

<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v73i1.57525>

Parámetros de crecimiento, reclutamiento e historia de vida de peces en embalses andinos

Jorge Luis Escobar-Cardona^{*1};  <https://orcid.org/0000-0002-1266-8222>

Andrés Felipe Galeano²;  D <https://orcid.org/0000-0001-8051-720X>

Luz F. Jiménez Segura¹;  <https://orcid.org/0000-0003-0784-0355>

1. Grupo de Ictiología Universidad de Antioquia, Instituto de Biología, Facultad de Ciencia Exactas y Naturales, Universidad de Antioquia, 050010, Medellín, Colombia; jorgeluisesc@gmail.com (*Correspondencia), luz.jimenez@udea.edu.co
2. Empresas Públicas de Medellín, Medellín City, Colombia; andres.galeano@epm.edu.co

Recibido 30-I-2024. Corregido 08-XI-2024. Aceptado 21-I-2025.

ABSTRACT

Growth, recruitment and life history parameters of fish in Andean reservoirs

Introduction: The formation of new anthromes such as reservoirs and dams to generate energy for human consumption, provides new environmental scenarios that condition the survival of the pre-existing fish species in the modified system.

Objective: To estimate some of the main population attributes in relation to growth and recruitment discussed in the context of the life histories of the species analyzed for a high-Andean river system.

Methods: Based on the historical sequence (2005-2017) for the seven species with the highest numerical record and frequency distributions, a typical population parameter estimation analysis was employed following the Growth Model proposed by von Bertalanffy (MCvB) and empirical equations to the respective complementary parameters.

Results: A total of 28 651 frequency lengths were analyzed, finding that those species with rapid growth and lower longevity prefer artificial lacustrine environments, species with opportunistic life history strategies (*Astyanax microlepis* and *Roeboides dayi*) and with a bimodal recruitment pattern, while species with intermediate growth were seasonal (*Brycon henni* y *Hemibrycon caucanus*), registered in tributaries to the reservoir, and in equilibrium (*Andinoacara latifrons*, *Chaetostoma thomsoni* and *Coptodon rendalli*) mainly associated with rivers, reservoirs, and streams or transitional environments to reservoirs.

Conclusion: The analysis of information on the population dynamics and live history of fish coexisting in a reservoir and its surrounding environments suggests a spatial segregation of fish species in response to a possible selection of their biological traits and other bioecological characteristics that sustain their local populations.

Key words: life history; von Bertalanffy; Porce river; recruitment; ecological filter.

RESUMEN

Introducción: La formación de nuevos antropomas como embalses y represas destinadas a la generación de energía para el consumo humano, provee nuevos escenarios ambientales que condicionan la supervivencia de las especies de peces pre-existentes en el sistema modificado.

Objetivo: Estimar algunos de los principales atributos poblacionales en relación con el crecimiento y el reclutamiento discutidos en el contexto de las historias de vida (HV) de las especies analizadas.



Métodos: Con base en la secuencia histórica (2005-2017) para las siete especies con mayor registro numérico y de las distribuciones de frecuencias, se empleó un análisis típico de estimación de los parámetros poblacionales siguiendo el Modelo de Crecimiento propuesto por von Bertalanffy (MCvB) y ecuaciones empíricas a los respectivos parámetros complementarios.

Resultados: Se analizaron un total de 28 651 longitudes de frecuencia encontrando que aquellas especies de rápido crecimiento, menor longevidad prefieren los ambientes lacustres artificiales, especies con estrategias de historia de vida oportunista (*Astyanax microlepis* y *Roeboidea dayi*) y con un patrón de reclutamiento bimodal, mientras las especies con crecimiento intermedio fueron estacionales (*Brycon henni*, *Hemibrycon caucanus*), registradas en tributarios al embalse, y en equilibrio (*Andinoacara latifrons*, *Chaetostoma thomsoni* y *Coptodon rendalli*) asociadas principalmente a los ríos, embalses y quebradas o ambientes transicionales a los embalses.

Conclusión: El análisis de información sobre la dinámica poblacional e historia de vida de los peces que coexisten en un embalse y sus ambientes circundantes, sugieren una segregación espacial de las especies de peces en respuesta a una posible selección de sus rasgos biológicos y características bioecológicas.

Palabras clave: historia de vida; von Bertalanffy; Río Porce; reclutamiento; filtro ecológico.

INTRODUCCIÓN

Los rasgos de las historias de vida son atributos numéricos y conceptuales que definen aspectos básicos de la biología de los peces y se encuentran asociados con las respuestas de las poblaciones a las condiciones ambientales (da Costa et al., 2018; Winemiller, 2005). Basados en ciertos rasgos asociados con la reproducción y el crecimiento, diversos análisis han permitido agruparlos en determinados categorías (oportunistas, equilibrio, periódicos, salmónidos, e intermedios) facilitando tanto en peces marinos y dulceacuícolas dichos atributos numéricos y su relación con el entorno abiótico (King & McFarlane, 2003; Winemiller, 1992; Winemiller & Rose, 1992). Por ejemplo, el tiempo en el que alcanzan la edad de la primera maduración es uno de los parámetros considerados en las diversas categorías de las historias de vida y que está asociado con el crecimiento (Winemiller & Rose, 1992).

La ganancia de talla en un periodo de tiempo (crecimiento somático) de los organismos es una característica variable que puede depender, entre otros, de factores, internos (pe. metabolismo y osmorregulación), externos (pe. condiciones del hábitat, oferta de alimento) (Baltz et al., 1998; Bœuf & Payan, 2001; Handayani et al., 2016; Higgins et al., 2015; Imsland et al., 2005; Parma & Deriso, 1990), y de los rasgos controlados por factores genéticos (Gallo & Jeffery,

2012). A su vez, las tasas de crecimiento en condiciones naturales o modificadas por actividades antrópicas (e.g. pesca y modificación del hábitat) podrían incluso (otros aspectos como la mortalidad y el reclutamiento también intervienen) alterar las densidades poblacionales (Henderson, 2005).

El modelamiento del crecimiento en los peces o ajuste del cambio en el tamaño corporal usando una ecuación, es un componente fundamental para abordar la evaluación de stocks (Mangel et al., 2000). La ecuación que describe el modelo de Von Bertalanffy, ha demostrado un mejor nivel de detalle al trazado de la curva, e incluso ser superior cuando es comparado con modelos polinomiales (Chen et al., 1992). A manera de ejemplo, en especies iteróparas, al tener en cuenta un crecimiento diferenciado bajo dos etapas, previo y luego del comienzo del ciclo reproductivo, el modelo presenta mejor ajuste con base en esta discretización de los datos a partir del estadio de vida (Lester et al., 2004).

Adicional al crecimiento, y bajo el concepto de población, otros atributos biológicos como el reclutamiento y la mortalidad proveen información primordial a la teoría de historia de vida en los peces. Aspectos complementarios que determinan en última instancia, la supervivencia, la continuidad de cohortes y el éxito de una especie en un ambiente dado (Beverton & Holt, 1993; Sparre & Venema, 1997). Es

así, como el análisis de los descriptores de las historias de vida juegan por ejemplo, un papel fundamental en la variabilidad de los tamaños alcanzados, y en consecuencia, la dinámica de las poblaciones de un sistema (lo cual repercute en la producción de las pesquerías ante los escenarios de manejo y evaluación de los stocks pesqueros) (Johnson et al., 2016; Maunder & Thorson, 2019; Sparre & Venema, 1997).

En la cuenca del río Magdalena habitan 233 especies de peces (García-Alzate et al., 2021). De estas, el 97 % han sido asignadas a cierta categorías de historia de vida como oportunista, equilibrio y periódica; incluso, (Jiménez-Segura et al., 2021) proponen una clasificación adicional basado en la temprana edad de maduración (géneros *Characidium* y *Astyanax*). Adicionalmente, diversos estudios han aportado al conocimiento básico de los rasgos de historia de vida de las especie del río Porce, enfocando sus esfuerzos en los temas reproductivos y ecológicos (Álvarez-Bustamante et al., 2018; Jiménez-Segura, Restrepo-Santamaría, et al., 2014; Loaiza-Santana et al., 2018; Londoño-Velásquez et al., 2018). Con la formación de nuevos embalses al interior de las redes fluviales del río Magdalena, el hábitat de las especies de peces se ha ido modificado progresivamente (Restrepo-Santamaria et al., 2022) y, con ello surgen de nuevos ensamblajes o asociaciones de peces caracterizados por la reducción en la abundancia de especies nativas (Agostinho et al., 1999; Agostinho et al., 2008) así como también la proliferación de algunas especies introducidas como el Tucunaré (*Cichla ocellaris*) y las Tilapias o mojarra (*Oreochromis niloticus*, *O. mossambicus*, *Coptodon rendalli* y *Parachromis loisellei*,) (Álvarez-Bustamante et al., 2018; Jiménez-Segura, Álvarez et al., 2014; Valencia-Rodríguez et al., 2021). Para el caso de la cuenca del río Porce, en aquellos tramos artificiales sometidos al estrés hidráulico por apertura de compuertas, la riqueza de especies de peces observada resulta indicativa de los niveles de persistencia de las especies ante las condiciones drásticas del ambiente creadas por el hombre (Restrepo-Santamaria et al., 2022).

La cuenca del río Porce ha sido transformada para la construcción de una red de embalses destinados a la generación de energía eléctrica. La ictiofauna que habita este río ha sido monitoreada desde la formación de algunos de sus respectivos embalses evidenciando cambios en sus ensamblajes (Álvarez-Bustamante et al., 2018; Jiménez-Segura et al., 2018). Con el objetivo de abordar las posibles causas que relacionan los atributos poblacionales y sus historias de vida en función de los hábitats ocupados en dos embalses de producción hidroenergética. En este artículo respondemos algunas preguntas planteadas, como por ejemplo, que si la tasa de crecimiento somático de las especies de una zona de los embalses es particular al tipo de estrategia de vida de la especie, en qué momento del año se da el mayor reclutamiento de sus poblaciones, si es particular para cada especie y si estos rasgos han tenido consecuencias en las abundancias poblacionales actuales. También discutimos cómo su estrategia de vida influyó en la persistencia de sus poblaciones ante las nuevas condiciones ambientales definidas por el embalse.

MÉTODOS Y MÉTODOS

Área de estudio: La cuenca del río Porce tiene un área de 5 248 km² y una longitud del cauce de 282 km, y es parte de la red fluvial de la macrocuenca Magdalena-Cauca, (Fig. 1). Desde su nacimiento a los 3 340 m.s.n.m. el río Porce recoge alrededor de 250 tributarios y en su cuenca media las principales fuentes de contaminación puntual con diferentes cargas y agentes contaminantes (Álvarez-Bustamante et al., 2018; Corantioquia et al., 2015). Al ser represados, los ambientes lenticos presentan un carácter eutrofizado por alta materia orgánica, en particular la porción de transición (fluvial-lacustre) del río Porce al embalse Porce II (Gallo-Sánchez et al., 2014). La cuenca recibe una precipitación mensual acumulada promedio de 272 mm (anual entre 1 650-3 850 mm) aportando a la altura de embalse Porce II, un caudal mensual promedio de 120 m³/s o aguas abajo una media de 252 m³/s. El régimen

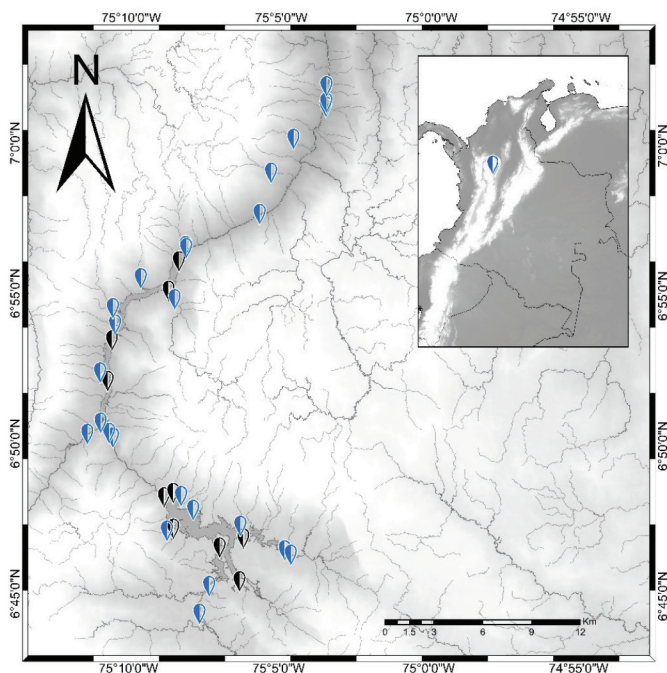


Fig. 1. Ubicación geográfica de estaciones fijas de monitoreo en el área de influencia de los proyectos hidroeléctricos Porce II y Porce III. Negro: estaciones ubicadas en embalses. Azul: estaciones ubicadas en tributarios al embalse y cauce principal del río Porce. Mapa elaborado por Juliana Herrera (juliana.herrera.p@gmail.com). / **Fig. 1.** Geographical location of fixed monitoring stations of Porce II and Porce III hydroelectric projects. Black: stations located in reservoirs. Blue: stations located in tributaries to the reservoir and main channel of the Porce River. Map prepared by Juliana Herrera (juliana.herrera.p@gmail.com).

hidrológico presenta dos periodos de lluvias y sus correspondientes de estiaje, (Estación IDEAM 2701802). Los nuevos antromas acuáticos fueron formados a partir del llenado de los embalses Porce II (altitud de 500 m.s.n.m.) y Porce III (altitud de 900 m.s.n.m.), en los años 2001 y 2011, respectivamente.

Diseño de muestreo: En 31 estaciones fijas de monitoreo agrupadas a partir de los principales tipos de ambientes, cauce principal del río Porce, embalses Porce II y Porce III, y afluentes a cada embalse, se realizaron trece jornadas de campo. La ventana temporal proporciona el análisis de la serie histórica de los datos comprendida entre el 2005 y 2017. Dicha información correspondió con los monitoreos normativos decretados por la autoridad nacional de licencias ambientales (ANLA) al

seguimiento de la ictiofauna en el área de influencia de ambos proyectos hidroeléctricos, (Fig. 1).

Captura de peces: Se utilizaron diversos métodos de pesca complementarios, acorde con las condiciones abióticas de cada ambiente de interés, para registrar la mayor diversidad íctica posible. En los ambientes lenticos o embalses se utilizaron redes de espera con diferentes ojos de malla (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 cm), expuestas durante seis horas. En las estaciones con flujo unidireccional (quebradas y ríos), se emplearon atarrayas (ojo de malla 1 cm, 30 lances) y dos horas de barrido a un sector de 100 metros con electropesca (Samus 725MP). Los peces muertos se fijaron en formol al 10 % y transportados al laboratorio de ictiología de la Universidad de Antioquia (análisis trófico y reproductivo),

y los demás devueltos al medio donde fueron inicialmente capturados. Por condiciones de seguridad, las capturas se realizaron en horas del día (7:00-14:00 horas). Las consideraciones éticas para el manejo de individuos se hicieron siguiendo los protocolos de interés (Murphy & Willis, 1996).

En los últimos diez años de monitoreo se han detectado 57 taxones, 62 en total para la cuenca del río Porce (Huertas-Rodríguez et al., 2022; Jiménez-Segura, Álvarez et al., 2014). Para poder estimar los parámetros de crecimiento somático usamos solo la información de aquellas especies de mayor frecuencia y abundancia numérica acumulada en el histórico de monitoreo; se estableció arbitrariamente un punto de corte mínimo de 600 datos de longitudes para el proceso de estimación y un análisis gráfico preliminar de las progresiones modales (Tabla 1).

Estimación de parámetros de crecimiento: A partir de las distribuciones de frecuencias obtenidas o por periodo de muestreo para cada especie se estimaron los parámetros de crecimiento: talla asintótica, L_{inf} (promedio de la talla asintótica, cm), coeficiente de crecimiento, k (tasa exponencial de acercamiento a L_{inf} , año⁻¹) y t_0 (considerado un artefacto del modelo, predice cuál es el tiempo o la edad cuando la talla promedio era cero, año⁻¹), empleando las rutinas ELEFANI (Electronic Frequency Analysis), del software FISAT II (FAO-ICLARM Fish

Stock Assessment Tools) (Gayanilo et al., 2002). Las curvas de crecimiento estimadas para cada especie seguirán la ecuación (1) del Modelo de Crecimiento (MCvB) propuesto por von Bertalanffy (Bertalanffy, 1938); ecuación modificada por Beverton y Holt (Beverton & Holt, 1993).

$$L_t = L_{inf} (1 - e^{-k(t-t_0)}) \quad (1)$$

Los parámetros de crecimiento estimados bajo los métodos propuestos, establecen como supuestos básicos: i) no consideran estacionalidad en su ganancia o detenimiento del metabolismo bajo ciertas condiciones ambientales como se presentan en latitudes altas, ii) suponen un crecimiento constante que disminuye al alcanzar la asíntota mientras los peces avanzan en edad, iii) las edades deben considerarse como relativas y no absolutas (Sparre & Venema, 1997). Como criterio a la selección de los parámetros se buscó el mejor ajuste partiendo del criterio R_n (bondad de ajuste interno del programa = $10ESP/ASP/10$; donde ESP: Explained Sum of Peaks, ASP: Available Sum of Peaks) y la inspección visual del trazado de la curva a través del histograma con los datos reestructurados. Herramientas adicionales como Shepherds (Shepherd, 1987) y Powell-Wetherall (Powell, 1979) permitieron afinar y corroborar los estimados anteriores verificando valores cercanos.

Con base en los datos de los máximos tamaños corporales que pudieran alcanzar los

Tabla 1

Conteos numéricos de las especies con mayor cantidad de registros acumulados durante los monitoreos ictiológicos realizados entre 2005 y 2017 en los embalses Porce II y Porce III (Río Porce, Antioquia, Col.). / **Table 1.** Numerical counts of the species with the greatest number of records accumulated during the ichthyological monitoring carried out between 2005 and 2017 in the Porce II and Porce III reservoirs (Río Porce, Antioquia, Col.).

Ambiente	Sistema	Taxón						
		<i>Andinoacara latifrons</i>	<i>Astyanax microlepis</i>	<i>Brycon henni</i>	<i>Chaetostoma cf. thomsoni</i>	<i>Coptodon rendalli</i>	<i>Hemibrycon caucanus</i>	<i>Roeboidea dayi</i>
Lacustre	Porce II	585	15 609	4	0	447	0	453
	Porce III	445	2 171	332	0	184	0	145
Fluvial tributario	Sistemas loticos Porce II	642	184	606	17	4	415	10
	Sistemas loticos Porce III	10	1	2 320	429	0	356	1
Fluvial principal	Río Porce	924	766	539	193	75	679	105
	Total	2 606	18 731	3 801	639	710	1 450	714



peces (valores extremos), la Longitud Máxima Estimada (procedimiento de regresión tipo I) en el paquete FISAT. Los valores del L_{inf} coincidieron con los intervalos (95 %) de la Longitud Máxima Estimada (LME) (Formacion et al., 1992). LME fue estimada por una de las herramientas de asociación ofrecida por el software FISAT t_0 fue calculado a partir de la fórmula empírica (2) propuesta por Pauly (1980) (Froese & Pauly, 2022):

$$\log_{10} t_0 = -0.392 - 0.275 * \log_{10} L_{inf} - 1.038 * \log_{10} k \quad (2)$$

Así mismo, el reclutamiento se define como un proceso que vincula aquella fracción de la población (usualmente joven) proveniente de un *stock* desovante donde subyace el potencial de renovación; a una determinada edad/talla involucra habitualmente un cambio de hábitat, comenzando por ejemplo a ser disponible para la pesquería (Johnson et al., 2016; Lorenzen & Camp, 2019).

La edad máxima de crecimiento o longevidad fue estimada a partir de la idea de Taylor (1958), fórmula empírica 3, donde los peces de mayor edad en condiciones de un stock no explotado, alcanzan el 95 % de la L_{inf} , a partir del MCvB (Pauly, 1980):

$$t_{max} \approx 3/k + t_0 \quad (3)$$

El reclutamiento y sus respectivos pulsos en la frecuencia mensual, fueron reconstruidos a partir de las series de tiempo (Moreau & Cuen-de, 2005; Shepherd, 1987) bajo el MCvB llevado a cabo en el programa FISAT II (Gayanilo et al., 2002). Durante los procesos de muestreo y de acuerdo con los métodos de pesca experimental durante los protocolos de monitoreo, para casi todas las especies se proporcionan una amplia variedad de tallas, lo cual mejora la proyección de las curvas de crecimiento y estimadores poblacionales. En cualquier caso, se delimitó un número mínimo de observaciones, 700 datos de los longitud estándar, para los respectivos análisis empleados en programa FISAT II (Gayanilo et al., 2002).

RESULTADOS

Se analizaron un total de 28 651 datos de longitud estándar, correspondiente con siete especies de peces con los mayores registros numéricos disponibles (Tabla 1). En términos numéricos las especies más representativas en las zonas limnéticas de los embalses Porce II y Porce III incluyeron a: sardina coliamarilla *Astanax microlepis*, chango *Roebooides dayi* y la mojarra *Coptodon rendalli*, en donde sus abundancias relativas a estos sistemas corresponden al 94.5, 83.7 y 88.9 %, respectivamente (Tabla 1).

De otro lado, las especies torrentícolas fueron registradas exclusivamente en los ambientes fluviales y tributarios de alta turbulencia (río Guadalupe, Quebrada Caracolí), guacuco *Chaetostoma thomsoni*, sardina *Hemibrycon caucanus* y sabaleta *Brycon henni*; esta última solo registro el 8.8 % en los ambientes lacustres. La Mojarra azul o mojarrita *Andinoacara latifrons*, fue una especie conspicua en el área de estudio; proporcionalmente fue capturada en ambientes lacustres (39.5 %) y fluviales (40.5 %), incluso en ambientes transiciones como desembocaduras y tramos con caudal ecológico fue relevante.

Solo dos especies, *Coptodon rendalli* y *Brycon henni*, son objeto de captura; en el primer caso por la pesquería artesanal de Porce II, y la segunda derivada de la pesquería de recreativa y de subsistencia en los tributarios al embalse (principalmente el río Guadalupe), respectivamente. A partir de la información de todos los ambientes, las longitudes medias de captura, máximas estimadas y demás parámetros poblacionales para las especies anteriores son descritos en la Tabla 2.

Las especies *A. microlepis*, *C. rendalli* y *R. dayi*, todas ellas asociadas a los sistemas represados o leníticos, presentaron los mayores valores en los coeficientes de crecimiento (k entre 0.568 y 0.5 año⁻¹). El resto de las especies (*A. latifrons*, *B. henni*, *C. thomsoni* y *H. caucanus*), cuyas capturas provienen de los sistemas loticos, presentaron valores intermedios (k entre 0.225 y 0.357 año⁻¹), las curvas de crecimientos

Tabla 2

Resumen de los parámetros en la estructura de tallas y crecimiento de algunas especies de peces presentes en los sistemas de Porce II y Porce III. / **Table 2.** Summary of growth and parameters of some fish species registered on Porce II and Porce III systems.

Especie	LMC ± D.E (mm)	LME ± IC _{95%} (mm)	Lin _f ₂ (mm)	Lin _f ₁ (mm)	K ¹ (año ⁻¹)	t _{max} (año)	K ² (año ⁻¹)	t ₀
<i>Astyanax microlepis</i>	79.93 ± 10.57	139.50 (128.42-150.58)	149.34	149.54	0.568	5.3	0.46	-0.35
<i>Andinoacara latifrons</i>	70.18 ± 22.71	206.86 (178.21-228.41)	203.30	216.88	0.24	12.5	0.28	-0.66
<i>Brycon henni</i>	90.59 ± 44.87	299.04 (271.16-326.92)	353.59	353.59	0.252	11.7	0.27	-0.34
<i>Chaetostoma thomsoni</i>	59.68 ± 23.37	172.94 (149.05-196.83)	190.12	190.12	0.225	13.3	-	-0.85
<i>Coptodon rendalli</i>	147.56 ± 56.93	-	410.46	416.36	0.54	5.5	-	-0.28
<i>H. caucanus</i>	58.31 ± 11.92	118.79 (109.84-127.74)	160.26	160.76	0.375	8.0	-	-0.52
<i>Roeboides dayi</i>	69.71 ± 9.84	137.88 (122.77-152.99)	129.61	129.41	0.5	6.0	-	-0.41

1. Promedio obtenido por ELEFAN; ² obtenido por Powell-Wetherall. LMC: Longitud Media de Captura, LME: Longitud Máxima Estimada, Lin_f: Longitud infinita o asintótica, k: coeficiente de incremento ecuación del MCvB, t_{max}: longevidad, t₀: parámetro inicial de ecuación MCvB. D.E: Desviación Estándar. IC: Intervalo de confianza. / 1. Average obtained by ELEFAN; ² Obtained by Powell-Wetherall. LMC: Average length of capture, LME: Estimated Maximum Length, Lin_f: Infinite or asymptotic length, k: coefficient of increase equation of the MCvB, t_{max}: longevity, t₀: initial parameter of equation MCvB. D.E: Standard Deviation. IC: Confidence intervals.

con los valores promedio son descritos en la Tabla 3.

Dos posibles patrones temporales fueron observados en los pulsos de reclutamiento. Por un lado, el patrón de reclutamiento observado en los ambientes lóticos o lacustres presentaron una tendencia a la bimodalidad, particularmente en los cíclidos *A. latifrons* y *C. rendalli* y los microcaracidos *A. microlepis* y *R. dayi*. En el caso de *A. microlepis* (especie con mayor número de registros numéricos en los ambientes lacustres), los pulsos mensuales fueron proporcionalmente iguales a lo largo del año. El ajuste gaussiano realizado por el retro-cálculo del modelo de crecimiento sugiere una leve disminución para mayo, no obstante, su reclutamiento bien podría extenderse a lo largo del ciclo anual.

De otro lado, la tendencia monomodal en, *H. caucanus* y *B. henni*, sugieren un único periodo de reclutamiento, y temporalmente de mayor duración a lo largo del año. En el caso concreto de *B. henni*, el único pico de reclutamiento observado sugiere una fase intensa del ingreso de sus primeras cohortes a las áreas de monitoreo extendidas cuatro meses antes y después de este, (Fig. 2). En el caso de *C. cf.*

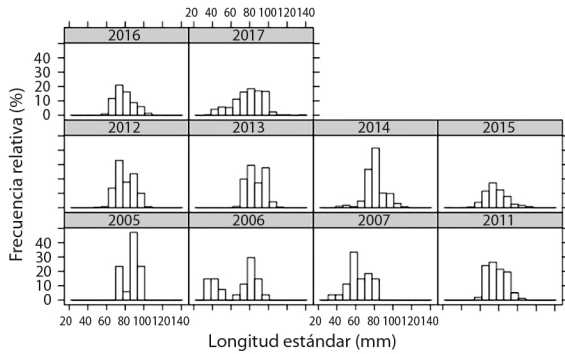
Tabla 3

Curvas de crecimiento bajo el MCvB (valores promedios a partir de las rutinas de estimación ELEFAN y Powell-Wetherall) para algunas especies de peces presentes en los sistemas de Porce II y Porce III. / **Table 3.** Growth curves under the MCvB (average values from the ELEFAN and Powell-Wetherall estimation routines) for some fish species present in the Porce II and Porce III systems.

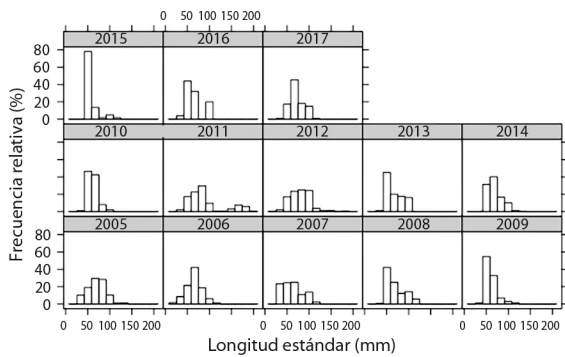
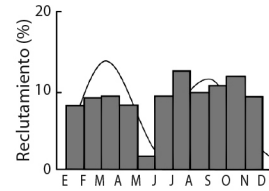
Especie	Curva de crecimiento
<i>Astyanax microlepis</i>	$L_{inf} = 149.44(1 - e^{-0.514(t-(-0.35))})$
<i>Andinoacara latifrons</i>	$L_{inf} = 210.09(1 - e^{-0.26(t-(-0.66))})$
<i>Brycon henni</i>	$L_{inf} = 353.59(1 - e^{-0.261(t-(-0.34))})$
<i>Chaetostoma thomsoni</i>	$L_{inf} = 190.12(1 - e^{-0.225(t-(-0.85))})$
<i>Coptodon rendalli</i>	$L_{inf} = 413.41(1 - e^{-0.54(t-(-0.34))})$
<i>H. caucanus</i>	$L_{inf} = 160.51(1 - e^{-0.375(t-(-0.52))})$
<i>Roeboides dayi</i>	$L_{inf} = 129.51(1 - e^{-0.5(t-(-0.41))})$

Bajo el mismo modelo predictivo de crecimiento (MCvB) los ambientes lacustres ofrecen las condiciones para alcanzar tamaños medios de captura y máximo esperados en menor tiempo: *A. microlepis* (LMC = 1.19 y LME = 4.96 años), *A. latifrons* (LMC = 0.9 y LME = 11.05 años), *B. henni* (LMC = 0.79 y LME = 17.93 años), *C. cf. thomsoni* (LMC = 0.84 y LME = 9.62 años), *C. rendalli* (LMC = 0.54 y LME = 2.38 años), *H. caucanus*. (LMC = 0.58 y LME = 3.05 años) y *R. dayi* (LMC = 1.14 y LME = 5.26 años).

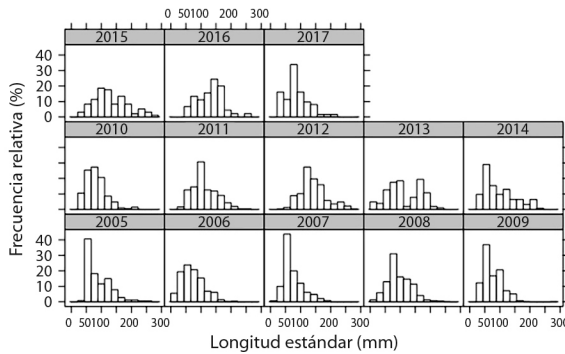
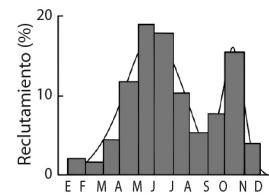
thomsoni, el pulso de reclutamiento se da principalmente durante el segundo trimestre del año, extendiéndose en menor proporción hasta



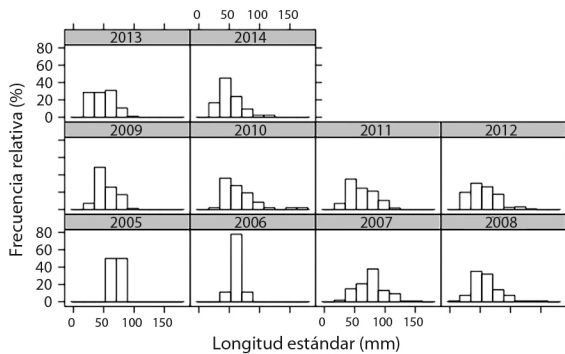
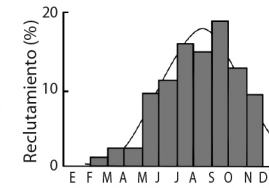
A. *A. microlepis*



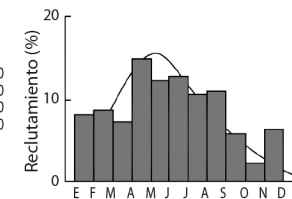
B. *A. latifrons*



C. *B. henni*



D. *C. cf. thomsoni*



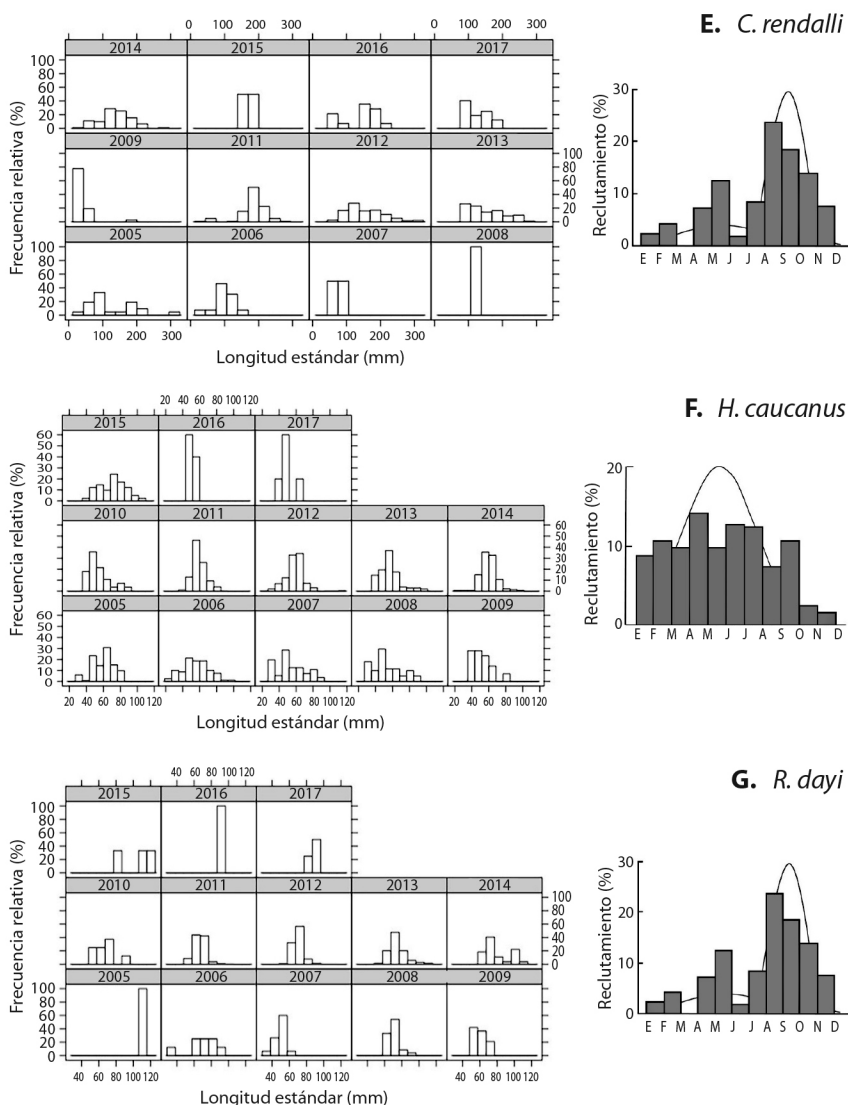


Fig. 2. Distribución relativa anual de los datos de longitud (izquierda) y patrón de reclutamiento (derecha) durante el periodo 2005-2017 para las especies de peces A. *A. microlepis*, B. *A. latifrons*, C. *B. henni*, D. *C. cf. thomsoni*, E. *C. rendalli*, F. *H. caucanus*, y G. *R. dayi*, registradas en los sistemas de Porce II y Porce III. **Fig. 2.** Annual relative distribution of length data (left) and recruitment pattern (right) during the period 2005 and 2017 for fish species A. *A. microlepis*, B. *A. latifrons*, C. *B. henni*, D. *C. cf. thomsoni*, E. *C. rendalli*, F. *H. caucanus*, y G. *R. dayi*, registered on Porce II and Porce III systems.

finales de este; un segundo incremento es proyectado por el ajuste gaussiano hacia el último trimestre, (Fig. 2). *R. dayi* fue la especie con mayor discontinuidad temporal o variabilidad mensual en el reclutamiento (Fig. 2).

DISCUSIÓN

La abundancia de algunas especies de peces dentro de un embalse las cuales han logrado mantener sus poblaciones a los nuevos filtros



ecológicos, puede ser explicada por la teoría de los rasgos de historia de vida (Hitt et al., 2020). Atributos que en concordancia con los gradientes estacionales intentan explicar parcialmente la distribución de los peces dulceacuícolas tropicales (Tedesco et al., 2008).

Por ejemplo, las especies nativas analizadas, *A. microlepis*, *A. latifrons* y *R. dayi* se han adaptado a las nuevas condiciones ambientales ofrecidas por la construcción de los embalses, logrando hasta cierto punto mantener poblaciones viables, incluso en ambientes como los túneles de descarga con escenarios hidráulicos altamente variables (Jiménez-Segura et al., 2018), y en el propio cauce del río Porce a pesar de las altas cargas de contaminantes (Gallo-Sánchez et al., 2014; Milena & Arroyave, 2008).

En consecuencia y con base en los rasgos de historia de vida para las estrategias oportunistas, estas dos especies de microcaracidos, *A. microlepis*, y *R. dayi*, han sido previamente clasificadas como tal (Jiménez-Segura et al., 2021; Londoño-Velásquez et al., 2018); donde históricamente han representado los mayores registros numéricos en los monitoreos como ha sido evidenciado en este estudio, y dominantes a nivel de las asociaciones analizadas dentro de los embalses (Álvarez-Bustamante et al., 2018). A partir de los análisis realizados, estas especies se caracterizaron fundamentalmente por ser organismos de pequeño porte (bajos tamaños corporales, LMC, LME o menores tallas asintóticas, L_{inf}), de rápido crecimiento (mayores valores del coeficiente de crecimiento, $k > 0.5 \text{ año}^{-1}$) y de mayor recambio generacional (longevidad baja, t_{max} , inferior a los 6 años). De manera particular, tanto *A. microlepis*, y *R. dayi* han sido registradas en los ambientes epilimnéticos de ambos embalses, principalmente en los ambientes próximos a las colas de los embalses (ambientes transicionales fluvial-lacustre) (Álvarez-Bustamante et al., 2018; Loaiza-Santana et al., 2018; Londoño-Velásquez et al., 2018), sus altos registros numéricos sugieren una preferencia por estos tipos de hábitats transicionales donde adicionalmente encuentran una alta disponibilidad de alimento (dato no mostrado). En condiciones naturales, ambas

especies coexisten comúnmente en las ciénagas que conforman los planos inundables del río Magdalena, y en el caso concreto del género *Astyanax* spp., este ha sido clasificada como periódica-maduración temprana (Jiménez-Segura et al., 2016; Jiménez-Segura et al., 2021).

No obstante, bajo las condiciones de ambientes formados por nuevos antropomas sus efectivos poblacionales incrementan notoriamente. *A. microlepis* con un reclutamiento constante a lo largo del periodo anual, provee aportes continuos a sus poblaciones locales, manteniendo así altas densidades en los mismos ambientes ya mencionados; ejemplares maduros han sido constantemente observados durante los años 2011-2016 (Londoño-Velásquez et al., 2018). Género cercanos a *Astyanax* como por ejemplo *Moenkhausia* presenta patrones de reclutamiento los cuales sugieren una alta continuidad e incluso con más de un pulso de reclutamiento durante todo el año (Perez-Lizama & Ambrósio, 2003).

En el caso particular de *R. dayi*, las poblaciones han presentado una disminución progresiva principalmente en el embalse Porce II. Una posible explicación basado en los conceptos de historia de vida podrían estar en función de un constante reclutamiento de *A. microlepis* y con una mayor fecundidad (diez veces superior en *A. microlepis*) (Loaiza-Santana et al., 2018) siendo un gran competidor para *R. dayi*. Ambas especies presentan hábitos ecológicos compartidos (preferencia por recursos tróficos, posición en la común de agua, hábitats de desove y crecimiento, etc.) (Álvarez-Bustamante et al., 2018; Jiménez-Segura, Álvarez et al., 2014; Loaiza-Santana et al., 2018).

La segunda estrategia de historia de vida, en equilibrio (rápido a mediano crecimiento, bajo recambio generacional o longevidad incrementada, reclutamiento variable, grandes tamaños corporales y mayor longitud asintótica.), agrupa dos especies nativas de la macrocuenca, *A. latifrons* y *C. thomsoni*, y una especie exótica de interés pesquero, *C. rendalli*. Este estudio evidencio a partir de los registros numéricos, que *A. latifrons* ha demostrado ser bastante tolerante tanto en los sistemas lacustres y

fluviales de los embalses Porce II y Porce III. Además la presencia de ejemplares maduros en ambos ambientes (Loaiza-Santana et al., 2018), sugiere una continuidad de su ciclo reproductivo sin importar las características contrastantes en las masas de agua (ambientes lacustres vs fluviales).

De otro lado, *A. latifrons* ha presentado desoves parciales, un periodo de reproducción no estacional y prolongado que se extiende durante todo el año (Loaiza-Santana et al., 2018; Olaya-Nieto et al., 2010; Winemiller, 1989), hechos que evidenciarían una menor variabilidad en su reclutamiento anual. *A. latifrons* es una especie de permanente registro en el tramo de caudal ecológico del embalse Porce III (Restrepo-Santamaria et al., 2022) una porción del lecho sometida a estrés hidráulico bajo la operación por apertura de compuertas. Al igual que *C. rendalli*, *A. latifrons* presenta un cuidado parental bucal (Mojica et al., 1997; Olaya-Nieto et al., 2010; Ramírez-Gil & Ajiaco-Martínez, 2001) y su táctica está basada en la puesta de pocos oocitos (fecundidad media) pero de tamaños intermedios (Loaiza-Santana et al., 2018).

Del orden Siluriformes, el loricarido *C. thomsoni*, registrado principalmente en las quebradas (afluentes de aguas cristalinas) tributarias de Porce III, ha sido clasificado de acuerdo a sus rasgos de historia de vida como estrategia en equilibrio (Jiménez-Segura et al., 2021; Zúñiga-Upegui et al., 2014). *C. thomsoni* presenta una fecundidad baja (Zúñiga-Upegui et al., 2014). El género *Chaetosotoma* ofrece un cuidado parental de la prole depositada en los sustratos durante la época verano o estiaje (Power, 2003). En el alto Magdalena *Chaetosotoma* sp. según la estructura de tallas anual, un ingreso constante de menores tamaños (en otras palabras reclutamiento) presenta incrementos en el primer trimestre del año (Zúñiga-Upegui et al., 2014). En el área de estudio *C. thomsoni* viene presentando una disminución progresiva en sus capturas.

La otra especie con estrategia de historia de vida en equilibrio, introducida al sistema de embalses, es *C. rendalli*. Sus principales rasgos

(rápido crecimiento, bajo recambio generacional o longevidad incrementada, reclutamiento variable, grandes tamaños corporales y longitud asintótica de mayor magnitud) y constituyente fundamental de los desembarcos artesanales (López-Sánchez et al., 2018). Sus altas abundancias y alto valor en el coeficiente de crecimiento, con valor medio $k = 0.479$ obtenido a partir de 24 referencias en el Fishbase (Froese & Pauly, 2022; Weyl & Hecht, 1998), esta especie ha logrado habitar de forma exitosa el embalse de Porce II. De acuerdo con el patrón de reclutamiento de *C. rendalli*, se sugiere un mayor ingreso de nuevos reclutas en el primer semestre del año. Con base en las estrategias de historia de vida, presenta la particularidad de la construcción de nidos para los sus huevos fertilizados (Agostinho et al., 2021; Popma & Masser, 1999), hecho que se evidencia en las socavaciones o huevos de las márgenes o litorales de ciertas zonas del embalse Porce II. Su patrón bimodal de reclutamiento podría estar relacionado con las mismas variaciones hidrológicas que as su vez modulan la disponibilidad de los sustratos verticales en las márgenes de los embalses (cola y zona media del embalse Porce II), hábitat apropiado para el cuidado de sus proles.

Dentro de la estrategia de historia de vida, estacional o periódica, la Sabaleta *Brycon henni* es considerada como una de las especies con mayor interés bio-ecológico por sus particularidades en su ciclo de vida. Esta especie presenta un ciclo biológico con migraciones cortas (cauce principal y tributarios menores), la cual a su vez posiblemente determina su diferenciación genética (Hurtado-Alarcón et al., 2011), al tanto que la diversidad y estructura genética durante aproximadamente una década (tiempo de llenado de Porce III) no se evidencian alteradas ante la imposición de una barrera antropogénica, (presa de Porce III) (Herrera-Pérez et al., 2023). No obstante, y con base en los resultados del monitoreo, en la actualidad, la principal población de *B. henni* está restringida a un sistema regulado (río Guadalupe, afluente al cauce comprendido entre los embalses Porce II y Porce III), manteniendo su estructura



corporal a lo largo del gradiente longitudinal (resultado no mostrado). Contrariamente, otros tributarios de menor caudal directos al embalse (p. e. quebrada Caracolí) Porce III, han evidenciado una progresiva disminución en su ocurrencia (resultado no mostrado).

El reclutamiento larval de *B. henni*, tiene lugar en las pequeñas posas remanentes cercanas al cauce, y su reproducción ha sido catalogada como anual o bianual (organización histológica en dos posibles patrones de los ovarios, desarrollo asincrónico, asincrónico en más de dos grupos y sincrónico en dos grupos) (Builes & Urán, 1974; Mancera-Rodríguez, 2017; Montoya et al., 2006); es posible existan varios fenotipos reproductivos. Para *B. henni*, la estacionalidad de las precipitaciones y la temperatura predicen potencialmente su presencia en sistemas de alta montaña (Valencia-Rodríguez et al., 2021), mientras variables como el brillo solar y el nivel de oxígeno, están asociadas con su ciclo reproductivo (Montoya et al., 2006). En términos del crecimiento y bajo condiciones de laboratorio, *B. henni* ha presentado tasas de crecimiento similar si comparado con especies del mismo género (Gaviria & Arroyave, 2015). Adicionalmente, *B. henni* evidenció un comportamiento monomodal en su patrón de reclutamiento hacia el segundo semestre del año (principalmente durante la época de lluvias). *B. henni* ha sido particularmente capturada en las colas de los embalses del Porce III, en las quebradas tributarias y en el tramo de caudal ecológico del mismo embalse. De acuerdo a las particularidades de sus rasgos que definen su historia de vida (distribución geográfica, ciclo de vida, requerimientos de hábitats e importancia para la pesca local), la sabaleta se perfila como una especie clave para el desarrollo de estrategias de manejo sobre la conservación y protección de los peces de agua dulce (Valencia-Rodríguez et al., 2021), de alta relevancia para la pesca recreativa y de subsistencia en la zona de estudio, y en general otras cuencas adyacentes que hacen uso de este recurso. Esta especie ha venido disminuyendo sus registros numéricos progresivamente durante los últimos años de monitoreo (dato no publicado).

Por último, dentro de la estrategia de historia de vida periódica, algunas especies dentro del género *Hemibrycon* han sido clasificadas de acuerdo a la misma estacionalidad en relación a las fases hidrológicas coincidentes con los periodos de estiaje durante los desoves (Ibarra-Trujillo & García-Alzate, 2017; Román-Valencia et al., 2008; Román-Valencia & Botero, 2006). A pesar de que las especies dentro de este género han sido clasificadas como oportunistas (Jiménez-Segura et al., 2021), es quizás prudente considerar que especies de pequeño porte y crecimiento medio, amplíen los rangos que definen a las especies con historias de vida estacional. En el caso particular de la cuenca del río Porce, se presenta una sola etapa de reclutamiento proyectada hacia mitad de año, y a partir de la serie histórica de los conteos numéricos, la especie *H. caucanus* ha presentado cambios en la estructura anual de los tamaños corporales (disminución en el rango), y paralelamente, al igual que *B. henni*, disminuido los conteos numéricos de manera progresiva. Es de resaltar que las especies de este género presentan una baja fecundidad (Ibarra-Trujillo & García-Alzate, 2017).

En consecuencia, se corrobora que bajo el panorama actual, el recambio temporal de las especies abre la ventana al éxito de las especies (nativas) oportunistas (en el presente caso explosión demográfica de microcarácidos nativos) y consecuente decrecimiento de especies periódicas y en equilibrio (Hitt et al., 2020); también el incremento de especies con cuidado parental (ciclidos) puede ser indicativo del estado de envejecimiento de los embalses (Agostinho et al., 1999).

Bajo un enfoque poblacional de los rasgos de historia de vida (crecimiento y el reclutamiento) y otros atributos bioecológicos, surgen dos posibles patrones que intentarían explicar la respuesta de sus poblaciones locales bajo un área intervenida. Por un lado, la supervivencia y finalmente el éxito de establecer poblaciones viables en escenarios ambientales transformados (antromas o embalses destinados a la generación de energía), incluyen un aspecto relacionado con el crecimiento acelerado, y las

ventajas que ofrece un alto recambio poblacional independiente de los tamaños alcanzados. De otro lado, las especies de peces coexistentes en los sistemas tributarios, ríos y quebradas a la cadena de embalses, resaltan por su crecimiento medio, y una amplia diversidad de tamaños corporales en función de la composición del ensamblaje local (resultado no mostrado).

Declaración de ética: los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimiento a los integrantes del Grupo de Ictiología de la Universidad de Antioquia, por su aporte constante en el registro de la información. A EPM por permitir el uso de esta información para generar conocimiento sobre los peces del río Cauca. Los datos usados provienen del convenio “Gestión de la biodiversidad en áreas de interés para la generación de energía eléctrica de Empresas Públicas de Medellín CT-2021-000023” entre la Universidad de Antioquia y Empresas Públicas de Medellín, ajustado según las recomendaciones y aprobación del comité de ética de experimentación animal de la Universidad de Antioquia (CEEa).

REFERENCIAS

- Agostinho, A. A., Miranda, L. E., Bini, L. M., Gomes, L. C., Thomas, S. M., & Suzuki, H. I. (1999). Patterns of colonization in Neotropical reservoirs and prognoses on aging. In J. G. Tundisi, & S. M. (Eds.), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* (pp. 227–265). Backhuys Publishers.
- Agostinho, A. A., Ortega, J. C. G., Bailly, D., da Graça, W. J., Pelicice, F. M., & Júlio, H. F. (2021). Introduced cichlids in the americas: distribution patterns, invasion ecology, and impacts. In M. E. Abate, & D. L. G. Noakes (Eds.), *The Behavior, Ecology and Evolution of Cichlid Fishes* (pp. 313–361). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-024-2080-7_10
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: Impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(S4), 1119–1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Álvarez-Bustamante, J., Jiménez-Segura, L. F., & Jaramillo-Villa, Ú. (2018). Ictiofauna de embalses en cascada en el cauce de un río tropical andino. *Actualidades Biológicas*, 40(108), 46–58. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v40n108a05>
- Baltz, D. M., Fleeger, J. W., Rakocinski, C. F., & McCall, J. N. (1998). Food, density, and microhabitat: Factors affecting growth and recruitment potential of juvenile saltmarsh fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 53(1), 89–103. <https://doi.org/10.1023/A:1007471724608>
- Beverton, R. J. H., & Holt, S. J. (1993). *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-2106-4>
- Bœuf, G., & Payan, P. (2001). How should salinity influence fish growth? *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 130(4), 411–423. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1532-0456\(01\)00268-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1532-0456(01)00268-X)
- Builes, J., & Urán, A. (1974). Estudio del ciclo sexual de la Sabaleta *Brycon henni* Eigenmann su comportamiento y fecundación artificial. *Actualidades Biológicas*, 3(7), 2–12. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.330722>
- Chen, Y., Jackson, D. A., & Harvey, H. H. (1992). A comparison of von Bertalanffy and polynomial functions in modelling fish growth data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(6), 1228–1235. <https://doi.org/10.1139/f92-138>
- Corantioquia, Minambiente, Cornare, Area Metropolitana, Fondo Adaptación, & Cpa. (2015). *Actualización POMCA río Aburra Plan de ordenación y manejo de la cuenca hidrográfica* [Informe técnico]. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. https://www.metropol.gov.co/ambiental/recurso-hidrico/pomca/2018/Documento_POMCA/DOCUMENTO_POMCA dic.pdf
- da Costa, M. R., Tubino, R. de A., & Monteiro-Neto, C. (2018). Length-based estimates of growth parameters and mortality rates of fish populations from a coastal zone in the Southeastern Brazil. *Zoologia*, 35, 1–8. <https://doi.org/10.3897/zoologia.35.e22235>
- Formacion, S. P., Rongo, J. M., & Sambilay, V. C. (1992). Extreme value theory applied to the statistical distribution of the largest lengths of fish. *Asian Fisheries Science*, 4, 123–135.



- Froese, R., & Pauly, D. (Eds.). (2022). *FishBase. World Wide Web electronic publication*. www.fishbase.org
- Gallo, N. D., & Jeffery, W. R. (2012). Evolution of space dependent growth in the Teleost *Astyanax mexicanus*. *PLoS ONE*, 7(8), e41443. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041443>
- Gallo-Sánchez, L. J., Flórez-Molina, M. T., & Parra-Sánchez, L. N. (2014). Reconstrucción de las concentraciones de materia orgánica y nutrientes mediante espectrometría y análisis de diatomeas en tres embalses de Antioquia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 38(149), 409. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.67>
- García-Alzate, C. A., DoNascimento, C., Villa-Navarro, F. A., García-Melo, J. E., & Herrera-R., G. A. (2021). Diversidad de peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia. In C. A. Lasso, & L. F. Jiménez-Segura (Eds.), *Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible* (pp. 85–113). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAVH).
- Gaviria, M., & Arroyave, L. (2015). Evaluation of two levels of protein in diets for the Sabaleta *Brycon Henni* juveniles (Eigenmann, 1913). *Revista Colombiana de Investigaciones Agroindustriales*, 2, 61. <https://doi.org/10.23850/24220582.170>
- Gayaniño, F. C., Sparre, P., & Pauly, D. (2002). *FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT)* (Versión 1.2. 0.) [Computer Software]. FAO.
- Handayani, H., Anggoro, S., Hendrarto, B., & Kohar, A. (2016). Policy on fishery extension in local marine conservation area Mayalibit Bay in Raja Ampat Regency, West Papua Province. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation-International Journal of the Bioflux Society (AACL Bioflux)*, 9(1), 20–33.
- Henderson, P. A. (2005). The growth of tropical fishes. *Fish Physiology*, 21(C), 85–100. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(05\)21003-8](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(05)21003-8)
- Herrera-Pérez, J., Jiménez-Segura, L. F., Márquez, E. J., Campo, O., & Soto-Calderón, I. D. (2023). Genetic diversity and structure of *Brycon henni* in regulated and non-regulated water flow rivers of the Colombian Andes. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 38. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1080028>
- Higgins, R. M., Diogo, H., & Isidro, E. J. (2015). Modelling growth in fish with complex life histories. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25(3), 449–462. <https://doi.org/10.1007/s11160-015-9388-8>
- Hitt, N. P., Rogers, K. M., Kelly, Z. A., Henesy, J., & Mullican, J. E. (2020). Fish life history trends indicate increasing flow stochasticity in an unregulated river. *Ecosphere*, 11(2), e03026. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3026>
- Huertas-Rodríguez, J. C., Sanín-Acevedo, C., & Cataño, A. (2022). Los peces y sus servicios ecosistémicos en la cuenca del río Porce. *Actualidades Biológicas*, 40(S108), 72–84. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v40n108a07>
- Hurtado-Alarcón, J. C., Mancera-Rodríguez, N. J., & Saldamando-Benjumea, C. I. (2011). Variabilidad genética de *Brycon henni* (Characiformes: Characidae) en la cuenca media de los ríos Nare y Guatapé, sistema Río Magdalena, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 269–282. <https://doi.org/10.15517/rbt.v59i1.3196>
- Ibarra-Trujillo, E. J., & García-Alzate, C. A. (2017). Ecología trófica y reproductiva de *Hemibrycon sierraensis* (Characiformes: Characidae) pez endémico del río Gaira, Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 65(3), 1033. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i3.29439>
- Imsland, A. K., Foss, A., Folkvord, A., Stefansson, S. O., & Jonassen, T. M. (2005). The interrelation between temperature regimes and fish size in juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*): Effects on growth and feed conversion efficiency. *Fish Physiology and Biochemistry*, 31(4), 347–361. <https://doi.org/10.1007/s10695-005-4244-8>
- Johnson, T. A., Lester, N. P., & Shuter, B. J. (2016). Recruitment. In J. F. Craig (Ed.), *Freshwater fisheries ecology* (pp. 830–845). John Wiley & Sons.
- Jiménez-Segura, L. F., Álvarez, J., Ochoa-Orrego, L. E., Loaiza-Santana, A., Londoño-Velásquez, J. P., Restrepo-Santamaría, D., Aguirre, K., Hernández-Serna, A., Correa-Rendón, J. D., & Jaramillo-Villa, Ú. (2014). *Guía ilustrada peces cañón del río Porce, Antioquia*. EPM. Universidad de Antioquia, Herbario Universidad de Antioquia.
- Jiménez-Segura, L. F., Galvis-Vergara, G., Cala-Cala, P., García-Alzate, C. A., López-Casas, S., Ríos-Pulgarín, M. I., Arango, G. A., Mancera-Rodríguez, N. J., Gutiérrez-Bonilla, F., & Álvarez-León, R. (2016). Freshwater fish faunas, habitats and conservation challenges in the Caribbean river basins of north-western South America. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 65–101. <https://doi.org/10.1111/jfb.13018>
- Jiménez-Segura, L. F., Herrera-Pérez, J., Valencia-Rodríguez, D., Castaño-Tenorio, I., López-Casas, S., Ríos, M. I., Rondón-Martínez, Y. F., Rivera-Coley, K., Morales, J., Arboleda, M. F., Muñoz-Duque, S., Atencio-García, V., Galeano-Moreno, A. F., Valbuena, R., Escobar-Cardona, J. L., Ospina-Pabón, J. G., García-Melo, J. L., Gualtero, D., Alonso, J. C., & Restrepo-Santamaría, D. (2021). Ecología e historias de vida de los peces en la cuenca del río Magdalena, Colombia. In L. F. Jiménez-Segura, & C. A. Lasso (Eds.), *Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible* (pp. 159–203). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

- Jiménez-Segura, L. F., Restrepo-Santamaría, D., García-Melo, L. J., Torres-Velásquez, A. M., & Jaramillo-Villa, Ú. (2018). Peces dentro de túneles de descarga de una central hidroeléctrica del río Porce. *Actualidades Biológicas*, 40(108), 97–102. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v40n108a09>
- Jiménez-Segura, L. F., Restrepo-Santamaría, D., López-Casas, S., Delgado, J., Valderrama, M., & Gómez Gil, D. (2014). Ictiofauna y desarrollo del sector hidroeléctrico en la cuenca del río Magdalena-Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 15, 3–25. <https://doi.org/10.21068/bc.v15i2.317>
- King, J. R., & McFarlane, G. A. (2003). Marine fish life history strategies: Applications to fishery management. *Fisheries Management and Ecology*, 10(4), 249–264. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2003.00359.x>
- Lester, N. P., Shuter, B. J., & Abrams, P. A. (2004). Interpreting the von Bertalanffy model of somatic growth in fishes: the cost of reproduction. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(1548), 1625–1631. <https://doi.org/10.1098/RSPB.2004.2778>
- Loaiza-Santana, A., Londoño-Velasquez, J. P., & Jiménez-Segura, L. F. (2018). Fecundidad de las especies de peces más abundantes en el área de influencia de los embalses en cascada Porce II y Porce III, Antioquia, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 40(108), 38–45. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v40n108a04>
- Londoño-Velásquez, J. P., Loaiza-Santana, A., Jiménez-Segura, L. F., & Jaramillo-Villa, Ú. (2018). Reproducción de los peces en embalses en cascada en un río andino tropical (Colombia). *Actualidades Biológicas*, 40(108), 85–96. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v40n108a08>
- López-Sánchez, J. M., Hernández-Barrero, S. J., Valderrama-Barco, M. B., & Barreto-Reyes, C. (2018). Caracterización y estado de las pesquerías del embalse Porce II (Antioquia). *Actualidades Biológicas*, 40(108), 24–37. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v40n108a03>
- Lorenzen, K., & Camp, E. V. (2019). Density-dependence in the life history of fishes: When is a fish recruited? *Fisheries Research*, 217, 5–10. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.09.024>
- Mancera-Rodríguez, N. J. (2017). Biología reproductiva de *Brycon henni* (Teleostei: Bryconidae) y estrategias de conservación para los ríos Nare y Guatapé, cuenca del río Magdalena, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 65(3), 1105–1119. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i3.26826>
- Mangel, M., Quinn, T., & Deriso, R. (2000). Quantitative fish dynamics. *Ecology*, 81, 286–287. <https://doi.org/10.2307/177155>
- Maunder, M. N., & Thorson, J. T. (2019). Modeling temporal variation in recruitment in fisheries stock assessment: A review of theory and practice. *Fisheries Research*, 217, 71–86. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.12.014>
- Milena, S., & Arroyave, S. (2008). Evaluación de la calidad del agua del futuro Embalse Porce III por la influencia de la descarga del embalse Porce II Modelo de simulación de calidad del agua del futuro embalse Porce III. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 7(13), 21–37.
- Mojica, J., Galvis, G., & Camargo, M. (1997). *Peces del Catatumbo* (1a ed.). D'Vinni Editorial Ltda.
- Montoya, A. F., Arboleda, L., Echeverri, A., Restrepo, L. F., & Olivera-Angel, M. (2006). Maduración gonadal en hembras de sabaleta (*Brycon henni*) y su relación con variables medioambientales. *Revista de Biología Tropical*, 54(1), 179–187.
- Moreau, J., & Cuende, F. (2005). On improving the resolution of the recruitment patterns of fishes. *ICLARM Fishbyte*, 9, 45–46.
- Murphy, B. R., & Willis, D. W. (Eds.). (1996). *Fisheries techniques* (2a ed.). American Fisheries Society.
- Olaya-Nieto, C. W., Bautista-Blanco, A. L., & Pérez-Pis-ciotti, M. (2010). Biología reproductiva del cocobolo (*Andinoacara pulcher* Musilová et al., 2009) (Pisces: Cichlidae) en la ciénaga grande de Loric (Córdoba), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 32, (92), 65–73.
- Parma, A. M., & Deriso, R. B. (1990). Dynamics of age and size composition in a population subject to size-selective mortality: Effects of phenotypic variability in growth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(2), 274–289. <https://doi.org/10.1139/f90-030>
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil / Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 39(2), 175–192. <https://doi.org/10.1093/icesjms/39.2.175>
- Perez-Lizama, M. A., & Ambrósio, A. M. (2003). Growth, recruitment and mortality of pequi *Moenkhausia intermedia* (Osteichthyes, Characidae) in the floodplain of Upper Paraná River, Brazil. *Acta Scientiarum-Biological Sciences*, 25(2), 329–333. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v25i2.2020>
- Popma, T., & Masser, M. (1999). Tilapia Life History and Biology. *Southern Regional Aquaculture Center*, 283, 1–4.
- Powell, D. G. (1979). Estimation of mortality and growth parameters from the length frequency of a catch [model]. *Rapports et Proces-Verbaux Des Reunions*, 175, 167–169.



- Power, M. E. (2003). Life cycles, limiting factors, and behavioral ecology of four loriciariid catfishes in a Panamanian stream. *Catfishes*, 2, 581–600.
- Ramírez-Gil, H., & Ajiaco-Martínez, R. (2001). Familia: Cichlidae. In *La pesca en la baja Orinoquia colombiana: una visión integral* (pp. 187–195). Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INPA).
- Restrepo-Santamaria, D., Valencia-Rodriguez, D., Galeano, A. F., Herrera-Perez, J., & Jimenez-Segura, L. (2022). Rescate de peces aguas abajo de la presa Porce III (Colombia) para reducir su mortalidad. *Biota Colombiana*, 23(2), e1030. <https://doi.org/10.21068/2539200X.1030>
- Román-Valencia, C., Ruiz-C., R. I., & Giraldo, A. (2008). Dieta y reproducción de dos especies sintópicas: *Hemibrycon boquiae* y *Bryconamericus caucanus* (Pisces: Characidae) en la quebrada Boquía, río Quindío, Alto Cauca, Colombia. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 1, 55–62. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.10.292>
- Román-Valencia, C., & Botero, A. (2006). Tropic and reproductive ecology of species of *Hemibrycon* (Pisces: Characidae) in Tinajas creek, Quindío River drainage, upper Cauca basin, Colombia. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 8, 1–8.
- Sheperd, J. G. (1987). A weakly parametric method for estimating growth parameters from length composition data. In D. Pauly, & G. R. Morgan (Eds.), *Length-based methods in fisheries research* (pp. 113–119). ICLARM Conference Proceedings.
- Sparre, P., & Venema, S. C. (1997). Introduction to tropical fish stock assessment. *Fisheries Technical Paper*, 306(1), 420.
- Taylor, C. C. (1958). Cod growth and temperature. *ICES Journal of Marine Science*, 23(3), 366–370. <https://doi.org/10.1093/icesjms/23.3.366>
- Tedesco, P. A., Hugueny, B., Oberdorff, T., Dürr, H. H., Mérioux, S., & De Mérona, B. (2008). River hydrological seasonality influences life history strategies of tropical riverine fishes. *Oecologia*, 156(3), 691–702. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1021-2>
- Valencia-Rodríguez, D., Jiménez-Segura, L., Rogéliz, C. A., & Parra, J. L. (2021). Ecological niche modeling as an effective tool to predict the distribution of freshwater organisms: The case of the Sabaleta *Brycon henni* (Eigenmann, 1913). *PLoS ONE*, 16(3 March), e0247876. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0247876>
- Weyl, O., & Hecht, T. (1998). The biology of *Tilapia rendalli* and *Oreochromis mossambicus* (Pisces: Cichlidae) in a subtropical lake in Mozambique. *South African Journal of Zoology*, 33, 178–188. <https://doi.org/10.1080/02541858.1998.11448469>
- Winemiller, K. O. (1989). Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81(2), 225–241. <https://doi.org/10.1007/BF00379810>
- Winemiller, K. O. (1992). Life-history strategies and the effectiveness of sexual selection. *Oikos*, 63(2), 318. <https://doi.org/10.2307/3545395>
- Winemiller, K. O. (2005). Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(4), 872–885. <https://doi.org/10.1139/f05-040>
- Winemiller, K. O., & Rose, K. A. (1992). Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(10), 2196–2218. <https://doi.org/10.1139/f92-242>
- Zúñiga-Upegui, P. T., Villa-Navarro, F. A., García-Melo, J. L., García-Melo, J. E., Reinoso-Flórez, G., Gualtero-Leal, M. D., & Ángel-Rojas, V. J. (2014). Aspectos ecológicos de *Chaetostoma* sp. (Siluriformes: Loricariidae) en el alto río Magdalena, Colombia. *Biota*, 15(2), 80–94.