



COLONIZACIÓN ACUÁTICA

Expansión de la tilapia
en el río Churute

JANETH JÁCOME GÓMEZ, MARÍA MARTÍNEZ SOTELO, XIMENA VALENCIA ENRÍQUEZ,
JOSÉ MONTERO DE LA CUEVA, MARCO DE LA CRUZ CHICAIZA.

COLONIZACIÓN ACUÁTICA

Expansión de la tilapia
en el río Churute

Autores

Janeth Rocío Jácome Gómez
Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí
<https://orcid.org/0000-0001-7023-5911>

María Cristina Martínez Sotelo
Instituto Superior Tecnológico Tsa'chila
<https://orcid.org/0000-0001-8692-7074>

Ximena Patricia Valencia Enríquez
Instituto Superior Tecnológico Tsa'chila
<https://orcid.org/0000-0003-3973-1217>

José Vicente Montero de la Cueva
Universidad UTE
<https://orcid.org/0000-0001-5376-8249>

Marco Vinicio De la Cruz Chicaiza
Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí
<https://orcid.org/0000-0001-8935-7951>

erevna

Ecuador

Colonización Acuática: Expansión de la tilapia en el río Churute

Autores: Janeth Rocío Jácome Gómez, María Cristina Martínez-Sotelo, Ximena Patricia Valencia-Enríquez, José Vicente Montero de la Cueva, Marco Vinicio De la Cruz Chicaiza.

Publicación arbitrada por pares en modalidad double-blind peer review ([informe](#))

Primera edición agosto 2025

e-ISBN: 978-9942-7297-8-1

DOI: 10.70171/5mv9p857

Coordinación Editorial:

EREVNA CIENCIA EDICIONES

Diagramación y diseño digital:

EREVNA CIENCIA EDICIONES

Fotografías:

JANETH JÁCOME GÓMEZ

© (2025) Janeth Rocío Jácome Gómez, María Cristina Martínez-Sotelo, Ximena Patricia Valencia-Enríquez, José Vicente Montero de la Cueva, Marco Vinicio De la Cruz Chicaiza.

© (2025) Erevna Ciencia Ediciones

Av. Río Toachi y Calle los Bambúes, Santo Domingo de los Tsáchilas, Ecuador.

Teléfono: +593 96 8173 352, editorial@e-revna.com

<https://e-revna.com>

Este libro está disponible en acceso abierto y se publica bajo una licencia Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International. Puede ser compartido en su forma original, siempre y cuando se otorgue crédito al autor, únicamente con propósitos no comerciales y sin realizar modificaciones ni crear obras derivadas. Las opiniones expresadas en este documento son responsabilidad exclusiva de los autores y no reflejan necesariamente la postura de las instituciones que patrocinan o auspician esta publicación, ni de la editorial.



El editor no hace ninguna representación, expresa o implícita, con respecto a la exactitud de la información contenida en este libro y no puede aceptar ninguna responsabilidad legal o de otro tipo por cualquier error u omisión que pueda haber.

Datos para la catalogación bibliográfica:

Jácome-Gómez, J. R., Martínez-Sotelo, M. C., Valencia-Enríquez, X. P., Montero-de-la-Cueva, J. V., & De-la-Cruz Chicaiza, M. V. (2025). *Colonización Acuática: Expansión de la tilapia en el río churute*. Editorial Erevna Ciencia Ediciones. <https://doi.org/10.70171/5mv9p857>

Agradecimiento

Al Dr. **Mauro Nirchio** y Dr. **Ricardo Britzke**, quienes, como directores y asesores de mi tesis doctoral, contribuyeron con su guía y conocimientos a las investigaciones que dieron origen a los resultados presentados en este libro.

Contenido

PRÓLOGO	9
RESUMEN	10
ABSTRACT	11
INTRODUCCIÓN	12
DIVERSIDAD DE PECES DE AGUA DULCE EN ECUADOR	15
LA TILAPIA: ORIGEN Y EXPANSIÓN	24
INVESTIGACIÓN DE CAMPO	33
RESULTADOS	39
IMPACTO DE LA EXPANSIÓN DE LA TILAPIA EN EL ECOSISTEMA.....	56
MANEJO Y CONSERVACIÓN	60
CONCLUSIONES Y REFLEXIONES	64
BIBLIOGRAFÍA	67

Prólogo

Las especies invasoras representan una de las mayores amenazas para la biodiversidad a nivel mundial. En ecosistemas frágiles, como los humedales y cuerpos de agua dulce, la introducción de organismos exóticos puede alterar las dinámicas ecológicas, desplazando a especies nativas y transformando los paisajes acuáticos. En este contexto, la tilapia (*Oreochromis* spp.) se ha convertido en una de las especies invasoras más preocupantes en América Latina, debido a su rápida reproducción, adaptabilidad y agresiva competencia por recursos.

El río Churute, ubicado dentro del Refugio de Vida Silvestre Manglares Churute, no ha sido la excepción a esta problemática. Históricamente, este refugio ha sido un santuario para diversas especies de peces y macroinvertebrados de agua dulce, muchos de ellos fundamentales para el equilibrio ecológico del ecosistema. Sin embargo, la creciente presencia de tilapia en sus aguas plantea serias interrogantes sobre el impacto de esta especie en la biodiversidad local.

Este libro, *Colonización Acuática: Expansión de la Tilapia en el Río Churute*, surge como resultado de una investigación dedicada a comprender el alcance de esta invasión biológica. En sus capítulos, se presenta un análisis de la ecología del río Churute, el comportamiento de la tilapia como especie invasora y los efectos que su expansión puede tener en las especies nativas del refugio.

Más allá de describir la problemática, este libro busca generar conciencia sobre la importancia de la gestión ambiental en áreas protegidas y proponer posibles estrategias de control para mitigar los impactos de la tilapia.

“La expansión de especies invasoras es un fenómeno que no puede ser ignorado, y el caso del río Churute es un claro ejemplo de los desafíos que enfrentamos en la protección de la biodiversidad. Espero que este libro sirva como un punto de partida para futuras investigaciones y acciones en pro de la conservación de este valioso ecosistema.”

*Ing. Janeth Jácome Gómez, PhD.
Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí*

Resumen

En Ecuador, el río Churute, presentaba presencia confirmada de tilapia, aunque sin estudios previos que cuantifiquen su impacto en la fauna íctica local. Por ello, el presente estudio tuvo como objetivo describir la composición de la ictiofauna en el río Churute, analizar la distribución y abundancia de tilapia, y evaluar su impacto sobre las especies nativas. Para ello, se desarrolló un estudio descriptivo en 25 sitios distribuidos a lo largo de un tramo de 17 km del río. La captura de peces se realizó mediante atarrayas. En cada sitio se registraron datos de abundancia, biomasa, longitud total y peso de los ejemplares. La identificación taxonómica se efectuó con claves especializadas, y para el análisis se calcularon índices ecológicos de riqueza, diversidad y el Índice de Importancia Relativa (IRI). En total, se capturaron 1.065 ejemplares de 20 especies de peces, distribuidas en 6 órdenes y 13 familias. De estas especies, 70% eran nativas, 25% endémicas y 5% introducidas. La especie introducida correspondió a *Oreochromis* spp. (tilapia) y entre las especies endémicas destacaron *Leporinus ecuadorensis*, *Ichthyoelephas humeralis*, *Saccodon terminalis* y *Andinoacara blombergi*. El IRI mostró que *Oreochromis* spp. fue la especie dominante (IRI = 4.0075,58), con una abundancia relativa del 61,13%, biomasa del 38,55% y frecuencia de aparición del 17,01%, y reproducción activa confirmada. Especies endémicas como *Leporinus ecuadorensis*, *Ichthyoelephas humeralis* y *Brycon dentex* presentaron distribuciones más limitadas. Este estudio cuantifica la dominancia y expansión de la tilapia en el río Churute, estableciendo su impacto en la composición y diversidad de la ictiofauna nativa. Los resultados constituyen una base para futuros trabajos de manejo y control de especies exóticas en ecosistemas protegidos, y para la conservación de la biodiversidad acuática en áreas vulnerables.

Palabras clave: especies introducidas, especies invasoras, ictiofauna, invasión biológica, tilapia, *Oreochromis* spp., peces nativos, peces exóticos, río Churute.

Abstract

The Churute river in Ecuador has a confirmed presence of tilapia; however, previous studies quantifying its impact on the local ichthyofauna are lacking. This study aimed to describe the ichthyofaunal composition, analyze the distribution and abundance of tilapia, and evaluate its impact on native species. A descriptive study was conducted across 25 sites along a 17 km stretch of the river. Fish were captured using cast nets, and data on abundance, biomass, total length, and weight were recorded. Taxonomic identification was performed with specialized keys, and ecological indices of richness, diversity, and the Relative Importance Index (IRI) were calculated. A total of 1,065 individuals belonging to 20 fish species from 6 orders and 13 families were captured. Of these, 70% were native, 25% endemic, and 5% introduced. The introduced species was identified as *Oreochromis* spp. (tilapia), while notable endemic species included *Leporinus ecuadorensis*, *Ichthyoelephas humeralis*, *Saccodon terminalis*, and *Andinoacara blombergi*. The IRI revealed *Oreochromis* spp. as the dominant species (IRI = 40,075.58), with a relative abundance of 61.13%, biomass of 38.55%, and occurrence frequency of 17.01%, and confirmed active reproduction. Endemic species such as *Leporinus ecuadorensis*, *Ichthyoelephas humeralis*, and *Brycon dentex* showed more limited distributions. This study quantifies the dominance and expansion of tilapia in the Churute River and establishes its impact on native ichthyofaunal composition and diversity. The results provide a basis for future management and control of exotic species in protected ecosystems and contribute to the conservation of aquatic biodiversity in vulnerable areas.

Keywords: introduced species, invasive species, ichthyofauna, biological invasion, tilapia (*Oreochromis* spp.), native fish, exotic fish, Churute River.

Introducción

Los ecosistemas de agua dulce, que abarcan ríos, lagos, humedales, lagunas, acuíferos, entre otros cuerpos de agua con baja salinidad, constituyen un recurso natural de gran valor en términos de biodiversidad, equilibrio ecológico, y servicios ecosistémicos esenciales para la vida (Thorstensen et al., 2022). Aunque componen solo el 2,5% del total de agua en el planeta y cubren menos del 1% de la superficie terrestre, estos ecosistemas albergan cerca del 10% de la diversidad genética mundial y alrededor del 12% de todas las especies descritas, incluyendo un tercio de todas las especies de vertebrados (Grizzetti & Poikane, 2024).

Esta riqueza biológica desempeña un rol fundamental en el mantenimiento de funciones ecológicas como el ciclado de nutrientes, la purificación del agua y la estabilidad de las redes tróficas, procesos que, a su vez, regulan el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Hong et al., 2022; Yousefi et al., 2024). No obstante, la presión antropogénica, expresada en la contaminación del agua, la modificación del flujo hídrico, la sobreexplotación de los recursos hídricos, la fragmentación de hábitats, el cambio climático y la invasión de especies no nativas, ha alterado el equilibrio ecológico en los ecosistemas de agua dulce en todo el mundo (Williams-Subiza & Epele, 2021).

Como resultado, la biodiversidad de las aguas continentales está disminuyendo a un ritmo mayor que en los ecosistemas terrestres y marinos (Reid et al., 2019). El *Informe Planeta Vivo 2020: Reducir la curva de pérdida de biodiversidad*, advierte que una de cada tres especies de agua dulce se encuentra en peligro de extinción, lo que pone de manifiesto la magnitud de la crisis que enfrentan estos ecosistemas (Almond et al., 2020).

Entre los grupos biológicos más diversos dentro de los ecosistemas dulceacuícolas, los peces destacan por su abundancia y variabilidad. Aproximadamente el 40% de todas las especies de peces conocidas a nivel mundial, habitan en agua dulce, con alrededor de 18.000 especies distribuidas en más de 170 familias (Moyle & Leidy, 2023). El mayor número se encuentran en la región neotropical, particularmente en la cuenca del Amazonas, que alberga cerca de 5.000 especies, muchas de ellas endémicas (Tonella et al., 2023).

Además, cada año se describen alrededor de 250 nuevas especies, lo que refleja la constante exploración y descubrimiento en este ámbito (Shoal, 2024). Sin embargo, estimaciones recientes ponen de manifiesto la desaparición de especies de peces a una velocidad drásticamente acelerada, con una tasa de extinción de entre 112 y 855 veces mayor que la que ocurriría de manera natural sin la influencia humana (Tedesco et al., 2017).

Este alarmante declive se ve aún más agravado por la invasión biológica, producto de la introducción intencional o accidental de especies exóticas que han impactado negativamente a los peces nativos a través de la competencia por alimento y refugio, la depredación directa, la hibridación, la transmisión de enfermedades y la degradación del hábitat (Milardi et al., 2022).

A nivel mundial, se han documentado más de 601 especies de peces dulceacuícolas fuera de sus rangos geográficos naturales; de ellas, un 64% ha logrado establecerse con éxito en sus nuevos hábitats (Xu et al., 2024). De este grupo, 18 se reportan con mayor frecuencia, destacando la tilapia nilótica (*Oreochromis niloticus*) como una de las de mayor impacto ecológico.

En las últimas décadas, la tilapia (*Oreochromis* spp.) se ha convertido en una de las especies exóticas más extendidas en los ecosistemas acuáticos de las Américas. Introducida inicialmente con fines de acuicultura, esta especie ha escapado de los sistemas de cultivo y colonizado ríos, lagos y humedales. Su capacidad de adaptación le ha permitido establecerse incluso en ecosistemas protegidos, donde su presencia representa una amenaza para la biodiversidad nativa (Casseiro et al., 2018; Rico-Sánchez et al., 2020).

Uno de los principales problemas asociados con la expansión de la tilapia es su comportamiento competitivo. Como especie oportunista y altamente prolífica, desplaza a peces nativos al competir por alimento y refugio, a la vez que altera las cadenas tróficas y modifica la estructura del ecosistema (Champneys et al., 2021; Shuai & Li, 2022). Además, su actividad de alimentación y reproducción afecta la calidad del agua, generando efectos negativos en la flora y fauna local (Begum et al., 2014).

En Ecuador, la presencia de tilapia ha sido documentada en numerosos cuerpos de agua. Sin embargo, su impacto ecológico en estos espacios aún no ha sido suficientemente investigado. Un caso particular es el del río Churute, que forma parte del sistema hídrico que alimenta el Refugio de Vida Silvestre Manglares Churute, una de las áreas protegidas más importantes del país, declarado como sitio Ramsar por su relevancia ecológica y su importancia para la conservación de humedales.

Ubicado en la provincia del Guayas, entre los cantones Naranjal y Guayaquil, el Refugio de Vida Silvestre Manglares Churute tiene una extensión aproximada de 50.000 hectáreas que integran ecosistemas terrestres y acuáticos, con predominancia de bosques de manglar, zonas de humedal y áreas montañosas,

bosques secos y cuerpos de agua dulce. Esta complejidad ecosistémica convierte al refugio en santuario natural de gran importancia para la biodiversidad y el equilibrio ecológico. Dentro de este complejo, el río Churute actúa como corredor biológico y fuente vital de agua, tanto para la flora y fauna del área (Nagelkerken, 2009).

En las inmediaciones del río Churute se encuentran camaronerías y unidades de producción acuícola, incluyendo centros dedicados al cultivo de tilapia, como parte de una actividad económica en expansión en la región. Esta cercanía incrementa el riesgo de escapes de ejemplares hacia los cuerpos de agua del refugio, ya sea por eventos accidentales o por deficiencias en el manejo de las instalaciones. A pesar de esta amenaza latente, no existen estudios previos que documenten la composición de la fauna íctica en el río Churute, lo que impide dimensionar el impacto potencial de la tilapia sobre los ecosistemas acuáticos del área protegida.

Por ello, este libro, tiene como propósito examinar la presencia y expansión de la tilapia en el río Churute, evaluando sus implicaciones ecológicas y explorando posibles estrategias de manejo y control. Para ello, se plantean los siguientes objetivos específicos:

Describir la composición de la fauna íctica del río Churute, identificando las especies presentes y su diversidad.

Analizar la expansión de la tilapia en el río Churute mediante un estudio de su distribución y abundancia en diferentes puntos del ecosistema fluvial.

Evaluar los impactos de la tilapia en la biodiversidad acuática del río, con especial énfasis en las especies endémicas que podrían estar siendo afectadas por su presencia.



Diversidad de peces de agua dulce en Ecuador

La diversidad biológica, o biodiversidad, se refiere a la variedad de organismos vivos en un ecosistema, incluyendo la variabilidad genética dentro de las especies, las diversidad de especies propiamente dicha, y la de los ecosistemas en los que habitan (Waldman & Shevah, 2000). Este concepto es clave para comprender el equilibrio ecológico del planeta y el funcionamiento de los sistemas naturales que sustentan la vida en la Tierra.

En los ecosistemas de agua dulce, la biodiversidad se manifiesta de manera compleja en múltiples niveles tróficos y taxonómicos. Dichos sistemas albergan desde microorganismos hasta grandes vertebrados, siendo los peces, uno de los grupos biológicos más diversos y ecológicamente funcionales, con cerca de 18.000 especies registradas a nivel mundial (Xu et al., 2024). Riqueza que no solo se refleja en la cantidad de especies presentes, sino también en la variabilidad genética, morfológica y comportamental dentro de cada una de ellas (van der Sleen & Albert, 2022).

Por su amplia distribución y sensibilidad ecológica, los peces suelen utilizarse como un indicador biológico de la calidad del hábitat y del estado de salud de los ecosistemas acuáticos (Pinna et al., 2023). Variaciones en la composición específica o en los patrones de comportamiento pueden revelar si un ecosistema está siendo afectado por causas naturales o actividades humanas (López-López & Sedeño-Díaz, 2015). Además, los peces participan en el mantenimiento de redes tróficas complejas, donde actúan como consumidores primarios, secundarios y

terciarios, regulando poblaciones de otros organismos acuáticos (Barneche & Allen, 2018).

Desde una perspectiva ecosistémica, los peces contribuyen con múltiples servicios fundamentales como el reciclaje y la distribución de nutrientes, la conectividad ecológica entre hábitats acuáticos, el control biológico de especies potencialmente nocivas (como insectos vectores de enfermedades) y el soporte a otras formas de vida, tanto acuáticas como terrestres (Irfan & Alatawi, 2019; Pelicice et al., 2023).

A nivel social, múltiples comunidades humanas dependen directamente de estos organismos como fuente de proteínas, medio de sustento y componente central de tradiciones culturales (Zhao et al., 2019). Su conservación, por tanto, no solo es una cuestión de biodiversidad, sino también de seguridad alimentaria, bienestar humano y sostenibilidad ambiental.

Este panorama adquiere particular relevancia en regiones de alta riqueza ecológica, como es el caso de Ecuador, donde la combinación de factores geográficos, climáticos e hidrológicos ha dado lugar a una extraordinaria diversidad de peces de agua dulce, que hasta la fecha suman alrededor de 836 especies (824 nativas y 12 introducidas), de las cuales una parte importante es endémica (Jácome-Gómez et al., 2023); aunque el número puede ser mayor, debido al subregistro y la presencia de especies aún no descritas, especialmente en áreas de difícil acceso o escasamente estudiadas como ciertas zonas de la Amazonía.

Esta diversidad ictiológica está vinculada a la compleja red de sistemas fluviales que surcan su territorio, influyendo en la distribución, diversidad y endemismo de la ictiofauna continental. En Ecuador, se han identificado 79 cuencas hidrográficas principales, agrupadas en 31 sistemas hidrográficos que cubren la totalidad del territorio continental, actuando como corredores ecológicos, además de generar hábitats diferenciados según su geomorfología, régimen hidrológico y características físico-químicas (Muñoz et al., 2010).

Tabla 1. Cuencas y ríos que conforman las vertientes del Océano Pacífico y del Amazonas en Ecuador

Vertientes	Demarcación Hidrográfica	Nombre de los ríos
Océano Pacífico	Mira	Río Mira, Río Carchi, Río Chana
	Esmeraldas	Río Esmeraldas, Río Cayapas, Río Verde, Río Muisne
	Manabí	Río Chone, Río Portoviejo, Río Jama, Río Cuaque
	Guayas	Río Guayas, Canal del Morro, Río Zapotal, Río Javita
	Jubones	Río Jubones, Río Santa Rosa, Río Balao Grande, Río Naranjal
	Puyango Catamayo	Río Chira, Río Puyango, Qda. Cazaderos
Vertiente del Amazonas	Napo	Río Napo, Río Curaray, Río Putumayo
	Pastaza	Río Pastaza, Río Conambo, Río Huasaga, Río Corrientes
	Santiago	Río Santiago, Río Morona, Río Chinchipe

Nota: Adaptado de Araque Arellano et al., (2019).

En términos geográfico, Ecuador se encuentra dividido en tres grandes regiones continentales —Costa, Sierra y Amazonía—, delimitadas principalmente por la Cordillera de los Andes, que atraviesa el territorio de norte a sur y actúa

como divisoria natural de aguas. Esta configuración determina a su vez la existencia de dos vertientes principales: la vertiente del Pacífico, que drena aproximadamente el 31% del territorio nacional, y la vertiente del Amazonas, que cubre cerca del 43% (Celi & Villamarín, 2020). Las características propias de cada vertiente condicionan los patrones de drenaje, así como las propiedades físicas y ecológicas de los ecosistemas acuáticos asociados.

En la Costa, predominan ríos de curso corto y caudalosos que desembocan rápidamente en el Océano Pacífico tras recorrer zonas de baja altitud y alta pluviosidad. Estos sistemas se desarrollan en un entorno climático tropical húmedo, con precipitaciones que superan los 2.000 milímetros anuales en ciertas cuencas del litoral norte, lo que genera condiciones hidrológicas altamente dinámicas (Erazo et al., 2018; Matovelle & Heras, 2020). La cuenca del río Guayas, con una superficie superior a los 37.500 km², es la más extensa de esta vertiente y representa uno de los sistemas hidrográficos más importantes del país, albergando una ictiofauna adaptada a aguas cálidas, turbias y de flujo irregular (Araque Arellano et al., 2019). Otras cuencas significativas en esta región son las de los ríos Esmeraldas, Jubones y Mira, las cuales presentan regímenes pluviales intensos y están asociadas al bioma del Chocó ecuatoriano.

La cuenca del río Mira, es particularmente relevante por su gradiente altitudinal, que va desde los Andes hasta el litoral norte (Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021). Este gradiente ecológico facilita la conexión entre ecosistemas andinos y costeros, lo que permite la coexistencia de especies adaptadas a distintos pisos altitudinales y condiciones térmicas, aumentando así la diversidad y la complejidad de las comunidades acuáticas (Mojica et al., 2020).

En la región Sierra, los sistemas fluviales se originan en ecosistemas altoandinos, principalmente páramos y humedales, y descienden rápidamente por pendientes pronunciadas hacia el este o el oeste, alimentando las vertientes amazónica y del Pacífico (Aguirre et al., 2021). Entre las cuencas más relevantes se encuentran los ríos Napo, Pastaza y Zamora, que alimentan la vertiente amazónica. Estos ríos presentan regímenes hidrológicos estacionales, con aguas frías, oxigenadas, de corriente rápida, y recorren gradientes altitudinales abruptos que generan una notable heterogeneidad de hábitats en distancias relativamente cortas (Instituto del Agua. (2023).

La diversidad ictiológica en esta región se concentra principalmente en las elevaciones medias y bajas, donde las condiciones térmicas y la disponibilidad de alimento son más favorables, mientras que en zonas más altas predominan especies adaptadas a temperaturas bajas y ambientes de alta montaña (Barriga, 2012). La región andina también alberga numerosos cuerpos de agua lénticos, entre ellos lagunas de origen glaciar, volcánico o tectónico, como San Pablo, Quilotoa y Yaguarcocha, que constituyen hábitats singulares para peces nativos de altura (Benavides López, 2021).

Por su parte, la región amazónica ecuatoriana concentra la red fluvial más extensa y diversa del país. Esta región, que representa el 43% del territorio nacional, forma parte de la gran cuenca del Amazonas, y comprende ríos de gran caudal como el Napo, el Pastaza y el Santiago, además de numerosos tributarios secundarios (Aguirre et al., 2021). Estos sistemas conforman hábitats variados y altamente dinámicos, incluyendo planicies inundables, meandros, lagunas de desborde, canales interconectados y bosques ribereños estacionalmente anegados. Es también la región con mayor riqueza ictiológica del país.

Cada una de estas regiones ofrece un conjunto de condiciones ecológicas particulares que influye directamente en la distribución y adaptación de los peces de agua dulce.

Diversidad taxonómica y ecológica

Los peces dulceacuícolas del país pertenecen a múltiples órdenes y familias que exhiben adaptaciones morfológicas, fisiológicas y ecológicas a una amplia gama de condiciones ambientales. Entre los órdenes más destacados se encuentran los Characiformes, los Siluriformes y los Cichliformes (Aguirre et al., 2021):

▪ Characiformes

También conocidos como carácidos o tetras, se distinguen morfológicamente por presentar cuerpos generalmente alargados, la presencia de una aleta adiposa entre la dorsal y la caudal, y una dentición variable que refleja su diversidad trófica. Incluyen especies omnívoras, frugívoras, insectívoras y piscívoras, lo que les permite ocupar distintos niveles en las redes alimenticias. Están representados por especies tanto residentes como migratorias, estas últimas con desplazamientos estacionales asociados a la reproducción o a la búsqueda de alimento. Algunas especies tienen relevancia comercial o cultural para las poblaciones locales (Mercado-Silva et al., 2020).

▪ Siluriformes

Conocidos como bagres, se caracterizan por la presencia de barbillas sensoriales, cuerpos alargados y ausencia de escamas en muchas especies. Ocupan ambientes bentónicos, tanto en aguas claras como turbias. Son especialmente diversos en la Amazonía. Muchas especies tienen hábitos nocturnos y adaptaciones para sobrevivir en condiciones de hipoxia. (Rizzato & Almeida, 2025).

▪ Cichliformes

Grupo con gran capacidad adaptativa y comportamiento parental complejo. Suelen presentar cuidado de la descendencia, territorios definidos y dimorfismo sexual. Son frecuentes en lagunas, quebradas y ríos con vegetación. Presentan una dieta variada (insectívora, detritívora, algívora o piscívora), lo que contribuye a la estructura ecológica de sus hábitats (Baldiasserotto et al., 2019).

A nivel de familia, destacan varios grupos tanto por su diversidad como por sus funciones ecológicas (Navarrete Amaya et al., 2021):

- Characidae

Es la familia más numerosa del orden Characiformes en ecosistemas lóticos y lénticos del país. Incluye 19 especies en su mayoría relativamente pequeña y omnívoras. Juegan un papel clave como dispersores de semillas y controladores de invertebrados y algunas especies como *Brycon amazonicus* son de interés pesquero y migratorio.

- Loricariidae

Es la familia más diversa de los Siluriformes, incluye peces denominados comúnmente como raspabalsas, con cuerpos cubiertos por placas dérmicas y bocas modificadas en forma de ventosa, adaptadas a adherirse a rocas en aguas rápidas. Son comunes en ríos de montaña y piedemonte amazónico. Son detritívoros y algívoros, y participan en el reciclaje de materia orgánica.

- Cichlidae:

Es la familia más representativa del orden Cichliformes. Una de las especies más conocidas es *Cichlasoma festae* (vieja colorada). Presentan cuerpo lateralmente comprimido, cabeza robusta y boca terminal provista de dientes pequeños. Se caracterizan por su comportamiento parental, marcado dimorfismo sexual y territorialidad. Su dieta, que abarca desde la herbívora hasta la piscívora.

Tabla 1. Diversidad de peces dulceacuícolas en Ecuador

Orden	Familia
Myliobatiformes	Potamotrygonidae
Osteoglossiformes	Osteoglossidae
Osteoglossiformes	Arapaimidae
Clupeiformes	Engraulidae
Clupeiformes	Pristigasteridae
Characiformes	Anostomidae
Characiformes	Bryconidae
Characiformes	Characidae
Characiformes	Curimatidae
Characiformes	Erythrinidae
Characiformes	Gasteropelecidae
Characiformes	Lebiasinidae
Characiformes	Parodontidae
Characiformes	Prochilodontidae
Characiformes	Chilodontidae
Characiformes	Crenuchidae
Characiformes	Hemiodontidae
Characiformes	Alestidae
Characiformes	Serrasalminidae
Characiformes	Acestrorhynchidae
Characiformes	Cynodontidae
Characiformes	Ctenolucidae
Gymnotiformes	Apteronotidae
Gymnotiformes	Gymnotidae
Gymnotiformes	Hypopomidae
Gymnotiformes	Sternopygidae
Gymnotiformes	Rhamphichthyidae
Siluriformes	Astroblepidae
Siluriformes	Cetopsidae
Siluriformes	Heptapteridae
Siluriformes	Loricariidae
Siluriformes	Pseudopimelodidae
Siluriformes	Trichomycteridae
Siluriformes	Aspredinidae
Siluriformes	Callichthyidae
Siluriformes	Pimelodidae
Siluriformes	Doradidae
Siluriformes	Auchenipteridae
Cyprinodontiformes	Poeciliidae
Cyprinodontiformes	Rivulidae
Beloniformes	Belonidae
Mugiliformes	Mugilidae
Cichliformes	Cichlidae
Perciformes	Haemulidae
Perciformes	Sciaenidae
Perciformes	Polycentridae
Gobiiformes	Eleotridae
Gobiiformes	Gobiidae
Pleuronectiformes	Achiridae
Synbranchiformes	Synbranchidae
Syngnathiformes	Syngnathidae
Batrachoidiformes	Batrachoididae
Tetraodontiformes	Tetraodontidae

Nota: Adaptado de Aguirre et al. (2021).

En los ríos de la Amazonía ecuatoriana, se han registrado aproximadamente 691 especies, lo que representa más del 80% de la diversidad de peces de agua dulce del Ecuador. De estas, más de 100 especies son endémicas, muchas con rangos de distribución muy restringidos y confinadas a microhábitats particulares. (Mikkola, 2024). En esta zona habita una amplia variedad de especies adaptadas a ambientes fluviales complejos, como canales secundarios, planicies inundables y lagunas de desborde. Entre las especies más representativas se encuentra *Brycon amazonicus* (sábalo), un pez migratorio de importancia ecológica y económica (Morán & Cantos, 2023). Además, es el hábitat de varias especies endémicas como *Apistogramma eunotus*, un pequeño cíclido que habita aguas tranquilas y con abundante vegetación sumergida (Römer & Hahn, 2013).

La región costera, alberga cerca de 119 especies, lo que representa alrededor del 14% de la fauna dulceacuícola nacional. De estas, al menos 43 son endémicas de cuencas aisladas del Pacífico (Navarrete Amaya et al., 2021). Entre los peces más comunes destacan *Hoplias microlepis* (guanchiche), un depredador generalista ampliamente distribuido, y *Rhamdia quelen*, frecuente en ríos y estuarios de la vertiente del Pacífico. También son comunes especies del género *Andinoacara*, como *A. rivulatus*, un cíclido resistente a variaciones en temperatura y turbidez, que habita en la cuenca del río Guayas (Jiménez-Prado et al., 2015).

En la región de los Andes ecuatorianos, aunque la diversidad es menor debido a las condiciones ambientales extremas, se encuentran alrededor de 26 especies, equivalentes al 3 % del total nacional. De estas, al menos 3 especies son endémicas de sistemas altoandinos de Ecuador. Un ejemplo es *Astroblepus cyclopus*, un pez de la familia Astroblepididae, conocida como “pez trepador andino”, que habita

en quebradas y riachuelos de rápido flujo a más de 3.000 m.s.n.m. (Escobar Camacho et al., 2024).

Peces endémicos

El nivel de endemismo en el país es considerable, alcanzando un 39%, especialmente en regiones con sistemas fluviales aislados o en zonas montañosas, donde las barreras geográficas han favorecido la diferenciación de linajes. Algunas presentan patrones de distribución restringida, lo que las vuelve altamente vulnerables a cambios ambientales o presiones antrópicas. Adicionalmente, se registran migraciones estacionales en diversas especies, particularmente aquellas que requieren desplazamientos para completar sus ciclos reproductivos, como es el caso de algunos representantes de los órdenes Siluriformes y Characiformes (Navarrete Amaya et al., 2021).

Los peces endémicos, al estar estrechamente adaptados a condiciones hidrológicas, geomorfológicas y biológicas específicas de sus hábitats, cumplen funciones ecológicas que no siempre pueden ser sustituidas por especies generalistas o introducidas. Su presencia en los ecosistemas acuáticos es resultado de procesos evolutivos prolongados, durante los cuales han desarrollado nichos particulares que permiten una partición eficiente de los recursos disponibles y una dinámica estable en las comunidades bióticas (Yousefi et al., 2024).

Desde una perspectiva ecológica amplia, los peces endémicos representan elementos estructurales irremplazables en las comunidades acuáticas donde se encuentran. Su desaparición implicaría no solo la pérdida de diversidad taxonómica, sino también el empobrecimiento de los ensamblajes biológicos y la homogenización de la biota regional. Dado su grado de especialización y restricción geográfica, estas especies

funcionan como indicadores de integridad ecológica y responden con sensibilidad a alteraciones ambientales, lo que las convierte en referentes para la evaluación del estado de conservación de los ecosistemas dulceacuícolas (Chua et al., 2019; Tognelli et al., 2019).

En el ámbito científico, los peces endémicos ofrecen oportunidades únicas para el estudio de la evolución, la filogeografía y la especiación en sistemas neotropicales (Albert et al., 2011). Por su aislamiento reproductivo y morfológico, muchas de estas especies proporcionan modelos valiosos para comprender la dinámica de diversificación en ambientes de agua dulce, donde las barreras naturales como divisorias hidrográficas y gradientes altitudinales juegan un rol clave (Albert et al., 2020).

Desde el punto de vista estratégico, los peces endémicos son un patrimonio biológico exclusivo del Ecuador, lo que implica una responsabilidad nacional en su estudio, protección y manejo. Su conservación tiene implicaciones directas sobre la reputación del país en términos de gobernanza ambiental y biodiversidad, particularmente en el contexto de compromisos internacionales asumidos a través de la Convención sobre la Diversidad Biológica, los Objetivos de Desarrollo Sostenible y la agenda nacional sobre conservación de ecosistemas acuáticos continentales.

Estado del conocimiento y vacíos de investigación

Aunque se han realizado importantes avances en el conocimiento de la ictiofauna dulceacuícola ecuatoriana, aún existen notables vacíos de información. El número de especies registradas continúa en aumento debido al esfuerzo de inventarios en áreas antes inexploradas, pero muchos ríos y afluentes menores aún carecen de muestreo sistemático. Entre las principales dificultades para completar un inventario exhaustivo se encuentran:

- El difícil acceso geográfico a ciertas zonas remotas, especialmente en la Amazonía.
- La desigual distribución de esfuerzos de muestreo, concentrados en regiones cercanas a centros urbanos o de investigación.
- La escasez de taxónomos especializados, que limita la capacidad de identificar y describir nuevas especies.
- La falta de estudios moleculares, necesarios para resolver complejos problemas de sinonimia o especies crípticas.

En este contexto, se hace urgente fortalecer la formación en taxonomía de peces y promover redes de colaboración entre instituciones nacionales e internacionales para ampliar el conocimiento y la documentación de la ictiofauna ecuatoriana.

Peces en peligro

La ictiofauna dulceacuícola del Ecuador enfrenta un conjunto creciente de amenazas que ha comprometido seriamente la persistencia de numerosas especies, incluyendo varias con distribución restringida. Las evaluaciones recientes muestran una tendencia preocupante, múltiples especies nativas están disminuyendo en abundancia o han sido ya eliminadas localmente de sus hábitats históricos. Estas pérdidas responden a una combinación de factores antrópicos que incluyen la contaminación, la fragmentación de ecosistemas fluviales, la sobreexplotación, la introducción de especies exóticas y la expansión urbana y agrícola (Aguirre et al., 2021).

Uno de los casos más graves registrados en el país es el del bagre andino *Astroblepus ubidiai*, considerado en peligro crítico (Jiménez-Prado & Arguello, 2016). Esta especie endémica de los altos Andes de la provincia de

Imbabura ha sufrido una reducción drástica de su distribución, ahora limitada a pocas localidades fragmentadas. Su declive está vinculado a la pérdida de hábitat, alteraciones hidrológicas y cambios en el uso del suelo que afectan la calidad del agua en las quebradas donde aún subsiste (Alexiades & Encalada, 2017).

En la región occidental del país, otras especies también presentan señales claras de declive. El carácido *Pseudochalceus bohlkei*, restringido a ríos de la provincia de Esmeraldas, ha sido categorizado como en peligro, con registros actuales escasos (Jiménez-Prado & Arguello, 2016). Su vulnerabilidad se ve incrementada por el impacto de obras de infraestructura, como represas y desvíos, que afectan la conectividad de los sistemas fluviales y alteran el régimen hidrológico natural. De manera similar, especies como *Astyanax ruberrimus* y *Pseudopoecilia fria* han sido desplazadas o reducidas localmente, en parte debido a la presencia de especies introducidas que compiten por los mismos nichos o que ejercen presión predatoria (Jiménez-Prado & Vásquez, 2021; Prado et al., 2020).

En la región amazónica, a pesar de la aparente continuidad de los grandes sistemas fluviales, se han documentado importantes presiones sobre varias especies. Las actividades extractivas, especialmente la minería y la pesca no regulada, han impactado a numerosos bagres de la familia Pimelodidae. Al menos cinco especies de este grupo, como *Brachyplatystoma platynemum*, *Brachyplatystoma vaillantii* y *Pseudoplatystoma punctifer*, han sido clasificadas como en peligro debido a la reducción de sus poblaciones (Aguirre et al., 2021). Otras, como *Zungaro zungaro*, *Calophysus macropterus* y *Brachyplatystoma filamentosum*, se encuentran en categoría vulnerable, principalmente por la sobrepesca y la alteración de rutas migratorias necesarias

para completar su ciclo de vida (Aguirre et al., 2021).

Los datos existentes sugieren que los Andes y el occidente del país albergan especies altamente vulnerables debido a su distribución geográfica limitada y a su estrecha relación con hábitats específicos. Tal es el caso de *Grundulus quitoensis* y *Astroblepus mindoensis*, que habitan áreas puntuales en sistemas montanos. Aunque sus estados de conservación no siempre están claramente definidos, su restricción espacial y sensibilidad a las alteraciones ambientales justifican una atención prioritaria (Aguirre et al., 2021).

En conjunto, la evidencia indica que el número de especies en riesgo podría ser considerablemente mayor al actualmente documentado. Las extinciones locales, muchas veces no reportadas o insuficientemente estudiadas, podrían estar afectando especies aún no descritas formalmente.

Amenazas a la ictiofauna dulceacuícola

La biodiversidad ictiológica de agua dulce en Ecuador se encuentra sometida a múltiples amenazas de origen antrópico que comprometen de manera creciente la estabilidad ecológica de los ecosistemas acuáticos continentales. Estos factores de presión, muchos de ellos acumulativos e interrelacionados, afectan no solo la riqueza específica y genética de las poblaciones de peces, sino también su distribución, comportamiento reproductivo y funcionalidad ecológica dentro de las redes tróficas.

Uno de los factores más críticos para la ictiofauna es la degradación de la calidad del agua, producto de descargas directas de aguas residuales domésticas sin tratamiento, vertimientos de desechos industriales y escorrentías agrícolas cargadas de fertilizantes y pesticidas (Parfenyuk et al., 2019). Estos contaminantes alteran la composición físicoquímica del agua (como el pH,

oxígeno disuelto y concentración de nutrientes), lo que puede provocar eutrofización, mortandad masiva de peces y pérdida de hábitats adecuados para especies sensibles.

Se suma la remoción de la vegetación ribereña, ya sea por actividades agrícolas, ganaderas o expansión urbana, genera desequilibrios en el régimen hídrico de las cuencas. La falta de cobertura vegetal incrementa la erosión del suelo y, por ende, la sedimentación de los cauces fluviales, lo que reduce la transparencia del agua, altera los hábitats bentónicos y obstaculiza la reproducción de especies que dependen de fondos limpios para el desove (Manoel & Uieda, 2018).

Las operaciones mineras, particularmente en zonas de cabecera y media cuenca, liberan metales pesados como mercurio, arsénico y cadmio, que se acumulan en los tejidos de los peces y se transfieren a través de la cadena alimentaria, con efectos tóxicos sobre la fauna acuática y posibles riesgos para la salud humana. Además, las intervenciones sobre el cauce, como el dragado o desvío de ríos, generan pérdida de hábitat, fragmentación de poblaciones y modificaciones en los patrones de flujo natural (Azevedo-Santos et al., 2021).

Por otra parte, las obras de infraestructura hidráulica como represas, canales de riego y derivaciones para hidroeléctricas alteran la conectividad longitudinal de los ríos, interrumpiendo las rutas migratorias de muchas especies, en especial aquellas que requieren desplazamientos entre diferentes tramos del río para completar su ciclo reproductivo. Estas estructuras también modifican el régimen de caudales, provocando alteraciones en los pulsos de inundación, que son fundamentales para el mantenimiento de ciertos ecosistemas acuáticos (Brysiewicz et al., 2023; Siva et al., 2023).

La captura excesiva y sin control de peces, ya sea para consumo, comercialización o

subsistencia, ha provocado disminuciones notables en la abundancia de algunas especies, particularmente las de mayor tamaño o valor económico. La utilización de métodos no selectivos, como redes de malla fina, veneno o explosivos, agrava el problema al afectar indiscriminadamente a juveniles y especies no objetivo, comprometiendo la regeneración natural de las poblaciones (Lucifora et al., 2022).

A esto se añade la introducción intencional o accidental de especies no nativas, como la tilapia (*Oreochromis* spp.), la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) o la carpa común (*Cyprinus carpio*), que han tenido impactos negativos sobre las especies nativas (Aguirre et al., 2021). Estos organismos exóticos compiten por alimento y hábitat, depredan huevos o larvas de peces autóctonos, y transmiten enfermedades o parásitos. La alteración de las dinámicas tróficas locales y la homogenización biótica son consecuencias frecuentes de este fenómeno (Bezerra et al., 2019), cuya complejidad será abordada con mayor detalle en el siguiente capítulo.

En conclusión, la diversidad de peces de agua dulce en Ecuador representa un componente notable de la biodiversidad nacional. La heterogeneidad de hábitats, la presencia de especies con distribuciones restringidas y la funcionalidad ecológica que estas cumplen dentro de los sistemas acuáticos sustentan el valor de conservar estos ambientes. Frente a las amenazas actuales, se requiere una gestión integrada que articule conocimiento científico, participación local y políticas públicas sostenibles. Esta aproximación no solo permite mantener la diversidad ictiológica, sino que también contribuye a la resiliencia de los ecosistemas acuáticos y a la permanencia de los beneficios ecológicos, culturales y productivos que de ellos dependen.



La tilapia: origen y expansión

Tilapia es el nombre común que agrupa a varias especies de peces de agua dulce de la familia Cichlidae, entre las cuales destaca *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), conocida como tilapia del Nilo y considerada la especie más cultivada a nivel mundial. Nativa de cuerpos de agua tropicales y subtropicales, las poblaciones silvestres se encuentran principalmente en las regiones oriental y occidental de África, así como en el suroeste de Oriente Medio, particularmente en las cuencas de los ríos Nilo, Níger, Congo y otros sistemas fluviales del continente.

Referencias bíblicas e ilustraciones halladas en tumbas del antiguo Egipto evidencian que la tilapia era cultivada como fuente de alimento por las comunidades locales desde tiempos antiguos. Fue a partir del siglo XX cuando comenzó a consolidarse como una especie de interés estratégico en la acuicultura global, debido a que exhibe una serie de atributos fisiológicos, reproductivos y ecológicos que le permiten adaptarse rápidamente a nuevos ecosistemas (Sánchez-Vázquez & Fortes-Silva, 2021).

Uno de los atributos más destacados es su alta capacidad reproductiva, que a diferencia de muchas otras especies de peces continentales, alcanzan la madurez sexual en un periodo corto, incluso antes de completar su desarrollo corporal. Este fenómeno, conocido como madurez precoz, se manifiesta generalmente entre los 6 y 8 meses de edad. Sin embargo, algunos estudios reportan una maduración aún más temprana; los

machos pueden alcanzar la madurez entre los 4 y 6 meses, y las hembras entre los 3 y 5 meses. La madurez también suele coincidir con un tamaño corporal de entre 15 y 20 cm y un peso que varía entre 30 y 200 g, dependiendo de la especie, condiciones ambientales y disponibilidad de alimento (Babiker & Ibrahim, 1979; Li et al., 2024; Mekonnen et al., 2018).

La rápida madurez sexual, junto con los ciclos reproductivos cortos que puede completarse en 30 días, especialmente cuando la temperatura del agua se mantiene entre los 25 y 30 °C, permite a la tilapia reproducirse varias veces al año (Almeida et al., 2013; Borrell, 2024). Además, presentan un patrón de reproducción por incubación bucal, en el cual la hembra resguarda los huevos en su cavidad oral hasta que eclosionan. Durante este periodo, que puede durar entre 5 y 15 días (según la temperatura del agua) la hembra no se alimenta, lo que representa una inversión energética considerable, pero que incrementa las tasas de supervivencia de los progenie, reduciendo la mortalidad en etapas tempranas del ciclo de vida (de Alba et al., 2019; Vajargah, 2021).

A lo anterior se suma su notable tolerancia a variaciones ambientales (Abd El-Hack et al., 2022). La tilapia puede sobrevivir en aguas de diferente temperatura, concentraciones de oxígeno disuelto y niveles de pH, lo que le permite colonizar cuerpos de agua donde otras especies fracasarían. Aunque el rango óptimo de temperatura para su crecimiento se ubica

entre los 20 y 30 °C, se han registrado poblaciones activas en rangos más amplio. Sin embargo, temperaturas cercanas a los 10-11 °C representan su límite inferior letal, mientras que a partir de los 37-38 °C comienzan a mostrar signos de estrés y mayor susceptibilidad a enfermedades (Abd El-Hack et al., 2022).

En términos de acidez, puede adaptarse a un rango de pH que va de 5 a 9, siendo el intervalo óptimo de desarrollo entre 6,5 y 8,5. En cuanto al oxígeno disuelto, tolera concentraciones bajas, incluso de hasta 0,1 mgL⁻¹, aunque presenta un mejor desempeño fisiológico cuando los niveles superan los 3 mgL⁻¹. Sin embargo, el nivel óptimo para su crecimiento, alimentación y respiración se alcanza cuando la concentración de oxígeno disuelto es igual o superior a 5 mg L⁻¹ (Abd El-Hack et al., 2022).

Asimismo, la tilapia ha demostrado una sorprendente capacidad de aclimatación, siendo capaz de vivir tanto en aguas dulces como salobres, e incluso en ambientes marinos con una salinidad de hasta 35 ppt (partes por mil). No obstante, el rango óptimo para su crecimiento se encuentra entre 0 y 15 ppt, ya que concentraciones más elevadas pueden inducir estrés osmótico, reducir la eficiencia alimenticia y afectar negativamente su desarrollo si no se realiza una aclimatación progresiva (El-Leithy et al., 2019; Suresh & Lin, 1992).

Por otra parte, su dieta omnívora que evoluciona desde una alimentación carnívora en estadios tempranos hacia una preferencia por fitoplancton, perifiton y materia vegetal en la adultez, le proporciona una ventaja adicional en ecosistemas con oferta limitada o variable de alimentos (Rao et al., 2015).

Estas características despertaron el interés económico y productivo por la tilapia, particularmente como una alternativa viable para el desarrollo de la acuicultura en países con recursos limitados. Durante la segunda mitad del siglo XX, dicho interés se tradujo en una expansión internacional. En este periodo, diversas agencias multilaterales, institutos de investigación y programas de desarrollo rural comenzaron a promover su introducción en regiones de Asia, América Latina y el Caribe (El-Sayed & Fitzsimmons, 2023). Las iniciativas se fundamentaban en la necesidad de diversificar la acuicultura y reducir la dependencia de especies locales con baja productividad o difícil manejo. En Asia, países como China e Indonesia fueron pioneros en adoptar la tilapia como especie de cultivo, mientras que en América, Brasil y Colombia lideraron su introducción y adaptación, impulsando su expansión fuera de su rango geográfico original (El-Sayed & Fitzsimmons, 2023).

A diferencia de otras especies exóticas, la tilapia mostró una capacidad excepcional para establecerse en varios ecosistemas, tanto en ambientes controlados como en cuerpos de agua abiertos. Su inclusión en sistemas de cultivo extensivo, semi intensivo e intensivo fue posible gracias a la facilidad con la que se adapta a distintas tecnologías productivas y a la disponibilidad de cepas mejoradas genéticamente (Ashouri et al., 2023). En paralelo, su valor comercial aumentó progresivamente, especialmente por su carne blanca, de sabor suave, bajo contenido graso y buena aceptación en el mercado internacional (El-Sayed, 2019; Prabu et al., 2019).

Actualmente, la tilapia se encuentra entre las especies más cultivadas del mundo, junto con la carpa y el salmón (FAO, 2019). Su producción ha crecido de manera sostenida, convirtiéndose en una fuente estratégica de proteína animal para millones de personas. Según datos recientes, la producción mundial de tilapia supera los 6.5 millones de toneladas anuales, siendo China, Egipto, Indonesia, Filipinas y Brasil los principales países productores (FAO, 2022). Este crecimiento responde a su alta adaptabilidad, rápido ciclo de vida y a los bajos costos de producción en comparación con otras especies acuáticas.

No obstante, su introducción en ambientes naturales ha generado impactos ecológicos de consideración, sobre todo en regiones donde se ha establecido como especie invasora, alterando ecosistemas locales y afectando a especies nativas. De hecho, figura en la Base de Datos Mundial de Especies Invasoras entre las cien peores especies exóticas invasoras del mundo (Sunarto et al., 2022).

En el caso ecuatoriano, la introducción de la tilapia ocurrió en la década de 1960 (Jácome et al., 2019), como parte de iniciativas gubernamentales y académicas orientadas al desarrollo de la acuicultura continental. El país enfrentaba entonces la necesidad de diversificar su producción alimentaria y reducir la dependencia de especies tradicionales como la carpa y el bocachico. Instituciones públicas, con el respaldo de organismos internacionales, gestionaron la importación de cepas de *Oreochromis mossambicus* y *Oreochromis niloticus*, dos de las variedades más utilizadas a nivel mundial.

Inicialmente, la tilapia fue distribuida en estanques experimentales y centros de reproducción ubicados en la región Litoral. Su aceptación fue paulatina, pero constante, debido a la facilidad con la que los pequeños y medianos productores podían integrarla en sus sistemas agrícolas. La coexistencia de la acuicultura con la agricultura tradicional, particularmente en zonas con recursos hídricos permanentes, permitió que esta especie se incorporara a la economía rural sin requerir transformaciones drásticas en la infraestructura productiva.

A partir de los años 80, la tilapia comenzó a consolidarse como una alternativa comercial viable (FAO, 2009). El auge del mercado internacional, especialmente el estadounidense, motivó la tecnificación progresiva de los sistemas de cultivo. En este contexto, el Ecuador apostó por el desarrollo de la tilapia roja (Valladão et al., 2018), una variedad híbrida de interés comercial, cuyo rendimiento en peso y presentación la hizo más atractiva para la exportación.

Un punto de inflexión se produjo a finales de la década de 1990, cuando la industria camaronera, pilar de la economía acuícola ecuatoriana, sufrió una grave crisis sanitaria provocada por el virus de la mancha blanca (White Spot Syndrome Virus). Este evento redujo drásticamente la producción de camarón y dejó sin uso parte de la infraestructura de estanques y canales. Ante este escenario, la tilapia emergió como una opción estratégica para reconvertir dichas instalaciones. La transición fue impulsada por empresas privadas con asesoría técnica internacional, lo que aceleró la expansión del cultivo a escala comercial.

Cabe destacar que, la expansión de la tilapia en Ecuador no solo respondió a factores económicos. También influyó la estabilidad de la especie frente a enfermedades, su baja tasa de conversión alimenticia y la posibilidad de obtener varias cosechas por año. A esto se sumó el interés de sectores académicos por investigar sus parámetros de crecimiento, reproducción y manejo, generando un cuerpo técnico-científico que favoreció su consolidación como uno de los pilares de la acuicultura nacional. Hoy en día, la tilapia se cultiva principalmente en las provincias costeras, aunque también ha sido incorporada en proyectos de piscicultura andina con fines de seguridad alimentaria (FAO, 2025). Su presencia en el mercado interno y externo da cuenta de una trayectoria sostenida de expansión que combina esfuerzos estatales, privados y académicos en distintas etapas de su desarrollo.

La presencia de tilapias en ecosistemas naturales también ha generado preocupación por su impacto ecológico. Su capacidad para competir por espacio y alimento puede llevar al desplazamiento de especies nativas, en especial aquellas con nichos ecológicos similares o con estrategias reproductivas menos eficaces (Canonico et al., 2005). Existen reportes que documentan la disminución de poblaciones autóctonas tras la introducción de tilapia, debido tanto a la competencia directa como a la alteración de las condiciones del hábitat (Jiménez-Prado & Vásquez, 2021; López et al., 2021). La remoción de vegetación acuática, el aumento de la turbidez y la modificación del sustrato bentónico son algunos de los efectos asociados a su presencia en ambientes no controlados.

En este sentido, aunque su adaptabilidad ha sido aprovechada por los sistemas productivos, también plantea desafíos a la conservación de la biodiversidad acuática. El manejo responsable de esta especie, tanto en ambientes cerrados como en sistemas abiertos, es necesario para evitar desequilibrios ecológicos que afecten a largo plazo la sostenibilidad de los recursos hídricos.

Expansión en el Guayas

En la provincia del Guayas, la tilapia ha encontrado un entorno particularmente favorable para su proliferación. Esta región, caracterizada por su diversidad de ecosistemas acuáticos, ha facilitado tanto el desarrollo planificado de sistemas de cultivo como la dispersión no controlada de ejemplares en cuerpos de agua naturales. La combinación de factores geográficos, climáticos y socioeconómicos ha contribuido a que Guayas se consolide como un epicentro de la producción y dispersión de tilapia en el país (Arboleda et al., 2021). A esto se suma la cercanía a mercados internos y externos, ya que Guayaquil, el principal puerto del país, facilita la exportación de tilapia, sobre todo en su presentación fileteada hacia Estados Unidos (Fitzsimmons, 2024).

Sin embargo, junto con la expansión comercial, también se ha registrado la presencia de tilapias en cursos fluviales naturales ubicados en las inmediaciones de zonas agrícolas e industriales. Ríos como el Taura y algunos afluentes del sistema hidrográfico del estuario interior del Golfo de Guayaquil, han mostrado signos de colonización por parte de esta especie (Torres Ch, 2013). Esta situación se agrava con la implementación de actividades acuícolas dentro de áreas

protegidas, como es el caso de la Reserva Ecológica Manglares Churute, donde se han documentado prácticas de cultivo de tilapia en sistemas semi intensivos (Valverde Carache, 2023), generando preocupaciones sobre los impactos ecológicos y legales derivados de la introducción de especies exóticas en ecosistemas vulnerables.

Dispersión no controlada

La proliferación de la tilapia en cuerpos de agua dulce y salobre de la región litoral ecuatoriana no puede comprenderse únicamente como el resultado de su éxito biológico o de su aprovechamiento productivo. Buena parte de su expansión responde a una dispersión no controlada, propiciada por fallas en la infraestructura acuícola, prácticas informales y la ausencia de una política pública efectiva en materia de regulación territorial y ambiental. Este fenómeno constituye un caso ilustrativo de cómo la debilidad institucional y presión productiva puede desencadenar consecuencias ecológicas de amplio alcance. Un ejemplo concreto ocurrió en 2012, cuando un operativo de control en la camaronera Santa Priscila, ubicada en las inmediaciones del río Taura, provocó la liberación accidental de grandes cantidades de tilapias hacia este curso fluvial, afectando directamente el estero cercano e introduciendo la especie en un ecosistema natural no planificado para su presencia (El Universo, 2012).

A lo anterior se suma una práctica común entre pequeños productores y comunidades rurales: la siembra informal de tilapia en reservorios, canales de riego o espejos de agua comunitarios. Motivadas por la facilidad de acceso a alevines, su bajo costo y su valor

alimentario, muchas familias introducen esta especie sin considerar sus efectos ecológicos. Aunque comprensibles desde el punto de vista de la seguridad alimentaria, estas acciones facilitan la expansión incontrolada de la tilapia.

Esta situación es tolerada por la falta de alternativas productivas viables y el escaso acompañamiento institucional. Si bien Ecuador cuenta con un Plan para la Gestión de Especies Exóticas Invasoras en el continente, impulsado por el Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica, en la práctica no se ha desarrollado una estrategia operativa clara y específica para mitigar la dispersión no deseada de especies cultivables como la tilapia en entornos acuáticos. Esta brecha entre planificación y ejecución revela una paradoja: el Estado promueve el cultivo de tilapia como estrategia de desarrollo rural y generación de empleo, pero carece de mecanismos eficaces para prevenir o contener sus impactos ecológicos, especialmente en contextos de informalidad y débil control territorial.

Percepción social y consumo

La tilapia se ha consolidado como uno de los productos acuáticos de mayor consumo en Ecuador. Su presencia en los mercados locales ha sido favorecida tanto por su disponibilidad constante como por su precio relativamente accesible, lo que le ha permitido posicionarse como una alternativa viable frente a especies nativas o tradicionales que han disminuido en oferta o se han encarecido (Contreras et al., 2021; Mora, 2017). La aceptación del consumidor ecuatoriano ha evolucionado progresivamente, transformando a la tilapia de una especie inicialmente exótica en un componente habitual de la dieta

cotidiana, especialmente en sectores populares y rurales.

El rol de la tilapia en la dieta ecuatoriana está directamente vinculado con la necesidad de fuentes de proteína de bajo costo. En comunidades rurales y periurbanas, donde la pesca artesanal se ha reducido o los precios de productos marinos como el pargo, el camarón o la corvina son inaccesibles, la tilapia ocupa un lugar destacado como sustituto funcional.

Este fenómeno plantea preguntas críticas sobre el equilibrio entre consumo y conservación. Si bien la tilapia ha contribuido a mejorar la seguridad alimentaria de numerosos hogares, su hegemonía en los mercados locales también ha contribuido al debilitamiento de las cadenas productivas basadas en especies nativas. A largo plazo, esta tendencia puede repercutir en la pérdida de biodiversidad ictiológica y en el abandono de saberes tradicionales vinculados al uso y preparación de especies propias de los ecosistemas ecuatorianos.

Alertas globales sobre la tilapia

A pesar de su consolidación como una de las principales especies acuícolas del mundo, la tilapia ha sido objeto de crecientes alertas por parte de la comunidad científica y organismos internacionales, debido a los impactos ecológicos, sanitarios y sociales derivados de su expansión no regulada. En varios países, la tilapia ha sido formalmente reconocida como especie invasora, luego de que su liberación, intencional o accidental, provocara la degradación de ecosistemas acuáticos, la alteración de

cadenas tróficas y el desplazamiento de especies nativas (Shuai & Li, 2022; Sunarto et al., 2022). En sistemas fluviales de Asia, África, Europa, América Latina y el Caribe, se han documentado reducciones drásticas en poblaciones locales de peces endémicos, atribuibles a la competencia directa por alimento y espacio, así como a la depredación de huevos y larvas de otras especies (Canónico et al., 2005; Xiong et al., 2023). Esta situación ha motivado la aplicación de medidas de bioseguridad y restricciones a su cultivo en áreas sensibles o protegidas.

Diversos informes técnicos de organismos como la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), la Organización Mundial de Sanidad Animal (OMSA) y la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) han advertido sobre los riesgos asociados a la tilapia, no solo desde el punto de vista ecológico, sino también sanitario. La propagación del Tilapia Lake Virus (TiLV), una enfermedad viral emergente identificada por primera vez en 2014 ha generado especial preocupación. El TiLV afecta a todas las etapas del ciclo de vida del pez, tiene alta mortalidad y puede producir pérdidas económicas significativas en sistemas de producción, sobre todo en países donde el monitoreo sanitario es débil o inexistente (FAO, 2018; WOA 2022). Las consecuencias del TiLV ya se han registrado en varias regiones de Asia, África y América Latina, lo que ha forzado a algunos gobiernos a establecer protocolos estrictos de vigilancia epidemiológica, control de movimiento de animales y cuarentenas.

Más allá de los aspectos ecológicos y sanitarios, la expansión global de la tilapia plantea conflictos estructurales entre el desarrollo acuícola y la conservación de la biodiversidad. El fomento de su cultivo ha sido promovido con fines de seguridad alimentaria y generación de ingresos, especialmente en países en desarrollo, pero frecuentemente sin una evaluación integral de sus impactos a largo plazo. La presión por aumentar la producción y las exportaciones ha relegado la discusión sobre sostenibilidad, y ha contribuido a la homogeneización de los sistemas acuáticos, la pérdida de variedades genéticas locales y el debilitamiento de prácticas pesqueras tradicionales.

En este contexto, las alertas globales sobre la tilapia deben interpretarse como llamados a la acción orientados a equilibrar los beneficios económicos con la responsabilidad ambiental.

Perspectivas y desafíos futuros

El avance de la acuicultura de tilapia en Ecuador, como en muchos otros países tropicales, plantea un escenario complejo en el que convergen oportunidades económicas, desafíos ambientales y tensiones sociales. Si bien esta especie ha contribuido a dinamizar sectores rurales y a diversificar la oferta de proteína animal, su expansión no regulada ha generado efectos colaterales que comprometen la integridad de los ecosistemas acuáticos y la sostenibilidad a largo plazo del modelo productivo.

En este contexto, resulta ineludible abordar las perspectivas y desafíos futuros desde una visión integrada que combine criterios de eficiencia económica, responsabilidad ecológica y justicia social.

Uno de los principales desafíos es la formulación e implementación de políticas de manejo integradas, que reconozcan la multifuncionalidad del agua y la necesidad de equilibrar el uso productivo con la conservación ambiental. Hasta ahora, la dispersión normativa y la débil coordinación entre entidades públicas han facilitado la expansión informal de la tilapia en zonas no aptas, incluida su presencia en áreas protegidas como los manglares (Guerrero Alvarado, 2025). Superar este vacío exige marcos regulatorios claros que delimiten zonas de cultivo permitidas, impongan requisitos de bioseguridad y fortalezcan los sistemas de control y sanción.

En paralelo, se hace urgente impulsar propuestas de cultivo responsable y bioseguro. Esto implica no solo la mejora de la infraestructura y los protocolos sanitarios en las unidades productivas, sino también la adopción de estándares técnicos que limiten el riesgo de fugas, contagios y contaminación. La implementación de sistemas de recirculación, el uso de variedades estériles, el manejo adecuado de residuos y la restricción del uso de antibióticos sin supervisión son medidas viables para minimizar los impactos negativos sobre el entorno natural y la salud pública.

Asimismo, la investigación científica, el monitoreo ambiental y la educación comunitaria deben consolidarse como pilares fundamentales de cualquier estrategia de manejo. La generación de información sobre las interacciones ecológicas de la tilapia, su comportamiento reproductivo en medios naturales, la resistencia a enfermedades y los impactos socioeconómicos de su

cultivo, es indispensable para una toma de decisiones informada. Paralelamente, el fortalecimiento de las capacidades locales, mediante la capacitación a productores, autoridades y comunidades, puede fomentar prácticas sostenibles desde una base territorial.

Finalmente, persiste el dilema entre la producción alimentaria y la sostenibilidad ecológica. En países como Ecuador, donde la inseguridad alimentaria y el desempleo rural son desafíos

estructurales, el cultivo de tilapia representa una alternativa económica real. Sin embargo, esta no puede seguir desarrollándose a costa de la pérdida de biodiversidad, la ocupación ilegal de zonas frágiles o la exclusión de otros actores productivos. El futuro del sector dependerá, en buena medida, de su capacidad para redefinir sus objetivos en función de un desarrollo verdaderamente sostenible, que integre la resiliencia ambiental con la equidad social.



Investigación de campo

El estudio se enmarcó en el enfoque epistemológico empirista, el cual sostiene que el conocimiento se fundamenta en la experiencia directa y en la observación sistemática de los fenómenos (Bueno, 2017). Desde esta perspectiva, se privilegió la obtención de datos empíricos a partir del contacto directo con el entorno natural, lo que permitió construir una comprensión objetiva del ecosistema analizado. La investigación respondió a un enfoque descriptivo (Nagel & Partelow, 2022), orientado a caracterizar las especies presentes en el sistema ecológico y a documentar sus principales atributos, con especial atención a las dinámicas bióticas y abióticas observadas en el área de estudio.

El diseño metodológico adoptado fue de carácter no experimental, dado que no se introdujeron manipulaciones sobre las variables, sino que estas fueron registradas tal como se manifestaron en su contexto natural (Thompson & Panacek, 2007). En este sentido, se trató de un estudio ecológico de campo, ya que implicó el levantamiento de información primaria en el propio escenario donde ocurren los fenómenos objeto de análisis (Eberhardt & Thomas, 1991).

Ubicación geográfica del área de estudio

El área de estudio se sitúa en la región litoral del suroeste ecuatoriano, dentro de la provincia del Guayas. En términos político-administrativos, corresponde a la parroquia Taura del cantón Naranjal.

El trabajo de campo se desarrolló específicamente en el sector medio y bajo del sistema hidrográfico del río Churute, una zona de especial interés ecológico por sus características ambientales y su biodiversidad.

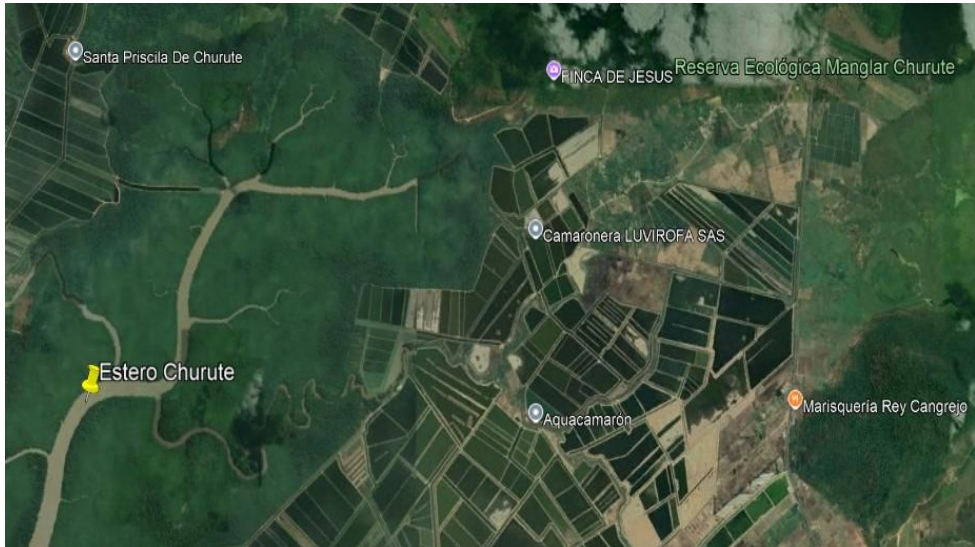
Este sector forma parte de la subcuenca del Estero Churute, considerada la segunda fuente hídrica más importante dentro de la Reserva Ecológica Manglares Churute, un área protegida reconocida por su elevada riqueza de especies nativas de flora y fauna. Con una extensión aproximada de 50.068 hectáreas, esta reserva constituye la única área natural del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador que conserva una muestra representativa del ecosistema de manglar de la costa continental. Además, alberga una diversidad de ambientes que incluyen ecosistemas estuarios-pantanosos del Golfo de Guayaquil, un remanente del bosque seco tropical, y un sistema léntico, cuyo cuerpo de agua principal es la laguna de Churute o laguna de El Cacán.

Debido a su importancia ambiental, esta reserva fue declarada sitio Ramsar en 1990, como parte del Convenio sobre los Humedales de Importancia Internacional. Dicha designación reconoce su rol en la conservación de la biodiversidad, la regulación hídrica y la provisión de hábitats esenciales para numerosas especies acuáticas y terrestres. Sin embargo, pese a su estatus de protección, la zona enfrenta presiones antrópicas considerables derivadas de actividades agrícolas intensivas, el establecimiento de camaroneras y la presencia de asentamientos humanos dispersos.

Delimitación del área de estudio

El área comprendió un tramo de aproximadamente 17 kilómetros, que inició en las coordenadas 2°24'39.41" LS - 79°37'25.62" LW, a una altitud de 20 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.), y culminó en los 2°30'38.64" LS - 79°43'47.40" LW, a una altura cercana a los 3 m.s.n.m. (Figura 3).

Figura 3. Área de estudio - río Churute, Ecuador



Para la captura ícticas se empleó el arte de pesca tradicional de atarraya (Figura 4), comúnmente utilizado en zonas costeras y estuarinas por pescadores artesanales.

Figura 4. Arte de pesca



Esta herramienta fue seleccionada por su eficacia en cuerpos de agua lentorreantes y su capacidad de capturar una amplia variedad de especies en zonas someras. Este tipo de arte de pesca no solo permite una recolección selectiva y controlada, sino que también reduce el impacto ambiental en comparación con métodos más invasivos.

Durante el estudio se utilizaron dos redes de atarraya con diferentes dimensiones, con el fin de abarcar distintos tamaños de peces y optimizar la representatividad del muestreo: la primera atarraya presentaba un diámetro de 4 metros y una luz de malla de 2 pulgadas (aproximadamente 5,08 cm), adecuada para la captura de ejemplares de mayor tamaño. La segunda atarraya tenía un diámetro de 6 metros y una luz de malla de 1,5 pulgadas (alrededor de 3,81 cm), permitiendo la captura de peces más pequeños y juveniles.

Ambas redes estaban provistas de un borde inferior con plomos uniformemente distribuidos que aseguraban una caída rápida y un cierre eficaz durante el lance, maximizando la eficiencia de captura. La maniobra de lanzamiento fue ejecutada manualmente desde orillas accesibles o desde embarcaciones menores, dependiendo de las condiciones del sitio de muestreo.

Se tomaron muestras en 25 sitios a lo largo del río Churute, en época de sequía, entre los meses de junio a noviembre del año 2019 (Tabla 3). En cada sitio se realizaron 33 lances de esfuerzo con una duración de cinco a ocho minutos cada uno, obteniendo un total de 825 muestras.

Tabla 3. *Distribución de muestreo*

Mes	Muestras	Sitio
Junio	165	1 a 5
Julio	165	6 a 10
Agosto	132	11 a 14
Septiembre	132	15 a 18
Octubre	132	19 a 22
Noviembre	99	23 a 25
Total	825	

Los puntos de muestreo fueron seleccionados estratégicamente a lo largo del cauce, en función de criterios como la heterogeneidad del hábitat, la accesibilidad, las características físico-

químicas del agua y el grado de impacto antrópico. Esta selección permitió abarcar zonas contrastantes del ecosistema y obtener un panorama representativo del estado de la población de tilapia. A su vez, los sitios facilitaron la evaluación de su densidad poblacional y distribución espacial dentro del sistema.

Para facilitar el trabajo de campo y la interpretación de resultados, el río fue dividido en tres secciones: alta, media y baja (Figura 5). La sección alta comprendió los sitios del 1 al 8; la sección media, con profundidad intermedia, incluyó los sitios del 9 al 17; y la sección baja abarcó los sitios del 18 al 25.

La zonificación respondió a la necesidad de analizar la heterogeneidad ambiental y biológica dentro de la reserva, considerando las distintas condiciones hidrogeomorfológicas y el impacto variable de la tilapia en cada sector.

Figura 5. *Sitios de muestreos*



Nota: Los puntos están codificados por colores: azul (sección alta), amarillo (sección media) y rojo (sección baja).

Descripción del estudio de campo

La estrategia metodológica implementada se basó en la ejecución de recorridos sistemáticos en el área de estudio, durante los cuales se procedió al registro de observaciones, toma de muestras y documentación de condiciones ambientales in situ.

En cada punto de muestreo se registró la composición específica de la ictiofauna, así como la abundancia relativa y el peso total de los individuos recolectados. La identificación taxonómica de las especies se realizó utilizando claves especializadas, siguiendo a Jiménez-Prado et al. (año), con énfasis en la diferenciación entre especies nativas e introducidas.

Los ejemplares fueron medidos en longitud total utilizando un ictiómetro artesanal elaborado en madera, con una cinta métrica adherida para garantizar la precisión (Figura 6).

Figura 6. *Identificación de especies*



Posteriormente, se pesaron en fresco con una balanza digital Fuzion modelo ZX 2000, fabricada en México por Fuzion Electrónica S.A., con capacidad máxima de 2.000 gramos y una precisión de 0,1 gramos (Figura 7), y fueron clasificados según su origen. Los peces nativos y

endémicos fueron liberados en el lugar de captura, mientras que las especies introducidas se conservaron para observaciones complementarias, incluyendo el examen de rasgos morfológicos externos como coloración, sexo y presencia de huevos o larvas.

Figura 7. *Pesaje de ejemplares ícticos*



Simultáneamente, se registraron variables físico-químicas del ecosistema, como pH, temperatura del agua, nivel de oxígeno disuelto y turbidez, junto con datos sobre la cobertura vegetal, el uso del suelo y la presencia de actividades antrópicas.

La información obtenida permitió una caracterización del sistema ecológico del río Churute, con atención especial a la distribución y presencia de tilapia (*Oreochromis* spp.) en los distintos sectores, a fin de explorar posibles patrones de coexistencia o desplazamiento en relación con la ictiofauna nativa.

Se llevó a cabo una revisión exhaustiva de antecedentes y estudios previos relacionados con la presencia y expansión de la tilapia en la región y en ecosistemas acuáticos similares. Para ello, se recopilaban datos históricos y actuales provenientes de fuentes científicas, informes técnicos y bases de datos especializadas. Esta revisión permitió contextualizar la problemática, identificar patrones de invasión, y comprender los posibles efectos ecológicos asociados a la introducción y proliferación de la tilapia en ambientes comparables. Asimismo, facilitó la identificación de vacíos de conocimiento y la definición de aspectos clave para el diseño y la orientación del presente estudio.

Análisis estadísticos

Para la organización y análisis de la información recolectada, se construyeron tres conjuntos de datos en formato de matriz bidimensional utilizando la hoja de cálculo Microsoft Excel. Cada matriz estuvo compuesta por 25 filas (correspondientes a los sitios de muestreo) y 13 columnas (una por cada especie ictiológica identificada en el estudio).

En la primera matriz se registró, para cada sitio, el número total de individuos recolectados y el peso conjunto de los peces capturados, sin distinción de sexo. La segunda y tercera matrices incluyeron, respectivamente, el número de machos y de hembras recolectados por sitio.

Adicionalmente, se incorporaron variables fisicoquímicas y ambientales para cada punto de muestreo, tales como la temperatura del agua, el pH, la intensidad de corriente y la distancia

desde el sitio de pesca hasta el punto más alto del río.

Para las variables "número de individuos" y "peso total de peces" por sitio, se aplicaron estadísticas descriptivas (media, varianza, desviación estándar, valores máximos y mínimos) con el fin de caracterizar la distribución general de los datos.

Con la información obtenida se estimaron los índices ecológicos de riqueza de especies, abundancia y diversidad para las especies ícticas obtenidas. Para ello, se utilizaron los números efectivos de Hill $q = \{0, 1 \text{ y } 2\}$, que fueron:

1) Riqueza de especies.

$${}^0D(p) = s$$

2) Exponencial de entropía de Shannon (diversidad).

$${}^1D(p) = e^{HSh}$$

3) Abundancia de especies

$${}^2D(p) = \frac{1}{\sum_{i=1}^s p_i^2}$$

Para determinar las especies dominantes se calculó el Índice de Importancia Relativa (IRI, por sus siglas en inglés) multiplicando la frecuencia relativa (%F) con la abundancia relativa (%N) y la dominancia relativa de cada especie (%W).

$$IRI = \%f * \%N * \%W$$

De acuerdo con este índice, las especies con valores de $IRI \geq 50$ se consideran dominantes, aquellas con valores de $IRI < 50$ especies de importancia media y las que muestran un valor $IRI \leq 1$ se consideran especies de baja importancia.



Resultados

Análisis de Parámetros Físico-Químicos

El recorrido por las estaciones de muestreo permitió observar variaciones físicas y químicas a lo largo del sistema acuático, según los sectores definidos. Cada sección, conformada por un grupo específico de estaciones, fue examinada de forma individual, tomando en cuenta las condiciones registradas en el momento del muestreo. A partir de estas observaciones, se describe el comportamiento general del cuerpo de agua en cada tramo, incluyendo aspectos como la profundidad del canal, la dinámica del flujo y las características del pH, lo que permitió caracterizar de manera preliminar el estado ambiental de cada zona evaluada.

Figura 8. Registro de pH en campo



En la sección 1 (**Tabla 4**), que incluye las estaciones 1 a 8 ubicadas en los sectores El Mirador y La Flora, los muestreos se realizaron en aguas superficiales, con profundidades que varían entre 0,41 y 0,83 metros. Esto corresponde a zonas cercanas al nacimiento del sistema fluvial o áreas donde la topografía favorece niveles bajos de agua.

El caudal se mantuvo estable, con valores comprendidos entre 6,8 y 7,9 m³/s, aunque se observó un ligero descenso en

las estaciones del sector La Flora, lo que sugiere un flujo moderado y constante. Estos valores reflejan tanto la dinámica natural del sistema como la posible influencia de la estacionalidad o del régimen pluviométrico durante el periodo de muestreo.

En cuanto al pH, los valores oscilaron entre 8,0 y 8,8, indicando una condición ligeramente alcalina del agua. Esta alcalinidad es típica en cuerpos acuáticos con alta actividad fotosintética o en presencia de sustratos calcáreos, aunque también podría estar influenciada por descargas orgánicas o antropogénicas de bajo impacto.

Tabla 4. Características Hidrológicas y Químicas – Sección 1

Sitio	Sector	Prof.	Caud.	pH
1	El Mirador	0,41	7,54	8,4
2	El Mirador	0,5	7,11	8,8
3	El Mirador	0,55	7,8	8
4	El Mirador	0,63	7,9	8,4
5	El Mirador	0,54	7,8	8
6	El Mirador	0,58	7,5	8
7	La Flora	0,7	7,5	8,2
8	La Flora	0,83	6,8	8

Nota: Prof.: profundidad, Caud.: caudal.

En la Sección 2 (**Tabla 5**), que abarca las estaciones 9 a 17 y comprende los sectores de La Flora y Manglares Churute, se observó un incremento en la profundidad, que va desde 0,87 hasta 1,85 metros, lo que refleja una zona con cuerpos de agua más profundos, especialmente en el sector de Manglares Churute. Esta mayor profundidad podría asociarse a un cambio en la morfología del cauce, una mayor

influencia mareal o una transición hacia zonas estuarinas más amplias.

El caudal presentó valores algo más bajos en comparación con la sección anterior, oscilando entre 6,0 y 6,6 m³/s. Esta reducción podría deberse a una dispersión del flujo por el aumento en la profundidad y el ancho del cauce, o a factores como la vegetación ribereña, sedimentación o uso del agua en el entorno.

Respecto al pH, los valores muestran una mayor variabilidad, desde 7,8 hasta 9,3, con algunas estaciones registrando valores notablemente alcalinos, lo que puede estar relacionado con procesos biogeoquímicos propios de los manglares, como la fotosíntesis intensa o la influencia de materia orgánica en descomposición.

Tabla 5. Características Hidrológicas y Químicas – Sección 2

Sitio	Sector	Prof.	Caud.	pH
9	La Flora	0,87	6,7	8,3
10	La Flora	0,95	6,2	8
11	M. Churute	1,26	6	7,9
12	M. Churute	1,38	6	7,8
13	M. Churute	1,41	6,6	9,1
14	M. Churute	1,53	6,3	8,5
15	M. Churute	1,59	6,2	8,1
16	M. Churute	1,73	6,1	9,2
17	M. Churute	1,85	6,6	9,3
18	M. Churute	1,92	6,5	8,2

Nota: Prof.: profundidad, Caud.: caudal.

En la tercera sección 3 (**Tabla 6**), que corresponde a las estaciones 18 a 25, ubicadas en la misma zona de Manglares Churute, las profundidades alcanzaron valores más altos, entre 1,92 y 2,70 metros. lo cual indica una transición hacia un sistema más estuarino o lagunar. Esta profundidad sugiere una mayor capacidad de almacenamiento hídrico y una mayor estabilidad en las condiciones físicas del medio.

El caudal se mantiene relativamente estable, con valores entre 6,5 y 7,4 m³/s, mostrando un leve incremento respecto a la sección anterior. Esta variación puede estar influenciada por la geometría del canal, las mareas o posibles aportes de afluentes secundarios. El hecho de que el caudal se mantenga en niveles relativamente altos pese al aumento de profundidad sugiere un sistema dinámico, posiblemente con conexión mareal o influencia oceánica indirecta.

El pH continúa siendo mayormente alcalino, con valores que varían entre 8,0 y 9,0. Esta consistencia en pH y caudal, junto con las mayores profundidades, podría indicar un ambiente acuático más estable y maduro dentro del ecosistema de manglares, donde las condiciones químicas y físicas del agua se mantienen dentro de rangos adecuados para la biodiversidad característica de esta zona.

Tabla 6. Características Hidrológicas y Químicas – Sección 2

Sitio	Sector	Prof.	Caud.	pH
18	M. Churute	1,92	6,5	8,2
19	M. Churute	2,02	6,7	8,4
20	M. Churute	2,15	7,2	8
21	M. Churute	2,23	7	8
22	M. Churute	2,27	7,3	9
23	M. Churute	2,33	7,4	8,4
24	M. Churute	2,55	7,3	8,1
25	M. Churute	2,7	7,1	8,8

Nota: Prof.: profundidad, Caud.: caudal.

Las variaciones en los parámetros físico-químicos del río Churute reflejan la dinámica espacial y ambiental del sistema acuático, evidenciando transiciones desde zonas superficiales y poco profundas hacia áreas más profundas y estables, con condiciones de pH mayormente alcalinas.

Composición taxonómica

Durante el periodo de muestreo se capturaron un total de 1.065 ejemplares correspondientes a 20 especies de peces, distribuidas en 6 órdenes y 13 familias (Tabla 7). De estas especies, 14 (70%) son nativas, 5 (25%) endémicas y 1 (5%) introducida.

La especie introducida en el área de estudio corresponde a la tilapia; sin embargo, la especie específica dentro del género *Oreochromis* no pudo ser determinada, por lo que se indica como *Oreochromis* spp.

Tabla 7. Composición taxonómica de la ictiofauna registrada en el área de estudio

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Estado
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus ecuadorensis</i>	Ratón	Endémica
Characiformes	Bryconidae	<i>Brycon alburnus</i>	Dama blanca	Endémica
Characiformes	Bryconidae	<i>Brycon dentex</i>	Sábalo	Nativa
Characiformes	Characidae	<i>Bryconamericus brevirostris</i>	Cachuela	Nativa
Characiformes	Curimatidae	<i>Rhoadsia altipinna</i>	Chavelita	Nativa
Characiformes	Curimatidae	<i>Pseudocurimata lineopunctata</i>	Dica	Nativa
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias microlepis</i>	Guanchiche	Nativa
Characiformes	Parodontidae	<i>Saccodon terminalis</i>	Cornetero	Endémica
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Ichthyoelephas humeralis</i>	Bocachico	Endémica
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Andinoacara blomeri</i>	Vieja	Endémica
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Andinoacara rivulatus</i>	Vieja azul	Nativa
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Cichlasoma festae</i>	Vieja colorada	Nativa
Cichliiformes	Cichlidae	<i>Oreochromis</i> spp.	Tilapia	Introducida
Gobiiformes	Eleotridae	<i>Dormitator latifrons</i>	Chame	Nativa
Gobiiformes	Eleotridae	<i>Gobiomorus maculatus</i>	Guabina	Nativa
Gobiiformes	Gobiidae	<i>Awaous trasandeanus</i>	Lameplato	Nativa
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa	Nativa
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Rhamdia quelen</i>	Barbudo	Nativa
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Pimelodella modestus</i>	Chillo Bagre	Nativa
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hemiancistrus fischeri</i>	Raspa balsa	Nativa

El orden Characiformes fue el más representado, con nueve especies (45% del total), agrupadas en seis familias: Anostomidae, Bryconidae, Characidae, Curimatidae, Erythrinidae, Parodontidae

y Prochilodontidae (**Figura 9**). Dentro de este grupo, destacan especies endémicas como *Leporinus ecuadorensis*, *Ichthyoephiphas humeralis*, *Saccodon terminalis* y *Andinoacara blombergi*.

Figura 9. Representación taxonómica del orden Characiformes en el río Churute, Ecuador

a) Anostomidae

Leporinus ecuadorensis



b) Bryconidae

Brycon alburnus



c) Bryconidae

Brycon dentex



d) Characidae

Bryconamericus brevirostris



e) Curimatidae

Rhoadsia altipinna



f) Curimatidae

Pseudocurimata lineopunctata



g) Erythrinidae

Hoplias microlepis



h) Parodontidae

Saccodon terminalis



i) Prochilodontidae

Ichthyoelephas humeralis



El segundo orden más representado fue Cichliformes, con cuatro especies (20% del total identificado), pertenecientes a la familia Cichlidae (Figura 10). Entre estas,

se encontraron dos nativas (*Andinoacara rivulatus* y *Cichlasoma festae*), una endémica (*Andinoacara blombergi*) y una es introducida (*Oreochromis spp.*).

Figura 10. Representación taxonómica del orden Cichliformes en el río Churute, Ecuador

j) Cichlidae

Andinoacara sapayensis



k) Cichlidae

Andinoacara rivulatus



l) Cichlidae

Cichlasoma festae



m) Cichlidae

Oreochromis spp.



Oreochromis spp.



Oreochromis spp.



Oreochromis spp.



En cuanto al orden Gobiiformes, se identificaron tres especies (**Figura 11**), lo que equivale al 15% del inventario. Estas pertenecen a dos familias: Eleotridae y

Gobiidae, e incluyen exclusivamente especies nativas *Dormitator latifrons*, *Gobiomorus maculatus* y *Gobiidae Awaous trasandeanus*.

Figura 11. Representación taxonómica del orden Gobiiformes en el río Churute, Ecuador

n) Eleotridae

Dormitator latifrons



o) Eleotridae

Gobiomorus maculatus



p) Gobiidae

Awaous trasandeanus



Por su parte, el orden Mugiliformes estuvo representado por una única especie: *Mugil cephalus* (**Figura 12**), conocida comúnmente como lisa. Esta especie pertenece a la familia Mugilidae y corresponde a un pez nativo. Su presencia

en el sistema del río Churute indica la conectividad con ambientes estuarinos o costeros, ya que se trata de una especie eurihalina capaz de desplazarse entre aguas dulces y salobres.

Figura 12. Representación taxonómica del orden Gobiiformes en el río Churute, Ecuador

q) Mugilidae

Mugil cephalus



Finalmente, el orden Siluriformes aportó tres especies al inventario (15 % del total). Estas pertenecen a dos familias: Heptapteridae y Loricariidae, y todas

corresponden a especies nativas: *Rhamdia quelen*, *Cetopsorhamdia nasus* y *Chaetostoma marginatum* (**Figura 13**).

Figura 13. Representación taxonómica del orden Gobiiformes en el río Churute, Ecuador

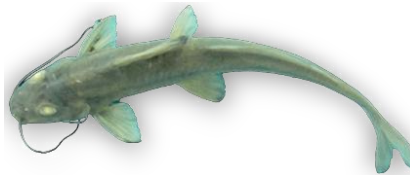
r) Heptapteridae

Rhamdia quelen



s) Loricariidae

Hemiancistrus landoni



t) Pseudopimelodidae

Microglanis variegatus



Las 20 especies de peces registradas en la cuenca del río Churute corresponden al 2,31 % del total de las 824 especies de agua dulce reportadas a nivel nacional (Barriga, 2012). Aunque este porcentaje puede parecer modesto en términos absolutos, cobra mayor relevancia cuando se contextualiza regionalmente: las especies identificadas constituyen el 16,96 % de las 112 especies reportadas para la vertiente occidental, y el 27,14 % de las 70 especies conocidas en la cuenca del río Guayras (Aguirre, 2021).

Este aporte resulta particularmente significativo si se considera que muchas cuencas del litoral occidental ecuatoriano presentan un grado limitado de conocimiento ictiológico, ya sea por accesibilidad restringida o por la escasez de estudios sistemáticos.

Desde el punto de vista taxonómico, la composición observada responde a un patrón típico de ríos neotropicales. El orden Characiformes, con nueve especies distribuidas en siete familias, dominó claramente la muestra, reflejando su alta adaptabilidad ecológica y su rol funcional dentro de estos ecosistemas. Este patrón se ha documentado ampliamente en sistemas fluviales de la región tropical sudamericana, donde los Characiformes no solo presentan alta riqueza específica, sino también una diversidad trófica significativa (Reis et al., 2016).

La presencia de especies endémicas, todas restringidas a sistemas fluviales de la vertiente occidental, destaca el alto valor ecológico y representatividad biológica del río Churute dentro del mosaico ictiológico regional. Algunas de estas especies, como *Leporinus ecuadorensis* e *Ichthyoelephas humeralis*, ambas categorizadas como “casi amenazadas” (Aguirre et al., 2019), se consideran indicadores clave del estado de conservación de los ecosistemas acuáticos debido a su sensibilidad a las perturbaciones y su dependencia de hábitats bien conservados (Tognelli et al.,

2019). Su persistencia en el área sugiere que, el sistema aún mantiene condiciones ambientales que permiten sostener poblaciones viables de fauna endémica. Por lo que su monitoreo debe ser una prioridad en planes de conservación locales y regionales.

En paralelo, el inventario también incluyó especies de interés pesquero, económico y acuícola, como *Ichthyoelephas humeralis* (bocachico), *Rhamdia quelen* (barbudo) y *Dormitator latifrons* (chame). Estas especies ampliamente comercializadas en mercados locales y consumidas en dietas rurales evidencian la relevancia del río Churute no solo desde un punto de vista ecológico, sino también socioeconómico.

En contraposición, la detección de la especie introducida *Oreochromis* spp. (tilapia) representa una alerta ecológica importante. Aunque no fue posible determinar su identidad específica dentro del género, la presencia de tilapias en sistemas de agua dulce está ampliamente asociada a impactos negativos sobre la biodiversidad nativa. Diversos estudios han documentado que las tilapias compiten agresivamente por alimento y hábitat, presentan tasas reproductivas elevadas y pueden modificar las condiciones físico-químicas del entorno, desplazando así a especies autóctonas (Canonico et al., 2005; Cassemiro et al., 2018; Shechonge et al., 2018; Yongo et al., 2023). En este contexto, su presencia debe considerarse un posible factor de presión ecológica, especialmente sobre especies endémicas o de distribución restringida.

Desde una perspectiva biogeográfica, la proporción registrada de especies nativas, endémicas e introducida indica que el ecosistema aún conserva un nivel considerable de integridad ecológica. No obstante, este equilibrio, inherentemente frágil, puede verse comprometido por factores como la introducción de especies exóticas.

Índice de Importancia Relativa

Las especies fueron evaluadas según tres variables: contribución en peso (%W), contribución en número (%N) y frecuencia de aparición (%F), lo que permitió calcular el Índice Relativo de

Importancia (IRI) para cada una. En total, los 1.065 individuos pertenecientes a 20 especies alcanzaron un peso combinado de 15.125,45 gramos.

Tabla 8. IRI de especies capturadas basado en peso, número y frecuencia

Especie	Peso	%W	N	%N	fi	%F	IRI
Ratón	824,6	5,45	23	2,16	9	6,12	72,08
Dama blanca	295,6	1,95	16	1,50	8	5,44	15,98
Sábalo	549,23	3,63	16	1,50	4	2,72	14,84
Cachuela	108,65	0,72	11	1,03	4	2,72	2,02
Chavelita	231,69	1,53	73	6,85	10	6,80	71,43
Dica	527,39	3,49	81	7,61	18	12,24	324,72
Guanchiche	1.203,37	7,96	44	4,13	11	7,48	245,96
Cornetero	16	0,11	1	0,09	1	0,68	0,01
Bocachico	256,75	1,70	9	0,85	5	3,40	4,88
Vieja	135	0,89	2	0,19	2	1,36	0,23
Vieja azul	1.141,63	7,55	21	1,97	10	6,80	101,24
Vieja colorada	73	0,48	1	0,09	1	0,68	0,03
Tilapia	5.830,88	38,55	651	61,13	25	17,01	4.0075,58
Chame	1.312,98	8,68	51	4,79	12	8,16	339,34
Guabina	844,34	5,58	16	1,50	4	2,72	22,82
Lameplato	176	1,16	4	0,38	3	2,04	0,89
Lisa	692,2	4,58	9	0,85	5	3,40	13,15
Barbudo	232,19	1,54	18	1,69	3	2,04	5,29
Raspa balsa	592,6	3,92	13	1,22	8	5,44	26,03
Bagre	190	1,26	5	0,47	4	2,72	1,60
Total	15.125,45		1.065				

Nota: %W= contribución en peso, %N= contribución en número, %F= frecuencia de aparición.

Los valores del Índice Relativo de Importancia (IRI) evidencian una clara dominancia de la especie Tilapia (*Oreochromis* spp.), la cual registró el valor más alto (IRI = 4.0075,58), sustentado por su elevada abundancia relativa (%N = 61,13), alta biomasa (%W = 38,55) y amplia distribución espacial

(%F = 17,01). Esta combinación de atributos la posiciona como la especie estructuralmente más importante del ensamble íctico del río Churute.

En segundo lugar se ubicó Chame (*Dormitator latifrons*), con un IRI de 339,34, resultado de una biomasa

considerable (1.312,98 g), abundancia moderada (4,79 %) y una frecuencia de aparición del 8,16 %. Le sigue en importancia Dica, con un IRI de 324,72, cuya relevancia radica principalmente en su elevada abundancia numérica (7,61 %) y una frecuencia relativamente alta (12,24 %), a pesar de una menor contribución en peso.

Otras especies con valores intermedios de IRI fueron Guanchiche (245,96), con altos valores de biomasa (1.203,37 g) y presencia en múltiples sitios (%F = 7,48), y Vieja azul (101,24), que también presentó una combinación equilibrada de las tres variables (%W = 7,55; %N = 1,97; %F = 6,80). Asimismo, Ratón (IRI = 72,08) y Chavelita (IRI = 71,43) mostraron contribuciones moderadas al ensamble, particularmente en número y frecuencia.

En el extremo opuesto, especies como Cornetero, Vieja colorada, Bagre y Lameplato exhibieron los valores más bajos de IRI ($\leq 1,60$), lo que indica una baja representatividad ecológica dentro del sistema, caracterizada por reducida biomasa, escasa abundancia numérica y limitada distribución.

Los resultados reflejan una comunidad íctica con una estructura altamente desigual, dominada por unas pocas especies generalistas y ampliamente distribuidas, mientras que la mayoría de las especies presentan baja incidencia. Esta configuración es característica de ecosistemas sometidos a presiones ambientales o antrópicas que favorecen la proliferación de especies oportunistas y tolerantes a cambios en las condiciones ecológicas, en detrimento de especies especialistas o con requerimientos ambientales más estrictos.

La marcada dominancia de *Oreochromis* spp. (*Tilapia*) sugiere un proceso de homogenización biológica, donde una especie exótica, introducida con fines

acuícolas, desplaza a componentes nativos a través de competencia trófica, modificación del hábitat o presión reproductiva. Este patrón es común en sistemas lénticos o semi-lóticos con alta intervención humana, como ocurre en varias cuencas de la región tropical.

Asimismo, la relevancia de *Dormitator latifrons* (Chame) y Dica, ambas especies con alta plasticidad ecológica y capacidad de adaptarse a condiciones variables de oxigenación, salinidad o carga orgánica, refuerza la hipótesis de que el ensamblaje íctico está estructurado en función de la resiliencia fisiológica de las especies más abundantes, más que por la diversidad funcional del ecosistema.

Por otro lado, la baja representación de especies como Cornetero, Vieja colorada, Bagre o Lameplato con valores marginales en todas las métricas evaluadas, podría indicar procesos de exclusión, competitiva o limitaciones en la disponibilidad de microhábitats adecuados. La reducción de la heterogeneidad estructural del río, la contaminación puntual o difusa, y la presión pesquera selectiva podrían estar contribuyendo a esta pérdida de representatividad ecológica. Esta pérdida de representatividad ecológica resulta aún más preocupante cuando se considera la situación de las especies endémicas, que, si bien constituyen el 25 % del total registrado, su escasa participación en el ensamblaje sugiere que se encuentran en una posición ecológicamente desfavorable.

En conjunto, el patrón observado sugiere que el sistema fluvial evaluado se encuentra en un estado de desequilibrio estructural, con una comunidad dominada por especies resistentes y una diversidad funcional reducida. Esta situación, de mantenerse en el tiempo, podría comprometer la resiliencia del ecosistema y limitar su capacidad de respuesta ante perturbaciones naturales o inducidas.

Distribución espacio-temporal

La **Tabla 9** registra la presencia (X) de las especies de peces en cada sitio por mes, proporcionando un panorama de su distribución espacial y temporal en el sistema del río Churute entre junio y

noviembre. Se identificaron patrones marcados de ocurrencia, con especies ampliamente distribuidas, otras de presencia intermedia y algunas de aparición muy puntual.

Tabla 9. *Distribución espacial y temporal de especies ícticas en el sistema del río Churute*

Sitios de muestreo																									
Mes	Junio					Julio					Agosto				Septiembre				Octubre				Noviembre		
Especies	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Ratón	X	X				X		X	X			X					X	X	X						
Dama blanca	X				X			X	X			X		X		X			X						
Sábalo							X				X							X		X					
Cachuela	X										X	X									X				
Chavelita	X	X	X			X		X		X		X				X		X	X						
Dica	X		X	X	X	X	X			X		X	X		X	X	X	X			X	X	X	X	X
Guanchiche							X				X	X	X	X	X		X			X	X		X		X
Cornetero													X												
Bocachico	X				X			X		X		X													
Vieja		X					X																		
Vieja azul	X				X			X		X		X				X			X		X	X			X
Vieja colorada				X																					
Tilapia	X	X	X	X	X	X	X	X**	X**	X**	X**	X*	X*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Chame	X				X			X		X		X	X		X			X		X		X	X	X	
Guabina					X	X		X		X															
Lameplato			X							X					X										
Lisa							X		X				X		X		X								
Barbudo								X												X				X	
Raspa balsa	X	X			X	X	X	X	X		X														
Bagre							X	X	X			X													

Nota: **:peces con huevos y larvas en la boca, *: peces con larvas en la boca.

Figura 14. *Tilapia con presencia de huevos y larvas en la boca*



Tilapia (*Oreochromis* spp.) fue la más frecuente y con mayor cobertura espacial, estuvo presente en todos los sitios y en todos los meses del periodo de estudio. Además, se observó reproducción activa en esta especie (**Figura 7**): en los sitios 8 al 11 se registraron individuos con huevos y larvas en la boca (**), y en los sitios 12 y 13 se documentaron larvas en la boca (*).

Dica (*Andinoacara rivulatus*) fue otra especie ampliamente distribuida. Estuvo presente durante todo el periodo de estudio en dieciocho de los veinticinco sitios de muestreo, demostrando también una notable capacidad de dispersión y persistencia.

Chame, Guanchiche, Chavelita y Vieja azul, mostraron una presencia intermedia, apareciendo en varios sitios de forma regular. El Chame (*Dormitator latifrons*) se registró en doce sitios, con una mayor presencia durante el mes de octubre. El Guanchiche (*Hoplias microlepis*) estuvo presente en once sitios, con una concentración más evidente en agosto. La Chavelita (*Rhoadsia altipinna*), se registró en todos los meses excepto noviembre y fue encontrada en diez sitios, con una mayor concentración en junio y julio. Vieja azul también mostró una presencia constante y fue registrada en diez sitios.

Otras especies mostraron una distribución más limitada. Por ejemplo, Ratón (*Leporinus ecuadorensis*), una especie endémica, fue registrado en nueve sitios, con mayor frecuencia en el mes de julio. Raspa balsa estuvo presente en ocho sitios, con registros en junio, julio y agosto. Dama blanca también endémica, apareció en ocho sitios, con una ocurrencia constante entre junio y octubre.

Por otro lado, algunas especies mostraron una distribución más puntual y patrones de aparición intermitentes. El Bocachico (*Ichthyoelephas humeralis*), especie endémica, se registró en 5 sitios entre

junio y agosto. La Lisa (*Mugil cephalus*) también estuvo presente en 5 sitios, principalmente entre julio y septiembre. El Sábalo (*Brycon dentex*) se observó en 4 sitios, entre julio y octubre.

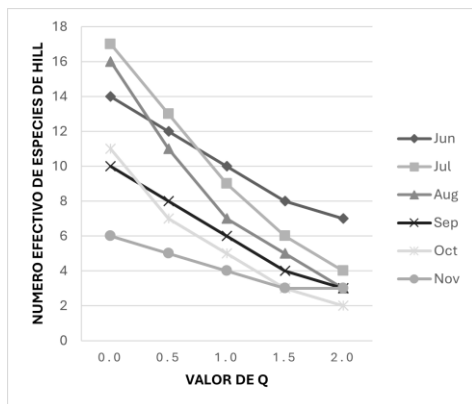
Asimismo, la Cachuela (*Bryconamericus brevirostris*) se detectó en 4 sitios, con registros en junio, agosto y octubre. La Guabina (*Gobiomorus maculatus*) también se encontró en cuatro sitios entre junio y agosto. El Bagre (*Pimelodella modestus*) se registró en 4 sitios durante julio y agosto, con mayor presencia en julio. El Barbudo, identificado como *Pimelodella modestus*, fue observado en 3 sitios en los meses de julio, octubre y noviembre. Finalmente, el Lameplato (*Awaous transandeanus*) apareció en tres sitios entre junio y agosto. En conjunto, estas especies exhibieron patrones temporales discontinuos, con registros limitados a ciertos meses y localidades.

En cuanto a especies con muy baja representatividad, Vieja (*Andinoacara blomeri*), especie endémica, se registró únicamente en junio y julio; Vieja colorada (*Cichlasoma festae*) observada solamente en junio, y Cornetero (*Saccodon terminalis*), otra endémica, presente solo en agosto, mostraron una frecuencia muy baja, con registros limitados a uno o dos sitios durante todo el periodo de monitoreo. Esta baja representatividad puede deberse a su rareza local, a comportamientos más esquivos o a una menor tolerancia a cambios ambientales, aspectos que podrían explorarse en estudios posteriores para evaluar su potencial como indicadores de calidad ecológica.

Perfil de diversidad íctica

Durante los seis meses de monitoreo (junio a noviembre), se observó una variación significativa en la composición y distribución de especies ícticas, con valores más altos en los meses iniciales y una disminución progresiva hacia el final del periodo (**Figura 8**).

Figura 15. Perfiles de diversidad íctica en función del tiempo de muestreo



En junio, la diversidad alcanzó su punto máximo, con catorce especies distribuidas de manera heterogénea entre los sitios de muestreo, lo cual reflejó una alta equitatividad y representatividad de la comunidad íctica. En julio se registró un aumento en la riqueza específica, con un total de diecisiete especies, mientras que en agosto esta se mantuvo relativamente alta, con dieciséis especies registradas. A partir de septiembre; los valores iniciales descendieron considerablemente a diez especies, lo que sugiere una comunidad menos diversa y posiblemente más dominada por un menor número de especies. En octubre, la riqueza se mantuvo relativamente estable con once especies, pero en noviembre se registró el valor mínimo del periodo, con solo seis especies presentes y una composición parcialmente distinta respecto a los meses anteriores.

Este patrón temporal debe interpretarse considerando los cambios ambientales asociados al gradiente espacial del sistema, el cual queda reflejado en la **Figura 9 y 10**, donde la sección 1 —zona alta del río, con menor salinidad y mayores aportes de agua dulce— presentó la mayor riqueza con 19 especies, mientras que en la sección 2 (zona intermedia) se registraron 17 especies y

en la sección 3 (zona baja y más salobre) sólo 11. La progresiva disminución en el número de especies a lo largo del tiempo coincide con la transición espacial desde ambientes dulceacuícolas hacia estuarinos más salobres, lo que restringe la presencia de especies menos tolerantes y favorece comunidades ícticas menos diversas pero más adaptadas a estas condiciones (Zhou et al., 2019).

Figura 16. Perfiles de diversidad íctica por secciones

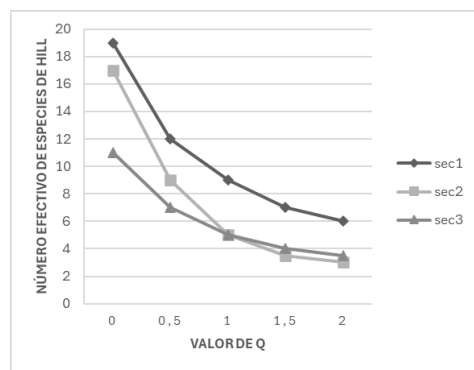
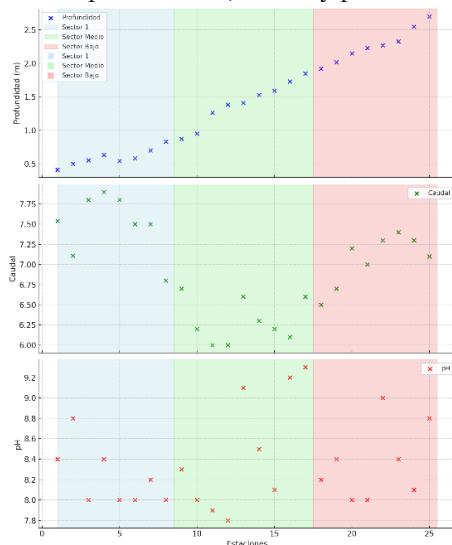


Figura 17. Variación espacial de la profundidad, caudal y pH



Nota: El gráfico superior : profundidad (m); gráfico central :caudal; y el inferior: valor de pH en cada sección.

Índices ecológicos

A continuación se describen los resultados obtenidos a partir del análisis de los Números Efectivos de Hill, considerando distintos valores del parámetro de sensibilidad q , para las especies ícticas registradas en los 25 sitios de muestreo del río Churute (**Tabla 10**). Los valores corresponden a los índices:

$0D$: riqueza específica (número total de especies), $0,5D$ y $1D$: diversidad con énfasis progresivamente menor en especies raras, $1,5D$ y $2D$: diversidad con mayor ponderación hacia especies comunes o dominantes.

Tabla 10. Riqueza, Diversidad y Abundancia de Especies Ícticas

Sitio	Sensitivo a especies raras	←————→			Insensitivo a especies raras
	$0D$	$0,5D$	$1D$	$1,5D$	$2D$
S1	11	10,14	9,46	8,94	8,53
S2	5	4,54	4,19	3,94	3,77
S3	5	4,10	3,49	3,12	2,91
S4	8	7,49	7,10	6,80	6,56
S5	3	2,97	2,94	2,91	2,88
S6	4	3,54	3,20	2,97	2,81
S7	12	9,09	6,50	4,73	3,73
S8	8	6,80	5,64	4,67	3,97
S9	9	6,90	5,25	4,13	3,45
S10	7	4,81	3,41	2,68	2,31
S11	5	4,38	3,87	3,47	3,17
S12	11	7,52	5,26	4,05	3,44
S13	6	2,62	1,66	1,38	1,28
S14	4	2,85	2,13	1,76	1,58
S15	5	2,36	1,54	1,31	1,22
S16	5	3,69	2,99	2,64	2,47
S17	5	3,28	2,30	1,85	1,64
S18	6	4,48	3,56	3,03	2,71
S19	6	4,40	3,20	2,50	2,14
S20	6	5,44	5,01	4,69	4,42
S21	4	3,34	2,81	2,44	2,20
S22	4	3,25	2,83	2,59	2,45
S23	5	4,67	4,34	4,04	3,78
S24	3	2,68	2,48	2,35	2,27
S25	4	3,34	2,81	2,44	2,20

Los sitios S1, S7 y S12 destacan por su alta riqueza de especies, con valores de 11, 12 y 11 respectivamente en OD . No obstante, al observar los valores de $2D$, se evidencia una marcada diferencia entre ellos. El sitio S1 mantiene una alta diversidad efectiva ($2D = 8.53$), lo que indica una comunidad equitativa, sin gran dominancia de especies particulares. Por el contrario, S7 y S12 muestran caídas pronunciadas ($2D = 3.73$ y 3.44 , respectivamente), lo cual sugiere que, aunque presentan muchas especies, estas no se distribuyen de forma equitativa, estando dominadas por unas pocas especies comunes y varias raras o poco abundantes.

En el otro extremo, los sitios S5, S13 y S15 presentan tanto baja riqueza como diversidad efectiva. Por ejemplo, S5 cuenta con solo 3 especies ($OD = 3$) y una diversidad muy limitada ($2D = 2.88$), mientras que S13 y S15 muestran incluso menor diversidad efectiva ($2D = 1.28$ y 1.22 , respectivamente). Esto indica comunidades ícticas empobrecidas y dominadas.

Otros sitios, como S4, S9, S20 y S23, se ubican en un rango intermedio, con una riqueza moderada (entre 6 y 9 especies) y una caída gradual en los valores de diversidad conforme aumenta el parámetro q . Por ejemplo, S20 pasa de una riqueza de 6 a una diversidad efectiva de 4.42, lo que sugiere cierta dominancia, pero dentro de una comunidad relativamente balanceada. Estos sitios podrían representar ambientes con presiones moderadas o condiciones más estables en comparación con los sitios más extremos.

El análisis conjunto de las métricas de diversidad desde OD hasta $2D$ permite inferir con mayor precisión la estructura

interna de las comunidades ícticas, revelando no solo cuántas especies están presentes, sino también cómo se distribuyen en términos de abundancia. Esta perspectiva es crucial, ya que comunidades con alta riqueza pueden presentar una estructura dominada por unas pocas especies, lo que reduce su diversidad efectiva y sugiere desequilibrios ecológicos (Halpern & Floeter, 2008). En este contexto, las diferencias marcadas entre los valores de riqueza y diversidad efectiva en algunos sitios indican un fuerte sesgo hacia la presencia de especies raras o escasamente representadas, lo que podría ser indicativo de perturbaciones recientes, procesos de recolonización o condiciones ambientales subóptimas para muchas especies (Cunha et al., 2019).

Por el contrario, cuando los valores de diversidad tienden a mantenerse cercanos a los de riqueza, se refleja una mayor equitatividad, lo que puede interpretarse como señal de estabilidad ecológica y baja presión ambiental (Craven et al., 2018).

En términos ecológicos, el patrón general observado apunta a un gradiente ambiental entre los sitios evaluados, podría estar relacionado con múltiples factores ambientales, como la calidad del agua, la conectividad del hábitat, la cobertura vegetal ribereña o la intensidad del uso del suelo en la cuenca. Además, la sensibilidad de los índices de diversidad ponderados evidencia la necesidad de un enfoque integral en los estudios de biodiversidad, que no se limite al conteo de especies, sino que también contemple la equidad en su representación para diagnosticar adecuadamente el estado de las comunidades y orientar medidas de gestión adecuadas.

Impacto de la expansión de la tilapia en el ecosistema

La detección de *Oreochromis* spp. (tilapia) en el sistema fluvial del río Churute constituye un indicio crítico desde las perspectivas ecológica y de conservación. Esto se debe a que las especies invasoras, una vez establecidas, pueden expandirse con rapidez, pasando de ser un problema local a uno de alcance regional y las medidas de control pueden volverse entonces imposibles (Perrin et al., 2021). Aunque no fue posible determinar la identidad específica dentro del género, la sola presencia de esta especie exótica resulta suficiente para activar alertas de manejo ambiental, dada su ampliamente documentada capacidad invasora y sus impactos negativos en ecosistemas dulceacuícolas (Abd Hamid et al., 2023; Stauffer et al., 2022). Este hallazgo cobra especial relevancia en el contexto de la cuenca del Churute, un sistema que alberga una notable diversidad íctica, incluyendo especies endémicas de distribución restringida y con categorías de amenaza reconocidas.

Más allá de su presencia incidental, los resultados del presente estudio revelan una clara dominancia ecológica de *Oreochromis* spp. dentro del ensamblaje íctico. Fue registrada consistentemente en todos los sitios de muestreo y a lo largo de todos los meses del período de estudio, lo cual evidencia una elevada tolerancia fisiológica a las condiciones ambientales locales, así como una sobresaliente capacidad de colonización y establecimiento (Shechonge et al., 2019).

Asimismo, se observó evidencia directa de actividad reproductiva, con individuos que portaban huevos y larvas en la cavidad bucal, indicando que las poblaciones no solo están asentadas, sino que se reproducen activamente, manteniendo ciclos poblacionales autónomos.

Desde un enfoque funcional y taxonómico, esta situación plantea serias implicaciones para la estabilidad ecológica del sistema. La coexistencia de tilapia con cíclicos nativos —incluyendo especies endémicas como *Andinoacara blomeri*, de requerimientos ecológicos más específicos— configura un escenario de alta probabilidad de exclusión competitiva, alteración de las redes tróficas y pérdida de diversidad funcional (Shuai & Li, 2022). En este contexto, la tilapia actúa no solo como una especie introducida, sino como un agente de reestructuración del ensamblaje íctico, con potencial para erosionar componentes clave del linaje evolutivo regional (Kwikiriza et al., 2025).

El patrón espacial y temporal documentado, junto con su capacidad reproductiva confirmada, permite inferir que *Oreochromis* spp. ha superado el umbral ecológico de establecimiento inicial y se encuentra en una fase de expansión activa dentro del sistema del río Churute, siguiendo una dinámica similar a la observada en otros sistemas fluviales (Forneck et al., 2021; Shechonge et al., 2019; Zengeya et al., 2013). Su papel

estructuralmente dominante en el ensamble posiciona a esta especie como un factor de presión significativo sobre la ictiofauna nativa. Por tanto, resulta imperativo incorporar estrategias de manejo adaptativo que prioricen la mitigación de su propagación y la restauración de las condiciones que favorezcan la resiliencia ecológica del ecosistema.

Competencia con especies nativas y desplazamiento ecológico

Diversas investigaciones en ecosistemas dulceacuícolas neotropicales han documentado ampliamente la capacidad competitiva de *Oreochromis* spp., tanto en la adquisición de recursos tróficos como en la ocupación del espacio físico (Canonico et al., 2005; Cassemiro et al., 2018; Shechonge et al., 2018). Esta especie, introducida en numerosos países latinoamericanos con fines acuícolas, ha generado alteraciones en la estructura y dinámica de las comunidades ícticas naturales tras su escape y establecimiento.

La tilapia presenta una notable plasticidad ecológica que le permite adaptarse a variadas condiciones fisicoquímicas, junto con un comportamiento territorial y agresivo que les confiere ventajas competitivas frente a especies nativas, particularmente aquellas que comparten nichos tróficos similares, como omnívoros generalistas y bentófagos (Bwanika et al., 2004; González et al., 2018). En sistemas tropicales donde coexisten especies nativas como *Hoplias microlepis*, *Dormitator latifrons* y *Rhamdia quelen*, que poseen hábitos ecológicos parcialmente solapados con *Oreochromis* spp., se han documentado procesos de desplazamiento hacia microhábitats

subóptimos, modificaciones en los patrones alimentarios y disminución en el éxito reproductivo (Magalhães et al., 2021; Lima-Junior et al., 2019).

Esta especie tiende a monopolizar recursos disponibles especialmente en condiciones de alta densidad poblacional, reduciendo la heterogeneidad funcional del ensamble y limitando el acceso de especies nativas a hábitats críticos para reproducción, alimentación y refugio (O'Mara et al., 2024; Yongo et al., 2023). La formación de colonias reproductivas densas y la defensa activa de áreas de anidación por parte de machos generan un entorno de perturbación constante, afectando la estructura física del substrato y excluyendo a otras especies de zonas vitales (Bwanika et al., 2004; González et al., 2018).

Desde el punto de vista trófico, la tilapia exhibe un comportamiento generalista y oportunista, consumiendo una amplia gama de recursos que van desde detritos y perifiton hasta invertebrados y fitoplancton (Costa-Pierce, 2003; Njiru et al., 2007). Esta versatilidad alimentaria facilita su colonización y expansión, en detrimento de especies nativas más especializadas y con menor capacidad de adaptación a cambios en la disponibilidad de recursos. La evidencia empírica proveniente de sistemas invadidos ha identificado un fenómeno conocido como “efecto sombra ecológica”, donde la abundancia relativa de especies nativas declina sin que inicialmente se observe una reducción en la riqueza específica, dificultando la detección temprana de impactos y retrasando la implementación de estrategias de manejo (Magalhães et al., 2021; Waldock et al., 2024).

En el contexto del río Churute, la presencia estructuralmente dominante de *Oreochromis* spp., documentada a través de su alta frecuencia, biomasa y reproducción activa en todos los sitios y períodos estudiados, indica la generación de condiciones de presión ecológica similares a las observadas en otros sistemas neotropicales afectados (Costa Novaes & Carvalho, 2012). Aunque el impacto directo sobre especies nativas locales no ha sido cuantificado aún, la evidencia acumulada en la literatura sugiere un escenario potencialmente crítico para la integridad funcional del ensamblaje íctico nativo (Monroe et al., 2023).

Por tanto, desde una perspectiva fundamentada en la evidencia ecológica comparada, la dinámica observada en el río Churute representa una señal temprana de posible reestructuración ecológica impulsada por una especie invasora con alta capacidad competitiva. Esta situación demanda un monitoreo riguroso de las interacciones bióticas y cambios en la composición específica, con el fin de anticipar impactos negativos y orientar la implementación de medidas de manejo que preserven la biodiversidad y funcionalidad del sistema.

Efectos sobre las dinámicas poblacionales

La capacidad reproductiva de *Oreochromis* spp. representa un factor clave en su éxito invasor y en la presión sobre las comunidades ícticas nativas. La tilapia exhibe una elevada fecundidad y una estrategia reproductiva caracterizada por ciclos cortos entre puestas, lo que le permite incrementar rápidamente su densidad poblacional en ambientes naturales (Canonico et al., 2005;

Casemiro et al., 2018). Además, la formación de nidos protegidos en sustratos variados, junto con un cuidado parental intensivo, principalmente por parte de los machos reproductores que construyen y defienden el nido, y de las hembras que incuban huevos y larvas en la cavidad bucal, incrementa la supervivencia de la progenie en comparación con muchas especies nativas que presentan estrategias reproductivas menos eficientes (Njiru et al., 2007).

Este conjunto de rasgos reproductivos dota a *Oreochromis* spp. de una ventaja demográfica considerable, facilitando la consolidación de poblaciones autosostenidas y su rápida expansión en sistemas acuáticos. En contraste, muchas especies endémicas del occidente ecuatoriano, incluyendo *Leporinus ecuadorensis*, *Ichthyoelephas humeralis* y *Saccodon terminalis*, poseen ciclos reproductivos más prolongados, menores tasas de fecundidad y una sensibilidad más marcada a alteraciones ambientales y antropogénicas (Gonzalez-Martinez et al., 2021).

Esta presión puede inducir cambios en la dinámica poblacional, tales como reducción en el tamaño promedio de los individuos, alteración de los patrones temporales de reproducción y disminución en la diversidad genética, lo que a su vez puede limitar la capacidad adaptativa de las poblaciones frente a cambios ambientales futuros (Bernatchez, 2016; Magalhães et al., 2021; Tamario et al., 2019). La consecuencia directa es un declive en la abundancia relativa de especies endémicas, lo que impacta negativamente en la diversidad funcional y filogenética del ensamblaje íctico del

sistema. Este proceso, si no es controlado, podría desencadenar efectos en cascada que comprometan la estabilidad y resiliencia ecológica del ecosistema (Xiong, 2023).

Alteración del equilibrio ecológico en el ecosistema acuático

La introducción y proliferación de *Oreochromis* spp. en ambientes dulceacuícolas se ha asociado con impactos significativos sobre las propiedades físico-químicas del agua y las características estructurales del hábitat. Estudios han evidenciado que la actividad alimentaria y reproductiva de la tilapia contribuye a un incremento notable en la turbidez del agua, derivado de la remoción y re-suspensión de sedimentos del fondo (Shechonge et al., 2018). Esta alteración de la columna de agua disminuye la penetración lumínica, afectando procesos fotosintéticos y la productividad primaria, elementos fundamentales para el soporte de la cadena trófica acuática (Diana et al., 2017; Zhang et al., 2017).

Adicionalmente, la tilapia tiene un impacto directo sobre la vegetación acuática. Su comportamiento bentívoro implica la excavación y remoción del sustrato para la construcción de nidos, actividad que provoca el debilitamiento de macrófitas y plantas ribereñas. La pérdida o deterioro de esta vegetación altera el hábitat crítico que muchas especies nativas utilizan para refugio, alimentación y desove (Bagenal & Braum, 1978; (Rasoamihango et al., 2023).

En la red trófica, estas alteraciones provocan cambios en la disponibilidad y distribución de recursos para otros organismos acuáticos. La disminución o

desplazamiento de macrófitas, p. ej. reduce la oferta de alimento y refugio para invertebrados y peces herbívoros, mientras que el aumento de la turbidez limita la efectividad visual de especies predatoras, afectando sus patrones de caza y supervivencia (Rasoamihango et al., 2023; Thomaz et al., 2025).

En el contexto particular del humedal del Churute, la coexistencia de diversos tipos de hábitats acuáticos, manglares, riberas fluviales, lagunas estacionales, amplifica la vulnerabilidad ante la presión ejercida por la tilapia. La alteración simultánea de estos ambientes puede generar efectos sinérgicos que afectan procesos ecosistémicos esenciales. La reducción en la capacidad de estos sistemas para filtrar contaminantes y mantener la calidad ambiental impacta no solo a las comunidades acuáticas sino también a las especies terrestres y humanas que dependen del humedal para su subsistencia (Akram et al., 2023).

La situación en el río Churute debe interpretarse como un caso temprano de invasión biológica con alto potencial de expansión. Este tipo de procesos, ampliamente documentados, tienden a evolucionar hacia una dominancia estructural por parte de especies exóticas como *Oreochromis* spp. (Champneys et al., 2021; Shuai & Li, 2022). En el contexto del litoral ecuatoriano, y en particular en sistemas hidrográficos como la cuenca del Guayas, que exhiben niveles elevados de endemismo, la consolidación de especies invasoras representa una amenaza directa a la singularidad biológica y evolutiva de estas comunidades.

Manejo y conservación

La evidencia obtenida en este estudio demuestra que la tilapia ha superado en número y distribución a las especies endémicas y nativas. Para abordar esta problemática de forma efectiva, se requiere diseñar estrategias de manejo y conservación inspiradas en casos exitosos de otros países, adaptándolas a las particularidades socioecológicas de los manglares de Churute y del sistema acuático del Guayas

Estrategias de contención y remoción

Una de las primeras líneas de acción recae en el manejo de especies invasoras, el cual debe incluir técnicas de contención y control de la población de tilapia. Entre las estrategias más empleadas se encuentran el uso de barreras físicas y dispositivos de exclusión en canales y estructuras hidráulicas para impedir el desplazamiento de especies invasoras hacia nuevas cuencas. Estas medidas, aunque costosas, han demostrado eficacia cuando se aplican en puntos estratégicos de la red hídrica. Sin embargo, la efectividad a largo plazo de estas intervenciones puede verse limitada principalmente por la posibilidad de interferir con el movimiento de especies nativas (Jones et al., 2021).

Paralelamente, la captura física intensiva mediante redes de enmalle y cerco, complementada con el uso de pesca eléctrica en zonas confinadas, ha permitido reducir significativamente la densidad de peces no nativos en determinados cuerpos de agua (Rytwinski et al., 2019).

Otras técnicas de remoción incluyen el empleo de trampas selectivas que aprovechan comportamientos específicos de las especies objetivo para facilitar su captura (Rytwinski et al., 2019).

El manejo químico también ha sido utilizado en ciertos contextos, con el uso de pesticidas como la rotenona o Fintrol, que actúan eliminando peces en cuerpos de agua (Donaldson & Cooke, 2016). Estos tratamientos deben aplicarse cuidadosamente, considerando las condiciones ambientales y evitando impactos sobre especies nativas no objetivo. Por su parte, los regímenes de cosecha o sobrepesca intencionada, como la modificación de regulaciones para favorecer la captura intensiva de tilapias, complementan las estrategias de remoción (Rice, 2021).

Del mismo modo, el control biológico se considera una alternativa innovadora, que incluye la introducción controlada de depredadores naturales o el uso de agentes patológicos específicos para la especie invasora (Donaldson & Cooke, 2016). Estas tácticas buscan mantener las poblaciones bajo control mediante la manipulación ecológica, aunque requieren un análisis riguroso para evitar impactos negativos en el ecosistema.

Dentro de este enfoque, los métodos de biocontrol genético “macho estéril”, han cobrado relevancia en años recientes. Consisten en la liberación controlada de machos esterilizados o genéticamente modificados, para reducir sus recursos reproductivos (Teem et al., 2020).

Si bien las técnicas físicas, químicas y biológicas ofrecen diversas herramientas para la gestión de especies invasoras, su efectividad depende de múltiples factores. La complejidad del hábitat, características específicas de la especie objetivo, y condiciones físicas y químicas del agua influyen en el éxito de estas intervenciones. Además, es fundamental evaluar los riesgos asociados, como el impacto sobre especies nativas y la viabilidad económica de cada método (Donaldson & Cooke, 2016).

El éxito a largo plazo requiere una valoración constante mediante monitoreo y análisis post-intervención, que permita ajustar estrategias según los resultados observados y garantizar un equilibrio adecuado entre eficacia, costos y conservación ambiental. En este sentido, la toma de decisiones debe sustentarse en análisis de riesgo detallados y en la integración de múltiples enfoques adaptativos, considerando siempre la restauración y protección integral de los ecosistemas acuáticos afectados.

En este sentido, en el contexto de Churute, un programa sistemático de extracción controlada podría ejecutarse con la participación de pescadores locales, garantizando que el esfuerzo sea sostenido y se acompañe de un monitoreo continuo para evitar la rápida recuperación de las poblaciones invasoras.

La pesca como herramienta de control

La pesca se presenta como una estrategia fundamental para el manejo y control de poblaciones de tilapia invasora, especialmente cuando la erradicación total no es viable. En este sentido, la implementación de incentivos

económicos y la promoción del uso sostenible han demostrado ser mecanismos efectivos para fomentar la participación activa de las comunidades locales en la reducción de estas poblaciones. Por ejemplo, en Tailandia, ante la imposibilidad de eliminar completamente la tilapia de barbilla negra, se establecieron esquemas de “compras” de tilapias a precios superiores al mercado, incentivando a pescadores a capturar y vender ejemplares. Paralelamente, se promovió el aprovechamiento de esta especie para consumo directo o para la elaboración de subproductos, agregando valor económico a su extracción. De manera complementaria, se exploraron métodos biotecnológicos, como la liberación de tilapias modificadas genéticamente, diseñadas para producir crías infértiles, con el fin de controlar la reproducción y crecimiento poblacional (Chaianunporn et al., 2024).

El aprendizaje proveniente de ecosistemas invadidos también ha enriquecido la perspectiva sobre el manejo mediante pesca dirigida. En sistemas como el río Mary, en Australia, donde la tilapia de Mozambique se dispersó masivamente tras episodios de inundación, la estrategia recomendada ha trascendido la mera eliminación física. Allí, la restauración del hábitat y la participación comunitaria se han consolidado como elementos clave para fortalecer la resiliencia del ecosistema y evitar que las poblaciones invasoras se establezcan (Russell et al., 2012). Esta aproximación integral reconoce que la pesca por sí sola, sin acciones complementarias, resulta insuficiente para contener la invasión a largo plazo.

No obstante, es necesario ejercer cautela respecto al desarrollo de mercados comerciales basados en especies invasoras. Experiencias en diferentes contextos han demostrado que fomentar la demanda para el uso de estas especies como alimento o forraje para mascotas puede ser contraproducente. La creación de un mercado puede incentivar la crianza intencional o nuevas introducciones, lo cual contraviene los objetivos de control y genera riesgos adicionales para la gestión sostenible del recurso (Chaianunporn et al., 2024).

La extracción dirigida, cuando es sostenida y adecuadamente financiada, puede funcionar como un mecanismo efectivo de supresión poblacional. Sin embargo, este enfoque exige un esfuerzo constante y un seguimiento riguroso, ya que las poblaciones remanentes tienen la capacidad de recuperarse rápidamente si cesa la presión pesquera. Por ello, es imprescindible diseñar programas de pesca que integren monitoreo continuo y flexibilidad operativa para ajustarse a las dinámicas ecológicas y asegurar el éxito a mediano y largo plazo.

Bioseguridad en la acuicultura

En el sur de China, se han propuesto medidas como el cercado físico de estanques, junto con legislación estricta para prevenir escapes de tilapia cultivada hacia cuencas naturales (Ju et al., 2020).

En Tailandia se planteó que empresas vinculadas a la introducción de tilapias sean responsables financieramente por los costos de mitigación, restauración y contención (Chaianunporn et al., 2024).

Paralelamente, diversos estudios y propuestas coinciden en la necesidad de

reorientar la inversión, la investigación y el diseño de políticas públicas hacia el fomento de especies nativas y adaptadas a las condiciones locales (Hernández-Delgado, 2024).

Vigilancia, detección temprana y participación ciudadana

La vigilancia y detección temprana constituyen pilares esenciales para la gestión efectiva de especies invasoras como la tilapia (Oswalt et al., 2021). Para ello, se recomienda la implementación de plataformas digitales accesibles tanto para expertos como para la población general, que permitan reportar avistamientos y facilitar una respuesta rápida ante la detección de nuevas poblaciones. Estas plataformas actúan como sistemas de alerta temprana, potenciando la colaboración interinstitucional y comunitaria en el monitoreo continuo de los cuerpos de agua afectados.

Adicionalmente, el uso de modelos ecológicos que integran variables de distribución de especies, condiciones ambientales y dinámica poblacional resulta fundamental para optimizar la planificación espacial de las acciones de control (Coulter et al., 2022). Estos modelos permiten identificar zonas de alto riesgo y focalizar los esfuerzos de manejo en áreas prioritarias, aumentando la eficiencia y efectividad de las intervenciones.

La participación social fortalece la vigilancia y amplía la cobertura de las acciones de control. Diseñar campañas educativas orientadas a sensibilizar a la población sobre el impacto ecológico negativo que representa la tilapia invasora es imprescindible. Estas campañas deben

incluir la capacitación de pescadores, comunidades locales y técnicos en la identificación precisa de especies nativas frente a tilapias, fortaleciendo así las capacidades locales (Haley, A. L., Lemieux, T. A., Piczak et al., 2023).

Por último, el apoyo sostenido a la investigación aplicada es clave para comprender la dinámica de invasión de la tilapia (Chaianunporn et al., 2024). El desarrollo de modelos que proyecten su distribución potencial y la identificación de áreas de mayor riesgo permiten guiar estratégicamente las acciones de control, optimizando recursos y aumentando la probabilidad de éxito en la mitigación de impactos

Gobernanza y cooperación

Ecuador cuenta con un marco institucional y legal para la gestión de especies exóticas invasoras, sustentado principalmente en el Plan de Acción Decenal para la Prevención, Manejo y Control de Especies Exóticas en el Ecuador Continental (2019–2029). El plan establece líneas de acción estratégicas, entre ellas:

- Fortalecer el marco normativo y las políticas públicas.
- Mejorar la coordinación interinstitucional.
- Garantizar mecanismos de financiamiento.
- Impulsar la investigación y la gestión de información.
- Fomentar la educación, capacitación y participación ciudadana.

Aunque el documento no menciona de manera específica a la tilapia, el marco

legal ecuatoriano reconoce a esta especie como invasora. Normas como el Código Orgánico del Ambiente establecen que su manejo debe seguir un enfoque técnico-científico y el principio de precaución, prohibiendo su introducción en áreas protegidas salvo justificación técnica. Además, la Ley de Acuicultura y Pesca restringe la introducción de especies exóticas que puedan afectar la biodiversidad sin autorización.

En el plano internacional, Ecuador participa en convenios y programas relevantes, como la Convención sobre Diversidad Biológica, CITES y el Convenio sobre Aguas de Lastre (BWM). También coopera en iniciativas regionales, como el Programa Globalist de la Comisión Permanente del Pacífico Sudeste, que involucra a Panamá, Colombia, Chile y Perú. Estas alianzas fortalecen la capacidad del país para prevenir y controlar la propagación de especies invasoras a través del intercambio técnico, científico y normativo.

En este sentido, Ecuador dispone de una estructura de gobernanza y cooperación que puede servir de base para abordar el problema de la tilapia en la cuenca del Guayas. No obstante, la ausencia de protocolos específicos para esta especie en particular representa un vacío que limita la eficacia de las acciones, y su abordaje requeriría integrar medidas concretas en los instrumentos ya existentes, así como fortalecer la coordinación con gobiernos locales y actores internacionales.

Conclusiones y reflexiones

El presente estudio ha permitido caracterizar la estructura y dinámica de la comunidad íctica en el río Churute durante un periodo de seis meses, proporcionando una base para entender tanto la composición taxonómica como la distribución espacio-temporal y la diversidad funcional de las especies presentes. Se identificaron un total de 20 especies de peces pertenecientes a 6 órdenes y 13 familias, donde predominan los Characiformes, lo cual es consistente con lo reportado en ecosistemas tropicales de la región.

No obstante, el aspecto más sobresaliente del análisis fue la marcada dominancia de *Oreochromis* spp. (tilapia), una especie introducida con fines acuícolas, que supera claramente en abundancia, biomasa y frecuencia de aparición a todas las demás especies nativas y endémicas del sistema. Este patrón indica que la tilapia constituye el componente estructuralmente más importante y dominante del ensamble íctico, lo cual implica un proceso de homogenización biológica en el ecosistema.

La importancia relativa (IRI) de la tilapia (4.0075,58) es varias veces mayor que la segunda especie en importancia, *Dormitator latifrons* (chame), y otras especies nativas como *Andinoacara rivulatus* (dica) o *Hoplias microlepis* (guanchiche). Esta disparidad se fundamenta en su alta abundancia relativa (%N=61,13), considerable biomasa (%W=38,55) y amplia distribución espacial (%F=17,01), parámetros que la

convierten en un claro competidor dominante.

La presencia dominante de la tilapia en un ecosistema estuarino y semi-lótico como el río Churute representa un indicador de presión ambiental y alteración ecológica. Este fenómeno refleja procesos comunes en sistemas acuáticos sometidos a impactos antrópicos, donde especies oportunistas y tolerantes a cambios rápidos desplazan o reducen poblaciones de especies nativas con nichos ecológicos más específicos y requisitos ambientales estrictos. La tilapia, al ser una especie con alta plasticidad fisiológica y reproductiva, tiene ventajas competitivas que favorecen su proliferación y expansión, a costa de la diversidad funcional del sistema.

La baja representación de especies con valores marginales en biomasa, abundancia y frecuencia, como *Saccodon terminalis* (cornetero), *Cichlasoma festae* (vieja colorada) o *Pimelodella modestus* (bagre), indica una posible exclusión ecológica y pérdida de heterogeneidad estructural en el río. Es especialmente preocupante que especies endémicas, que constituyen cerca del 25% del total registrado, tengan escasa participación en el ensamblaje, lo que sugiere que la dominancia de la tilapia y otras especies generalistas está desplazando o limitando a estos componentes ecológicos únicos y vulnerables.

Finalmente, el análisis de diversidad mostró una disminución progresiva en el número de especies y en la diversidad efectiva a lo largo del tiempo y a lo largo

del gradiente espacial del río, evidenciando que la comunidad está menos equilibrada y dominada por pocas especies resistentes. Esto puede estar asociado a la variación ambiental, incluyendo salinidad, calidad del agua y presiones antropogénicas, que limitan la capacidad del sistema para sostener una comunidad íctica diversa y funcionalmente rica.

Los resultados del estudio no solo aportan conocimiento científico sobre la estructura de la comunidad íctica del río Churute, sino que también plantean desafíos claros para la conservación y manejo sostenible del ecosistema. La dominancia de la tilapia debe ser entendida como una alerta sobre la vulnerabilidad del sistema frente a especies exóticas invasoras, las cuales pueden provocar desequilibrios ecológicos significativos y comprometer la biodiversidad nativa.

Cabe destacar que la gestión de especies invasoras requiere un enfoque integral que incluya la participación activa de las comunidades locales, así como de actores institucionales y académicos. En muchos casos, la expansión de la tilapia y otras especies exóticas está vinculada a actividades humanas, como la acuicultura, la pesca no regulada y la degradación de hábitats. Por ello, promover la concienciación ambiental es una herramienta fundamental para lograr un manejo efectivo.

Las comunidades ribereñas y locales deben ser sensibilizadas sobre los impactos negativos que puede generar la introducción descontrolada de especies como la tilapia. Esto implica educación ambiental orientada a fortalecer el

conocimiento sobre la importancia de las especies nativas, el valor de los ecosistemas manglares y la necesidad de conservar la heterogeneidad biológica. Al mismo tiempo, es indispensable fomentar prácticas sostenibles que reduzcan la presión sobre los sistemas acuáticos, como la regulación de la acuicultura, el control de la contaminación y el monitoreo continuo de las especies.

Además, el empoderamiento de las comunidades a través de la participación en actividades de monitoreo y gestión puede aumentar la efectividad de las medidas de conservación. La cooperación entre investigadores, autoridades locales y organizaciones no gubernamentales permitirá implementar programas de control y erradicación de especies invasoras, así como restaurar los hábitats críticos para las especies nativas y endémicas.

Dado el alcance y los resultados de este estudio, se identifican varias líneas de investigación que podrían ampliar el conocimiento sobre el impacto y evolución de la tilapia en los ecosistemas acuáticos del Ecuador. A continuación, se proponen algunos enfoques prioritarios:

a) Estudios detallados sobre la dinámica poblacional de *Oreochromis* spp., que incluyan tasas de crecimiento, fecundidad, supervivencia y patrones reproductivos en diferentes ecosistemas, permitirán entender mejor su capacidad de expansión y colonización. Esto es fundamental para diseñar estrategias de manejo que sean efectivas en el control poblacional y minimicen su impacto.

b) Es necesario investigar cómo la tilapia compete con especies nativas por recursos

alimenticios y hábitats, especialmente en sistemas donde la diversidad funcional es clave para la estabilidad ecológica. Estudios de análisis estomacal, redes tróficas y competencia directa ayudarán a definir mecanismos de desplazamiento y exclusión ecológica.

c) Más allá de la composición taxonómica, se debe evaluar el efecto de la tilapia en la diversidad funcional y en los procesos ecosistémicos esenciales, como la productividad primaria, el ciclo de nutrientes y la conectividad entre hábitats. Esta perspectiva permitirá comprender el impacto a nivel de ecosistema y no solo de la comunidad de peces.

d) La tilapia está presente en muchos sistemas acuáticos de Ecuador. Por ello, es valioso desarrollar estudios comparativos que analicen su comportamiento en diferentes contextos ambientales. Esto podría aportar información valiosa para políticas de manejo regional en la lucha contra especies invasoras.

e) La investigación aplicada debe enfocarse en el desarrollo, implementación y evaluación de métodos para controlar poblaciones de tilapia, restaurar hábitats afectados y promover la recuperación de especies nativas.

f) Estudios que exploren la sensibilidad y respuesta de las especies endémicas frente a la invasión y a las presiones ambientales pueden ayudar a establecer indicadores ecológicos fiables para monitoreo ambiental. Esto facilitará la detección temprana de impactos y la adopción oportuna de medidas correctivas.

La realidad observada en el río Churute es un claro reflejo de los desafíos que enfrentan muchos ecosistemas acuáticos

tropicales en la actualidad. La introducción y dominancia de especies exóticas, como la tilapia, junto con las presiones ambientales antrópicas, están transformando la estructura y función de comunidades biológicas complejas.

Garantizar la conservación de la biodiversidad y el equilibrio ecológico requiere un enfoque multidisciplinario y participativo, que integre el conocimiento científico con la gestión local y la educación ambiental. Solo a través de esfuerzos coordinados se podrá evitar la pérdida irreversible de especies nativas y asegurar la resiliencia de estos ecosistemas frente a las amenazas actuales y futuras.

La presente investigación aporta un diagnóstico inicial fundamental, pero también abre el camino para profundizar en la comprensión de los procesos ecológicos que están en juego, así como para desarrollar estrategias que permitan revertir o mitigar los efectos negativos de la invasión biológica en los sistemas acuáticos del Ecuador.

Bibliografía

- Abd El-Hack, M. E., El-Saadony, M. T., Nader, M. M., Salem, H. M., El-Tahan, A. M., Soliman, S. M., & Khafaga, A. F. (2022). Effect of environmental factors on growth performance of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *International journal of biometeorology*, 66(11), 2183-2194. <https://doi.org/10.1007/s00484-022-02347-6>
- Abd Hamid, M., Sah, A. S. R. M., Idris, I., Nor, S. A. M., & Mansor, M. (2023). Impacts of tilapia aquaculture on native fish diversity at an ecologically important reservoir. *PeerJ*, 11, e15986. <https://doi.org/10.7717/peerj.15986>
- Aguirre, W. E., Alvarez-Mieles, G., Anaguano-Yancha, F., Burgos Morán, R., Cucalón, R. V., Escobar-Camacho, D., ... & Zárate Hugo, E. (2021). Conservation threats and future prospects for the freshwater fishes of Ecuador: A hotspot of Neotropical fish diversity. *Journal of Fish Biology*, 99(4), 1158-1189. <https://doi.org/10.1111/jfb.14844>
- Akram, H., Hussain, S., Mazumdar, P., Chua, K. O., Butt, T. E., & Harikrishna, J. A. (2023). Mangrove health: A review of functions, threats, and challenges associated with mangrove management practices. *Forests*, 14(9), 1698. <https://doi.org/10.3390/f14091698>
- Albert, J. S., Petry, P., & Reis, R. E. (2011). Major biogeographic and phylogenetic patterns. *Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes*, 1, 3-20. <https://doi.org/10.1525/california/9780520268685.001.0001>
- Albert, J. S., Tagliacollo, V. A., & Dagosta, F. (2020). Diversification of Neotropical freshwater fishes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 51(1), 27-53. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-011620-031032>
- Alexiades, A. V., & Encalada, A. C. (2017). Distribution and habitat suitability of andean climbing catfish in the Napo River basin, Ecuador. *Tropical Conservation Science*, 10, 1940082917709598. <https://doi.org/10.1177/1940082917709598>
- Almeida, D. B., da Costa, M. A. P., Bassini, L. N., Calabuig, C. I. P., Moreira, C. G. A., Rodrigues, M. D. N., ... & Moreira, H. L. M. (2013). Reproductive performance in female strains of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture International*, 21, 1291-1300. <https://doi.org/10.1007/s10499-013-9630-0>
- Almond, R. E., Grooten, M., & Peterson, T. (2020). *Living Planet Report 2020-Bending the curve of biodiversity loss*. World Wildlife Fund.
- Araque Arellano, M. (Coord.), Vásconez, M., Mancheno, A., Álvarez, C., Prehn, C., Cevallos, C., & Ortiz, L. (2019). *Cuencas hidrográficas*. Universidad Politécnica Salesiana.
- Arboleda Luzón, E. B. ., Cervantes Alava, A. R. ., Prado Carpio, E. ., & Garzón Montealegre, V. J. . . (2021). Gestión de agronegocios de la tilapia roja (*Oreochromis Spp. O*) y su comercialización. *Revista Metropolitana De Ciencias Aplicadas*, 4(2), 58-67. <https://doi.org/10.62452/2283kc03>

Ashouri, G., Hoseinifar, S. H., El-Haroun, E., Imperatore, R., & Paolucci, M. (2023). Tilapia fish for future sustainable aquaculture. In *Novel approaches toward sustainable tilapia aquaculture* (pp. 1-47). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-38321-2_1

Azevedo-Santos, V. M., Arcifa, M. S., Brito, M. F., Agostinho, A. A., Hughes, R. M., Vitule, J. R., ... & Pelicice, F. M. (2021). Negative impacts of mining on Neotropical freshwater fishes. *Neotropical Ichthyology*, 19, e210001. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0001>

Babiker, M., & Ibrahim, H. (1979). Studies on the biology of reproduction in the cichlid *Tilapia nilotica* (L.): gonadal maturation and fecundity. *Journal of Fish biology*, 14(5), 437-448. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1979.tb03541.x>

Baldiasserotto, B., Urbinati, E. C., & Cyrino, J. E. P. (Eds.). (2019). *Biology and physiology of freshwater neotropical fish*. Academic Press. <http://dx.doi.org/10.1016/C2017-0-03766-7>

Barneche, D. R., & Allen, A. P. (2018). The energetics of fish growth and how it constrains food-web trophic structure. *Ecology letters*, 21(6), 836-844. <https://doi.org/10.1111/ele.12947>

Barriga, R. (2012). *Lista de peces de agua dulce e intermareales del Ecuador*. Revista Politécnica, 30(3), 83-119. <https://doi.org/10.1111/ele.12947>

Begum, A., Mondal, S., Ferdous, Z., Zafar, M. A., & Ali, M. M. (2014). Impact of water quality parameters on monosex tilapia (*Oreochromis niloticus*) production under pond condition. *Int J Anim Fish Sci*, 2(1), 14-21.

Benavides López, C. F. (2021). *Evaluación de la diversidad ictiológica del lago Yahuarcocha, provincia de Imbabura* [Tesis de pregrado, Universidad Técnica del Norte]. Recuperado de <https://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/11753>

Bernatchez, L. (2016). On the maintenance of genetic variation and adaptation to environmental change: considerations from population genomics in fishes. *Journal of fish biology*, 89(6), 2519-2556. <https://doi.org/10.1111/jfb.13145>

Bernery, C., Bellard, C., Courchamp, F., Brosse, S., Gozlan, R. E., Jarić, I., ... & Leroy, B. (2022). Freshwater fish invasions: A comprehensive review. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 53(1), 427-456. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-032522-015551>

Bezerra, L. A. V., Ribeiro, V. M., Freitas, M. O., Kaufman, L., Padial, A. A., & Vitule, J. R. S. (2019). Benthification, biotic homogenization behind the trophic downgrading in altered ecosystems. *Ecosphere*, 10(6), e02757.

Borrell, S. (2024, septiembre 19). *Tilapia reproduction to hatching*. Veterinaria Digital. <https://doi.org/10.1079/9781800621640.0007>

Brysiewicz, A., Czerniejewski, P., & Sieczko, L. (2023). How do different types of river maintenance works affect the ichthyofauna of small European watercourses?. *Ecological Chemistry and Engineering*, 30(4), 617-633.

Bueno, O. (2017). Empiricism. In *The routledge handbook of scientific realism* (pp. 96-107). Routledge.

- Canonico, G. C., Arthington, A., McCrary, J. K., & Thieme, M. L. (2005). The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(5), 463-483. <https://doi.org/10.1002/aqc.699>
- Casemiro, F. A., Bailly, D., da Graça, W. J., & Agostinho, A. A. (2018). The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. *Hydrobiologia*, 817, 133-154. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3471-1>
- Celi, J. E., & Villamarín, F. (2020). Freshwater ecosystems of Mainland Ecuador: diversity, issues and perspectives. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32, e106. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X3220>
- Chaianunporn, T., Panthum, T., Singchat, W., Chaianunporn, K., Suksavate, W., Chaives, A., ... & Srikulnath, K. (2024). Sustainable Ecosystem Management Strategies for Tackling the Invasion of Blackchin Tilapia (*Sarotherodon melanotheron*) in Thailand: Guidelines and Considerations. *Animals*, 14(22), 3292. <https://doi.org/10.3390/ani14223292>
- Champneys, T., Genner, M. J., & Ioannou, C. C. (2021). Invasive Nile tilapia dominates a threatened indigenous tilapia in competition over shelter. *Hydrobiologia*, 848(16), 3747-3762. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04341-8>
- Chua, K. W., Tan, H. H., & Yeo, D. C. (2019). Loss of endemic fish species drives impacts on functional richness, redundancy and vulnerability in freshwater ecoregions of Sundaland. *Biological Conservation*, 234, 72-81. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.019>
- Contreras, P. R., Murillo, M. L., Cueva, M. B. R., Bueno, J. M. A., Erazo, S. G. B., & Ramírez, J. P. C. (2021). Análisis económico financiero y de sensibilidad de la producción de tilapia (*Oreochromis* spp.) En la región Amazónica Ecuatoriana. *Journal of Science and Research*, 6(3), 205-225. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5659550>
- Costa Novaes, J. L., & Carvalho, E. D. (2012). Reproduction, food dynamics and exploitation level of *Oreochromis niloticus* (Perciformes: Cichlidae) from artisanal fisheries in Barra Bonita Reservoir, Brazil. *Revista de biologia tropical*, 60(2), 721-734.
- Coulter, D. P., Feiner, Z. S., Coulter, A. A., & Diebel, M. W. (2022). Using individual-based models to develop invasive species risk assessments by predicting species habitat suitability. *Journal of Applied Ecology*, 59(12), 3083-3097. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14304>
- Craven, D., Eisenhauer, N., Pearse, W. D., Hautier, Y., Isbell, F., Roscher, C., ... & Manning, P. (2018). Multiple facets of biodiversity drive the diversity–stability relationship. *Nature ecology & evolution*, 2(10), 1579-1587. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0647-7>
- Cunha, E. R., Winemiller, K. O., da Silva, J. C., Lopes, T. M., Gomes, L. C., Thomaz, S. M., & Agostinho, A. A. (2019). α and β diversity of fishes in relation to a gradient of habitat structural complexity supports the role of environmental filtering in community assembly. *Aquatic Sciences*, 81(2), 38. <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0634-3>
- Merino, M. A. O., Conforme, M. V. M., Véliz, J. J. J., & Conforme, M. C. M. (2018). Factores ecológicos y su incidencia en los ecosistemas del chame (*dormitator latifrons*)

en la Segua de Canuto cantón Chone-Ecuador. *Ciencia digital*, 2(2), 255-276. <https://doi.org/10.33262/cienciadigital.v2i2.92>

de Alba, G., Mourad, N. M. N., Paredes, J. F., Sánchez-Vázquez, F. J., & López-Olmeda, J. F. (2019). Daily rhythms in the reproductive axis of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*): Plasma steroids and gene expression in brain, pituitary, gonad and egg. *Aquaculture*, 507, 313-321. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.04.047>

de Alba, G., Sánchez-Vázquez, F. J., & López-Olmeda, J. F. (2021). Sex Determination and Differentiation of Tilapia. In *Biology and Aquaculture of Tilapia* (pp. 137-156). CRC Press.

Diana, J. S., Szyper, J. P., Batterson, T. R., Boyd, C. E., & Piedrahita, R. H. (2017). Water quality in ponds. *Dynamics of pond aquaculture*, 53-71.

Donaldson, L. A., & Cooke, S. J. (2016). The effectiveness of non-native fish eradication techniques in freshwater ecosystems: a systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 5(1), 12. <https://doi.org/10.1186/s13750-016-0063-x>

Fricke, R., Eschmeyer, W. N., & van der Laan, R. (eds.). 2025. *Catálogo de Peces de Eschmeyer: Géneros, Especies, Referencias*. Versión electrónica. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>

El Universo. (2012, julio 14). *Operativo contra camaronera liberó tilapias y afectó un río*. <https://www.eluniverso.com/2012/07/14/1/1447/operativo-contra-camaronera-libero-tilapias-afecto-un->

El-Leithy, A. A., Hemeda, S. A., El Naby, W. S. A., El Nahas, A. F., Hassan, S. A., Awad, S. T., ... & Helmy, Z. A. (2019). Optimum salinity for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) growth and mRNA transcripts of ion-regulation, inflammatory, stress-and immune-related genes. *Fish physiology and biochemistry*, 45, 1217-1232. <https://doi.org/10.1007/s10695-019-00640-7>

Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., & Norberg, J. (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(9), 488-494. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0488:RDECAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0488:RDECAR]2.0.CO;2)

El-Sayed, A. F. M. (2019). *Tilapia culture*. Academic press.

El-Sayed, A. F. M., & Fitzsimmons, K. (2023). From Africa to the world—The journey of Nile tilapia. *Reviews in Aquaculture*, 15, 6-21. <https://doi.org/10.1111/raq.12738>

Erazo, B., Bourrel, L., Frappart, F., Chimborazo, O., Labat, D., Dominguez-Granda, L., ... & Mejia, R. (2018). Validation of satellite estimates (Tropical Rainfall Measuring Mission, TRMM) for rainfall variability over the Pacific slope and Coast of Ecuador. *Water*, 10(2), 213. <https://doi.org/10.3390/w10020213>

Escobar Camacho, D., Barragán, K. S., Guayasamin, J. M., Gavilanes, G., & Encalada, A. C. (2024). New records of native and introduced fish species in a river basin of Western Ecuador, the Chocó-Darien Ecoregion, using DNA barcoding. *Plos one*, 19(3), e0298970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0298970>

FAO. 2009. *Oreochromis niloticus*. In Cultured aquatic species fact sheets. Text by Rakocy, J. E. Edited and compiled by Valerio Crespi and Michael New. CD-ROM (multilingual).

Fitzsimmons, K. (2024). Prospect and potential for global production. In *Tilapia* (pp. 51-72). CRC Press.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2018). *Tilapia Lake Virus Expert Knowledge Elicitation (EKE) Risk Assessment* [Animal Health Risk Analysis Assessment No. 7]. FAO.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (s. f.). *National Aquaculture Sector Overview – Ecuador*. Recuperado de FAO sitio web: FAO

Forneck, SC, Dutra, FM, de Camargo, MP, Vitule, JRS y Cunico, AM (2021). Las instalaciones acuícolas impulsan la introducción y el establecimiento de poblaciones no nativas de *Oreochromis niloticus* en arroyos neotropicales. *Hydrobiologia*, 848 (9), 1955-1966. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04430-8>

Gonzalez-Martinez, A., De-Pablos-Heredero, C., González, M., Rodriguez, J., Barba, C., & García, A. (2021). Usefulness of discriminant analysis in the morphometric differentiation of six native freshwater species from Ecuador. *Animals*, 11(1), 111. <https://doi.org/10.3390/ani11010111>

Grizzetti, B., & Poikane, S. (2024). The Importance of Inland Waters. In *Wetzel's Limnology* (pp. 7-13). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822701-5.00002-1>

Guerrero Alvarado, L. P. (2025). *Caracterización de contaminación por microplásticos en peces según su ecología en la Reserva de Producción de Fauna Manglares El Salado* (Proyecto integrador VIDA-382, Facultad de Ciencias de la Vida). Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL).

Haley, A. L., Lemieux, T. A., Piczak, M. L., Karau, S., D'Addario, A., Irvine, R. L., ... & Cooke, S. J. (2023). On the effectiveness of public awareness campaigns for the management of invasive species. *Environmental Conservation*, 50(4), 202-211. <https://doi.org/10.1017/S037689292300019X>

Halpern, B. S., & Floeter, S. R. (2008). Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 364, 147-156. <https://doi.org/10.3354/meps07553>

Hernández-Delgado, E. A. (2024). Coastal restoration challenges and strategies for small island developing states in the face of sea level rise and climate change. *Coasts*, 4(2), 235-286. <https://doi.org/10.3390/coasts4020014>

Hong, P., Schmid, B., De Laender, F., Eisenhauer, N., Zhang, X., Chen, H., ... & Wang, S. (2022). Biodiversity promotes ecosystem functioning despite environmental change. *Ecology letters*, 25(2), 555-569. <https://doi.org/10.1111/ele.13936>

Instituto del Agua. (2023). *Mapa Hidrológico del Ecuador: Guía completa de la hidrología del país andino*. institutodelagua.es/hidrologia/mapa-hidrologico-del-ecuadorhidrologia/

Irfan, S., & Alatawi, A. M. M. (2019). Aquatic ecosystem and biodiversity: a review. *Open Journal of Ecology*, 9(1), 1-13. <https://doi.org/10.4236/oje.2019.91001>

Jácome, J., Quezada Abad, C., Sánchez Romero, O., Pérez, J. E., & Nirchio, M. (2019). Tilapia en Ecuador: paradoja entre la producción acuícola y la protección de la biodiversidad ecuatoriana. *Revista peruana de biología*, 26(4), 543-550. <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v26i4.16343>

Jácome-Gómez, J., Parra, R., Andrade de Pasquier, G., Jácome-Gómez, L., De la Cruz-Chicaiza, M., Zambrano-Mendoza, M., ... & Macay-Anchundia, M. (2023). Diversidad, abundancia y dominancia de las especies ícticas en el río Churute, Ecuador. *Revista Científica de la Facultad de Veterinaria*, 33(1). <http://dx.doi.org/10.52973/rcfve-33228>

Jimenez-Prado, P., & Arguello, P. (2016). *Pseudochalceus lineatus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e. T66598039A66639417. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T46862A66234973.en>

Jiménez-Prado, P., & Vásquez, F. (2021). Cambios en diversidad y distribución de peces nativos por la presencia de dos especies invasoras en el río Atacames, noroccidente del Ecuador. *Acta Biológica Colombiana*, 26(1), 81-88. <https://doi.org/10.15446/abc.v26n1.81888>

Jiménez-Prado, P., W. Aguirre, E. Laaz-Moncayo, R. Navarrete-Amaya, F. Nugra-Salazar, E. Rebolledo-Monsalve, E. Zárate-Hugo, A. Torres-Noboa y J. Valdiviezo-Rivera. (2015). *Guía de peces para aguas continentales en la vertiente occidental del Ecuador*. Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas (PUCESE); Universidad del Azuay (UDA) y Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales (MECN) del Instituto Nacional de Biodiversidad. Esmeraldas, Ecuador.

Jones, P. E., Tummers, J. S., Galib, S. M., Woodford, D. J., Hume, J. B., Silva, L. G., ... & Lucas, M. C. (2021). The use of barriers to limit the spread of aquatic invasive animal species: A global review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 611631. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.611631>

Ju, R. T., Li, X., Jiang, J. J., Wu, J., Liu, J., Strong, D. R., & Li, B. (2020). Emerging risks of non-native species escapes from aquaculture: call for policy improvements in China and other developing countries. *Journal of Applied Ecology*, 57(1), 85-90. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13521>

Kwikiriza, G., Muthoka, M., Omara, T., Abaho, I., Tibihika, P. D., Curto, M., ... & Meimberg, H. (2025). Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) Cage Aquaculture in Africa: Potential Threats to Congeneric Fish Species and Advances to Detect Escapes. *Aquaculture, Fish and Fisheries*, 5(4), e70090. <https://doi.org/10.1002/aff2.70090>

Li, M., Sun, L., Zhou, L., & Wang, D. (2024). Tilapia, a good model for studying reproductive endocrinology. *General and Comparative Endocrinology*, 345, 114395. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2023.114395>

López, C., Steinitz-Kannan, M., Domínguez-Granda, L., Soto, L. M., Gomes-Barbosa, L., Karpowicz, M., ... & Marrone, F. (2021). Loss of a freshwater copepod species from El Junco Lake, Galápagos following the introduction and eradication of the Nile

tilapia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(12), 3651-3656. <https://doi.org/10.1002/aqc.3718>

López-López, E., & Sedeño-Díaz, J. E. (2015). Biological indicators of water quality: The role of fish and macroinvertebrates as indicators of water quality. *Environmental indicators*, 643-661. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9499-2_37

Lucifora, L. O., Scarabotti, P. A., & Barbini, S. A. (2022). Predicting and contextualizing sensitivity to overfishing in Neotropical freshwater stingrays (Chondrichthyes: Potamotrygonidae). *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 32(2), 669-686. <https://doi.org/10.1007/s11160-021-09696-2>

Manoel, P. S., & Uieda, V. S. (2018). Effect of the riparian vegetation removal on the trophic network of Neotropical stream fish assemblage. *Revista Ambiente & Água*, 13(1), e2088. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2088>

Matovelle, C., & Heras, D. (2020). Análisis comparativo de las características morfométricas de sistemas hidrográficos de la vertiente del Pacífico, Ecuador. *Investigación y Ciencia*, 28(80), 22-31.

Mekonnen, E., Berihanu, G., & Yitayew, T. (2018). Length-weight relationships, sex ratios and size at first maturity of fishes of Lake Ardibo, South Wollo, Ethiopia. *Abyssinia Journal of Science and Technology*, 3(1), 13-19.

Mercado-Silva, N., Ornelas-García, C. P., Gidmark, N. J., Simons, A. M., Schmitter-Soto, J. J., & Burr, B. M. (2020). Characidae: Characins. *Diversity of North American freshwater fishes: Natural History, Ecology & Conservation*, 1-22.

Mikkola, H. (2024). Aquaculture and Fisheries as a Food Source in the Amazon Region—A Review. *Food & Nutrition Journal*, 9(286), 1-26. <https://www.doi.org/10.29011/2575-7091.100186>

Milardi, M., Iemma, A., Waite, I. R., Gavioli, A., Soana, E., & Castaldelli, G. (2022). Natural and anthropogenic factors drive large-scale freshwater fish invasions. *Scientific Reports*, 12(1), 10465. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-14556-5>

Mojica, P. I., Prado, P. J., & William González-Daza. (2020). *Peces de la cuenca del río Mira: Pacífico colombo-ecuatoriano*. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias.

Monroe, T. G. R., Cantanhêde, S. P. D., Sousa, N. S. M., Monroe, N. B., Piorski, N. M., & Tchaicka, L. (2023). Inventory reveals non-native species and variation in spatial-temporal dynamics of fish community in a Brazilian protected area. *Brazilian Journal of Biology*, 83, e274232. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.274232>

Mora, R. N. R. (2017). *Análisis de su introducción al Ecuador, efectos en la alimentación local y su importancia gastronómica* (Tesis de pregrado, UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO).

Morán, R. E. B., & Cantos, C. A. (2023). Caracterización de la piscicultura amazónica ecuatoriana, un panorama de su desarrollo y perspectivas. *ÁguaTécnica: Revista Iberoamericana de Acuicultura*, 5(3), 1. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10443502>

MOYLE, P. B., & LEIDY, R. A. (2023). Freshwater Fishes: Threatened Species. *The Living Planet: The State of the World's Wildlife*, 177.

Muñoz, Á. G., Macías, S., & García, M. B. (2010). *Informe final de caracterización hidrológica*. Proyecto INAMHI-MAE-SCN-PRAA-PACC.

Nagel, B., & Partelow, S. (2022). A methodological guide for applying the social-ecological system (SES) framework: a review of quantitative approaches. *Ecology and Society*, 27(4), 39. <https://doi.org/10.5751/ES-13493-270439>

Nagelkerken, I. (2009). *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems* (Vol. 615). Dordrecht: Springer. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2406-0_10

Navarrete Amaya, R., Shervette, V. R., Vélez, D., & Aguirre, W. E. (2021). Patrones biogeográficos y taxonómicos de los peces de la vertiente occidental del Ecuador. *Biodiversidad de Peces en el Ecuador. P. Jiménez-Prado and J. Valdiviezo-Rivera (eds.). Serie Especial de Ictiología Ecuatoriana I*. Red Ecuatoriana de Ictiología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas, Universidad Tecnológica Indoamérica, 22-55.

O'Mara, K., Venarsky, M., Marshall, J., & Stewart-Koster, B. (2024). Diet-habitat ecology of invasive tilapia and native fish in a tropical river catchment following a tilapia invasion. *Biological Invasions*, 26(2), 489-504. <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03185-2>

Oswalt, S., Oswalt, C., Crall, A., Rabaglia, R., Schwartz, M. K., & Kerns, B. K. (2021). Inventory and monitoring of invasive species. *Invasive species in forests and rangelands of the United States*, 231. https://doi.org/10.1007/978-3-030-45367-1_10

Parfenyuk, I. O., Grokhovskaya, Y. R., & Mandygra, Y. M. (2019). Analysis of water quality of a reservoir on a small river and the status of ichthyofauna in anthropogenic conditions. *Ukrainian journal of veterinary and agricultural sciences*, 2(3), 28-31. <https://doi.org/10.32718/ujvas2-3.07>

Pelice, F. M., Agostinho, A. A., Azevedo-Santos, V. M., Bessa, E., Casatti, L., Garrone-Neto, D., ... & Zuanon, J. (2023). Ecosystem services generated by Neotropical freshwater fishes. *Hydrobiologia*, 850(12), 2903-2926. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04986-7>

Perrin, S. W., Bærum, K. M., Helland, I. P., & Finstad, A. G. (2021). Forecasting the future establishment of invasive alien freshwater fish species. *Journal of Applied Ecology*, 58(11), 2404-2414. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13993>

Pinna, M., Zangaro, F., Saccomanno, B., Scalone, C., Bozzeda, F., Fanini, L., & Specchia, V. (2023). An overview of ecological indicators of fish to evaluate the anthropogenic pressures in aquatic ecosystems: from traditional to innovative DNA-based approaches. *Water*, 15(5), 949. <https://doi.org/10.3390/w15050949>

Prabu, E., Rajagopalsamy, C. B. T., Ahilan, B., Jeevagan, I. J. M. A., & Renuhadevi, M. J. A. R. (2019). Tilapia—an excellent candidate species for world aquaculture: a review. *Annual Research & Review in Biology*, 31(3), 1-14. <https://doi.org/10.9734/ARRB/2019/v31i330052>

Prado, P. J. J., Vásquez, F., Rodríguez-Olarte, D., & Taphorn, D. (2020). Efectos de la especie invasora (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) sobre *Pseudopoecilia fria* en ríos

costeros de la región del Chocó, Ecuador. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), 122-138. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68i1.36000>

Rao, W., Ning, J., Zhong, P., Jeppesen, E., & Liu, Z. (2015). Size-dependent feeding of omnivorous Nile tilapia in a macrophyte-dominated lake: implications for lake management. *Hydrobiologia*, 749, 125-134. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2155-3>

Rasoamihango, L. A., Razafindrajao, F., Andriambelo, H., de Roland, L. A. R., & Bamford, A. J. (2023). Effects of turbidity and introduced tilapia (*Oreochromis* spp) on macrophytes and invertebrates in a shallow tropical lake. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (424), 2. <https://doi.org/10.1051/kmae/2022025>

Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T., ... & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological reviews*, 94(3), 849-873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>

Reis, R. E., Albert, J. S., Di Dario, F., Mincarone, M. M., Petry, P., & Rocha, L. A. (2016). Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of fish biology*, 89(1), 12-47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>

Rice, M. A. (2021). Intensive fishing effort and market controls as management tools for invasive aquatic species: A review. *Asian Fisheries Science*, 34(4), 383-392. <https://doi.org/10.33997/j.afs.2021.34.4.011>

Rico-Sánchez, A. E., Sundermann, A., López-López, E., Torres-Olvera, M. J., Mueller, S. A., & Haubrock, P. J. (2020). Biological diversity in protected areas: Not yet known but already threatened. *Global Ecology and Conservation*, 22, e01006. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01006>

Ríos, N., Pardo, B. G., Fernández, C., Alvarez-Dios, J. A., Martínez, P., Bouza, C., & García, G. (2025). Transcriptomic divergence and associated markers between genomic lineages of silver catfish (*Rhamdia quelen*). *Ecology and Evolution*, 15(3), e71021. <https://doi.org/10.1002/ece3.71021>

Rizzato, P. P., & Almeida, M. A. (2025). An overview of some of the main features of the external anatomy of catfishes. *Catfishes, a Highly Diversified Group*, 21-49.

Rodríguez-Echeverry, J., & Leiton, M. (2021). Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes tropicales. *Revista mexicana de biodiversidad*, 92. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3449>

Román-Valencia, C., Ruiz, R. I., & Barriga, R. (2005). Una nueva especie ecuatoriana del género de peces andinos *Grundulus* (Characiformes: Characidae). *Revista de Biología Tropical*, 53(3-4), 537-544.

Römer, U., & Hahn, I. (2013). *Apistogramma aguarico* sp. n.: A new species of geophagine cichlid fish (Teleostei: Perciformes) from the Ecuadorian and Peruvian río Napo system. *Vertebrate Zoology*, 63, 171-181.

Russell, D. J., Thuesen, P. A., & Small, F. E. (2012). *Tilapia in Australia—Development of management strategies for the control and eradication of feral tilapia populations in Australia*. Invasive Animals Cooperative Research Centre.

Rytwinski, T., Taylor, J. J., Donaldson, L. A., Britton, J. R., Browne, D. R., Gresswell, R. E., ... & Cooke, S. J. (2019). The effectiveness of non-native fish removal techniques in freshwater ecosystems: a systematic review. *Environmental Reviews*, 27(1), 71-94. <https://doi.org/10.1139/er-2018-0049>

Sánchez-Vázquez, F. J., & Fortes-Silva, R. (2021). *Biology and aquaculture of tilapia* (p. 20220124224). J. F. López-Olmeda (Ed.). Boca Raton, Florida: CRC Press.

Sastraprawira, S. M., Razak, I. H. A., Shahimi, S., Pati, S., Edinur, H. A., John, A. B., ... & Nelson, B. R. (2020). A review on introduced *Cichla* spp. and emerging concerns. *Heliyon*, 6(11). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05370>

Schiemer, F. (2000). Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia*, 422(0), 271-278. <https://doi.org/10.1023/A:1017086703551>

Shechonge, A., Ngatunga, B. P., Bradbeer, S. J., Day, J. J., Freer, J. J., Ford, A. G., ... & Genner, M. J. (2019). Widespread colonisation of Tanzanian catchments by introduced *Oreochromis tilapia* fishes: the legacy from decades of deliberate introduction. *Hydrobiologia*, 832(1), 235-253. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3597-9>

Shechonge, A., Ngatunga, B. P., Tamatamah, R., Bradbeer, S. J., Harrington, J., Ford, A. G., ... & Genner, M. J. (2018). Losing cichlid fish biodiversity: genetic and morphological homogenization of tilapia following colonization by introduced species. *Conservation Genetics*, 19(5), 1199-1209. <https://doi.org/10.1007/s10592-018-1088-1>

Shuai, F., & Li, J. (2022). Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758) invasion caused trophic structure disruptions of fish communities in the south China river—Pearl River. *Biology*, 11(11), 1665. <https://doi.org/10.3390/biology11111665>

Siva, L. A., Kimura, R. S. Y., Brambilla, E. M., Silva, S. O., & Nogueira, M. G. (2023). Impacts of an urban flood control infrastructure on the limnology and ichthyofauna of a basaltic Cuesta stream (southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 83, e276585. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.276585>

Stauffer Jr, J. R., Chirwa, E. R., Jere, W., Konings, A. F., Tweddle, D., & Weyl, O. (2022). Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* (Teleostei: Cichlidae): a threat to native fishes of Lake Malawi?. *Biological Invasions*, 24(6), 1585-1597. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02756-z>

Sunarto, A., Grimm, J., McColl, K. A., Ariel, E., Nair, K. K., Corbeil, S., ... & Holmes, B. (2022). Bioprospecting for biological control agents for invasive tilapia in Australia. *Biological Control*, 174, 105020. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2022.105020>

Suresh, A. V., & Lin, C. K. (1992). Tilapia culture in saline waters: a review. *Aquaculture*, 106(3-4), 201-226. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(92\)90253-H](https://doi.org/10.1016/0044-8486(92)90253-H)

Tamario, C., Sunde, J., Petersson, E., Tibblin, P., & Forsman, A. (2019). Ecological and evolutionary consequences of environmental change and management actions for migrating fish. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 271. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00271>

- Tedesco, P. A., Beauchard, O., Bigorne, R., Blanchet, S., Buisson, L., Conti, L., ... & Oberdorff, T. (2017). A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. *Scientific data*, 4(1), 1-6. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.141>
- Teem, J. L., Alphey, L., Descamps, S., Edgington, M. P., Edwards, O., Gemmell, N., ... & Roberts, A. (2020). Genetic biocontrol for invasive species. *Frontiers in bioengineering and biotechnology*, 8, 452. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.00452>
- Thomaz, S. M., Cardozo, A. L. P., Quirino, B. A., Yofukuji, K. Y., Aleixo, M. H. F., & Fugi, R. (2025). A review of the ecological role of aquatic macrophytes on freshwater fish. *Hydrobiologia*, 1-34. <https://doi.org/10.1007/s10750-025-05819-z>
- Thorstensen, M. J., Vandervelde, C. A., Bugg, W. S., Michaleski, S., Vo, L., Mackey, T. E., ... & Jeffries, K. M. (2022). Non-lethal sampling supports integrative movement research in freshwater fish. *Frontiers in Genetics*, 13, 795355. <https://doi.org/10.3389/fgene.2022.795355>
- Tognelli, M. F., Anderson, E. P., Jiménez-Segura, L. F., Chuctaya, J., Chocano, L., Maldonado-Ocampo, J. A., ... & Villa-Navarro, F. A. (2019). Assessing conservation priorities of endemic freshwater fishes in the Tropical Andes region. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(7), 1123-1132. <https://doi.org/10.1002/aqc.2971>
- Tonella, L. H., Ruaro, R., Daga, V. S., Garcia, D. A. Z., Vitorino, O. B., Lobato-de Magalhães, T., ... & Carmassi, G. R. (2023). NEOTROPICAL FRESHWATER FISHES: A dataset of occurrence and abundance of freshwater fishes in the Neotropics. *Ecology*, 104(4), e3713. <https://doi.org/10.1002/ecy.3713>
- Torres Ch, G. (2013). Evaluación de especies invasoras acuáticas al interior del Golfo de Guayaquil: Caso de estudio sector camaronero en el 2011. *Revista Universidad De Guayaquil*, 116(2), 51-62. <https://doi.org/10.53591/rug.v116i2.680>
- Vajargah, M. F. (2021). A review of the physiology and biology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *J Aquac Mar Biol*, 10(5), 244-246.
- Valladão, G. M. R., Gallani, S. U., & Pilarski, F. (2018). South American fish for continental aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, 10(2), 351-369. <https://doi.org/10.1111/raq.12164>
- Valverde Carache, X. A. (2023). *Desarrollo de actividades acuícolas dentro del área protegida Reserva Ecológica Manglares de Churute en Ecuador*. Universidad Externado de Colombia, Facultad de Derecho.
- van der Sleen, P., & Albert, J. S. (2022). Patterns in freshwater fish diversity. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*, 26(3), 894-907.
- Waldman, M., & Shevah, Y. (2000). Biological diversity—an overview. *Environmental challenges*, 299-310. <https://doi.org/10.1023/A:1005268804246>
- Waldock, C., Wegscheider, B., Josi, D., Calegari, B. B., Brodersen, J., Jardim de Queiroz, L., & Seehausen, O. (2024). Deconstructing the geography of human impacts on species' natural distribution. *Nature Communications*, 15(1), 8852. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-52993-0>

- Williams-Subiza, E. A., & Epele, L. B. (2021). Drivers of biodiversity loss in freshwater environments: A bibliometric analysis of the recent literature. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(9), 2469-2480. <https://doi.org/10.1002/aqc.3627>
- WOAH (2022). *Infection with tilapia lake virus (TiLV) – a novel orthomyxo-like virus*. En WOA Technical Disease Card. El agente se clasificó como *Tilapia tilapinevirus* (ICTV, 2018); descrito por primera vez por Eyngor et al. (2014).
- Xiong, W., Guo, C., Gozlan, R. E., & Liu, J. (2023). Tilapia introduction in China: Economic boom in aquaculture versus ecological threats to ecosystems. *Reviews in Aquaculture*, 15(1), 179-197. <https://doi.org/10.1111/raq.12710>
- Xu, M., Li, S. P., Liu, C., Tedesco, P. A., Dick, J. T., Fang, M., ... & Mu, X. (2024). Global freshwater fish invasion linked to the presence of closely related species. *Nature Communications*, 15(1), 1411. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-45736-8>
- Yearbook, F. A. O. F. A. O. (2019). Fishery and aquaculture statistics 2016. *FAO: Rome, Italy*.
- Yongo, E., Zhang, P., Mutethya, E., Zhao, T., & Guo, Z. (2023). The invasion of tilapia in South China freshwater systems: A review. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 28(1), e12429. <https://doi.org/10.1111/lre.12429>
- Yousefi, M., Jouladeh-Roudbar, A., & Kafash, A. (2024). Mapping endemic freshwater fish richness to identify high-priority areas for conservation: An ecoregion approach. *Ecology and Evolution*, 14(2), e10970. <https://doi.org/10.1002/ece3.10970>
- Zengeya, T. A., Robertson, M. P., Booth, A. J., & Chimimba, C. T. (2013). A qualitative ecological risk assessment of the invasive Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* in a sub-tropical African river system (Limpopo River, South Africa). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23(1), 51-64. <https://doi.org/10.1002/aqc.2258>
- Zhang, X., Mei, X., & Gulati, R. D. (2017). Effects of omnivorous tilapia on water turbidity and primary production dynamics in shallow lakes: implications for ecosystem management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(1), 245-254. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9458-6>
- Zhao, C., Shao, N., Yang, S., Ren, H., Ge, Y., Zhang, Z., ... & Yin, X. (2019). Integrated assessment of ecosystem health using multiple indicator species. *Ecological Engineering*, 130, 157-168. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.02.016>
- Zhou, L., Wang, G., Kuang, T., Guo, D., & Li, G. (2019). Fish assemblage in the Pearl River estuary: Spatial-seasonal variation, environmental influence and trends over the past three decades. *Journal of Applied Ichthyology*, 35(4), 884-895. <https://doi.org/10.1111/jai.13912>



erevna
CIENCIA EDICIONES

ISBN: 978-9942-7297-8-1



9 789942 729781