mismo puede ocurrir con otros organismos como los macroinvertebrados, ya que algunos presentan una dispersión activa que depende del desplazamiento de insectos adultos a otros lugares (**Grönroos, et al.,** 2013).

En los estudios de **Zamora & Zamora** (2017) en la vertiente oriental de la Cordillera Occidental y en el flanco occidental de la Cordillera Central, en la región baja del río Patía, y en los de **Forero, et al.** (2014) y **Montoya, et al.** (2012) en la cordillera Central, se evidencia que la composición de macroinvertebrados en estos sitios no incluye los géneros *Grumichella*, *Polycentropus* y *Tubifex*, en tanto que en un estudio en el Santuario de Fauna y Flora de Iguaque, ubicado en el centro-occidente de la Cordillera Oriental, se encontraron géneros como *Grumichella* y *Polycentropus* (**Gamarra, et al.,** 2018). La separación de estos géneros entre cordilleras puede sugerir un impacto de la barrera geográfica en la diversificación de especies. **Antonelli, et al.** (2009) se refieren a la elevación de la Cordillera de los Andes como un impulsor de la diversificación neotropical en un escenario consistente con la diferenciación alopatrica, en la cual la topografía compleja de los Andes restringe el flujo de genes (**Bilton, et al.,** 2001; **Salgado-Roa, et al.,** 2018).

Se ha reportado que *Grumichella* se encuentra en pequeñas cascadas y superficies rocosas de aguas rápidas en pequeños arroyos de montaña; una de sus características más importantes es el uso de seda para ayudar a mantener la larva en la corriente y unas patas gruesas con garras en los tarsos modificados (Calor, *et al.*, 2016). En la Cordillera Oriental hay varias quebradas con estas características, entre ellas, La Encenilla, uno de los puntos de muestreo en el presente estudio.

El género *Polycentropus* pertenece a la familia Polycentropodidae y se caracteriza por construir refugios fijos y redes amplias de hilo en aguas con poca corriente. Se lo ha descrito como un depredador engullidor (ingieren animales enteros o sus partes), recolector filtrador y desmenuzador herbívoro (Gil, *et al.*, 2006). En este estudio se lo encontró en el río Jenesano, el cual no tenía una corriente fuerte en la época del muestreo.

Gammarus cf., género de Amphipoda identificado según las claves de Merritt & Cummins (1996), se reportó en el río Jenesano y la quebrada Los Negros, pero por ser estas especies neárticas, no tenemos certeza de que se trate de este género; sin embargo, este también ha sido reportado en la cuenca del río Frío (Cundinamarca), ubicado en la vertiente occidental de la Cordillera Oriental (Ayala-Ramírez, *et al.*, 2019).

Conclusión

La cordillera Oriental tiene una gran diversidad de macroinvertebrados, siendo la familia Chironomidae una de las más representativas, con las mayores abundancias en las subfamilias Orthoclaadiinae y Tanypodinae.

La elevación de los Andes y los eventos geológicos y climáticos que ocurrieron en el Cuaternario originaron la diversificación de especies presente aún hoy; los géneros *Grumichella*, *Polycentropus* y *Gammarus* son un ejemplo de ello, pues en los estudios taxonómicos en las cordilleras Occidental y Central no hay reportes de ellos. Estos hallazgos pueden orientar futuros estudios en esta región.

El estudio y conocimiento de la fauna bentónica de Colombia, en especial en la de la Cordillera Oriental de los Andes, es de gran importancia por ser esta una de las regiones biológicamente diversas del mundo. La determinación de los procesos de flujos de materia y energía, así como de la distribución de las especies y su papel, es crucial para conocer el funcionamiento de estos sistemas y elaborar planes de manejo y conservación de las cuencas.

Agradecimientos

Las autoras agradecemos a todas las entidades públicas y privadas y a las personas que de una u otra manera apoyaron la elaboración del manuscrito.

Contribución de los autores

ALGT, realizó contribuciones en el diseño, redacción y análisis de datos del del trabajo; LNGP, realizó contribuciones en el diseño, redacción y análisis de datos del trabajo.

Conflicto de intereses

Las autoras declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Referencias

- Álvarez, M., Escobar S., F., Mendoza-Cifuentes, H., Villarreal Leal, H. F. (1999). Caracterización de la biodiversidad en áreas prioritarias de la vertiente oriental de la Cordillera Oriental. Villa de Leyva: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Fecha de consulta: 21 de agosto de 2019. Disponible en: <http://hdl.handle.net/20.500.11761/34913>
- Antonelli, A., Nylander, J., Persson, C., Sanmartín, I. (2009). Tracing the impact of the Andean uplift on Neotropical plant evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. **106** (24): 9749-9754. Doi: 10.1073/pnas.0811421106

- Ayala-Ramírez, S., Reinoso-González, W. A., Calderón-Rivera, D. S., Jaramillo-Londoño, Á. M., Mesa-Fernández, D. J.** (2019). Determinación de la calidad del agua del río Frío (Cundinamarca, Colombia) a partir de macroinvertebrados bentónicos. *Avances: Investigación En Ingeniería*. **16** (1): 49-65. Doi: 10.18041/1794-4953/avances.1.5191
- Bagatini, Y. M., Delariva, R. L., Higuti, J.** (2012). Benthic macroinvertebrate community structure in a stream of the north-west region of Paraná State, Brazil. *Biota Neotropica*. **12** (1): 307-317. Doi: 10.1590/S1676-06032012000100023
- Bilton, D. T., Freeland, J. R., Okamura, B.** (2001). Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Reviews in Ecology and Systematic*. **32**: 159-81. Doi: 10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114016
- Calor, A. R., Holzenthal, R. W., Froehlich, C. G.** (2016). Phylogeny and revision of the Neotropical genus *Grumichella* Müller (Trichoptera : Leptoceridae), including nine new species and a key (1981). *Zoological Journal of the Linnean Society*. **176** (1): 137-169. Doi: 10.1111/zoj.12310
- Domínguez, E. & Fernández H. R.** (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Tucumán: Fundación Miguel Lillo. p. 656.
- Forero-Céspedes, A., Reinoso-Flórez, G., Gutiérrez, C.** (2013). Evaluación de la calidad del agua del río Opia (Tolima-Colombia) mediante macroinvertebrados acuáticos y parámetros físico-químicos. *Caldasia*. **35** (2): 371-387. Fecha de consulta: marzo 30, 2020. Disponible en: www.jstor.org/stable/90008350
- Gamarra, Y., Restrepo, R., Cerón, A., Villamizar, M., Arenas, R., Vega, C. I., Ávila, A. A.** (2018). Aplicación del protocolo CERA-S para determinar la calidad ecológica de la microcuenca Mamarramos (cuenca Cane-Iguaque), Santuario de Fauna y Flora Iguaque (Boyacá), Colombia. *Biota Colombiana*. **18** (2): 11-30. Doi: 10.21068/c2017.v18n02a02
- Gil, M. A., Garelis, P. A., Vallania, E. A.** (2006). Hábitos alimenticios de larvas de *Polycentropus joergenseni* Ulmer, 1909 (Trichoptera: Polycentropodidae) en el río Grande (San Luis, Argentina). *Gayana*. **70** (2): 206-209.
- Grönroos, M., Heino, J., Siqueira, T., Landeiro, V. L., Kotanen, J., Bini, L. M.** (2013). Meta-community structuring in stream networks: Roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. *Ecology and Evolution*. **3** (13): 4473-4487. Doi: 10.1002/ece3.834
- Gutiérrez, Y. & Dias L.** (2015). Ephemeroptera (Insecta) de Caldas - Colombia, claves taxonómicas para los géneros y notas sobre su distribución. *Papéis Avulsos de Zoologia*. **55** (2): 13-46. Doi: 10.1590/0031-1049.2015.55.02
- Hole, D. G., Young, K. R., Seimon, A., Wichtendahl, C., Hoffmann, D., Páez, K. S., Ramírez, E.** (2011). *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes* Edited by S. K. Herzog, P. M. J. Rodney Martínez, & H. Tiessen (Eds.). *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes*. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). p. 152-160.
- Klink, A. G. & Moller-Pillot, H. K. M.** (2003). Chironomidae larvae. Key to Higher Taxa and Species of the Lowlands of Northwestern Europe. Koninklijke Wöhrmann BV. p. 5-21.
- Mayer, F. & Albrecht, H.** (2008). Dispersal Strategies. Are They Responsible for Species Success in Arable Ecosystems? *Perspectives for Agroecosystem Management: Balancing Environmental and Socio-Economic Demands*. Elsevier B.V. Doi: 10.1016/B978-044451905-4.50010-6
- Merritt, R. W. & Cummins K. W.** (1996). *Aquatic Insects of North America*. *Journal of the North American Benthological Society*. **15** (3): 401-403. Doi: 10.2307/1467288
- Mittermeier, R. A., Robles-Gil, P., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B.** (2004). Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. México: Cemex. p. 73-79.
- Montoya M., Y., Acosta, Y., Zuluaga, E.** (2011). Evolución de la calidad del agua en el río Negro y sus principales tributarios empleando como indicadores los índices ICA, el BMWP / Col y el ASPT. *Caldasia*. **33** (1): 193-210. Fecha de consulta: Marzo 30, 2020. Disponible en: www.jstor.org/stable/23642070
- Pes, A.M.O., Hamada, N., Nessimian, J.L.** (2005). Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*. **49** (2): 181-204. Doi: 10.1590/S0085-56262005000200002
- Petersen, I., Masters, Z., Hildrew, A. G., Ormerod, S. J.** (2004). Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. *Journal of Applied Ecology*. **41** (5): 934-950. Doi: 10.1111/j.0021-8901.2004.00942.x

- Rodríguez, N., Armenteras, D., Morales, M., Romero, M.** (2006). Ecosistemas de los Andes colombianos. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander Von Humbolt (segunda ed). Bogotá, Colombia. p. 12-62.
- Roldán, G.** (1985). Contribución al conocimiento de las ninfas de los efemerópteros (Clase: Insecta, Orden: Ephemeroptera) en el departamento de Antioquia, Colombia. *Actualidades Biológicas*. **14** (51): 3-13.
- Ruiz-Moreno, L. J., Ospina-Torres, R., Riss, W., Gómez-Sierra, H.** (2000). Guía para la identificación genérica de larvas de quironómidos (Diptera: Chironomidae) de la Sabana de Bogotá. III Subfamilias Tanypodinae, Podonominae y Diamesinae. *Caldasia*. **22** (1): 34-60.
- Salgado-Roa, F. C., Pardo-Díaz, C., Lasso, E., Arias, C. F., Solferini, V. N., Salazar, C.** (2018). Gene flow and Andean uplift shape the diversification of *Gasteracantha cancriformis* (Araneae: Araneidae) in Northern South America. *Ecology and Evolution*. **8** (14): 7131-7142. Doi: 10.1002/ece3.4237
- Smock, L.** (2007). Macroinvertebrate Dispersal. In F. R. Hauer & G. A. Lamberti (Eds.), *Methods in Stream Ecology* (second, pp. 585–601). British: Elsevier. Doi: 10.1016/B978-012332908-0.50036-X
- Springer, M.** (2010). Capítulo 7: Trichoptera. *Revista de Biología Tropical*. **58** (Suppl. 4): 151-198. Fecha de consulta: marzo 30, 2020. Disponible en: http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000800007&lng=en&tlng=es
- Walentowicz, A.T. & McLachlan, A.J.**, (1980). Chironomids and particles: A field experiment with peat in an upland stream. *Chironomidae: Ecology, Systematics, Cytology and Physiology*. (D.A. Murray (Ed). Pergamon Press, Oxford. p. 179-185.
- Zamora, H. & Zamora, M.** (2017). Macroinvertebrados acuáticos epicontinentales en ecosistemas lóticos del valle del Patía. Revisión de literatura científica 1991-2015. *Revista Novedades Colombianas*. **12**: 65-86.

Artículo original

Composición y aspectos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos presentes en una microcuenca de cabecera en los Andes de Risaralda, Colombia

Composition and functional aspects of the aquatic macroinvertebrates present in a headwaters microbasin in the Andes of Risaralda, Colombia

✉ Jeymy Milena Walteros Rodríguez*, Juan Mauricio Castaño Rojas

Grupo de investigación Ecología Ingeniería y Sociedad-EIS, Universidad Tecnológica de Pereira

Resumen

Los macroinvertebrados acuáticos cumplen un rol ecológico importante en los ecosistemas acuáticos porque permiten comprender la dinámica del flujo de energía y de los nutrientes, así como de las relaciones tróficas. Son pocos los estudios asociados con microcuencas de cabeceras andinas, y, en ese contexto, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar el efecto de la heterogeneidad de microhábitats en la riqueza de los taxones y los grupos funcionales alimenticios en los macroinvertebrados acuáticos presentes en la microcuenca Dalí, Andes centrales de Colombia. Se hicieron monitoreos bianuales entre el 2012 y el 2016 de los aspectos biofísicos mediante el índice de hábitat fluvial, así como de los macroinvertebrados acuáticos recolectados con red Surber en los microhábitats dominantes en cinco estaciones a lo largo de la quebrada Dalí y de dos tributarios. La asignación de los grupos funcionales alimenticios se hizo con base en la revisión de la literatura especializada. En general, se registró un hábitat fluvial bien construido. Se recolectaron 34.144 organismos pertenecientes a 147 taxones que se clasificaron en seis grupos funcionales alimenticios, siendo el de los recolectores el más abundante, seguido de los fragmentadores. El sustrato rocoso fue el microhábitat más diverso. Se observaron diferencias significativas entre los microhábitats ($p < 0,05$) y una correlación positiva de Pearson ($r^2: 0,923$) entre la riqueza de taxones y las condiciones del hábitat fluvial. Estos resultados confirman que la microcuenca Dalí presenta el patrón típico de las corrientes de cabecera, entornos muy heterogéneos donde la presencia de material alóctono, la heterogeneidad de los microhábitats e, incluso, las coberturas vegetales influyen ya sea positiva o negativamente en la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos.

Palabras clave: Invertebrados acuáticos; Grupos funcionales alimenticios; Heterogeneidad fluvial; Quebrada Dalí; Corrientes andinas.

Abstract

Aquatic macroinvertebrates play a critical ecological role in aquatic ecosystems because they allow understanding the dynamics of the energy and nutrient flow, as well as the existing trophic relationships. However, there are few studies about the structure and composition of aquatic macroinvertebrates in Andean headwaters streams. In this study, we aimed to evaluate the effect of microhabitat heterogeneity on the taxa richness and functional diversity of aquatic macroinvertebrates in the Dalí Creek, a low order creek in the Central Andes of Colombia. From 2012 to 2016, surveys were conducted twice a year in seven sampling reaches where we evaluated the fluvial habitat index and sampled its dominant microhabitats for aquatic macroinvertebrates. We collected 34,144 organisms grouped in 147 taxa that were classified into six functional groups, with collector and litter fragmenter groups being the most abundant. The rocky substrate was the microhabitat with the highest diversity. The difference in the taxa richness between microhabitats was statistically

Citación: Walteros Rodríguez JM, Castaño Rojas JM. Composición y aspectos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos presentes en una microcuenca de cabecera en los Andes de Risaralda, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):581-592, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1085>

Editor: María Isabel Ríos Pulgarín

***Correspondencia:**

Jeymy Milena Walteros Rodríguez; jeymy.walteros@utp.edu.co

Recibido: 12 de diciembre de 2019

Aceptado: 15 de abril de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

significant ($p < 0.05$) and Pearson's correlation between taxa richness and the fluvial habitat index of the sampled reaches was positive ($r^2 = 0.923$). Our results showed that even in headwaters, the heterogeneity of the reaches and microhabitats determines the composition and abundance of aquatic macroinvertebrates.

Keywords: Aquatic invertebrates; Functional feeding groups; Fluvial heterogeneity; Dalí Creek; Andean streams.

Introducción

Las quebradas de cabecera son ecosistemas extremadamente heterogéneos, no solo por sus condiciones biofísicas particulares, sino por la biodiversidad que comúnmente resguardan, por lo que su comunidad de macroinvertebrados acuáticos suele presentar una gran variabilidad espacio-temporal (Gomi, *et al.*, 2002; Gordon, *et al.*, 2004; Clarke, *et al.*, 2008; Bae, *et al.*, 2016). En algunos estudios se ha evidenciado la relación entre los factores geomorfológicos e hidroclimatológicos y la distribución de las especies de organismos (Ramírez & Pringle, 1998; Malmqvist, 2002; Gordon, *et al.*, 2004; Ríos-Pulgarín, *et al.*, 2016). También se ha reportado la relación entre los mesohábitats (rápidos o remansos) e, incluso, la heterogeneidad de sustratos con la colonización de los macroinvertebrados acuáticos con mayor diversidad en los sustratos rocosos y de hojarasca (Tomanova, *et al.*, 2006; Domínguez, *et al.*, 2009; Chará, *et al.*, 2010).

Para evaluar la estructura trófica, es decir, la manera como los macroinvertebrados acuáticos dependen del recurso alimentario, es necesario comprender las relaciones entre los procesos físicos y los biológicos (Vannote, *et al.*, 1980). En las microcuencas de cabecera la entrada de materia orgánica gruesa en partículas suele ser la principal fuente de energía porque hay una estrecha relación con el ecosistema terrestre (Ríos-Touma, *et al.*, 2011; Meza-Salazar, *et al.*, 2012), por lo que en estos tramos se observa una gran diversidad de macroinvertebrados acuáticos asociada con la alta heterogeneidad de hábitats (Jacobsen, *et al.*, 2008; Torres-Zambrano & Torres-Zambrano, 2016).

En Colombia se han estudiado las relaciones entre la disponibilidad de recursos y la estructura de los grupos funcionales alimenticios (GFA), así como la diversidad específica asociada con los hábitats (Rodríguez-Barríos, *et al.*, 2011; Chará-Serna, *et al.*, 2012; Vásquez-Ramos & Reinoso, 2012; Longo & Blanco, 2014; Torres-Zambrano & Torres-Zambrano, 2016; Villada-Bedoya, *et al.*, 2017) de los ríos del trópico con intervenciones antrópicas. Sin embargo, también es necesario estudiar las quebradas de las cabeceras y los nacimientos de sistemas fluviales para comprender y ampliar el conocimiento sobre la dinámica ecológica de nuestros ríos (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014), así como los procesos que ocurren entre los sistemas terrestres y acuáticos (Heino, *et al.*, 2003; Clarke, *et al.*, 2008; Lorion & Kennedy, 2009; Bae, *et al.*, 2016).

Específicamente en la cuenca del río Otún se han hecho estudios como los de Bernal, *et al.* (2006) y Chará-Serna, *et al.* (2010) en los que se caracterizaron los macroinvertebrados acuáticos presentes en quebradas andinas tomando como referente para el análisis los microhábitats. En la zona de estudio, Walteros, *et al.* (2016) evaluaron la calidad ecológica de la microcuenca Dalí con base en algunos indicadores estructurales y funcionales de interés.

Si bien hay estudios sobre el papel de los macroinvertebrados acuáticos en los ecosistemas andinos, es necesario explorarlo en las corrientes de cabecera, donde han sido evidentes algunos efectos de perturbación. Un estudio crucial para esta investigación es el propuesto por Lorion & Kennedy (2009), quienes compararon los macroinvertebrados acuáticos en corrientes de cabecera con rangos altitudinales similares donde eran evidentes los efectos de la deforestación en la franja forestal ribereña. En el caso de la microcuenca Dalí, sin embargo, actualmente se evidencia un proceso de sucesión ecológica natural.

En este contexto, el propósito del presente estudio fue evaluar el efecto de la heterogeneidad de microhábitats en la riqueza de taxones y de los grupos funcionales alimenticios en los macroinvertebrados acuáticos presentes en la microcuenca Dalí. Las preguntas de

investigación fueron las siguientes: ¿cómo varía la riqueza taxonómica y de los grupos funcionales alimenticios en los diferentes tramos muestreados en la quebrada Dalí y en sus tributarios? y ¿cómo determina la heterogeneidad de microhábitats acuáticos la estructura funcional alimenticia de los macroinvertebrados en la microcuenca? Se esperaba que, en la parte media de la microcuenca, donde es evidente el proceso de sucesión ecológica natural y existe una interacción con el complejo de humedales, la riqueza de taxones y la abundancia de macroinvertebrados acuáticos según los grupos funcionales alimenticios fuera similar a la composición y la estructura trófica del tramo de referencia, reconociendo las excelentes condiciones biofísicas y la alta heterogeneidad en el tramo muestreado.

Materiales y métodos

Área de estudio

La microcuenca de la quebrada Dalí se encuentra en la vereda San José, municipio de Santa Rosa de Cabal, Risaralda, y pertenece a la cuenca alta del río Otún (**Figura 1**). Tiene una extensión de 430 ha, con un rango altitudinal entre los 1.750 y los 2.700 m, es decir, se ubica en la franja de bosque andino. La corriente principal de la quebrada Dalí se considera de segundo orden, en tanto que sus dos tributarios son de primer orden (**Walteros, et al., 2016**).

En su parte alta esta microcuenca presenta un relieve montañoso de pendiente mayor a 60 %, con predominio de bosque secundario natural y ripario. En la parte media, la quebrada Dalí recorre un valle en el que se encuentra un complejo de humedales del tipo de pantano arbustivo, el cual drena a esta fuente. Por último, en la parte baja de la quebrada reaparece la pendiente y hay una densa protección del bosque de ribera, lo que hace difícil su acceso.

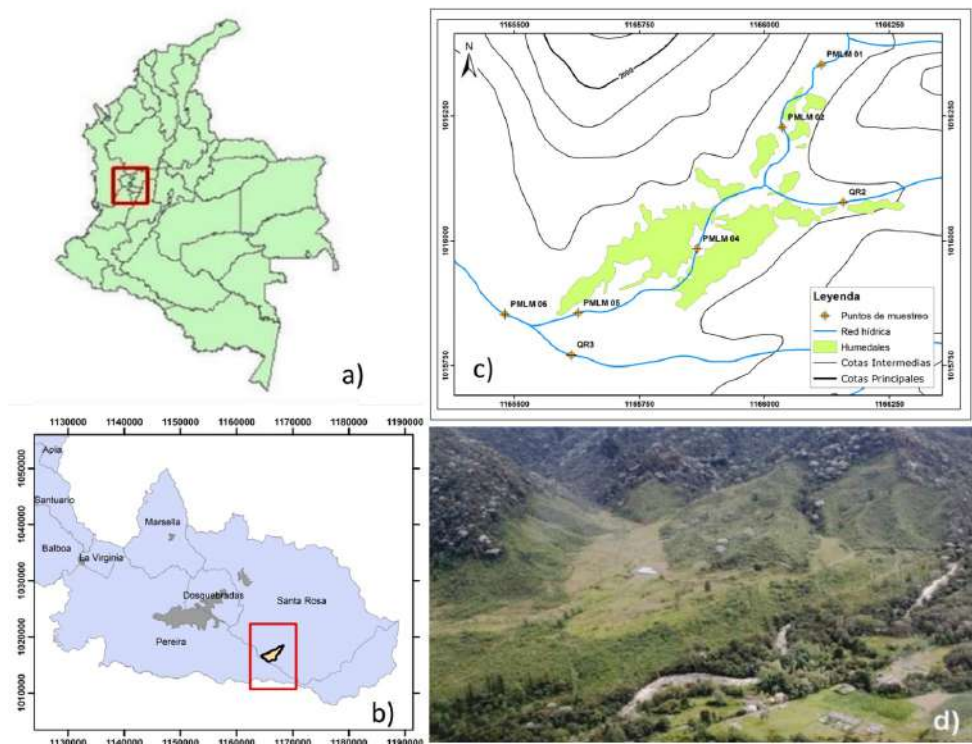


Figura 1. Microcuenca Dalí, cuenca alta del río Otún. **a)** Ubicación de las estaciones de muestreo en Dalí y sus tributarios. **b)** Referencia con el departamento de Risaralda. **c)** Ubicación de las estaciones de muestreo en Dalí y sus tributarios. **d)** Fotografía aérea de la microcuenca Dalí (parte media, zona de planicie inundable). Fuente: SIG-UTP (2017) y Aguas y Aguas de Pereira (2012).

Debe destacarse que en esta microcuenca se evidencia actualmente un proceso de sucesión natural de más de 10 años tanto en sus corrientes (principalmente la Dalí y un tributario) como en la franja intermedia de valle, donde se encuentra el complejo de humedales, proceso que se ha dado luego de las actividades ganaderas y forestales que se desarrollaron allí treinta años atrás (**Parques Nacionales Naturales de Colombia-PNNC**, 2007; **Walteros, et al.**, 2016).

Muestreo

Entre el 2012 y el 2016 se monitorearon cinco estaciones en la quebrada Dalí (PMLM01, PMLM02, PMLM04, PMLM05 y PMLM06) y dos en los tributarios reconocidos por la nomenclatura QR2 y QR3 (**Figura 1**). Se hicieron dos muestreos por años en los picos de la temporada de lluvias y de la época seca. La estación de referencia (PMLM01, sin intervención antropogénica alguna) se seleccionó con ayuda del protocolo propuesto por **Acosta, et al.** (2009).

Evaluación de la calidad del hábitat

En cada estación de muestreo se definió un tramo de 20 m lineales, aproximadamente, donde se evaluó anualmente el hábitat mediante el índice de hábitat fluvial (IHF) adaptado para la región andina por **Acosta, et al.** (2009), el cual incluye los siguientes aspectos: inclusión de rápidos (IHF1), frecuencia de rápidos (IHF2), composición de sustrato (IHF3), régimen de velocidad y profundidad (IHF4), porcentaje de sombra (IHF5), elementos de heterogeneidad (IHF6) y cobertura vegetal acuática (IHF7).

Muestreo de los macroinvertebrados acuáticos

Para la recolección de los macroinvertebrados acuáticos se utilizó una red Surber que cubre un área de 900 cm² por muestra tomada. Se muestrearon los microhábitats dominantes en cada corriente, es decir, sustrato rocoso (SR), orilla con vegetación (OV), hojarasca (Ho), sedimento fino (SF) y orilla con raíces (OR), con base en el protocolo propuesto por **Silveira, et al.** (2004). Se tomaron cuatro muestras en cada microhábitat.

El material biológico recolectado se preservó en alcohol al 90 % y se etiquetó en bolsas plásticas para su posterior análisis en el laboratorio. Se hizo la identificación taxonómica hasta el nivel de género con ayuda de claves especializadas (**Manzo**, 2005; **Domínguez, et al.**, 2009; **Flowers & De La Rosa**, 2010; **Springer**, 2010; **Prat, et al.**, 2012).

Análisis de los datos

Para conocer la riqueza y abundancia taxonómicas, se evaluaron de manera general y a escala espacial los tramos muestreados elaborando gráficos de barras. Se hizo un análisis a nivel de género para la riqueza de taxones y a nivel de órdenes para las abundancias relativas (**Moreno**, 2001).

Para la asignación de los grupos funcionales alimenticios (GFA) se tomaron como referencia las propuestas de **Chará, et al.** (2010) y **Ramírez & Gutiérrez-Fonseca** (2014), las cuales consideran los niveles de familia o género, y se estableció la siguiente clasificación: colectores (Co), recolectores (CoR), filtradores (Fil), depredadores (De), fragmentadores (Frag) y raspadores (Ras).

Se correlacionó la riqueza de taxones con el valor del índice de hábitat fluvial (IHF) usando el coeficiente de Pearson. Se hizo un análisis de varianza ANOVA para evaluar las diferencias entre las abundancias y la riqueza de organismos con los GFA en las estaciones y microhábitats. Las diferencias significativas ($p < 0,05$) se sometieron posteriormente a una prueba de Tukey.

Con el fin de comparar las relaciones entre las estaciones con base en los microhábitats dominantes y las abundancias de organismos por grupos funcionales alimenticios, se hizo un análisis discriminante basado en el índice Bray-Curtis como medida de similitud. Este método de ordenación permitió visualizar las relaciones entre los grupos en un espacio multidimensional y evaluar las representaciones en dos dimensiones. Asimismo, para analizar las diferencias en la distribución de los GFA en los microhábitats dominantes, se

hizo un análisis de similitud de una vía (ANOSIN) utilizando las estaciones de muestreo como factor. Para estos análisis se emplearon los programas RWizard v.1 (Guisande, 2014) y PAST 1.78 (Hammer, *et al.*, 2001).

Resultados

Calidad del hábitat fluvial

Los tramos evaluados se caracterizaron por la dominancia del sustrato rocoso, sobretudo del tipo de cantos rodados y grava, y con la excepción del tributario denominado QR3, donde la dominancia es el sedimento fino del tipo de limo amarillo ocre. En las estaciones ubicadas en la zona media de la quebrada Dalí se registraron sedimentos finos provenientes del escurrimiento del complejo de humedales.

Aunque la diferencia altitudinal entre las estaciones no es marcada, predominó la frecuencia de rápidos en las estaciones PMLM01, PMLM02 y PMLM06, en comparación con las estaciones ubicadas en la zona media (PMLM04, PMLM05, QR2 y QR3), las cuales registran más zonas de remansos. Por lo tanto, los regímenes de velocidad y profundidad estuvieron mejor representados en las estaciones de la parte alta, encontrándose combinaciones de categorías de lentos y someros, rápidos y someros y rápidos y profundos, principalmente, en tanto que en la zona media de la microcuenca predominaron los regímenes lento y profundo y rápido y somero.

Durante el tiempo de monitoreo se observaron diferencias significativas tanto en la quebrada Dalí como en sus dos tributarios. En particular las estaciones PMLM04, PMLM05 y PMLM06 en la quebrada Dalí presentaron cambios significativos con respecto al porcentaje de cobertura del cauce y los elementos de heterogeneidad y de cobertura de la vegetación acuática (K-W: $p < 0,05$), así como en el tributario QR3, aunque no tan pronunciados. En cuanto al porcentaje de sombra del cauce, se observaron diferencias a lo largo del tiempo de muestreo, particularmente en la zona media del cauce de la quebrada Dalí. En el 2012 se registró un cauce totalmente expuesto y en el 2016, condiciones de sombreado con ventanas en las estaciones PMLM04 y PMLM05 y de sombreado total en la estación PMLM06, razón por la cual el aporte de elementos de heterogeneidad, como la hojarasca y los troncos y ramas, también fue aumentando. En cuanto al tributario QR3, fue evidente el incremento de la cobertura de vegetación acuática, particularmente de *Myriophyllum aquaticum* (pinito de agua) enraizada en el sedimento fino y *Cladophora* (alga filamentosa), adherida al sustrato rocoso.

Composición de los macroinvertebrados acuáticos

Se recolectaron 34.144 individuos agrupados en 25 órdenes, 76 familias y 102 géneros. De los 147 taxones reportados, 101 se registraron en el microhábitat de sustrato rocoso, 97 en orilla con vegetación, 71 en hojarasca, 58 en el sedimento fino y 38 se asociaron con el de orilla con raíces (Figura 2). Este último sustrato solo fue dominante en el tributario QR2.

Los insectos acuáticos fueron el grupo dominante, con 58 familias distribuidas en 10 órdenes (Anexo 1, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1085/2759>). La mayor abundancia de individuos se registró en el orden Diptera, con un 26,5 % sobre el total de organismos recolectados, seguido de Ephemeroptera, con 23 %.

El microhábitat de sustrato rocoso fue el de mayor representación, con un 45 %, seguido del de orilla con vegetación, con un 34 % y el de hojarasca, con un 11,5 %. El orden Coleoptera se destacó por su presencia en el sustrato rocoso, con 32 %, y Ephemeroptera con un 32,5 % en el de orilla con vegetación, mientras que Diptera fue más abundante en el de hojarasca, con un 46 %, y el de sedimento fino, con un 39,3 %. En el tributario QR2 el sustrato de orilla con raíces tuvo una proporción más homogénea y allí predominó la presencia de Coleoptera y Diptera (Figura 3).

Se encontraron diferencias significativas entre la riqueza de géneros por estaciones ($p=0,007$), así como de abundancias de individuos por microhábitats ($p=1,743e^{-08}$). No se registraron diferencias significativas en la riqueza de géneros por microhábitats ($p=0,644$).

En la prueba de Tukey se encontraron diferencias significativas, especialmente en los sustratos de hojarasca y orilla con vegetación, sustrato fino y orilla con vegetación, sustrato rocoso y hojarasca y sustrato rocoso y sedimento fino.

En general, se evidenció una correlación positiva entre la riqueza de taxones y el índice de hábitat fluvial ($r^2=0,923$).

Grupos funcionales alimenticios

Los recolectores fueron el grupo funcional alimenticio dominante, con un 36,4 % (N: 12425, S: 28), seguido de los fragmentadores, con un 17,8 % (N: 6086, S: 16) y los colectores, con un 17,4 % (N: 5952, S: 24). Los depredadores (13,7 %, N: 4667, S: 60), filtradores (8,2 %, N: 2821, S: 9) y los raspadores (6,1 %, N: 2104, S: 16) presentaron los valores más bajos.

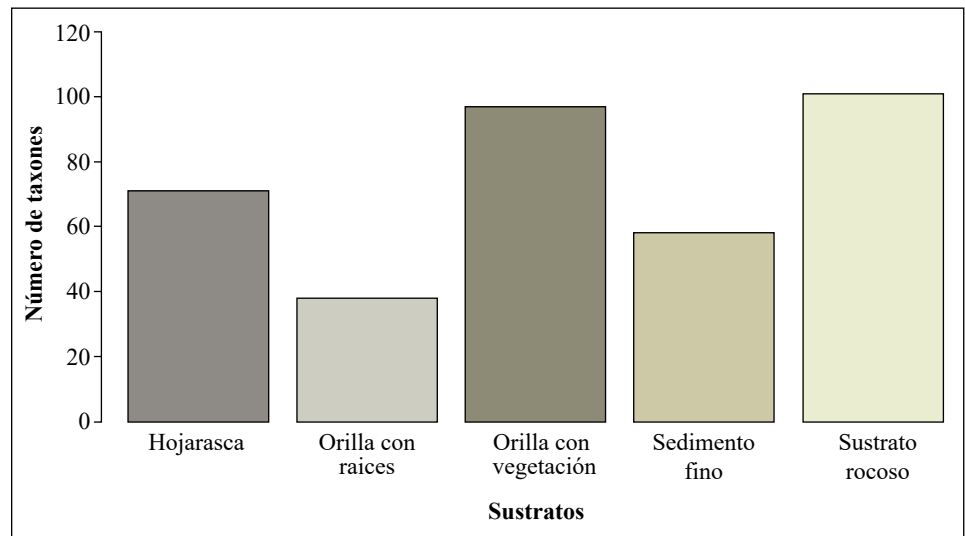


Figura 2. Riqueza taxonómica de macroinvertebrados acuáticos en cada tipo de los microhábitats en la microcuenca Dalí, cuenca alta del río Otún-Colombia

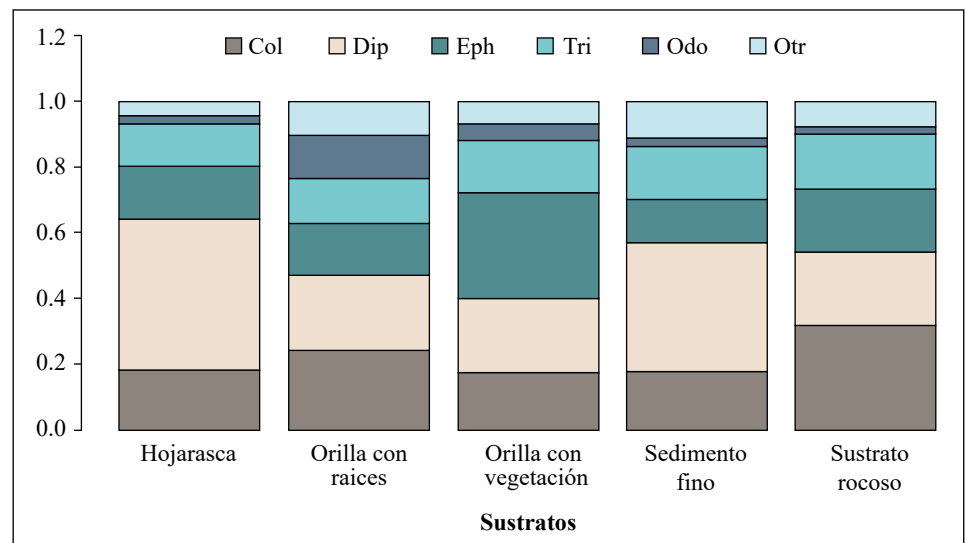


Figura 3. Composición de los órdenes más abundantes de macroinvertebrados acuáticos presentes en los diferentes microhábitats encontrados en la microcuenca Dalí, cuenca alta del río Otún-Colombia

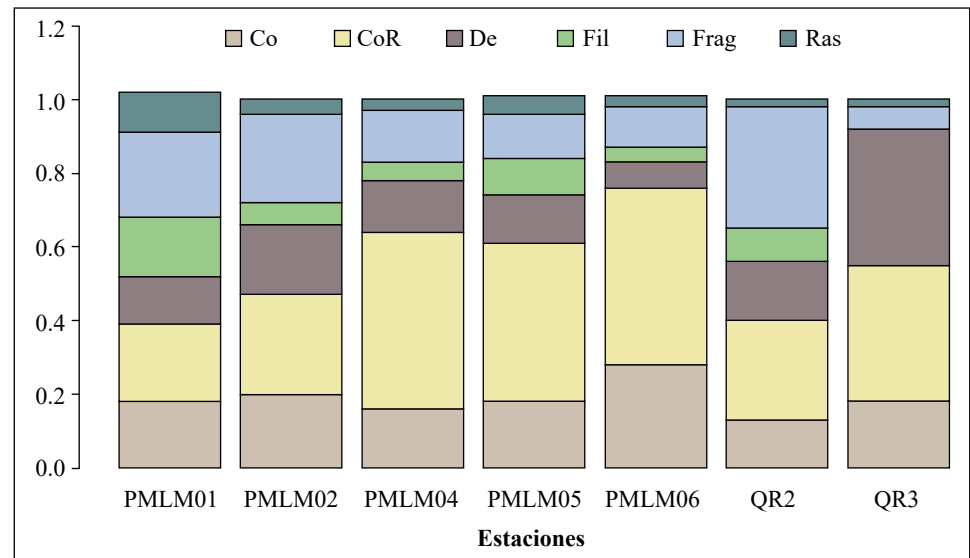


Figura 4. Estructura trófica funcional en la microcuenca Dalí, cuenca alta del río Otún-Colombia

El porcentaje de individuos por GFA varió según las estaciones (**Figura 4**), encontrándose mayor representación de fragmentadores en la estación de referencia (PMLM01) y el tributario QR2, en tanto que los recolectores fueron los más abundantes en las estaciones ubicadas en la parte media de la microcuenca (PMLM04, PMLM05 y PMLM06), superando el 40 % del total de individuos. En cuanto al tributario QR3, los depredadores dominaron. Los raspadores fueron abundantes en la estación de referencia (PMLM01), y esta presentó la mayor equidad entre los grupos tróficos funcionales reportados. No se registraron filtradores ni raspadores en la estación QR3.

El análisis discriminante reveló que la estación PMLM01 era muy heterogénea, con dominio del microhábitat de hojarasca y abundancia de organismos en los GFA. Por lo tanto, se observó una separación fuerte y positiva entre este punto de referencia y los demás. Por el contrario, se evidenció un grado de separación con las estaciones ubicadas en la parte media de la quebrada Dalí (PMLM04, PMLM05 y PMLM06), donde, si bien se registraron organismos pertenecientes a todos los GFA, estos no fueron tan abundantes. También se evidenció en el tributario QR3 el dominio del sedimento fino y la abundancia de organismos depredadores, en tanto que el tributario QR2 fue el único con dominancia del microhábitat de orilla con raíces. En general, el análisis no reveló un patrón de asociación particular, sin embargo, es importante evidenciar que separó la estación de referencia, la PMLM01, y con un poco más de distancia, el tributario QR2, el cual presentó mejores condiciones biofísicas (**Figura 5**). Dicha separación se ve respaldada en el eje 1 por los dos microhábitats más dominantes en este estudio, es decir, el sustrato rocoso y el de hojarasca. El eje 1 ($p: 6,14$) explicó el 62 % de la varianza de abundancia de organismos en los GFA, y el eje 2 ($p: 2,37$), el 24 %. La correlación de esta clasificación fue del 87 %.

Discusión

Los resultados de este estudio corroboran el supuesto de que en las microcuencas de cabecera con procesos de sucesión ecológica natural como los reportados en la microcuenca Dalí, la riqueza de taxones y de grupos funcionales alimenticios es similar. Sin embargo, se observó la diferencia entre la estación de referencia y las estaciones de la parte media, donde se concentra la interacción entre el complejo de humedales y la quebrada Dalí. Puede afirmarse, por lo tanto, que los macroinvertebrados acuáticos son modelos eficientes para evaluar los impactos en corrientes alteradas (**Lorion & Kennedy, 2009; Villada-Bedoya, et al., 2017**).

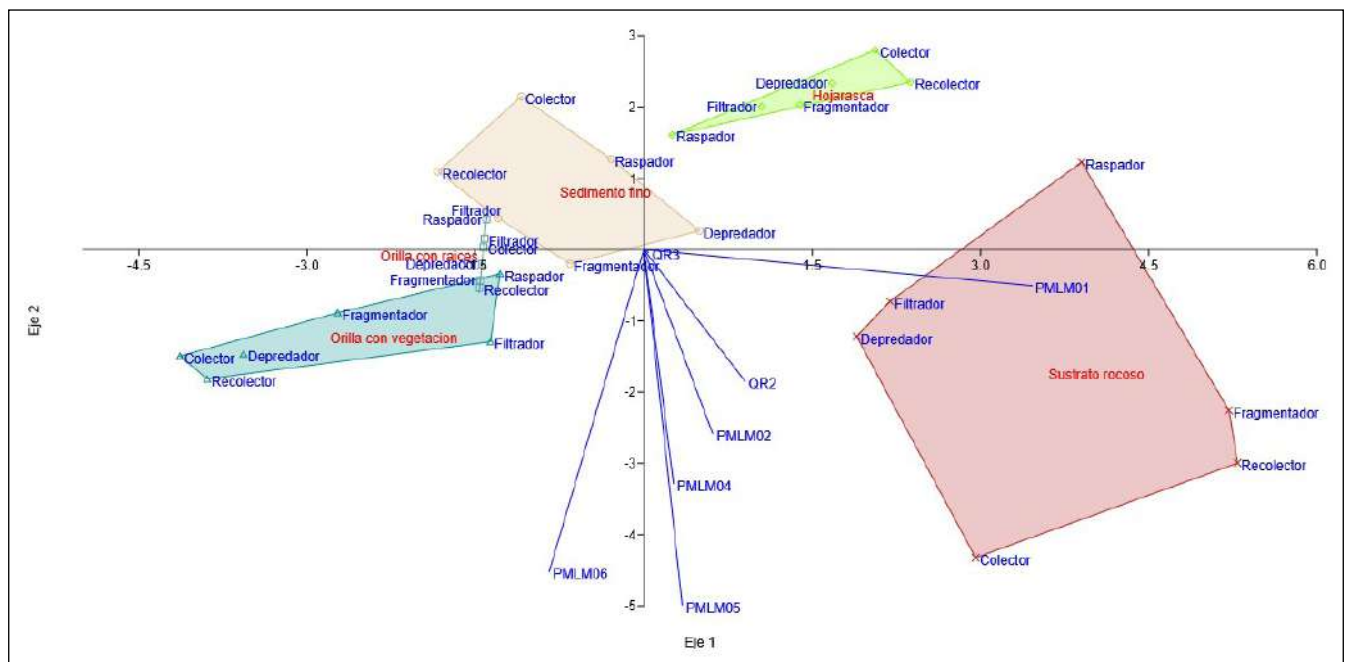


Figura 5. Análisis discriminante basado en las abundancias de organismos según los GFA registrados en los microhábitats de cada una de las estaciones muestreadas en la microcuenca Dalí

Las óptimas condiciones del hábitat fluvial tanto en la quebrada Dalí como en el tributario QR2, son uno de los referentes claves para confirmar la heterogeneidad espacial, la cual estaría influenciada por las estaciones de la parte alta, en particular por la estación de referencia PMLM01, y puede ser determinante para la presencia de los taxones de invertebrados que habitan en estas quebradas, cuya capacidad de dispersión les permite colonizar rápidamente tramos de las corrientes después de haber presentado alguna perturbación (Gomi, *et al.*, 2002; Malmqvist, 2002; Heino, *et al.*, 2003; Clarke, *et al.*, 2008).

Durante el tiempo de muestreo se evidenció que, aunque el tributario QR3 no presenta estas óptimas condiciones, sí ha pasado de tener un hábitat empobrecido a uno de mejores condiciones que facilitan el establecimiento de invertebrados acuáticos. Por lo tanto, esta corriente puede ser un buen referente para estudiar los efectos de la restauración fluvial a lo largo del tiempo.

Se registraron los patrones que determinan las características propias de las corrientes andinas, tal como lo describen Ríos-Touma, *et al.* (2011): la combinación de rápidos y remansos, la presencia de diferentes sustratos orgánicos e inorgánicos e, incluso, la de orillas con vegetación densa y heterogénea que incluye desde briófitos hasta árboles con buena cobertura de dosel. La presencia de estas características permite considerar a microcuencas como la Dalí como entornos altamente heterogéneos (Clarke, *et al.*, 2008; Bae, *et al.*, 2016) con una fauna única que puede influir aguas abajo (Vannote, *et al.*, 1980).

Sin embargo, es necesario llevar el análisis hasta la escala de microhábitats para comprender las relaciones y la competencia por el recurso. En este sentido, se destacó la combinación de microhábitats de sustrato rocoso y de hojarasca en casi todas las estaciones, lo que asegura la abundancia y riqueza de organismos, así como la de los grupos funcionales alimenticios, preferentemente la de recolectores y fragmentadores, claves en la transformación de la materia orgánica que ingresa al sistema acuático (Heino, *et al.*, 2003; Lorion & Kennedy, 2009; Ríos-Touma, *et al.*, 2009; Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014).

Se ratifica, entonces, que los grupos funcionales alimenticios están directamente asociados, no solo con el sustrato rocoso, sino también con la presencia de vegetación de ribera (Longo & Blanco, 2014), lo que fue evidente en este estudio, particularmente en los

tramos donde la cobertura de dosel es plena, como en el caso de PMLM01 y QR2. Estos resultados coinciden con los de **Walteros-Rodríguez & Paiba (2010)** y **Meza-Salazar, et al. (2012)**.

El predominio de órdenes como Diptera, Coleoptera y Ephemeroptera en los diferentes microhábitats también se ha observado en estudios similares como los de **Walteros-Rodríguez & Paiba (2010)**; **Chará-Serna, et al. (2012)**; **Meza-Salazar, et al. (2012)**; **Vásquez & Reinoso (2012)**; **Silviera-Manzotii, et al. (2016)**; **Walteros, et al. (2016)** y **Villada-Bedoya, et al. (2017)**. Estos órdenes suelen estar asociados a sustratos rocosos en zonas de rápidos, donde se crean ambientes heterogéneos en función de la cantidad de materia orgánica gruesa retenida entre las rocas (hojarasca) y la gran riqueza de flora perifítica (**Vásquez & Reinoso, 2012**), lo que incide positivamente en la disponibilidad de alimento y refugio para los macroinvertebrados acuáticos allí presentes.

Durante los cinco años de monitoreo en la microcuenca se pudo evidenciar que dominan los organismos recolectores, seguidos de los fragmentadores, tal como lo describen los trabajos previos de **Bernal, et al. (2006)**, **Chará, et al. (2010)**; **Walteros, et al. (2016)** y **Villada-Bedoya, et al. (2017)**, quienes han realizado estudios en la zona central de los Andes. Resultados similares han sido reportados por **Ríos-Touma, et al. (2009)** pero en quebradas altoandinas con coberturas boscosas donde los recolectores fueron dominantes, y en un porcentaje importante también se reportaron fragmentadores.

Tal como lo evidencio el análisis discriminante, en la estación de referencia se registró, además, una gran abundancia de organismos asociada con la riqueza taxonómica y funcional según los GFA. Se considera que en este tramo se presenta el patrón heterogéneo que determina la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos y su capacidad de colonizar otras zonas aguas abajo, lo que coincide con el concepto de río continuo (**Vannote, et al., 1980**). Esto, y el predominio de fragmentadores y colectores, refleja la importancia de dichos organismos en la descomposición de la materia orgánica gruesa y fina, recurso fundamental en las quebradas de cabecera, que suelen tener una densa cobertura boscosa y deberían denominarse ecosistemas heterotróficos (**Chará, et al., 2010**).

En cuanto a la estructura trófica de las estaciones ubicadas en la parte media (PMLM04, PMLM05 y PMLM06), se sugiere analizarla con precaución, pues durante estos cinco años se han evidenciado cambios en los procesos de sucesión de las coberturas vegetales, lo que probablemente esté condicionando la dominancia de los recolectores. Así, es probable que exista mayor disponibilidad de materia orgánica en partículas finas (MOPF) proveniente de las tasas de descomposición en los tramos altos, razón por la cual en estas estaciones es menor la proporción de fragmentadores (**Greathouse & Pringle, 2006**). Además, en la parte media de la quebrada Dalí disminuye la combinación de mesohábitats, por lo que el canal tiende a ser más profundo y rápido, con predominio de pastos e invasión de sus raíces, hábitats estos propicios para la presencia de diversos depredadores. **Ramírez & Hernández-Cruz (2004)** también encontraron que el ensamble de los macroinvertebrados acuáticos dependía de estas variables.

Según **Chará-Serna, et al. (2015)**, las coberturas vegetales ribereñas pueden tener una influencia positiva o negativa en la comunidad y la estructura trófica de los macroinvertebrados acuáticos. En este estudio pareció ser positiva en las estaciones PMLM04 y PMLM05, donde con el transcurso del tiempo ha aumentado la densidad y la heterogeneidad de esta franja de protección, lo que, además de posibles cambios en el flujo hidrológico, estaría generando una menor variabilidad en la morfología del canal y un aumento de hábitats poco profundos. Pero en la estación PMLM06 esta condición parecería tener un efecto negativo, ya que en la franja protectora comienza a haber predominio de pastos de la familia Poaceae. Según **Chará-Serna, et al. (2015)**, la presencia de este pasto conlleva una mayor incidencia de deslizamientos, inestabilidad del canal e invasión de la hierba.

Para concluir, los resultados sugieren la necesidad de ampliar los estudios, con el fin de conocer mejor los patrones y factores determinantes de la diversidad de macroinvertebrados

en microcuencas de cabecera y suministrar información relevante para la planificación sistemática de la conservación y el diseño de reservas de protección de la biodiversidad ribereña (Clarke, *et al.*, 2008).

Información Suplementaria

Anexo 1. Registro de taxones de los macroinvertebrados recolectados en siete estaciones de muestreo en la microcuenca Dalí, cuenca alta del río Otún-Colombia, entre el 2012 y el 2016. Ver el anexo 1 en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1085/2759>

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Pereira y USAID (*NAS Sub-Grant Award Letter Agreement No. PGA-2000003584 Sponsor Grant Award Number: AID-OAA-A-11-00012*), por la financiación de los proyectos “Investigación limnológica en humedales, ríos Otún y Consota y afluentes asociados al sistema de acueducto y alcantarillado de Pereira” y *Ecosystem Response of Climate Change in the Mountain Wetlands*. A Yuly Paulina Ramírez por su apoyo incondicional y su valioso aporte al manuscrito, así como a los evaluadores y a la editora.

Contribución de los autores

JMWR, contribuyó en la recolección, procesamiento de muestras y análisis de datos. JMWR y JMCR contribuyeron a la formulación de la idea y el diseño del estudio, así como a la redacción del manuscrito, y son responsables por igual de la interpretación de los resultados.

Conflicto de intereses

Los autores manifiestan no tener ningún tipo de conflicto de intereses.

Referencias

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas de Ecuador y Perú. *Limnetica* **28**: 35-64. http://www.limnetica.com/Limnetica/Limne28/L28a035_Calidad_rios_Andes_protocolo_CERA.pdf
- Bernal, E., García, D., Novoa, M., Pinzón, A. (2006). Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados de la quebrada Paloblanco de la cuenca del río Otún (Risaralda, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*. **11** (2): 45-59. Doi: 10.15446/abc
- Bae, M. J., Chun, J. H., Chon, T. S., Park, Y. S. (2016). Spatio-temporal variability in benthic macroinvertebrate communities in headwater streams in South Korea. *Water*. **8** (3): 99. Doi: 10.3390/w8030099
- Clarke, A., Mac Nally, R., Bond, N., Lake, P. S. (2008). Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology*. **53** (9): 1707-1721. Doi: 10.1111/j.1365-2427.2008.02041.x
- Chará-Serna, A. M., Chará, J.D., Zúñiga, M.D., Pedraza, G. X., Giraldo, L. P. (2010). Trophic classification of aquatic insects in eight sheltered streams of the Colombian coffee ecoregion. *Colombia Universitas Scientiarum*. **15** (1): 27-36. Doi: 10.11144/javeriana.SC15-1.tcoa
- Chará-Serna, A. M., Chará, J.D., Zúñiga, M.C., Pearson, G., Boyero, L. (2012). Diets of leaf litter-associated invertebrates in three Tropical streams. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. **48** (2): 139-144. Doi: 10.1051/limn/2012013
- Chará-Serna AM, Chará, J.D., Giraldo, L.P., Zúñiga, M.C., Allan, J.D. (2015). Understanding the impacts of agriculture on Andean stream ecosystems of Colombia: a causal analysis using aquatic macroinvertebrates as indicators of biological integrity. *Freshwater Science*. **34** (2): 727-740. Doi: 10.1086/681094
- Domínguez, E., Molineri, C., Nieto, C. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. p. 654.

- Flower, W. & De La Rosa, C.** (2010). Ephemeroptera de Costa Rica. Capítulo 4. *Revista de Biología Tropical*, **58** (Supl. 4): 63-93. Disponible en: http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000800004&lng=en&tlng=es
- Gomi, T., Sidle, R.C., Richardson, J.S.** (2002). Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *BioScience*, **52**: 905-916. Doi: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0905:UPADLOfont>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0905:UPADLOfont>2.0.CO;2)
- Gordon, N. D., McMahon, T. A., Finlayson, B. L., Gippel, C. J., Nathan, R. J.** (2004). *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. John Wiley and Sons. Fecha de consulta: 10 de Agosto de 2018. Disponible en: https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/33233418/53366028-Stream-Hydrology-Ecologists.pdf?response-content-disposition=inline%3B%20filename%3DStream_Hydrology_2nd_Edition_An_Introduc.pdf
- Greathouse, E. A. & Pringle, C. M.** (2006). Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **63** (1): 134-152. Doi: 10.1139/F05-201
- Guisande, C.** (2014). R Wizard software. España: Universidad de Vigo. Fecha de consulta: 4 de Mayo de 2017. Disponible en: <http://www.ipez.es/rwizard>
- Hammer Ø, Harper, D., Ryan P.** (2014). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontol. Electronica*, **4**: 1-9.
- Heino, J., Muotka, T., Mykrä, H., Paavola, R., Hämäläinen, H., Koskenniemi, E.** (2003). Defining macroinvertebrate assemblage types of headwater streams: implications for bioassessment and conservation. *Ecological applications*, **13** (3): 842-852. https://www.jstor.org/stable/pdf/4134700.pdf?casa_token=B6vw0gBLAL4AAAAA:mMLgKU96lBawU72UXs1Gj_EInjzwZJYERaGqTrx2j0bZP5kKbQQK7CYZZmlypDS_hPl26RvFIXP2pjjNpJRntTyboFE4A6jGwlmQpKxbZCJUKT6GRdTY
- Jacobsen, D., Cressa, C., Mathooko, J. M., Dudgeon, D.** (2008). Macroinvertebrates: composition, life histories and production. In *Tropical stream ecology* (pp. 65-105). Academic Press. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Claudia_Cressa/publication/262009727_Macroinvertebrates_composition_life_histories_and_production/links/55b14a7208ae9289a084cd6e.pdf
- Longo, M. & Blanco, J. F.** (2014). Shredders are abundant and species-rich in tropical continental-island low-order streams: Gorgona Island, Tropical Eastern Pacific, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, **62**: 85-105. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442014000500006&lng=en&tlng=en
- Lorion, C. M. & Kennedy, B. P.** (2009). Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in Neotropical headwater streams. *Freshwater biology*, **54** (1): 165-180. Doi: 10.1111/j.1365-2427.2008.02092.x
- Malmqvist, B.** (2002). Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater biology*, **47** (4): 679-694. Doi: 10.1046/j.1365-2427.2002.00895.x
- Manzo, V.** (2005). Key to the South America genera of Elmidae (Insecta: Coleoptera) with distributional data. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **40** (3): 201-208. Doi: 10.1080/01650520500140619
- Meza-Salazar, A. M., Rubio, J., Gomes, L., Walteros, J.M.** (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*, **34** (2): 443-456. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39163>
- Moreno, C. E.** (2001). *Manual de métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Parques Nacionales Naturales de Colombia-PNNC.** (2007). Plan básico de manejo 2005-2009 Santuario de flora y Fauna Otún Quimbaya. Dirección territorial de occidente. Medellín. Fecha de consulta: 12 de marzo de 2015. Disponible en: http://www.carder.gov.co/documentos/2999_Plan_de_manejo_SFF_Otun_Quimbaya.pdf
- Prat, N., Acosta, R., Villamarín, C., Rieradevall, M.** (2012). Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Diptera) de los ríos altoandinos de Ecuador y Perú. Clave para la determinación de los principales morfotipos larvarios. Grupo de Investigación F.E.M. (Freshwater Ecology and Management), Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona. Fecha de consulta: 13 agosto de 2014. Disponible en: <http://www.ub.edu/riosandes/index.php/guiachiros.html>
- Ramírez, A. & Gutiérrez-Fonseca, P.E.** (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *International Journal of Tropical Biology and Conservation*, **62**: 155-167. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442014000600011&lng=en&tlng=es

- Ramírez, A. & Hernández-Cruz, L. R.** (2004). Aquatic insect assemblages in shrimp-dominated tropical streams, Puerto Rico. *Biotropica*. **36** (2): 259-266. Doi: 10.1111/j.1744-7429.2004.tb00317.x
- Ramírez, A. & Pringle, C. M.** (1998). Structure and production of a benthic insect assemblage in a Neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*. **17** (4): 443-463. <https://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.2307/1468365>
- Ríos-Pulgarín, M. I., Barletta, M., Arango-Jaramillo, M. C., Mancera-Rodríguez, N. J.** (2016). The role of the hydrological cycle on the temporal patterns of macroinvertebrate assemblages in an Andean foothill stream in Colombia. *Journal of Limnology*. **75** (s1). Doi: 10.4081/jlimnol.2016.1394
- Ríos-Touma, B., Encalada, A.C., Prat, N.F.** (2011). Macroinvertebrate Assemblages of an Andean High-Altitude Tropical Stream: The Importance of season and Flow. *International review of hydrobiology*. **96** (6): 667-685. Doi: 10.1002/iroh.201111342
- Ríos-Touma, B., Encalada, A. C., Prat, N.F.** (2009). Leaf Litter Dynamics and Its Use by Invertebrates in a High-Altitude Tropical Andean Stream. *International Review of Hydrobiology*. **94**: 357-371. Doi:10.1002/iroh.200811161
- Rodríguez-Barrios, J., Ospina-Tórres, R., Turizo-Correa, R.** (2011). Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. *Revista de Biología Tropical*. **59** (4): 1537-1552. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442011000400009&lng=en&tlng=es
- Silveira, M.P., Quiroz, J.F., Boeira, R.C.** (2004). Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônico em riachos. Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico No. 19. Sao Paulo, Brasil. <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/14553/1/comunicado19.pdf>
- Silveira-Manzotti, B. N. D., Manzotti, A. R., Ceneviva-Bastos, M., Casatti, L.** (2016). Estrutura trófica de macroinvertebrados em riachos tropicais de pastagem. *Acta Limnologica Brasiliensia*. **28**: e15. <https://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X0316>
- Springer, M.** (2010). Capítulo 7: Trichoptera. In: Springer, M., Ramírez, A. & Hanson, P (Eds.). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical*. **58** (4): 151-198.
- Tomanova, S., Goitia, E., Helešić, J.** (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in Neotropical streams. *Hydrobiologia*. **556** (1): 251-264. Doi: 10.1007/s10750-005-1255-5
- Torres-Zambrano, N.N. & Torres-Zambrano, D. R.** (2016). Macroinvertebrados acuáticos de la quebrada los Alisos, Firavitoba-Boyacá. *Intropica: Revista del Instituto de Investigaciones Tropicales*. **11** (1): 47-56. Doi: 10.21676/23897864.1860
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E.** (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **37** (1): 130-137. Doi: 10.1139/f80-017
- Vásquez-Ramos, J. & Reinoso, G.** (2012). Estructura de la fauna béntica en corrientes de los Andes colombianos. *Revista Colombiana de Entomología*. **38** (2): 351-358. https://www.researchgate.net/profile/Jesus_Vasquez-Ramos/publication/288305859_Benthic_fauna_structure_in_streams_of_Colombian_Andes/links/5935c2870f7e9beec7e5b6a3/Benthic-fauna-structure-in-streams-of-Colombian-Andes.pdf
- Villada-Bedoya, S., Triana-Moreno, L. A., Gómez-Días, L.** (2017). Grupos funcionales alimentarios de insectos acuáticos en quebradas andinas afectadas por agricultura y minería. *Caldasia*. **39** (2): 370-387. Doi: 10.1544 6/Caldasia.v39n2.62800
- Walteros-Rodríguez, J. M. & Paiba-Alzate, J. E.** (2010). Estudio preliminar de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la reserva forestal Torre Cuatro. *Boletín Científico del Museo de Historia Natural*. **14** (1): 137-149. [http://190.15.17.25/boletincientifico/downloads/Boletin14\(1\)_10.pdf](http://190.15.17.25/boletincientifico/downloads/Boletin14(1)_10.pdf)
- Walteros Rodríguez, J. M., Castaño Rojas, J. M., Marulanda Gómez, J. H.** (2016). Ensamble de macroinvertebrados acuáticos y estado ecológico de la microcuenca Dalí-Otún, departamento de Risaralda, Colombia. *Hidrobiológica*. **26** (3): 359-371. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972016000300359&lng=en&tlng=en

Artículo original

Macroinvertebrados y pérdida de masa de hojas de *Eucalyptus* sp. y *Tibouchina lepidota* en una quebrada altoandina con influencia minera (Manizales, Colombia)

Macroinvertebrate and leaf mass loss of *Eucalyptus* sp. and *Tibouchina lepidota* in an Andean headwater stream with mining influence (Manizales, Colombia)

✉ Danae Salazar-Castellanos¹, ✉ Ana María Meza-Salazar^{1,2}, ✉ Giovany Guevara^{3,*}

¹Grupo de Investigación BIONAT, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Caldas, Manizales, Caldas

²Department of Applied Ecology, College of Agriculture and Life Sciences, North Carolina State University, North Carolina, United States

³Grupo de Investigación en Zoología (GIZ), Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia

Resumen

El objetivo de este estudio fue evaluar la colonización de macroinvertebrados y el porcentaje de pérdida de masa seca de hojas de *Eucalyptus* sp. y *Tibouchina lepidota* en una quebrada afectada por la actividad minera ubicada en la parte alta de la cuenca del río Chinchiná (Manizales, Colombia). Se seleccionaron dos áreas de muestreo: una reconocida como de referencia al no mostrar evidencia de impactos antropogénicos, y otra con influencia de actividades mineras auríferas. Se utilizaron 192 bolsas con 5 g de hojas senescentes de las especies seleccionadas y de una mezcla (1:1), y se extrajeron cuatro réplicas por punto de muestreo en tiempos predeterminados (+3, 7, 15, 30, 45, 60, 75 y 90 días). Se recolectaron 18.070 individuos distribuidos en ocho órdenes, 24 familias y 34 géneros. En la zona de referencia se obtuvo, comparativamente, una mayor riqueza, densidad y diversidad de macroinvertebrados. Se aspira a que los resultados de este trabajo contribuyen al conocimiento de la dinámica de la colonización de macroinvertebrados acuáticos y su papel en la descomposición de hojas de especies exóticas y nativas en microcuencas altoandinas de Colombia.

Palabras clave: Colonización; Descomposición; *Eucalyptus* sp.; Macroinvertebrados acuáticos; *Tibouchina lepidota*.

Abstract

The objective of this study was to evaluate the colonization of macroinvertebrates and the dry mass loss percentage of *Eucalyptus* sp. and *Tibouchina lepidota* leaves in a headwater stream with mining impact located in the upper part of the Chinchiná River basin (Manizales, Colombia). Two sampling areas were selected: One recognized as a reference zone with no evidence of anthropogenic impacts and another with the influence of gold mining activities. We used 192 bags containing 5 g of senescent leaves of the selected species and a mixture (1:1) and we extracted four replicates per sampling point at predetermined times (+3, 7, 15, 30, 45, 60, 75, and 90 days). We collected 18,070 individuals belonging to 8 orders, 24 families, and 34 genera. In the reference area, we registered a greater richness, density, and diversity of macroinvertebrates. The results of this study will contribute to the knowledge of the dynamics of the colonization of aquatic macroinvertebrates and their role in the decomposition of leaves of exotic and native species in Colombian high Andean micro-catchments.

Keywords: Aquatic macroinvertebrates; Colonization; Decomposition; *Eucalyptus* sp.; *Tibouchina lepidota*.

Citación: Salazar-Castellanos D, Meza-Salazar AM, Guevara G. Macroinvertebrados y pérdida de masa de hojas de *Eucalyptus* sp. y *Tibouchina lepidota* en una quebrada altoandina con influencia minera (Manizales, Colombia). Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):593-605, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1059>

Editor: María Isabel Ríos Pulgarin

***Correspondencia:**
Giovany Guevara; gguevara@ut.edu.co

Recibido: 31 de octubre de 2019

Aceptado: 31 de mayo de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

Para muchos invertebrados la entrada de materia orgánica a los cuerpos de agua constituye una importante fuente de alimento y hábitat (Quinn, *et al.*, 2000). La hojarasca que llega a los arroyos como materia orgánica en partículas gruesas (MOPG) genera una dinámica permanente en los procesos de producción, permitiendo que las comunidades biológicas se estructuren en ríos de pequeño orden (Quinn, *et al.*, 2000; Rincón, *et al.*, 2005; Guevara, *et al.*, 2009). Tan pronto las hojas ingresan al sistema acuático, se inicia el proceso de descomposición por la acción de factores mecánicos, fisicoquímicos y biológicos que permiten que el material depositado sea aprovechado en forma inmediata (Eyes-Escalante, *et al.*, 2012). Entre los factores biológicos se destaca el papel de los macroinvertebrados en la transformación de la materia orgánica, ya que aceleran el proceso de fragmentación y descomposición (Quinn, *et al.*, 2000; Guevara, *et al.*, 2009).

La colonización de la hojarasca por macroinvertebrados acuáticos es un proceso de sucesión ecológica o degradativa en el que se da un reemplazo progresivo de una comunidad por otra, lo que implica no solo el cambio en la composición de la biota sino también de su biomasa y de las condiciones ambientales (Brower & Zar, 1984). Este reemplazo progresivo facilita el flujo de nutrientes a medida que la MOPG es metabolizada y mineralizada (Begon, *et al.*, 2000). Además de la acción de los macroinvertebrados en la degradación de la hojarasca, existe una combinación de factores que contribuyen a su dinámica en los sistemas acuáticos, entre los que se encuentran las propiedades fisicoquímicas del agua, el uso del suelo y la composición química de las hojas (Medina-Villar, *et al.*, 2015). Algunos compuestos secundarios de las hojas pueden ser tóxicos, interferir con la digestión o dar un sabor amargo, y actúan como un impedimento en el momento de ser consumidos o colonizados por diversos organismos, lo que puede afectar la densidad y diversidad de los macroinvertebrados (Graça, 2001; Medina-Villar, *et al.*, 2015).

Además de las características de la hoja, los cambios en la vegetación ribereña por actividades antropogénicas tienen efecto en la cantidad y la calidad de la materia orgánica que entra a los cuerpos de agua, así como en el tiempo requerido para su fragmentación (Golladay, *et al.*, 1987; Webster, *et al.*, 1990; Tuchman & King, 1993; Delong & Brusven, 1994). Las alteraciones en los aportes de tipo alóctono pueden conllevar un impacto en las comunidades acuáticas, especialmente en quebradas donde la principal fuente de energía se basa en la materia orgánica de origen terrestre (Cummins, *et al.*, 1989; Graça, 1993). Este es el caso de la minería, la cual es una de las perturbaciones antropogénicas que causa afectaciones tanto en los cuerpos de agua como en sus zonas ribereñas, pues la descarga de sedimentos como resultado de esta actividad acelera la erosión y altera el tipo y la abundancia relativa de los microhábitats acuáticos (Hammond, *et al.*, 2013).

Una forma de evaluar los efectos de estas actividades antropogénicas sobre el recurso hídrico es a través de la colonización de macroinvertebrados acuáticos con el uso de sustratos artificiales o naturales, que incluyen desde tejas de barro y bandejas de roca y sedimento hasta hojas artificiales o naturales en bolsas de malla plástica (Carvalho, *et al.*, 2008). A pesar de los esfuerzos de distintos investigadores para determinar el papel de los macroinvertebrados en la descomposición de la MOPG, los estudios en el trópico siguen siendo pocos comparados con los realizados en Norte América y Europa (Marchant, 1989; Cortés, *et al.*, 1997; Quinn, *et al.*, 2000; Graça, 2001; Waters, *et al.*, 2005). En Colombia los trabajos recientes de diversos investigadores en varias regiones (Guevara, *et al.*, 2008; González, 2009; Eyes-Escalante, *et al.*, 2012; Meza-Salazar, *et al.*, 2012; Gutiérrez-López, *et al.*, 2016), destacan el papel ecológico de los macroinvertebrados acuáticos en la colonización, la descomposición de la hojarasca, el reciclaje de nutrientes, y la transferencia de energía a través de la cadena trófica, así como su valor de bioindicadores de la calidad del agua (Zúñiga-Céspedes, *et al.*, 2018).

En el departamento de Caldas se conocen pocos trabajos relacionados con la descomposición de hojarasca por macroinvertebrados acuáticos. Hasta ahora las investigaciones se han enfocado en la cuenca del río Chinchiná (Meza-Salazar, *et al.*, 2012; Gutiérrez-

López, *et al.*, 2016; Rubio-M., *et al.*, 2016), por lo que es preciso profundizar en el tema debido a la importancia de esta cuenca para la región, ya que ofrece muchos bienes y servicios ambientales para el desarrollo social y económico de la subregión Centro-Sur (Secretaría Técnica de los Pactos, 2012). El objetivo de este estudio fue evaluar la colonización de macroinvertebrados acuáticos en hojas individualizadas y mixtas (1:1) de *Tibouchina lepidota* y *Eucalyptus* sp. en la quebrada La Elvira, la cual ha sido afectada por la actividad minera aurífera en Caldas. La hipótesis propuesta es que las actividades resultantes de la minería ejercen un efecto negativo sobre la colonización de macroinvertebrados acuáticos debido a las alteraciones estructurales (pérdida de vegetación ribereña), físicas y químicas en la quebrada.

Materiales y métodos

Área de estudio

La quebrada La Elvira se localiza en el municipio de Manizales (Caldas, Colombia) y forma parte de la cuenca del río Chinchiná; allí se seleccionaron dos estaciones de muestreo, una denominada referencia y la otra, de minería. La estación de referencia se ubica a 2.766 m de altitud (05°03' 10,9" N, 75°24' 33,6" O), presenta vegetación ribereña compuesta principalmente por las familias Asteraceae, Urticaceae y Solanaceae y no ha sufrido impacto antropogénico evidente. En la misma quebrada, aguas abajo, se localiza la estación de minería, a 2.725 m de altitud (05°03' 4,4" N, 75°24' 33,1" O), la cual presenta efectos visibles de las actividades de minería aurífera y una zona ribereña donde predominan pastos como *Pennisetum clandestinum* y algunas herbáceas como *Erigeron bonariensis*, *Hypochaeris radicata* y *Taraxacum officinale*.

Variables ambientales y fisicoquímicas

En cada estación se determinó la velocidad del agua, el ancho y profundidad del cauce y la vegetación ribereña. Se registraron algunas variables fisicoquímicas *in situ* como el pH, la temperatura del agua, el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto con un equipo multiparamétrico (Lutron™). Además, se tomaron muestras puntuales de agua para el cálculo de variables fisicoquímicas asociadas con procesos mineros y los efectos potenciales sobre la integridad del recurso hídrico. Los análisis se hicieron en el laboratorio certificado ACUATEST S.A. (Manizales, Colombia).

Colonización de macroinvertebrados acuáticos

Se emplearon 192 bolsas plásticas (*litterbags* de 15 x 15 cm y ojo de malla de 6 mm), las cuales contenían 5 g de hojas secas senescentes de *Eucalyptus* sp. (planta exótica), *Tibouchina lepidota* (Bonpl.) Baill. (planta nativa) y una mezcla (1:1) de las dos especies para determinar si un recurso heterogéneo puede ser más atractivo para los invertebrados. En cada punto de muestreo (en adelante referencia y minería) se ubicaron 96 paquetes con hojas (3 tratamientos x 8 eventos de muestreo x 4 réplicas), dispuestos de forma alterna: *Eucalyptus* sp., *T. lepidota* y mixto (*Eucalyptus* sp. + *T. lepidota*). Se retiraron cuatro réplicas de cada tratamiento en tiempos predeterminados (3, 7, 15, 30, 45, 60, 70, 90 días). En cada evento de muestreo las bolsas retiradas se introdujeron en bolsas plásticas de cierre hermético con alcohol al 96 % y se transportaron al Laboratorio de Ecología de la Universidad de Caldas. Los organismos se separaron cuidadosamente de las hojas mediante lavado manual en tamices (250-150 μ m) y, posteriormente, se identificaron hasta el nivel de género con las claves y descripciones taxonómicas de Merritt & Cummins (1996), Roldán (1996), Domínguez, *et al.* (2006) y Domínguez & Fernández (2009). Las hojas se secaron en un horno a 70 °C durante 48 horas, y ya secas se pesaron en una balanza electrónica de precisión (Pioneer de Ohaus™; 0,0001 g).

Análisis de datos

Para el cálculo de las tasas de descomposición de los diferentes tratamientos (*Eucalyptus* sp., *T. lepidota*, mixto), se empleó la ecuación de Olsen (1963):

$$k = \frac{-\text{Ln}(X_t/X_0)}{t}$$

donde k es la constante de descomposición (día^{-1}), X_t es el peso de la hojarasca en un tiempo dado (g), X_0 es el peso inicial de la hojarasca en el tiempo cero (g) y t , el tiempo expresado en días.

La densidad de macroinvertebrados (ind./m^2) se estimó a partir de los organismos recolectados en las bolsas de hojarasca en cada evento de muestreo. Para comparar la riqueza y la densidad de los macroinvertebrados y el porcentaje de remanencia de masa seca entre tratamientos, se realizó un MANOVA no paramétrico con el programa RStudio, versión 0.96.122 (RStudio, 2012). La diversidad se estimó con base en el número efectivo de morfotipos o diversidad orden q (qD) (Chao & Jost, 2012):

$$D = (\sum_{i=1}^S p_i^q)^{1/(1-q)}$$

donde p_i es la abundancia relativa (abundancia proporcional) de la i -ésima especie, S es el número de especies y q el orden de la diversidad. Cuando q equivale a 0, se obtiene la riqueza, la cual está definida por la incidencia de los morfotipos raros en el muestreo (*singletons* y *doubletons*). Cuando $q \approx 1$, se obtiene la diversidad típica, que equivale a la exponencial del índice de entropía de Shannon y no presenta sesgo por los morfotipos raros o abundantes del muestreo. Por último, cuando q es igual a 2, el valor de diversidad indicará el número efectivo de morfotipos más abundante en el muestreo y equivale al inverso del índice de entropía de Simpson (Moreno, *et al.*, 2011). La comparación de la diversidad (qD) se realizó bajo la misma completitud o cobertura de muestreo (\hat{C}_m), la cual indica la proporción de la comunidad que está representada en el número de especies (o morfotipos) capturadas y varía entre 0 (baja completitud) y 100 % (alta completitud) (Chao & Jost, 2012).

Para el análisis de la sucesión degradativa se aplicó la fórmula propuesta por Brower & Zar (1984): $RN_j = N_j / \sum N$, donde RN_j es la densidad relativa de una especie en un periodo sucesional j (día de muestreo), N_j es la densidad de la especie en un periodo j y $\sum N$ es la suma de las densidades de las especies en todos los días de muestreo; con estos valores se llevó a cabo un ANOVA multifactorial sin interacción, se realizó la prueba de Fisher y, posteriormente, gráficas para evidenciar dichas respuestas.

Resultados

Variables ambientales y fisicoquímicas

Los resultados de las variables ambientales y fisicoquímicas fueron contrastantes entre las zonas de referencia y minería. El ancho de la vegetación ribereña fue mayor en la de referencia que en la de minería (>15 m y 2 m, respectivamente), así como los registros de *Escherichia coli* (540 *Vs.* 337 UFC/100 mL), oxígeno disuelto (~1,8 veces mayor; 9,3 *Vs.* 5,2 mg O_2 /L) y sólidos suspendidos totales (63 *Vs.* 56 mg/L). En la estación de minería se registraron valores más altos para los sólidos disueltos totales (395 *Vs.* 111 mg/L), sulfatos (56 *Vs.* 21 mg/L), hierro (1,3 *Vs.* 0,4 mg/L), cloruros (2,9 *Vs.* 2,5 mg/L), fosfatos (1,2 *Vs.* 0,7 mg/L), grasas y aceites (0,9 *Vs.* 0,4 mg/L), conductividad (132 *Vs.* 108 $\mu\text{S/m}$), y coliformes totales (3.156 *Vs.* 2.983 UFC/100 mL). Las demás variables no mostraron diferencias relevantes o registraron valores por debajo del límite de detección (Tabla 1S, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1059/2768>).

Colonización de macroinvertebrados y pérdida de masa seca

En todos los tratamientos se recolectaron 18.070 individuos distribuidos en ocho órdenes, 24 familias y 34 géneros. En la estación de referencia se recolectaron 8.342 organismos: 2.197 asociados con hojas de *Eucalyptus* sp., 3.105 con *T. lepidota* y 3.040 con el sustrato mixto. En la estación de minería se recolectaron 9.728 organismos, 2.737 en *Eucalyptus* sp., 3.513 en *T. lepidota* y 3.478 en el tratamiento mixto. En ambas estaciones la familia más representativa fue Chironomidae (subfamilia Orthoclaadiinae), con 7.634 (78,5 %) en la estación de minería y 5.499 (66 %) en la de referencia (Tabla 2S, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1059/2769>).

El porcentaje de masa seca remanente presentó diferencias significativas ($p < 0,001$) entre las estaciones, los tratamientos y los eventos de muestreo. En el día 90 la estación de referencia presentó el mayor porcentaje de remanencia en el tratamiento de *Eucalyptus* sp., con 17,4 %, y menor porcentaje en el tratamiento mixto, con 7,3 %. En la estación de minería el mayor porcentaje de remanencia se presentó en el tratamiento con *T. lepidota*, con 27,8 %, y el menor, con *Eucalyptus* sp., 18,6 % (**Figura 1**). Las tasas de descomposición mostraron el siguiente patrón (**Tabla 1S**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1059/2768>): *Eucalyptus* sp. (estación de minería) > *T. lepidota* (estación de referencia) > mixta (estación de referencia). Ambas estaciones presentaron diferencias significativas en las tasas de descomposición entre los eventos de muestreo (referencia, $p = 0,025$; minería, $p < 0,001$), pero no en la riqueza de géneros (referencia, $p = 0,825$; minería, $p = 0,108$) (**Tabla 3S**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1059/2770>).

En la estación de referencia los valores más altos de densidad para los tres tratamientos se registraron en el día 75: en *T. lepidota* se recolectaron 27.689 ind./m²; en *Eucalyptus* sp., 15.511 ind./m² y en el tratamiento mixto, 16.089 ind./m². En la estación de minería las mayores densidades se registraron en el día 60 en el tratamiento mixto, con 21.067 ind./m², en el día 75 en *Eucalyptus* sp., con 13.644 ind./m², y en el día 45 en *T. lepidota*, con 16.800 ind./m² (**Figura 1**). La densidad fue significativamente diferente entre las estaciones de muestreo ($p < 0,01$) (**Tabla 3S**, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1059/2770>).

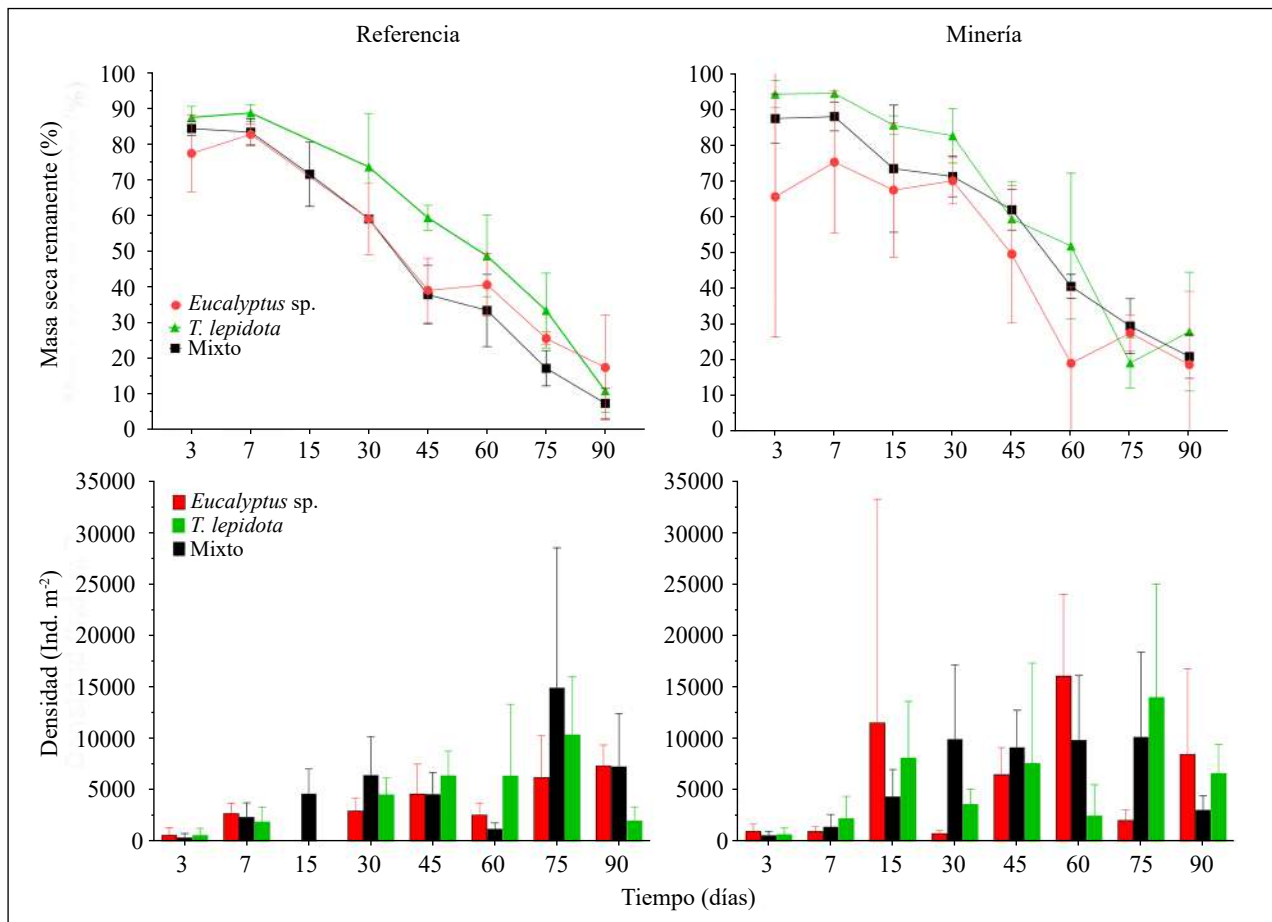


Figura 1. Descomposición de hojas (promedio \pm DE) y variación temporal de la densidad de macroinvertebrados acuáticos (promedio \pm DE) bajo tres tratamientos en dos puntos de muestreo de la quebrada La Elvira (Manizales, Colombia)

Diversidad

La mayor riqueza usando la diversidad de orden $q=0$ (0D) se registró en la estación de referencia, con 42 taxones: en el tratamiento mixto se registraron 28 morfotipos, seguido por *T. lepidota*, con 25 y, por último, *Eucalyptus* sp., con 22. En la estación de minería se registraron 38 taxones: en *T. lepidota*, 22, en *Eucalyptus* sp., 21 y en el tratamiento mixto, 20 morfotipos. La riqueza presentó diferencias significativas entre las estaciones ($p<0,001$) (**Figura 2**).

La mayor diversidad $q=1$ (1D) se registró en la estación de referencia en el tratamiento de *Eucalyptus* sp., con 4,3 morfotipos efectivos, en tanto que la menor se registró en la estación de minería en el tratamiento mixto con 2,5 morfotipos efectivos (**Figura 2**). Estos resultados evidencian que el tratamiento con la especie exótica en la estación de referencia fue 1,8 (55 %) veces más diverso que el tratamiento mixto en la estación de minería. Con la medida de diversidad $q=2$ (2D), que es sensible a las especies más abundantes, los resultados fueron similares, es decir, los valores más altos se presentaron en la estación de referencia en *Eucalyptus* sp. y en el tratamiento mixto y, el valor más bajo se encontró en la estación de minería en el tratamiento mixto, con 1,4 morfotipos efectivos (**Figura 2**).

En la estación de referencia, en *Eucalyptus* sp., la mayor densidad relativa se presentó a los 45 días (0,27 ind./m²) y a los 90 (0,26 ind./m²); en el tratamiento mixto, en los días 30 (0,21 ind./m²) y 90 (0,22 ind./m²), y en *T. lepidota*, en los días 3 (0,39 ind./m²) y 30 (0,22 ind./m²) (**Figura 3**). En la estación de minería los datos mostraron un patrón similar: el tratamiento con *Eucalyptus* sp. presentó la mayor densidad relativa a los 45 días (0,23 ind./m²) y a los 30 días (0,15 ind./m²); el de *T. lepidota* y el mixto en los días 45 y 90 (0,30, 0,18; 0,22, 0,19 ind./m², respectivamente) (**Figura 3**). El proceso de degradación de las hojas permitió evidenciar cinco categorías de colonización (temprana, tardía, inconsistente, intermedia y permanente), con algunos géneros representativos para cada categoría (**Figura 1S**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1059/2771>).

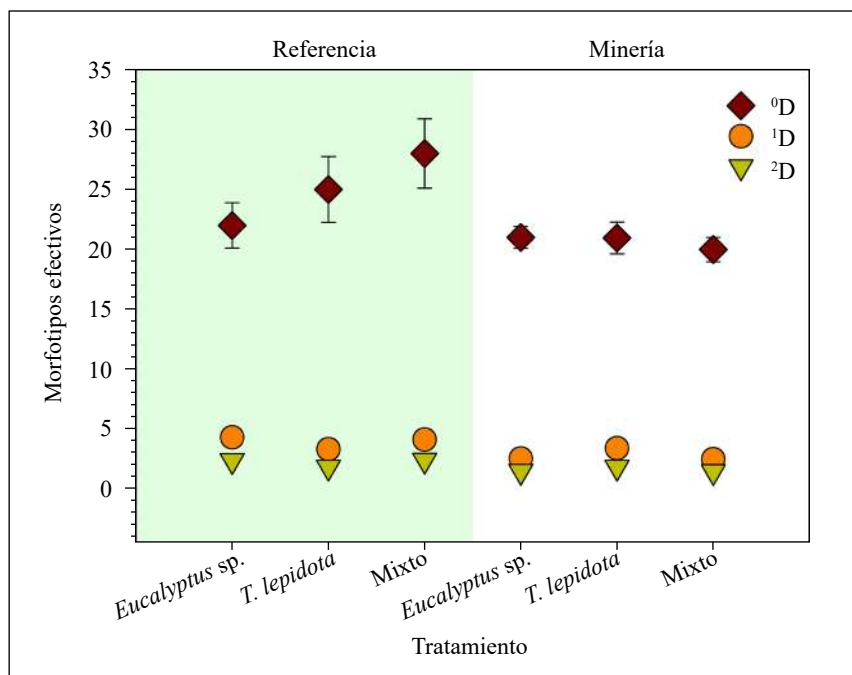


Figura 2. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos con base en los números de Hill (promedio \pm DE) asociados con la descomposición de hojas bajo tres tratamientos en dos estaciones de muestreo en la quebrada La Elvira (Manizales, Colombia)

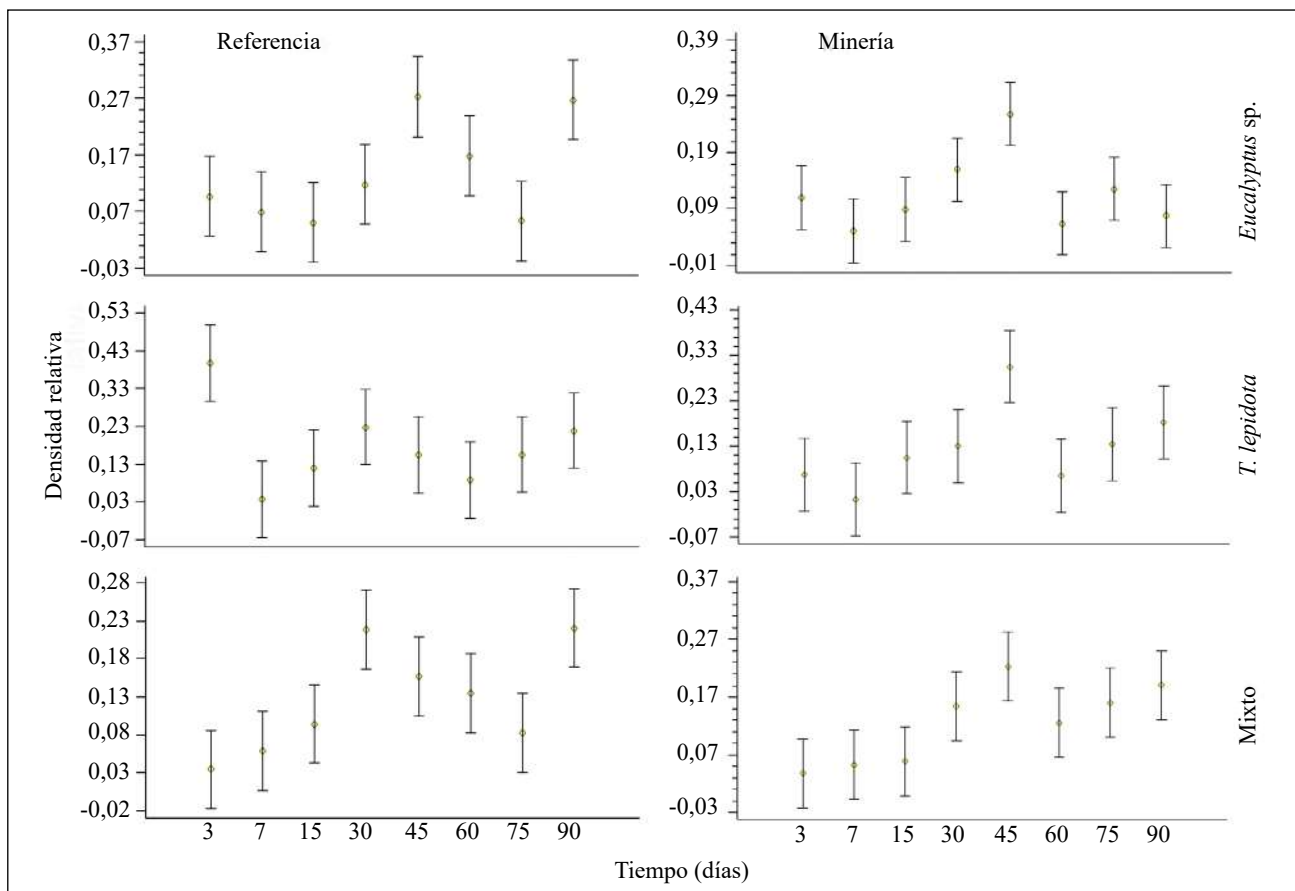


Figura 3. Prueba de Fisher de mínima diferencia significativa (LSD) para la densidad relativa (promedio \pm DE) de macroinvertebrados acuáticos y la sucesión degradativa en los tratamientos de hojarasca en dos estaciones de la quebrada La Elvira (Manizales, Colombia)

Discusión

Las altas densidades registradas para la subfamilia Orthoclaadiinae tanto en la estación de referencia como en la de minería, es un resultado relativamente común en las zonas templadas y tropicales donde se ha evaluado la dinámica de los macroinvertebrados en sistemas acuáticos bajo influencia minera (Cranston, *et al.*, 1997; Czechowski, *et al.*, 2020; De Bisthoven, *et al.*, 2005). Además, estos organismos cumplen una función ecológica como recolectores (Henriques-Oliveira, *et al.*, 2003; Galizzi, *et al.*, 2012), pues se alimentan de la materia orgánica en partículas finas (MOPF) disponible en este tipo de experimentos desde el inicio de la descomposición de las hojas, y es empleada como potencial fuente de energía o como hábitat (Nessimian & Henriques-de-Oliveira, 2005; Callisto, *et al.*, 2007; Chará-Serna, *et al.*, 2010). La mayor abundancia de esta subfamilia también se ha reportado en otros estudios con paquetes de hojarasca en zonas templadas (Casas, *et al.*, 2000; Abelho, 2008) y en el Neotrópico (Mathuriau & Chauvet, 2002; Carvalho & Uieda, 2004; Nessimian & Henriques-Oliveira, 2005; Callisto, *et al.*, 2007; Carvalho, *et al.*, 2008; Meza-Salazar & Rubio, 2010). Estos organismos pueden tolerar las condiciones de elevada acidez (pH=3,3) resultantes de procesos de minería en desarrollo o asociadas con procesos de lixiviación de minas abandonadas (Czechowski, *et al.*, 2020; De Bisthoven, *et al.*, 2005). En la estación de minería se presentaron valores comparativamente más altos de sólidos totales disueltos (~4 veces más altos), sulfato, hierro, cloruros y fosfatos (Tabla 1S, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1059/2768>), asociados con la mayor presencia de estos quironómidos.

Los valores más altos de densidad, riqueza y diversidad de macroinvertebrados en la estación de referencia se asociaron con registros más bajos de masa seca remanente, principalmente en el tratamiento mixto, lo que corrobora nuestra predicción de que el sustrato más heterogéneo puede facilitar la colonización de una mayor riqueza o densidad de macroinvertebrados. Como es común, al final del experimento el material vegetal se encuentra en un estado avanzado de descomposición, lo que favorece el aumento de la MOPF disponible para los macroinvertebrados (Capello, *et al.*, 2004). Además, la mayor presencia de vegetación ribereña en esta estación (Tabla 1S, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1059/2768>) contribuyó a la entrada de material alóctono adicional disponible para los macroinvertebrados como alimento y refugio (Fisher & Likens, 1973; Abelho, 2001; Carvalho & Uieda, 2004; Ribeiro & Uieda, 2005). Por el contrario, en la estación de minería los valores de masa seca remanente al final del experimento fueron relativamente altos y se asociaron con menores valores de riqueza, densidad y diversidad de macroinvertebrados, así como con registros mayores de conductividad, sulfatos, grasas y aceites, y sólidos disueltos totales (Tabla 1S, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1059/2768>). Además, la escasa vegetación ribereña no contribuye con el aporte de hojarasca para facilitar la presencia, la densidad y la biomasa de la fauna bentónica como se ha observado en otras microcuencas altoandinas (Guevara, *et al.*, 2018). Estos resultados coinciden con los de otros estudios en los que se ha encontrado que, ante la ausencia de macroinvertebrados, los procesos de fragmentación y disolución de los compuestos de las hojas son más lentos (Quinn, *et al.*, 2000; Graça, *et al.*, 2002; Eyes-Escalante, *et al.*, 2012).

La mayor masa seca remanente de *Eucalyptus* sp. en la estación de referencia se asoció con las características fisicoquímicas y la interacción de la comunidad de macroinvertebrados durante la colonización de las hojas y el reemplazo de los taxones. A pesar de no contar con información sobre la calidad química de las hojas, varios autores han resaltado que estas diferencias se relacionan con sus componentes secundarios, entre los que se encuentran fenoles y terpenos con actividad antimicótica, lo que interfiere con la acción fúngica y con la alimentación de los macroinvertebrados, los cuales no toleran estos compuestos, condicionando así su fragmentación (Graça, 2001; Graça, *et al.*, 2002; Medina-Villar, *et al.*, 2015). Asimismo, estos resultados coinciden con lo reportado por otros autores sobre la menor fragmentación de las hojas de especies vegetales exóticas en comparación con las hojas de especies nativas (Eyes-Escalante, *et al.*, 2012). Si bien en condiciones naturales este suele ser el patrón en la descomposición, en el caso de la estación de minería la mayor masa remanente fue para *T. lepidota*. Durante el experimento se observó que este mayor porcentaje estaba representado por el material disponible de la venación de la hoja, aunque los demás componentes ya se habían degradado. Es probable que el cambio en la masa remanente de esta hoja entre las dos estaciones se relacione con alguna característica intrínseca de la planta, que podría reaccionar con algún factor químico presente en mayor cantidad en dicha estación (Tabla 1S, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1059/2768>).

En la estación de referencia la sucesión degradativa evidenció que los tratamientos de *Eucalyptus* sp. y el mixto tuvieron “máximos de colonización” similares, lo que podría deberse a que en los periodos intermedio y final ocurre un aumento en la heterogeneidad del recurso alimentario, permitiendo que una mayor cantidad de organismos puedan aprovecharlo (Capello, *et al.*, 2004; da Silva, *et al.*, 2011). En el tratamiento con *T. lepidota* el patrón fue inverso, es decir, su periodo de colonización máximo se presentó al inicio y en el intermedio, lo que indica la estrecha relación entre los macroinvertebrados y esta planta nativa. En la estación de minería el patrón fue relativamente homogéneo: en *Eucalyptus* sp. el máximo periodo fue el intermedio, y en *T. lepidota* y el tratamiento mixto fueron el intermedio y el final.

Las categorías de colonizadores tempranos e intermedios correspondieron a Chironominae y *Baetodes*, respectivamente, ambos organismos colectores, lo que indica que se alimentan de MOPF, la cual se encuentra desde el inicio del proceso (Meier, *et al.*, 1979;

Nessimian & Henriques-de-Oliveira, 2005; Chará-Serna, *et al.*, 2012 y Oliveira, *et al.*, 2014), también reportaron la presencia de la subfamilia Chironominae desde los primeros días de muestreo, lo que quizá se deba a que los taxones menos especializados llegan primero al área, modificándola y permitiendo así que otros más especializados lleguen después (Carvalho & Uieda, 2004). Por otra parte, la presencia de *Baetodes* en el periodo intermedio del estudio se debió probablemente a que este organismo se alimenta de materia orgánica ya condicionada, es decir, que ha pasado por un proceso de descomposición previo (Quinn, *et al.*, 2000; Carvalho & Uieda, 2004), como fue reportado por Capello, *et al.* (2004) en un estudio en el río Paraná en Argentina. Entre los colonizadores permanentes se encontró el género *Atopsyche*, descrito como depredador por Chará-Serna, *et al.* (2010), el cual se presentó durante todos los eventos de muestreo. El recambio de organismos y potenciales presas durante la fase de colonización y descomposición a lo largo del experimento contribuyó a una mayor oferta alimentaria.

El organismo representante de la categoría de colonizadores que apareció como inconsistente fue *Simulium*, catalogado por Cummins, *et al.* (2005) como colector-filtrador. Su fuente de alimento son las partículas suspendidas en la columna de agua y, generalmente, muestra un comportamiento inestable cuando se ve afectado por cambios en los factores abióticos o por las fluctuaciones en la oferta del recurso (Motta, *et al.*, 2016). El representante de los colonizadores tardíos fue *Maruina*, clasificado como raspador (Cummins, *et al.*, 2005), cuya alimentación consiste en perifiton y algas adheridas a cualquier superficie. Sin embargo, se ha resaltado que los organismos raspadores son escasos en las quebradas de cabecera (Chará-Serna, *et al.*, 2010), por lo tanto, la mayor densidad hacia el final de los muestreos se relacionaría con el hecho de que en la superficie de las bolsas de malla plástica utilizadas para el estudio pueden crecer algas o perifiton que sirve de alimento.

Conclusiones

El proceso de colonización de macroinvertebrados acuáticos sobre hojas individualizadas y mixtas de *Tibouchina lepidota* y *Eucalyptus* sp. evidenció que un sustrato más heterogéneo en zonas sin impacto antropogénico evidente (estación de referencia), puede facilitar el reemplazo progresivo de macroinvertebrados asociados con una mayor riqueza o densidad de determinados grupos (coleópteros [*Heterelmis*, *Anchytarsus*], dípteros [*Probezzia*], anélidos [Naididae] y tricópteros [*Nectopsyche*]), comparado con el de zonas impactadas por actividades mineras. Sin embargo, aunque en la estación de minería se obtuvo una menor riqueza total, la densidad global fue comparativamente mayor (Tabla 2S, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1059/2769>), la cual se reflejó en la presencia de algunos efemerópteros (*Baetodes*), dípteros (Orthocladiinae, Chironominae, *Maruina*) y tricópteros (*Hydroptila*). Asimismo, estos resultados pueden estar asociados con la mayor concentración de determinadas variables fisicoquímicas en áreas con actividades mineras y con una mayor cobertura de la vegetación ribereña en áreas de referencia (Tabla 1S, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1059/2768>).

La hipótesis propuesta fue coherente con los resultados encontrados. Sin embargo, el análisis debe hacerse con precaución, tanto el de las variables fisicoquímicas como el de los descriptores biológicos (riqueza, diversidad, densidad, pérdida de masa seca y tasas de descomposición). En general, se encontró una mayor densidad de macroinvertebrados colonizadores asociada con la especie nativa (*T. lepidota*) que con la exótica (*Eucalyptus* sp.), independientemente del efecto (referencia o minería) en la quebrada de estudio (Tabla 2S, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1059/2769>).

El presente estudio permitió dilucidar cómo se dan los reemplazos progresivos de unos organismos por otros en la sucesión degradativa de hojas de *T. lepidota* y *Eucalyptus* sp. en la quebrada La Elvira (Manizales, Colombia). Además, contribuye al conocimiento de la dinámica de la colonización de macroinvertebrados acuáticos y su papel funcional en la descomposición de MOPG en sistemas lóticos altoandinos. Esta información es fundamental

para predecir futuros efectos de otras presiones antropogénicas, como la agricultura y la ganadería, sobre la vegetación ribereña y su relevancia para el flujo de nutrientes y descriptores ecológicos de los macroinvertebrados acuáticos en sistemas lóticos.

Información suplementaria

Tabla 1S. Variables ambientales y fisicoquímicas registradas en las estaciones de muestreo de la quebrada La Elvira (Manizales, Colombia). Se resaltan los valores más altos en cada zona y se muestran las tasas de descomposición globales de los tratamientos con hojas de eucalipto, siete cueros y mixtas durante el desarrollo del experimento (promedio \pm DE). Ver la tabla 1S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1059/2768>

Tabla 2S. Abundancias de macroinvertebrados en dos estaciones de muestreo de la quebrada La Elvira (Manizales, Colombia). Ver la tabla 2S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1059/2769>

Tabla 3S. Resultados de las comparaciones estadísticas con base en el perMANOVA. La significación se estableció con los valores de *** $p \leq 0,001$, ** $p \leq 0,01$ y * $p \leq 0,05$. Ver la tabla 3S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1059/2770>

Figura 1S. Taxones representativos de las categorías de colonizador temprano (A. Chironominae), intermedio (B. *Baetodes*), permanente (C. *Atopsyche*), inconsistente (D. *Simulium*) y tardío (E. *Maruina*). Ver la figura 1S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1059/2771>

Agradecimientos

A Colciencias por el financiamiento del macroproyecto “Evaluación del impacto minero, agrícola y ganadero mediante respuestas genéticas y ecológicas de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca del Río Chinchiná (Caldas, Colombia); Código No. 1127-569-34563, contrato RC 0006-2013”. Al profesor Jaime Esteves de la Universidad de Caldas por su apoyo en el laboratorio para desarrollar esta investigación. A los editores y revisores que con sus sugerencias contribuyeron a mejorar la presentación final del manuscrito.

Contribución de los autores

DSC, escritura y elaboración de tablas y figuras del manuscrito; AMMS y GG, escritura, revisión y corrección del manuscrito

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Referencias

- Abelho, M.** (2001). From Litterfall to Breakdown in Streams: A Review. *TheScientificWorld JOURNAL*. **1**: 656-680. Doi: 10.1100/tsw.2001.103
- Abelho, M.** (2008). Effects of Leaf Litter Species on Macroinvertebrate Colonization during Decomposition in a Portuguese Stream. *International Review of Hydrobiology*. **93** (3): 358-371. Doi: 10.1002/iroh.200711019
- Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R.** (2000). *Ecología: individuos, poblaciones y comunidades*. Barcelona: Ediciones Omega, S.A. 900 p.
- Brower, J. E. & Zar, J. H.** (1984). *Field and laboratory methods for general ecology*. Dubuque, Iowa: WM. C. Brown Company Publishers. 288 p.
- Callisto, M., Gonçalves Jr, J. F., Graça, M. A. S.** (2007). Leaf litter as a possible food source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams. *Revista Brasileira de Zoologia*. **24** (2): 442-448. Doi: 10.1590/S0101-81752007000200023
- Capello, S., Marchese, M., Ezcurra de Drago, I.** (2004). Descomposición y colonización por invertebrados de hojas de *Salix humboldtiana* en la llanura aluvial del río Paraná medio. *Amazoniana*. **18** (1/2): 125-143. http://web.evolbio.mpg.de/amazoniana/18_10Capello.pdf

- Carvalho, E. M., Uieda, V. S.** (2004). Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. **21** (2): 287-293. Doi: 10.1590/S0101-81752004000200021
- Carvalho, E. M., Uieda, V. S., Motta, R. L.** (2008). Colonization of rocky and leaf pack substrates by benthic macroinvertebrates in a stream in Southeast Brazil. *Bioikos, Campinas*. **22** (1): 37-44. <https://pdfs.semanticscholar.org/a436/9520bcbe7e7f1880212f8452e78470caffb2.pdf>
- Casas, J. J., Zamora-Muñoz, C., Archila, F., Alba-Tercedor, J.** (2000). The effect of a headwater dam on the use of leaf bags by invertebrate communities. *Regulated Rivers: Research & Management*. **16** (6): 577-591. Doi: 10.1002/1099-1646(200011/12)16:6<577::AID-RRR587>3.0.CO;2-P
- Chao, A. & Jost, L.** (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*. **93** (12): 2533-2547. Doi: 10.1890/11-1952.1
- Chará-Serna, A. M., Chará, J. D., Zúñiga, M. d. C., Pedraza, G. X., Giraldo, L. P.** (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Universitas Scientiarum*. **15** (1): 27-36. Doi: <https://doi.org/10.11144/javeriana.SC15-1.tcoa>
- Chará-Serna, A. M., Chará, J. D., Zúñiga, M. d. C., Pearson, R. G., Boyero, L.** (2012). Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. **48** (2): 139-144. doi: <https://doi.org/10.1051/limn/2012013>
- Cortes, R. M. V., Abelho, M., Rebelo, S. B.** (1997). The macroinvertebrate colonization of leaf bags: Is there a pattern? *Limnetica*. **13** (2): 71-75. http://limnetica.com/Limnetica/Limne13/L13b071_Macroinvertebrate_colonization_leaf_bags.pdf
- Cranston, P. S., Cooper, P. D., Hardwick, R. A., Humphrey, C. L., Dostine, P. L.** (1997). Tropical acid streams - the chironomid (Diptera) response in northern Australia. *Freshwater Biology*. **37**: 473-483. Doi: 10.1046/j.1365-2427.1997.00136.x
- Cummins, K. W., Wilzbach, M. A., Gates, D. M., Perry, J. B., Taliaferro, W. B.** (1989). Shredders and Riparian Vegetation: Leaf litter that falls into streams influences communities of stream invertebrates. *BioScience*. **39** (1): 24-30. Doi: 10.2307/1310804
- Cummins, K. W., Merritt, R. W., Andrade, P. C. N.** (2005). The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. **40** (1): 69-89. Doi: 10.1080/01650520400025720
- Czechowskia, P., Stevens, M. I., Madden, C., Weinstein, P.** (2020). Steps towards a more efficient use of chironomids as bioindicators for freshwater bioassessment: Exploiting eDNA and other genetic tools. *Ecological Indicators*. **110**: 105868. Doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105868
- da Silva, F. L., Oliveira, H. R. N., Escarpinati, S. C., Fonseca-Gessner, A. A., Paula, M. C. d.** (2011). Colonization of leaf litter of two aquatic macrophytes, *Mayaca fluviatilis* Aublet and *Salvinia auriculata* Aublet by aquatic macroinvertebrates in a tropical reservoir. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. **6** (1): 30-39. http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/497/pdf_407
- De Bisthoven, L. J., Gerhardt, A., Soares, A. M. V. M.** (2005). Chironomidae larvae as bioindicators of an acid mine drainage in Portugal. *Hydrobiologia*. **532**: 181-191. Doi: 10.1007/s10750-004-1387-z
- Delong, M. D. & Brusven, M. A.** (1994). Allochthonous input of organic matter from different riparian habitats of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management*. **18** (1): 59-71. Doi: 10.1007/BF02393750
- Domínguez, E. & Fernández, H. R.** (2009). Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos: sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 656 pp.
- Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M., Hubbard, M. D., Nieto, C.** (2006). Aquatic Biodiversity in Latin America. Pensoft, Sofia-Moscow, v.2: Ephemeroptera of South America. 646 pp.
- Eyes-Escalante, M. D. C., Rodríguez-Barrios, J. A., Gutiérrez-Moreno, L. C.** (2012). Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del río Gaira (Santa Marta – Colombia). *Acta Biológica Colombiana*. **17** (1): 77-92. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/actabiol/article/view/19991>
- Fisher, S. G. & Likens, G. E.** (1973). Energy Flow in Bear Brook, New Hampshire: An Integrative Approach to Stream Ecosystem Metabolism. *Ecological Monographs*. **43** (4): 421-439. Doi: 10.2307/1942301
- Galizzi, M. C., Zilli, F., Marchese, M.** (2012). Diet and functional feeding groups of Chironomidae (Diptera) in the Middle Paraná River floodplain (Argentina). *Iheringia. Série Zoologia*. **102** (2): 117-121. Doi: 10.1590/S0073-47212012000200001

- Golladay, S. W., Webster, J. R., Benfield, E. F.** (1987). Changes in Stream Morphology and Storm Transport of Seston Following Watershed Disturbance. *Journal of the North American Benthological Society*. **6** (1): 1-11. Doi: 10.2307/1467519
- González-Ortega, M.** (2009). Comparación de la tasa de descomposición de hojas de *Pteridium aquilinum* y *Miconia latifolia* en dos quebradas con diferentes condiciones de nutrientes (Reserva Forestal Caminos de Santa Ana, Bogotá). Bogotá. Trabajo de grado de pregrado (Ecología). Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana. p. 120. Fecha de consulta: 10 de marzo de 2019. Disponible en: <https://oab.ambientebogota.gov.co/descargar/3900/>
- Graça, M. A. S.** (1993). Patterns and processes in detritus-based stream systems. *Limnologica*. **23**: 107-114.
- Graça, M. A. S.** (2001). The Role of Invertebrates on Leaf Litter Decomposition in Streams – a Review. *International Review of Hydrobiology*. **86** (4-5): 383-393. Doi: 10.1002/1522-2632(200107)86:4/5<383::AID-IROH383>3.0.CO;2-D
- Graça, M. A. S., Pozo, J., Canhoto, C., Elozegi, A.** (2002). Effects of *Eucalyptus* Plantations on Detritus, Decomposers, and Detritivores in Streams. *TheScientificWorldJOURNAL*. **2**: 1173-1185. Doi: 10.1100/tsw.2002.193
- Guevara, G., Reinoso, G., García, J. E., Franco, L. M., García, L. J., Yara, D. C., Briñez, N., Ocampo, M. L., Quintana, M. I., Pava, D. Y., Flórez, N. Y., Ávila, M. F., Hernández, E. E., Lozano, L. A., Guapucal, M., Borrero, D. A., Olaya, E. D.** (2008). Aportes para el análisis de ecosistemas fluviales: una visión desde ambientes ribereños. *Revista Tumbaga*. **3**: 109-127.
- Guevara, G., Godoy, R., Boeckx, P., Jara, C., Oyarzún, C.** (2009). Leaf litter dynamics in head-water streams of the Chilean Andes: Influence of shredders and silvicultural activities. Ghent, Belgium Academia Press. p. 41-54.
- Guevara, G., Godoy, R., Franco, M.** (2018). Linking riparian forest harvest to benthic macro-invertebrate communities in Andean headwater streams in southern Chile. *Limnologica*. **68**: 105-114. Doi: 10.1016/j.limno.2017.07.007
- Gutiérrez-López, A., Meza-Salazar, A. M., Guevara, G.** (2016). Descomposición de hojas y colonización de macroinvertebrados acuáticos en dos microcuencas tropicales (Manizales, Colombia). *Hidrobiológica*. **26** (3): 347-357. Doi: 10.24275/uam/izt/dcbh/hidro/2016v26n3/Guevara
- Hammond, D. S., Rosales, J., Ouboter, P. E.** (2013). Gestión del impacto de la explotación minera a cielo abierto sobre el agua dulce de América Latina. Banco Interamericano de Desarrollo. p. 40. Disponible en: <https://publications.iadb.org/es/publicacion/15335/gestion-del-impacto-de-la-explotacion-minera-cielo-abierto-sobre-el-agua-dulce-en>
- Henriques-Oliveira, A. L., Nessimian, J. L., Dorvillé, L. F. M.** (2003). Feeding habits of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. **63** (2): 269-281. Doi: 10.1590/S1519-69842003000200012
- Marchant, R.** (1989). Changes in the benthic invertebrate communities of the Thomson River, southeastern Australia, after dam construction. *Regulated Rivers: Research & Management*. **4** (1): 71-89. Doi: 10.1002/rrr.3450040107
- Mathuriau, C. & Chauvet, E.** (2002). Breakdown of leaf litter in a Neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*. **21** (3): 384-396. Doi: 10.2307/1468477
- Medina-Villar, S., Alonso, A., Vásquez de Aldana, B. R., Pérez-Corona, E., Castro-Díez, P.** (2015). Decomposition and biological colonization of native and exotic leaf litter in a Central Spain stream. *Limnetica*. **34** (2): 293-310. Doi: 10.23818/limn.34.23
- Meier, P. G., Penrose, D. L., Polak, L.** (1979). The rate of colonization by macro-invertebrates on artificial substrate samplers. *Freshwater Biology*. **9** (4): 381-392. Doi: 10.1111/j.1365-2427.1979.tb01522.x
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W.** (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Second Ed. Kendall /Hunt Publishing, Iowa. 862 p.
- Meza-Salazar, A. M. & Rubio-M., J.** (2010). Composición y estructura trófica de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. Tesis de pregrado (Biología). Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de Caldas, Manizales. Colombia. 52 p.
- Meza-Salazar, A. M., Rubio-M., J., G-Días, L., Walteros, J. M.** (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*. **34** (2): 443-456. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39163/41024>
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., Pavón, N. P.** (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*. **82** (4): 1249-1261. <http://www.scielo.org.mx/pdf/rmbiodiv/v82n4/v82n4a19.pdf>

- Motta Díaz, Á., Ortega Corredor, L., Niño Fernández, Y., Aranguren Riaño, N.** (2016). Grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados acuáticos en un arroyo tropical (Colombia). *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*. **19** (2): 425-433. <http://www.scielo.org.co/pdf/rudca/v19n2/v19n2a19.pdf>
- Nessimian, J. L. & Henriques-de-Oliveira, A. L.** (2005). Colonização do “litter” de *Eleocharis sellowiana* kunth. (Cyperaceae) por larvas de Chironomidae (Diptera) em um brejo no litoral do Estado do Rio de Janeiro. *Entomologia y Vectores*. **12** (2): 159-172. Doi: 10.1590/S0328-03812005000200003
- Oliveira, V. C., Gonçalves, E. A., Alves, R. G.** (2014). Colonisation of leaf litter by aquatic invertebrates in an Atlantic Forest stream. *Brazilian Journal of Biology*. **74** (2): 267-273. Doi: 10.1590/1519-6984.10512
- Olson, J. S.** (1963). Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*. **44**: 322-331. Doi: 10.2307/1932179
- Quinn, J. M., Smith, B. J., Burrell, G. P., Parkyn, S. M.** (2000). Leaf litter characteristics affect colonisation by stream invertebrates and growth of *Olinga feredayi* (Trichoptera: Conoesucidae). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. **34** (2): 273-287. Doi: 10.1080/00288330.2000.9516932
- Ribeiro, L. O. & Uieda, V. S.** (2005). Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. **22** (3): 613-618. Doi: 10.1590/S0101-81752005000300013
- Rincón, J. E., Martínez, I., León, E., Ávila, N.** (2005). Procesamiento de la hojarasca de *Anacardium excelsum* en una corriente intermitente tropical del noroeste de Venezuela. *Interciencia*. **30** (4): 228-234. <https://www.redalyc.org/pdf/339/33910308.pdf>
- Roldán, G.** (1996). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquía. FEN-Colombia, COLCIENCIAS - Universidad de Antioquia, Medellín. 234 p.
- Rubio-M., J., Meza-S., A. M., Díaz-G., L.** (2016). Colonización de macroinvertebrados acuáticos en hojas de *Miconia* sp. y *Eucalyptus* sp. en la subcuenca alta del río Chinchiná, Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural*. **20** (2): 45-56. Doi: 10.17151/bccm.2016.20.2.4
- RStudio.** (2012). RStudio: Integrated development environment for R (Version 0.96.122) [Computer software]. Boston, MA. <http://www.rstudio.org/>
- Secretaría Técnica de los Pactos.** (2012). Plan de Acción 2013 - 2017. Manizales. Fecha de consulta: 11 de marzo de 2019. Disponible en: <https://www.chec.com.co/sostenibilidad/gestion-ambiental-integral/programas-ambientales/participacion-interinstitucional#Pactos-como-proceso-98>
- Tuchman, N. C. & King, R. H.** (1993). Changes in mechanisms of summer detritus processing between wooded and agricultural sites in a Michigan headwater stream. *Hydrobiologia*. **268** (2): 115-127. doi: 10.1007/BF00006882
- Waters, N. M., Auro, M. E., Hagen, T., Dumont, K. L.** (2005). How Colonization Time Influences Macroinvertebrate Community Measures on Artificial Substrates. *Journal of Freshwater Ecology*. **20** (1): 9-16. Doi: 10.1080/02705060.2005.9664931
- Webster, J. R., Golladay, S. W., Benfield, E. F., D'Angelo, D. J., Peters, G. T.** (1990). Effects of Forest Disturbance on Particulate Organic Matter Budgets of Small Streams. *Journal of the North American Benthological Society*. **9** (2): 120-140. Doi: 10.2307/1467446
- Zúñiga-Céspedes, B., Zúñiga, M. del C., Chará, J.** (2018). The effect of macroinvertebrate exclusion on leaf breakdown rates in two upland Colombian streams. *Revista de Biología Tropical*. **66** (1): 457-467. Doi: 10.15517/rbt.v66i1.28070

Artículo original

Influencia de la variación temporal de los parámetros hidráulicos en la estructura y la función de la comunidad de macroinvertebrados en un río andino

Influence of temporal variation of hydraulic parameters on the structure and function to the macroinvertebrate community in an Andean stream

Ángela Judith Motta-Díaz^{1,*}, Diego J. Vimos-Lojano²

¹ Grupo de Investigación en Unidad de Ecología en Sistemas Acuáticos (UDESA), Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja, Boyacá, Colombia

² Laboratorio de Ecología Acuática (LEA), Departamento de Recursos Hídricos y Ciencias Ambientales, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador

Resumen

En este estudio se evaluó la respuesta de la composición, la estructura y la función de la comunidad de macroinvertebrados a la variación temporal hidráulica en el río Agua Blanca. Se recolectaron 60 muestras en dos tramos durante dos épocas hidroclimáticas mediante un muestreo aleatorio estratificado. Se midió el caudal y el ancho del canal, así como la velocidad, la profundidad y el número de Froude (Fr) en cada muestra biológica. En la prueba de Kolmogorov-Smirnov se evidenció un incremento significativo en los valores de la velocidad, el caudal y el Fr durante la época de lluvias. El análisis ANOSIM evidenció una variación temporal en la composición y la estructura de la comunidad. Los géneros *Leptohyphes*, *Smicridea*, *Helicopsyche*, *Nanomis* y *Marilia* fueron más abundantes en la época de transición, y las familias Simuliidae y Sericostomatidae en la época de lluvias. El grupo funcional alimentario (GFA) dominante en la época de transición fue el de colectores-recolectores (CR) y en la de lluvias, el de los fragmentadores (FR) y colectores-filtradores (CF). Según el análisis de correspondencia canónica (ACC), Simuliidae y *Metrichia* se asociaron con valores altos de la profundidad, *Mayobaetis* con el ancho del cauce y Sericostomatidae con la velocidad y el Fr. Los ostrácodos, *Meridialis* y *Triplectides* presentaron una asociación negativa con la velocidad. Según las curvas de preferencia, el rango óptimo de velocidad para la familia Sericostomatidae fluctuó entre 1,8 m.s⁻¹ y 2,3 m.s⁻¹, en tanto que las profundidades óptimas para la familia Simuliidae estuvieron entre 0,3 m y 0,55 m. Se resalta el papel de las variables hidráulicas evaluadas como determinantes de la presencia de algunos géneros y grupos funcionales.

Palabras clave: Variables hidráulicas; Macroinvertebrados; Grupos funcionales alimentarios; Río andino de montaña; Curvas de preferencia.

Abstract

In this study, we evaluated the response of the composition, structure, and function of the macroinvertebrate community regarding the hydraulic temporal variation in the Agua Blanca Stream. The 60 macroinvertebrate samples were collected in two reaches during two hydroclimatic periods with stratified random sampling. We measured the flow and channel width for each reach and the velocity, the depth, and the Froude number for each biological sample. The Kolmogorov-Smirnov test showed a significant increase in the values of velocity, flow, and Fr during the rainy season. The ANOSIM analysis showed a temporary variation in the composition and structure of the community: *Leptohyphes*, *Smicridea*, *Helicopsyche*, *Nanomis*, and *Marilia* genera were more abundant in the transition season while the Simuliidae and Sericostomatidae families in the rainy season. The dominant functional feeding group (FFG) in the transition season were the collectors and in the rain season, the fragmenters and collectors-filters. According to the CCA, Simuliidae and

Citación: Motta-Díaz AJ, Vimos-Lojano DJ. Influencia de la variación temporal de los parámetros hidráulicos en la estructura y la función de la comunidad de macroinvertebrados en un río andino. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):606-621, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyfyn.1023>

Editor: María Isabel Ríos Pulgarín

***Correspondencia:**

Ángela Judith Motta-Díaz;
angela.motta@uptc.edu.co

Recibido: 1 de octubre de 2019

Aceptado: 30 de mayo de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Metrichia were associated with high depth values, *Mayobaetis* with the width of the channel, and Sericostomatidae with the velocity and the Fr. Ostracods, *Meridialis*, and *Triplectides* had a negative association with velocity. According to the preference curves, the optimal velocity range for the Sericostomatidae family was 1,8 m.s⁻¹ to 2,3 m.s⁻¹ and the optimal depths for the Simuliidae family were between 0,3 m and 0,55 m. The role of the hydraulic variables evaluated was determinant for the presence of some genera and functional groups.

Key words: Hydraulic variables; Macroinvertebrates; Functional feeding groups; Andean mountain stream; Preference curves.

Introducción

Los ecosistemas acuáticos tropicales de montaña en Suramérica albergan una gran variedad de especies de flora y fauna bajo condiciones ambientales extremas (Lewis, 2008; Jacobsen, 2008). Al norte de los Andes, específicamente, los ríos y arroyos muestran una variación estacional del régimen de flujo por lo que el caudal es poco estable en la época de lluvias comparada con la seca (Jacobsen & Encalada, 1998; Ríos-Touma, et al., 2011). Dichos patrones de estacionalidad cambian las proporciones de los mesohábitats del río por el arrastre de sedimentos finos y gruesos y materia orgánica y afectan la estructura y el funcionamiento del ecosistema y de las comunidades biológicas en los períodos de caudal alto (Poff & Zimmerman, 2010; Tamarís-Turizo & Rodríguez-Barrios, 2015).

Uno de los grupos bióticos con mayor distribución en los ecosistemas lóticos son los macroinvertebrados acuáticos (Domínguez & Fernández, 2009). Por su estrecha relación con el medio acuático son un indicador eficaz de la calidad biológica del agua (Acosta, et al., 2009; Villamarín, et al., 2013). Sin embargo, en las últimas décadas se ha dado un mayor énfasis al estudio de macroinvertebrados por su sensibilidad a los cambios en las condiciones del flujo (Brooks, et al., 2005; Kennen, et al., 2010; Mesa, 2010). Por ejemplo, si las condiciones del flujo se vuelven extremas, algunos taxones de la comunidad de macroinvertebrados presentan adaptaciones de resiliencia, como la migración y la búsqueda de refugios o estados de latencia (Rosser, et al., 2018; Herbst, et al., 2019). Otros organismos, en cambio, presentan adaptaciones que les confieran resistencia a dichas condiciones, lo que, a su vez, depende de sus rangos de tolerancia a los valores extremos de las variables hidráulicas (velocidad, profundidad y rugosidad del sustrato), y de otras variables ambientales (Brooks, et al., 2005; Konrad, et al., 2008.)

Las variables hidráulicas y de sustrato constituyen factores claves en la estructura y función de la comunidad de macroinvertebrados y su interacción sinérgica contribuye a la creación de patrones a escala fina del flujo cercano al lecho que influyen en la retención de materia orgánica y la distribución de organismos bentónicos (Rempel, et al., 2000; Brooks, et al., 2005; Mesa, 2010; Vimos-Lojano, et al., 2019). Según Mesa (2010), esta distribución espacial de los diferentes taxones sería un reflejo de su ajuste morfológico y trófico a las condiciones hidráulicas particulares y de la disponibilidad de recursos alimenticios dentro de cada hábitat.

En quebradas de montaña hay variedad de oferta alimenticia, lo que se relaciona con la presencia de ciertos grupos funcionales de macroinvertebrados (Tomanova, et al., 2006). Estos grupos se definen en torno a un conjunto de características morfológicas (especialización de sus piezas bucales) y mecanismos de comportamiento (formas de alimentación) que confieren ventajas de adaptación a un hábitat. Los grupos funcionales alimentarios (GFA) se organizan en cinco categorías: los fragmentadores (FR), que se alimentan de materia orgánica gruesa en partículas (MOPG) gracias a estructuras bucales que les permitan cortar; los colectores-recolectores (CR) y los colectores filtradores (CF), que consumen materia orgánica fina en partículas (MOPF) y presentan estructuras bucales con flecos finos de recolección o abanico de filtración; los raspadores (RA) de perifiton y biopelículas gracias a sus estructuras bucales en forma de cepillos, y los depredadores (DE) que consumen otros animales y presentan estructuras bucales en forma de daga (Merritt & Cummins, 2008). Por otra parte, la mayoría de estudios sobre la influencia de las variables hidráulicas

en la estructura y la función de la comunidad de macroinvertebrados se han hecho en las zonas templadas (Brooks, *et al.*, 2005; Kennen, *et al.*, 2010; Mesa, 2010). En cambio, en sistemas lóticos de montaña tropical, y específicamente en los Andes colombianos, los estudios se han enfocado en la influencia del ciclo hidrológico sobre la comunidad (Longo, *et al.*, 2010; Ríos-Pulgarín, *et al.*, 2016; Mantilla, *et al.*, 2018). Sin embargo, la información detallada de las respuestas y los rangos de tolerancia de la comunidad de macroinvertebrados a la estacionalidad de las variables hidráulicas en escalas espaciales finas es escasa (Ríos-Touma, *et al.*, 2011; Cardona, 2012; Vimos, *et al.*, 2019). Además, muy pocos de estos estudios han abordado el comportamiento de los GFA de la comunidad en relación con las variables hidráulicas (Jacobsen & Encalada, 1998; Tomanova, *et al.*, 2006; Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014; Tamaris-Turizo, *et al.*, 2018).

Ciertamente, el conocimiento de la autoecología de los taxones y umbrales de tolerancia de los organismos nos permitiría establecer los rangos de condiciones de hábitat idóneas, lo que, a su vez, sería un indicativo de la flexibilidad de la comunidad ante variaciones en las condiciones de flujo. Esta información tendría aplicaciones en el establecimiento de los caudales ecológicos, la restauración y la conservación de estos ecosistemas (Bunn & Arthington, 2002).

En este sentido, el objetivo de este estudio fue evaluar la respuesta de la composición, la estructura y la función de la comunidad de macroinvertebrados frente a la variación hidráulica temporal en el río Agua Blanca, específicamente en lo relativo a: a) la descripción de la variación temporal de las condiciones hidráulicas; b) la variación temporal de la composición, la estructura y los GFA de la comunidad de macroinvertebrados, y c) la determinación de las relaciones entre las variables hidráulicas y la abundancia de taxones de macroinvertebrados.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se establecieron dos tramos (réplicas) de monitoreo de 100 m cada uno, ubicados antes y después de una bocatoma (separación ~40 m) en la quebrada Agua Blanca en la microcuenca del río Meta, subcuenca del río Lengupá, municipio de Berbeo, departamento de Boyacá, Colombia (cordillera oriental de los Andes), en las coordenadas 5° 15' 49" Norte y 73° 05' 47" Oeste, a una altitud de 2.007 m. En cada tramo se realizaron dos campañas de muestreo en las épocas de transición de sequía a lluvia (abril) y de lluvia (junio) en el 2016 (Figura 1S, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1023/2761>).

La microcuenca se caracteriza por formaciones vegetales del tipo de bosque subandino y andino húmedo secundario y fragmentos de bosque primario (Ministerio de medio ambiente, vivienda y desarrollo territorial - MAVDT, *et al.*, 2006; Sistema Municipal de Áreas Protegidas – SIMAP, 2015). La mayor parte de la cobertura vegetal corresponde a bosque denso (40 %), seguido de pastos limpios (28 %) y mosaicos de cultivo, espacios y pastos naturales (16 %) (SIMAP, 2015). El ancho del bosque de ribera en los dos tramos fue mayor a 10 m, con una vegetación predominantemente arbórea (50 %) seguida de la arbustiva (30 %) y la herbácea (20 %) (EOT, 2006). La temperatura media anual es de 23 °C, con valores de precipitación media anual que oscilan entre los 1.450 y los 1.960 mm.

Diseño de muestreo

Variables biológicas. Se recolectaron un total de 60 muestras de macroinvertebrados (15 muestras x dos tramos, repeticiones x dos campañas) con el uso de una red Surber (área de 900 cm², ojo de malla de 0,3 mm) mediante un muestreo aleatorio estratificado (Cardona, 2012) (Figura 2S, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1023/2762>) según las proporciones de los mesohábitats observados en el tramo. Las muestras recolectadas se almacenaron en frascos plásticos con alcohol al 70 % para su preservación y posterior traslado al laboratorio (Wetzel & Likens, 2000). La identificación taxonómica se hizo empleando un estereomicroscopio hasta el nivel más bajo de determinación (usualmente género) y mediante claves taxonómicas (Epler, 2001; Merrit & Cummins, 2008;

Domínguez & Fernández, 2009), excepto para los taxones Dryopidae, Ceratopogonidae, Ephydriidae, Simuliidae, Tipulidae, Crambidae, Sericostomatidae, Acari, Asellidae, Ostracoda, Planorbidae, Naididae, y Lumbriculidae, debido al escaso conocimiento en la región o su compleja taxonomía.

Variables abióticas. En cada tramo se estimó visualmente la proporción de mesohábitats para calcular el número de muestras que debían recolectarse de forma aleatoria en ellos. Los mesohábitats determinados fueron: rápido (alta velocidad y flujo turbulento: 35 % de las muestras), corriente (alta velocidad y superficie de flujo sin mayores turbulencias: 43 % de las muestras), y poza (nula o baja velocidad de flujo: 22 % de las muestras) (**Parasiewicz**, 2007).

En cada punto de muestreo biológico se midieron *in situ* la velocidad ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) y profundidad (m) con la ayuda de un aforómetro (Global Water FP211). Además, se establecieron en cada tramo tres secciones transversales para la categorización visual de la proporción de los cinco tipos de sustratos determinados por **Wadson** (1994): roca (Rc: diámetro de >300 mm), piedra (Pd: diámetro de <300 mm), hojarasca (Hp), limo-piedras (Lp) y musgo-roca (Mr).

Por último, se midió el ancho del canal en cinco puntos en cada tramo, con el fin de estimar el caudal mediante la relación entre el área de sección y la velocidad de flujo (**Wetzel & Likens**, 2000), con la ecuación

$$Q = A \times v = w \times d \times v,$$

donde Q es el caudal ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), A es el área de la sección transversal del río (m), v la velocidad (m s^{-1}), w la anchura del lecho (m), y d la profundidad o calado (m).

Pretratamiento de datos

En cada muestra biológica se calcularon las siguientes métricas de la comunidad: riqueza total, riqueza de Margalef, diversidad de Shannon-Wiener, y riqueza y abundancia de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) con el programa PAST 3.13 (**Moreno**, 2001). Además, se determinó el número de individuos por cada grupo alimentario (FR, CR, CF, RA y DE) con base en la información secundaria de **Tomanova, et al.** (2006), **Merrit & Cummins** (2008), y **Chará-Serna, et al.** (2010).

Con base en las mediciones realizadas *in situ*, se calculó el Fr a partir de la ecuación:

$$Nf = \frac{v}{\sqrt{g \times Yh}},$$

donde v es la velocidad media, g es la aceleración de la gravedad y Yh es el calado medio igual a:

$$Yh = \frac{A}{T},$$

donde A es el área y T es el ancho del canal. El valor resultante es un número adimensional que relaciona el efecto de las fuerzas de inercia y las fuerzas de gravedad que actúan sobre el fluido, en este caso, el agua. Los valores se categorizaron en tres grupos: valores <1 (flujo subcrítico), valores $= 1$ (flujo crítico) y valores >1 (flujo supercrítico) (**Robert, et al.**, 2003).

Análisis estadístico

Para describir el comportamiento estadístico de las variables hidráulicas, se emplearon medidas de tendencia central y dispersión (media aritmética, varianza y coeficiente de variación). Asimismo, con el fin de conocer las diferencias ambientales entre épocas, se hizo una prueba de Kolmogorov-Smirnov para cada una de las variables hidráulicas estudiadas (**Guisande, et al.**, 2011) mediante el programa PAST 3.13. Además, se realizaron gráficos circulares para mostrar las proporciones de los tipos de sustrato por época.

Por otra parte, se determinó si existía variación en la composición y la estructura de la comunidad de macroinvertebrados entre las dos épocas hidroclimáticas mediante las pruebas ANOSIM y SIMPER según Bray-Curtis, con 9.999 permutaciones usando el programa PRIMER 6 (**Clarke**, 1993).

Con el fin de determinar la influencia de las variables ambientales en las abundancias de los taxones, se hizo un análisis de correspondencia canónica (CCA). Previamente, se exploraron los datos mediante un análisis de correspondencias sin tendencias (DCA) para estimar la longitud del gradiente. Se obtuvo un gradiente con 6,4 unidades de desviación estándar correspondiente a un modelo unimodal seleccionado para el análisis (Lepš & Šmilauer, 2003). Por otro lado, las abundancias de individuos por cada taxón se transformaron con $\log_{10}(x + 1)$ y se ponderaron los taxones raros (abundancias de <10 individuos del total) para el análisis. Con el fin de evitar el error de tipo I en los datos, se aplicó la corrección de Bonferroni (Lepš & Šmilauer, 2003). Por último, antes de los análisis, las variables hidráulicas autocorrelacionadas se descartaron con un valor de Spearman (ρ) de 0,8. Todos estos análisis se hicieron con el programa CANOCO 5 y PAST 3.13.

Asimismo, con el propósito de detectar relaciones entre las abundancias de los taxones, las métricas de la comunidad y las variables abióticas, se hicieron análisis de correlaciones lineales mediante la prueba de Spearman con el programa PAST 3.13. Además, se construyeron curvas de preferencia de hábitat para los taxones que tuvieron una relación significativa con las variables hidráulicas. Para esto, se calcularon intervalos de los valores de la variable ambiental y se estimó el promedio de la abundancia de cada taxón en cada intervalo (Cardona, 2012). A continuación, las abundancias de los taxones se estandarizaron de 0 a 1, donde 0 es una preferencia nula y 1 es la mayor preferencia por parte del taxón. Estos resultados se plasmaron en un gráfico de dispersión al cual se le ajustó una curva polinomial de segundo orden. Construidas las curvas, se definieron los rangos de las variables hidráulicas en los cuales los macroinvertebrados alcanzaron una preferencia de hábitat de >0,8.

Por último, a partir de análisis preliminares se descartó la influencia de la bocatoma ubicada entre los dos tramos en estudio con respecto a la composición y la estructura de la comunidad (ANOSIM; $R=0,005$, $p=0,002$).

Resultados

Variación temporal en las variables hidráulicas

Se obtuvo una variación temporal de la velocidad ($D=0,66$; $p<0,01$), el caudal ($D=0,61$; $p<0,01$) y el Fr ($D=0,61$; $p<0,01$), con un incremento en el promedio y en los valores mínimos y máximos en el mes de junio. Por otro lado, el coeficiente de variación de estas variables fue alto, especialmente en la época de lluvias (Tabla 1). Por otro lado, se registró una diferencia en los tipos de sustrato inorgánico y orgánico: en abril predominó el Pd, y en junio el Mr y el Lp (Figura 1) y se encontraron, también, Lp y Hp.

Tabla 1. Resultados estadísticos descriptivos y de dispersión de las variables hidráulicas mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov. D: valor de distancia en Kolmogorov-Smirnov; p: valor de significación

Variables hidráulicas	Época	Media	Valor		Coeficiente de variación (%)	D	p
			Mínimo	Máximo			
Velocidad $m.s^{-1}$	Abril	0,32	0,10	0,70	63,73	0,66	< 0,01
	Junio	1,11	0,10	2,50	65,32		
Profundidad (m)	Abril	0,25	0,14	0,45	31,36	0,26	0,24
	Junio	0,35	0,17	0,64	37,21		
Caudal ($m^3.s^{-1}$)	Abril	0,28	0,03	0,86	86,05	0,61	< 0,01
	Junio	1,01	0,09	2,68	76,30		
Número de Froude	Abril	0,20	0,05	0,50	64,48	0,61	< 0,01
	Junio	0,60	0,05	1,67	73,27		

Variación temporal en la composición, estructura y función de la comunidad de macroinvertebrados

Se recolectaron 732 individuos pertenecientes a 57 taxones, principalmente de los órdenes Coleóptera (16), Díptera (12) y Trichoptera (11). La mayor riqueza de taxones se obtuvo en las familias Chironomidae, con ocho géneros, y Elmidae, con nueve subfamilias. En cuanto a la variación temporal, en abril se presentó el mayor número de taxones (49) e individuos (482) comparado con el mes de junio (42 taxones y 250 individuos) (Tabla 1S, <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1023/2760>).

Los resultados del ANOSIM ($R=0,159$; $p<0,001$) evidenciaron una composición de la comunidad y la abundancia de macroinvertebrados acuáticos diferente en las dos épocas de muestreo. Así, los taxones que contribuyeron en mayor grado a estas disimilitudes temporales fueron *Leptohyphes*, *Smicridea*, *Helicopsyche*, *Nanomis* y *Marilia*, con mayor abundancia en abril, y Simuliidae, Sericostomatidae, en junio (Figura 2). En cuanto a los índices de diversidad, solo se observaron diferencias temporales significativas en el índice de riqueza de Margalef ($D=0,308$; $p=0,03$), con una disminución en junio (Figura 3).

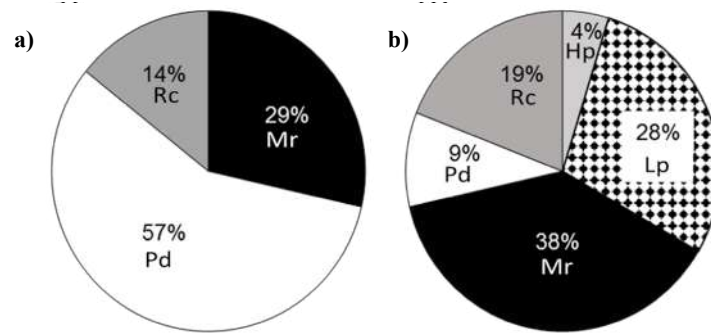


Figura 1. Porcentaje de sustratos observados en el río Agua Blanca en las épocas de: a) transición de sequía a lluvias, y b) de lluvias. Pd: piedras, Lp: limo-piedras, Hp: hojarasca-piedras, Rc: roca, Mr: musgo-roca

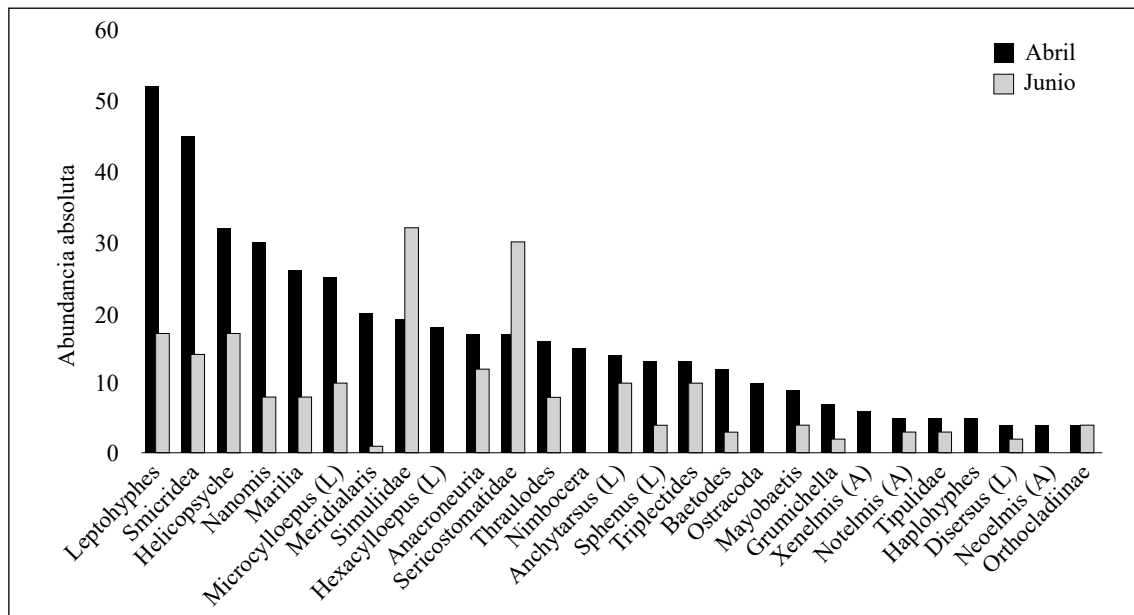


Figura 2. Abundancia absoluta (número de individuos) de los macroinvertebrados más representativos de la quebrada Agua Blanca en las dos épocas de muestreo en Berbeo, Boyacá. Estado: (A) adulto, (L) larva.

Se determinaron seis GFA dominados por CR y FR. En abril la mayor abundancia de organismos correspondió a los CR, en tanto que en junio se registró un incremento del 10 % de organismos FR y CF, en comparación con abril (**Figura 4**).

Relación entre los macroinvertebrados y las variables hidráulicas

Según las correlaciones lineales, en general no se detectaron asociaciones significativas entre las variables hidráulicas y las métricas de la comunidad. Sin embargo, la profundidad estaría inversamente relacionada con la riqueza de Margalef, con $p=0,08$.

En cuanto a los resultados del CCA, el primer eje explicó el 33,58 % de la varianza y el segundo, el 27,23 %, con una significación de $p<0,005$ según la prueba de permutación de Monte Carlo (**Figura 5**). Se obtuvieron relaciones positivas de la familia Simuliidae y el género *Metrichia* (Trichoptera) con la profundidad, del ancho del cauce con el género *Mayobaetis* (Ephemeroptero), y de la familia de Sericostomatidae (Trichoptera)

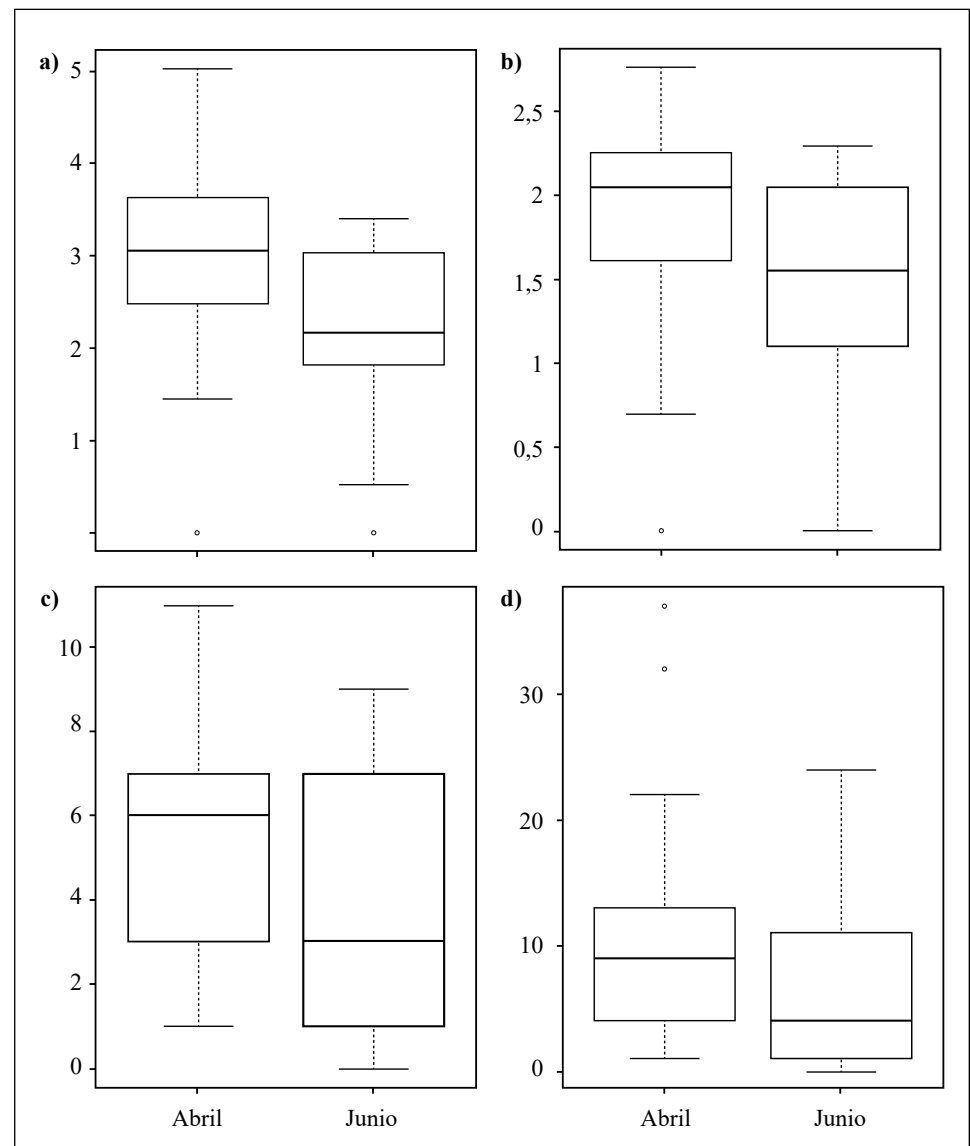


Figura 3. Diagrama de cajas de las métricas de la comunidad en las dos épocas de muestreo (prueba de Kolmogorov). **a)** Riqueza de Margalef ($D=0,308$; $p=0,03$). **b)** Diversidad de Shannon ($D=0,343$; $p=0,08$). **c)** Riqueza de EPT ($D=0,321$; $p=0,07$). **d)** Abundancia de EPT ($D=0,252$; $p=0,257$)

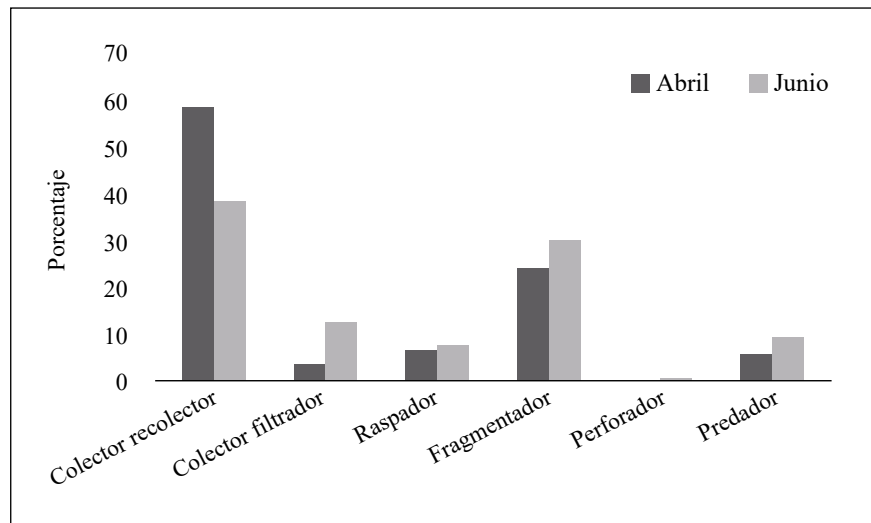


Figura 4. Gráfico de barras de los grupos funcionales alimentarios presentes en las dos épocas de muestreo

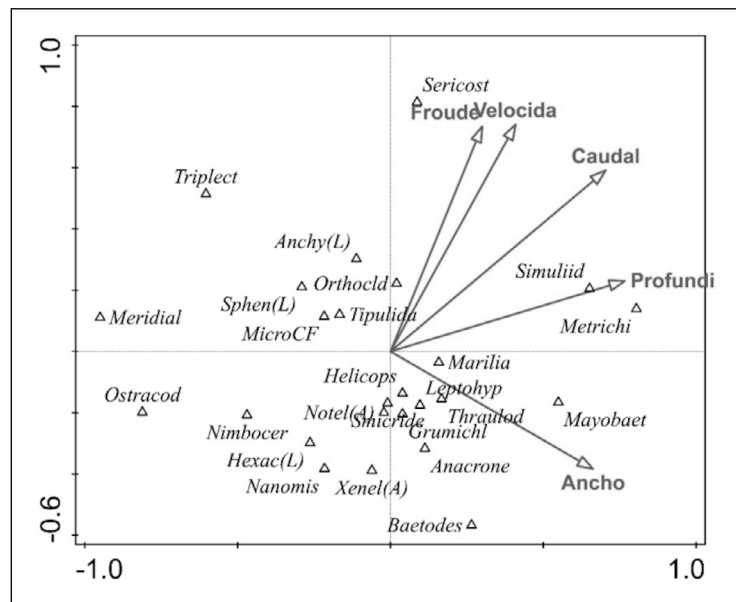


Figura 5. Análisis de correspondencia canónica entre la abundancia de los taxones y las variables abióticas

con las variables de velocidad y Fr. Por otra parte, los grupos Ostracoda, *Meridialis* (Ephemeroptero) y *Triplectides* (Trichoptero) se relacionaron de forma negativa con la velocidad y el ancho del canal.

Los resultados de la correlación de Spearman evidenciaron que la familia Simuliidae ($r=0,45$; $p<0,05$) tuvo una relación significativa con la profundidad, y la familia Sericostomatidae ($r=0,78$; $p<0,01$) con la velocidad. Por otra parte, la curva de preferencia de la familia Sericostomatidae con respecto a la velocidad presentó valores óptimos para los valores de $1,8 \text{ m s}^{-1}$ a $2,3 \text{ m s}^{-1}$, con una tendencia a registrar valores mayores (**Figura 6a**). Asimismo, la curva de preferencia para la familia Simuliidae indicó que estos organismos prefirieron establecerse en profundidades entre los 0,3 m y los 0,55 m (**Figura 6b**).

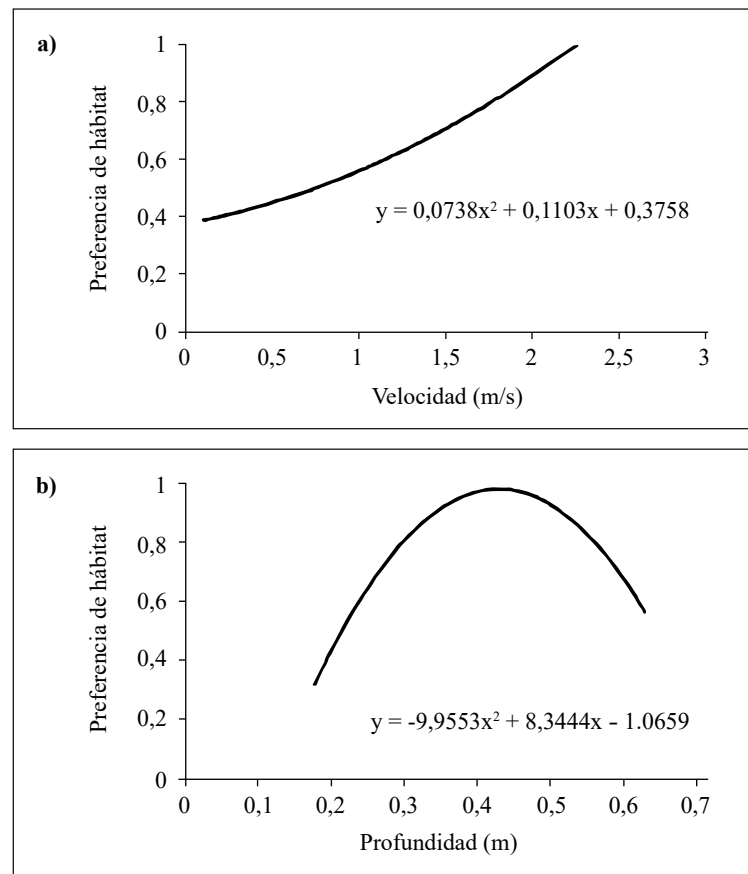


Figura 6. Curvas de idoneidad de hábitat para: **a)** Velocidad con Sericostomatidae; **b)** Profundidad con Simuliidae

Discusión

Variación temporal en las variables hidráulicas

En este estudio se hallaron diferencias relevantes en las variables hidráulicas entre la época de transición de sequía a lluvias y la de lluvias en las cuales la velocidad, el caudal y el Fr (flujo supercrítico) se relacionaron con una mayor precipitación en junio. Cabe recalcar que el tamaño pequeño de la cuenca genera una respuesta rápida al aumento de flujo y, por ende, una estacionalidad marcada en dichas variables, incluso entre la época de transición de sequía a lluvias y de lluvias (**Ministerio de medio ambiente, vivienda y desarrollo territorial - MAVDT, et al., 2006; Lewis, et al., 2008**).

Se observó, también, una variación temporal en los tipos de sustrato del río. Así, en la época de lluvias hubo una mayor heterogeneidad del sustrato debido al incremento en la proporción de la MOPG (hojarasca y musgo) y del limo, comparada con la época de transición. Esto se explicaría por la dinámica de fluidos bajo condiciones de altas velocidades en la época de lluvias, lo que genera un área de protección contra la fuerza de arrastre de la corriente en el sotavento de las rocas grandes, la cual produce el almacenamiento de sedimentos finos, MOPG y MOPF (**Tamarís-Turizo & Rodríguez-Barrios, 2015; Elgueta-Astaburuaga & Hassan, 2019**). En contraste, en la época de transición a las lluvias, cuando las velocidades son medias, no se crean estas áreas de protección y, en consecuencia, se produce un lavado del limo y la materia orgánica acumulada durante la época seca (**Roll, et al., 2012**). Este fenómeno de transporte pudo causar la ausencia de estos dos tipos de material durante la transición a las lluvias.

Variación temporal en la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados

La riqueza total de macroinvertebrados encontrada en la quebrada fue alta comparada con la hallada en otros estudios de la región norte de la cordillera de los Andes, específicamente de la subcordillera oriental de los Andes colombianos (Posada-García, *et al.*, 2008; Gil, *et al.*, 2015; Zambrano & Zambrano, 2016; Motta-Díaz, *et al.*, 2016). En general, la mayor abundancia reportada en este estudio de los órdenes Coleóptera, Díptera y Trichoptera se considera habitual en los sistemas de montaña andinos (Domínguez & Fernández, 2009; Vásquez-Ramos & Reinoso, 2012; Roldán, *et al.*, 2014).

Por otra parte, la disminución de la riqueza total y de la abundancia (~50 %) de macroinvertebrados en la época de lluvias (caudal alto), se puede explicar por el incremento del efecto de arrastre de la corriente y la poca adaptación hidromorfológica de ciertos invertebrados (Brooks, *et al.*, 2005). Esto coincide con estudios realizados en ríos andinos de media y alta montaña (Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007; Ríos-Touma, *et al.*, 2012; Vimos-Lojano, *et al.*, 2019) en los que se registró una relación inversa entre la abundancia y la riqueza de taxones de invertebrados acuáticos y la presencia de eventos de precipitación. Cabe mencionar que la riqueza y la abundancia de EPT fueron similares en las dos épocas, lo que indicaría que dentro de estos órdenes existen diferentes géneros que presentan estrategias morfológicas (estructuras de adhesión al sustrato o formas hidrodinámicas) o comportamentales (búsqueda de refugios) que les ayudan a adaptarse a las condiciones encontradas tanto en el mes de transición como en el de lluvias (Domínguez & Fernández, 2009; Stanzner & Beche, 2010; Ríos-Touma, *et al.*, 2011), lo que coincide con lo hallado en el estudio de Vimos-Lojano, *et al.* (2019), quienes reportan cambios temporales en los mesohábitats rápidos que afectan en mayor grado a los organismos que no son insectos.

En general, se encontró que la composición y la estructura de la comunidad de macro-invertebrados fue diferente en la época de transición y en la de lluvias: el flujo medio registrado durante la época de transición favoreció el establecimiento de organismos de los géneros *Leptohyphes*, *Smicridea*, *Helicopsyche*, *Nanomis* y *Marilia* en los mesohábitats de pozas y corrientes, pero cuando el flujo y las condiciones hidráulicas cambiaron en la época de lluvia, la abundancia de estos taxones disminuyó. Dichas condiciones hidráulicas se acercan al umbral de tolerancia de estos organismos, por lo que, aunque los géneros *Leptohyphes* y *Nanomis* posean adaptaciones específicas a la corriente (dentículos en las uñas), es inevitable que algunos individuos sean arrastrados por la fuerza de la corriente (Ríos-Touma, *et al.*, 2011; Crespo-Pérez, *et al.*, 2016; Forero-Céspedes, *et al.*, 2016). En cambio, otros organismos de los géneros *Smicridea*, *Helicopsyche* y *Marilia*, que prefieren mesohábitats tipo poza para su establecimiento, no poseen adaptaciones específicas contra la fuerza de arrastre; sin embargo, tienen otras estrategias de resiliencia para evitar dichas condiciones al ubicarse a sotavento de los sustratos de gran tamaño donde la velocidad es baja (Vaughn, 1987; Reynaga & Rueda, 2014; Ríos-Pulgarín, *et al.*, 2016).

Variación temporal en la función de la comunidad de macroinvertebrados

En las dos épocas los organismos CR, que se alimentan de MOPF, fueron abundantes, lo que indicaría que la MOPF puede ser un recurso importante en este sistema y coincide con lo reportado en otros ríos neotropicales en donde se evidencia la importancia de la disponibilidad de este recurso para el mantenimiento de las redes alimentarias (Tomanova, *et al.*, 2006; Tamarís-Turizo & Rodríguez-Barrios, 2015; Motta-Díaz, *et al.*, 2016; Ríos-Pulgarín, *et al.*, 2016).

Asimismo, se resalta la variación temporal en la proporción de los GFA conformados por los FR y los CF, que fueron abundantes en la época de lluvias. Es posible que la mayor disponibilidad de recursos alimenticios de MOPG en la época de lluvias debida al material alóctono (hojarasca) proveniente de la vegetación de ribera y el musgo adherido a las rocas, usualmente consumido por organismos FR de la familia Sericostomatidae (Albariño & Valverde, 1998; Carvalho & Graça, 2007), influyera en estos resultados.

La abundancia en época de lluvias de los FR coincide con lo hallado en estudios llevados a cabo en bajas altitudes de la cordillera Central de los Andes y en sistemas insulares colombianos (Rodríguez-Barrios, *et al.*, 2011; Longo & Blanco, 2014; Ríos-Pulgarín, *et al.*, 2016). En contraste, otros trabajos apoyan la hipótesis de escasez general de FR en las corrientes de montaña en los Andes (Jacobsen, 2008; Mesa, 2010; Vimos, *et al.*, 2020) e, incluso, en corrientes de mediana altitud con aportes grandes de MOPG provenientes de la ribera (Jacobsen & Encalada, 1998; Galeano-Rendón & Mancera-Rodríguez, 2018). Esto quiere decir que la abundancia de FR depende no solo de la presencia de bosque de ribera que aporte MOPG, sino también de las condiciones hidráulicas y biológicas (acción de microorganismos, paleatabilidad de las hojas) que permitan que esta hojarasca este disponible para los FR (Graça, *et al.*, 2015).

Además de los FR, los organismos CF de la familia Simuliidae fueron abundantes en la época de lluvias, resultados similares a lo observado en otros estudios (Oliveira & Nessimian, 2010; Tamarís-Turizo & Rodríguez-Barrios, 2015). La capacidad que tiene esta familia de adherirse al sustrato mediante su anillo de ganchos anales (Pavitra, *et al.*, 2019), le permite alimentarse de MOPF o materia orgánica disuelta (MOD) suspendida en la columna de agua por la acción de la turbulencia, característica de los mesohábitats rápidos y de cascadas.

Relación entre los macroinvertebrados y las variables hidráulicas

En general, las métricas de la comunidad no se correlacionaron con las variables hidráulicas. Cierta relación inversa se observó entre la riqueza de Margalef y la profundidad. Esto sugiere que dichas métricas dependen de otras variables del ecosistema (tipo de sustrato), la escala de análisis (mesohábitats), el período de muestreo o la vegetación de ribera (Buss, *et al.*, 2004), aunque Cardona (2012) observó una mayor diversidad y riqueza de taxones de macroinvertebrados a velocidades de 0,3 a 0,4 m s⁻¹ y profundidades de 0,2 a 0,5 m en ríos andinos de montaña.

En cuanto al papel de las variables hidráulicas evaluadas frente a la presencia de algunos géneros de macroinvertebrados, se observó una asociación de *Mayobaetis* con un mayor ancho del cauce, lo que responde a su capacidad natatoria gracias a los cercos, el filamento caudal y las setas que le ayudan a desplazarse en zonas con diferente velocidad e, incluso, en áreas de salpicadura de rocas de gran tamaño (Domínguez, *et al.*, 2006). En contraste, el ancho del canal y la velocidad de la corriente presentaron una asociación negativa con la presencia de Ostrácodos, *Meridialis* y *Triplectides*. En efecto, los ostrácodos prefieren para su establecimiento morfologías escalonadas entre los rápidos y las corrientes lentas en donde puedan recolectar alimento de MOPF del fondo (Pennak, 1989). Asimismo, *Meridialis* prefiere establecerse en piedras de tamaño mediano ubicadas en sitios de velocidades bajas, con el fin de evitar el arrastre por la acción de la corriente (Domínguez, *et al.*, 2006).

Para el caso de *Triplectides*, se observó la ocupación de casas vacías de la familia Sericostomatidae (Trichopteros) en hábitats de corriente lenta, estructuras que probablemente fueron arrastradas de sitios rápidos o cascadas. Este organismo aprovecha, así, la hidráulica del río para encontrar refugio y alimentación, fenómeno que ya ha sido reportado en pequeños ríos de Brasil, en donde ocupa casas de *Neptopsyche* y Sericostomatidae y se le ha asociado con mesohábitats del tipo de pozos (Crisci-Bispo, *et al.*, 2004).

Por otra parte, el género *Metrichia* y la familia Simuliidae se asociaron con valores altos de la profundidad y la velocidad. En el caso del género *Metrichia*, se observó que la casa (estuche) estaba unida a los filamentos de algas filamentosas y musgo recolectados en rocas de corrientes rápidas, asociación que podría ser una adaptación contra la fuerza de arrastre y la gran erosión características de hábitats con velocidades altas. Estos hallazgos coinciden con lo reportado por Santos, *et al.* (2016) en ríos de Brasil. En el caso de Simuliidae, los resultados coinciden con lo reportado por Ríos-Touma, *et al.* (2011) en ríos andinos de montaña, en donde se observó una preferencia por parches con una alta velocidad de flujo, determinada probablemente por rasgos adaptativos específicos que le

permiten sujetarse al sustrato mediante su anillo de ganchos anales (Pavitra, *et al.*, 2019), el cual les permite una mayor cantidad de filtración de MOPF (Wotton, 1986; Currie & Adler, 2008; Domínguez & Fernández, 2009). Además, Palmer & Craig (2000) encontraron una variación morfológica en los abanicos de filtración característicos de esta familia según la velocidad: así, en velocidades altas estos órganos son pequeños y fuertes, en tanto que en velocidades bajas son grandes y débiles, pero más complejos. Otro de las características de la familia Simuliidae es la preferencia de profundidades entre los 0,35 m y los 0,45 m; es posible que a estas profundidades (60 % de la profundidad total) el esfuerzo cortante que ejerce la columna de agua sobre el lecho del río cambie propiedades de transporte de los sedimentos e influya en la disponibilidad de MOPF para la filtración (Gore, 1987).

Por otra parte, la familia Sericostomatidae prefirió valores de velocidad mayores a 2 m s⁻¹ y flujos súpercríticos, generalmente con bajas profundidades. Este organismo estaría adaptado a vivir en ambientes extremos de cascada, en donde la presión por la competencia y la depredación es menor y hay una mayor disponibilidad de alimento proveniente de la vegetación de ribera o el musgo adherido a las rocas, ya que, según Albariño & Valverde (1998), el hábito trófico de esta familia es el de FR, principalmente de hojas o macrófitas. En campo se observaron casas de estos Trichopteros adheridas a las superficies de rocas recubiertas de musgo, así como en acumulaciones de la hojarasca atrapada en los intersticios formados por las rocas en las corrientes rápidas.

Conclusiones

En este estudio se evidenció una variación temporal en las condiciones hidráulicas: la época de lluvias se caracterizó por altas velocidades, caudal y flujo supercrítico, y una mayor heterogeneidad y abundancia del tipo de sustratos, especialmente la MOPG. Además, se encontró que la estructura y la función de la comunidad de macroinvertebrados son diferentes en las dos épocas. Se resalta el papel de las variables hidráulicas evaluadas para la presencia de algunos géneros y grupos funcionales de macroinvertebrados. Así, en la época de lluvias la abundancia de organismos FR y CF se relacionó con la presencia de recursos alimenticios de hojarasca, material alóctono proveniente de aguas arriba y del musgo adherido a las rocas. Se encontró una mayor abundancia de la familia Simuliidae en profundidades entre los 0,35 m y los 0,45 m y de la familia Sericostomatidae en velocidades de >2 m s⁻¹ y flujos súpercríticos. Por último, es necesario hacer más estudios en diferentes tipos de ríos bajo condiciones hidráulicas y usos de suelo diferentes, con el objeto de verificar y ampliar el conocimiento acerca de la influencia de estas variables y otras de mayor escala en la biota acuática.

Información suplementaria

Tabla 1S. Listado taxonómico y abundancia absoluta de los macroinvertebrados recolectados en la quebrada Agua Blanca, Berbeo, Boyacá. Estado: (A) adulto, (L) larva. GF: Grupo funcional alimentario: fragmentadores (FR), colectores-recolectores (CR), colectores filtradores (CF), raspadores (RA), depredadores (DE) y perforadores (PE). Tomado de: Merrit & Cummins (2008), Tomanova, *et al.* (2006) y Chará-Serna, *et al.* (2010). Ver la tabla 1S en: <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1023/2760>

Figura 1S. Precipitación media mensual acumulada de los valores registrados entre los años 1962 y 2016 en el municipio de Berbeo. Datos tomados de la Estación “campbuenavista” ubicada a 1.370 m s.n.m. Datos del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, IDEAM. Ver la figura 1S en: <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1023/2761>

Figura 2S. Diseño del muestreo para la recolección de datos en el río Agua Blanca, Berbeo, Boyacá. Ver la figura 2S en: <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1023/2762>

Agradecimientos

Al Doctor Nelson Aranguren, director del grupo de investigación UDESA, por sus aportes en la formulación del proyecto. Al semillero BIOCA del Grupo de Investigación UDESA, por la ayuda en la segunda campaña de recolección de muestras. A Doctor Rodulfo Ospina, por su asesoría taxonómica en la identificación de dípteros y a la Doctora Julieta Sganga, por la asesoría taxonómica en la identificación de tricópteros. El primer autor agradece a la UPTC por el apoyo financiero para la realización de este proyecto. Agradecemos, asimismo, a los revisores anónimos que contribuyeron a mejorar este manuscrito.

Contribución de los autores

AJMD, contribuyó en la construcción de la propuesta, la toma de muestras físicas y biológicas, la determinación taxonómica, el análisis de datos y la construcción del manuscrito; DJVL, contribuyó en la construcción de la propuesta, el análisis de datos y la construcción del manuscrito.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

Referencias

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., Prat, N.** (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*. **28** (1): 035-64.
- Albariño, R. J. & Valverde, A.** (1998). Hábito alimentario del estado larval de *Parasericostoma cristatum* (Trichoptera: Sericostomatidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. **57** (1-4): 131-135.
- Brooks, A., Haeusler, T., Reinfelds, I., Williams, S.** (2005). Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology*. **50** (2): 331-344.
- Bunn, S. E. & Arthington, A. H.** (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management*. **30** (4): 492-507.
- Buss, D. F., Baptista, D. F., Nessimian, J. L., Egler, M.** (2004). Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in Neotropical streams. *Hydrobiologia*. **518** (1-3): 179-188.
- Cardona, W.** (2012). Curvas de idoneidad de hábitat para macroinvertebrados bentónicos: una herramienta para la estimación de caudales ambientales. (Tesis M.Sc) Escuela de los Recursos Naturales y del Ambiente. Facultad de Ingeniería. Universidad del Valle.
- Carvalho, E. M. & Graça, M. A.** (2007). A laboratory study on feeding plasticity of the shredder *Sericostoma vittatum* Rambur (Sericostomatidae). *Hydrobiologia*. **575** (1): 353-359.
- Chará-Serna, A., Chará, J.; Zuñiga, M.C., Pedraza, G., Giraldo, L.** (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Universitas Scientiarum*. **15** (1): 27-36.
- Clarke K.** (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. **18**: 117-143.
- Crespo-Pérez, V., Andino, P., Espinosa, R., Dangles, O., Jacobsen, D.** (2016). The altitudinal limit of Leptohyphes Eaton, 1882 and Lachlania Hagen, 1868 (Ephemeroptera: Leptohyphidae, Oligoneuriidae) in Ecuadorian Andes streams: searching for mechanisms. *Aquatic Insects*. **37** (1): 69-86.
- Crisci-Bispo, V. L., Bispo, P. C., Froehlich, C. G.** (2004). Triplectides larvae in empty cases of Nectopsyche (Trichoptera, Leptoceridae) at Parque Estadual Intervales, São Paulo State, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*. **48** (1): 133-134.
- Currie, D. C. & Adler, P. H.** (2008). Global diversity of black flies (Diptera: Simuliidae) in freshwater. *Hydrobiologia*. **595** (1): 469-475.
- Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M., Hubbard, M. Nieto, C.** (2006). Ephemeroptera de América del sur. En Addis J., Árias J., Rueda-Delgado G., Wantzen K. (Eds.). *Aquatic Biodiversity in Latin America (ABLA)*. Sofia, Moscú: Pensoft. p. 15-645.
- Domínguez, E. & Fernández, H.** (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. San Miguel de Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo. p. 17-631.

- Elgueta-Astaburuaga, M. A. & Hassan, M. A.** (2019). Sediment storage, partial transport, and the evolution of an experimental gravel bed under changing sediment supply regimes. *Geomorphology*. **330**: 1-12.
- Epler, J. H.** (2001). Identification Manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina: a guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida. Raleigh, USA: St. Johns River Water Management District. p. 8-53.
- Ministerio de medio ambiente, vivienda y desarrollo territorial-MAVDT, Municipio de Berbeo Boyacá-FONADE.** Esquema de Ordenamiento territorial (EOT). (2006). Convenio 009/2006.
- Forero-Céspedes, A. M., Gutiérrez, C., Reinoso-Flórez, G.** (2016). Composición y estructura de la familia Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) en una cuenca andina colombiana. *Hidrobiológica*. **26** (3): 459-474.
- Galeano-Rendón, E. & Mancera-Rodríguez, N.** (2018). Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in four Andean creeks in Colombia. *Revista de Biología Tropical*. **66** (4): 1721-1740.
- Gil, Z., Rodríguez, L., Rodríguez, J., Soler, X.** (2015). Bioindicadores de la calidad del agua en áreas con restauración ecológica de la quebrada La Colorada, Villa de Leyva, Boyacá. *I3*. **2** (2): 10-27.
- Gore, J.** (1987). Development and applications of macroinvertebrate instream flow models for regulated flow management. En Craig, J., Kemper, B (Eds.). *Regulated streams: advances in ecology*. (pp. 99-115). Boston, USA: Springer Science y Business Media.
- Graça, M. A., Ferreira, V., Canhoto, C., Encalada, A. C., Guerrero-Bolaño, F., Wantzen, K. M., Boyero, L.** (2015). A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review of Hydrobiology*. **100** (1): 1-12.
- Guisande C., Vaamonde A., Barreiro A.** (2011). Tratamiento de datos con S, STATISTICA y SPSS. Vigo, España: Díaz de Santos.
- Herbst, D. B., Cooper, S. D., Medhurst, R. B., Wiseman, S. W., Hunsaker, C. T.** (2019). Drought ecohydrology alters the structure and function of benthic invertebrate communities in mountain streams. *Freshwater Biology*. **64** (5): 886-902.
- Jacobsen, D.** (2008). Tropical high-altitude streams. En: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical Stream Ecology* (219-256). Londres, Inglaterra: Elsevier Science.
- Jacobsen, D. & Encalada, A.** (1998). The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams in the wet and dry season. *Archiv für Hydrobiologie*. **142**: 53-70.
- Kennen, J., Riva-Murray, K., Beaulieu, K.** (2010). Determining hydrologic factors that influence stream macroinvertebrate assemblages in the northeastern US. *Ecohydrology*. **3** (1): 88-106.
- Konrad C., Brasher A., May J.** (2008). Assessing streamflow characteristics as limiting factors on benthic invertebrate assemblages in streams across the western United States. *Freshwater Biology*. **53**: 1983-1998.
- Lepš J., Šmilauer P.** (2003). Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Reino Unido, Cambridge: Cambridge University Press. p. 15-269.
- Lewis, W.** (2008). Physical and chemical features of tropical flowing waters. En: Dudgeon, D. *Tropical Stream Ecology* (219-256). Londres, Inglaterra: Elsevier Science.
- Longo, M., Zarnora, H., Guisande, C., Ramírez, J. J.** (2010). Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en la quebrada Potrerillos (Colombia) respuesta a los cambios estacionales de caudal. *Limnetica*. **29** (2): 195-210.
- Longo, M. & Blanco, J. F.** (2014). Shredders are abundant and species-rich in tropical continental-island low-order streams: Gorgona Island, Tropical Eastern Pacific, Colombia. *Revista de Biología Tropical*. **62**: 85-105.
- Mantilla, J. S., Moncada, L. I., Matta, N. E., Adler, P. H.** (2018). Distribution of black flies (Diptera: Simuliidae) along an elevational gradient in the Andes Mountains of Colombia during the El Niño Southern Oscillation. *Acta Tropica*. **183**: 162-172.
- Merritt, R. & Cummins, K.** (2008). An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Dubuque, USA: Kendall Hunt Company. p. 10-1158.
- Mesa, L.** (2010). Hydraulic parameters and longitudinal distribution of macroinvertebrates in a subtropical andean basin. *Interciencia*. **35** (10): 759-764.
- Moreno, C.** (2001). Métodos para medir la biodiversidad. Zaragoza, España: MyT-Manuales y Tesis SEA. p. 5-84.
- Motta-Díaz, A., Ortega-Corredor, L., Niño-Fernández, Y., Aranguren-Riaño, N.** (2016). Functional feeding groups of aquatic macroinvertebrates in a tropical stream (Colombia). *Revista UDCA Actualidad y Divulgación Científica*. **19** (2): 425-433.

- Oliveira, A. & Nessimian, J.** (2010). Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*. **22** (4): 424-441.
- Palmer, R. W. & Craig, D. A.** (2000). An ecological classification of primary labral fans of filter-feeding black fly (Diptera: Simuliidae) larvae. *Canadian Journal of Zoology*. **78** (2): 199-218.
- Parasiewicz, P.** (2007). The MesoHABSIM model revisited. *River Research and Applications*. **23** (8): 893-903.
- Pavitra, S.P., Low, V.L., Tan, T.K., Lim, Y.A., Ya'cob, Z.** (2019). Temporal variation in diversity and community structure of preimaginal black-flies (Diptera: Simuliidae) in a tropical forest reserve in Malaysia. *Acta Tropica*. **202**: 105275.
- Pennak, R. W.** (1989). *Freshwater invertebrates of the United States*. Ronald Press, New York. [¿p?](#)
- Poff, N. & Zimmerman, J.** (2010). Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*. **55** (1): 194-205.
- Posada-García, J. A., Abril-Ramírez, G., Parra-Sánchez, L. N.** (2008). Diversity of aquatic macroinvertebrates of Páramo de Frontino (Antioquia, Colombia). *Caldasia*. **30** (2): 441-455.
- Ramírez, A. & Gutiérrez-Fonseca, P. E.** (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical*. **62**: 155-167.
- Rempel, L., Richardson, J., Healey, M.** (2000). Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology*. **45** (1): 57-73.
- Reynaga, M. C. & Rueda, P.** (2014). Trophic analysis of three species of Marilia (Trichoptera: Odontoceridae) from the neotropics. *Revista de Biología Tropical*. **62** (2): 543-550.
- Ríos-Pulgarín, M., Barletta, M., Arango-Jaramillo, M., Mancera-Rodríguez, N.** (2016). The role of the hydrological cycle on the temporal patterns of macroinvertebrate assemblages in an Andean foothill stream in Colombia. *Journal of Limnology*. **75** (S1): 107-120.
- Ríos-Touma, B., Encalada, A. C., Prat Fornells, N.** (2011). Macroinvertebrate assemblages of an Andean high-altitude tropical stream: the importance of season and flow. *International Review of Hydrobiology*. **96** (6): 667-685.
- Ríos-Touma, B., Prat, N., Encalada, A. C.** (2012). Invertebrate drift and colonization processes in a tropical Andean stream. *Aquatic Biology*. **14**: 233-246.
- Robert, F., McDonald, A., Pritchard, P.** (2003). *Introduction to fluid mechanics*. Nueva York, USA: McGraw-Hill. p. 10-196.
- Rodríguez-Barrios, J., Ospina-Tórres, R., Turízo-Correa, R.** (2011). Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* **59** (4): 1537-1552.
- Roldán, G., Zúñiga, M., Zamora, L., Reinoso, G., Longo, M.** (2014). Colombia. En: Alonso-Eguía Lis, P.; Mora, J.; Campbell, B.; Springer, M (Eds.). *Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico* (63-93). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Rolls, R. J., Leigh, C., Sheldon, F.** (2012). Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems: Ecological principles and consequences of alteration. *Freshwater Science*. **31** (4): 1163-1186.
- Rosser, Z. C. & Pearson, R. G.** (2018). Hydrology, hydraulics and scale influence macroinvertebrate responses to disturbance in tropical streams. *Journal of Freshwater Ecology*. **33** (1): 1-17.
- Santos A., Takiya D., Nessimian J.** (2016). Integrative taxonomy of *Metrichia* Ross (Trichoptera: Hydroptilidae: Ochrotrichiinae) microcaddisflies from Brazil: descriptions of twenty new species. *PeerJ*. Doi: 10.7717/peerj.2009
- Sistema Municipal de Áreas Protegidas (SIMAP).** (2015). Convenio CNV 2015-143. Sistema municipal de áreas protegidas Miraflores y Zetaquirá. CorpoBoyacá. Miraflores.
- Statzner, B. & Beche, L. A.** (2010). Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems?. *Freshwater Biology*. **55**: 80-119
- Tamarís-Turizo, C. & Rodríguez-Barrios, J.** (2015). Transport of organic matter across a tropical mountain stream of Sierra Nevada de Santa Marta (Colombia). *Acta Biol. Col.* **20** (3): 209-216.
- Tamaris-Turizo, C., Pinilla, G., Muñoz, I.** (2018). Trophic network of aquatic macroinvertebrates along an altitudinal gradient in a Neotropical mountain river. *Revista Brasileira de Entomologia*. **62** (3): 180-187.

- Tomanova, S., Goitia, E., Helešić, J.** (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*. **556** (1): 251-264.
- Tomanova, S. & Usseglio-Polatera, P.** (2007). Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Archiv für Hydrobiologie*. **170** (3): 243-255.
- Vásquez-Ramos, J. & Reinoso, G.** (2012). Estructura de la fauna béntica en corrientes de los Andes colombianos. *Revista Colombiana de Entomología*. **38** (2): 351-358.
- Vaughn, C. C.** (1987). Substratum preference of the caddisfly *Helicopsyche borealis* (Hagen) (Trichoptera: Helicopsychidae). *Hydrobiologia*. **154** (1): 201-205.
- Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M. J., Barbour, M. T., Prat, N.** (2013). A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Perú: The IMEERA index. *Ecological Indicators*. **29**: 79-92.
- Vimos-Lojano, D., Martínez-Capel, F., Hampel, H., Vázquez, R.** (2019). Hydrological influences on aquatic communities at the mesohabitat scale in high Andean streams of southern Ecuador. *Ecohydrology*. **12** (1). Doi: 10.1002/eco.2033
- Vimos-Lojano, D., Hampel, H., Vázquez, R.F.** (2020). Community structure and functional feeding groups of macroinvertebrates in pristine Andean streams under different vegetation cover. *Ecohydrology & Hydrobiology*. Doi: 10.1016/j.ecohyd.2020.04.004
- Wadeson, R.** (1994). A geomorphological approach to the identification and classification of instream flow environments. *Southern African Journal of Aquatic Science*. **20** (1-2): 38-61.
- Wetzel, R. & Likens, G.** (2000). *Limnological Analyses*. Nueva York, USA. Springer. p. 353.
- Wotton, R. S.** (1986). The use of silk life-lines by larvae of *Simulium noelleri* (Diptera). *Aquatic Insects*. **8** (4): 255-261.
- Zambrano, N. & Zambrano, D.** (2016). Macroinvertebrados acuáticos de la quebrada los Alisos, Firavitoba-Boyacá. *Intropica: Revista del Instituto de Investigaciones Tropicales*. **11** (1): 47-56.

Artículo original

Estructura poblacional y reproducción de cinco especies ícticas en un embalse neotropical

Population structure and reproduction of five fish species in a Neotropical reservoir

✉ María Nelly Zapata-Londoño¹, ✉ Edna J. Márquez^{2,*}, ✉ Natalia Restrepo-Escobar²,
✉ María Isabel Ríos-Pulgarín³

¹ Facultad de Minas, Maestría en Medio Ambiente y Desarrollo, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Medellín, Colombia

² Facultad de Ciencias, Escuela de Biociencias, Laboratorio de Biología Molecular y Celular, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Medellín, Colombia

³ Programa de Ingeniería Ambiental, Grupo de investigación en Limnología y Recursos Hídricos, Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Antioquia, Colombia

Resumen

Aun cuando el conocimiento de la estructura poblacional y los aspectos reproductivos de los peces permite diseñar estrategias adecuadas de manejo, su estudio ha sido escaso en embalses colombianos generadores de energía. Este estudio evaluó ambos aspectos en los principales recursos pesqueros del embalse Peñol-Guatapé, Antioquia, Colombia, entre 2013 y 2014 (*Cyprinus carpio*, *Micropterus salmoides*, *Coptodon rendalli*, *Caquetaia kraussii* y *Kronoheros umbrifer*). Los datos se recolectaron de la pesca artesanal, deportiva y turística que se realiza con trasmallos de superficie, atarraya, anzuelo con carnada viva, chinchorro de arrastre y varas de pesca. Los análisis de 9.151 individuos incluyeron métodos estándar para establecer la estructura de las tallas, el dimorfismo sexual de tamaño, la relación longitud-peso y su biología reproductiva (tallas de madurez, proporción sexual, fecundidad y periodos de madurez gonádica). Los resultados evidenciaron dimorfismo sexual de tamaño en *C. carpio*, *M. salmoides* y *C. kraussii*, crecimiento alométrico negativo en *M. salmoides*, *C. kraussii* y en los machos de *C. carpio*, así como crecimiento isométrico en *C. rendalli*, *K. umbrifer* y hembras de *C. carpio*. La talla media de madurez sexual difirió de las descritas en otros estudios, excepto en *M. salmoides* y *K. umbrifer*. Todas las especies mostraron una proporción mayor o igual de hembras y periodos de madurez gonádica concordantes con los periodos reproductivos descritos previamente. Esta información sirve de base para el monitoreo posterior del crecimiento y la reproducción de las cinco especies estudiadas y los lineamientos necesarios para su explotación sustentable en el embalse Peñol-Guatapé.

Palabra clave: *Caquetaia kraussii*; *Coptodon rendalli*; *Cyprinus carpio*; *Kronoheros umbrifer*; *Micropterus salmoides*; Fecundidad.

Abstract

Although the knowledge about the population structure and reproductive aspects of fish facilitates the design of management strategies, such information is scarce for Colombian reservoirs designed for electric energy production. This study evaluated both aspects of the main fishery resources of the reservoir Peñol-Guatapé, Antioquia, Colombia, from 2013 to 2014 (*Cyprinus carpio*, *Micropterus salmoides*, *Coptodon rendalli*, *Caquetaia kraussii*, and *Kronoheros umbrifer*). Data was collected from artisanal, sport, and touristic fishery performed by gillnet, cast nets, live-bait hook, seine net, and fishing rod. The analyses of the 9,151 individuals collected included standard methods for determining size frequencies, sexual size dimorphism, length-weight relationships per sex, and reproductive biology (sizes and sexual mature indexes, sex ratio, fecundity, and spawning period). Our results showed sexual size dimorphism in *C. carpio*, *M. salmoides*, and *C. kraussii*, negative

Citación: Zapata-Londoño MN, Márquez EJ, Restrepo-Escobar N, Ríos-Pulgarín MI. Estructura poblacional y reproducción de cinco especies ícticas en un embalse neotropical. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):622-638, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1049>

Editor: Nelson Aranguren

***Correspondencia:**

Edna J. Márquez; ejmarque@unal.edu.co; ejmarque@gmail.com

Recibido: 26 de octubre de 2019

Aceptado: 26 de mayo de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

allometric growth in *M. salmoides*, *C. kraussii*, and *C. carpio* males, as well as isometric growth in *C. rendalli*, *K. umbrifer*, and *C. carpio* females. Mean sizes of sexual maturity differed from other studies except in *M. salmoides* and *K. umbrifer*. All species showed a higher ratio of females and periods of gonadal maturity concordant with reproductive periods previously described. This information is useful as baseline data for further monitoring the growth and reproduction of the five studied species and establishing guidelines on their sustainable exploitation in the Peñol-Guatapé reservoir.

Keywords: *Caquetaia kraussii*; *Coptodon rendalli*; *Cyprinus carpio*; *Kronoheros umbrifer*; *Micropterus salmoides*; Fecundity.

Introducción

En los sistemas acuáticos naturales las construcciones de embalses facilitan el establecimiento de peces exóticos que representan una amenaza a la estabilidad del ambiente por la alteración del hábitat de las especies nativas o por perturbación de los ecosistemas (Vilá, *et al.*, 2008). Sin embargo, estos embalses pueden aprovecharse para crear y mantener hábitats de desove, reclutamiento y maduración de poblaciones ícticas utilizadas en la producción pesquera (Hailu, 2013; Marmulla, 2001).

Los actuales programas de aprovechamiento pesquero en embalses reconocen la relación entre todos los componentes del sistema; consecuentemente, las especies y el hábitat deben considerarse en la toma de decisiones sobre el manejo adecuado de las pesquerías (Fernández, *et al.*, 2009) para mantener las características del ecosistema, salvaguardar la sostenibilidad ambiental y económica y mejorar las condiciones sociales de los pescadores (Martin & Pope, 2011; Rapp, *et al.*, 2008).

Para la adecuada implementación de estos planes de manejo pesquero es importante entender los mecanismos que intervienen en la estructura, la reproducción y los ciclos de vida de las poblaciones ícticas de importancia pesquera (Agostinho, *et al.*, 2004; Bayley & Petrere Jr., 1989), así como el comportamiento de las especies nativas en áreas donde se han establecido de forma exitosa las no nativas (Schüttler & Karez, 2008), para garantizar la producción continua de individuos en buenas condiciones y facilitar su adaptación a sistemas con intervenciones antrópicas (Probst, *et al.*, 2013).

En Latinoamérica la infraestructura de embalses se ha utilizado en el desarrollo de pesquerías con especies introducidas con el fin de incrementar la oferta de productos pesqueros para la población rural (Juárez-Palacios, 1987), contribuir a la seguridad alimentaria de las comunidades con alimento de bajo costo y alto contenido proteico y generar nuevas fuentes de empleo (Gómez-Ponce, *et al.*, 2011), especialmente en regiones donde la regulación de caudales ha disminuido la oferta de recursos pesqueros o ha cambiado la vocación económica del territorio.

Colombia es un ejemplo de la introducción de especies exóticas en embalses para aumentar la producción pesquera (Gracia, *et al.*, 2011) como una medida compensatoria del impacto ambiental y social (Palacio & Plazas, 1998; Jiménez-Segura, *et al.*, 2011). Sin embargo, la escasa información sobre las especies exóticas y nativas que comparten el mismo ecosistema dificulta determinar los riesgos de la introducción de especies y subsanar algunas deficiencias en el manejo (Álvarez-León & Gutiérrez-Bonilla, 2007).

Esta limitación es especialmente relevante para un embalse con más de 30 años de operación como el Peñol-Guatapé, en donde la rentabilidad económica de la pesquería se sustenta en la pesca artesanal y deportiva de especies introducidas entre 1978 y 1983 como la carpa común (*Cyprinus carpio*), la trucha Bass (*Micropterus salmoides*) y la tilapia mona (*Coptodon rendalli*), las cuales coexisten con las especies nativas de mojarra amarilla (*Caquetaia kraussii*) y mojarra negra (*Kronoheros umbrifer*) (Palacio & Plazas, 1998; Valderrama, 1986). En este contexto, el presente estudio determinó la estructura poblacional y los aspectos reproductivos de las cinco especies mencionadas, información que permitirá establecer lineamientos de manejo para una actividad pesquera sustentable.

Materiales y métodos

Recolección de muestras biológicas

Para el presente estudio se realizaron visitas mensuales de quince días entre marzo de 2013 y abril de 2014, periodo durante el cual se recolectaron peces frescos provenientes de la pesca artesanal, deportiva y turística con trasmallos de superficie, atarraya, anzuelo con carnada viva, chinchorro de arrastre y varas de pesca en el embalse Peñol-Guatapé, el cual fue construido en 1978 en la jurisdicción de los municipios de El Peñol, Guatapé, Alejandría, Concepción, San Vicente y San Rafael (**Aguirre-Ramírez, et al., 2007**).

Cada individuo se identificó en campo con base los estudios sobre *C. carpio* y *M. salmoides* (**FAO, 2004; Jiménez-Segura, et al., 2011; Skelton, 1993**) y las especies de la familia Cichlidae (**Miller & Norris, 1996**); se registraron la longitud total (cm), el peso total con vísceras (g), el sexo y el estadio de maduración identificados macroscópicamente siguiendo a **Vazzoler (1996)** como: A (inmaduro), B (en proceso de maduración), C (maduros), D (en desove) y E (en reposo). Después se extrajeron y se conservaron 243 gónadas para su posterior procesamiento en el laboratorio.

Estructura poblacional

La estructura de tallas se estableció construyendo histogramas de frecuencia de la abundancia relativa (%) de machos, hembras e individuos de sexo desconocido y se identificaron las tallas mínima y media de captura de cada especie. Para contrastar las diferencias de tamaño entre sexos de las cinco especies evaluadas (dimorfismo sexual en el tamaño), se hizo un análisis de varianza (ANOVA) de una vía después de verificar los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro Wilks) y homocedasticidad (prueba de Levene). En caso de no cumplir los supuestos, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.

Las relaciones de longitud y peso de todas las especies se calcularon para cada sexo utilizando un análisis de regresión simple. Posteriormente, se escogió el modelo considerando el coeficiente de determinación (R^2) y la distribución de los residuales. Para verificar si la pendiente de crecimiento (b) era significativamente diferente del valor isométrico ($b=3$) se utilizó la prueba t -Student ($H_0: b=3$) con un nivel de confianza del 95 % ($\alpha=0,05$) (**Froese, 2006; Joyeux, et al., 2009**).

Aspectos reproductivos

Para calcular la talla de madurez, la proporción de individuos maduros (C y D) por clase de talla se graficó en una curva logística, estableciendo la talla en la que el 50 % (L_{50}) y 100 % (L_{100}) de los individuos se encontraban sexualmente maduros. Para verificar si la proporción sexual de cada especie tuvo diferencias significativas frente a la teórica mendeliana (1:1), se aplicó la prueba de Wilson Score y el estadístico de la prueba corregido (z_s).

La fecundidad de cada especie (F) se calculó por el método gravimétrico ($F=[\text{número de ovocitos maduros en la muestra} * \text{peso de todos los ovocitos}] / \text{peso de la muestra}$) cuantificando el número de huevos en muestras de tejido gonadal del mismo peso de las regiones proximal, media y distal de 243 gónadas preservadas (*C. carpio*: 90; *M. salmoides*: 75; *C. rendalli*: 27; *C. kraussii*: 33; *K. umbriifer*: 18). Además, los períodos de madurez gonádica se estimaron con el índice gonadosomático (IGS) ($\text{IGS} = [\text{peso de la gónada en gramos} / \text{peso total en gramos}] * 100$), y sus variaciones mensuales se utilizaron para establecer las épocas de desove de las especies evaluadas.

Programas

Los análisis estadísticos se hicieron con RWizard (**Guisande, et al., 2014**) y las gráficas de dosis-respuesta normalizadas para la talla de madurez sexual con GrapPad Prisma v5 (GraphPad, San Diego CA, USA).

Resultados

Se registraron 9.151 individuos (**Tabla 1**) con un aporte total de biomasa de 8.755.726 gramos (aproximadamente 8,80 toneladas). El mayor aporte de biomasa fue de *C. carpio* (7.729.614 g) seguida de *M. salmoides* (620.414 g), *C. rendalli* (311.121 g), *C. kraussii* (49.090 g) y *K. umbrifer* (45.487 g).

Estructura poblacional

Los valores promedio de longitud y peso total (**Tabla 1**) evidenciaron una proporción baja de individuos inmaduros y predominio de ejemplares maduros y de sexo desconocido. La distribución de tallas (**Figura 1**) satisfizo los supuestos de normalidad y homocedasticidad únicamente en *C. kraussii* (Shapiro-Wilks: 0,99; p: 0,62; Levenne: 0,30; p: 0,58) y *K. umbrifer* (Shapiro-Wilks: 0,99; p: 0,73; Levenne: 0,74; p: 0,39). En la mayoría de las especies, excepto en *C. rendalli* (Kruskal-Wallis=0,16; p: 0,69) y *K. umbrifer* ($F_{(1,63)} = 1,16$; p: 0,29), las hembras fueron significativamente más grandes que los machos (todo los $p < 0,001$).

Las especies *C. carpio*, *M. salmoides* y *C. kraussii* mostraron un crecimiento alométrico negativo por lo menos en uno de sus sexos, en tanto que en *C. rendalli* y *K. umbrifer* el crecimiento fue isométrico en ambos sexos, y la tendencia fue similar en las hembras de *C. carpio* (**Tabla 2**). El coeficiente de determinación (R^2) fluctuó entre 0,89 y 0,96, ajustándose en todos los casos a un modelo potencial (**Figura 2**).

Aspectos reproductivos

Dado que la comercialización se centra en los individuos vivos en peceras de exhibición, la madurez sexual se examinó en el 27 % de ellos y se encontró que solo el 3 % había sido capturado por debajo de la talla de madurez sexual definida en este estudio para *C. carpio*, *C. rendalli* y *C. kraussii*.

La talla de madurez sexual para hembras, machos y sexos combinados (**Figura 3**) fue de 25,00, 23,19 y 23,44 cm para *C. carpio* ($R^2=0,92$); 21,95, 21,04 y 21,43 cm para *M. salmoides* ($R^2=0,99$); 14,51, 16,59 y 15,50 cm para *C. rendalli* ($R^2=0,98$); 22,20, 24,61 y 22,97 cm para *C. kraussii* ($R^2=0,85$), y 16,41, 20,00 y 18,50 cm para *K. umbrifer* ($R^2=0,92$).

Cuatro de las especies evaluadas mostraron una proporción sexual mayor de hembras: *C. carpio*, 1,22:1 (zs: 2,99; $p < < 0,01$), *M. salmoides*, 1,28:1 (zs: 4,01; $p < < 0,01$), *C. rendalli* 1,37:1 (zs: 3,13; $p < < 0,01$), y *C. kraussii* 1,72:1 (zs: 2,866; $p < < 0,01$); sin embargo, *K. umbrifer* no se alejó significativamente de la proporción teórica mendeliana de 1,13:1 (zs: 0,50; p: 0,62).

El número total estimado de huevos (h) por gónadas analizadas (G) y los promedios de huevos por hembra (h/H) y por gramo de hembra (h/g) fueron los siguientes: *C. carpio*: 87.076,975 h/90G; 967.522 h/H; 278,60 h/g; *M. salmoides*: 539.425 h/75G; 7.492 h/H; 14,40 h/g; *C. rendalli*: 323.644 h/27G; 11.987 h/H; 13,90 h/g; *C. kraussii*: 169.002 h/33G; 5.121 h/H; 8,60 h/g, y *K. umbrifer*: 100.243 h/18G; 5.569 h/H; 9,8 h/g (**Tabla 3**).

Tabla 1. Individuos de sexo desconocido (D), maduros (M) e inmaduros (I): longitud y peso de cada una de las especies evaluadas en el embalse Peñol-Guatapé

Especie	Total	Sexo		Longitud (cm)			Peso (g)			
		D	I	M	I	M	Promedio± DE	Rango	Promedio± DE	Rango
<i>C. carpio</i>	5.265	4.420	23	443	9	370	45,23 ± 12,90	18-93	1.468,10 ± 25,33	70-11.200
<i>M. salmoides</i>	3.058	2.040	84	489	90	355	24,69 ± 5,30	13-56	202,88 ± 200,49	40-2.470
<i>C. rendalli</i>	615	223	16	211	23	142	25,16 ± 6,11	15-44	505,88 ± 24,63	70-2.380
<i>C. kraussii</i>	122	5	8	66	18	25	28,43 ± 5,71	17-45	402,37 ± 219,24	100-1.200
<i>K. umbrifer</i>	91	27	0	34	1	29	30,93 ± 5,43	19-45	499,85 ± 24,22	120-1.310

DE: desviación estándar

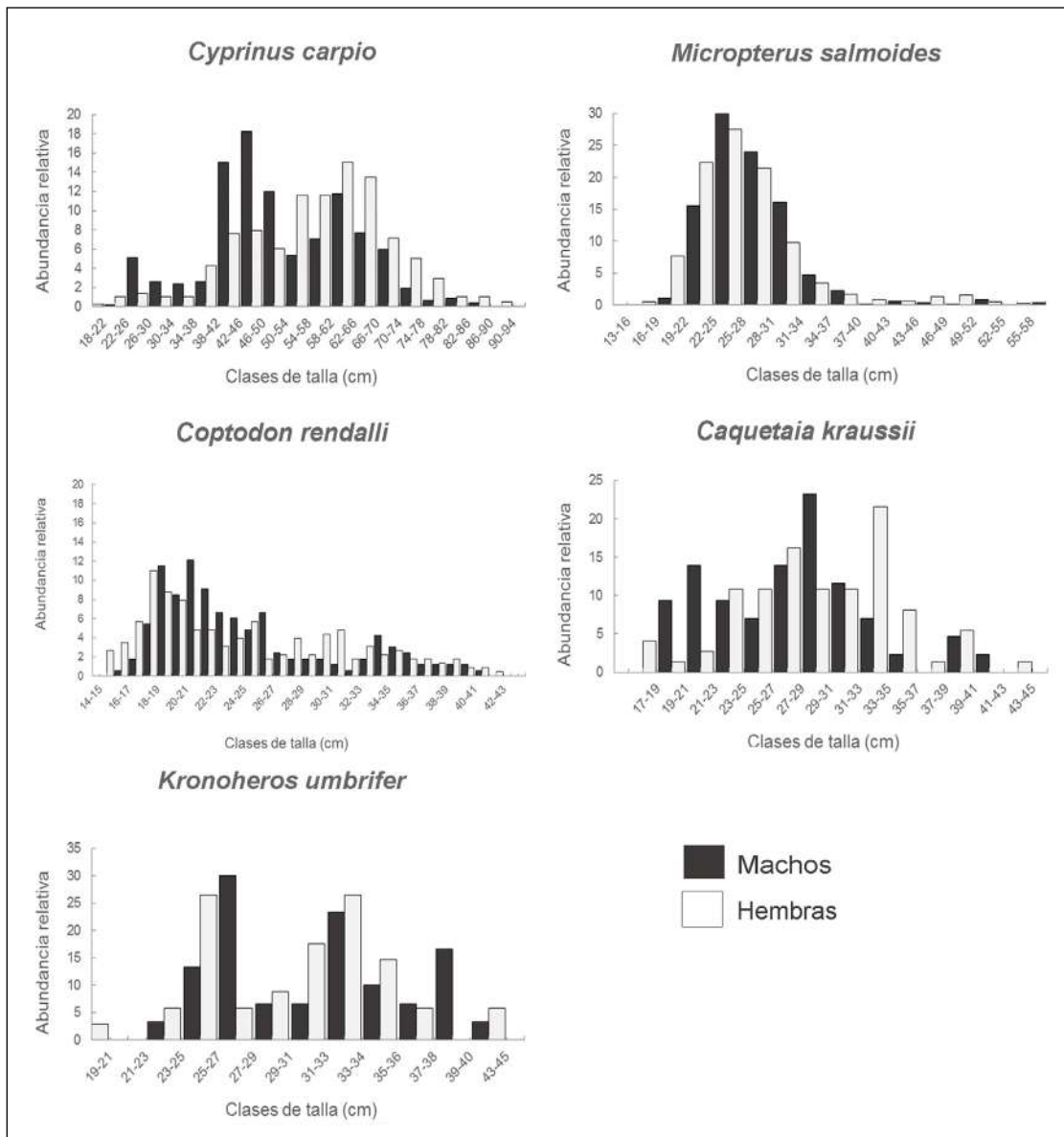


Figura 1. Estructura de tallas de las cinco especies evaluadas en el embalse Peñol-Guatapé (2013-2014)

Los meses con la mayor y la menor cantidad de huevos registrados fueron, respectivamente, junio de 2013 y octubre de 2013 para *C. carpio*; enero de 2014 y julio de 2013 para *M. salmoides*; enero de 2014 y julio de 2013 para *C. rendalli*; marzo de 2014 y septiembre de 2013 para *C. kraussii*, y abril de 2013 y marzo de 2014 para *K. umbrifer* (Tabla 3). El número de huevos tuvo una débil relación con el tamaño de los individuos (<50 %) excepto en *C. kraussii* y *K. umbrifer*, con 70 y 67 %, respectivamente.

Cyprinus carpio presentó madurez gonadosomática en los meses de enero, abril, junio y julio; *M. salmoides* en febrero, abril, junio y octubre; *C. rendalli* en enero, marzo, abril, mayo y julio; *C. kraussii* en febrero, abril, junio y octubre, y *K. umbrifer* en marzo, abril, julio, agosto y octubre. En septiembre, noviembre y diciembre no se observaron estados de madurez en las especies estudiadas; además, la madurez de *C. carpio* en febrero debe corroborarse porque la comercialización de peces vivos no permitió examinar las gónadas en este mes (Figura 4).

Tabla 2. Relaciones entre longitud y peso y descriptores estadísticos para sexos diferenciados de las especies registradas

Especie	Sexo	N	a	b	EE (b)	R ²	Test t	Tipo de crecimiento
<i>Cyprinus carpio</i>	Hembras	466	0,000	2,997	0,034	0,950	0,464	Isométrico
	Machos	379	0,000	2,734	0,030	0,960	0,000	Alométrico -
	Sexos combinados	845	0,000	2,846	0,021	0,950	0,000	Alométrico -
<i>Micropterus salmoides</i>	Hembras	573	0,000	2,712	0,036	0,920	0,000	Alométrico -
	Machos	445	0,001	2,630	0,046	0,890	0,000	Alométrico -
	Sexos combinados	1018	0,000	2,667	0,028	0,910	0,000	Alométrico -
<i>Coptodon rendalli</i>	Hembras	227	0,000	3,000	0,053	0,940	0,500	Isométrico
	Machos	165	0,000	2,970	0,060	0,940	0,330	Isométrico
	Sexos combinados	392	0,000	2,990	0,039	0,940	0,350	Isométrico
<i>Caquetaia kraussii</i>	Hembras	74	0,001	2,720	0,073	0,950	0,000	Alométrico -
	Machos	43	0,003	2,510	0,087	0,960	0,000	Alométrico -
	Sexos combinados	117	0,001	2,680	0,056	0,950	0,000	Alométrico -
<i>Kronoheros umbrifer</i>	Hembras	34	0,000	2,840	0,099	0,960	0,055	Isométrico
	Machos	30	0,000	3,050	0,112	0,960	0,320	Isométrico
	Sexos combinados	64	0,000	2,970	0,077	0,960	0,340	Isométrico

a: intercepto, b: pendiente, EE: error estándar

Discusión

Estructura poblacional

La pesquería del embalse El Peñol-Guatapé está conformada principalmente por *C. carpio*, *M. salmoides*, *C. rendalli* y, en menor proporción, por las especies nativas *C. kraussii* y *K. umbrifer*. El predominio de especies introducidas sobre las nativas se ha observado también en diferentes regiones de Nueva Guinea (**van der Heijden**, 2006), el sureste australiano (**Davies, et al.**, 2010) y África subtropical (**Weyl & Cowley**, 2016). En algunos casos las especies introducidas incluso han remplazado a las nativas (**Hickley, et al.**, 2004; 2008; **Storey, et al.**, 2008), lo que ha generado controversia entre la demanda de pescado fresco para la nutrición humana y los efectos potenciales sobre la biodiversidad nativa (**Jellyman, et al.**, 2016).

Estructura de tallas

El bajo porcentaje de individuos inmaduros de *C. carpio*, *C. rendalli* y *C. kraussii* en este estudio puede deberse a reglamentaciones de talla mínima de captura que han establecido de manera empírica las asociaciones de pescadores artesanales de la región; sin embargo, se requieren estudios adicionales para verificar esta posibilidad.

Los dos sexos de *M. salmoides* exhibieron una longitud promedio (24 cm) levemente inferior a lo reportado en embalses de Brasil (25,5 cm) (**Schulz & Leal**, 2005) y México (33 y 35,2 cm) (**Beltrán-Álvarez, et al.**, 2012; 2013). Sin embargo, las demás especies exhibieron longitudes promedio superiores a las previamente publicadas. Por ejemplo, la longitud promedio de las hembras (57 cm; rango: 21-93 cm) y machos (53 cm; rango: 21-85 cm) de *C. carpio* fue superior a las tallas promedio reportadas en otras latitudes (**Hailu**, 2013; **Karataş, et al.**, 2007; **Mert, et al.**, 2008; **Oyugi, et al.**, 2011). Asimismo, la longitud promedio de *C. rendalli* (25,17- 25,12 cm) superó la de los individuos del embalse de Betania (**Mancera-Rodríguez & Cala**, 1997), ubicado en la cuenca alta del río Magdalena en el departamento del Huila (20,30 cm), y el de hembras y machos en la cuenca del río Porce (14,92 cm) (**Jiménez-Segura, et al.**, 2014).

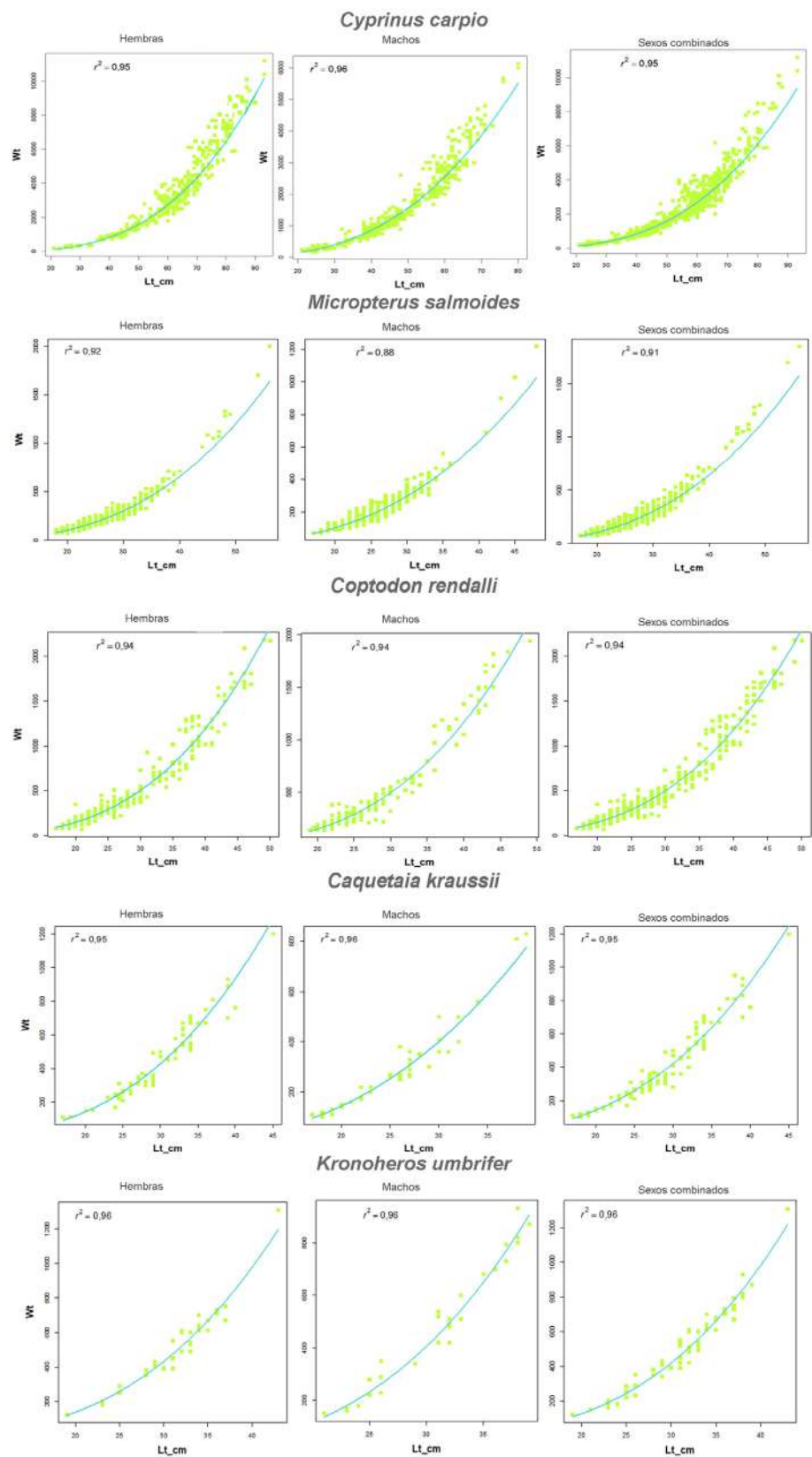


Figura 2. Relación entre longitud y peso para hembras y machos de las especies evaluadas en el embalse Peñol-Guatapé (2013-2014). Lt: longitud total (cm), Wt: peso total (g)

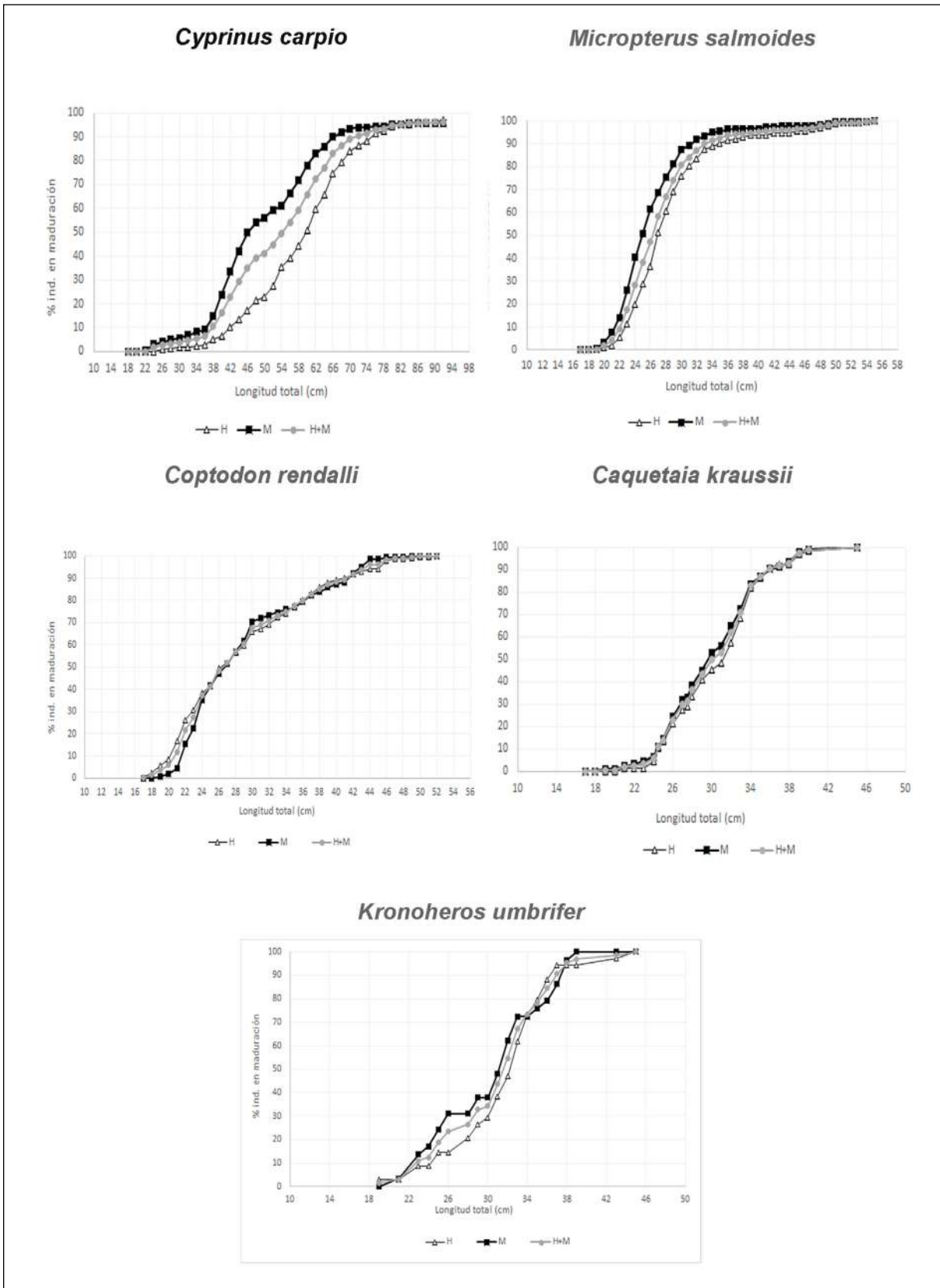


Figura 3. Talla de madurez sexual para las especies evaluadas en el embalse Peñol-Guatapé (2013-2014)

Tabla 3. Fecundidad de las hembras evaluadas en el embalse Peñol-Guatapé. N: número de individuos analizados, H: número promedio de huevos, P: peso promedio las hembras analizadas (g), H/g: número promedio de huevos por gramo de hembra

Mes	Mar-13	Abr-13	May-13	Jun-13	Jul-13	Aug-13	Sep-13	Oct-13	Nov-13	Dec-13	Ene-14	Feb-14	Mar-14	Abr-14	Total	
<i>C. carpio</i>	N	26	19	7	2	5	0	3	3	4	0	2	0	0	21	90
	H	1.152.767,00	938.945,00	900.529,00	1.875.500,00	1.366.824,00	0,00	945.455,00	434.595,00	719.341,00	0,00	719.341,00	0,00	0,00	731.369,00	967.522,00
	P	4.088,60	3.855,60	3.871,40	1.700,00	4.934,00	0,00	4.786,70	2.900,00	2.725,00	0,00	2.700,00	0,00	0,00	2.090,90	3.473,40
	H/g	281,90	243,50	232,60	1.103,20	277,00	0,00	197,50	149,90	264,00	0,00	266,40	0,00	0,00	349,80	278,60
<i>M. salmoides</i>	N	35	1	0	3	10	0	0	13	2	4	1	2	0	4	75
	H	7.955,00	9.120,00	6.010,00	4.929,00	3.300,00	0,00	0,00	3.950,00	13.196,00	12.700,00	16.569,00	16.569,00	0,00	12.362,00	7.383,00
	P	438,80	300,00	173,30	366,00	249,20	0,00	0,00	315,00	1.650,00	520,00	1.300,00	1.300,00	0,00	1.412,50	521,00
	H/g	18,10	30,40	34,70	13,50	13,20	0,00	0,00	12,50	8,00	24,40	12,70	12,70	0,00	8,80	14,40
<i>C. rendalli</i>	N	1	1	8	0	2	0	2	0	0	2	4	0	0	7	27
	H	5.040,00	12.742,00	10.119,00	0,00	4.415,00	0,00	12.566,00	0,00	0,00	5.640,00	20.577,00	0,00	0,00	13.909,00	11.987,00
	P	270,00	1.244,00	697,50	0,00	325,00	0,00	800,00	0,00	0,00	975,00	1702,50	0,00	0,00	731,50	860,10
	H/g	18,70	10,20	14,50	0,00	13,60	0,00	15,70	0,00	0,00	5,80	12,10	0,00	0,00	19,00	13,90
<i>C. kraussii</i>	N	9	1	3	2	4	0	1	1	0	1	6	3	1	1	33
	H	4.202,00	4.960,00	7.561,00	4.003,00	6.732,00	0,00	2.300,00	4.300,00	0,00	5.045,00	5.455,00	4.931,00	6.579,00	2.860,00	5.121,00
	P	492,20	670,00	720,00	505,00	752,50	0,00	350,50	540,00	0,00	750,00	643,30	640,00	630,00	310,20	595,20
	H/g	8,50	7,40	10,50	7,90	8,90	0,00	6,60	8,00	0,00	6,70	8,50	7,70	10,40	9,20	8,60
<i>K. umbrifer</i>	N	1	3	0	1	2	2	1	1	0	0	1	1	1	5	18
	H	8.546,00	7.623,00	0,00	3.985,00	4.005,00	4.040,00	4.050,00	4.650,00	0,00	0,00	3.900,00	3.900,00	3.985,00	6.434,00	5.569,00
	P	430,00	455,70	0,00	610,00	610,00	625,00	600,00	970,00	0,00	0,00	620,10	620,00	600,00	514,00	568,80
	H/g	19,90	16,70	0,00	6,50	6,60	6,50	6,80	4,80	0,00	0,00	6,30	6,30	6,60	12,50	9,80

Caquetaria kraussii también presentó una talla promedio (hembras: 28,43; machos: 27 cm) superior a la encontrada en individuos del embalse de Betania (24,70 cm) (Mancera-Rodríguez & Cala, 1997), de la ciénaga de Lorica (19 cm) (Olaya-Nieto, et al., 2014) y el embalse de Urrá (13,30 cm) (Solano-Peña, et al., 2013). Asimismo, la talla promedio de *K. umbrifer* (hembras: 26,41 cm; machos: 26,77 cm) fue superior a los registros para la especie (Lasso, et al., 2011) en el río La Miel (hembras: 22,50 cm; machos: 25,77 cm) y los embalses de Prado (21,26 cm) y Betania (18,80 cm).

Las variaciones en las tallas entre las diversas poblaciones podrían estar relacionadas, entre otros factores, con la latitud (Weber, et al., 2015; Vilizzi & Copps, 2017), los tipos de hábitats (Marmulla, 2001), la disponibilidad de alimento (Palacio & Plazas, 1998) y la temperatura del agua (Oyugi, et al., 2011). En *C. carpio* se ha encontrado una tendencia al aumento (Weber, et al., 2015) y la disminución de tallas con el incremento de la latitud (Vilizzi & Copps, 2017). Además, por encima de los 21 °C, *C. carpio* crece más rápido y alcanza mayores tallas en regiones con altas temperaturas, cuando las estaciones cálidas son más prolongadas (Oyugi, et al., 2011).

Esta información sirve de base para posteriores seguimientos de la estructura poblacional de las especies estudiadas en el embalse Peñol-Guatapé y puede guiar la selección de tallas límite de captura en los casos en los que se evidencie deterioro de los principales recursos pesqueros.

Dimorfismo sexual de tamaño

En su conjunto, los resultados de este estudio indican que el dimorfismo sexual es un rasgo variable en las especies estudiadas. El hallazgo de hembras más grandes concuerda con estudios en *C. carpio* (Granado-Lorencio, et al., 1998) y en *M. salmoides* (Beltrán-Álvarez, et al., 2013; Rodríguez-Sánchez, et al., 2009) aunque discrepe con otros en

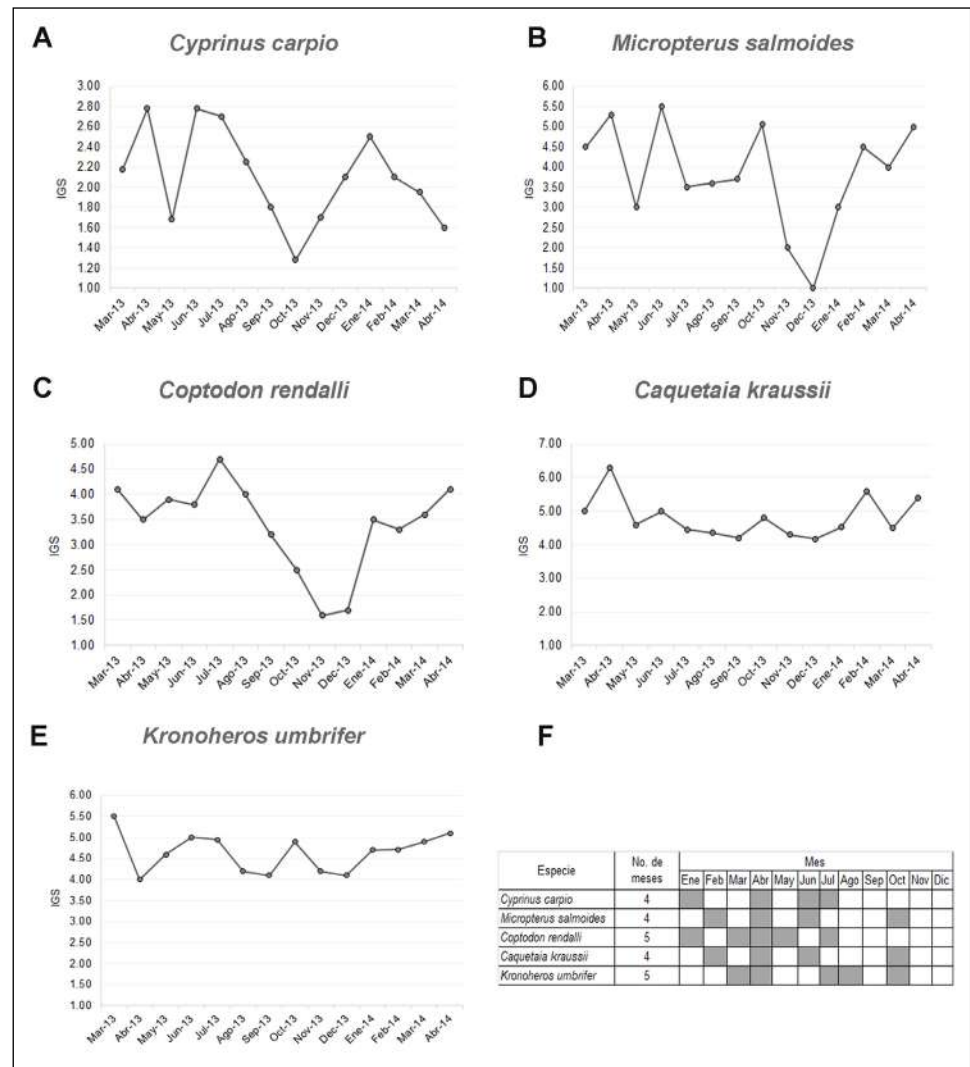


Figura 4. Periodos de madurez gonádica de las cinco especies (A-E) en el embalse Peñol-Guatapé (2013-2014). Se resaltan los meses en que las especies presentan madurez gonádica (F)

ambas especies (Mert, *et al.*, 2008; Beamish, *et al.*, 2005). Además, las hembras más grandes de *C. kraussii* contrastan con la ausencia de dimorfismo sexual en el tamaño de esta especie en el embalse de Urrá (Solano-Peña, *et al.*, 2013).

La ausencia de dimorfismo sexual en el tamaño de *K. umbrifer* no pudo compararse debido a la ausencia de registros previos; sin embargo, en *C. rendalli* contrastó con hembras más grandes en estuarios del sur de África (Harrison, 2001).

En las especies evaluadas, las diferencias significativas de tamaño entre machos y hembras estarían relacionadas con respuestas sexualmente dimórficas a las condiciones ambientales. Esta explicación es factible considerando que la plasticidad fenotípica modula el dimorfismo sexual en el tamaño en varias especies de peces como *Microlipophrys canevae*, *Parablennius incognitus* y *Aidablennius sphyinx* (Lengkeek, *et al.*, 2008). En *M. salmoides* este rasgo también puede deberse a diferencias en la alimentación o en los comportamientos reproductivos. Los machos de *M. salmoides* construyen el nido y cuidan los huevos hasta su eclosión (Beltrán Álvarez, *et al.*, 2013), mientras que, una vez desovan, las hembras emigran hacia otras zonas del embalse donde tiene mejores posibilidades de alimentación (Granado-Lorencio, 2000).

El dimorfismo sexual en el tamaño registrado en este estudio debería considerarse en la selección adecuada de aparejos de pesca, con el fin de evitar la extracción selectiva de hembras que conlleve a su disminución y, en consecuencia, a la pérdida de las proporciones sexuales naturales de las poblaciones en el ecosistema, como ha sido documentado por **Craig** (2016).

Relación entre la longitud total y el peso total

El crecimiento alométrico negativo se asoció con las especies que también presentaron dimorfismo sexual de tamaño (machos de *C. carpio*, hembras y machos de *M. salmoides* y de *C. kraussii*), en tanto que las hembras de *C. carpio* y ambos sexos de *C. rendalli* y *K. umbrifer* presentaron crecimiento isométrico.

Estos resultados reflejarían la plasticidad fenotípica de los individuos en respuesta a la heterogeneidad ambiental. Específicamente, se ha descrito que las diferencias en los valores de la pendiente de crecimiento (valores de *b*) dependen principalmente de la forma y la robustez de la especie en su estado natural y de factores tales como el sexo, la etapa de madurez, la alimentación y la temperatura (**Wootton**, 1998).

En todos los casos, los valores de *b* estuvieron en el intervalo entre 2,50 y 3,50, considerado como normal por **Carlander** (1969). Además, todas las especies estudiadas exhibieron una fuerte relación entre el tamaño y el peso.

Aspectos reproductivos

La talla de madurez sexual de *C. kraussii* (hembras: 22,20 cm; machos: 24,61 cm) fue superior a las publicadas en el embalse de Urrá, las ciénagas de Tumaradó, la cuenca del Magdalena, la ciénaga de Lorica y el río Atrato (**Lasso, et al.**, 2011; **Olaya-Nieto, et al.**, 2014; **Sánchez-Botero, et al.**, 2002; **Solano-Peña, et al.**, 2013).

Micropterus salmoides (machos: 22 cm; hembras: 21 cm) presentó tallas de madurez en el rango encontrado en embalses de Corea, México y Zimbabwe (**Beamish, et al.**, 2005; **Beltrán-Álvarez, et al.**, 2012, 2013; **Zhang, et al.**, 2013). Asimismo, *K. umbrifer* exhibió tallas de madurez sexual (hembras: 16,41 cm; machos: 20 cm) en el rango (14,70 – 20,20 cm) descrito en el río Atrato (**Sánchez-Botero, et al.**, 2002) y en las ciénagas de Tumaradó, el río Atrato y el embalse de Prado (**Lasso, et al.**, 2011).

En contraste, las tallas de madurez en machos (23,19 cm) y hembras (25 cm) de *C. carpio* fueron menores a las descritas en otros sistemas acuáticos (**Granado-Lorencio, et al.**, 1998; **Hailu**, 2013; **Oyugi, et al.**, 2011) e, incluso, a las encontradas previamente en el embalse El peñol-Guatapé (**Lasso, et al.**, 2011). Asimismo, las tallas de madurez para *C. rendalli* (hembras: 14,51 cm; machos: 16,59 cm) fueron menores que las publicadas previamente en el embalse Peñol-Guatapé (**Lasso, et al.**, 2011) y en un embalse subtropical de Mozambique (**Weyl & Hecht**, 1999).

Las discrepancias entre los resultados de los estudios pueden deberse a diferencias en los métodos utilizados para el cálculo de la talla de madurez sexual. Las tallas inferiores en *C. carpio* y *C. rendalli* podrían ser el resultado de una elevada presión de pesca que llevaría a los individuos a reproducirse cuando sus tallas son más pequeñas, tal como ocurre en otras especies de peces (**Froese & Pauly**, 2000; **Morgan & Colbourne**, 1999; **Moutopoulos & Stergiou**, 2002).

También se ha descrito que las tallas de madurez son plásticas y cambian entre y dentro de las poblaciones (**Azaza, et al.**, 2008). Además, el crecimiento y la talla de madurez responden a cambios fisiológicos provocados por desviaciones en la canalización de energía (fines reproductivos o almacenamiento de sustancias de reservas) o por variaciones ambientales como la disponibilidad de alimento (**Rodríguez-Kuiz**, 1992; **Saborido-Rey**, 2004).

Proporción sexual

En *C. carpio* la proporción de 1,22H:1M concuerda con lo encontrado en un lago de Kenia con temperatura y altura similares a las del embalse Peñol-Guatapé (1,10H:1M) (**Oyugi, et al.**, 2011), en el lago Karaboğaz (1,37H:1M; **Macun**, 2014) y el embalse Almus de

Turquía (1,42H:1M) (Karataş, *et al.*, 2007); sin embargo, contrasta con lo reportado por otros autores en un embalse de Etiopía (1H:1,5M) (Hailu, 2013), en lagos de Turquía (0,93H:1M) (Saylar & Benzer, 2014), un lago de Kenia (1H:1,1M) (Oyugi, *et al.*, 2011) y un río de India (1H:1,12M) (Singh, *et al.*, 2010).

En *M. salmoides* la proporción de 1,28H:1M es concordante con lo descrito en dos embalses de Sinaloa, México (2,37H:1M y 1,26H: 1M) (Beltrán-Álvarez & Sánchez-Palacios, 1990; Beltrán-Álvarez, *et al.*, 2012), pero difiere de la proporción hallada en otro embalse del mismo país (0,83H:1M) (Beltrán-Álvarez, *et al.*, 2013).

La mayor proporción de hembras de *C. rendalli* (1,37H:1M) difiere de la encontrada previamente en el embalse Peñol-Guatapé (1H:5M) (Lasso, *et al.*, 2011), pero concuerda con la encontrada en un embalse tropical de Sri Lanka (1,1H:1M) (Chandrasoma & De Silva, 1981).

Asimismo, la mayor proporción de hembras de *C. kraussii* (1,72H:1M) difiere de la proporción de 1H:1M encontrada en el embalse de Urrá-Colombia (Solano-Peña, *et al.*, 2013) y un río de Venezuela (Gutiérrez, *et al.*, 2012). Por último, la proporción similar de hembras y machos de *K. umbrifer* contrasta con la encontrada en el embalse de Prado-Colombia (2H:1M) (Lasso, *et al.*, 2011) y 1,5H:1M (Villa-Navarro, 1999).

Debido a que las proporciones esperadas en la herencia mendeliana del sexo es de 1H:1M, las diferencias en las proporciones sexuales podrían explicarse por el comportamiento menos activo de las hembras, lo que las hace más propensas a la captura (Dománico & Freyre, 2008), aunque podría deberse a la pesca selectiva, los hábitos de alimentación, las características ecológicas de los ecosistemas (Sedaghat, *et al.*, 2013), y el reclutamiento de los organismos, entre otros (Ramos-Santiago, *et al.*, 2006), aspectos que deberían considerarse en estudios posteriores con el fin de validar la información.

Fecundidad

El promedio de huevos (967.521) en hembras de *C. carpio* de 45,30 cm fue similar al de hembras de 60 cm de longitud hallado por Bajer & Sorensen (2010). Además, el promedio de huevos por hembra de *M. salmoides* (7.492 huevos, LT promedio: 28,80 cm) fue cercano a lo encontrado en un lago coreano (7.558 huevos; LT: 23,9 cm) (Zhang, *et al.*, 2013), pero menor a lo encontrado en hembras de la misma talla (14,91-32,29) en un embalse mexicano (Beltrán Álvarez, *et al.*, 2013). En *C. rendalli* el promedio de huevos por hembra (11.986 huevos) contrasta con lo reportado (5.000 – 6.000 huevos/desove) por Coward & Bromage (2000).

Los promedios de huevos por hembra de *C. kraussii* (4.911 huevos) y *K. umbrifer* (5.122 huevos) superaron los promedios (1.732 – 2.368 huevos) de este género en zonas tropicales (Solano-Peña, *et al.*, 2013). De hecho, han exhibido una alta eficiencia reproductiva en el delta del Orinoco, alcanzando tallas de madurez sexual cada 3 a 6 semanas y produciendo más de 8.000 huevos, lo que supera la reproducción y sobrevivencia de poblaciones autóctonas (Ortiz, *et al.*, 2007). Tanto en *M. salmoides* como *C. kraussii*, el mayor número de huevos se encontró en los períodos de lluvia, cuando los pesos y tallas de ambas especies fueron superiores.

Períodos de madurez gonádica

Los cuatro períodos de madurez gonádica de *C. carpio* (enero, abril, junio, julio) concordaron con los encontrados en embalses de Turquía: enero y abril (Hailu, 2013), y julio (Mert, *et al.*, 2008), y en un lago de Kenia, donde el período incluyó, además, los meses de marzo, mayo, septiembre y noviembre (Oyugi, *et al.*, 2011). El periodo de madurez anual incluyó dos meses en un embalse español (Granado-Lorencio, *et al.*, 1998) y cuatro meses en un río tropical de India (Singh, *et al.*, 2010).

Los cuatro periodos de madurez gonádica de *M. salmoides* (febrero, abril, junio y octubre) coincidieron con los hallados en embalses de Brasil y México (Beltrán-Álvarez, *et al.*, 2013; Schulz & Leal, 2005), mientras que solo un periodo de madurez gonádica se encontró en un embalse español (marzo a mayo) (Rodríguez-Sánchez, *et al.*, 2009) y otro mexicano (enero – abril) (Beltrán-Álvarez, *et al.*, 2012).

En *C. rendalli* los cinco periodos de madurez gonádica en el primer semestre concuerdan con la presencia de hembras maduras durante todo el año en los embalses Porce II y III (Jiménez-Segura, *et al.*, 2014) y dos épocas de madurez de la especie en el lago Kariba en África (Kenmuir, 1973).

En *C. kraussii* los cuatro períodos reproductivos (febrero, abril, junio, octubre) contrastan con el único periodo de madurez (julio) descrito para el embalse de Urrá (Solano-Peña, *et al.*, 2013), pero concuerdan con periodos de madurez en enero, junio y la época de lluvias previamente descritos (julio a diciembre) (Lasso, *et al.*, 2011).

En *K. umbrifer* los cinco períodos de madurez (marzo, abril, julio, agosto, octubre) concuerdan con los reportes en el embalse de Prado-Colombia (Villa-Navarro, 1999; Lasso, *et al.*, 2011) y los publicados por Maldonado-Ocampo, *et al.*, 2005. Según Winemiller, *et al.*, (2006), muchas especies maduran con la llegada de las lluvias, pero algunas con cuidado parental desovan también en la estación seca, como es el caso de los cíclidos *C. kraussii* y *K. umbrifer*.

Conclusiones

La pesquería del embalse Peñol-Guatapé (2013 - 2014) incluye principalmente a *C. carpio*, *M. salmoides* y *C. rendalli* y, en menor proporción, a las especies nativas *C. kraussi* y *K. umbrifer*. Las hembras exhibieron mayor proporción que los machos en todas las especies y mayor tamaño en *C. carpio*, *M. salmoides* y *C. kraussi*. Además, las relaciones entre longitud y peso revelaron patrones de crecimiento alométricos negativos (machos de *C. carpio*, *M. salmoides* y *C. kraussi*) e isométricos (hembras de *C. carpio*, *C. rendalli* y *K. umbrifer*). La talla media de madurez sexual fue superior (*C. kraussii*), similar (*M. salmoides*, *K. umbrifer*) o menor (*C. carpio*, *C. rendalli*) a la descrita en otros estudios, lo que indica que las medidas de gestión deben fundamentarse en la información local. La información sobre el crecimiento y los aspectos reproductivos de las cinco especies estudiadas es útil para regular la explotación del recurso íctico en el embalse Peñol-Guatapé. Específicamente, puede orientar la selección de tallas límite de captura, las épocas de pesca y el uso de aparejos que eviten la extracción selectiva de hembras, con la consecuente disminución o pérdida de especies nativas en el embalse, protejan las tallas con mayor fecundidad, garanticen el desove en caso de bajo reclutamiento y promuevan la captura selectiva de especies introducidas que impliquen amenazas a la fauna nativa.

Agradecimientos

A la empresa EPM, dueña patrimonial de los datos, por promover y financiar este estudio; al Grupo de Investigación en Limnología y Recursos Hídricos de la Universidad Católica de Oriente y al Grupo de Investigación en Biotecnología Animal de la Universidad Nacional de Colombia, por contribuir en las actividades de campo, laboratorio y procesamiento estadístico.

Contribución de los autores

MNZL, EJM, NRE y MIRP participaron activamente en cada una de las fases y secciones presentadas en el documento y en todo lo concerniente a la gestión, procesamiento, análisis y discusión de la información aquí descrita.

Conflicto de intereses

Las autoras declaran que no tienen conflicto de intereses.

Referencias

Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Latini, J.D. (2004). Fisheries management in Brazilian reservoirs: Lessons from/for South America. *Interciencia*. 29 (6): 334-338.

- Aguirre-Ramírez, N.J., Palacio-Baena, J., Ramírez-Restrepo, J.J.** (2007). Características limnológicas del embalse el Peñol-Guatapé, Colombia. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*. **6** (10): 53-66.
- Álvarez-León, R. & Gutiérrez-Bonilla, F. de P.** (2007). Situación de los invertebrados acuáticos introducidos y transplantados en Colombia: antecedentes, efectos y perspectivas. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias*. **31** (121): 557-574.
- Azaza, M.S., Dhraïef, M.N., Kraïem, M.M.** (2008). Effects of water temperature on growth and sex ratio of juvenile Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus) reared in geothermal waters in southern Tunisia. *Journal of Thermal Biology*. **33** (2): 98-105. Doi: 10.1016/j.jtherbio.2007.05.007
- Bajer, P.G. & Sorensen, P.W.** (2010). Recruitment and abundance of an invasive fish, the common carp, is driven by its propensity to invade and reproduce in basins that experience winter-time hypoxia in interconnected lakes. *Biological Invasions*. **12** (5): 1101-1112. Doi: 10.1007/s10530-009-9528-y
- Bayley, P.B. & Petre Jr. M.** (1989). Amazon fisheries: Assessment methods, current status and management options. En Dodge D. P. (Ed). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. **106**: 385-398.
- Beamish, C.A., Booth, A.J., Deacon, N.** (2005). Age, growth and reproduction of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in Lake Manyame, Zimbabwe. *African Zoology*. **40** (1): 63-69. Doi: 10.1080/15627020.2005.11407310
- Beltrán-Álvarez, R., Sánchez-Palacios, J., Farías-Sánchez, A., Ramírez-Lozano, J. P.** (2012). Aspectos reproductivos de la lobina negra (*Micropterus salmoides*) en la presa José López-Portillo, El Comedero, Sinaloa, México. *Ciencia Pesquera*. **20** (q): 65-75.
- Beltrán-Álvarez, R., Sánchez-Palacios, J., Ramírez-Lozano, J.P., Ortega-Salas, A.A.** (2013). Reproducción de *Micropterus salmoides* (Pisces: Centrarchidae), en el embalse Gustavo Díaz Ordaz, Sinaloa, México. *Revista de Biología Tropical*. **61** (3): 1313-1325.
- Beltrán-Álvarez, R. & Sánchez-Palacios, J.** (1990). Estudio biológico y pesquero de la presa la Higueras, Sinaloa, México. Informe técnico, Universidad Autónoma de Sinaloa- SEP, México.
- Carlander, K.D.** (1969). *Handbook of Freshwater Fishery Biology*, Vol. 1. Iowa City, IA: Iowa State University Press. p. 397.
- Chandrasoma, J. & De Silva, S.S.** (1981). Reproductive biology of *Puntius sarana*, an indigenous species, and *Tilapia rendalli* (melanopleura), an exotic, in an ancient man-made lake in Sri Lanka. *Aquaculture Research*. **12** (1): 17-28. Doi: 10.1111/j.1365-2109.1981.tb00003.x
- Coward, K. & Bromage, N. R.** (2000). Reproductive physiology of female tilapia broodstock. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. **10** (1): 1-25. Doi: 10.1023/A:1008942318272
- Davies, P.E., Harris, J.H., Hillman, T.J., Walker, K.F.** (2010). The sustainable rivers audit: Assessing river ecosystem health in the Murray-Darling Basin, Australia. *Marine and Freshwater Research*. **61** (7): 764-777.
- Craig, J.F.** (2016). *Freshwater fisheries ecology*. West Sussex, United Kingdom: John Wiley & Sons. p. 899.
- Dománico, A.A. & Freyre, L.R.** (2008). Aspectos reproductivos del pejerrey patagónico (*Odontesthes hatcheri* Eigenmann, 1909) en el embalse Ezequiel Ramos Mexia (Argentina). *Revista MVZ Córdoba*. **13** (3): 1446-1455.
- FAO.** (2004). *Cyprinus carpio*. Fecha de consulta: entre marzo 2013 y abril 2014. Disponible en: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Cyprinus_carpio/es
- Fernandes, R., Agostinho, A.A., Ferreira, E., Pavanelli, C., Suzuki, H., Lima, D., Gomes, L.** (2009). Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*. **69** (2 suppl): 669-680. Doi: 10.1590/s1519-69842009000300021
- Froese, R.** (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*. **22** (4): 241-253. Doi: 10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x
- Froese, R. & Pauly, D.** (2000). *FishBase 2000: concepts, design and data sources*. ICLARM. Fecha de consulta: 20 de junio de 2016. Disponible en: <https://www.fishbase.de/home.htm>
- Gómez-Ponce, M.A., Granados-Flores, K., Padilla, C., López-Hernández, M., Núñez-Nogueira, G.** (2011). Edad y crecimiento del híbrido de tilapia *Oreochromis niloticus* x *Oreochromis aureus* (Perciformes: Cichlidae) en la represa "Zimapán" Hidalgo, México. *Revista de Biología Tropical*. **59** (2): 761-770.

- Gracia, A., Medellín-Mora, J., Gil-Agudelo, D. L., Puentes, V.** (2011). Guía de las especies introducidas Marinas y Costeras de Colombia. Bogotá, D.C. Colombia: INVEMAR, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Granado-Lorencio, C.** (2000). Ecología de comunidades: el paradigma de los peces de agua dulce. Universidad de Sevilla, Sevilla. p. 284.
- Granado-Lorencio, C., Encina, L., Escot-Muñoz, C., Mellado-Álvarez, E., Rodríguez-Ruiz, A.** (1998). Estudio ictiológico en el embalse de Joaquín Costa (Río Ésera, Hueca). *Limnetica*. **45**: 35-45.
- Guisande C., Heine J., González-DaCosta J. & García-Roselló E.** (2014). RWizard Software. University of Vigo. Vigo, Spain. Disponible en: <http://www.ipez.es/RWizard>.
- Gutiérrez, F. de P., Lasso, C. A., Baptiste, M. P., Sánchez-Duarte, P., Díaz, A. M.** (2012). VI. Catálogo de la biodiversidad acuática exótica y trasplantada en Colombia: moluscos, crustáceos, peces, anfibios, reptiles y aves. Bogotá, D.C. Colombia: Instituto de investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 335.
- Hailu, M.** (2013). Reproductive aspects of common carp (*Cyprinus carpio* L, 1758) in a tropical reservoir (Amerti: Ethiopia). *Journal of Ecology and The Natural Environment*. **5** (9): 260-264. Doi: 10.5897/jene2013.0387
- Harrison, T.D.** (2001). Length-weight relationships of fishes from South African estuaries. *Journal of Applied Ichthyology*. **17**: 46-48.
- Hickley, P., Muchiri, M., Boar, R., Britton, R., Adams, C., Gichuru, N., Harper, D.** (2004). Habitat degradation and subsequent fishery collapse in Lakes Naivasha and Baringo, Kenya. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology*. **4** (4): 503-517.
- Hickley, P., Muchiri, M., Britton, R., Boar, R.** (2008). Economic gain versus ecological damage from the introduction of non-native freshwater fish: Case studies from Kenya. *The Open Fish Science Journal*. **1** (1): 36-46.
- Jellyman, D.J., Gehrke, P.C., Harris, J.H.** (2016). Freshwater fisheries of Australasia. En Craig, J.F. (Ed). *Freshwater fisheries ecology* (pp. 404-418). West Sussex, United Kingdom: John Wiley & Sons.
- Jiménez-Segura, L.F., Álvarez-León, R., Gutiérrez-Bonilla, F., Hernández, S., Valderrama-Barco, M., Villa-Navarro, F.A.** (2011). La pesca y los recursos pesqueros en los embalses colombianos. En C. A. Lasso, F. Gutiérrez, M. A. Morales-Betancour, E. Agudelo, H. Ramírez-Gil, R. E. Ajiaco-Martínez (Eds.), II. Pesquerías continentales de Colombia: cuencas del Magdalena-Cauca, Sinú, Canalete, Atrato, Orinoco, Amazonas y vertiente del Pacífico. Bogotá, D.C. Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 233-281.
- Jiménez-Segura, L.F., Restrepo-Santamaría, D., López-Casas, S., Delgado, J., Valderrama, M., Álvarez, J., Gómez, D.** (2014). Ictiofauna y desarrollo del sector hidroeléctrico en la cuenca del río Magdalena - Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*. **15**: 3-25. Doi: 10.21068/c001
- Joyeux, J.C., Giarrizzo, T., Macleira, R.M., Spach, H.L., Vaske, T.** (2009). Length-weight relationships for Brazilian estuarine fishes along a latitudinal gradient. *Journal of Applied Ichthyology*. **25** (3): 350-355. Doi: 10.1111/j.1439-0426.2008.01062.x
- Juárez-Palacios, R.R.** (1987). La acuicultura en México, importancia social y económica. En *Desarrollo pesquero mexicano 1986-1987* (pp. 219-232). Secretaria de Pesca, México.
- Karataş, M., Çiçek, E., Başusta, A., Başusta, N.** (2007). Age, Growth and Mortality of Common Carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) Population in Almus Dam Lake (Tokat-Turkey). *Journal of Biological Sciences*. **1** (3): 81-85.
- Kenmuir, D.H.S.** (1973). The Ecology of the Tigerfish, *Hydrocynus vittatus* Castelnau in Lake Kariba. National Museums of Rhodesia. **B5**: 117-150.
- Lasso, C.A., Agudelo Córdoba, E., Jiménez-Segura, L.F., Ramírez-Gil, H., Morales-Betancourt, M., Ajiaco-Martínez, R.E., et al.** (2011). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia. Bogotá, D.C, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 715.
- Lengkeek, W., Didderen, K., Côté, I. M., van der Zee, E. M., Snoek, R. C., Reynolds, J. D.** (2008). Plasticity in sexual size dimorphism and Rensch's rule in Mediterranean blennies (Blenniidae). *Canadian Journal of Zoology*. **86** (10): 1173-1178. Doi: 10.1139/Z08-103
- Macun, S.** (2014). Age, growth and sex ratio of *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) in a lagoon lake, Lake Karaboğaz (Samsun, Turkey). *Hacettepe Journal of Biology and Chemistry*. **42**: 361-371.
- Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega-Lara, A., Usma-Oviedo, J. S., Vergara-Galvis, G., Villa-Navarro, F. A., Prada-Pedreiros, S., Ardila-Rodríguez, C.** (2005). Peces de los Andes de Colombia. Bogotá, D.C. Colombia: Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 346.

- Mancera-Rodríguez, N.J. & Cala, P.** (1997). Aspectos bioecológicos de la comunidad íctica asociada a un cultivo de tilapia roja en jaulas flotantes en el embalse de Betania, Colombia. *Dalhia - Revista de la Asociación Colombiana de Ictiólogos*. **2** (July 1997): 31-53.
- Marmulla, G.** (2001). Dams, Fish and Fisheries: Opportunities, Challenges and Conflict Resolution. Food and Agriculture Organization of the United Nations. p. 166.
- Martin, D.R. & Pope, K.L.** (2011). Luring anglers to enhance fisheries. *Journal of Environmental Management*. **92** (5): 1409-1413. Doi: 10.1016/j.jenvman.2010.10.002
- Mert, R., Bulut, S., Solak, K.** (2008). Some Biological Characteristics of *Cyprinus Carpio* (L., 1758) Inhabiting Apa Dam Lake (Konya-Turkey). *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*. **8** (2): 47-60.
- Miller, R.R. & Norris, S.M.** (1996). A progress report on the higher classifications of Middle American cichlids. In 76th Meeting, American Society of Ichthyologists and Herpetologists. Nueva Orleans (p. 219).
- Morgan, M. J. & Colbourne, E. B.** (1999). Variation in maturity-at-age and size in three populations of American plaice. *ICES Journal of Marine Science*. **56**: 673-688. Doi: 10.1006/jmsc.1999.0487
- Moutopoulos, D.K. & Stergiou, K.I.** (2002). Length-weight and length-length relationships of fish species from the Aegean Sea (Greece). *Journal of Applied Ichthyology*. **18** (3): 200-203. Doi: 10.1046/j.1439-0426.2002.00281.x
- Olaya-Nieto, C.W., Ubarnes-Coronado, G.M., Ensuncho-Morales, J.E.** (2014). Crecimiento y mortalidad de mojarra amarilla *Caquetaia kraussii* en la ciénaga Grande de Lorica, Colombia. *Resvista Logos Ciencia & Tecnología*. **5** (2): 202-212.
- Ortiz, M., Machado-Allison, A., Carrillo, V.** (2007). Evaluación ecológica rápida de la Ictiofauna en cinco localidades del Delta del Río Orinoco, Venezuela. *Venezuela. Interciencia*. **32** (9): 601-609.
- Oyugi, D.O., Cucherousset, J., Ntiba, M.J., Kisia, S.M., Harper, D.M., Britton, J. R.** (2011). Life history traits of an equatorial common carp *Cyprinus carpio* population in relation to thermal influences on invasive populations. *Fisheries Research*. **110** (1): 92-97. Doi: 10.1016/j.fishres.2011.03.017
- Palacio, J. & Plazas, E.** (1998). Algunos aspectos ecológicos de las especies ícticas más importantes en el embalse el Peñol-Guatapé. *Actualidades Biológicas*. **20** (68): 13-20.
- Probst, W.N., Stelzenmüller, V., Kraus, G.** (2013). A simulation-approach to assess the size structure of commercially exploited fish populations within the European Marine Strategy Framework Directive. *Ecological Indicators*. **24**: 621-632. Doi: 10.1016/j.ecolind.2012.08.026
- Ramos-Santiago, E., Ramírez-Gutiérrez, J. M., Mendoza-Rodríguez, R., Tapia-García, M.** (2006). Reproducción, distribución y abundancia del pez *Pseudupeneus grandisquamis* (Perciformes: Mullidae), en el Golfo de Tehuantepec, México. *Revista de Biología Tropical*. **54** (4): 1103-1112.
- Rapp, T., Cooke, S.J., Arlinghaus, R.** (2008). Exploitation of specialised fisheries resources: The importance of hook size in recreational angling for large common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Fisheries Research*. **94** (1): 79-83. Doi: 10.1016/j.fishres.2008.06.019
- Rodríguez-Kuiz, A.** (1992). Comunidad íctica y estructura del hábitat en un río de régimen mediterráneo. Universidad de Sevilla. p. 400.
- Rodríguez-Sánchez, V., Encina, L., Rodríguez-Ruiz, A., Sánchez-Carmona, R.** (2009). Large-mouth bass, *Micropterus salmoides*, growth and reproduction in Primera de Palos' Lake (Huelva, Spain). *Folia Zoologica*. **58** (4): 436-446.
- Saborido-Rey, F.** (2004). Ecología de la reproducción y potencial reproductivo en las poblaciones de peces marinos. Universidad de Vigo. p. 71.
- Sánchez-Botero, J. I., Sequeira, D., Palacio, J.** (2002). Ictiofauna y actividad pesquera en la micro-cuenca del río Chajeradó, Atrato medio, Colombia. *Actualidades Biológicas*. **24** (77): 67-71.
- Saylar, Ö. & Benzer, S.** (2014). Age and growth characteristics of carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) in Mogan Lake, Ankara, Turkey. *Pakistan Journal Zoology*. **46** (5): 1447-1453
- Schulz, U.H. & Leal, M.E.** (2005). Growth and mortality of black bass, *Micropterus salmoides* (Pisces, Centrarchidae; Lacapède, 1802) in a reservoir in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. **65** (2): 363-369.
- Schüttler, E. & Karez, C.S.** (2008). Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas. Montevideo, Uruguay: Oficina Regional de Ciencia de la UNESCO para América Latina y el Caribe.

- Sedaghat, S., Hoseini, S.A., Larijani, M., Ranjbar, K.S.** (2013). Age and Growth of Common Carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) in Southern Caspian Sea, Iran. *Journal of Fish and Marine Sciences*. **5** (1): 71-73. Doi: 10.5829/idosi.wjfm.2013.05.01.64124
- Singh, A.K., Pathak, A.K., Lakra, W.S.** (2010). Invasion of an exotic fish—common carp, *Cyprinus carpio* L. (actinopterygii: cypriniformes: cyprinidae) in the Ganga River, India and its impacts. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*. **40** (1):11-19.
- Skelton, P.** (1993). A complete guide to the freshwater fishes of Southern Africa. Cape Town, South Africa: Southern Books Publishers. p. 390.
- Solano-Peña, D., Segura-Guevara, F., Olaya-Nieto, C.** (2013). Growth and reproduction of yellow mojarra (*Caquetaia kraussii* steindachner, 1878) in the Urrá reservoir, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*. **18** (2): 3525-3533. Doi: 10.21897/rmvz.177
- Storey, A. W., Yarrao, M., Tenakanai, C., Figa, B., Lynas, J.** (2008). Use of changes in fish assemblages in the Fly River system, Papua New Guinea, to assess effects of the Ok Tedi copper mine. *Developments in Earth and Environmental Sciences*. **9**: 427-462.
- Valderrama, M.** (1986). Análisis de la situación actual y perspectivas del desarrollo pesquero en los embalses de Colombia. En Vilá, I. y E. Fagetti (Eds) *Trabajos presentados al Taller internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses*. FAO Documento Técnico Copescap N° 4.237 pp.
- van der Heijden, P. G. M.** (2006). Sources of animal protein in meals of the population of the Sepik-Ramu catchment. *Science in New Guinea*. **27** (1, 2, 3): 3-8.
- Vazzoler, A.E.A.M.** (1996). *Biología da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá, Brasil: Eduem. p. 169.
- Vilá, M., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L., Castro, P.** (2008). Invasiones biológicas. Madrid, España: Consejo Superior de Investigaciones Científicas. p. 215.
- Vilizzi, L. & Copp G.H.** (2017). Global patterns and clines in the growth of common carp *Cyprinus carpio*. *Journal of fish biology*. **91**: 3-40.
- Villa-Navarro, F.A.** (1999). Estudio biológico pesquero de la represa de Prado para la determinación de especies promisorias en acuicultura. Universidad del Tolima. p. 105.
- Weber, M.J., Brown, M.L., Wahl, D.H., Shoup, D.E.** (2015). Metabolic theory explains latitudinal variation in common carp populations and predicts responses to climate change. *Ecosphere*. **6** (4): 1-16.
- Weyl, O.L. & Cowley, P.D.** (2016). Fisheries in subtropical and temperate regions of Africa. En Craig, J.F. (Ed) *Freshwater Fisheries Ecology*, (pp 241-255). West Sussex, United Kingdom: John Wiley & Sons.
- Weyl, O.L. & Hecht, T.** (1999). A successful population of largemouth bass, *Micropterus salmoides* in a subtropical lake in Mozambique. *Environmental Biology of Fishes*. **54**: 53-66.
- Winemiller, K.O., Montoya, J.V., Roelke, D.L., Layman, C.A., Cotner, J.B.** (2006). Seasonally varying impact of detritivorous fishes on the benthic ecology of a tropical floodplain river. *Journal of the North American Benthological Society*. **25** (1): 250-262. Doi: 10.1899/0887-3593
- Wootton, R.J.** (1998). *Ecology of Teleost Fishes* (2nd ed.). Boston, Massachusetts: Kluwer Academic Publishers. p. 404.
- Zhang, M.M., Oh, C.W., Lee, W.O., Na, J.H.** (2013). Population biology of the largemouth bass, *Micropterus salmoides* from goe-san lake, Korea. *Journal of Environmental Biology*. **34** (4): 747-754.

Artículo original

Análisis multitemporal y caracterización de la vegetación hidrófita y helófita de un cinturón de humedales urbanos en el altiplano del Oriente antioqueño

Multi-temporal analysis and characterization of hydrophyte and helophyte vegetation of a belt of urban wetlands in the highlands of the Eastern region of Antioquia

© Daniela Salazar-Suaza¹, © Mario Alberto Quijano-Abril^{2,*}

¹ Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

² Grupo de estudios florísticos, Herbario de la Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Antioquia, Colombia

Resumen

Los humedales han sido catalogados como altamente diversos por su multiplicidad de ambientes y formas y constituyen ecosistemas únicos, de allí el interés por su conservación a nivel mundial. En el presente estudio se buscaba caracterizar la vegetación acuática en 13 humedales urbanos del altiplano del Oriente antioqueño estableciendo 15 cuadrantes aleatorios de 0,5 m de lado en cada humedal, con el fin de evaluar frecuencia y cobertura. Asimismo, se determinó la distribución de la vegetación acuática por hábitos de crecimiento ilustrada mediante un perfil. Por último, se hizo un análisis multitemporal para evaluar las presiones que estos ecosistemas han tenido a lo largo del tiempo. Se encontraron 81 especies de plantas acuáticas distribuidas en 39 géneros y 27 familias, de las cuales 41 son nativas de Antioquia. Las familias con mayor representación fueron Poaceae, Cyperaceae, Onagraceae y Juncaceae. El hábito de crecimiento que dominó fue el emergente, seguido del flotante enraizado y el flotante libre. Las presiones antrópicas observadas suponen que la urbanización, la minería y la contaminación han perjudicado seriamente estos ecosistemas en el territorio hasta el punto de que hoy están en riesgo de desaparición si no se los incluye en el plan de ordenamiento territorial.

Palabras clave: Hábitos de crecimiento; Presiones antrópicas; Humedales urbanos; Vegetación acuática.

Abstract

Wetlands have been classified as highly diverse ecosystems given their multiplicity of environments and forms and they constitute unique ecosystems whose conservation is of worldwide interest. In the present study, we sought to characterize the aquatic vegetation in 13 urban wetlands in the highlands of the Eastern region of Antioquia using 15 random quadrants of 0.5 m distributed in each wetland to evaluate the frequency and coverage. Besides, we studied the distribution of aquatic vegetation by growth habits illustrated in a vegetation profile. Finally, we conducted a multi-temporal analysis to evaluate the pressures these ecosystems have had over time. We found 81 species of aquatic plants distributed in 39 genera and 27 families where 41 species are native to the Department of Antioquia. The families with the highest representation were Poaceae, Cyperaceae, Onagraceae, and Juncaceae. The growth habit that dominated was the emerging one followed by the rooted floating and the free-floating. The anthropic pressures observed in the spatial analysis showed that urbanization, mining, and pollution have seriously damaged these ecosystems and that they are currently at high risk of disappearance if they are not included in the plans for territorial management.

Keywords: Anthropic pressures; Aquatic vegetation; Growth habits; Urban wetlands.

Citación: Salazar-Suaza D, Quijano-Abril MA. Análisis multitemporal y caracterización de la vegetación hidrófita y helófita de un cinturón de humedales urbanos en el altiplano del Oriente antioqueño. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):639-651, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1060>

Editor: Gabriel Roldán

***Correspondencia:**

Mario Alberto Quijano;
maquijano@uco.edu.co

Recibido: 31 de octubre de 2019

Aceptado: 23 de abril de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

El altiplano del oriente antioqueño alberga una serie de humedales urbanos muy importantes en bienes y servicios para los habitantes de esta región por la mitigación de los eventos climáticos, la regulación y el almacenamiento de flujos hídricos, y la oferta de hábitats para diferentes especies, entre muchos otros (<https://www.ramsar.org/es/acercade/la-importancia-de-los-humedales>). Sin embargo, las presiones que históricamente se han ejercido sobre el territorio, la agricultura, la ganadería, la minería y, sobretudo, la expansión urbana, han generado en algunos casos el drenado parcial o total de estos ecosistemas. La región del Oriente antioqueño tiene un importante papel en el departamento por su gran desarrollo social y económico gracias a su ubicación geográfica, diversidad cultural, potencial humano y riqueza hídrica, biótica y paisajística (Zapata, *et al.*, 2017). La construcción del Aeropuerto Internacional José María Córdoba y de su zona franca, así como la construcción de la autopista Medellín-Bogotá, han sido factores contundentes en la concentración y jerarquización de poblaciones y ha producido un crecimiento acelerado y desordenado de la zona, lo que ha llevado a muchos ecosistemas al borde de la desaparición.

A pesar de la importancia biótica y ecológica de los humedales, las corporaciones autónomas regionales y las administraciones municipales no han generado estrategias para su manejo en el territorio (González, 2017; Cornare, 2014; Rionegro, 2018). Además, aún no se ha hecho un mapa de humedales en la región. La delimitación y caracterización de los humedales es una necesidad apremiante en la planificación del territorio, pues sin un estudio de línea de base, será muy complejo conocer cuáles son sus principales amenazas y cuáles las comunidades bióticas que los componen.

Un componente biológico de especial relevancia en estos ecosistemas es la vegetación acuática, la cual constituye el productor primario más importante de los humedales y es indispensable para el soporte de su biodiversidad (Camelo-Mendoza, *et al.*, 2016). En Colombia son pocos los estudios de caracterización de la vegetación acuática de humedales de zonas altas, y entre ellos se destacan los de Schmidt-Mumm (1988) y Ramos, *et al.* (2013). En este sentido, es crucial la identificación de estas comunidades vegetales para, además, tratar de entender la plasticidad fenotípica que les permite completar su ciclo vital en ambientes con inundaciones y sequías alternantes (Cortés-Duque & Estupiñán-Suárez, 2016).

Hay un número limitado de investigaciones sobre este importante componente biótico en el altiplano del Oriente antioqueño, lo que evidencia también la problemática en torno al conocimiento de las plantas acuáticas nativas, ya que estas son desplazadas fácilmente por especies invasoras exitosas en estos ecosistemas altamente contaminados y colmatados (Díaz-Espinosa, *et al.*, 2012). Este fenómeno puede llevar a la desaparición de especies propias de la zona que permiten el delicado equilibrio ecológico característico de estos ecosistemas, especialmente los ubicados en zonas urbanas.

Un aspecto complementario a la caracterización de estos ecosistemas es la observación y el análisis de los cambios en el uso del suelo a través de los años mediante herramientas de análisis multitemporal (Chuvieco, 1990; Ozesmi & Bauer, 2002; Otto, *et al.*, 2011; Ruiz, *et al.*, 2013), que pueden contribuir a discernir las presiones que han sufrido y demostrar que no se ha hecho una planeación territorial adecuada en las áreas de importancia ecológica.

Actualmente, los humedales del altiplano del Oriente antioqueño se encuentran fragmentados y degradados; sin embargo, conservan aspectos de gran importancia, como una abundante riqueza y diversidad taxonómica y funcional comparados con otros humedales urbanos del país, incluso con algunos de zonas bajas (Quijano, *et al.*, 2018), y por ello deben tenerse en cuenta en los planes de manejo ambiental, lo que representa un gran desafío por su alta vulnerabilidad, asociada, entre otras cosas, con la variabilidad de los fenómenos climáticos y los cambios en los usos del suelo (García-Duque, *et al.*, 2018). En el presente estudio se caracterizó la vegetación acuática de un cinturón de humedales urbanos en el altiplano del Oriente antioqueño, y se hizo un análisis multitemporal de las presiones que se han generado sobre este tipo de ecosistemas en el tiempo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se hizo en el altiplano del Oriente antioqueño, también llamado valle de San Nicolás, localizado en la cordillera Central de los Andes, al oriente del departamento de Antioquia, Colombia. En este valle hay nueve municipios: Rionegro, Guarne, El Carmen de Viboral, El Retiro, El Santuario, Marinilla, La Ceja, La Unión, y San Vicente (**Figura 1**), con una extensión de 174.466,67 hectáreas. La zona de vida predominante corresponde a bosque húmedo premontano, tiene una altura promedio de 2.100 m s.n.m. y una temperatura media de 21 °C (**Alzate, et al., 2008**). Esta zona es una de las más importantes a nivel ecológico e hidrológico, puesto que en ella confluyen algunos de las principales fuentes hídricas de la región.

Selección de los humedales

Para la selección de los ecosistemas se tomó como base la propuesta de **García, et al. (2018)** de un modelo espacial como herramienta de delimitación teniendo en cuenta aspectos físicos y bióticos tales como la hidrología, la geología, la geomorfología y las coberturas de la tierra, entre otros (**Figura 2**). La compilación y ponderación de las variables físicas y bióticas se hizo mediante un análisis multicriterio. Una vez definidas las variables, un equipo técnico de expertos en las áreas de hidrología, hidráulica, limnología y ecología de la Universidad Católica de Oriente las calificó. Por último, se hizo la validación

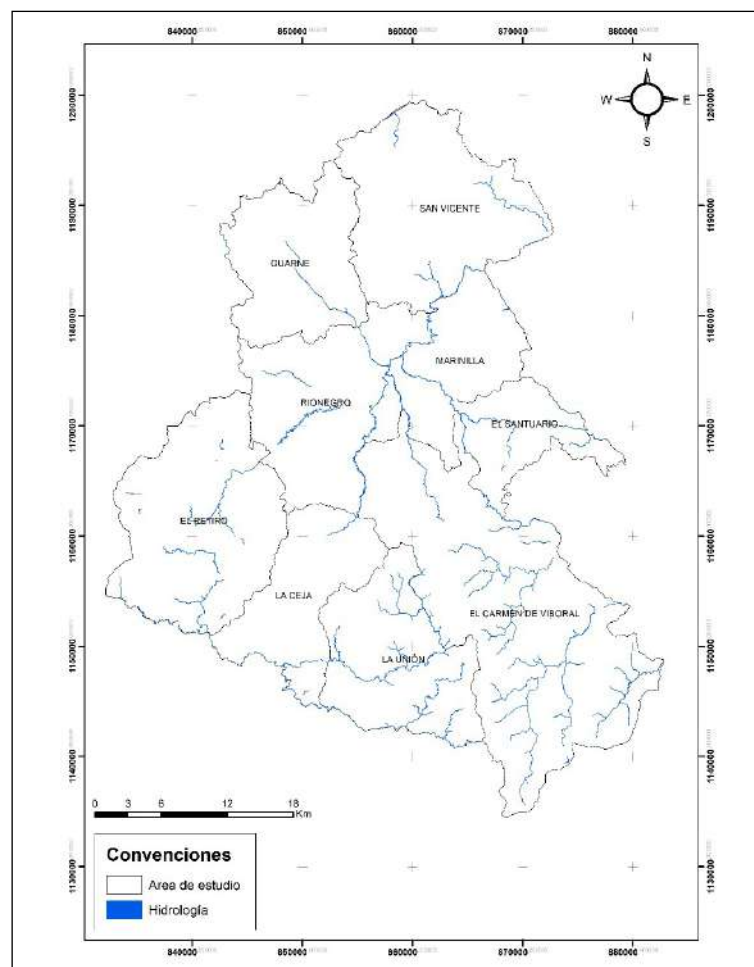


Figura 1. Mapa del altiplano del Oriente antioqueño y su hidrología. Fuente: **Quijano, et al. (2018)**

participativa en un taller con expertos locales y regionales (académicos, corporaciones autónomas regionales (CAR), alcaldías municipales y algunas ONG), el cual contó con la participación de 50 personas y 10 instituciones. En el taller cada grupo de trabajo analizó detalladamente el área de estudio determinando con base en su percepción y experiencia lo que podría considerarse un humedal. Como resultado, el presente análisis se hizo en los 13 humedales propuestos por dichos participantes.

Análisis multitemporal de los humedales seleccionados

Se hizo un estudio cartográfico de los años 2002, 2006, 2010, 2014 y 2018 (Figura 3). En cada humedal se evaluaron los cambios debidos a la presión antrópica ejercida por las construcciones, los llenos, las vías, la pérdida de cobertura vegetal, la agricultura, la minería y la ganadería. Asimismo, se determinó el origen del humedal teniendo en cuenta si ya

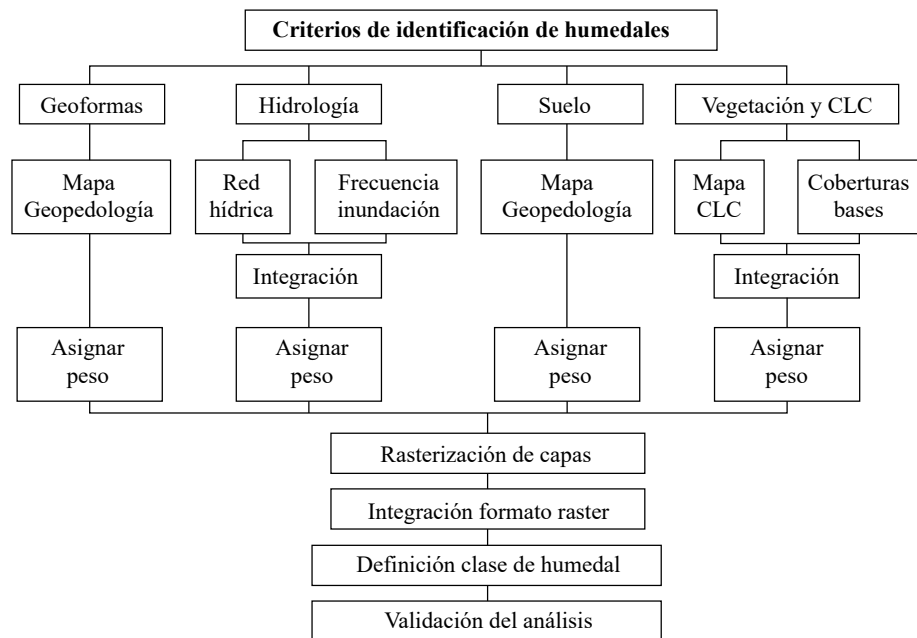


Figura 2. Proceso metodológico para la delimitación de humedales

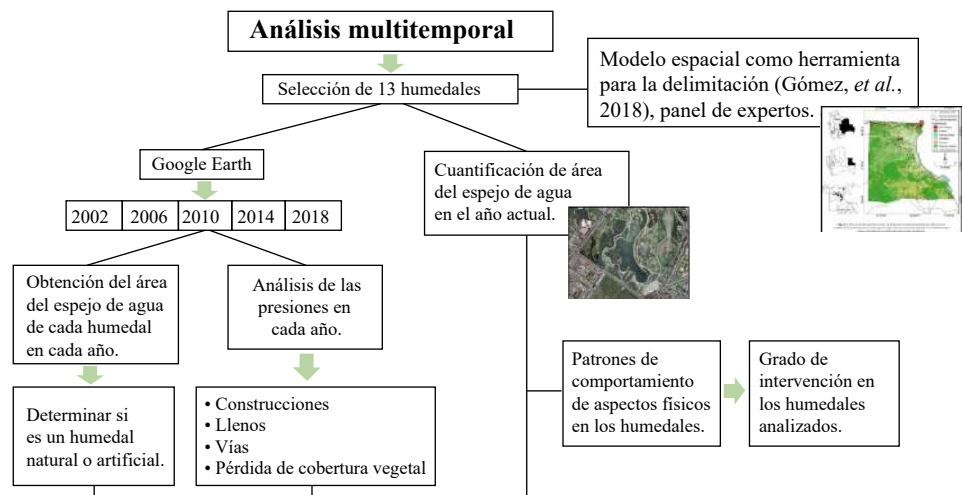


Figura 3. Proceso metodológico para el análisis multitemporal.

existía en el 2002 o si había sido creado por alguna intervención humana. Se cuantificó el área del espejo de agua de los humedales en cada año para obtener los patrones de comportamiento y los cambios en esta área y así evaluar los aspectos físicos de estos ecosistemas.

Fase de campo

Para los muestreos de vegetación acuática se utilizaron 15 cuadrículas aleatorias de 0,5 m de lado, divididas en 25 cuadrantes de 0,1 m. En cada cuadrante se registraron las especies halladas y el número de veces en que se encontraron para obtener la frecuencia en función de la totalidad de los cuadrantes (**Ramos, et al., 2013**). Los individuos muestreados se recolectaron tomando preferiblemente ramas con partes reproductivas que permitieron la identificación taxonómica en el herbario de la Universidad Católica de Oriente (HUCO) y en el de la Universidad de Antioquia (HUA). También se hicieron recolecciones generales para determinadas especies en estado fértil, con el objetivo de complementar la información florística del lugar y facilitar la determinación del material estéril de los cuadrantes.

Análisis de datos

Se elaboraron listas de especies representativas de cada humedal por cuadrantes y en la recolección general. Se elaboró una curva de acumulación de especies utilizando el programa EstimateS 9.0 y, por último, se calculó el índice de diversidad de Shannon (H'), el índice de dominancia de Simpson (D) y el estimador de diversidad beta Jaccard mediante el programa Past, versión 4.01 (**Hammer, et al., 2001**).

Hábitos de crecimiento

Mediante la observación de cada especie y su distribución en el humedal, se estableció el hábito de crecimiento de cada taxón con base en la clasificación de **Sculthorpe** (1967) adaptada por **Rial** (2009, 2014), distinguiendo hábitos flotantes libres, flotantes enraizados, enraizados emergentes y sumergidos.

Elaboración del perfil de vegetación acuática

En cada humedal estudiado se midió la profundidad de los cuadrantes con la ayuda de un mensajero. Con esta información, así como las profundidades obtenidas en campo y el hábito de crecimiento de cada especie, se elaboró un perfil de la estructura vegetal representativa de los 13 ecosistemas estudiados (**Ramos, et al., 2013**).

Resultados

Humedales seleccionados

Se encontró que los municipios de Rionegro, El Carmen de Viboral, La Unión, Marinilla, San Vicente y Guarne presentaban las mayores áreas de humedales. En estos municipios confluyen fuentes hídricas de gran importancia como el río Negro, y las quebradas La Cimarrona, La Mosca, La Pereira, La Marinilla, Santo Domingo y Buey Arma. Los humedales están asociados a las llanuras de inundación y a zonas anegadas que se generan por causa de la morfología meándrica propia de las fuentes hídricas de la región, lo que genera dinámicas hídricas y ecológicas de mucha relevancia en el área de estudio. Estos comportamientos se explican también porque sus llanuras de inundación suelen extraerse materiales de construcción y agregados, lo que después de un tiempo resulta en excavaciones que terminan por convertirse en cuerpos de agua en los cuales se establecen dinámicas hídricas y naturales (**García, et al., 2018**).

Se seleccionaron 13 sitios en los municipios de Guarne, Rionegro, Marinilla, El Carmen de Viboral y La Ceja (**Figura 4**) con características hidrológicas, geomorfológicas, bióticas y sociales específicas que diferencian en cada sitio el paisaje del altiplano con dinámicas ecológicas y ecosistémicas asociadas.

Análisis multitemporal de los humedales seleccionados

Los humedales del altiplano del Oriente antioqueño se han visto fuertemente afectados por diversos tipos de presión antrópica. De los 13 humedales estudiados, en siete se presentaba

afectación por procesos de urbanización y creación de vías, en seis, por agricultura y ganadería y en tres, por contaminación (escombros y basuras) y minería aluvial. En cuanto al origen de los humedales, quizá algunos surgieron en excavaciones mineras y han presentado sucesión natural con el establecimiento de poblaciones de especies nativas de plantas acuáticas como *Bacopa salzmännii* (Benth), *Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult, *Ludwigia peruviana* (L.) Hara, y *Proserpinaca palustris* (L.), entre otras. El análisis permitió detectar cuatro humedales artificiales y nueve que pueden ser naturales; sin embargo, son necesarios otros análisis para establecer con certeza su naturaleza.

En cuanto a los cambios en el área del espejo de agua, en siete de los humedales estudiados esta aumentó y en seis disminuyó (**Tabla 1, Figura 1S**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1060/2763>). Estos cambios pueden deberse a los pulsos de inundación y, en algunos casos, a modificaciones antrópicas, como es el caso del humedal El Llanito (HLL), en el cual no existía un espejo de agua entre los años 2000 y 2006, pero en el 2010 se evidencia la remoción de la cobertura vegetal herbácea para la construcción de una urbanización. Se aprecian, asimismo, prácticas de minería aluvial en la zona, donde las excavaciones realizadas fueron abandonadas y con el tiempo se llenaron de agua gracias a los ciclos hidrológicos de los afluentes aledaños. En la **figura 5** se evidencian las modificaciones antrópicas más relevantes en ocho de los 13 humedales estudiados.

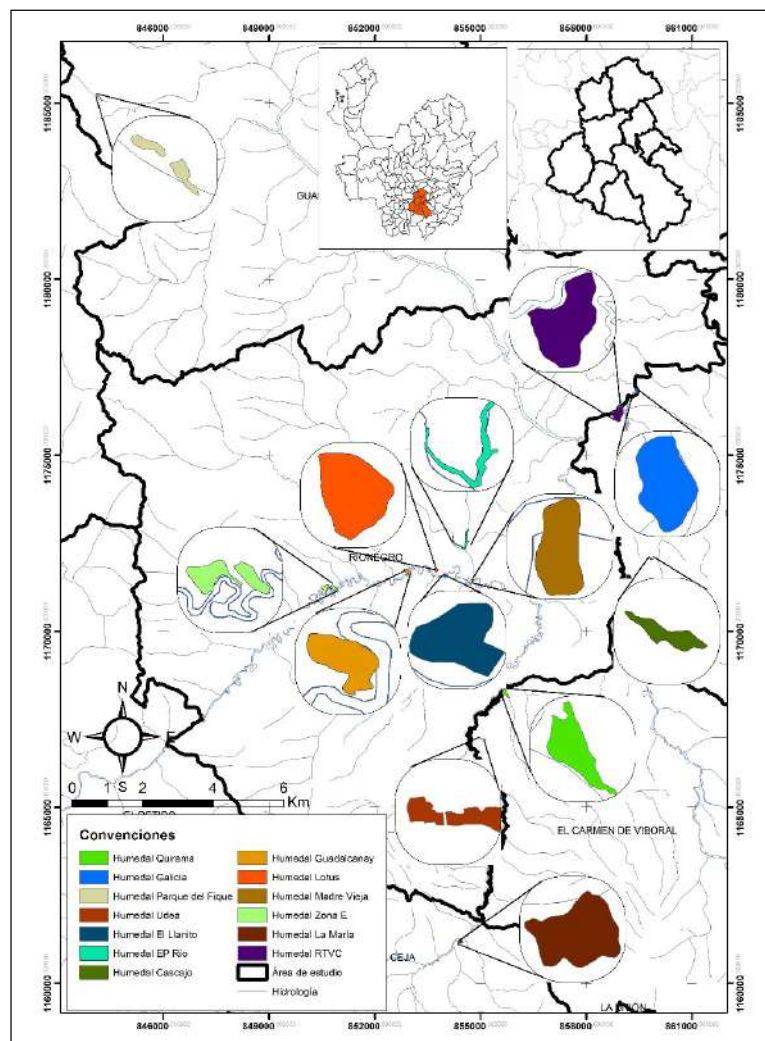


Figura 4. Humedales seleccionados en el área de estudio

Tabla 1. Cambios en el área del espejo de agua. Las casillas marcadas con * indican que no se pudo apreciar el área del espejo de agua por nubosidad en la imagen. Cada humedal se identifica con un código: humedal Lotus (HL), humedal Madre Vieja (HML), humedal Guadalcanai (HG), humedal EP Río (HEPR), humedal El Llanito (HLL), humedal Zona E (HZE), humedal La María (HM), humedal Quirama (HQ), humedal RTVC (HRTVC), humedal Parque del Fique (HPF), humedal Universidad de Antioquia (HUDA) y humedal Galicia (HG).

Humedal	Área del espejo de agua en hectáreas (HA)				
	2002	2006	2013	2016	2018
Lotus (HL)	0,60	0,59	0,61	0,71	0,97
Madre Vieja (HML)	1,49	1,56	1,84	1,84	1,91
Guadalcanai (HG)	0,45	0,50	0,99	2,00	1,83
EP RÍO (HEPR)	3,15	3,53	3,30	3,57	2,84
El Llanito (HLL)	0	0	1,16	0,32	0,42
Zona E (HZE)	2,79	2,80	2,45	2,50	2,51
La María (HM)	1,00	1,00	0,98	1,00	0,94
Quirama (HQ)	1,97	1,89	1,90	1,90	1,89
Rtvc (HRTVC)	2,49	1,85	3,16	*	2,79
Parque Del Fique (Hpf)	*	0,61	0,49	0,56	*
U De A (Huda)	0,12	0,14	0,16	0,15	0,20
Galicia (Hg)	0,15	0,27	0,14	0,25	0,24
Cascajo (HC)	0,48	0,44	0,57	0,61	0,80

Composición florística

La vegetación acuática y palustre registrada en los humedales estudiados estaba conformada por 27 familias, 39 géneros y 81 especies. Las familias con mayor representación fueron: Poaceae (22 especies), Cyperaceae (20), Onagraceae (4), Juncaceae (4) y Polygonaceae (3) (**Figura 6**). Los géneros con mayor cantidad de especies fueron *Eleocharis* (9), *Cyperus* (5), *Juncus* (4), *Ludwigia* (4) y *Polygonum* (3). Gran parte de las especies registradas han sido reportadas en diferentes zonas de vida y están mayormente relacionadas con ecosistemas acuáticos o palustres. De las especies a las que pertenecen los 62 especímenes identificados hasta ese nivel, 41 son nativas, 11 son de amplia distribución, cinco son naturalizadas, cuatro introducidas y una cultivada (**Idárraga-Piedrahita, et al., 2011**). Las especies más representativas de estos ecosistemas se presentan en la **Figura 2S**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1060/2764>.

Análisis de diversidad

En promedio, la riqueza de los sitios estudiados fue de 11 especies por sitio, con seis en los de menor riqueza y 18 en los de mayor cantidad de especies. El índice de diversidad de Shannon varió entre 1,58 y 2,42, con un promedio de 1,97. El índice de dominancia de Simpson varió entre 0,699 y 0,881, con un promedio de 0,818 (**Tabla 1S**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1060/2766>). Las especies que más aportaron a la dominancia fueron *Nymphaea elegans* (L.), *Hydrocotyle umbellata* (L.), *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verd., *Utricularia gibba* (L.) y *Polygonum punctatum* (Elliott) Small. En cuanto al análisis de diversidad beta, según el estimador Jaccard, la mayor similitud se presentó entre los humedales Galicia y La María, y los valores más bajos de similitud se registraron en el humedal Quirama y en RTVC (**Figura 3S**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1060/2765>, **Tabla 2S**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1060/2767>).

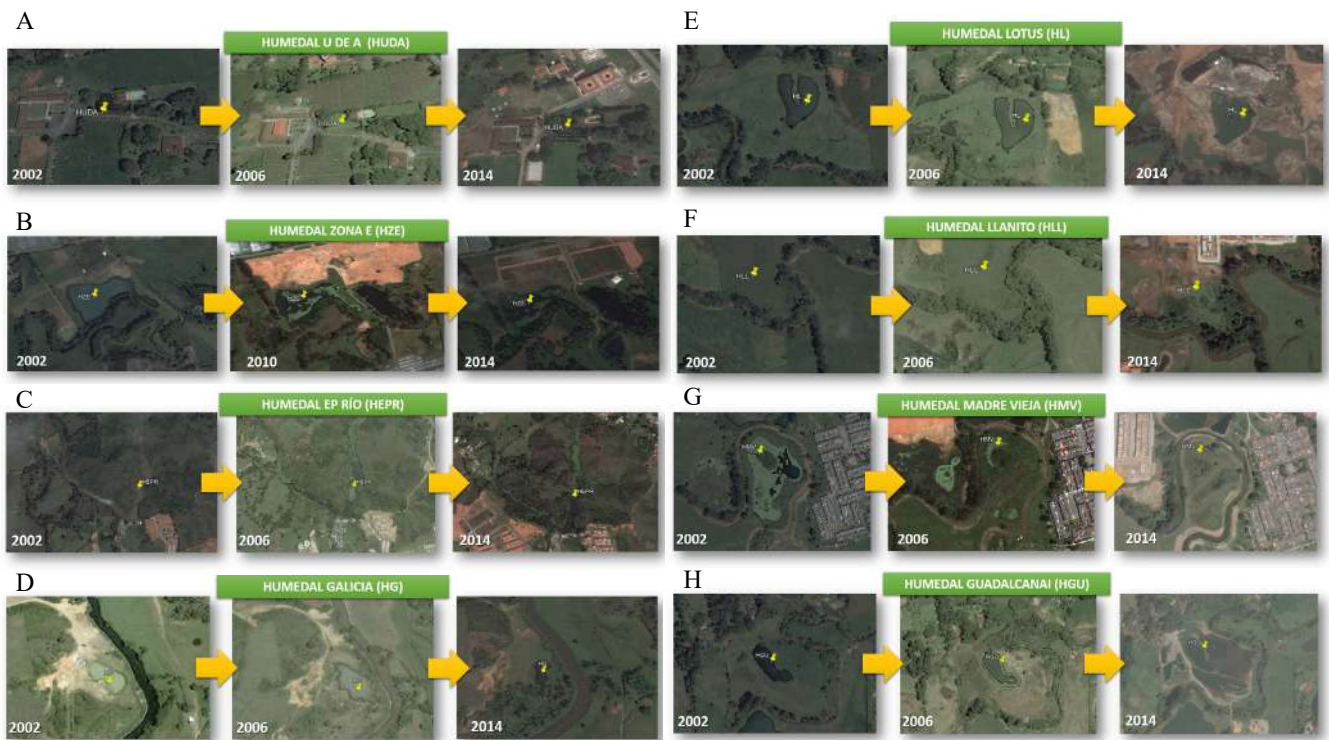


Figura 5. Afectaciones antrópicas en ocho humedales de los 13 estudiados. **5 A.** Humedal Universidad de Antioquia (HUDA). Agricultura en los años 2002 y 2006, luego inicia la construcción de los bloques de la Universidad de Antioquia, sede Carmen de Viboral. **5 B.** Humedal Zona E. Prácticas agrícolas en el 2002; en el 2010 se hace una remoción del suelo y en el 2014 se inicia una construcción. **5 C.** Humedal EP Río (HEPR). Construcción de urbanización en el 2014. **5 D.** Humedal Galicia (HG). Remoción de la cobertura vegetal alrededor del ecosistema probablemente por procesos de minería. **5 E.** Humedal Lotus (HL). Creación de unidad residencial en el 2014. **5 F.** Humedal El Llanito (HLL). Sin espejo de agua en el 2002; en el 2014, remoción de cobertura vegetal para la creación de un barrio y el espejo de agua como consecuencia de excavaciones. **5 G.** Humedal Madre Vieja (HMV). Construcción de viviendas muy cerca al ecosistema en el 2006; desaparece un humedal cercano por la construcción de un barrio. **5 H.** Humedal Guadalcanai (HGU). Modificaciones en el área del espejo de agua en el 2014 posiblemente por minería

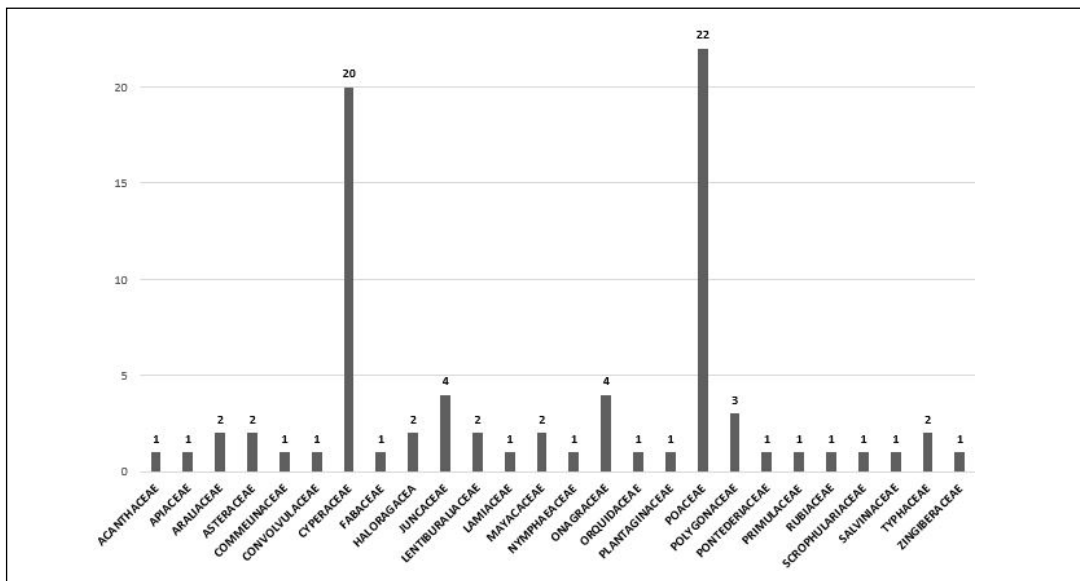


Figura 6. Número de especies por familia en los humedales estudiados

Hábitos de crecimiento

El mayor porcentaje de cobertura lo presentó el hábito emergente (E), seguido del hábito flotante enraizado (FE) y el flotante (F). La representación del hábito de crecimiento sumergido (S) fue casi nula. Las especies más dominantes según el hábito de crecimiento fueron: *H. umbellata*, *P. punctatum* y *Commelina diffusa* (emergente), *N. elegans* y *Bacopa salzmanii* (flotante enraizado), *Eichornia crassipes* y *U. gibba* (flotante), y *Mayaca fluviatilis* (sumergido).

Perfil de vegetación

Se elaboró el perfil de vegetación de los humedales estudiados con el fin de ilustrar las especies más representativas y su distribución en el humedal, resaltando también los diversos hábitos de crecimiento de las especies (**Figura 7**). En todos los ecosistemas se logró apreciar que el espejo de agua estaba dominado por vegetación acuática flotante y emergente y no había especies sumergidas en 11 de los 13 estudiados.

Discusión

Análisis multitemporal

Desde hace ya varios siglos, el recurso hídrico del valle de San Nicolás ha sido la fuente de desarrollo social del altiplano del Oriente antioqueño. Gracias a él se ha dispuesto de una gran cantidad de recursos económicos enfocados en servicios de abastecimiento hídrico, pesca, minería de oro, extracción de materiales para construcción y sistemas de riego (**Quijano, 2016**), lo que ha resultado en la transformación de los humedales de la región desde la época de la colonia. En el análisis multitemporal se evidenció un crecimiento urbanístico importante alrededor de estos ecosistemas estratégicos, específicamente a partir del desarrollo vial de la autopista Medellín-Bogotá, la construcción del Aeropuerto Internacional José María Córdoba y de los embalses de La Fe y Guatapé.

En algunos municipios del Oriente antioqueño, más específicamente en el municipio de Rionegro, es obvia la transición de lo rural a lo urbano. Frente a esta transformación del uso del suelo, sobre todo entre el 2006 y el 2014, los humedales han estado sujetos al efecto del cambio de la producción agrícola por el establecimiento de zonas urbanas, en su mayoría muy cerca del río, sin que haya importado el riesgo que esto conlleva.

Otro proceso evidente en los cambios a través del tiempo de estos ecosistemas es la minería de aluvión. Aunque poco se ha documentado en el valle de San Nicolás (**Hermelín, 1992**), hay grupos empresariales dedicados a la explotación de materiales de construcción,

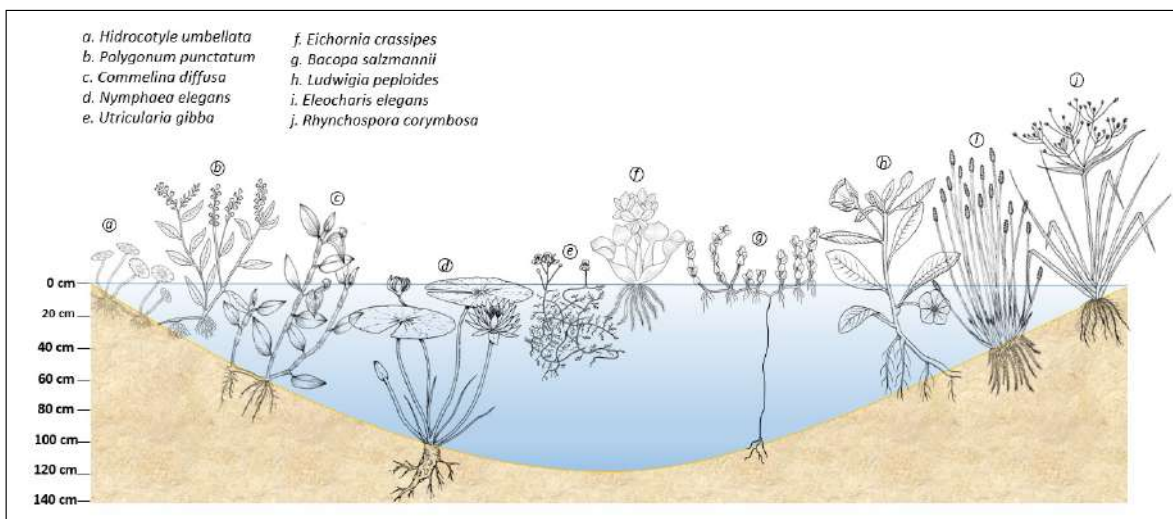


Figura 7. Perfil de vegetación de los humedales del altiplano del Oriente antioqueño

caolín y arcilla, que ha producido daños ambientales en las aguas y los suelos. En el presente estudio, especialmente en el periodo del 2002 al 2006, se observó este proceso a lo largo del río Negro y la quebrada La Marinilla. La demanda de materiales de construcción en este periodo fue en aumento y alcanzó su máxima producción en el 2007, con más de 17 millones de toneladas producidas para la región (**Posada & Franco-Sepúlveda, 2012**). El abandono de algunas de estas excavaciones ha generado humedales artificiales; específicamente en el área de estudio los humedales Galicia, Llanito y Guadalcanai se crearon o fueron modificados por esta actividad. En ellos, después de un abandono prolongado, se presenta una importante diversidad biológica de organismos ampliamente utilizados en la delimitación y caracterización de humedales.

También en la ciudad todavía son comunes los potreros con ganado bovino y equino. Algunos propietarios de estos animales utilizan las rondas de los humedales para que beban agua y se alimenten buscando mayor beneficio y disminución de costos. El problema radica en que la vegetación litoral del humedal puede verse muy afectado por el pastoreo de los animales y por sus excretas, lo que atrae moscas y malos olores. Esto podría explicar el incremento en los valores de coliformes totales y *Escherichia coli* según el análisis de **García, et al.**, en el 2018, sin dejar de lado también los tubos de vertimientos que se observaron en algunos humedales.

Por último, se observó el depósito de escombros y la contaminación por residuos sólidos en algunos de los humedales, principalmente los que se encuentran en la zona urbana del municipio de Rionegro. Hay interés en secar estos ecosistemas para convertirlos en zonas urbanas o, simplemente, por el concepto equivocado de que son reservorios de mosquitos y enfermedades.

Composición florística

La riqueza total de especies de vegetación acuática en los humedales estudiados fue muy representativa. Con 81 especies, la riqueza es abundante comparada con la registrada en el estudio de **Posada-García JA y López-Muñoz MT, 2011**, en el cual se reportaron 92 especies, no solo en humedales sino también en ríos y quebradas en el Oriente antioqueño.

En cuanto a la diversidad de especies, en el humedal EP Río se registró la mayor. Este es un embalse que constituye el humedal de mayor tamaño y es dragado constantemente para evitar la colonización excesiva de especies como *N. elegans* y *Salvinia minima*. El humedal Lotus fue el que presentó mayor dominancia de especies; este humedal se caracteriza por poseer pastos introducidos en su composición florística posiblemente desde los potreros que existen en la zona y como respuesta al depósito de escombros y la presión que ejerce la contaminación en el ecosistema que incrementarían la dominancia en ciertas especies. Por último, en el humedal Zona E también se registró una alta dominancia; por su gran tamaño, registró una buena riqueza de especies, pero las perturbaciones causadas por los vertimientos determinan la dominancia de especies invasoras como *E. crassipes* y de especies nativas que dominan el ecosistema como *M. aquaticum* y *Leersia hexandra*.

En general, se evidenció un desequilibrio en los ecosistemas debido a la presencia de especies de hábitos de crecimiento flotante y emergente, cuya naturaleza dominante y plasticidad ecológica las convierten en malezas acuáticas tanto en su medio natural como en hábitats que han sido muy alterados por el ser humano en cuanto a la calidad y la cantidad de agua (**Rial, 2013**), lo que impide el crecimiento de especies de hábito sumergido. La especie *N. elegans*, por ejemplo, se encontró en 12 de los 13 humedales estudiados, lo que demuestra su éxito reproductivo y de colonización, probablemente por el estado eutrófico e hipertrófico de estos sistemas acuáticos. Sin embargo, esta especie es importante porque brinda refugio a peces y anfibios y permite que las aves obtengan alimento de sus hojas y creen sus nidos, lo cual se pudo observar en diversos humedales. La especie *P. punctatum*, planta nativa que ha generado una colonización importante en los humedales del Oriente antioqueño, también fue muy dominante en estos ecosistemas. En Bogotá se la ha considerado como especie potencialmente invasora (**Díaz-Espinoza, et al., 2012**), pues la sedimentación y el exceso de nutrientes producido por la contaminación

favorecen su proliferación en estos ecosistemas (Stevens, *et al.*, 2001). También tiene la capacidad de invadir bosques húmedos perturbados por ser una planta helófito (Wagner, *et al.*, 1999).

La familia Poaceae registró la mayor cantidad de especies, seguida de Cyperaceae, Juncaceae y Onagraceae. Como ya se mencionó, hay gran cantidad de zonas de potreros alrededor de estos ecosistemas y muchas de las coberturas vegetales arbóreas se han perdido, lo que favorece el establecimiento de algunas especies de pastos y ciperáceas. Se hallaron, por ejemplo, algunos pastos utilizados para la ganadería cuyas adaptaciones les permiten soportar zonas anegadas con profundidades importantes. Es el caso de *Cynodon nlemfuensis*, originaria de África central, que fue introducida y naturalizada en Colombia con fines alimenticios para ganado bovino. Por otro lado, las familias Juncaceae y Onagraceae registraron especies nativas en todos los ecosistemas, aunque no se observó una colonización invasora por parte de ellas. Por último, de la familia Lentibulariaceae se registraron las especies *U. gibba*, presente en la mayoría de los humedales estudiados, y *Utricularia pusilla*, las cuales se caracterizan por su hábito flotante libre y sus utrículos especializados para la carnivoría y de cuya ecología poco se sabe.

Hábitos de crecimiento y perfil de vegetación

Las plantas emergentes fueron las más dominantes en los ecosistemas, como se puede apreciar en el perfil. Si bien los humedales pueden presentar dominancia de ciertos hábitos según las estaciones hidrológicas (Rial, 2006), se deduce que la ausencia de especies acuáticas sumergidas se debe a que la luz no llega suficientemente al fondo del humedal debido a los sedimentos presentes en el agua y a las grandes comunidades de plantas acuáticas que han colonizado el ecosistema. Es importante evaluar la zonación y estratificación en los diversos picos del hidropereodo para obtener datos más precisos sobre el comportamiento de las especies y sus hábitos de crecimiento.

Conclusiones

Las metodologías empleadas permitieron evidenciar que el crecimiento poblacional, los procesos de minería aluvial, la ganadería y la expansión de los centros urbanos han sido las principales causas de la reducción y desaparición de los humedales.

En casos particulares, como en los municipios de Rionegro y Marinilla, las zonas de explotación minera abandonadas han generado espacios que favorecieron procesos de sucesión natural, con fauna y flora asociadas cuya diversidad, conservación y servicios ecosistémicos son significativos. Sin embargo, no hay una buena gestión por parte de las autoridades ambientales para su cuidado.

Con base en estos resultados se pueden establecer estrategias tendientes al mejoramiento de la calidad de los humedales del altiplano del Oriente antioqueño, pues se incrementó la colección de referencia de la flora acuática o asociada con fuentes hídricas del sector.

Se espera que con este proyecto se pueda extrapolar la metodología a otras ciudades y municipios como herramienta de conservación y cuidado de la calidad de los humedales.

Información Suplementaria

Figura 1S. Cambios en el área del espejo de agua de cada uno de los humedales estudiados en diferentes años. Ver figura 1S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1060/2763>

Figura 2S. especies de plantas acuáticas más representativas de los humedales del Altiplano del Oriente Antioqueño. Ver figura 2S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1060/2764>

Tabla 1S. Diversidad de Shannon (H'), dominancia de Simpson (D) y riqueza de especies (R) en los trece humedales estudiados. Ver tabla 1S en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1060/2766>

Figura 3S. Cluster de agrupamiento para la composición de especies Jaccard. Ver figura 3S en <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1060/2765>

Tabla 2S. Análisis de similitud según el estimador Jaccard. Ver tabla 2S en <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1060/2767>

Agradecimientos

A la Alcaldía de Rionegro y a la Corporación Autónoma Regional de los Ríos Negro y Nare por su apoyo económico; a la Dirección de investigación y desarrollo de la Universidad Católica de Oriente, y a los herbarios HUCO y HUA, en especial a su curador Francisco Javier Roldán, por su ayuda en la identificación taxonómica.

Contribución de los autores

DSS y MAQA participaron activamente en cada una de las fases del proyecto, incluyendo fases de campo, gestión, análisis y discusión de resultados.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Referencias

- Alzate Guarín, F., Gómez, S., Rodríguez, M.** (2008). Especies vegetales del altiplano del oriente antioqueño en peligro de extinción (No. Doc. 22227) CO-BAC, Bogotá.
- Chuvieco, E.** (1990). Fundamentos de teledetección espacial. Madrid: Unigraf. p. 23.
- Alcaldía Municipal de Rionegro.** (2018). Acuerdo 002 (25 de enero de 2018). Por medio del cual se modifican excepcionalmente normas urbanísticas del plan del ordenamiento territorial (POT) del municipio de Rionegro – Antioquia.
- Camelo-Mendoza, L.M., Martínez-Peña, M.L., Ovalle-Serrano, H., Jaimes, V.I.** (2016). Conservación *ex situ* de la vegetación acuática de humedales de la sabana de Bogotá. *Biota Colombiana*. 17 (Suplemento 1 - Humedales): 3-26. Doi: 10.21068/c2016s01a01
- Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare - CORNARE.** (2014). Informe de tasas por utilización del recurso hídrico año 2013. Fecha de consulta: 10 de marzo de 2020. Disponible en: <http://www.cornare.gov.co/tramitesyservicios/instrumentos-economicos/tasas-por-uso>
- Cortés-Duque, J. & Estupiñán-Suárez, L. M.** (Editores). (2016). Las huellas del agua. Propuesta metodológica para identificar y comprender el límite de los humedales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Fondo Adaptación. Bogotá D. C., Colombia. 340 pp.
- Díaz-Espinosa A.M., Díaz-Triana J.E., Vargas, O.** (Editores). (2012). Catálogo de plantas invasoras de los humedales de Bogotá. Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia y Secretaría Distrital de Ambiente. Bogotá, D.C., Colombia. 248 p.
- García-Duque, J.J. & Gómez, A., Quijano-Abril, M.** (2018). Análisis espacial como una herramienta para la delimitación de humedales urbanos. En: Quijano Abril, MA, Villabona González, S, García Duque JJ y Gómez Hoyos AC. Los humedales del Altiplano del Oriente Antioqueño y su conceptualización. Rionegro: Fondo Editorial Universidad Católica de Oriente. p. 53-71.
- García-Duque, J.J. & Gómez, A., Quijano-Abril, M.** (2018). Área de estudio y selección de los humedales urbanos del Altiplano del Oriente antioqueño. En: Quijano Abril, MA, Villabona González, S, García Duque JJ y Gómez Hoyos AC. Los humedales del Altiplano del Oriente Antioqueño y su conceptualización. Rionegro: Fondo Editorial Universidad Católica de Oriente. p. 75-94.
- García-Duque, J.J., Benjumea-Hoyos, C., Quijano-Abril, M.** (2018). Caracterización físico-química y microbiológica de los humedales del Altiplano del Oriente antioqueño. En: Quijano Abril, MA, Villabona González, S, García Duque JJ y Gómez Hoyos AC. Los humedales del Altiplano del Oriente Antioqueño y su conceptualización. Rionegro: Fondo Editorial Universidad Católica de Oriente. p. 97-115.
- González-Builes, N.** (2017). Hacia la gobernanza del agua: Implicaciones de la gestión integral del recurso hídrico en el departamento de Antioquia. Escuela de Ciencia Política. Universidad Nacional de Colombia, Medellín. p. 120.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., Ryan, P. D.** (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electrónica*. 4 (1): 9.

- Hermelin, M.** (1992). Los suelos del oriente antioqueño un recurso no renovable. *Bull. Inst. fr. études andines*. **21** (1): 25-36.
- Idárraga-Piedrahita, A., Ortiz, R. D. C., Callejas-Posada, R., Merello, M.** (2011). Flora de Antioquia. *Catálogo de las plantas vasculares*. **2**: 9-939.
- Li, J., Lin, Q., Zhang, X., Yan, Y.** (2009). Kinetic parameters and mechanisms of the batch bio-sorption of Cr (VI) and Cr (III) onto *Leersia hexandra* Swartz biomass. *Journal of Colloid and Interface Science*. **333** (1): 71-77.
- Otto M., Scherer D., Richters J.** 2011. Hydrology differentiation and spatial distribution of high altitude wetlands in a semi-arid Andean region derived from satellite data. *Hydrology and Earth System Sciences*. **15**: 1713-1727.
- Ozesmi S. L. & Bauer M. E.** 2002. Satellite remote sensing of wetlands. *Wetland Ecology and Management*. **10** (5): 381-402.
- Panyakhan, S., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P., Soonthornsarathoon, V., Suchart. U.** (2006). Toxicity and Accumulation of Cadmium and Zinc in *Hydrocotyle umbellata*. *Science Asia*. **32**: 323-328.
- Posada, J. A. & López, M. T.** (2011). Plantas acuáticas del altiplano del oriente antioqueño, Colombia. Rionegro: Universidad Católica de Oriente. p. 121.
- Posada, V.V. & Franco-Sepúlveda, G.** (2012). Extracción de recursos minerales en el oriente antioqueño: sostenibilidad y repercusión en el medio ambiente. *Boletín de Ciencias de la Tierra*. **31**: 97-106.
- Quijano-Abril, M.A.** (2016). Flora del Oriente antioqueño. Biodiversidad, ecología y estrategias de conservación. Colección Jorge Álvarez Lleras No. 32. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Fondo Editorial Universidad Católica de Oriente, Grupo Argos, Bogotá, D.C. 267 p.
- Quijano Abril, M. Alberto.** (2018). (Editor). Los humedales del Altiplano del Oriente antioqueño y su conceptualización. Mario Alberto Quijano Abril, Silvia Lucía Villabona González, Juan José García Duque y Andrés Camilo Gómez Hoyos, editores académicos. Rionegro: Fondo Editorial Universidad Católica de Oriente. p. 211.
- Ramos., M., C., Cárdenas-Avella, N. M., Herrera Martínez, Y.** (2013). Caracterización de la comunidad de macrófitas acuáticas en lagunas del Páramo de La Rusia (Boyacá-Colombia). *Ciencia en desarrollo*. **4** (2): 73-82.
- Rial, A.** (2006). Variabilidad espacio-temporal de las comunidades de plantas acuáticas en un humedal de los Llanos de Venezuela. *Revista de Biología Tropical*. **54** (2): 403-413.
- Rial, A.** (2009). Plantas acuáticas de los llanos inundables del Orinoco Venezuela. Fundación La Salle de Ciencias Naturales. Caracas, p. 392.
- Rial, A.** (2013). Plantas acuáticas: aspectos sobre su distribución geográfica, condición de maleza y usos. *Biota Colombiana*. **14** (2): 78-90.
- Rial, A.** (2014). Plantas acuáticas: utilidad para la identificación y definición de límites en humedales de la Orinoquia. Pp. 63-94. En: Lasso, C. A., A. Rial, G. Colonnello, A. Machado-Allison y F. Trujillo (Editores). XI. Humedales de la Orinoquia (Colombia- Venezuela). Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia.
- Rial, A.** (2014). Diversity, bioforms and abundance of aquatic plants in a wetland of the Orinoco floodplains, Venezuela. *Biota colombiana*. **15** (1): 1-9.
- Rodríguez, C.H.O.** (2015). Conflictos socio-ambientales en el Oriente antioqueño. *Revista Kavilando*. **7** (1): 15-21.
- Ruiz, V., Savé, R., Herrera, A.** (2013). Análisis multitemporal del cambio de uso del suelo, en el Paisaje Terrestre Protegido Miraflores Moropotente, Nicaragua, 1993-2011. *Revista Científica de FAREM-Estelí*. **11**: 57-68.
- Schmidt-Mumm, U.** (1998). Vegetación acuática y palustre de la sabana de Bogotá y plano del río Ubaté: ecología y taxonomía de la flora acuática y semiacuática. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. p. 197.
- Sculthorpe, C.D.** (1967). *Biology of aquatic vascular plants*. London. Edward Arnold. 610 p.
- Stevens, W. D., Ulloa U., C., Pool, A., Montiel, O. M.** (Editores). (2001). Flora de Nicaragua. Vol. 85, tomos I, II y III. Missouri Botanical Garden Press. St. Louis, Missouri. p. 943.
- Wagner, W. L., Herbst, D. R., Sohmer, S. H.** (1999). *Manual of the flowering plants of Hawaii*. Revised edition. Bernice P. Bishop Museum special publication. University of Hawaii Press/ Bishop Museum Press, Honolulu. 1942 p.
- Zapata D., Barrera M., Gómez R., L. Naranjo.** (Editores). (2017). Plan de crecimiento verde y desarrollo compatible con el clima en el oriente antioqueño. Alianza Clima y Desarrollo, Corporación Autónoma Regional de las cuencas de los ríos Negro y Nare, Fundación Natura, WWF. 176 pp. Cali, Colombia.

Artículo original

Restauración de corredores ribereños en paisajes ganaderos de la zona andina colombiana: efectos tempranos en el ambiente acuático

Restoration of riparian corridors in cattle ranching landscapes of the Colombian Andes: Early effects on the aquatic environment

 Lina Paola Giraldo^{1,2},  Julián Chará¹,  Ana Marcela Chará-Serna¹,
 Yuly Paulina Ramírez¹

¹ Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria- CIPAV, Cali, Colombia

² Instituto de Biología. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

Resumen

La restauración de los bosques ribereños es una medida fundamental para la recuperación de ambientes acuáticos afectados por actividades ganaderas. Con el fin de determinar los cambios en quebradas asociadas con la restauración temprana de bosques ribereños, se hizo un seguimiento durante tres años a cuatro arroyos de primer orden ubicados en la cuenca del río La Vieja, Colombia. En cada arroyo se tomaron muestras puntuales de agua para análisis fisicoquímico y bacteriológico, se registraron aspectos de calidad de hábitat y se recolectaron macroinvertebrados. Durante los años de evaluación hubo una disminución significativa en los valores de DBO₅, se presentaron cambios leves en la composición del sustrato y los patrones de flujo, y aumentaron los valores del índice de calidad de hábitat (ICH). En cuanto a los macroinvertebrados, se recolectaron 10.490 individuos, distribuidos en 19 órdenes, 53 familias y 56 géneros. Los órdenes más abundantes fueron Diptera (56 %), Trichoptera (22 %) y Basommatophora (7 %). Las familias Chironomidae e Hydropsychidae fueron las más abundantes, con el 53 y el 20 % del total. Chironomidae disminuyó significativamente a través de los años de monitoreo y los valores de los índices EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) y BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) aumentaron. La exclusión de la ganadería del área ribereña y el inicio de procesos de restauración de la vegetación ribereña tuvo un efecto positivo en los parámetros de calidad de agua, del hábitat y en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, lo que constituye una alternativa valiosa para recuperar ambientes acuáticos en paisajes ganaderos.

Palabras clave: Restauración; Bosques ribereños; Macroinvertebrados acuáticos.

Abstract

The restoration of riparian forests is a fundamental step for the recovery of aquatic environments affected by cattle production. To determine the changes in the aquatic environment in streams with early riparian restoration processes, four first-order streams of La Vieja River watershed (Colombia) were monitored for three years. In each stream, we analyzed water, habitat quality, and the aquatic macroinvertebrate assemblage. During the study period, there was a significant decrease in BOD₅ values, the substrate composition and flow patterns changed, and the values of the habitat quality index increased. A total of 10490 macroinvertebrates were collected, distributed in 19 orders, 53 families, and 56 genera. The most important orders were Diptera (56%), Trichoptera (22%), and Basommatophora (7%). Chironomidae and Hydropsychidae were the most abundant families with 53% and 20%. Chironomidae decreased significantly through the years of monitoring and the values of the EPT and BMWP indexes increased. The exclusion of cattle from the riparian area and the beginning of the restoration process had a positive effect on water quality and habitat parameters, as well as on the community of aquatic macroinvertebrates, which constitutes a valuable alternative to recover aquatic environments in livestock landscapes.

Keywords: Restoration; Riparian forests; Aquatic macroinvertebrates.

Citación: Giraldo LP, Chará J, Chará-Serna AM, Ramírez YP. Restauración de corredores ribereños en paisajes ganaderos de la zona andina colombiana: Efectos tempranos en el ambiente acuático. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):652-664, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1063>

Editor: María Isabel Ríos Pulgarin

***Correspondencia:**

Lina Paola Giraldo;
lina@fun.cipav.org.co

Recibido: 3 de noviembre de 2019

Aceptado: 16 de marzo de 2020

Publicado: 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

Una de las principales consecuencias negativas de las actividades agropecuarias sobre los arroyos o quebradas de cabecera (1-2 orden) en la zona andina colombiana es la eliminación de los bosques ribereños (Chará, *et al.*, 2007), los cuales cumplen funciones de gran importancia para la protección de los ambientes acuáticos. Los bosques ribereños reducen el deterioro de la calidad del agua a través de la filtración de sedimentos, pesticidas, nutrientes y otros elementos que provienen del área de captación de las microcuencas (Schilling & Jacobson, 2014; Skłodowski, *et al.*, 2014) y contribuyen a reducir la erosión de los taludes y a mantener estable la temperatura del agua (Naiman, 2005; Rood, *et al.*, 2014). Además, estos elementos del paisaje son reservorios importantes de biodiversidad terrestre, pues sirven de sitio de refugio, tránsito o reproducción a especies de aves, anfibios y mamíferos, entre otros (Saalfeld, *et al.*, 2012; Tanaka, *et al.*, 2016).

En paisajes ganaderos, cuando el bosque ribereño desaparece completamente, las gramináceas exóticas invaden la zona ribereña y el cauce, lo que constituye una barrera agresiva para la regeneración de especies leñosas y los procesos de restauración de la vegetación nativa en estas áreas (Richardson, *et al.*, 2007; Galindo, *et al.*, 2017). Esta situación, sumada a la actividad de los bovinos en los potreros y directamente en el cauce, provoca que la complejidad de los ambientes acuáticos en términos biofísicos se reduzca en gran medida, al igual que la calidad del agua y la biodiversidad acuática (Belsky, *et al.*, 1999; Sovell, *et al.*, 2000; Sweeney & Czapka, 2004; Braccia & Voshell, 2007).

Aunque el impacto de las actividades ganaderas en las fuentes de agua se ha estudiado a nivel mundial y se han demostrado sus consecuencias negativas (Piscart, *et al.*, 2009; Mesa, 2010; Riseng, *et al.*, 2011; Ramírez, *et al.*, 2018), poco se conoce sobre el efecto que tiene la exclusión del ganado de la zona ribereña y los efectos iniciales de la restauración de los bosques en las comunidades biológicas y en la calidad de agua. En algunos estudios realizados en la zona cafetera colombiana se ha demostrado que el solo hecho de impedir el acceso del ganado a los cauces mejora la calidad del agua y del hábitat y provoca un cambio de las comunidades de macroinvertebrados en un tiempo relativamente corto, aunque esta recuperación es limitada si la rehabilitación de la cobertura arbórea es baja (Pedraza, *et al.*, 2008; Chará, *et al.*, 2011).

Según la *Society for Ecological Restoration - SER* (2004), la restauración ecológica es el proceso de propiciar el restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido como resultado directo o indirecto de las actividades humanas. Para el caso de los arroyos y ríos, la restauración de los bosques ribereños se considera una de las acciones prioritarias que repercute de manera positiva en el mejoramiento de las condiciones del cauce (Herbst, *et al.*, 2012; Kuglerová, *et al.*, 2014; de Mello, *et al.*, 2017). Algunas características en el ambiente acuático pueden responder a la restauración, aunque es necesario evaluarlas por un periodo relativamente largo para notar los cambios que se producen (Herbst, *et al.*, 2012).

En la cuenca media del río La Vieja, Colombia, a través de diferentes proyectos, algunos productores ganaderos han aceptado que las áreas aledañas a los cursos de agua sean separadas de la producción ganadera y se permita la recuperación de la vegetación nativa (Calle & Holl, 2019). Sin embargo, en la zona ribereña en la que predominan diversos géneros de gramináceas africanas como *Cynodon*, *Penisetum*, *Echinochloa* y *Urochloa*, entre otros, se presenta un crecimiento exagerado de las mismas, lo que impide el establecimiento de especies arbóreas (sembradas o que surgen por regeneración natural) y, por lo tanto, la recuperación del bosque es muy lenta o no puede lograrse fácilmente (Galindo, *et al.*, 2017).

Para reducir el crecimiento de gramináceas en los corredores ribereños, se ha propuesto la siembra de plantas acompañantes, o nodriza, de crecimiento rápido que puedan competir con los pastos y, a la vez, permitir el crecimiento de especies arbóreas (Perkins, *et al.*, 2014; Medeiros, *et al.*, 2014). El presente estudio muestra los cambios ocurridos en la calidad del agua, en las características del hábitat y en la comunidad de macroinvertebrados

acuáticos en quebradas sometidas a una estrategia de restauración de la vegetación ribereña a partir de plantas acompañantes de rápido crecimiento en una zona ganadera del Eje Cafetero de Colombia.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en cuatro quebradas de primer orden ubicadas en fincas ganaderas de la cuenca media del río la Vieja, en el centro-occidente de Colombia. Tres de las quebradas se localizan en el municipio de Alcalá, Valle del Cauca (quebrada 1: finca Palo Coposo, 4°39'32"N, 75°44'42"O; quebrada 2: finca El Rubí, 4°41'77"N, 75°47'59"O; quebrada 3: finca Villa Adriana, 4°41'24"N, 75°48'22"O) y un sitio en el municipio de Quimbaya, Quindío (quebrada 4: finca Tierra Labrantía, 4°38'59"N, 75°48'21"O), todas a alturas entre los 1.080 y 1.370 m s.n.m.

Para la selección de las fuentes de agua se tuvo en cuenta que el uso del suelo en el área de captación de las microcuencas tuviera predominio de ganadería bovina y que no fuera afectada por ningún tipo de contaminación puntual, como descargas de aguas residuales de origen doméstico o agropecuario. La zona ribereña estaba dominada por gramíneas exóticas de la familia Poaceae como *Cenchrus purpureus* (Schumach.) Morrone 2010; *Paspalum paniculatum* L, 1759; *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs 1781; y *Cynodon plectostachyus* (K. Schum) Pilg. 1907 (Galindo, *et al.*, 2017).

Métodos

En cada quebrada se seleccionó un tramo de 45 metros de longitud y se construyó una cerca al lado y lado del cauce, a una distancia de tres metros de cada orilla para evitar la entrada de ganado al ambiente en proceso de restauración. En esta área se sembraron especies de arbustos de rápido crecimiento pioneros en la zona (*Tithonia diversifolia* y *Piper auritum*) para inhibir el crecimiento de las gramíneas en el área ribereña, así como especies de árboles nativos propios de bosques ribereños de la región, entre ellos *Inga edulis*, *Ampelocera albertiae*, *Brosimum alicastrum*, *Anacardium excelsum*, *Syagrus sancona* y *Aiphanes horrida* (Galindo, *et al.*, 2017).

Durante tres años (2010, 2011, 2012), con dos evaluaciones cada año, se tomaron muestras puntuales de agua para análisis fisicoquímico y bacteriológico que incluyeron los parámetros de alcalinidad, conductividad, pH, demanda bioquímica de oxígeno, dureza, fósforo total, nitratos, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales, turbiedad, y coliformes fecales y totales.

Para evaluar la condición del hábitat en el tramo, se utilizó la metodología descrita por Barbour, *et al.*, (1999), adaptada por Chará (2004), que permite obtener el índice de calidad de hábitat (ICH) mediante la sumatoria de valores dados a diferentes variables en el tramo y algunos aspectos de la microcuenca como el sustrato disponible para la colonización de organismos, la colmatación de espacios entre piedras, la caracterización del sustrato en piscinas, la combinación de velocidad y profundidad, la diversidad de piscinas, la deposición de sedimentos, el estado del nivel del agua, la perturbación del cauce, la frecuencia de turbulencias, la sinuosidad del cauce, la estabilidad de las orillas, la protección vegetal en orillas, y el ancho del bosque ribereño. A cada variable se le asignó un puntaje entre 0 (cero), es decir, el estado más afectado, y 20, que supone un estado óptimo.

Por otro lado, en cinco puntos del tramo se caracterizaron de manera visual algunos aspectos del hábitat, como la composición relativa del sustrato (piedras, grava, gravilla, arena, lodo) y los patrones de flujo (turbulencias, charcas, y tramos con corriente lenta y corriente rápida). Además, en los mismos puntos se midió el ancho y la profundidad del cauce.

Después de tomar las muestras fisicoquímicas y caracterizar el hábitat, se recolectaron macroinvertebrados acuáticos utilizando una red Surber de 0,09 m² (500 µm de ojo de malla). En cada seguimiento se tomaron nueve muestras a lo largo del tramo en los

microhábitats presentes. Las muestras de macroinvertebrados se preservaron en campo con alcohol etílico al 80 % y, posteriormente, se separaron e identificaron en el laboratorio hasta el menor nivel taxonómico posible con la ayuda de un estereoscopio (Nikon®, Modelo SMZ-645) con aumentos entre 10 y 40X y claves taxonómicas para los diferentes grupos (Posada & Roldán, 2003; Springer, 2006; Heckman, 2006; Domínguez & Fernández, 2009; Fiuza, 2012; Prat, 2012).

Análisis de datos

Las diferencias del promedio de las variables fisicoquímicas, del ICH, las características del hábitat, y la abundancia y diversidad de macroinvertebrados acuáticos entre los años de muestreo se determinaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías. Sin embargo, las variables que no presentaron normalidad se analizaron con una prueba estadística de tipo no paramétrico (Kruskal-Wallis). Estos análisis se hicieron con el programa Statistica 7.0 (StatSoft, Inc., 1984-2004).

La diversidad de macroinvertebrados entre los años de muestreo se calculó utilizando los números de Hill (Chao, *et al.*, 2014), que tienen en cuenta el número efectivo de especies (Moreno, *et al.*, 2011). En este caso se usaron tres valores 0D (riqueza de especies), 1D (diversidad de Shannon) y 2D (diversidad de Simpson). Para la estimación y la comparación de 0D se usó el mismo nivel de cobertura de muestreo entre comunidades (Chao, *et al.*, 2014); la diversidad se calculó usando 100 aleatorizaciones con intervalos de confianza del 95 % en el programa SPADE (Chao, *et al.*, 2010). Además, se estimó el índice biótico BMWP-Univalle, adaptado por Zúñiga & Cardona (2009) a condiciones regionales y cuerpos de agua del suroccidente colombiano y el índice de abundancia relativa de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), según lo propuesto por Carrera & Fierro (2001).

Para evaluar la asociación de la comunidad de macroinvertebrados en las diferentes quebradas a lo largo del tiempo, se usó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) y se probó el nivel de significación de los grupos formados mediante un análisis de similitud (ANOSIM). Estos análisis se hicieron con el programa Primer-E, versión 6.

Para determinar las asociaciones estadísticas entre la abundancia de cada género de macroinvertebrados y las variables ambientales, se hizo un análisis de correspondencia canónica (CCA: largo del gradiente > 4 desviaciones estándar), previa transformación a raíz cuadrada de la abundancia de macroinvertebrados. Las variables ambientales se escogieron ($p \leq 0,05$) usando selección manual y 9.999 iteraciones de Monte Carlo. Estos análisis se realizaron con el programa CANOCO (Ter Braak & Šmilauer, 2002).

Para evaluar las relaciones existentes entre las variables fisicoquímicas y las variables de la comunidad de macroinvertebrados que presentaron cambios significativos a lo largo de los años de monitoreo, se hizo una correlación de Pearson usando el programa estadístico PAST, versión 3.21.

Resultados

Parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos

En general, los parámetros de las fuentes de agua presentaron valores dentro del rango normal para aguas corrientes con impacto de la ganadería en la zona de estudio (Tabla 1). En los tres años de seguimiento, la DBO_5 disminuyó significativamente, casi en un 80 % ($F_{2,6}=6,07$, $p < 0,05$), en tanto que el nitrógeno amoniacal aumentó significativamente ($F_{2,6}=17,08$, $p < 0,05$). Por otro lado, hubo un aumento leve de los valores del oxígeno disuelto y una disminución en la turbiedad y los coliformes fecales y totales a través del tiempo.

Características del hábitat

Los cambios en las variables correspondientes a las características físicas del hábitat, no mostraron diferencias estadísticas significativas a lo largo de los años de seguimiento. Sin embargo, se notó una recuperación leve de algunos parámetros relacionados con los

sustratos y los tipos de flujo reflejada en la aparición de grava y corriente rápida en el año 2011 y el 2012 comparados con el 2010, cuando se presentaba solo un tipo de sustrato (lodo) y corriente laminar. Además, el ICH mostró aumento con el tiempo (**Tabla 2**).

Macroinvertebrados acuáticos

Durante los tres años de estudio se recolectaron 10.490 individuos distribuidos en 19 órdenes, 53 familias y 56 géneros. Insecta fue la clase más representativa (84 %), seguida por Gastropoda (9 %). El orden más abundante fue Diptera (56 %), seguido por Trichoptera (22 %) y Basommatophora (7 %). En cuanto a las familias, Chironomidae e Hydropsychidae fueron las más abundantes con el 53 y el 20 % de abundancia total, respectivamente.

Chironomidae mostró diferencias significativas entre los años de monitoreo ($F_{2,6}=14,73$, $p<0,05$). Esta familia fue muy abundante en el primer año de evaluación (promedio $81,89 \pm 8,71\%$) y disminuyó en el 2011 (promedio $32,63 \pm 24,45\%$) y el 2012 (promedio $28,68 \pm$

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos en quebradas con procesos de restauración ecológica del corredor ribereño en el Eje Cafetero de Colombia. Promedio de cuatro quebradas \pm error estándar

Parámetro (unidades)	Año		
	2010	2011	2012
Alcalinidad ($\text{mg}^{-1} \text{CaCO}_3$)	42,5 \pm 16,4	49,8 \pm 11,4	49,6 \pm 12
Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	111,8 \pm 49,3	142,5 \pm 34,5	131,1 \pm 33,9
pH (unidades)	6,5 \pm 0,3	6,9 \pm 0,27	6,9 \pm 0,27
DBO _{5-20°C} ($\text{mg}^{-1} \text{O}_2\text{-L}$)	18,3 \pm 10,8	1,9 \pm 1,87	3,5 \pm 1,6
Dureza total ($\text{mg}^{-1} \text{CaCO}_3$)	50,0 \pm 22,1	47,5 \pm 10,3	43,8 \pm 9,6
Fósforo total ($\text{mg}^{-1} \text{PO}_4$)	0,2 \pm 0,2	0,1 \pm 0,07	0,2 \pm 0,1
Nitratos ($\text{mg}^{-1} \text{NO}_3$)	2,2 \pm 1,6	2,7 \pm 1,1	2,2 \pm 1,1
Nitrógeno amoniacal ($\text{mg}^{-1} \text{N-NH}_3$)	0,5 \pm 0,4	0,5 \pm 0,4	0,8 \pm 0,3
Nitrógeno total ($\text{mg}^{-1} \text{N}$)	1,5 \pm 1,6	1,6 \pm 1,6	1,6 \pm 0,5
Oxígeno disuelto ($\text{mg}^{-1} \text{O}_2$)	3,2 \pm 1,6	4,5 \pm 0,92	4,3 \pm 1
Sólidos suspendidos totales (mg^{-1})	11,3 \pm 4,1	10,9 \pm 3,7	12,5 \pm 2,8
Turbiedad (NTU)	8,5 \pm 11,9	7,3 \pm 5,1	4,6 \pm 2,3
Coliformes totales (bacterias /ml)	27532,8 \pm 54978,1	23080,0 \pm 28212,7	8738,8 \pm 7777,8
<i>Escherichia coli</i> (bacterias /ml)	5253,8 \pm 10494,5	7152,6 \pm 9197,2	607,0 \pm 743,9

Tabla 2. Características del hábitat en quebradas con procesos de restauración del corredor ribereño en el Eje Cafetero de Colombia (valores promedio, rangos)

Variable	Año		
	2010	2011	2012
Ancho del cauce (m)	2,28 (1,65-2,04)	0,81 (0,13-1,33)	1,05 (0,20-1,25)
Profundidad (m)	0,13 (0,002-0,46)	0,27 (0,02-0,49)	0,16 (0,01-0,28)
Grava (%)	0	2,5 (0-10)	3,75 (0-10)
Lodo (%)	100	97,5 (90-100)	96,2 (90-100)
Corriente laminar (%)	100	60 (70-50)	67,5 (40-100)
Corriente rápida (%)	0	38,7 (30-50)	32,5 (0-60)
Corriente turbulenta (%)	0	1,25 (0-5)	0
Índice de calidad del hábitat-ICH	50,8 (45-90)	104,5 (90-122)	115,7 (95-125)

25,61%) (**Figura 1**). Aunque no fue significativo el cambio en la abundancia de la familia Hydropsychidae ($F_{2,9}=1,2$, $p=0,21$), hubo un aumento en el número de individuos entre el 2010 y el 2012 (**Figura 1**).

La mayor riqueza de macroinvertebrados se registró durante el segundo año del proceso de restauración (2011) (**Figura 2B**), en tanto que la abundancia de individuos mostró una tendencia a disminuir en el segundo año y de nuevo aumentó en el tercero (2012) (**Figura 2A**). En cuanto al índice BMWP-Univalle (**Figura 2E**) y el porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera- EPT (**Figura 2F**), aumentaron significativamente entre el primer año (2010) y el tercero (2012) del proceso.

Los resultados del NMDS ($stress=0,11$) y el ANOSIM ($R=0,52$, $p<0,001$) fueron moderados en términos de formación de grupos entre años. Se obtuvieron dos grupos bien definidos (**Figura 3**): el primero comprendió la comunidad de macroinvertebrados muestreados en las cuatro quebradas en el primer año de restauración, y el segundo, la comunidad muestreada en las cuatro quebradas durante el segundo y el tercer año del proceso de restauración.

El análisis de correspondencia canónica (CCA) explicó el 28,55 % de la abundancia de géneros de macroinvertebrados en las cuatro quebradas a lo largo del tiempo. Las variables de año y nitrógeno total explicaron significativamente ($p<0,05$) el 17,05 % y el 11,50 %, respectivamente, de la varianza de la comunidad de macroinvertebrados (**Figura 4**). Se observó la formación de tres grupos correspondientes a cada año de muestreo, entre los cuales uno de ellos se separó de los otros principalmente por el contenido de nitrógeno total en el agua.

El análisis de correlación de Pearson evidenció una correlación positiva entre el porcentaje de Chironomidae y la DBO_5 ($R=0,63$, $p<0,05$).

Discusión

Los resultados de este estudio demuestran que, en un tiempo relativamente corto, la recuperación de la vegetación ribereña ejerció un efecto muy importante en el mejoramiento de la calidad del agua, principalmente en la reducción significativa de los valores de DBO_5 , la disminución de la turbiedad y de los coliformes, y el aumento del oxígeno disuelto, lo que se reflejó en el cambio de la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

Estos cambios son relevantes a nivel regional, debido a que en paisajes fragmentados por actividades agropecuarias, los bosques ribereños son los únicos relictos que pueden quedar y contribuyen a la protección de microcuencas (**Ericsson & Stevens, 1996; Tanaka, et al., 2016**) que prestan servicios ambientales de gran importancia en la red hídrica de la cual hacen parte (**Palmer, et al., 2014**). Además, su recuperación puede contribuir a los compromisos de restauración de paisajes rurales latinoamericanos (**Meli, et al., 2019**).

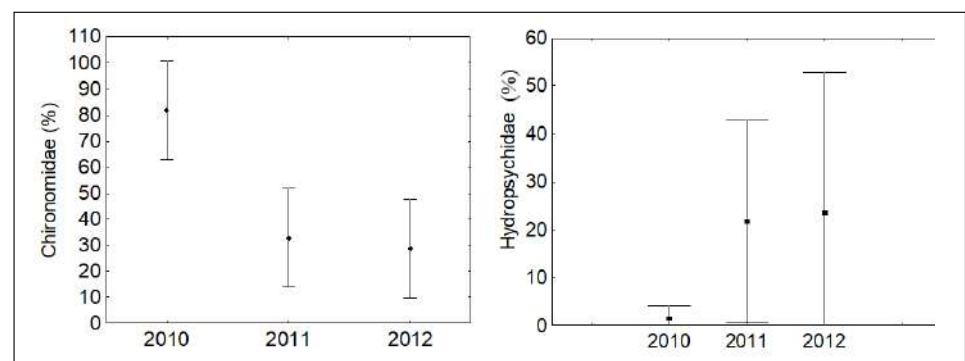


Figura 1. Cambios en la abundancia relativa de las familias Chironomidae e Hydropsychidae durante la restauración temprana del corredor ribereño en quebradas del Eje Cafetero de Colombia. El punto representa el valor promedio; la línea representa la desviación estándar

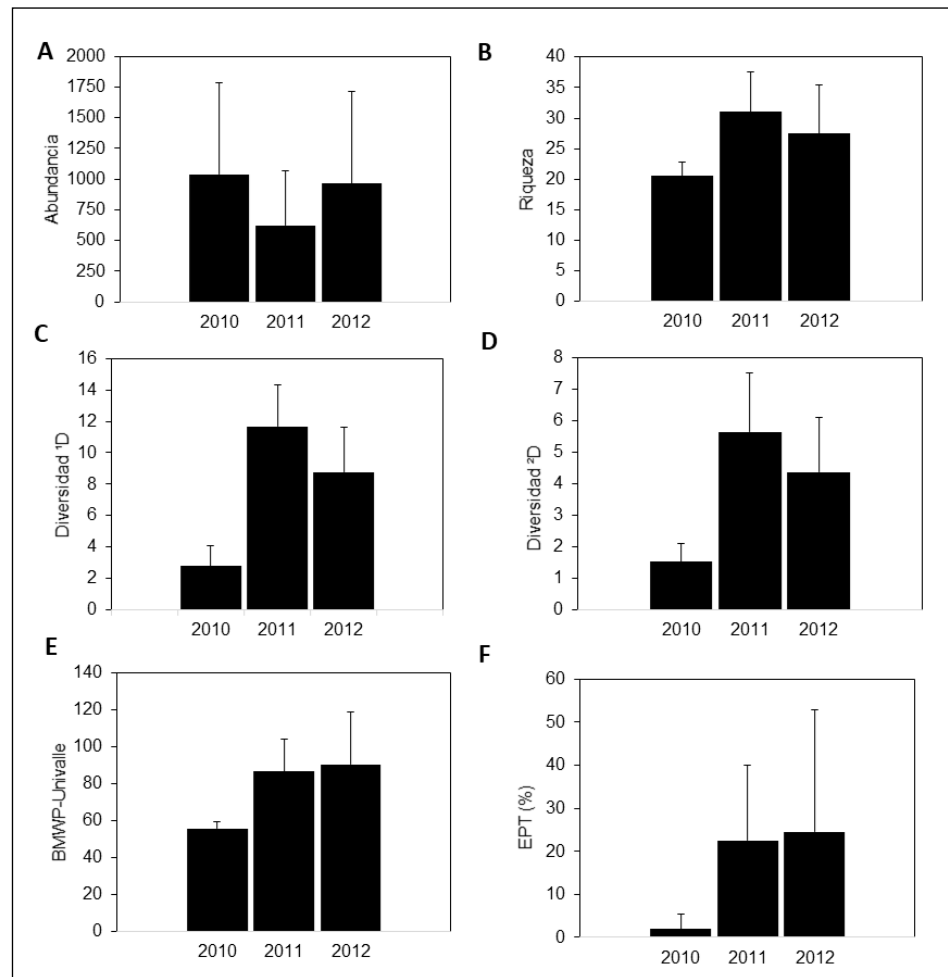


Figura 2. Valores promedio en variables de la comunidad de macroinvertebrados **A.** Abundancia total. **B.** Riqueza de géneros. **C.** Diversidad q^1 . **D.** Diversidad q^2 . **E.** Índice BMWP-Univalle. **F.** Porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT). Las líneas sobre las barras representan la desviación estándar

Es conocido que la cobertura vegetal ribereña tiene un efecto positivo sobre diferentes variables relacionadas con la calidad del agua y la biodiversidad acuática (Ding, *et al.*, 2013; Kuglerová, *et al.*, 2014; Ou, *et al.*, 2016; Yang, *et al.*, 2016). En el caso de este estudio, las respuestas en el ambiente acuático están dadas en gran medida por el efecto de los arbustos de rápido crecimiento establecidos en la zona ribereña que, a su vez, disminuyeron la cobertura de las gramíneas. En el tiempo de estudio *Tithonia diversifolia* y *Piper auritum* lograron tener una cobertura entre el 40 y el 80 %, lo que inhibió notablemente el crecimiento de las pasturas, en especial *T. diversifolia*. Además, estas especies contribuyeron a la supervivencia de árboles de sucesión intermedia a tardía plantados como parte del proceso de restauración (Galindo, *et al.*, 2017).

A pesar de que en tres años de estudio la vegetación ribereña establecida no logró la composición y la estructura de especies de bosques avanzados, se demostró que los arbustos usados para disminuir el crecimiento de las pasturas prestan servicios importantes de protección del ambiente acuático. Calle & Holl (2019) encontraron en corredores ribereños separados de la producción ganadera entre 10 a 14 años en la misma zona de estudio (cuenca media del río La Vieja), una proporción similar de especies leñosas que en los bosques de referencia, además de la recuperación de la estructura vegetal, alta

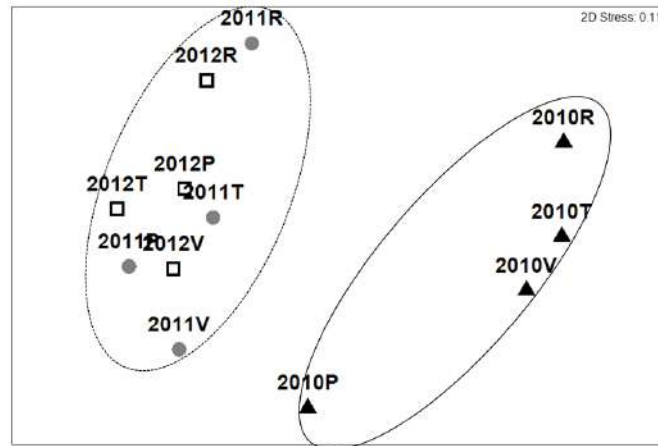


Figura 3. Ordenación del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de la comunidad de macroinvertebrados registrados en las quebradas con procesos de restauración del corredor ribereño. El Rubí (R), Palo Coposo (P), Tierra Labrantía (T) y Villa Adriana (V) durante los años 2010, 2011 y 2012. Óvalo línea continua: primer año. Óvalo línea punteada: segundo y tercer años del proceso de restauración

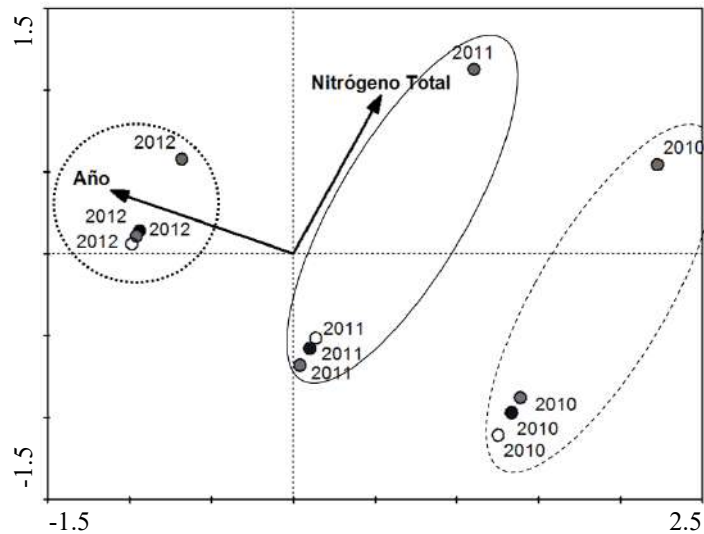


Figura 4. Análisis de correspondencia canónica para la comunidad de macroinvertebrados con variables ambientales (flechas) y quebradas (círculos). Círculo blanco: Tierra Labrantía; círculo gris claro: Palo Coloso; círculo negro: El Rubí; círculo gris oscuro: Villa Adriana

cobertura del dosel y baja cobertura de hierbas. Se espera, entonces, que con un mayor tiempo de recuperación, los corredores ribereños estudiados logren tener una complejidad estructural similar a sitios de referencia de la zona.

Aunque los resultados evidencian el mejoramiento de varios parámetros de la calidad de agua, la poca reducción, o incluso el incremento de los valores de parámetros como el nitrógeno amoniacal, puede estar asociada al uso de fertilizantes en el área de captación de las microcuencas, ya que en los tres años de estudio los suelos aledaños de algunas quebradas pasaron de pasturas a sistemas agrícolas, lo que implica mayor uso de fertilizantes químicos en zonas de altas pendientes. Otros autores han encontrado pocos cambios en la concentración de nutrientes en ambientes con procesos pasivos de restauración (McKergow, *et al.*, 2003; Hughes & Quinn, 2014; Muller, *et al.*, 2016).

Sin embargo, los resultados mencionados contradicen los encontrados por **de Mello, et al.** (2017), quienes reportan una reducción importante del nitrógeno (22,6 %) en cuencas con procesos de restauración en Brasil. **Herbst, et al.** (2012) consideran que las quebradas pueden recobrar su salud ecológica, pero depende de varios factores como el uso del suelo en el área de captación y la reducción de la entrada de sedimentos al cauce. La falta de consenso en los estudios demuestra que la respuesta de cada sitio depende de varios factores particulares que intervienen en los procesos de recuperación del ambiente y que no todos los proyectos responden de igual manera (**Teels, et al.**, 2006, **Miller, et al.**, 2009), se requiere de más información para entender estas dinámicas, entre las que se encuentran el ancho mínimo y la densidad vegetal de los corredores ribereños para impedir la entrada de nutrientes al agua producto de la aplicación de fertilizantes en los terrenos adenaños a las quebradas, por ejemplo.

La situación en cuanto a características del hábitat como los sustratos y los tipos de corriente es similar a la de otros estudios realizados en la zona, en los que durante un tiempo similar de evaluación no hubo cambios significativos en la composición de estos elementos en el cauce (**Pedraza, et al.**, 2008; **Chará, et al.**, 2011). Los ambientes acuáticos con impacto directo de la ganadería pierden un alto porcentaje de los sustratos gruesos, como bloques, cantos y guijarros, debido al incremento de la erosión de los bancos y la colmatación del cauce con sedimentos (**Riseng, et al.**, 2011; **Giraldo, et al.**, 2014; **Ramírez, et al.**, 2018). Se podría inferir que con la exclusión del ganado de la zona ribereña y un tiempo más prolongado de recuperación de la vegetación, las quebradas podrían recuperar dichas condiciones dentro del cauce, ya que son características determinantes para el establecimiento de la fauna acuática (**Richards & Host**, 1994; **Skuja & Spungis**, 2010).

Los resultados de este estudio evidenciaron que la composición de macroinvertebrados acuáticos era diferente en el primer año de monitoreo comparada con los siguientes según la formación de los grupos diferenciados (**Figura 3**). Esta condición está relacionada con el crecimiento de vegetación leñosa en el área ribereña, el mejoramiento de las condiciones del hábitat, tal como lo demuestra la calificación del ICH, y el mejoramiento de parámetros como el oxígeno disuelto y la menor concentración de materia orgánica y sedimentos, lo cual propicia condiciones para la colonización de nuevos organismos acuáticos asociados con ambientes menos perturbados.

Así como para algunas características del hábitat y algunos parámetros fisicoquímicos, también para los macroinvertebrados acuáticos se han presentado resultados variables en otros estudios. Por ejemplo, **Louhi, et al.** (2011) registraron pocos cambios en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos a pesar de la recuperación de hábitats en el cauce, en tanto que **Westveer, et al.** (2018) encontraron una rápida colonización del ambiente y el aumento de la riqueza de macroinvertebrados en sitios restaurados.

La abundancia de Chironomidae se redujo significativamente a medida que avanzó el proceso de restauración. Esta familia comúnmente se asocia con ambientes perturbados y es muy abundante en sitios con altas concentraciones de materia orgánica (**Barbour, et al.**, 1999; **Chará, et al.**, 2009). Su reducción se correlacionó con la disminución en la concentración de DBO₅, que es el principal indicador de contaminación orgánica en estos cauces.

Por otro lado, aunque no fue significativo el cambio, la familia Hydropsychidae mostró una tendencia al aumento a través del tiempo. Además, aparecieron otras familias del orden Trichoptera como Helicopsychidae, Leptoceridae y Philopotamidae, lo que evidencia que hay condiciones en las quebradas para el establecimiento de este grupo, considerado sensible a la perturbación del hábitat (**Bonada, et al.**, 2006; **Chakona, et al.**, 2009).

La sumatoria de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) es un índice biótico comúnmente empleado como indicador biológico debido a que los tres órdenes que lo componen se consideran sensibles a las perturbaciones del ambiente (**Rosemberg & Resh**, 1996; **Gamboa, et al.**, 2008). En el presente estudio se evidenció un aumento significativo en la importancia relativa de estos tres órdenes al pasar de 1,9 a 24,5 % del total de los organismos recolectados. Este patrón es similar a lo reportado por **Herbst, et al.** (2012), quienes encontraron un cambio significativo en la riqueza de EPT después de

cuatro años de impedir el pastoreo de ganado en pequeñas quebradas en Estados Unidos y sus zonas de captación, cambio relacionado con una mejora en la cobertura ribereña y las características del cauce. Según estos resultados, EPT podría proponerse como un indicador de la recuperación de ambientes acuáticos en proceso de restauración, pues, además, su recolección e identificación a nivel de familia son relativamente fáciles.

Dado que la conservación de los bosques y el agua debería ser una prioridad en paisajes agropecuarios, la restauración de los corredores ribereños constituye una de las estrategias más efectivas en este objetivo. Se demostró que una de las estrategias para iniciar estos procesos en zonas ganaderas es el establecimiento de arbustos de rápido crecimiento que propicien condiciones para la regeneración natural de la vegetación en la zona ribereña, lo que a su vez tiene efectos positivos sobre el ambiente acuático. Sin embargo, es muy importante que estas iniciativas estén acompañadas del compromiso de los productores, que son quienes finalmente inciden de manera concreta en el manejo y el cambio de uso de la tierra.

Conclusiones

Los resultados de este estudio demuestran que la exclusión de la ganadería del área ribereña y el inicio de procesos de restauración de la vegetación contribuyen a la recuperación de la calidad del agua y la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. Se redujeron principalmente taxones asociados con ambientes perturbados y aparecieron grupos más sensibles, a pesar de que la recuperación de aspectos relacionados con características del hábitat como la diversidad de los tipos de sustratos y los patrones de flujo fue leve en tres años.

Es posible recuperar ambientes acuáticos con procesos de restauración de la vegetación ribereña mediante la siembra de arbustos de rápido crecimiento. Esto es especialmente útil en zonas aledañas al cauce invadidas por pasturas y que tienen dificultades para la conformación de un bosque ribereño.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto denominado “Cambios en la vegetación ribereña y el ambiente acuático asociados a una estrategia de restauración ecológica orientada a inhibir el crecimiento de gramíneas en un agropaisaje ganadero”, ejecutado por el CIPAV y financiado por Minciencias. Agradecemos el apoyo en este proyecto de El Patrimonio Autónomo, Fondo Nacional de Financiamiento para la Ciencia, la Tecnología y la Innovación, Francisco José de Caldas, así como por su apoyo a L.P Giraldo en sus estudios de doctorado mediante la convocatoria 567 y a CIPAV mediante contrato No.80740-006-2020. Agradecemos a los productores por permitir el acceso a las fincas y a Ana María Santana por su colaboración en el análisis estadístico de los datos.

Contribución de los autores

LPG, diseño del experimento, toma y procesamiento de datos, análisis de información y escritura; JCh, diseño del experimento, escritura del manuscrito; SMChS, toma de datos de campo, identificación de macroinvertebrados acuáticos, escritura del manuscrito; YPR, toma de datos de campo, identificación de macroinvertebrados acuáticos, escritura del manuscrito.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

Referencias

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B., Stribling, J. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Washington, D.C., USA: Environmental Protection Agency, Office of Water.

- Belsky, A.J., Matzke, A., Uselman, S.** (1999). Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the Western United States. *J Soil Water Conserv.* **54**: 419-431.
- Braak, C. J. F. & Smilauer, P.** (2002). CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for canonical community ordination (version 4.5). Ithaca NY, USA: www.canoco.com (Microcomputer Power).
- Braccia, A. & Voshell, R.** (2006). Benthic Macroinvertebrate Responses to Increasing Levels of Cattle Grazing in Blue Ridge Mountain Streams, Virginia, USA. *Environ. Monit. Assess.* **131**: 185-200.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., Statzner, B.** (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* **51**: 495-523.
- Carrera, C. & Fierro, K.** (2001). Manual de monitoreo. Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Quito, Ecuador: EcoCiencia. p. 67.
- Calle, A. & Holl, K.D.** (2019). Riparian forest recovery following a decade of cattle exclusion in the Colombian Andes. *For. Ecol. Manage.* **452**: 117563.
- Chará, J.** (2004). Manual de evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas 2 ed. Cali, Colombia: Fundación Cipav. p. 76.
- Chará, J., Pedraza, G., Giraldo, L.P., Hincapié, D.** (2007). Efecto de corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia. *Agrofor. Am.* **45**: 72-78.
- Chará, J., Zúñiga, M del C., Giraldo, L.P., Pedraza, G., Astudillo, M., Ramírez, L., Posso, C.E.** (2009). Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos en quebradas de la cuenca del Río La Vieja, Colombia. En: Rodríguez, J.M., Camargo, J.C., Niño, J., Pineda, A., Arias, L., Echeverry, M., Miranda, C. (Eds.). Valoración de la biodiversidad en la ecorregión del eje cafetero. CIEBREG (pp.129-142). Pereira, Colombia.
- Chará, J., Giraldo, L. P., Zúñiga, M del C., Chará-Serna, A. M., Pedraza, G. X.** (2011). Cambios en el ambiente acuático asociados a la restauración del corredor ribereño en una quebrada afectada por ganadería en la cuenca del río La Vieja, Colombia). En: Vargas-Ríos, O., & Reyes, S.P. (Eds.), La restauración ecológica en la práctica: Memorias I Congreso Colombiana de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica. (pp. 564-572). Santafé de Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Sede Bogotá, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología.
- Chakona, A., Phiri, C., Day, J.A.** (2009). Potential for Trichoptera communities as biological indicators of morphological degradation in riverine systems. *Hydrobiologia.* **621**: 155-167.
- Chao, A., Chiu, C.H., Jost, L.** (2010). Phylogenetic diversity measures based on Hill numbers. *Phil. Trans. R. Soc. B.* **365**: 3599-3609. Doi: 10.1098/rstb.2010.0272
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A M.** (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monograph.* **84**: 45-67. Doi: 10.1890/13-0133.1
- Domínguez, E. & Fernández, H.R.** (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos - Sistemática y biología. San Miguel de Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo. p. 656.
- Ding, S., Zhang, Y., Liu, B., Kong, W., Meng, W.** (2013). Effects of riparian land use on water quality and fish communities in the headwater stream of the Taizi River in China. *Front. Environ. Sci.* **7**: 699-708.
- de Mello, K., Randhir, T.O., Valente, R.A., Vettorazzi, C.A.** (2017). Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. *Ecol. Eng.* **108**: 514-524.
- Ericsson A., Stevens, V.** (1996). Fringe Benefits: A Land Owner's Guide to the Value and Stewardship of Riparian Habitat. Forest Renewal BC. Fraser River Action Plan. Environment Canada: 28 pp.
- Fiuza, P.S.** (2012). Chave para Famílias de Hemiptera subordem Heteroptera Imaturos. Universidade Federal de Viçosa Departamento de Biologia Animal – Setor de Entomologia BAN 765 – Taxonomia de Insetos Imaturos.
- Gamboa, M., Reyes, R., Arrivillaga, J.** (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Bol. Malariaol. y Sal. Amb.* **48**: 109-120.
- Giraldo, L.P., Chará, J., Zúñiga, M del C., Chará-Serna, A.M., Pedraza, G.** (2014). Impacto del uso del suelo agropecuario sobre macroinvertebrados acuáticos en pequeñas quebradas de la cuenca del río La Vieja (Valle del Cauca, Colombia). *Rev Biol Trop.* **62**: 203-219.
- Galindo, V., Calle, Z., Chará, J., Armbrrecht, I.** (2017). Facilitation by pioneer shrubs for the ecological restoration of riparian forests in the Central Andes of Colombia. *Restor. Ecol.* **25**: 731-737.

- Heckman, C.W.** (2006). Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata - Anisoptera. Illustrated Keys to Known Families, Genera, and Species in South America. Dordrecht, The Netherlands: Springer. p. 726.
- Herbst, D.B., Bogan, M.T., Roll, S.K., Safford, H.D.** (2012). Effects of livestock exclusion on in-stream habitat and benthic invertebrate assemblages in montane streams. *Freshwater Biol.* **57**: 204-217.
- Hughes, A.O. & Quinn, J.M.** (2014). Before and After Integrated Catchment Management in a Headwater Catchment: Changes in Water Quality. *Environ. Manage.* **54**: 1288-1305.
- Kuglerová, L., Agren, A., Jansson, R., Laudon, H.** (2014). Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecol. Manag.* **334**: 74-84.
- Louhi, P., Mykra, H., Paavola, R., Huusko, A., Vehanen, T., Maki-Petays, A., Muotka, T.** (2011). Twenty years of stream restoration in Finland: Little response by benthic macroinvertebrate communities. *Ecol. Appl.* **21**: 1950-1961.
- McKergow, L.A., Weaver, D.M., Prosser, I.P., Grayson, R.B., Reed, A.E.** (2003). Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *J. Hydrol.* **270**: 253-272.
- Miller, S.W., Budy, P., Schmidt, J.C.** (2009). Quantifying Macroinvertebrate Responses to In-Stream Habitat Restoration: Applications of Meta-Analysis to River Restoration. *Restoration Ecology.* **18**: 8-19.
- Mesa, L.M.** (2010). Effect of spates and land use on macroinvertebrate community in Neotropical Andean streams. *Hydrobiologia.* **641**: 85-95.
- Moreno, C.E., Barragán, F., Pineda, E., Numa P.P.** (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad.* **82**: 1249-1261. Doi: 10.7550/rmb.28802
- Medeiros, A.C., Allmen, E.V., Chimera, C.G.** (2014). Dry forest restoration and unassisted native tree seedling recruitment at Auwahi, Maui. *Pacific Science.* **68**: 33-45.
- Muller, I., Delisle, M., Ollitrault, M., Bernez, I.** (2016). Responses of riparian plant communities and water quality after 8 years of passive ecological restoration using a BACI design. *Hydrobiologia.* **781**: 67-79.
- Meli, P., Calle, A., Calle, Z., Ortiz-Arrona, C.I., Sirombra, M., Brancalion, P.H.S.** (2019). Riparian-forest buffers: Bridging the gap between top-down and bottom-up restoration approaches in Latin America. *Land Use Policy.* **87**: 104085.
- Naiman, R.J., Décamps, H., McClain, M.E.** (2005). *Riparia: Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities.* Elsevier Academic Press: San Diego. pp 255-430.
- Ou, Y., Wang, X., Wang, L., Rousseau, A.N.** (2016). Landscape influences on waterquality in a riparian buffer zone of drinking water source area, Northern China. *Environ. Earth Sci.* **75**: 1-13.
- Posada, G.J. & Roldán, G.** (2003). Clave ilustrada y diversidad de las larvas de Trichoptera en el noroccidente de Colombia. *Caldasia.* **25**: 169-192.
- Pedraza, G., Giraldo, L.P., Chará, J.** (2008). Efecto de la restauración de corredores ribereños sobre características bióticas y abióticas de quebradas en zonas ganaderas de la cuenca del río La Vieja, Colombia. *Zootec. Trop.* **26**: 1-4.
- Piscart, C., Genoel, R., Doledec, S., Chauvet, E., Marmonier, P.** (2009). Effects of intense agricultural practices on heterotrophic processes in streams. *Environ. Pollut.* **157**: 1011-1018.
- Prat, N., Acosta, R., Villamarín, C., Rieradevall, M.** (2012). Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Diptera) de los ríos altoandinos de Ecuador y Perú. Fecha de consulta: 12 de marzo de 2017. Disponible en: http://www.ub.edu/riosandes/docs/CLAVE_LARVAS_PERU_ECUADORvfoto3_v7.pdf
- Palmer, M.A., Hondula, K.L., Koch, B.J.** (2014). Ecological restoration of streams and rivers: shifting strategies and shifting goals. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **45**: 247-269.
- Perkins, K.S., Nimmo, J.R., Medeiros, A.C., Szutu, D.J., Allmen, E.** (2014). Assessing effects of native forest restoration on soil moisture dynamics and potential aquifer recharge, Auwahi, Maui. *Ecohydrology.* **7**: 1437-1451.
- Richards, C. & Host, G.** (1994). Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a gis approach. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **30**: 729-738.
- Rosemberg, D. & Resh, V.** (1996). Use of aquatic insects in biomonitoring. En: Merrit, R., & Cummins, K. (Eds.). *An introduction to the aquatic insects of North America* (pp. 87-97). Dubuque, USA: Kendall/Hundt Publishing.

- Riseng, C.M., Wiley, M.J., Black, R.W., Munn, M.D.** (2011). Impacts of agricultural land use on biological integrity: a causal analysis. *Ecol. Appl.* **21**: 3128-3146.
- Richardson, D.M., Holmes, P.M., Esler, K.J., Galatowitsch, S.M., Stromberg, J.C., Kirkman, S.P., Pysek, P., Hobbs, R.** (2007) Riparian vegetation: Degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Divers. Distrib.* **13**: 126-139.
- Rood, S.B., Bigelow, S.G., Polzin, M.L., Gill, K.M., Coburn, C.A.** (2014). Biological bank protection: Trees are more effective than grasses at resisting erosion from major river floods. *Ecology*. **8**: 772-779.
- Ramírez, Y.P., Giraldo, L.P., Zúñiga, M del C., Ramos, B.C., Chará, J.** (2018). Influencia de la ganadería en los macroinvertebrados acuáticos en microcuencas de los Andes centrales de Colombia. *Rev Biol Trop.* **66**: 1244-1257.
- Sovell, L., Vondracek, B., Frost, J.A., Mumford, K.G.** (2000). Impacts of Rotational Grazing and Riparian Buffers on Physicochemical and Biological Characteristics of Southeastern Minnesota, USA, Streams. *Environ. Manage.* **26**: 629-641.
- StatSoft, Inc.** (2004). STATISTICA (programa para análisis de datos) versión 7.0 www.statsoft.com.
- Sweeney, B.W. & Czapka, S.J.** (2004). Riparian forest restoration: Why each site needs an ecological prescription. *For. Ecol. Manage.* **192**: 361-373.
- Society for Ecological Restoration (SER) International, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas.** (2004). Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Fecha de consulta: 8 de junio de 2019. Disponible en: https://www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser-primer-spanish.pdf
- Springer, M.** (2006). Clave taxonómica para larvas del orden Trichoptera (Insecta) de Costa Rica. *Rev Biol Trop.* **54**: 273-286.
- Skuja, A. & Spunģis, V.** (2010). Influence of environmental factors on the distribution of caddisfly (Trichoptera) communities in medium-sized lowland streams in Latvia. *Est. J. Ecol.* **59**: 197-215.
- Saalfeld, D.T., Reutebuch, E.M., Dickey, R.J., Seesock, W.C., Webber, C., Bayne, D.R.** (2012). Effects of landscape characteristics on water quality and fish assemblages in the Tallapoosa River Basin, Alabama. *Southwest. Nat.* **11**: 239-252.
- Schilling, K.E. & Jacobson, P.** (2014). Effectiveness of natural riparian buffers to reduce subsurface nutrient losses to incised streams. *Catena*, **114**: 140-148.
- Skłodowski, M., Kiedrzyńska, E., Kiedrzyński, M., Urbaniak, M., Zielinska, K. M., Kurowski, J.K., Zalewski, M.** (2014). The role of riparian willows in phosphorus accumulation and PCB control for lotic water quality improvement. *Ecol. Eng.* **70**: 1-10.
- Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P.** (2002). CANOCO reference manual and CANOCO DRAW for windows user's guide: Software for canonical community ordination (version 4.5). Ithaca, Nueva York: Microcomputer Power. p. 500.
- Teels, B.M., Rewa, C.A., Myers, J.** (2006). Aquatic condition response to riparian buffer establishment. *Wildlife Society Bulletin.* **34**: 927-935.
- Tanaka, M.O., Souza, A.L.T., Moschini, L.E., Oliveira, A.K.** (2016). Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators off-stream water quality in southeastern Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ.* **216**: 33-339.
- Westveer, J.J., van der Geest, H.G., van Loon, E.E., Verdonshot, P.F.M.** (2018). Connectivity and seasonality cause rapid taxonomic and functional trait succession within an invertebrate community after stream restoration. *PLoS ONE.* **13**: e0197182. Doi: 10.1371/journal.pone.0197182.
- Yang, H., Wang, G., Wang, L., Zheng, B.** (2016). Impact of land use changes on water quality in headwaters of the Three Gorges Reservoir. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **23**: 11448-11460.
- Zúñiga, M. del C. & Cardona, W.** (2009). Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental. En: Cantera, J., Carvajal, J & Castro, L.M. (Eds.). Caudal ambiental: conceptos, experiencias y desafíos. (pp. 167-197). Cali, Colombia: Programa editorial de la Universidad del Valle.

Agradecimientos - Acknowledgements

Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Volumen 44, número 171 • Limnología

El comité editorial de la revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales expresa sincero agradecimiento a los evaluadores del número de Limnología de junio 2020, por la valoración crítica de los artículos presentados a la revista, por su valiosa contribución, esfuerzo y tiempo dedicado.

Adriana Bermúdez

Adriana Forero

Agustín Moreno

Alejandro Franco

Andrés Arévalo

Ángela Zapata Anzola

Aydee Cornejo

Blanca Ríos Touma

Camilo Castro

Camilo Roa-Fuentes

Carlos Alberto Rivera Rendón

Carlos Alejandro Escobar Sierra

Carlos Molineri

Carlos Vaquiro Capera

César Tamariz

Claudia Andramunio

Charles Donato

Christian Villamarín

David Peña

Denis Mairú Hincapié-Montoya

Ernesto González

Esnedy Hernández

Francisco Antonio Villa

Frederico Falcão Salles

Gabriel R. Navas

Gabriel Roldán

Gustavo Giraldo

Guillermo Rueda

Hernán Aristizábal

Hildier Zamora

Hugo Ulloa

Jerry Arana

Jesús Manuel Vásquez

Jorge Mercado

José Daniel Monroy

Juan Felipe Lazarus

Kleveer Espino

Lina Gallo Sánchez

Luis Carlos Montenegro

Luz Gidia Gil

Magnolia Longo

María Cristina Carrasquilla

María Isabel Castro

María Sol Porcel

Marcela Guevara Flórez

Marina Elizab Forastieri

Martha Rocha

Mayra Rojas

Morales María Eugenia

Monika Springer

Nestor Aguirre

Omaira Sierra

Oscar Parra

Ósvar Cúpitra

Ricardo Echenique

Rubén Torres

Sandra Baena

Santiago Duque

Santiago Melo Gaviria

Sara Cadavid

Sylvia Estela Bonilla

Tania Raymundo Ojeda

Tito Bacca

William López

Yasmín Plata

Yimmy Montoya

Yuly Paulina Ramírez

Zuleyma Mosquera

A nuestros lectores y autores

Enfoque y alcance

La Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales es una publicación periódica trimestral, multidisciplinaria, que tiene como objetivo dar a conocer artículos inéditos de investigación de alta calidad.

La Revista publica artículos científicos en las áreas de ciencias biomédicas, ciencias del comportamiento (filosofía, psicología, antropología, sociología), ciencias físicas, ciencias naturales (biología, microbiología, botánica, zoología, ecología) ciencias químicas, ciencias de la tierra (geología, medio ambiente) y matemáticas.

Está reseñada en varios índices nacionales e internacionales tales como Actualidad Iberoamericana, Agris, CIRS (*International Center for Scientific Research*), *Current Mathematical Publications*, EBSCO, Dialnet, Historia Mathematica, Index Kewensis, Latindex, Mathematical Reviews, MathSciNet (on line data base), PERIODICA, SciELO Colombia, Online Computer Library Center – OCLC, *Zentralblatt für Mathematik*, *Zoological Record*. Nacionalmente se encuentra reseñada en la base de datos Publindex de Colciencias.

El primer número se publicó en diciembre de 1936, año de creación oficial de la Academia, bajo la dirección del doctor Jorge Álvarez Lleras y hasta el momento se han editado 41 volúmenes.

Proceso de evaluación por pares

Se recibirán solo los manuscritos que cumplan con todos los requisitos que se mencionan en las indicaciones a los autores. Los manuscritos serán evaluados en primera instancia por el editor y los editores asociados de la disciplina correspondiente.

Cada manuscrito será enviado a dos especialistas en el tema, quienes evaluarán y enviarán sus recomendaciones. Este proceso de revisión tendrá una duración aproximada de 90 días.

Los pares académicos pueden adoptar alguna de las siguientes tres opciones: a) aceptación sin modificaciones; b) aceptación con correcciones; c) no aceptación. En caso de desacuerdo de los pares, el original será enviado a un tercer evaluador.

En cualquiera de los casos, el autor será informado y deberá realizar las modificaciones correspondientes en el manuscrito y enviarlo dentro de las cuatro semanas siguientes. Además, deberá enviar un documento en el que responderá, una a una, todas las observaciones señaladas por los evaluadores.

Cuando el autor demore más de 30 días en responder a las sugerencias de los evaluadores, se entenderá que los autores han retirado el manuscrito en su forma actual y, si se remitiera de nuevo, el Comité Editorial de la Revista lo considerará como un nuevo trabajo.

Los trabajos que sean aceptados se considerarán como propiedad de la **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales** y podrán ser reproducidos total o parcialmente por la Revista.

La Revista no se hace responsable de los contenidos científicos ni de las implicaciones legales de los artículos publicados.

Ética de la publicación

La Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (RACCEFYN), acoge la normatividad internacional definida por el *Committee on Publication Ethics* (COPE). Algunas normas se pueden consultar en:

COPE guidelines on good publication practice: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1753164/>

COPE code of conduct: <https://publicationethics.org/resources/code-conduct>

Ver documento pdf (anexo)

Política de acceso abierto

La página web de la Revista (www.raccefyn.co) permite el acceso libre y abierto a los artículos con el fin de contribuir a la visibilidad, el acceso y la difusión de la producción científica.

Directrices para autores

Tipología de los artículos publicados en la Revista

Artículos originales o artículos de investigación científica y tecnológica: documento que presenta, de manera detallada, los resultados originales de proyectos de investigación. La estructura generalmente utilizada contiene los siguientes apartes importantes: introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones y referencias.

Artículos cortos: documentos breves que presenta resultados originales preliminares o parciales de una investigación científica o tecnológica y, que, por lo general, requieren de una pronta difusión.

Artículos de posesión o artículos de revisión de tema: documentos resultantes de una investigación donde se analizan crítica y sistemáticamente, a la par que se integran los resultados de investigaciones publicadas o no publicadas, centradas en un campo de la ciencia o la tecnología, con el fin de dar cuenta de sus avances y sus tendencias de desarrollo. Presentar un artículo de revisión constituye un requisito para que un Académico pueda posesionarse como miembro correspondiente o de número.

Cartas al editor: posiciones críticas, analíticas o interpretativas sobre los documentos publicados en la revista que, a juicio del Comité Editorial, constituyen un aporte importante a la discusión del tema por parte de la comunidad científica de referencia.

Comentarios bibliográficos: son escritos críticos breves sobre libros recientes publicados en las disciplinas de interés de la Revista.

Corrección de los autores

Fe de erratas

Indicaciones a los autores

Los autores deben tener en cuenta las siguientes indicaciones:

1. Los trabajos presentados deberán ser originales y de alto nivel, escritos en inglés o español, y que traten sobre aspectos relacionadas con las Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Todos los trabajos aceptados quedarán como propiedad permanente de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de manera que la misma podrá publicarlos en formato físico y electrónico, incluyendo la internet. (Ver transferencia derechos de autor).
2. El autor de la correspondencia aceptará mediante comunicación escrita firmada que el manuscrito es un trabajo original, que no ha sido publicado por ningún medio, ni está siendo evaluado para aparecer en otra publicación impresa o electrónica y que, además, ha sido aceptado por todos los autores para su publicación en la Revista. Igualmente, que los derechos de autor no han sido cedidos a nadie con anterioridad. (Ver formatos declaración originalidad, conflicto de intereses y sesión de derechos de autor en la página web de la Revista: <http://www.raccefyn.co>).
3. La participación de los autores en el trabajo deberá ser suficiente como para aceptar públicamente la responsabilidad por los aportes de cada cual. El orden de los autores en la publicación deberá ser una decisión compartida de los coautores, quienes deberán ser capaces de explicar el orden en el que aparecen sus nombres. Finalmente, el manuscrito debe contener un párrafo en el que se detallará la contribución de cada uno de los autores.
4. De acuerdo con el ICMJE, todos los colaboradores que no cumplan con los criterios de autoría o hayan realizado contribuciones menores deberán aparecer en la sección de *Agradecimientos*, pero no serán citados como autores. Las ayudas económicas y materiales deberán aparecer en los *Agradecimientos*.
5. La terminología debe regirse por el Código Internacional de Nomenclatura Botánica. La terminología física, química o bioquímica, deberá seguir las normas del Comité de Nomenclatura de la Unión Internacional de la Química Pura y Aplicada (IUPAC). Deberán usarse las abreviaturas internacionales convencionales y las unidades del Sistema Internacional (SI). Los nombres científicos deberán ser escritos en la forma recomendada por el *Internacional Code of Botanical Nomenclature* y por el *International Committee on Systematics of Prokaryotes* o ICSP.

Envío y presentación del manuscrito

Los artículos deberán ser enviados a través de <http://www.raccefyn.co>

El manuscrito incluirá además de la página correspondiente al título, el resumen, las referencias, las tablas y sus títulos, las leyendas de las figuras, todos los cuales deberán estar escritos en procesador de palabras Word a doble espacio, usando la fuente Arial de tamaño 12, sin justificar el texto. No debe olvidarse el usar la numeración en todo el manuscrito. Extensión máxima de 30 páginas, entre 5.000 a 8.000 palabras.

Los manuscritos deben incluir la siguiente información:

1. Una hoja de presentación, página en Word con los nombres y apellidos (si desea poner el segundo apellido, debe ir separado por un guion) de todos los autores (sin cargos, ni grado académico), filiaciones y correos electrónicos. Agregar aquí un párrafo en el que los autores declaren su aporte personal al manuscrito bajo consideración.
2. Título completo del manuscrito en español e inglés (máximo 30 palabras, 165 caracteres)
3. Título corto (máximo 10 palabras, 50 caracteres)
4. Resumen en español e inglés que no supere 250 palabras.
5. Palabras clave en español y en inglés que no superen en número a seis, separadas por punto y coma.
6. Nombre del autor responsable de la correspondencia con su dirección completa, número telefónico, dirección electrónica y código ORCID. *Open Researcher and Contributor ID* (Identificación del Investigador y del colaborador abierto)
7. Direcciones electrónicas de todos los coautores y códigos ORCID *Open Researcher and Contributor ID*.
8. Texto, referencias y tablas en un mismo archivo en conjunto con las leyendas de las figuras en formato jpg o tiff en archivos individuales y con una resolución mayor a 300 dpi (*dots per inch*).
9. El número máximo de tablas y figuras es de 7. Para enviar información adicional se puede emplear la sección de *Información suplementaria* debidamente referenciada en el texto: tabla 1S, 2S, etc.; figura 1S, 2S, etc.

Estructura del manuscrito

Introducción: se debe mostrar el marco teórico en el cual se inscribe el tema de la investigación, propósito del artículo y justificación del estudio indicando, además, la delimitación de la pregunta problema.

Materiales y métodos: se describirán los sujetos de observación o experimentación, aparatos o dispositivos y metodologías empleadas en el estudio. La descripción de la metodología debe tener referencias de los métodos usados.

Análisis estadístico: señalar los métodos estadísticos utilizados y la manera de analizar los datos.

Resultados: deben presentarse en secuencia lógica, con las tablas y las figuras acompañadas de una explicación y análisis de las mismas.

Discusión: debe hacerse énfasis en los aspectos nuevos e importantes del estudio, contrastando los resultados con la información pertinente disponible en literatura actualizada y relacionar las conclusiones con los objetivos propuestos. Se deben incluir las implicaciones y limitaciones de los hallazgos y comparar las observaciones relevantes con las de otros estudios.

Los resultados y la discusión pueden presentarse también en forma combinada, en cuyo caso la sección se denominará *Resultados y Discusión*.

Conclusiones: deberán responder al objetivo de la investigación reportada e incluir el planteamiento de objetivos futuros a seguir en la línea de investigación.

Referencias: todas las referencias bibliográficas se insertarán en el texto y deberán llevar siempre entre paréntesis el apellido del primer autor y el año de publicación. Si el apellido del autor o autores forma parte de la estructura formal de la frase, sólo se pondrá entre paréntesis la fecha; por ejemplo: Pérez y Ribas (1996). Si no forma parte de la estructura formal del texto, por ejemplo: ... como indica Barbudo (2003). Si son solo dos autores se pondrán los dos apellidos, si son más de dos sólo se pondrá el apellido del primero añadiendo “*et al.*”

La Revista ACCEFYN utiliza las normas del Manual APA, estas emplean un sistema de citación de autor-fecha.

Lista de referencias. Se organizan alfabéticamente y se citan de la siguiente manera:

Artículo de revista

Apellido, A. A., Apellido, B. B., Apellido, C. C. (Año). Título del artículo. Nombre de la revista, volumen: pp-pp.

Ejemplo

Kay, M.A., Glorioso, J.C., Naldini, L. (2001). Viral vectors for gene therapy: the art of turning infectious agents into vehicles of therapeutics. *Nat Med.*, 7: 33-40.

Libro

Apellido, A. A. (Año). Título. Ciudad, País: Editorial

Ejemplo

Salisbury, F. B., Ross, C. M. (1994). Fisiología Vegetal. Guadalajara, México: Grupo editorial Iberoamérica.

Capítulo de libro

Apellido, A. A., Apellido, B. B. (Año). Título del capítulo o la entrada. En A. A. Apellido. (Ed.), Título del libro (pp. xx-xx). Ciudad, País: Editorial.

Ejemplo

Guba, E.G. (1983). Criterios de credibilidad en la investigación naturalista. En J. Jimeno Sacristán y A. Pérez Gómez. La enseñanza: Su teoría y su práctica (148-165). Madrid, España: Akal.

Revista en línea

Apellido, A. A. (Año). Título del artículo. Nombre de la revista, **volumen** (número): pp-pp. Disponible en: <http://www...>

Ejemplo

Cintrón, G., Lugo, A. E., Pool, D. J., Morris, G. (1978). Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, **10** (2): 110-121. Disponible en: <http://www.jstor.org/pss/2388013>.

Gutiérrez-Vargas, J.A., Moreno, H., Cardona-Gómez, G.P. (2016). Targeting CDK5 post-stroke provides long-term neuroprotection and rescues synaptic plasticity. *J Cereb Blood Flow Metab.* doi: 10.1177/0271678X16662476

Citas páginas web

Anotar la fecha de la consulta

Ejemplo

Guiry, M.D., Guiry, G.M. (2015). AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponible en <http://www.algaebase.org>., accedida entre enero y junio de 2015.

Tablas y figuras: las tablas y cuadros se denominarán tablas y llevarán numeración arábiga de acuerdo con el orden de aparición. El título correspondiente se coloca en la parte superior de la tabla y las notas en la inferior. Los símbolos para unidades deben aparecer en el encabezamiento de las columnas. Si es necesario exponer alguna información, utilizar las letras minúsculas del alfabeto según orden de aparición en la respectiva tabla: a, b, c, d, e, etc.

Las fotografías, gráficos, dibujos y esquemas se denominan todos como Figuras, las cuales se enumeran según el orden de aparición y sus leyendas se describen en hoja separada. Si se trata de micro-fotografías debe indicarse el aumento utilizado. Las personas, o sus nombres, no deben ser identificables en las fotografías pero se requiere permiso escrito para su publicación.

Cuando las tablas y figuras hayan sido tomadas de revistas o libros, sean impresos o electrónicos, se debe especificar la fuente y adjuntar autorización de la respectiva publicación para su reproducción.

Agradecimientos: podrán ser expresados a personas o entidades que hayan ayudado en la realización del trabajo. Se mencionarán las personas y el tipo de ayuda aportada, así como las entidades, instituciones o fundaciones que hayan financiado o suministrado materiales. En caso de proyectos de investigación financiados será suficiente con mencionar el código de registro y la entidad, institución o fundación que lo apoyó económicamente.

Consideraciones

Los trabajos aceptados son propiedad de la Revista ACCEFYN y podrán ser reproducidos total o parcialmente por la Revista.

La Revista no se hace responsable de los contenidos científicos ni de las implicaciones legales de los artículos publicados.

Corrección de estilo y publicación del manuscrito

Una vez aceptados los artículos, éstos se enviarán a corrección orto-tipográfica. Se usará la herramienta de control de cambios de Word, en la cual quedará el registro de cada una de las sugerencias llevadas a cabo y los comentarios o dudas para que el autor o los autores aprueben y contesten apropiadamente.

La versión corregida deberá ser enviada nuevamente para su aprobación definitiva en un plazo mínimo de 48 horas. El manuscrito deberá ir con una carta al editor, informando cuales correcciones fueron procesadas. El editor le informará al autor la fecha aproximada y el número del volumen en el que el trabajo será publicado.

Rectificaciones y correcciones de errores

Las rectificaciones sobre la información suministrada por parte de los autores, se harán en el número inmediatamente posterior al anuncio de las mismas y serán responsabilidad de los mismos autores. La Revista se encargará de publicar una nota aclaratoria a manera de erratas. En el caso que sean necesarias mejoras y corrección de errores orto-tipográficos, de manejo visual de la información o de imprecisiones involuntarias, el o los autores podrán comunicarse al correo de la Revista para que puedan efectuarse en las versiones electrónicas de la Revista.

Falsificación de artículos

Si en el proceso editorial se encuentra falsificación, omisión de datos, duplicidad del artículo o plagio, se devolverá el original al autor con la debida notificación a su institución patrocinadora, centro de investigación o universidad.

Conflicto de intereses

Si los autores o coautores, editores o revisores (evaluadores) tienen algún conflicto de intereses que pueda de alguna manera influir en la transparencia u objetividad en el proceso de revisión por pares y publicación, tal conflicto debe ser declarado.

Los conflictos de interés más evidentes son los llamados conflictos financieros, resultado de relaciones entre empleador-empleado, financiaciones y patentes, así como también honorarios, consultorías, investigación pagada por compañías que dependen de los resultados investigativos, entre otros.

También existen los conflictos personales resultado de amistades o animadversiones, competencias académicas y pasiones en el campo intelectual o moral (por ej. parientes en una compañía que se beneficiaría de los resultados que se van a publicar, el uso de los resultados publicados para promoción inmediata basada en el artículo publicado, creencias religiosas que estén en conflicto directo con la investigación que se va a publicar, entre otros).

Transferencia de derechos de autor

En caso de que el artículo enviado sea aprobado para publicación, el autor principal en nombre propio y en el de los coautores o el autor principal y los coautores deben ceder los derechos de autor del artículo mencionado a la revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (ACCEFYN), excepto en los siguientes casos:

- a) Los autores y coautores retienen el derecho de revisar, adaptar, preparar trabajos derivados, presentaciones orales y distribuir a algunos colegas impresos de su propio trabajo publicado, siempre y cuando se dé el crédito correspondiente a la revista de ACCEFYN. También pueden publicarse el título del trabajo, resumen, tablas y figuras del trabajo en los correspondientes sitios web de autores o de sus empleadores, también dando el crédito correspondiente a la revista de ACCEFYN.
- b) Si el trabajo ha sido realizado por contrato, el empleador del autor tiene el derecho de revisar, adaptar, preparar trabajos derivados, reproducir o distribuir en formato impreso el trabajo publicado, de una manera segura y para el uso exclusivo de sus empleados.
- c) Si a la revista de ACCEFYN se le solicitara permiso individual por terceras personas para usar, imprimir o publicar específicamente artículos ya publicados, deberá obtenerse el permiso expreso del autor y coautores del trabajo o del empleador con excepción del uso en salones de clase, bibliotecas o reimpresos en un trabajo colectivo.
- d) La revista ACCEFYN se reserva el posible uso en la portada de la revista, de figuras sometidas con los manuscritos.
- e) Ningún otro derecho, además del de derechos de autor, debe ser reclamado por la revista de ACCEFYN.

Aviso de derechos de autor

Los autores certifican que son los creadores originales del trabajo y declaran que:

- a) Los datos y las referencias a materiales ya publicados están debidamente identificados con su respectivo crédito e incluidos en las notas bibliográficas y en las citas que se destacan como tal y,

en los casos que así lo requieran, se cuenta con las debidas autorizaciones de quienes poseen los derechos patrimoniales.

- b) Todos los materiales que se presentan están totalmente libres de derecho de autor y, por lo tanto, el autor de la correspondencia se hace responsable de cualquier litigio o reclamación relacionada con derechos de propiedad intelectual, exonerando de responsabilidad a la **Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**.
- c) El trabajo es inédito y no será enviado a otras revistas mientras se espera la decisión de los editores de tal revista. El primer autor declara que no existe un posible conflicto de intereses en este manuscrito.
- d) En caso de ser publicado, los autores del artículo transfieren todos los derechos de autor a la Revista ACCEFYN, sin cuyo permiso expreso no podrá reproducirse ninguno de los materiales publicados en la misma.
- e) A través de este documento, y si el trabajo es aceptado para su publicación, la Revista ACCEFYN asume los derechos para editar y publicar los artículos en índices nacionales, e internacionales o bases de datos con fines académicos y científicos no comerciales en medios impresos, electrónicos, Internet en texto completo o cualquier otro medio conocido o por conocer con respeto de los derechos de autoría.

Transferencia de derechos de autor

En caso de que el artículo enviado sea aprobado para publicación, el autor principal en nombre propio y en el de los coautores o el autor principal y los coautores deben ceder los derechos de autor del artículo mencionado a la revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (ACCEFYN), excepto en los siguientes casos:

- a) Los autores y coautores retienen el derecho de revisar, adaptar, preparar trabajos derivados, presentaciones orales y distribuir a algunos colegas impresos de su propio trabajo publicado, siempre y cuando se dé el crédito correspondiente a la revista de ACCEFYN. También se pueden publicar el título del trabajo, el resumen, las tablas y las figuras del trabajo en los correspondientes sitios web de autores o de sus empleadores, dando también el crédito a la revista de ACCEFYN.
- b) Si el trabajo ha sido realizado por contrato, el empleador del autor tiene el derecho de revisar, adaptar, preparar trabajos derivados, reproducir o distribuir en formato impreso el trabajo publicado, de una manera segura y para el uso exclusivo de sus empleados.
- c) Si a la revista de ACCEFYN se le solicitara permiso individual por terceras personas para usar, imprimir o publicar específicamente artículos ya publicados, deberá obtenerse el permiso expreso del autor y de los coautores del trabajo o del empleador con excepción del uso en salones de clase, bibliotecas o reimpresos en un trabajo colectivo.
- d) La revista ACCEFYN se reserva el posible uso en la portada de la revista, de figuras sometidas con los manuscritos.
- e) Ningún otro derecho, además del de derechos de autor, debe ser reclamado por la revista de ACCEFYN.

Declaración de privacidad

Los nombres y las direcciones de correo electrónico incluidos en esta revista se usarán exclusivamente para los fines establecidos en ella y no se proporcionarán a terceros ni serán usados con otros fines.

Lista de comprobación para la preparación de envíos

Como parte del proceso de envíos, los autores están obligados a comprobar que su envío cumpla todos los elementos que se muestran a continuación. Se devolverán a los autores aquellos envíos que no cumplan estas directrices.

1. Carta de sometimiento del artículo, donde informa que todos los autores han leído, aprueban y declaran que:

- Están de acuerdo con el manuscrito remitido, en su contenido, organización y presentación.
- El trabajo es original, el cual no ha sido publicado previamente y, de igual forma, no se someterá a otra revista hasta conocer la respuesta del Comité Editorial.
- En caso de ser aceptado el manuscrito, se autoriza su publicación bajo las normas establecidas por la revista.

- El documento no cuenta con texto o figuras que tengan reserva de derechos y si los tuviere se cuenta con la autorización escrita para su reproducción.
- El documento no contiene citas o transcripciones de obras que carezcan de referencias bibliográficas debidamente citadas.
- Se incluye un párrafo donde los autores declaran cuál fue el aporte de cada uno de ellos al documento.
- Esta carta firmada debe ser adjuntada en el paso 4 del presente proceso de envío en formato PDF.

2. Presentación

- Una página en Word con los nombres y apellidos (nombre completo, apellido y segundo apellido separado por un guion) de todos los autores (sin cargos, ni grados académicos), filiaciones y correos electrónicos.
- Título completo del manuscrito en español e inglés y título corto.
- Nombre del autor responsable de la correspondencia con su dirección completa, número telefónico y dirección electrónica.
- Direcciones electrónicas de todos los coautores.
- Texto, referencias y tablas en un mismo archivo junto con las leyendas de las figuras. Figuras en formato jpg o tiff en archivos individuales.

3. Estructura del artículo. Se incluyen

- El resumen en español e inglés (Abstract).
- Las palabras clave (máximo 6) en español e inglés (Keywords).
- Introducción.
- Materiales y métodos.
- Resultados y Discusión para comunicaciones cortas.
- Discusión.
- Agradecimientos a colaboradores y/o instituciones u organizaciones que financiaron la investigación.
- Referencias.
- Declaración de conflicto de interés.

4 Información adicional: figuras

- Se incluyen como archivo independiente, cada figura en página aparte.
- Se incluyen las leyendas correspondientes al final del original. Estas figuras deberán ser cargadas en el paso 4 del presente proceso de envío en formato JPG o TIF.

5. Información adicional: tablas

- Se incluyen al final del original, elaborados en el modelo más sencillo de tablas del programa Word.
- Se ordenan secuencialmente.
- Se incluye el título correspondiente.

6. Referencias

- Se han seguido las normas de la revista de ACCEFYN en las instrucciones a los autores.

7. Abreviaturas:

- Se introducen entre paréntesis la primera vez que se usan.

8. Nomenclatura:

- Los nombres de género y especie están en letra cursiva.
- Los nombres de microorganismos, plantas y animales se escriben completos la primera vez que se citan, en el título y en el resumen.

9. Ética

- Todos los autores conocen y aprueban la presentación del manuscrito, su contenido, la autoría y el orden de la autoría.
- El manuscrito ha sido postulado solo a la Revista ACCEFYN y no se encuentra postulado ni ha sido publicado en otra revista.
- Si el artículo incluye la investigación en humanos o con animales se han seguido las directrices de la Declaración de Helsinki y el uso de primates no humanos en la investigación.
- Se incluye los agradecimientos a las instituciones u organizaciones que financiaron la investigación.

10. Revisores

Se suministran indicaciones sobre tres o cuatro posibles revisores con sus nombres completos, formación académica y direcciones de correos electrónicos.

To our readers and authors

Focus and Scope

The Journal of the Colombian Academy of Exact, Physical and Natural Sciences (ACCEFYN) is a multidisciplinary quarterly journal that publishes high quality original research articles.

The journal publishes scientific articles in the disciplines of Biomedical Sciences, Behavioral Sciences (philosophy, psychology, anthropology, and sociology), Natural Sciences (Biology, Botany, Microbiology, Zoology, Ecology), Physical Sciences, Chemical Sciences, Earth Sciences (Geology, Environmental Sciences) and Mathematics. It is included in several national and international directories and indexing services like Actualidad Iberoamericana, Agris, CIRS (International Center for Scientific Research), Current Mathematical Publications, EBSCO, Dialnet, Historia Mathematica, Index Kewensis, Latindex, Mathematical Reviews, MathSciNet (on line data base), PERIODICA, SciELO Colombia, On-line Computer Library Center – OCLC, Zentralblatt für Mathematik, Zoological Record, RLG. Within the Colombian citation system, the journal is register in Publindex (The Journal index Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación, Colciencias).

The journal's website (www.racefyn.co) allows free and open access to full-text articles with the purpose of contributing to the visibility, access and dissemination of Colombian scientific production.

The first issue was published in December 1936, year of the official creation of the National Academy, led by Jorge Álvarez Lleras. The journal has been edited 41 volumes since then.

Peer Review Process

Manuscripts that meet the author guidelines are welcomed. Manuscripts will be assessed by the editor in chief and associate editors' expert in the topic of the manuscript.

If the editors see fit, the manuscript will be sent to, at least, two peers knowledgeable in the topic of the manuscript. It is estimated the peer reviewing process will take around 90 days.

The reviewers can decide to a) accept the article without any modification, b) accept it if some recommendations are addressed, or c) reject the manuscript. If peers exhibit contradicting assessments, an extra reviewer will be approached to settle disparities and reach a final decision.

The corresponding author will be notified of the results of the peer review process. The author should return an amended version, along with a documenting reporting the response to the reviewers, four weeks after receiving the results of the reviewers.

If the author does not send these documents past the suggested time, the journal will assume the manuscript has been withdrawn. If the author send these documents past the suggested time, the journal takes the manuscript as a new submission and the reviewing process starts anew.

Accepted manuscripts are considered property of the journal. Thus, the journal is free to reproduce an entire manuscript or parts of it.

The journal is not responsible of the contents of the published manuscripts and related legal implications.

Publication Ethics and Publication Malpractice Statement

The journal abides by the *Committee on Publication Ethics* (COPE) standards. These guidelines can be consulted in the following links:

COPE guidelines on good publication practice: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1753164/>

COPE code of conduct: <https://publicationethics.org/resources/code-conduct>

See document pdf (annex)

Open access policy

The journal enables open access to published articles via its website (www.racefyn.co) to contribute to the dissemination, accessibility, and visibility of scientific work.

Author Guidelines

Research articles. A manuscript documenting the results of at least one experiment/study by following the following structure: introductions, methodology, results, discussion, conclusions, and references. Extra material can be reported as an appendix.

Brief articles. Manuscripts reporting the results of novel experiments/study in a succinct manner and that require prompt diffusion.

Inaugural articles or Review articles. Manuscripts reporting literature reviews on a topic. It is one requirement for the Academics to be admitted to the Academy

Letters to the editor. Manuscripts proposing critical comments, novel analysis or re-interpretations of published work.

Book reviews. Short manuscripts reporting a review of a book recently published within an area of interest to the journal.

Authors correction

Errata

Information for Authors

Authors should bear in mind the following

1. Submitted manuscripts must be original and of outstanding quality. They can be written in Spanish or English in an area related to the **Exact, Physical or Natural Sciences**. All works accepted will remain permanent property of the Colombian Academy of Exact, Physical and Natural Sciences so that such work can be published in hard copy or in electronic format, including web posting. (See transference of authors' rights).
2. The corresponding author will be required to state that the work is original, has not been published elsewhere, is not under review elsewhere and that co-authors agree as to the version submitted. Equally important, the corresponding author will be asked to state whether copyrights have been passed on to other parties. (See form for declaration of originality, conflicts of interest, and authors' rights).
3. It is assumed all listed authors have contributed substantially to the manuscript. Their order in the manuscript should be reached by agreement. Finally, each author's contribution should be explicitly stated. Collaborators whose contribution was not substantial (see above) should be mentioned in the 'acknowledgments' section (see <http://www.icmje.org/> for a reference). Financial supports and grants should also be mentioned in this section.
4. The terminology used in the manuscript should follow that used in specific areas (we therefore recommend authors to consult specialised references in this regards as to their own fields of research). Scientific names should follow recommendations such as those stated, for example, by the International Code of Botanical Nomenclature and the International Committee on Systematics of Prokaryotes.

Submission and Presentation of manuscript

The manuscripts should be submitted using the website of the Academy: <http://www.acefyn.co>

The manuscript, including the title page, the abstract, tables with titles, graphics with descriptive legends, must be prepared in Microsoft WORD processor in double space. Use Arial font size 12 without justification. Do not forget to number the entire manuscript. Maximum extension 30 pages, 5,000 to 8,000 words.

The manuscripts must contain the following information:

1. A page in Microsoft Word with the names and surnames (complete name, first and second family name separated by a hyphen) of all the authors (without positions, and without academic degrees), academic affiliations and email addresses.
2. Complete manuscript title in Spanish and English.
3. Short Title
4. Abstract in Spanish and English using 250 or less words
5. Key words in Spanish and English not containing more than 6 words.
6. Name of the author responsible for all correspondence, including his complete address, telephone number and email address.
7. Electronic addresses of all the co-authors.
8. Text, bibliographical references, and tables in the same file together with the legends for all the figures.
9. Figures must be in jpg or TIF format.

Manuscript Structure

Introduction: there must be a clear description of the theoretical framework of the theme of the investigation, purpose of the article and justification of the study, indicating the limitation of the problem question.

Materials and methods: a description of the object of observation or experimentation, instruments or devices and the methodology employed in the study.

Statistical analysis: indicate the statistical methods used and the data analysis employed.

Results: these must be presented in a logical sequence, with the accompanying tables and figures with their respective explanations and analysis.

Discussion: emphasis must be given to those aspects of the study which are new and important, contrasting the results with the relevant information available in the recent literature and relate the conclusions with the proposed objectives. Mention must be made of the implications and limitations of the results found and a comparison of the relevant observations with that of other studies. The results and the discussion may also be presented in a combined form.

Conclusions: an up to date survey of the investigation. Mention can be made here of future objectives of the same line of investigation.

References: these citations must be verifiable. When a citation is made, indicate in the text the author, the year and page in the following way: last name of the first author and year of publication Pérez (1996). If there are only two authors use both last names Perez and Ribas (1996). If there are more than two authors use only the first last name followed by *et al.*

Reference list: alphabetically and following the examples

Journal article

Last name, A. A., Last name, B. B., Last name, C. C. (Year). Title. Journal name, **volume:** pp-pp.
Example

Kay, M.A., Glorioso, J.C., Naldini, L. (2001). Viral vectors for gene therapy: the art of turning infectious agents into vehicles of therapeutics. *Nat Med.*, **7:** 33-40.

Book

Last name, A. A. (year). Title, City, Country: Publisher
Example

Salisbury, F. B., Ross, C. M. (1994). *Fisiología Vegetal*. Guadalajara, México: Grupo editorial Iberoamérica.

Book chapter

Last name, A. A., Last name, B. B. (Year). Chapter title. In A. A. Last name. (Ed.), Book title (pp. xx-xx). City, Country: Publisher.

Example

Guba, E.G. (1983). Criterios de credibilidad en la investigación naturalista. En J. Jimeno Sacristán y A. Pérez Gómez. *La enseñanza: Su teoría y su práctica* (148-165). Madrid, España: Akal.

Journal on line

Last name, A. A. (Year). Article title. Journal, **volume** (issue): pp-pp. Available in <http://www...or DOI>

Examples

Cintrón, G., Lugo, A. E., Pool, D. J., Morris, G. (1978). Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, **10** (2): 110-121. Available in: <http://www.jstor.org/pss/2388013>

Gutiérrez-Vargas, J.A., Moreno, H., Cardona-Gómez, G.P. (2016). Targeting CDK5 post-stroke provides long-term neuroprotection and rescues synaptic plasticity. *J Cereb Blood Flow Metab.* doi: 10.1177/0271678X16662476

References web pages

Date of the access

Example

Guiry, M.D., Guiry, G.M. (2015). AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Available in <http://www.algaebase.org>., accessed in June 2015.

Tables and graphics: The tables and frames are called tables and carry an Arabic numeration in accordance with the order in which they appear. The corresponding title is placed on the upper part of the table and notes are placed in the lower part. Symbols for unit measures must appear in the column

headings. If it is necessary to display some information, use lower case letters from the alphabet according to the appearance of the table: a, b, c, d, e, etc.

Photographs, graphics, pictures, or sketches are named figures, are enumerated in order of appearance, and their legends must be written in a separate page. With respect to microfiches, indicate the size of the augmentation used. People or their names should not be identifiable in photographs, unless written permission for their publication has been obtained.

When tables and figures have been taken from magazines or books, published in hard copy or electronically, specify the source and include the authorization for its reproduction from the respective publication.

Acknowledgments: These can be expressed to persons or entities who have aided in the realization of the work. Mention is made of persons and their type of aid provided, as well as to entities or institutions which have provided financial and material assistance. In case of investigative projects with financial support it suffices to mention the registry code and the entity, institution or foundation which provided the economic support.

Considerations

They will be published in the following issue to the announcement of the correction. They are responsibility of the authors. Errata are responsibility of the Journal.

Fabrication of evidence, data omission, duplicity of data or plagiarism will be penalized. The authors and their institutions, research center or university and sponsors will be notified.

Once the article has been accepted, it will undergo a style and format revision which will bring it to its definitive version. The authors will receive the galley proofs in PDF format for the correction of errors before its printing. The corrected version must be returned for final approval within a period of 48 hours. The manuscript must be accompanied with a letter to the editor informing him of the corrections that were carried out. The editor will inform the author of the date and volume number in which the publication will appear.

If the authors or co-authors, the editors or reviewers (evaluators) have some conflict of interest which may in any way influence the transparency and objectivity of the peer review process and publication, it must be so declared.

The most obvious conflicts of interest are those referred to as financial conflicts, which result between, employer-employee, investments, and patents, as well as honoraria, consulting, paid investigation by companies which depend on the investigative results, etc.

There also exist personal conflicts arising from friendships, animosity, academic competencies and passions in the moral or intellectual field (for example relatives in a company which will benefit from the results to be published, the use of the results for immediate promotion based on the published article, religious beliefs which are in direct conflict with the investigation that will be published, etc.).

Copyright Notice

Declaration of originality and transfer author's rights

The authors declare:

The published data and reference materials have been duly identified with their respective credits and have been included in the bibliographic notes and citations that have been so identified and that should it be required, I have all releases and permissions from any copyrighted material.

All material presented is free from any copyright and that I accept full legal responsibility for any legal claims relating to copyrighted intellectual property, fully exonerating from responsibility the **Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**.

This work is unpublished and will not be sent to any other journal while waiting for the editorial decision of this journal. I declare that there is no conflict of interest in this manuscript.

In case of publication of this article, all author's rights are transferred to the **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, and so cannot be reproduced in any form without the express permission of it.

By means of this document, if the article is accepted for publication by the **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, the Revista assumes the right to edit and publish the articles in national and international indices or data bases for academic and scientific use in paper, electronic, CD-ROM, internet form either of the complete text or any other known form known or to be known and non-commercial, respecting the rights of the authors.

Transfer of author rights

In case the article is approved for publication, the main author in representation of himself and his co-authors or the main author and his co-authors must cede the author rights of the corresponding article to the **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, except in the following cases:

The authors and co-authors will retain the right to revise, adapt, prepare derived works, oral presentations, and distribution to some colleagues of reprints of their own published work, if the corresponding credit is given to the **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**. It is also permissible to publish the title of the work, summary, tables, and figures of the work in the corresponding web sites of the authors or their employers, also giving credit to the Revista.

If the work has been realized under contract, the author's employer has the right to revise, adapt, prepare derivative works, reproduce, or distribute in hard copy the published work, in a secure manner and for the exclusive use of his employees.

If the **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales** were approached for permission by a third party for using, printing, or publishing specifically articles already published, the Revista must obtain the express permission of the author and co-authors of the work or of the employer except for use in classrooms, libraries, or reprinted in a collective work. The **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales** reserves the possible use in its front cover of figures submitted with the manuscripts.

No other right, other than the author's right, can be claimed by the **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**.

Privacy Statement

The names and e-mail addresses appearing in the journal will be used solely for the purposes explicitly therein expressed and by no means will they be supplied to third parties.

Submission Preparation Checklist

As part of the submission process, authors are required to check off their submission's compliance with all of the following items, and submissions may be returned to authors that do not adhere to these guidelines.

1. Letter of submission, where it is stated that all authors have read and approved that:

- The submitted manuscript conforms in content, organization and presentation with established norms.
- The original article has not been previously published in any form nor has it been submitted to another journal nor will it be until an answer is received from the Editorial Committee.
- In the case the manuscript is accepted, it is then authorized to be published under the journal's norms.
- The document may not be published without authorization of all copyrighted texts and figures.
- The document is fully cited in a list of references.

2. Appearance

- The first page written in Word with names and surnames (complete name, first and second surnames separated by a hyphen) of all authors (without job titles or academic titles), affiliations and e-mail address.
- Complete title of the manuscript in Spanish and English. Short title.
- Name of person responsible for correspondence with their complete address, telephone number and electronic address.
- E-mail of all coauthors.
- Text, references and tables in the same file together with legends of the figures. Figures in jpg or TIF format.

3. Structure of the article

The following sections are to be included:

- An abstract should be included in both Spanish and English.
- Key words (no more than 6) should be included in both Spanish and English.
- Introduction.
- Materials and methods.

- Results and Discussion for short communications.
- Discussion.
- Acknowledgments to collaborators and institutions and organizations which financed the research.
- Declaration of conflict of interest.

4. Additional information: Figures

- Each figure is included in a separate page in jpg or TIF format
- Corresponding legends are included in a separate page
- Figures should be charged in JPG o TIF format

5. Additional information: Tables

- Tables are included on a separate page and are presented in a simple manner as a Word table
- Tables are ordered sequentially

6. References

Citations must follow the journal ACCEFYN's norms found in the authors' instructions

7. Abbreviations

The first use is introduced in parentheses

8. Nomenclature

- The generic and specific names are written in italics
- Names of micro-organisms, plants and animals are written out completely the first time that they are cited in the title and in the abstract.

9. Ethics and malpractice considerations

- All authors must know and approve of the form, content, authors, and the order of the authors
- An article that has been submitted to the journal ACCEFYN has not be submitted or published in any other journal.
- If the article includes research on human or animals have all authors read and followed the guiding principles of the Declaration of Helsinki and the use of non-human primates in the research?

10. Reviewers

List 3 or 4 possible reviewers with their complete names, academic background and e-mails.

