

Biotempo (Lima)



<https://revistas.urp.edu.pe/index.php/Biotempo>

ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

## EFFECT OF THE RIPARIAN FOREST ON THE FISH COMMUNITY OF THE TUMBARO, NARANJILLO, AND MAYO RIVERS IN THE SHAMPUYACU NATIVE COMMUNITY, AWAJUN, PERU

## EFFECTO DEL BOSQUE RIBEREÑO SOBRE LA COMUNIDAD DE PECES DE LOS RÍOS TUMBARO, NARANJILLO Y MAYO EN LA COMUNIDAD NATIVA SHAMPUYACU, AWAJUN, PERÚ

Uriel Torres-Zevallos<sup>1,2,3\*</sup>; Wily Palomino<sup>2</sup> & José Iannacone<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Zoología. Facultad de Ciencias Biológicas (FCB). Grupo de Investigación "One Health", Universidad Ricardo Palma (URP). Lima, Perú.

<sup>2</sup> Conservación Internacional Perú.

<sup>3</sup> Kawát, San Martín, Perú.

\* Corresponding author: [urieltorreszevallos@gmail.com](mailto:urieltorreszevallos@gmail.com)

Uriel Torres-Zevallos: <https://orcid.org/0000-0002-0804-5700>

Wily Palomino: <https://orcid.org/0009-0002-0209-842X>

José Iannacone: <https://orcid.org/0000-0003-3699-4732>

### ABSTRACT

The objective of this research is to determine the effect of the riparian forest on the fish community of the Tumbaro, Naranjillo, and Mayo rivers in the Native Community of Shampuyacu, Awajun, Peru. Sampling was carried out at 14 points in the three rivers located in the Native Community. The collection of fish involved the use of passive and active fishing gear. The riparian forest was classified utilizing satellite images into three categories: primary forest, secondary forest, and agricultural cultivation, and finally eight physicochemical parameters were measured. A total of 1,198 fish distributed in 12 families and 27 species were collected. The Characiformes represented 57.3% of the total, followed by the Siluriformes (32.7%) and Perciformes (10%). *Chaetostoma marmorescens* Eigenmann & Allen, 1942, *Chaetostoma* sp. (Tschudi, 1846), and *Hypostomus fonchii* (Weber & Montoya-Burgos, 2002) were the three most abundant species with 7.33 %, 6.90 %, and 4.37 %, respectively. The Tumbaro River presented the highest species richness (S) with 23 species, followed by the Naranjillo River (S = 21) and the Mayo River (S = 18). The specific richness (S), the Shannon-Wiener index (H'), and the Simpson index (D) were different between the points categorized as agricultural and primary forests; while the points considered as secondary forests were not different from primary forests, and with agricultural cultivation. Physicochemical parameters such as temperature and ammonium had a significant positive effect on H', while nitrate and conductivity had a significant negative effect. It is concluded that the disturbance of the riparian forest has a significant effect on the diversity of fish in the Tumbaro, Naranjillo, and Mayo rivers in the Native Community of Shampuyacu, Awajun, Peru.



**Keywords:** riparian forest – Characiformes – Native Community – fish – forest disturbance

## RESUMEN

La presente investigación tiene como objetivo determinar el efecto del bosque ribereño sobre la comunidad de peces de los ríos Tumbaro, Naranjillo y Mayo en la Comunidad Nativa de Shampuyacu, Awajun, Perú. Se realizaron muestreos en 14 puntos en los tres ríos situados en la Comunidad Nativa. La recolección de peces implicó el uso de artes de pesca pasiva y activa. Se clasificó el bosque ribereño mediante imágenes satelitales en tres categorías: bosque primario, bosque secundario y cultivo agrícola, y finalmente fueron medidos ocho parámetros fisicoquímicos. Se colectaron un total de 1.198 peces distribuidos en 12 familias y 27 especies. Los Characiformes representaron el 57,3% del total, seguidos de los Siluriformes (32,7%) y Perciformes (10%). *Chaetostoma marmorescens* Eigenmann & Allen, 1942, *Chaetostoma* sp. (Tschudi, 1846) e *Hypostomus fonchii* (Weber & Montoya-Burgos, 2002) fueron las tres especies más abundantes con 7,33 %, 6,90 % y 4,37 %, respectivamente. El río Tumbaro presentó la mayor riqueza específica (S) con 23 especies, seguido del río Naranjillo (S = 21) y río Mayo (S = 18). La riqueza específica (S), el índice de Shannon-Wiener (H') y el índice de Simpson (D) fueron diferentes entre los puntos categorizados como agrícolas y bosques primarios; mientras que los puntos considerados como bosques secundarios no fueron diferentes con bosque primario, y con cultivo agrícola. Los parámetros físico-químicos como la temperatura y el amonio presentaron un efecto positivo significativo sobre H', mientras que el nitrato y conductividad tuvieron un efecto negativo significativo. Se concluye que la perturbación del bosque ribereño tiene un efecto significativo sobre la diversidad de peces de los ríos Tumbaro, Naranjillo y Mayo en la Comunidad Nativa de Shampuyacu, Awajun, Perú.

**Palabras clave:** bosque ribereño – Characiformes – Comunidad Nativa – peces – perturbación del bosque

## INTRODUCCIÓN

Los bosques ribereños por su gran heterogeneidad comunitaria proporcionan microhábitats cruciales para la biodiversidad acuática y terrestre, lo que contribuye a la conservación de la diversidad biológica (Rodewald & Bakermans, 2006; Espíndola *et al.*, 2000; Havrdová *et al.*, 2023); cumplen un papel fundamental en la mitigación del cambio climático, ya que actúan como sumideros almacenando grandes cantidades de carbono en sus suelos y biomasa (Dybala *et al.*, 2019; Matzek *et al.*, 2018); proveen de servicios ecosistémicos, como la regulación del clima, la purificación del agua, reducción de la escorrentía, retención de sedimentos y la prevención de la erosión del suelo (Riis *et al.*, 2020; Cole *et al.*, 2020).

La UICN (2021) estima que hasta el 50% de los bosques ribereños del mundo han sido destruidos o gravemente alterados en los últimos 50 años. Uno de los principales impulsores de la pérdida de bosques ribereños, fragmentación y consecuente pérdida del hábitat es la deforestación para la agricultura (Singh *et al.*, 2021), urbanización (Johnson *et al.*, 2020), construcción de represas (Zaimas *et al.*, 2019) e introducción de especies

invasoras (Sikorska *et al.*, 2019). Se estima que durante el periodo 2001-2018, las selvas amazónicas sufrieron una pérdida de cobertura vegetal de 126 938,22 has por año, afectado a los bosques ribereños (Tafur-Anzualdo *et al.*, 2018).

La diversidad de la ictiofauna continental en el Perú alcanza las 1064 especies válidas nativas distribuidas en 55 familias y 17 órdenes, de este total la familia Characidae es la más diversa comprendiendo cerca del 24% del total. En la Amazonía Peruana se estima la presencia de más de 800 especies (Ortega *et al.*, 2011). Las comunidades de peces en la Amazonía cumplen un rol clave en la dinámica de los ecosistemas acuáticos, dado que actúan como dispersores de semillas, controladores poblacionales y polinizadores, permitiendo transferir nutrientes y energía a través de los diferentes niveles tróficos. Según Gutiérrez & Becerra (2018) existe una estrecha relación entre la complejidad estructural del bosque ribereño y la diversidad de peces, la cual contribuye a la regeneración y mantenimiento del bosque de ribera. La afectación del bosque ribereño conduce a una afectación de los ciclos reproductivos, tasas de mortalidad, morfología corporal, resistencia a

enfermedad y tasas metabólicas de los peces (Pusey & Arthington, 2003; De Paula *et al.*, 2021).

Solo el 10% del territorio de la Comunidad Nativa Shampuyacu es considerado bosque primario debido al intenso agrocultivo de la zona sumado a una falta de gestión forestal (Conservation International, 2020), es por ello, que el ecosistema de ribera ha quedado en afectación alterando la dinámica trófica, estructura comunitaria y el ensamblaje de peces (Pusey & Arthington, 2003; Casatti, 2010). En ese contexto, la presente investigación tiene por finalidad determinar el efecto del bosque ribereño sobre la comunidad de peces de los ríos Tumbaro, Naranjillo y Mayo en la Comunidad Nativa de Shampuyacu, Awajun, Perú.

## MATERIAL Y MÉTODOS

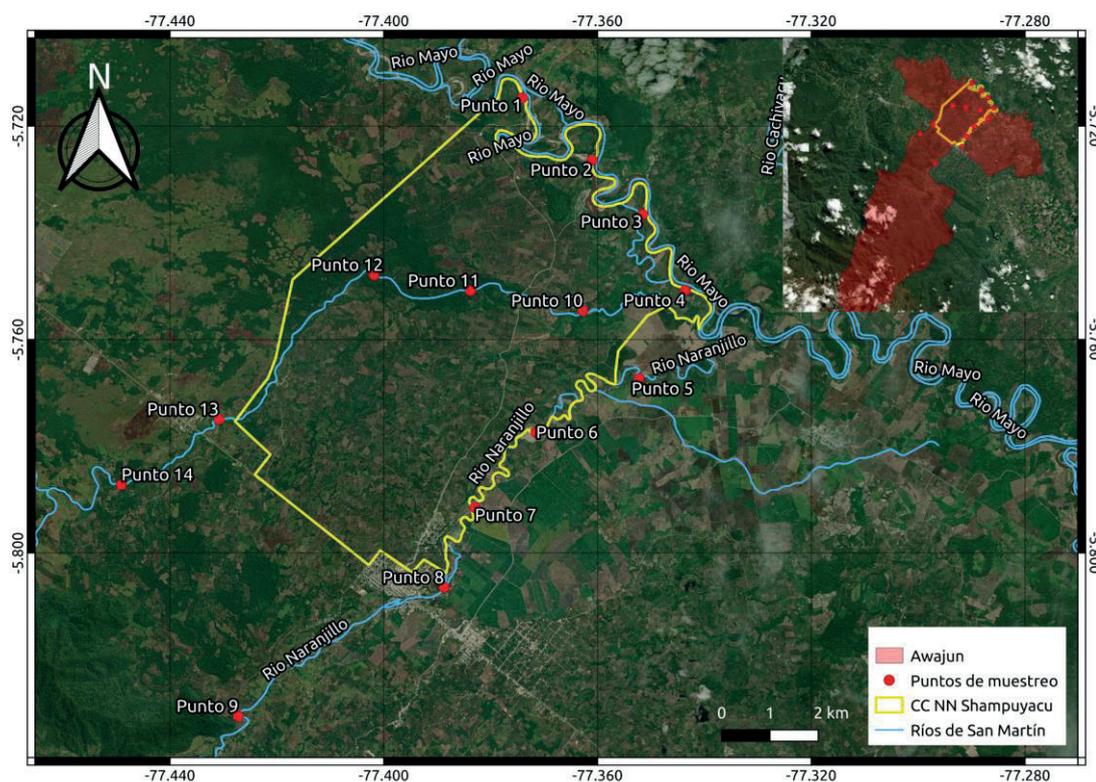
Se realizaron muestreos en 14 puntos ubicados en los ríos Tumbaro, Naranjillo y Mayo, situados en la Comunidad Nativa Shampuyacu en el distrito de Awajun, San Martín, Perú (Figura 1 y Tabla 1), durante los meses de mayo a julio de 2022. Para la recolección de peces se empleó el uso de artes de pesca pasiva, como la nasa, el hilo y anzuelo, y el trasmallo, con la realización de 3, 3 y 5 réplicas, respectivamente; además, se llevaron a cabo 10 réplicas de artes de pesca activa, como la atarraya y la red de cerco siguiendo a Samanez-Valer *et al.* (2014) y Birindelli *et al.* (2016). La clasificación del bosque ribereño se realizó mediante imágenes satelitales y el software QGIS (Roy *et al.*, 2007; Poveda-Cuellar *et al.*, 2018), consignándose tres categorías de bosque ribereño: bosque primario, bosque secundario y cultivo agrícola (Pinto, 2018).

**Tabla 1.** Coordenadas geográficas de los puntos de muestreo distribuidos en los ríos Tumbaro, Naranjillo y Mayo dentro de la Comunidad Nativa Shampuyacu, en el distrito de Awajun, San Martín, Perú.

Río	Bosque	Puntos	Latitud	Longitud
Río Mayo	Agrícola	1	-77,37410777	-5,714701284
Río Mayo	Secundario	2	-77,36100677	-5,726318733
Río Mayo	Secundario	3	-77,35160062	-5,736511905
Río Mayo	Secundario	4	-77,3435781	-5,750767113
Río Naranjillo	Agrícola	5	-77,35221416	-5,767319346
Río Naranjillo	Agrícola	6	-77,37152364	-5,777386143
Río Naranjillo	Agrícola	7	-77,38299713	-5,79149146
Río Naranjillo	Agrícola	8	-77,38871664	-5,806456498
Río Naranjillo	Secundario	9	-77,42721751	-5,83060735
Río Tumbaro	Secundario	10	-77,36274751	-5,754596251
Río Tumbaro	Primario	11	-77,38376498	-5,750844891
Río Tumbaro	Primario	12	-77,40181934	-5,747886882
Río Tumbaro	Secundario	13	-77,43085003	-5,774939354
Río Tumbaro	Secundario	14	-77,44911112	-5,787201671

La determinación taxonómica de las especies siguió a Géry (1977) y Lucena & Soares (2016) para los Characiformes; los Heptapteridae (anteriormente Pimelodidae) mediante Silfvergrip (1996); y Siluriformes según Burgess (1989) y Bifi & Ortega (2020). El listado de Ecurra (2017) se utilizó como base preliminar para la verificación de las especies de peces. Los peces fueron depositados en la colección Zoológica del Museo de Historia Natural "Vera Alleman Haeghebaert", Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú, MURP 0094-0374.

Se realizó la medición de la temperatura del agua a la profundidad media de la columna de agua utilizando un termómetro de inmersión. Además, se midieron el pH, el fosfato inorgánico, el amonio, el nitrito y el nitrato utilizando kits MultiTest de la marca Seachem®. La determinación del oxígeno disuelto (OD) se llevó a cabo mediante un multiparámetro, y se obtuvo el valor de la transparencia utilizando un disco de Secchi (APHA, AWWA, WEF, 2012).



**Figura 1.** Mapa cartográfico de los puntos de muestreo evaluados en los ríos Tumbaro, Naranjillo y Mayo dentro de la Comunidad Nativa Shampuyacu, en el distrito de Awajun, San Martín, Perú.

Se determinó la abundancia absoluta y relativa a nivel de especie, familia y orden. El tamaño estándar para la curva de rarefacción de la riqueza específica (S) correspondió al doble del menor tamaño de la muestra siguiendo a Chao *et al.* (2014), y se realizó para cada nivel del bosque ribereño según Poveda-Cuellar *et al.* (2018). Además, se estimaron los índices de diversidad alfa por río evaluado, como la riqueza específica (S), el índice de Simpson (D) y el índice de Shannon-Wiener (H') en log10 según Moreno (2001). La prueba de Kolmogorov-Smirnov se utilizó para determinar la distribución normal de los datos, y la homogeneidad de las varianzas se evaluó mediante la prueba de Levene (Thode, 2011).

Se efectuó una matriz de correlación de Spearman entre los parámetros físico-químicos del agua y los índices de diversidad alfa. Por último, se elaboró un Modelo Lineal Generalizado (GLM) para estimar la contribución de las variables de la calidad del agua en la composición y diversidad alfa de la comunidad de peces, utilizando el criterio de información de Akaike (AIC) (Burnham & Anderson, 2002). Todos los análisis de datos y diversidad fueron realizados utilizando los paquetes tidyverse (Wickham *et al.*, 2019) e iNEXT (Hsieh *et al.*, 2020) del

software de código abierto R (R Core Team, 2020), con un nivel de confiabilidad del 95%.

**Aspectos éticos:** Los métodos de colecta no siguieron procedimientos invasivos según lo sugerido por Costello *et al.* (2016), y se descarta el uso de experimentación en los especímenes colectados; la preservación de los especímenes fue realizada en ejemplares representativos. Se contó con el permiso del Apu de la Comunidad Nativa Shampuyacu. Se solicitó el permiso al Ministerio de la Producción del Perú para la colecta de Recursos Hidrobiológicos.

## RESULTADOS

Un total de 1198 peces fueron colectados provenientes de los ríos Tumbaro (47,4%; n = 568), Naranjillo (20,9%; n = 250) y Mayo (31,7%; n = 380). La composición taxonómica correspondió a tres órdenes, 12 familias y 27 especies (Tabla 2), los Characiformes representaron el 57,3% del total, seguidos de los Siluriformes (32,7%) y Perciformes (10%). Las cinco familias más abundantes fueron: Characidae (27,1%) con ocho especies,

Loricariidae (24,8%) con seis especies, Curimatidae (13,3%) con una especie, Cichlidae (10%) presentó dos especies y Parodontidae (8,04%) con una especie. *Chaetostoma marmorescens* Eigenmann & Allen, 1942,

*Chaetostoma* sp. (Tschudi, 1846) e *Hypostomus fonchii* (Weber & Montoya-Burgos, 2002) fueron las tres especies más abundantes con 7,33%, 6,9% y 4,37%, respectivamente.

**Tabla 2.** Composición de especies de peces en los 14 puntos de muestreo distribuidos en los ríos Tumbaro (puntos = 10 al 14), Naranjillo (puntos = 5 al 9), y Mayo (puntos = 1 al 4) dentro de la Comunidad Nativa Shampuyacu, en el distrito de Awajun, San Martín, Perú.

Especies	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Astyanax</i> sp. (Characidae)			X	X						X				
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)														
(Characidae)	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Creagrutus</i> sp. (Characidae)				X	X						X	X		
<i>Creagrutus</i> sp. 2 (Characidae)				X	X						X	X		
<i>Creagrutus</i> sp. 3 (Characidae)					X						X	X		
<i>Roeboides</i> sp. (Characidae)	X	X									X	X		
<i>Bryconamericus</i> sp. (Characidae)	X	X	X		X	X			X	X	X	X	X	X
<i>Hemibrycon jabonero</i> Schultz, 1944														
(Characidae)	X		X							X	X	X	X	X
<i>Cyphocharax</i> sp. (Curimatidae)	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Parodon buckleyi</i> Boulenger, 1887 (Parodontidae)	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Prochilodus nigricans</i> Spix & Agassiz, 1829 (Prochilodontidae)	X	X		X	X									
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858														
(Anostomidae)	X	X	X		X	X	X				X			X
<i>Characidium purpuratum</i> Steindachner, 1882 (Crenuchidae)										X	X	X		X
<i>Astroblepus sabalo</i> (Valenciennes, 1840) (Astroblepidae)					X	X	X			X				X
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824) (Heptapteridae)				X	X	X	X		X	X	X	X		X
<i>Pimelodella</i> sp. (Heptapteridae)					X	X	X		X	X	X	X		X
<i>Ancistrus</i> sp. (Loricariidae)	X	X	X	X					X	X	X	X		
<i>Chaetostoma marmorescens</i> Eigenmann & Allen, 1942 (Loricariidae)	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X
<i>Chaetostoma</i> sp. (Tschudi, 1846) (Loricariidae)	X	X			X			X	X	X	X	X	X	X
<i>Hypostomus fonchii</i> Weber & Montoya-Burgos, 2002 (Loricariidae)	X	X	X	X			X		X	X	X	X	X	X
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> Castelnau, 1855 (Loricariidae)														
<i>Fonchiloricaria nanodon</i> Rodriguez, Ortega & Covain, 2011 (Loricariidae)	X	X	X	X	X		X					X		
<i>Cetopsis</i> sp. (Cetopsidae)					X		X							

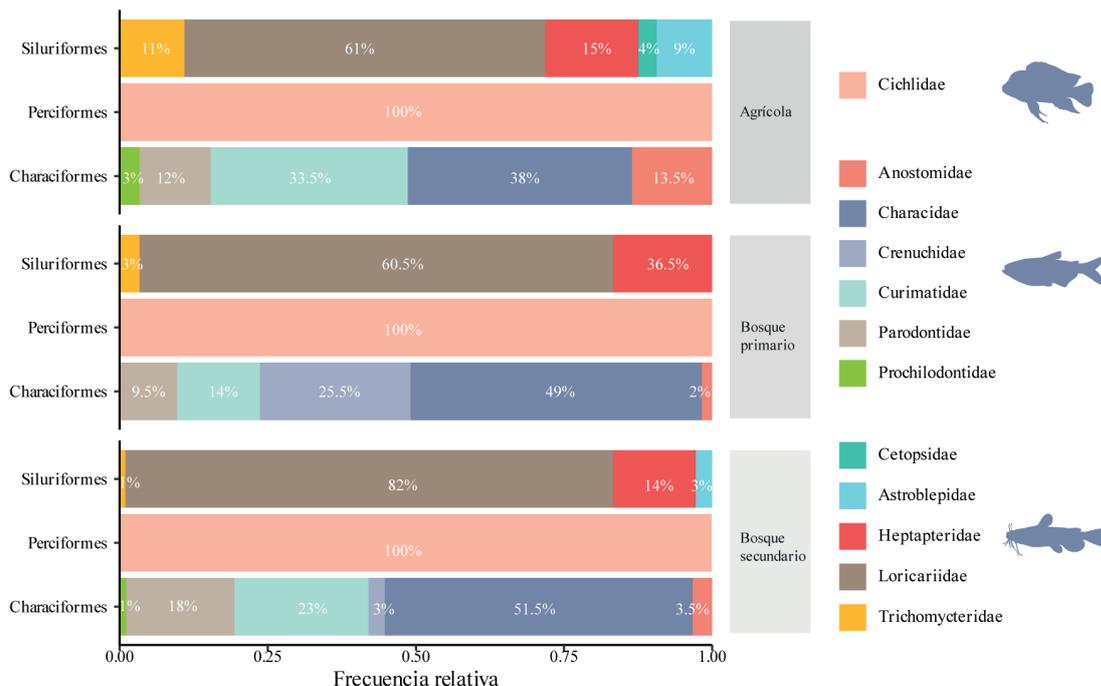
(Continua Tabla 2)

(Continúa Tabla 2)

<i>Ituglanis laticeps</i> Costa & Bockmann, 1993 (Trichomycteridae)							X	X						
<i>Trichomycterus</i> sp. (Trichomycteridae)							X	X		X				X
<i>Bujurquina</i> sp. (Cichlidae)	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Cichlasoma</i> sp. (Cichlidae)									X	X	X	X	X	X

El 50% de puntos de muestreo seleccionados correspondieron a la categoría de bosque secundario, el 35,7% a cultivo agrícola, y solo los puntos de muestreo 11 y 12 (14,3%) del río Tumbaro fueron determinados como bosque primario. El 45,3% (n = 542) de los peces se encontraron en los puntos con bosque secundario, a pesar de que solo se encontraron dos puntos en la categoría de bosque primario, estos representaron el 28,8% (n = 345) del total, los puntos con cultivo agrícola alcanzaron el

26% (n = 311). La familia Crenuchidae no fue hallada en los puntos con cultivo agrícola, mientras que en los bosques primarios representaron el 25,5% del total de Characiformes. Los dos puntos con bosque primario no evidenciaron presencia de Astroblepidae, Cetopsidae y Prochilodontidae. La especie de importancia comercial *Prochilodus* spp. se encontró en los sitios con bosque secundario y cultivo agrícola. Los Cichlidae presentaron mayor abundancia relativa en los sitios con bosque primario (Figura 2).



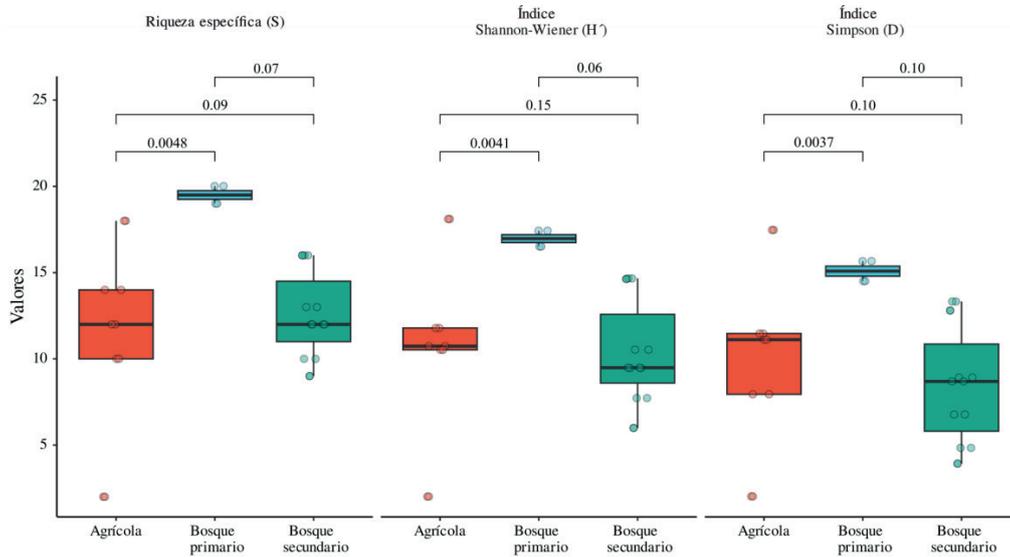
**Figura 2.** Frecuencias relativas de los peces hallados en los ríos Tumbaro, Naranjillo y Mayo según familia, orden y tipo del bosque ribereño, dentro de la Comunidad Nativa Shampuyacu, en el distrito de Awajun, San Martín, Perú.

El río Tumbaro presentó la mayor riqueza específica (S) con un valor de 23 especies, seguido del río Naranjillo (S = 21) y río Mayo (S = 18). Los puntos 11 y 12 del río Tumbaro presentaron un bosque ribereño primario, asimismo, correspondieron a los de mayor riqueza específica (S), 20 y 19 especies, respectivamente. Mientras que los menores valores de riqueza específica (S) se observaron en los puntos 8 (S = 2) y 9 (S = 9) del río Naranjillo categorizados en cultivo agrícola y bosque

secundario, respectivamente. A nivel de bosque ribereño, la categoría cultivo agrícola (H' = 15,6; S = 11,6) y bosque secundario (H' = 14,25; S = 10,90) alcanzaron las 23 especies, mientras que el bosque primario (H' = 16,6; S = 14,25) presentó 21 especies. La riqueza específica (S), índice de H' y el D fueron diferentes entre los puntos categorizados como agrícolas y bosques primarios (S: p = 0,004; H': p = 0,04; D: p = 0,03), mientras que los puntos considerados como bosques secundarios no

fueron diferentes de los puntos con bosque primario (S:  $p = 0,07$ ;  $H'$ :  $p = 0,06$ ; D:  $p = 0,10$ ), similar patrón,

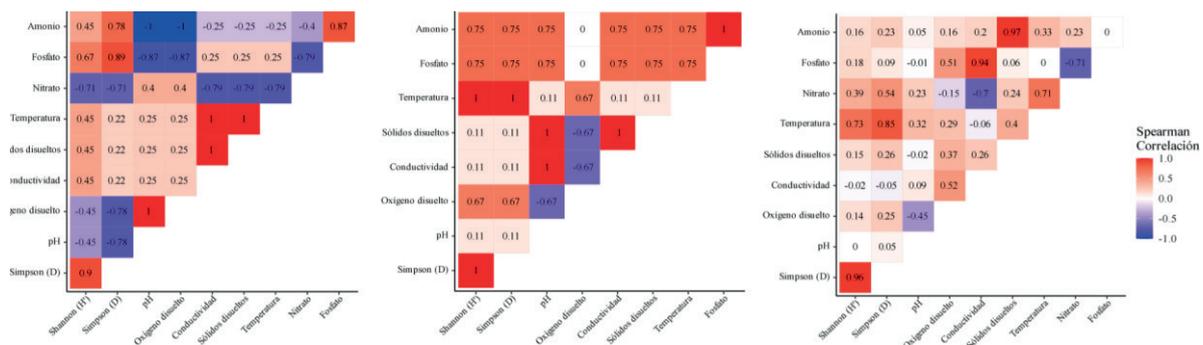
se observó entre los puntos con bosques secundarios y agrícolas (S:  $p = 0,09$ ;  $H'$ :  $p = 0,15$ ; D:  $p = 0,12$ ) (Figura 3).



**Figura 3.** Boxplot de índices de diversidad alfa de los peces hallados en los ríos Tumbaro, Naranjillo y Mayo según el tipo del bosque ribereño, dentro de la Comunidad Nativa Shampuyacu, en el distrito de Awajun, San Martín, Perú.

La temperatura varió entre 17,59 °C y 23,34 °C, los puntos agrícolas presentaron la menor temperatura promedio (19,4 °C); el valor promedio del pH fue de 8,20, cambiando levemente entre puntos bosques primarios (8,48), bosques secundarios (8,07) y puntos agrícolas (8,26). Los niveles de OD fueron de 6,88 ± 0,27 mg·L<sup>-1</sup> en puntos agrícolas, de 8,39 ± 0,83 mg·L<sup>-1</sup> en bosque

secundario y de 8,31 ± 0,13 mg·L<sup>-1</sup> en bosques primarios; similar patrón se registraron valores de conductividad de 221 S/cm y 276 S/cm en puntos agrícolas y bosques primarios, respectivamente. Los niveles de amonio (3 mg·L<sup>-1</sup>) y nitrato (1 mg·L<sup>-1</sup>) fueron superiores para los puntos con bosque primario, en cambio, los fosfatos fueron mayores en los puntos agrícolas (2,6 mg·L<sup>-1</sup>).



**Figura 4.** Correlograma entre los parámetros fisicoquímicos y los índices de diversidad alfa de los peces hallados en los ríos Tumbaro, Naranjillo y Mayo según el tipo del bosque ribereño, dentro de la Comunidad Nativa Shampuyacu, en el distrito de Awajun, San Martín, Perú.

Se evidenció una correlación positiva ( $r_s = 0,89$ ;  $p < 0,05$ ) entre el D y los niveles de fosfato para los puntos agrícolas; mientras que para los bosques primarios se obtuvieron correlaciones positivas entre la temperatura y  $H'$  ( $r_s = 1$ ;  $p$

$< 0,05$ ) y D ( $r_s = 1$ ;  $p < 0,05$ ). Similar patrón se observó en los puntos con bosque secundario para el D ( $r_s = 0,85$ ;  $p < 0,05$ ) (Figura 4).

El modelo GLM ajustado para la variable respuesta H' y para las variables predictoras temperatura, OD, pH, conductividad, amonio, nitrato, fosfato y la variable aleatoria bosque ribereño mostró que la mayoría de las variables predictoras fueron significativamente diferentes de cero ( $p < 0,05$ ). La temperatura y niveles de amonio presentaron una relación positiva significativo con el H', mientras que el nitrato y conductividad tuvieron un efecto negativo significativo. Las variables OD, pH y fosfato no fueron significativas ( $p > 0,05$ ). El modelo tuvo un buen ajuste a los datos observados (AIC = 21,62) y explicó el 78,1% de la variabilidad en el H' ( $R^2 = 0,78$ ).

## DISCUSIÓN

La composición taxonómica de los peces recolectados mostró la presencia de 27 especies pertenecientes a tres órdenes y 12 familias. Los Characiformes representaron la mayoría de las especies recolectadas, seguidos de los Siluriformes y los Perciformes. Las familias más abundantes fueron Characidae, Loricariidae, y Curimatidae. Estos resultados son coincidentes con lo observado por Escurra (2017), quien registró los tres órdenes hallados en el presente estudio, además de los Cyprinodontiformes, en cuanto a familias existió un 90% de similitud para el río Mayo y sus tributarios. Correa & Ortega (2010) y Chuctaya *et al.* (2022) también registraron los tres órdenes, la composición de familias fue coincidente en un 55% con las familias registradas para el río Nanay (7 familias) y Ucayali (10 familias). El hallazgo de que los Characiformes fueron los más abundantes en los ríos estudiados, se explica dado a la dieta generalista que presentan (Barreto & Aranha, 2006), ciclo de vida corto (Zacardi *et al.*, 2020), capacidad de migración y tolerancia frente a diferentes condiciones ambientales (Gonzalez *et al.*, 2018). Según Goulding (1980) la alta diversidad de Characiformes en la Amazonía puede deberse a la complejidad geomorfológica y la diversidad de hábitats acuáticos.

*Chaetostoma marmorescens* Eigenmann & Allen, 1942, *Chaetostoma* sp. (Tschudi, 1846) e *Hypostomus fonchii* (Weber & Montoya-Burgos, 2002) fueron las tres especies más.

Las especies más comunes fueron *Chaetostoma marmorescens* Eigenmann & Allen, 1942, *Chaetostoma* sp. (Tschudi, 1846) e *Hypostomus fonchii* (Weber & Montoya-Burgos, 2002), pertenecientes a la familia Loricariidae. Esta familia es conocida por su diversidad y adaptabilidad a diferentes hábitats, lo que les permite

ocupar una amplia variedad de nichos ecológicos, siendo considerada dominante para la Amazonía peruana (Lujan *et al.*, 2012; Dagosta & De Pinna, 2019; Roxo *et al.*, 2019).

Se observó que la presencia de bosques secundarios fueron los hábitats más comunes en los puntos de muestreo ( $n = 7$ ) y que los cultivos agrícolas ( $n = 5$ ) también tuvieron una alta presencia en la zona. Solo dos puntos ubicados en el río Tumbaro presentaron bosques primarios. El río Naranjillo, presentó únicamente un punto considerado bosque secundario, los demás fueron cultivos agrícolas ( $n = 4$ ). Este resultado evidencia una transformación importante de la cobertura vegetal natural en la Comunidad Nativa Shampuyacu y un aumento en las áreas de cultivo en la Amazonía peruana en las últimas décadas por la expansión de la agricultura y ganadería (Vieira *et al.*, 2008; Alho *et al.*, 2015; Maeda *et al.*, 2021). Por otro lado, la ausencia de la familia Crenuchidae en los puntos con cultivos agrícolas es alarmante, ya que esta familia de peces se considera indicadora de la calidad del agua (Peressin *et al.*, 2018). Los cultivos agrícolas podrían estar afectando negativamente la calidad del agua en el área (Tanaka *et al.*, 2016).

La presencia de *Prochilodus* spp. en los sitios con bosque secundario y cultivo agrícola puede ser una indicación de su adaptabilidad y tolerancia a los cambios en el hábitat, es importante señalar que su ausencia ocurrió en los puntos con bosque primario, es decir, los puntos del río Tumbaro. Este afluente no es de gran extensión, y según Silva & Stewart (2017), los Prochilodontidae requieren afluentes de gran extensión para que puedan cumplir su ciclo de vida natural. La mayor abundancia relativa de la familia Cichlidae en el río Tumbaro puede estar relacionada con la presencia de hábitats más complejos y diversos en este ecosistema, lo que proporciona una mayor variedad de nichos ecológicos para la especie (Gavrilets & Losos, 2009; Ronco *et al.*, 2021).

Los resultados evidencian que el río Tumbaro tiene una mayor riqueza específica de especies que el río Naranjillo y el río Mayo. Esto puede deberse a la presencia de bosques ribereños primarios en los puntos 11 y 12 del río Tumbaro, que presentan la mayor riqueza específica. Según Pusey & Arthington (2003) la presencia de bosques ribereños primarios puede aumentar la diversidad de peces en los afluentes y efluentes. En contraste, los puntos 8 y 9 del río Naranjillo, que se encuentran en cultivo agrícola y bosque secundario, respectivamente, presentaron los menores valores de riqueza específica. Estudios previos han encontrado que la actividad humana, como la agricultura intensiva y la tala de bosques, pueden tener

un efecto negativo en la diversidad íctica (Lorion & Kennedy, 2009; Brejão *et al.*, 2018).

De acuerdo a Maracahipes-Santos *et al.* (2020) la composición de especies puede variar entre diferentes tipos de bosques ribereños. A nivel de bosque ribereño, se encontró que la categoría de cultivo agrícola y bosque secundario presentaron la misma riqueza específica. Sin embargo, se observaron diferencias significativas en los índices de H' y D entre los puntos categorizados como agrícolas y bosques primarios. Esto indica que, aunque la riqueza específica pueda ser similar en estos tipos de bosques ribereños, la composición de especies es diferente y la distribución de especies no es homogénea.

La temperatura, pH, niveles de OD, conductividad, y nutrientes, influyen en la distribución de especies en los ecosistemas acuáticos. La temperatura es un factor crucial en la vida acuática, ya que afecta el metabolismo y la tasa de crecimiento de los organismos acuáticos (Jobling, 1981). En este estudio, se observó que la temperatura varió entre 17,59 °C y 23,34 °C y los puntos agrícolas presentaron una temperatura promedio de 21,4 °C. Esto puede deberse a la falta de sombreado y la eliminación de la vegetación ribereña, lo que aumenta la temperatura del agua debido a la exposición directa a la radiación solar (Dugdale *et al.*, 2018). Asimismo, se observó que los niveles de OD fueron más altos en los puntos con bosque primario, lo que puede deberse a la mayor producción de oxígeno por la vegetación acuática y la menor demanda de oxígeno por la descomposición de la materia orgánica (Ice & Sugden, 2003). Además, los niveles de amonio y nitrato fueron superiores en los puntos con bosque primario, lo que sugiere una mayor actividad biológica en estos ecosistemas (Peterson *et al.*, 2001). Por otro lado, los fosfatos fueron más altos en los puntos agrícolas, lo que puede deberse a la aplicación de fertilizantes y el uso de agroquímicos en la agricultura (Carlyle & Hill, 2001; Hoffmann *et al.*, 2009).

Por último, los resultados del modelo mostraron que la temperatura y los niveles de amonio tuvieron un efecto positivo significativo sobre el índice de H'. Estos resultados concuerdan con otros estudios que han encontrado una relación positiva entre la temperatura y la diversidad íctica (Vieira *et al.*, 2022; Ramírez-García *et al.*, 2023) y una relación positiva entre los niveles de amonio y la diversidad de macroinvertebrados en ríos (Berenzen *et al.*, 2001; Charcosset *et al.*, 2006), lo cual contribuiría a sostener los diferentes eslabones de las cadenas tróficas de los ríos Tumbaro, Naranjillo y Mayo.

Se concluye que la perturbación del bosque ribereño tiene un efecto significativo sobre la diversidad de peces de los ríos Tumbaro, Naranjillo y Mayo. El río Tumbaro es el afluente más conservado y diverso, mientras que el río Naranjillo, a pesar de contar con poca cobertura vegetal ribereña, presenta una gran abundancia, debido a la gran variedad de nichos ecológicos que ofrece desde su origen hasta su desembocadura. Es necesario fortalecer las medidas de conservación y mitigación ante las actividades humanas, como la agricultura intensiva y la deforestación, que impactan negativamente en estos importantes ecosistemas.

#### **Author contributions: CRediT (Contributor Roles Taxonomy)**

UTZ = Uriel Torres-Zevallos

WP = Wily Palomino

JI = José Iannacone

**Conceptualization:** UTZ, WP, JI

**Data curation:** UTZ

**Formal Analysis:** UTZ

**Funding acquisition:** WP

**Investigation:** UTZ, WP, JI

**Methodology:** UTZ, WP, JI

**Project administration:** WP

**Resources:** WP

**Software:** UTZ

**Supervision:** JI, WP

**Validation:** JI, WP

**Visualization:** UTZ, WP, JI

**Writing – original draft:** UTZ, WP, JI

**Writing – review & editing:** JI, WP

#### **REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Alho, C.J., Reis, R.E., & Aquino, P. P. (2015). Amazonian freshwater habitats experiencing environmental and socioeconomic threats affecting subsistence fisheries. *Ambio*, 44, 412-425.
- APHA, AWWA, WEF. (2012). *Standard Methods for examination of water and wastewater*. 2<sup>nd</sup> ed. American Public Health Association. 1360 p.

- Barreto, A. P., & Aranha, J. M. (2006). Diet of four species of Characiforms in an Atlantic forest stream, Guaraquecaba, Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23, 779-788.
- Berenzen, N., Schulz, R., & Liess, M. (2001). Effects of chronic ammonium and nitrite contamination on the macroinvertebrate community in running water microcosms. *Water Research*, 35, 3478-3482.
- Bifi, A.G., & Ortega, H. (2020). Redescription of *Ancistrus greeni* (Siluriformes: Loricariidae), and description of a new species from the río Madre de Dios basin, Peru. *Neotropical Ichthyology*, 18, e190070.
- Birindelli, J., Meza-Vargas, V., Sousa, M.L., & Hidalgo, M.H. (2016). *Standardized rapid biodiversity Protocols: Freshwater Fishes*. Conservation International.
- Brejão, G. L., Hoeninghaus, D. J., Pérez-Mayorga, M. A., Ferraz, S. F., & Casatti, L. (2018). Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation biology*, 32, 860-871.
- Burgess, W.E. (1989). *An atlas of freshwater and marine catfishes. A preliminary survey of the Siluriformes*. TFH Publication, 28, 305-325.
- Burnham, K.P., & Anderson, D.R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretical approach*. 2<sup>nd</sup> ed. Springer-Verlag.
- Carlyle, G. C., & Hill, A. R. (2001). Groundwater phosphate dynamics in a river riparian zone: effects of hydrologic flowpaths, lithology and redox chemistry. *Journal of Hydrology*, 247, 151-168.
- Casatti, L. (2010). Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. *Biota Neotropica*, 10, 31-34.
- Chao, A., Gotelli, N., Hsieh, T. C., Sander, E., Ma, K., Colwell, R., & Ellison, A. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45-67.
- Charcosset, D. L., Bracht, B., & Chauvet, E. (2006). Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie*, 165, 105-126.
- Chuctaya, J., Meza-Vargas, V., Faustino-Fuster, D. R., Hidalgo, M., & Ortega, H. (2022). Lista de especies de peces de la cuenca del río Ucayali, Perú. *Revista peruana de biología*, 29, e20049.
- Conservación Internacional (2020). *Abordando las causas de la deforestación en el Perú*. Conservación Internacional-Perú. Norway's International Climate and Forests Initiative (NICFI).
- Correa, E., & Ortega, H. (2010). Diversidad y variación estacional de peces en la cuenca baja del río Nanay, Perú. *Revista peruana de biología*, 17, 37-42.
- Costello, C., Ovando, D., Clavelle, T., Strauss, C.K., Hilborn, R., Melnychuk, M.C., Branch, T.A., Gaines, S.D., Szuwalski C.S., Cabral, R.B., Rader, D.N., & Leland, A. (2016). Global fishery prospects under contrasting management regimes. *Proceedings of the national academy of sciences*, 113, 5125-5129.
- Cole, L. J., Stockan, J., & Helliwell, R. (2020). Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agriculture, ecosystems & environment*, 296, 106891.
- Dagosta, F. C., & De Pinna, M. (2019). The fishes of the Amazon: distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 431, 1-163.
- De Paula, F.R., Leal, C.G., Leitao, R.P., Ferraz, S.F.D.B., Pompeu, P.S., Zuanon, J. A.S., & Hughes, R.M. (2021). The role of secondary riparian forests for conserving fish assemblages in eastern Amazon streams. *Hydrobiologia*, 849, 4529-4546.
- Dugdale, S.J., Malcolm, I.A., Kantola, K., & Hannah, D.M. (2018). Stream temperature under contrasting riparian forest cover: Understanding thermal dynamics and heat exchange processes. *Science of the Total Environment*, 610, 1375-1389.
- Dyballa, K.E., Matzek, V., Gardali, T., & Seavy, N.E. (2019). Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta analysis. *Global Change Biology*, 25, 57-67.

- Escurra, A. (2017). *Diversidad ictiológica y estado de conservación del río Mayo (provincias de Rioja, Moyobamba y Lamas), cuenca del río Huallaga, San Martín (2006 - 2017)*. Tesis para obtener el título profesional de Bióloga. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima-Perú.
- Espíndola, E.L.G., Matsumura-Tundisi, T., Rietzler, A.C., & Tundisi, J. G. (2000). Spatial heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. *Revista Brasileira de Biologia*, 60, 179-194.
- Gavrilets, S., & Losos, J. B. (2009). Adaptive radiation: contrasting theory with data. *Science*, 323, 732-737.
- Gery, J. (1977). *Characoids of the world*. T.F.H. Publications, Inc.
- Gonzalez, R.J., Cradeur, A., Guinnip, M., Mitchell, A., & Reduta, V. (2018). South American characids share very similar ionoregulatory characteristics. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 226, 17-21.
- Goulding, M. (1980). *The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history*. University of California Press.
- Gutierrez, I., & Becerra, P. (2018). Composición, diversidad y estructura de la vegetación de bosques ribereños en el centro sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 39, 239-253.
- Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämppe, J., Hansen, H.C.B., & Kronvang, B. (2009). Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *Journal of environmental quality*, 38, 1942-1955.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., & Chao, A. (2016). iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1451-1456.
- Havrdová, A., Douda, J., & Doudová, J. (2023). Threats, biodiversity drivers and restoration in temperate floodplain forests related to spatial scales. *Science of The Total Environment*, 854, 158743.
- Ice, G., & Sugden, B. (2003). Summer dissolved oxygen concentrations in forested streams of northern Louisiana. *Southern Journal of Applied Forestry*, 27, 92-99.
- Jobling, M. (1981). The influences of feeding on the metabolic rate of fishes: a short review. *Journal of Fish Biology*, 18, 385-400.
- Johnson, L.R., Trammell, T.L., Bishop, T.J., Barth, J., Drzyzga, S., & Jantz, C. (2020). Squeezed from all sides: Urbanization, invasive species, and climate change threaten riparian forest buffers. *Sustainability*, 12, 1448.
- Lorion, C. M., & Kennedy, B. P. (2009). Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, 19, 468-479.
- Lucena, C.A., & Soares, H.G. (2016). Review of species of the *Astyanax bimaculatus* "caudal peduncle spot" subgroup sensu Garutti & Langeani (Characiformes, Characidae) from the rio La Plata and rio São Francisco drainages and coastal systems of southern Brazil and Uruguay. *Zootaxa*, 4072, 101-125.
- Lujan, N.K., Winemiller, K.O., & Armbruster, J. W. (2012). Trophic diversity in the evolution and community assembly of loricariid catfishes. *BMC Evolutionary Biology*, 12, 1-13.
- Maeda, E. E., Abera, T. A., Siljander, M., Aragão, L. E., Moura, Y. M. D., & Heiskanen, J. (2021). Large-scale commodity agriculture exacerbates the climatic impacts of Amazonian deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118, e2023787118.
- Maracahipes-Santos, L., Silverio, D.V., Macedo, M.N., Maracahipes, L., Jankowski, K.J., Paolucci, L.N., Neil, C., & Brando, P. M. (2020). Agricultural land-use change alters the structure and diversity of Amazon riparian forests. *Biological Conservation*, 252, 108862.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad. M & T-Manuales y Tesis SEA*, vol. 1. 84 p.
- Matzek, V., Stella, J., & Ropion, P. (2018). Development of a carbon calculator tool for riparian forest restoration. *Applied Vegetation Science*, 21, 584-594.

- Ortega, H., Hidalgo, M., Trevejo, G., Correa, E., Cortijo, A., Meza, V., & Espino, J. (2011). Lista anotada de los peces de aguas continentales del Perú: Estado actual del conocimiento, distribución, usos y aspectos de conservación (2<sup>do</sup> Ed.). MHN, UNMSM - Ministerio del Ambiente.
- Ortega, H., Hidalgo, M., Trevejo, G., Correa, E., Cortijo, A., Meza, V., & Espino, J. (2011). *Lista anotada de los peces de aguas continentales del Perú: Estado actual del conocimiento, distribución, usos y aspectos de conservación* (2<sup>do</sup> Ed.). MHN, UNMSM - Ministerio del Ambiente. 56 p.
- Peressin, A., da Silva Gonçalves, C., & Cetra, M. (2018). Ichthyofauna diet changes in response to urbanization: the case of upper Paranapanema River basin (Brazil). *Urban ecosystems*, 21, 795-803.
- Peterson, B. J., Wollheim, W. M., Mulholland, P. J., Webster, J. R., Meyer, J. L., Tank, J. L., Marti, E., Bowden, W.B., Valett, H.M., Hershey, A.E., McDowell, W.H., Dodds, W.K., Hamilton, S.K., Gregory, S., & Morrall, D. D. (2001). Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science*, 292, 86-90.
- Pinto, K. (2018). *Influencia del bosque ribereño en la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en nueva quebradas como bioindicadores - Madre de Dios* (Tesis para obtener el título profesional de Ingeniera Forestal). Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco.
- Poveda-Cuellar, J.L., López-Delgado, E.O., & Villa-Navarro, F.A. (2018). Efecto de la cobertura vegetal de ribera en las comunidades ícticas en el bosque húmedo premontano y muy húmedo premontano del Alto Magdalena, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*, 42, 216-226.
- Pusey, B.J., & Arthington, A.H. (2003). Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and freshwater Research*, 54, 1-16.
- R Core Team. 2013. R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing.
- Ramírez-García, A., Domínguez-Domínguez, O., López-López, E., Moncayo-Estrada, R., & De La Cruz-Agüero, J. (2023). Temporal changes in the fish community structure of a small subtropical spring lake: Decadal and seasonal analysis. *Ecology of Freshwater Fish*, 32, 53-63.
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F.C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M.D., Clerici, N., Fernandes, M.R., Franco, J.C., Pettit, N., & Portela, A.P. (2020). Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, 70, 501-514.
- Ronco, F., Matschiner, M., Böhne, A., Boila, A., Büscher, H. H., El Taher, A., Indermaur, A., Malinsky, M., Ricci, V., Kahmen, A., Jentoft, S., & Salzburger, W. (2021). Drivers and dynamics of a massive adaptive radiation in cichlid fishes. *Nature*, 589, 76-81.
- Roxo, F.F., Ochoa, L. E., Sabaj, M.H., Lujan, N.K., Covain, R., Silva, G. S., Bruno F. Melo, B.F., Albert, J.S., Chang, J., Foresti, F., Alfaro, M.E., & Oliveira, C. (2019). Phylogenomic reappraisal of the Neotropical catfish family Loricariidae (Teleostei: Siluriformes) using ultraconserved elements. *Molecular phylogenetics and Evolution*, 135, 148-165.
- Roy, A. H., Freeman, B. J., & Freeman, M. C. (2007). Riparian influences on stream fish assemblage structure in urbanizing streams. *Landscape Ecology*, 22, 385-402.
- Rodewald, A. D., & Bakermans, M. H. (2006). What is the appropriate paradigm for riparian forest conservation?. *Biological Conservation*, 128, 193-200.
- Samanez-Valer, I., Rimarachín-Ching, V., Palma-Gonzales, C., Arana-Maestre, J., Ortega-Torres, H., Correa-Roldán, V., & Hidalgo Del Águila, M. (2014). *Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú*, Ministerio del Ambiente, Lima.
- Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Chormański, J., & Hopkins, R. J. (2019). You can't see the woods for the trees: invasive *Acer negundo* L. in urban

- riparian forests harms biodiversity and limits recreation activity. *Sustainability*, *11*, 5838.
- Silfvergrip, A. (1996). *A systematic revision of the Neotropical catfish genus Rhamdia (Teleostei, Pimelodidae)*. Doctoral dissertation, Stockholm University.
- Silva, E. A., & Stewart, D. J. (2017). Reproduction, feeding and migration patterns of *Prochilodus nigricans* (Characiformes: Prochilodontidae) in northeastern Ecuador. *Neotropical Ichthyology*, *15*, e160171.
- Singh, R., Tiwari, A. K., & Singh, G. S. (2021). Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach. *Landscape and ecological engineering*, *17*, 195-223.
- Tafur-Anzualdo, V., Esenarro, D., Medina-Ramos, C., Betetta-Gomez, J., Túllume, M. C., & Chavesta, P. A. (2022). Reflections on the deforestation of the Peruvian Amazonian forest for agricultural land use, period 2001-2018. *International Journal of Mechanical Engineering*, *7*, 1345-1355.
- Tanaka, M. O., de Souza, A. L. T., Moschini, L. E., & de Oliveira, A. K. (2016). Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *216*, 333-339.
- Thode, H. C. (2011). *Normality Tests*. In: Lovric, M. (Eds.), *International Encyclopedia of Statistical Science*. Springer.
- Vieira, I.C.G., Toledo, P.D., Silva, J.D., & Higuchi, H. (2008). Deforestation and threats to the biodiversity of Amazonia. *Brazilian Journal of Biology*, *68*, 949-956.
- Vieira, T.B., Sánchez-Botero, J.I., Garcez, D.S., Lima, S.M.Q., Pavanelli, C. S., Casatti, L., Smith, W.S., Benedito, E., Mazzoni, R., Pompeu, P.S., Agostinho, C.S., de Assis-Montag, L.F., Zuanon, J., Aquino, P.P.U., Cetra, M., Pena, S.A., Alexandre, R.J.R., Oliveira, A.S.Q.A., Tejerina-Garro, F.L., Duboc, L.F., Pérez-Mayorga, M.A., Brejão, G.L., Mateussi, N.T.B., Leitão, R.P., & De Marco Júnior, P. (2022). Spatial non-stationarity in the distribution of fish species richness of tropical streams. *Community Ecology*, *24*, 35-45.
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L.D., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T.L., Evan Miller, E., Bache, S.M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D.P., Spinu, V., Takahashi, K., Vaughan, D., Wilke, C., Woo, K., & Yutani, H. (2019). Welcome to the Tidyverse. *Journal of Open Source Software*, *4*(43), 1686.
- Zacardi, D.M., Bittencourt, S.C.S., & Queiroz, H.L. (2020). Recruitment of migratory Characiforms in the different wetland habitats of Central Amazonia: Subsidies for sustainable fisheries management. *Journal of Applied Ichthyology*, *36*, 431-438.
- Zaimes, G. N., Gounaridis, D., & Symeonakis, E. (2019). Assessing the impact of dams on riparian and deltaic vegetation using remotely-sensed vegetation indices and Random Forests modelling. *Ecological indicators*, *103*, 630-641.

Received March 5, 2023.

Accepted May 24, 2023.