

Ensamblajes de peces en embalses altoandinos: El caso de los embalses Quebradona y Riogrande II en la cuenca Magdalena

Assemblages of fishes in highland Andean reservoirs: The case of the Quebradona and Riogrande II reservoirs in the Magdalena basin

Lina María Martínez-Toro ¹, Daniel Restrepo-Santamaría ¹, Daniel Valencia-Rodríguez ¹,
Luz Fernanda Jiménez-Segura ¹

- Recibido: 19/Feb/2021
- Aceptado: 28/Jun/2021
- Publicación en línea: 16/Jul/2021

Citación: Martínez-Toro LM, Restrepo-Santamaría D, Valencia-Rodríguez D, Jiménez-Segura LF. 2022. Ensamblajes de peces en embalses altoandinos: El caso de los embalses Quebradona y Riogrande II en la cuenca Magdalena. *Caldasia* 44(2):442-452. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v44n2.93495>

ABSTRACT

The development of hydropower production in the north of the Andes of South America has focused on the Magdalena basin. For this basin, it is reported that 68 % of the fish species are endemic and the effects that these structures produce on their assemblages in high mountain rivers have not been studied. This work answers the questions associated with the characteristics that describe the fish assemblage and the influence that some environmental variables influence on their distribution during the dry and rainy hydrological periods in the area of influence of two reservoirs. Seven fish species were caught, four of these are not native from the basin. No significant differences in abundances were found between aquatic systems and between climatic seasonality. The richness was higher in the streams and rivers. The assemblages changed according to the aquatic system; in reservoirs, the non-native species *Micropterus salmoides* and *Cyprinus carpio* dominated, while in streams and rivers, the assemblage consisted mainly of *Hemibrycon caucanus* and *Trichomycterus* sp. There were no statistical differences in the assemblages according to the climatic period. We observed that physicochemical variables such as oxygen and transparency are important for the distribution of non-native species in reservoirs, and for species distributed in rivers and streams, the conductivity was the most influential variable. The information provided in this study will serve as a basis for fish conservation management in the Andes.

Keywords: Neotropical fish, non-native species, Andean rivers.

¹ Grupo de Ictiología de la Universidad de Antioquia (GIUA), Departamento de Biología, Universidad de Antioquia. Calle 67. 53-108, Medellín, Colombia. lmartia.martinez@udea.edu.co, dasanta24@gmail.com, davarod@gmail.com, luz.jimenez@udea.edu.co,

* Autora para correspondencia



RESUMEN

El desarrollo de producción hidro-energética al norte de los Andes de Sudamérica se ha centrado en la cuenca Magdalena. Para esta cuenca se reporta que el 68 % de las especies de peces son endémicas y no se han estudiado los efectos que producen estas estructuras sobre sus ensamblajes en los ríos de alta montaña. Este trabajo responde preguntas asociadas a las características que describen el ensamblaje de peces y la influencia que ejercen algunas variables ambientales sobre su distribución en el transcurso de los periodos hidrológicos de sequía y lluvias en el área de influencia de dos embalses. Se capturaron siete especies de peces, cuatro de ellas no nativas de la cuenca. No se encontraron diferencias significativas de las abundancias entre los sistemas acuáticos y entre la temporalidad climática. La riqueza fue mayor en las quebradas y ríos. Los ensamblajes cambiaron según el sistema acuático, en embalses dominaron las especies no nativas *Micropterus salmoides* y *Cyprinus carpio* mientras que en las quebradas y ríos el ensamblaje estuvo conformado principalmente por *Hemibrycon caucanus* y *Trichomycterus* sp. Los ensamblajes no presentaron diferencias estadísticas entre periodos climáticos. Por otra parte, observamos que variables fisicoquímicas como el oxígeno y la transparencia, son importantes para la distribución de las especies no nativas en los embalses, y para las especies que se distribuyen en ríos y quebradas, la conductividad fue la variable más influyente. La información proporcionada en este estudio servirá de base para la gestión de la conservación de peces en los Andes.

Palabras clave: Peces del Neotrópico, especies no nativas, ríos Andinos.

INTRODUCCIÓN

La cuenca Magdalena está conformada por los ríos Magdalena y Cauca, actualmente en la cuenca Magdalena se registran 233 especies de peces, donde cerca el 68 % son endémicas (García-Alzate et al. 2020), muchas de ellas, especies de pequeño porte y con conformaciones corporales muy particulares, como las de los géneros *Astroblepus* y *Trichomycterus*. La riqueza de especies de peces en la cuenca está influenciada por patrones geomorfológicos y climáticos en el espectro altitudinal, la mayor riqueza de especies se reporta en las zonas bajas y tiende a reducirse hacia las zonas altas (Jaramillo-Villa et al. 2010, De La Barra et al. 2016), igualmente, existe un mayor recambio de especies (diversidad Beta) entre los sistemas en las zonas altas en comparación con las zonas bajas (Carvajal-Quintero et al. 2017, Herrera-Pérez et al. 2019). Si bien el número de especies se reduce con la elevación, el porcentaje de especies endémicas aumenta particularmente en las corrientes de cabecera (Anderson y Maldonado-Ocampo 2011). Esto puede verse influenciado por las altas pendientes ya que en las zonas con elevaciones altas los cuerpos de agua presentan valores entre los 35 a 45 grados de inclinación (Restrepo et al. 2006), ocasionando que los cuerpos

de agua incrementen su velocidad, sean más turbulentos, oxigenados y de menor temperatura (Jacobsen 2008).

La formación de un embalse dentro de una cuenca genera cambios en los patrones de riqueza ya que se forma un nuevo sistema; el cual, además de aislar pequeños cuerpos de agua ubicados dentro de su área de influencia directa, configura nuevos ecosistemas. En la cuenca de los ríos Magdalena y Cauca, la mayoría de los embalses construidos antes del año 1990 para la generación de energía eléctrica, se ubican en los sectores alto y medio de la cuenca y arriba de los 700 m de elevación (Jiménez-Segura et al. 2014). En el río Porce, afluente del río Nechí (cuenca del río Cauca), se han formado varios embalses para generar energía eléctrica. En el río Grande, tributario del río Porce en su cuenca alta, se formó el complejo hidroeléctrico Quebradona-Riogrande II en el año 1950, situado entre los 2100 y 2300 m de elevación (Mazo-B et al. 2015). La cuenca tributaria del embalse está configurada por una extensa red de cauces de primer y segundo orden de los que no se conoce la ictiofauna que allí habita.

La investigación sobre la ictiofauna en embalses se ha enfocado en describir particularmente los cambios en la estructura del ensamblaje íctico en su eje longitudinal

(Álvarez-Bustamante *et al.* 2018) y pocos se han dirigido a conocer la resiliencia en la estructura de la ictiofauna en los pequeños afluentes de alta montaña ante los cambios que suceden en el cauce, como las interrupciones en su flujo debido a la formación de embalses para generar energía eléctrica, la pérdida de bosque ripario debido al avance de la frontera agropecuaria y la presencia de especies de peces no nativas que son introducidas con fines pesqueros (Jiménez-Segura *et al.* 2014).

El objetivo de este trabajo es conocer el estado actual de los ensamblajes de peces en áreas altoandinas modificadas y proveer información sobre la respuesta de esas comunidades a los cambios en la cuenca. Esta investigación responde a las siguientes preguntas ¿Cómo cambian las características de la comunidad de peces entre los diferentes ecosistemas acuáticos presentes dentro del área de influencia de los embalses Quebradona y Riogrande II, en interacción con la temporalidad de sequía y lluvias?, ¿Qué tan similar es la composición de especies de peces entre ecosistemas acuáticos? ¿Cuáles variables ambientales están asociadas a la distribución de las especies en dos periodos climáticos? Este estudio provee conocimiento sobre la respuesta de la ictiofauna andina endémica ante la construcción de embalses, y aporta información complementaria para la toma de decisiones asociadas con la expansión de pequeñas centrales hidroeléctricas, donde se intervienen cursos de agua de pequeño orden dentro de la red fluvial Andina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Los embalses Quebradona y Riogrande II, se encuentran en la región montañosa de la cuenca de los ríos Magdalena y Cauca, a elevaciones de 2137 y 2267 m respectivamente (6°50' Norte, -75°42' Oeste) (Fig. 1). Las temperaturas ambientales de la región oscilan entre doce y dieciocho grados Celsius, con una precipitación media anual de 1324 mm, la humedad alcanza promedios cercanos al 83 % entre los meses de octubre y noviembre (Mazo-B *et al.* 2015). En esta región se han identificado dos periodos lluviosos, uno entre abril y junio y otro, entre septiembre y noviembre (Suplemento 1). Las épocas de sequía son de diciembre a marzo y de julio a agosto, siendo la primera menos intensa que la segunda (Suplemento 1). El embalse Quebradona, capta el agua del río Grande, cuyo caudal promedio anual es de 34 m³/s. Este embalse con un

volumen de almacenamiento de 500 000 m³, abastece la central de Mocarongo que tiene una capacidad instalada de 75 MW (Mazo-B *et al.* 2015). El embalse de Riogrande II presenta profundidades de 35 a 45 m, almacena 253 millones de m³ e inunda 1100 ha; tiene un tiempo medio de retención de 72,8 días y sus aguas turbias poseen una buena calidad química con sólidos disueltos máximos de 18 mg/l (Mazo-B *et al.* 2015).

Diseño de muestreo: Las muestras fueron tomadas en doce estaciones durante los meses de agosto (sequía) y octubre (lluvias) de 2020 (Suplemento 2). Para la toma de muestras en ríos y quebradas se seleccionó un tramo de 100 m a lo largo del cauce y en los embalses sobre la zona litoral. La conductividad eléctrica $\mu\text{S}/\text{cm}$, temperatura del agua $^{\circ}\text{C}$, oxígeno disuelto mg/L, porcentaje de saturación de oxígeno, y el pH se registraron utilizando un multiparámetro portátil (Hach HQ40d; <https://co.hach.com>) y la transparencia del agua se midió utilizando un disco Secchi (Suplemento 2).

La captura de los peces se realizó entre las 08:00 y las 14:00 horas. Se usaron atarrayas con tamaño de malla de 0,5 cm, y 2 a 3 cm entre nudos y se realizaron 30 lances por sitio. Además, durante una hora se realizaron barridos con un equipo de pesca eléctrica con un amperio de corriente pulsante (340 V, 1–2 A, d.c.). Dentro de los embalses, se usaron redes estacionarias, cada una con 100 m de longitud y 3 m de alto. Cada red contó con diez aberturas diferentes de malla, desde uno hasta 10 cm de distancia entre nudos para aumentar la probabilidad de capturar individuos de diferentes tallas. En cada sitio dentro del embalse se colocaron tres redes, dos superficiales y una a ~4 m de profundidad durante seis horas. Adicionalmente durante seis horas se usó una trampa para peces de malla plegable cilíndrica de 40 cm de diámetro y 4 m de largo y una línea de 20 anzuelos de 40 m de longitud, donde los anzuelos se encontraban separados cada 2 m y a 1,5 m de profundidad. Adicionalmente, se realizó registro fotográfico de cada especie capturada. La clasificación de especies siguió a Van der Laan *et al.* (2021) y la lista de peces de Colombia (DoNascimento *et al.* 2020); para la identificación se emplearon claves taxonómicas especializadas tales como Maldonado-Ocampo *et al.* (2005), Román-Valencia y Arcila-Mesa (2010) y Lasso *et al.* (2020). Representantes de cada especie fueron depositados en la colección ictiológica de la Universidad de Antioquia (CIUA 168); los ejemplares que no se sacrificaron fueron liberados.

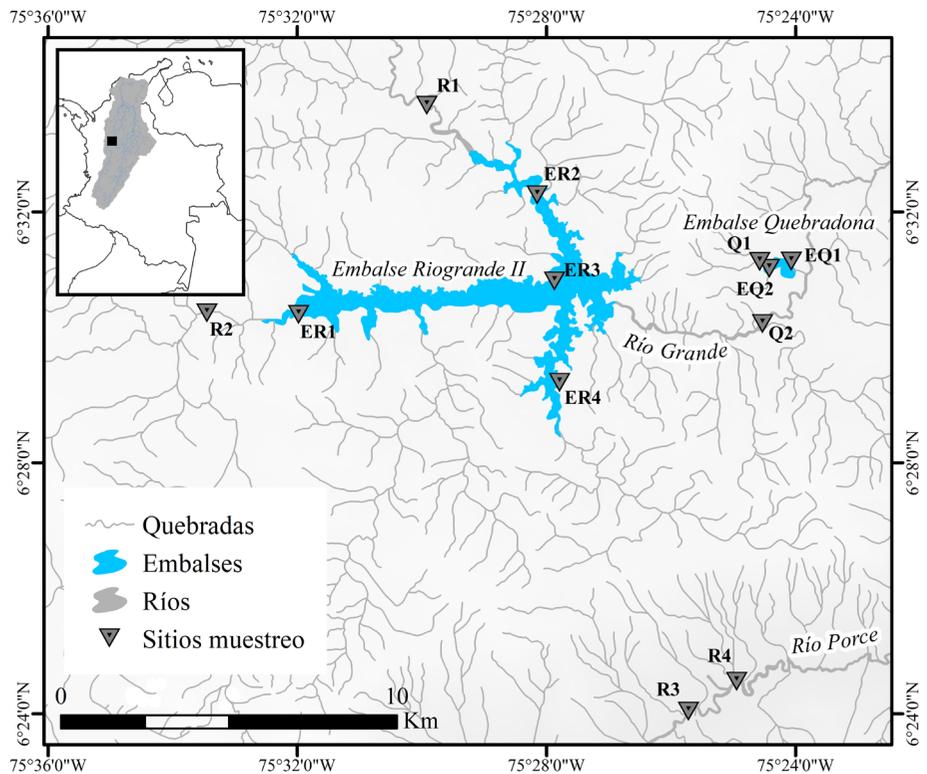


Figura 1. Sitios de muestreo en los embalses Quebradona y Riogrande II. La cuenca Magdalena se presenta en el recuadro superior izquierdo. Los perfiles de ríos, quebradas, embalses y cuencas se obtuvieron del IGAC (<https://geoportal.igac.gov.co/>).

Análisis de datos: Para responder la pregunta ¿Cómo cambian las características que describen la comunidad de peces, en el área de influencia de los embalses Quebradona y Riogrande II, en el transcurso de un periodo de sequía y de lluvia? Se contaron los peces y se estimó la abundancia de cada especie por sitio de muestreo. Para determinar diferencias en la abundancia de peces entre sistemas acuáticos (embalses, ríos, quebradas) se realizó la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis ($P < 0,05$; nivel de confianza 95 %) (Zar 2007). Para determinar diferencias en la abundancia entre lluvias y sequía se realizó la prueba no paramétrica de Wilcoxon ($P < 0,05$; nivel de confianza 95 %) (Zar 2007). Estas pruebas se realizaron dado que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad de varianzas. Se utilizó el paquete ggpubr (Kassambara 2018), en el software R (versión 3.6.3).

Para estimar la diversidad de especies de peces de cada sistema acuático y por periodo climático se utilizaron curvas de interpolación (rarefacción)/extrapolación basadas en los tres primeros números de la serie de Hill (1973) y siguiendo el método propuesto por Jost (2006) y Chao *et al.* (2014). Posteriormente, se construyeron las curvas de interpolación (rarefacción)/extrapolación con relación al número de individuos capturados, con un intervalo de

confianza construido mediante el método de remuestreo bootstrap para 0D, 1D, y 2D, usando el paquete iNEXT (Hsieh *et al.* 2016), en el software R (versión 3.6.3). Cuando la curva de extrapolación alcanza la asíntota, permite estimar la proporción de especies que el muestreo actual logró registrar con respecto a una riqueza total potencial indicada por la asíntota, donde valores cercanos a uno señalan un muestreo robusto de la diversidad (Chao *et al.* 2014).

Para responder la pregunta ¿Qué tan similar es la composición de especies entre ecosistemas acuáticos? Se utilizó el método de ordenación indirecta de gradiente (análisis de correspondencia sin tendencia, ACD) discriminando por el periodo hidrológico. Se utilizó el software CANOCO versión 4.5 (Ter Braak y Smilauer 2002).

Para determinar ¿Cuáles variables ambientales están asociadas a la distribución de las especies en ambos periodos climáticos? realizamos un Análisis de Componentes Principales –ACP, utilizando el conjunto de datos que contiene la descripción de las características del hábitat y las características fisicoquímicas del cuerpo de agua en cada sitio de muestreo; las variables fueron centradas y escaladas previamente. Finalmente, se representa la abundancia de

cada especie dentro del gradiente de cada variable identificada por el ACP; este análisis se realizó utilizando la función `dudi.pca` del paquete `ade4` (Thioulouse y Dray 2007), en el software R (versión 3.6.3).

RESULTADOS

Diversidad de peces en el área de influencia de los embalses. Se capturó un total de 420 individuos ($n_{\text{sequía}} = 302$; $n_{\text{lluvias}} = 118$), representantes de siete especies, seis familias y seis órdenes (Tabla 1; Suplemento 3). Cuatro especies no son nativas de la cuenca: la carpa común *Cyprinus carpio*,

el guppy *Poecilia reticulata*, la trucha bass *Micropterus salmoides* y la trucha arcoíris *Oncorhynchus mykiss*.

Para ambos periodos hidrológicos las especies de las familias Characidae y Centrarchidae fueron los de mayor abundancia (Tabla 1), mientras que, las especies de las familias Trichomycteridae, Poeciliidae y Salmonidae fueron menos abundantes (< 5 % de las capturas, Tabla 1). En sequía, la especie de mayor abundancia fue *Hemibrycon caucanus* ($n = 255$; 85 %) seguida de las especies *M. salmoides* ($n = 23$; 7,6 %) y *C. carpio* ($n = 15$; 5 %). En tanto que las menos abundantes fueron *O. mykiss*, *Poecilia caucana*, *P. reticulata* y *Trichomycterus* sp. (Tabla 1). En lluvias, la

Tabla 1. Número de individuos por especie capturados en los muestreos realizados en temporadas de sequía y lluvias en el 2020, para cada sistema acuático (embalses, quebradas, ríos) (códigos sitios según suplemento 1). (*) Especies no nativas de la cuenca Magdalena-Cauca.

Taxa	Sequía (agosto de 2020)										Lluvias (octubre de 2020)								Número de individuos		
	Embalses					Quebradas		Ríos			Embalses					Quebradas		Ríos			
	EQ1	EQ2	ER1	ER2	ER3	Q1	Q2	R1	R2	R3	EQ1	EQ2	ER1	ER2	ER3	ER4	Q1	Q2		R1	R2
Characidae																					
<i>Hemibrycon caucanus</i> (Eigenmann, 1913)						11	110	134									15	3	59	1	333
Cyprinidae																					
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758 *		2	1	12							1	2	3								21
Poeciliidae																					
<i>Poecilia caucana</i> (Steindachner, 1880)										1										1	
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859*							2										2			4	
Centrarchidae																					
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802)*	3	9	5	2	4						2	14	1	2							42
Salmonidae																					
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)*								1				7	1	2		1					12
Trichomycteridae																					
<i>Trichomycterus</i> sp						5										1	1				7

especie más abundante fue *H. caucanus* ($n = 78$; 66,1 %), seguida de *M. salmoides* ($n = 19$; 16,1 %). Siendo las menos abundantes *C. carpio*, *P. reticulata* y *Trichomycterus* sp. (Tabla 1).

En el periodo de sequía, las mayores capturas se registraron en los sitios dentro del río ($n = 136$), seguido de aquellos dentro de las quebradas ($n = 128$) y en menor número en los sitios de los embalses ($n = 38$) (Tabla 1). En lluvias, las mayores capturas también se registraron en los sitios dentro del río ($n = 60$), seguidas por aquellos dentro de los embalses ($n = 35$) y en menor número en los sitios de quebradas ($n = 23$) (Tabla 1). No se detectaron diferencias significativas de las abundancias entre los sistemas acuáticos (Kruskal-Wallis $H: 0,14$; $P > 0,05$) y entre la temporalidad climática (Wilcoxon, $P > 0,05$) (Suplemento 4).

La riqueza de peces y el número efectivo de especies de orden $q = 0$ fueron mayores en los sitios de quebradas y ríos, y menores en los sitios de embalses (Fig. 2; Suplemento 5). Por su parte, los números efectivos de especies comunes (orden $q = 1$) y dominantes (orden $q = 2$) además de similares en las quebradas y ríos fueron menores que en el sistema de embalses (Fig. 2; Suplemento 5). No se observan diferencias de los valores de diversidad entre los periodos climáticos con un intervalo de confianza estadís-

tico del 95 %. Los valores de la representatividad de los muestreos fueron similares entre los ecosistemas y en ambas temporalidades, superando el 96 % de similitud (Fig. 2; Suplemento 5).

Distribución de las especies en sistemas altoandinos. En el periodo climático de sequía el análisis espacial dentro de los embalses, ríos y quebradas, arrojó una longitud de gradiente de 3,7 del ACD y este explicó el 36,6 % de la variabilidad acumulada (Fig. 3). Se observó que en los sitios de embalses se distribuyeron especies como *C. carpio* y *M. salmoides* dominando en el ensamblaje; mientras que en quebradas y ríos el ensamblaje estuvo conformado por las especies *H. caucanus*, *O. mykiss*, *P. caucana*, *P. reticulata*, y *Trichomycterus* sp. (Fig. 3). En el periodo de lluvias el análisis espacial dentro de los embalses, ríos y quebradas, arrojó una longitud de gradiente de 2,1 del ACD y este explicó el 62,1 % de la variabilidad acumulada (Fig. 3). En los embalses se distribuyen especies como *M. salmoides* y *C. carpio* dominando el ensamblaje de peces. Mientras que en las quebradas y ríos el ensamblaje estuvo conformado de forma similar al del periodo de sequía, representado por las especies *Trichomycterus* sp., *P. reticulata* y *H. caucanus* (Fig. 3). En este periodo *O. mykiss* se encontró en condiciones ambientales intermedias entre sistemas de embalses y quebradas.

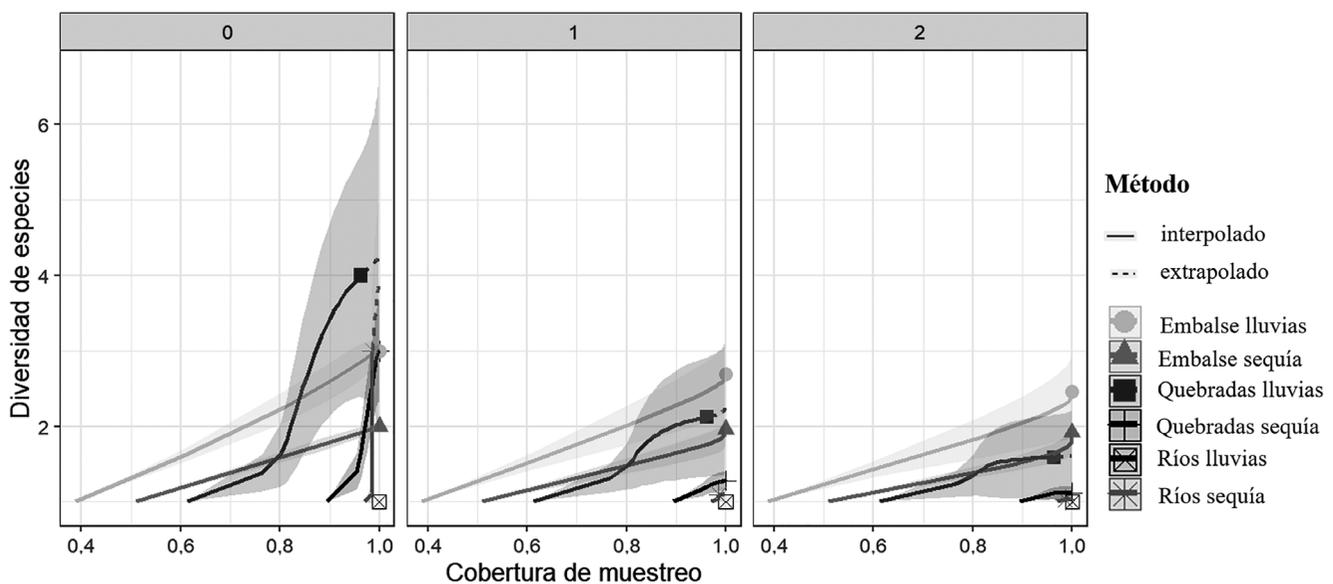


Figura 2. Curvas de interpolación (rarefacción)/extrapolación basadas en los tres primeros números de la serie de Hill ($q = 0, 1, 2$) según la cobertura de muestreo, de quebradas, ríos y embalses en el monitoreo de sequía y lluvias.

Relación entre las variables ambientales y la distribución de peces. El ACP muestra que las dos primeras componentes principales explican 85,2 % de la varianza total (Fig. 4). Para el sistema de embalse se observa que variables como el oxígeno disuelto, el porcentaje de saturación de oxígeno, la transparencia, el pH y la temperatura, se asocian a la distribución de las especies no nativas. De igual forma se observa una tendencia agrupadora en el ensamblaje de peces presentes en el río, constituido principalmente por las especies *O. mykiss* y *P. caucana* con la conductividad. Mientras que en el sistema de quebradas se observa que las variables que se asocian a la distribución de estas especies son similares a las observadas en los sistemas de embalse y río, lo que indica que otras características se relacionan con la distribución de las especies de los géneros *Hemibrycon* y *Trichomycterus* (Fig. 4). El análisis no identifica asociaciones entre los periodos climáticos, las variables ambientales y la distribución de las especies de peces en el área de influencia de estos embalses (Suplemento 6).

DISCUSIÓN

Ensamblaje de peces en embalses altoandinos. La faunística del área de influencia de los embalses Quebradona y Riogrande II está conformada por siete especies, cuatro de ellas no nativas de la cuenca Magdalena (Lasso et al. 2020). Las especies nativas capturadas representan el 1,3 % de las reportadas para la cuenca (DoNascimento et al. 2020). Por tratarse de una zona de alta montaña, el número de especies capturadas fue bajo, sin embargo,

estos resultados son los esperados ya que el intervalo de elevación es un factor determinante de la riqueza de peces en la cuenca del Magdalena (Jaramillo-Villa et al. 2010, Herrera-Pérez et al. 2019).

Por otra parte, en los sistemas de ríos y quebradas fue donde se capturaron el mayor número de especies, siendo las de los géneros *Hemibrycon*, *Trichomycterus*, *Poecilia* y *O. mykiss* las más frecuentes. Por su parte, en los embalses las especies dominantes fueron *M. salmoides* y *C. carpio*, ambas no nativas. Estos resultados concuerdan con las exploraciones que se han llevado a cabo en otros sistemas embalsados en los andes colombianos, donde se registra un mayor número de especies en los sistemas de quebradas y ríos, y en los embalses dominan las especies no nativas (Londoño et al. 2019, Valencia-Rodríguez et al. 2020, Valencia-Rodríguez et al. 2021).

En los sistemas acuáticos de flujo libre de los Andes la llegada de las lluvias influye en el cambio en el ensamblaje de peces, donde, la diversidad y abundancia son mayores en la época de bajo caudal o sequía, debido a la menor amplitud del cauce y disminución de la profundidad, mientras que la época de alto caudal o lluvias trae consigo un aumento de la amplitud del lecho incrementando la dispersión de los ensamblajes, por ende las capturas y registro de las especies de peces son menores (Jiménez-Segura et al. 2016a). Sin embargo, para los embalses Quebradona y Riogrande II se identificó que no hay diferencias de la diversidad y abundancias de los ensamblajes según el periodo climático, resultados que concuerdan con aquellas

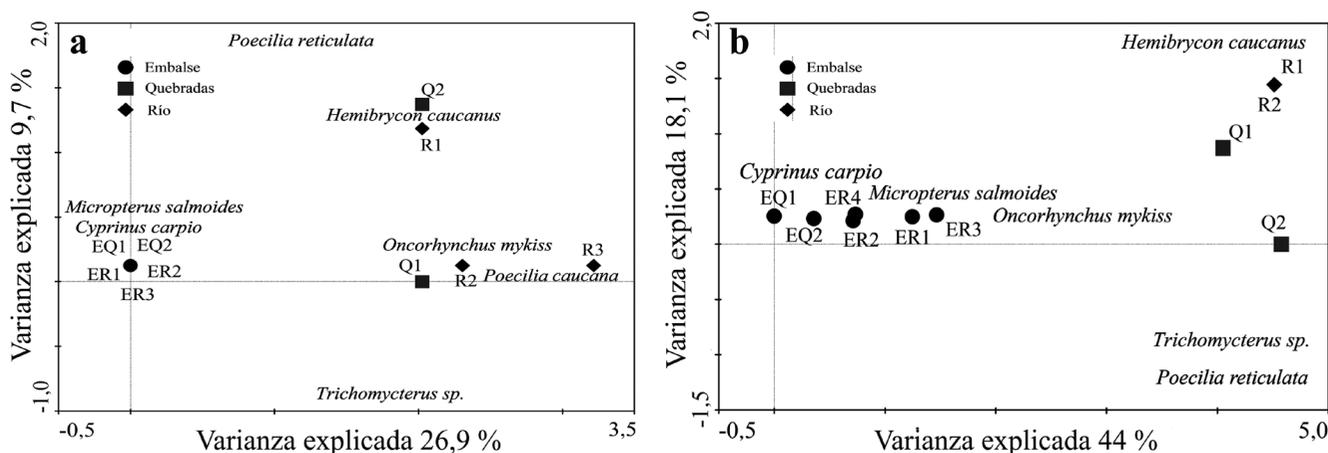


Figura 3. Proyección gráfica del ACD donde se indican similitudes en la composición del ensamblaje entre los sistemas acuáticos y según el periodo climático. **a** sequía, **b** lluvias.

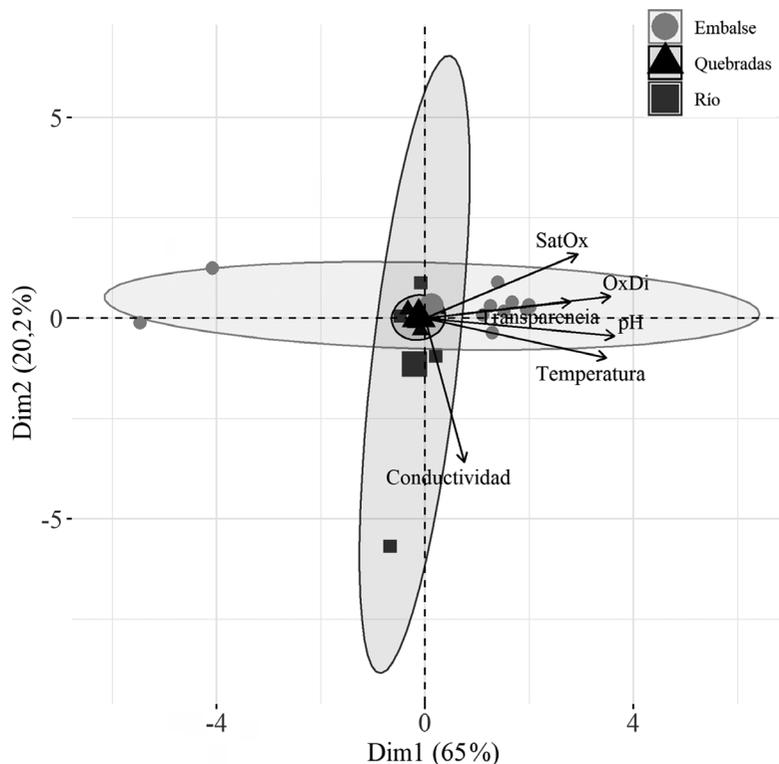


Figura 4. Análisis de Componentes Principales de los ensamblajes de especies y variables ambientales agrupado por sistema acuático: Embalse, Quebradas, Río. Porcentaje de Saturación de Oxígeno (%) (SatOx), Oxígeno disuelto (mg / L) OxDi, Conductividad ($\mu\text{S} / \text{cm}$), pH, Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y Transparencia.

presas construidas en cascada en los Andes y el Neotrópico (Pompeu y Godinho 2006, Agostinho *et al.* 2008, Álvarez-Bustamante *et al.* 2018).

La distribución del ensamblaje de especies de peces es diferente entre los sistemas acuáticos evaluados, pero no presenta variación temporal. Las condiciones lacustres de los embalses de Quebradona y Riogrande II, y la elevación a la cual fueron construidos favorecen la presencia de dos especies no nativas *M. salmoides* y *C. carpio*, las cuales tienen varios rasgos de sus estrategias de vida como su amplia tolerancia ambiental, alta fecundidad, la alta tasa de crecimiento y una dieta generalista, lo cual las hace particularmente exitosas como especies invasoras (Schade y Bonar 2005). Mientras que en los ambientes de quebradas y ríos se distribuyen principalmente las especies *H. caucanus*, *Trichomycterus* sp., y las especies no nativas *O. mykiss* y *P. reticulata* cuya morfología les permite remontar corrientes, y habitar en la columna de agua de estos sistemas (Maldonado-Ocampo *et al.* 2005, Jiménez-Segura *et al.* 2016a). Es de resaltar la presencia de *O. mykiss* en los sistemas de quebradas en sequía, y en los sistemas de embalses en lluvias, demostrando una amplia tolerancia ambiental, y donde aún no es claro el efecto de esta especie

sobre la fauna nativa en la zona, aunque diversos trabajos indican disminución en la biodiversidad en sistemas acuáticos donde ha sido introducida (Crawford y Muir 2008).

Para estos sistemas altoandinos se observa que las variables ambientales estuvieron asociadas con la distribución de las especies según los sistemas acuáticos. En los embalses la penetración de la luz, la temperatura, el oxígeno, y el pH, se asocian con la distribución de *M. salmoides* y *C. carpio*. Por otra parte, la conductividad del agua está asociada con la distribución de las especies *P. caucana* y *O. mykiss* en los sistemas de quebradas y río, ambas especies reportadas en diversas características ambientales de sistemas de flujo en la cuenca Magdalena (Maldonado-Ocampo *et al.* 2005, Crawford y Muir 2008). En cuanto a las especies *H. caucanus*, *Trichomycterus* sp. y *P. reticulata* que se distribuyeron en las quebradas, no se observó relación con las variables ambientales medidas, y tal vez otras variables están asociadas a su distribución. Para estas especies en sistemas acuáticos de la cuenca del Magdalena se ha reportado que variables tales como la conformación del sustrato en el lecho del cauce y el bosque ribereño, son importantes para su distribución (Montoya-Ospina *et al.* 2018).

Perspectivas para la conservación. Los embalses ubicados en los Andes alteran las condiciones naturales de los sistemas como el régimen de flujo, la retención de sedimentos en el embalse y la restructuración de las comunidades acuáticas (Jiménez-Segura *et al.* 2014). La mayoría de las especies de peces nativos no tienen las condiciones fisiológicas, morfológicas y comportamentales para permanecer en estos sistemas acuáticos modificados (Agostinho *et al.* 2008, Carvajal-Quintero *et al.* 2017). Lo que sucesivamente lleva a un declive de su abundancia y riqueza, y favorece el establecimiento de especies no nativas que han sido introducidas para el fomento pesquero (Jiménez-Segura *et al.* 2014). Se ha documentado que la introducción de las especies de peces no nativos en la cuenca Magdalena es cada vez más reconocida como un importante contribuyente a la amenaza de extinción de especies y degradación de ecosistemas acuáticos (Jiménez-Segura *et al.* 2016b). Para esta cuenca son escasas o nulas las investigaciones sobre el efecto de la permanencia de estas especies (Barletta *et al.* 2010). Se han planteado hipótesis de su interacción con especies nativas, y se les atribuye competencia por espacio, reproducción y refugio con las especies nativas (Gozlan *et al.* 2010, Cucherousset y Olden 2011). Esta situación aumenta el interés de conocer los aspectos ecológicos de las diferentes especies de peces que convergen en el área de influencia de las centrales hidroeléctricas, permitiendo así, proponer recomendaciones y oportunidades para la conservación y manejo de estas especies en los sistemas acuáticos de los Andes de Colombia.

■ PARTICIPACIÓN DE AUTORES

LMT, LFJS y DRS concepción, diseño, análisis de datos y escritura del documento, LMT toma de datos en campo, DVR diseño, análisis de datos y escritura del documento. Todos los autores contribuyeron críticamente al documento y dieron la aprobación final para su publicación.

■ AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó gracias al convenio CT-2017-001714 entre la Universidad de Antioquia y Empresas Públicas de Medellín, el cual fue llevado a cabo según las recomendaciones y aprobación del comité de ética de experimentación animal de la Universidad de Antioquia (CEEA). El

diseño de muestreo fue definido por Empresas Públicas de Medellín EPM y aprobado por la Autoridad Colombiana de Licencias Ambientales ANLA. Los autores desean agradecer a los miembros del grupo de ictiología de la Universidad de Antioquia por su apoyo en el trabajo de campo y laboratorio, especialmente a Alejandro Loaiza-Santana, Juan P. Londoño y Julieth A. Villada-Agudelo. La versión final de este manuscrito se mejoró gracias a los útiles comentarios del editor y tres revisores.

■ CONFLICTO DE INTERÉS.

Los autores declaran que no existe conflicto de interés.

■ LITERATURA CITADA

- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC. 2008. Dams and the fish fauna of the neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian J. Biol.* 68(4 suppl):1119–1132. doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Álvarez-Bustamante J, Jiménez-Segura LF, Jaramillo-Villa Ú. 2018. Ictiofauna de embalses en cascada en el cauce de un río tropical andino. *Actual. Biológicas* 40(108):46–58. doi: <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v40n108a05>
- Anderson EP, Maldonado-Ocampo JA. 2011. A regional perspective on the diversity and conservation of tropical Andean fishes. *Conserv. Biol.* 25(1):30–39. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01568.x>
- Barletta M, Jaureguizar AJ, Baigun C, Fontoura NF, Agostinho AA, Almeida-Val VMF de, Val AL, Torres RA, Jiménez-Segura LF, Giarrizzo T, Fabré NN, Batista VS, Lasso C, Taphorn DC, Costa MF, Chaves PT, Vieira JP, Correa MFM. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *J. Fish Biol.* 76(9):2118–2176. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x>
- Carvajal-Quintero JD, Januchowski-Hartley SR, Maldonado-Ocampo JA, Jézéquel C, Delgado J, Tedesco PA. 2017. Damming Fragments Species' Ranges and Heightens Extinction Risk. *Conserv. Lett.* 10(6):708–716. doi: <https://doi.org/10.1111/conl.12336>
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84(1):45–67. doi: <http://doi.wiley.com/10.1890/13-0133.1>
- Crawford SS, Muir AM. 2008. Global introductions of salmon and trout in the genus *Oncorhynchus*: 1870–2007. *Rev. Fish Biol. Fish.* 18(3):313–344. doi: <https://doi.org/10.1007/s11160-007-9079-1>

- Cucherousset J, Olden JD. 2011. Ecological impacts of nonnative freshwater fishes. *Fisheries* 36(5):215–230. doi: <https://doi.org/10.1080/03632415.2011.574578>
- De La Barra E, Zubieta J, Aguilera G, Maldonado M, Pouilly M, Oberdorff T. 2016. ¿Qué factores determinan la distribución altitudinal de los peces de ríos tropicales andinos? *Rev. Biol. Trop.* 64(1):157–176. doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i1.18576>
- DoNascimento C, Villa Navarro FA, Albornoz Garzón JG, Herrera Collazos EE. 2020. Lista de especies de peces de agua dulce de Colombia / Checklist of the freshwater fishes of Colombia. v. 2.12. Colombia: Asociación Colombiana de Ictiólogos. Dataset/ Checklist.
- García-Alzate C, DoNascimento C, Villa-Navarro FA, García-Melo JE, Herrera-R G. 2020. Diversidad de peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia. En: Jiménez-Segura L, Lasso CA editores. XIX. Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible. Bogotá, D.C: Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 85–113.
- Gozlan RE, Britton JR, Cowx I, Copp GH. 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *J. Fish Biol.* 76(4):751–786. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x>
- Herrera-Pérez J, Parra JL, Restrepo-Santamaría D, Jiménez-Segura LF. 2019. The influence of abiotic environment and connectivity on the distribution of diversity in an Andean fish fluvial network. *Front. Environ. Sci.* 7(Feb):1–8. doi: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00009>
- Hill MO. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54(2): 427-432. doi: <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol. Evol.* 7(12):1451–1456. doi: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Jacobsen D. 2008. Tropical High-Altitude Streams. En: Dudgeon D, editor. *Tropical Stream Ecology*. London: Academic Press. p. 219-253.
- Jaramillo-Villa U, Maldonado-Ocampo JA, Escobar F. 2010. Altitudinal variation in fish assemblage diversity in streams of the central Andes of Colombia. *J. Fish Biol.* 76(10):2401–2417. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02629.x>
- Jiménez-Segura LF, Galvis-Vergara G, Cala-Cala P, García-Alzate CA, López-Casas S, Ríos-Pulgarín MI, Arango GA, Mancera-Rodríguez NJ, Gutiérrez-Bonilla F, Álvarez-León R. 2016a. Freshwater fish faunas, habitats and conservation challenges in the Caribbean river basins of north-western South America. *J. Fish Biol.* 89(1):65–101. doi: <https://doi.org/10.1111/jfb.13018>
- Jiménez-Segura LF, Ortega H, Chuctaya J, Jiménez-Prado P, Carvajal-Vallejos FM, Rivadeneira JF, Mojica JI, Mesa-S LM, Sánchez-Duarte P, Maldonado-Ocampo JA, Correa V, Chocano L, Velásquez MA, Hidalgo M, Usma JS, Lasso CA, Anderson EP, Villa-Navarro F, Tognelli MF. 2016b. Estado de conservación y distribución de los peces de agua dulce de los Andes Tropicales. En: Tognelli M, Lasso CA, Bota-Sierra CA, Jiménez-Segura LF, Cox NA, editores. *Estado De Conservación Y Distribución De La Biodiversidad De Agua Dulce En Los Andes Tropicales*. Gland, Suiza, Cambridge, UK y Arlington, USA: UICN. p. 23-51.
- Jiménez-Segura LF, 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 Colomb.* 15:3–25.
- Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2):363–375. doi: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Kassambara A. c2018. Package ggpubr; 'ggplot2' Based Publication Ready Plots. R (> = 3.1.0). [Revisada en: 03-12-2020]. <https://github.com/kassambara/ggpubr/issues>
- Lasso CA, Escobar MD, Herrera J, Castellanos MC, Valencia-Rodríguez D, Campuzano J, García F y Jiménez-Segura L. 2020. Peces introducidos en el río Magdalena y cuencas vecinas, Colombia. En: Jiménez-Segura L, Lasso CA, editores. XIX. Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible. Bogotá, D.C: Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 295–367.
- Londoño JP, Botero J, Areiza A, Restrepo-Santamaría D, Galeano A, Jiménez-Segura LF. 2019. Ictiofauna en el área de influencia de los embalses Troneras, Miraflores y las pequeñas centrales hidroeléctricas Pajarito y Dolores. Medellín, Colombia: Gestión de la biodiversidad en las centrales de Empresas Públicas de Medellín.
- Maldonado-Ocampo JA, Ortega-Lara A, Usma Oviedo JS, Galvis Vergara G, Villa-Navarro FA, Vásquez Gamboa L, Prada-Pedros S, Ardila Rodríguez C, Calle V JCI. 2005. Peces de los Andes de Colombia. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos «Alexander von Humboldt».
- Mazo-B D, Ramírez-Restrepo JJ, Díaz-C A. 2015. Caracterización física y química del embalse Riogrande II (Antioquia), Colombia. Limnological characterization of Riogrande II Reservoir (Antioquia), Colombia. *Actual. Biol.* 37(103):155–168. Doi: <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v37n103a04>
- Montoya-Ospina DC, Villa-Navarro FA, López-Delgado EO. 2018. Composición y estructura de peces de la microcuenca del río Anchique, Tolima, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 66(1):336–351. doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i1.27530>
- Pompeu PS, Godinho HP. 2006. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 4(4):427–433. doi: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000400006>
- Restrepo JD, Kjerfve B, Hermelin M, Restrepo JC. 2006. Factors controlling sediment yield in a major South American drainage basin: the Magdalena River, Colombia. *J. Hydrol.* 316(1–4):213–232. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.05.002>

- Román-Valencia C, Arcila-Mesa DK. 2010. Five new species of Hemibrycon (Characiformes: Characidae) from the Río Magdalena basin, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 58(1):339–56. doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i1.5214>
- Schade CB, Bonar SA. 2005. Distribution and abundance of non-native fishes in streams of the western United States. *North Am. J. Fish Manag.* 25(4):1386–1394. doi: <https://doi.org/10.1577/M05-037.1>
- Ter Braak CJF, Smilauer P. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). 67(5):1167–1179.
- Thioulouse J, Dray S. 2007. Interactive multivariate data analysis in R with the ade4 and ade4TkGUI packages. *J. Stat. Softw.* 22(5):1–14. doi: <http://dx.doi.org/10.18637/jss.v022.i05>
- Valencia-Rodríguez D, Herrera-Pérez J, Restrepo-Santamaría D, Galeano A, Jiménez-Segura LF. 2020. Ictiofauna en el área de influencia del embalse Piedras Blancas. Medellín: Gestión de la biodiversidad en las centrales de Empresas Públicas de Medellín.
- Valencia-Rodríguez D, Restrepo-Santamaría D, Galeano A, Jiménez-Segura LF. 2021. Fauna peces del área de influencia de desviaciones del río Nechí para la generación de energía eléctrica. Medellín: Gestión de la biodiversidad en las centrales de Empresas Públicas de Medellín.
- Van der Laan R, Fricke R, Eschmeyer WN, editores. 2021. Eschmeyer's Catalog of Fishes: Classification. San Francisco, CA: Electronic versión. [Revisada en: 31 may 2021]. <https://www.calacademy.org/scientists/catalog-of-fishes-classification/>
- Zar JH. 2007. Biostatistical analysis. Fifth Edit. New Jersey, USA.: Prentice Hall, Inc.