



Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Ambientales
Ingeniería Ambiental

**Situación ambiental actual de los Ensamblajes de peces de Sistemas
Fluviales de la Cuenca del río Maule sometidos a distintas Presiones
Antrópicas**

Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniera Ambiental

Camila Belén Sierra Ramírez

Profesores Guía:
Dra. Evelyn Habit Conejeros
Dr. Pedro Arriagada Sanhueza

CONCEPCIÓN (Chile), 2026



Situación ambiental actual de los Ensamblajes de peces de Sistemas Fluviales de la Cuenca del río Maule sometidos a distintas Presiones Antrópicas

Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniera Ambiental

Alumna: Camila Belén Sierra Ramírez

Profesores Guía: Dra. Evelyn Habit Conejeros
Dr. Pedro Arriagada Sanhueza

Comisión evaluadora: Dr. Francisco de la Barrera Melgarejo.

CONCEPCIÓN (Chile), 2026

Hoja de Calificación

Índice

Índice de Tablas	6
Índice de Figuras	7
Agradecimientos	9
Resumen	10
1. Introducción	11
2. Antecedentes	12
2.1. Las cuencas hidrográficas como unidades de usos múltiples	12
2.2. Presiones antrópicas sobre los sistemas fluviales	13
2.3. Ensamblajes de peces como indicadores de alteración en la calidad de hábitats en ecosistemas fluviales	15
2.4. La cuenca del río Maule y sus múltiples presiones antrópicas	16
2.4.1. Agrícola, ganadero y forestal	17
2.4.2. Generación hidroeléctrica	17
2.4.3. Urbanización	18
2.4.4. Efluentes	18
2.4.5. Extracción de áridos	19
2.5. Fauna íctica de la cuenca del río Maule	20
3. Hipótesis	22
4. Objetivo general	22
5. Objetivos específicos	22
6. Metodología	23
6.1. Área de estudio	23
6.2. Caracterización de las presiones antrópicas presentes en los distintos tramos de la cuenca del río Maule	30
6.2.1. Geomorfología	32
6.2.2. Variables Hidrológicas	33
6.2.3. Uso de suelo	33
6.2.4. Efluentes industriales y domésticos	33
6.2.5. Variables del hábitat local	34
6.2.6. Barreras físicas	35
6.2.7. Extracción de áridos	35
6.2.8. Análisis de las variables ambientales	36

6.3.	Caracterización de los ensambles de peces en los distintos tramos de cuenca del río Maule.	37
6.4.	Relacionar las presiones antrópicas con las características de los ensambles de peces.	39
7.	Resultados	40
7.1.	Descripción de las presiones antrópicas presentes en los sistemas acuáticos donde se muestrearon los ensambles de peces.	40
7.1.1.	Morfología e hidrología de las subcuencas de estudio.	40
7.1.2.	Uso de suelo	43
7.1.3.	Efluentes industriales y domésticos	45
7.1.4.	Análisis multivariado de las variables ambientales.	47
7.2.	Caracterizar los ensambles de peces en distintos ríos de la cuenca del río Maule sometidos a distintas presiones antropogénicas.	49
7.3.	Relación entre las presiones antrópicas con las características de los ensambles de peces	58
8.	Discusión	63
8.1.	Características ambientales y descripción de las presiones antrópicas en las cuatro subcuencas de estudio	63
8.2.	Ensambls de peces de los sitios de muestreo estudiados	65
8.3.	Relación entre las variables ambientales y los ensambles	68
8.4.	Medidas de Manejo y conservación de la fauna íctica nativa amenazada por presiones antrópicas	70
8.5.	Contribución a los ODS	72
9.	Conclusión	73
10.	Referencias	74
11.	Anexos	81
Anexo 1		81
Anexo 2		82
Anexo 3		84
Anexo 4		85
Anexo 5		86
Anexo 6		87
Anexo 7		88

Índice de Tablas

Tabla 1 Fauna íctica nativa registrada en la cuenca del río Maule. Para cada especie se indica su clasificación taxonómica, nombre científico, nombre común, si presenta endemismo y su estado de conservación.....	21
Tabla 2 Especies reportadas como introducidas en la cuenca del río Maule	22
Tabla 3 Principal presión antrópica en los sitios de muestreo	29
Tabla 4 Variables ambientales de origen antrópico incluidas en el estudio con la presión antrópica a la que está evaluando.....	30
Tabla 5 Variables ambientales del hábitat local y de la cuenca incluidas en el estudio.....	31
Tabla 6 Estaciones fluviométricas seleccionadas en base a los datos disponibles para calcular los caudales medios mensuales de cada sitio de muestreo.....	32
Tabla 7 Descripción de las variables estructurales del hábitat	34
Tabla 8 Parámetros morfométricos de las 4 subcuencas estudiadas	41
Tabla 9 Variables hidrológicas de las cuatro subcuencas estudiadas.....	42
Tabla 10 Cobertura y uso del suelo (% del área total) de las cuatro subcuencas.....	44
Tabla 11 Análisis ANOSIM de la disimilitud entre sitios de muestreo basado en las variables ambientales, mostrando el nivel de significancia al comparar los ríos.....	48
Tabla 12 Especies identificadas en el área de estudio junto al estado de conservación de especies nativas de acuerdo con la clasificación oficial del Ministerio de Medio Ambiente.....	50
Tabla 13 Análisis ANOSIM de la disimilitud entre sitios de muestreo basado en la abundancia de peces, mostrando el nivel de significancia al comparar los ríos.....	55
Tabla 14 Resultados de los test marginales (Marginal Tests) del modelo lineal basado en la distancia (DistLM) para las variables ambientales significativas	58
Tabla 15 Resultados de los test marginales (Marginal Tests) del modelo lineal basado en la distancia (DistLM) para las variables ambientales no significativas	59
Tabla 16 Descripción de la leyenda utilizada para clasificar uso de suelo según MapBiomás Chile	82
Tabla 17 Variables utilizadas finalmente en el análisis estadístico. En la tabla se presenta el tipo de variables y las correlaciones con otras variables.....	84
Tabla 18 Abundancia de peces encontrados en las 9 estaciones a lo largo del río Maule en los meses de junio, agosto y octubre.....	86

Índice de Figuras

Figura 1	Distribución espacial de los principales usos antrópicos de la cuenca del río Maule..	19
Figura 2	Ubicación geográfica del área de estudio y las estaciones de muestreo.	24
Figura 3	Localización geográfica de las estaciones de muestreo MAU-01 y MAU-02.	25
Figura 4	Localización geográfica de las estaciones de muestreo MAU-03 y MAU-04.	25
Figura 5	Localización geográfica de la estación de muestreo MAU-05.	26
Figura 6	Localización geográfica de la estación de muestreo CLA-01.	27
Figura 7	Localización geográfica de la estación de muestreo CLA-02.	27
Figura 8	Localización geográfica de la estación de muestreo LIR-01	28
Figura 9	Localización geográfica de la estación de muestreo PUT-01.	29
Figura 10	Localización geográfica de efluentes y barreras presentes en el área de estudio.	36
Figura 11	Caracterización visual de la geomorfología y representación de las cuatro subcuencas de estudio (Ríos Maule, Claro, Lircay y Putagán).	41
Figura 12	Cobertura y uso de suelo de las cuatro subcuencas.	44
Figura 13	Distribución espacial de los efluentes industriales y domésticos de las cuatro subcuencas de estudio	46
Figura 14	Gráfico nMDS de dos dimensiones basado en distancia euclidiana de variables ambientales transformadas mediante $\log(x+1)$ y normalizadas.	47
Figura 15	Riqueza de especies por río para el periodo de muestreo, clasificado por origen (nativo e introducido).	51
Figura 16	Abundancia relativa de ictiofauna por río para los 3 meses de muestreo, clasificada por origen	51
Figura 17	Abundancia relativa de especies por río para los 3 meses de muestreo.	52
Figura 18	Análisis nMDS de tres dimensiones basado en similitud de Bray Curtis de abundancia de peces estandarizadas y transformadas por raíz cuarta	53
Figura 19	Índices de diversidad de los ensambles de peces en estaciones de muestreo.	54
Figura 20	Contribución de especies de peces a la disimilitud entre el río Maule y el río Putagán.	55
Figura 21	Abundancia promedio de especies ícticas que contribuyen a la disimilitud entre el río Maule y el río Putagán	56
Figura 22	Contribución de especies de peces a la disimilitud entre el río Maule y el río Claro.	57
Figura 23	Abundancia promedio de especies ícticas que contribuyen a la disimilitud entre el río Maule y el río Claro.	57

Figura 24 Proporción de variables significativas en función del tipo de variable ambiental. Calculada a partir del número de variables significativas ($p < 0,05$) respecto del total de variables por categoría.....	60
Figura 25 Contribución relativa de variables ambientales significativas según el tipo de variable. Los porcentajes corresponden a la proporción explicada por cada grupo de variables (hábitat local, origen antrópico y propias de la cuenca), estandarizada respecto de la suma de la proporción explicada (DistLM) de cada variable significativa.....	60
Figura 26 Análisis de dbRDA incluyendo las variables ambientales significativas	62
Figura 27 Superficie correspondiente al Humedal Urbano Cajón del Río Claro y Estero Piduco	81
Figura 28 Gráfico de sombras basado en abundancia de peces.	85
Figura 29 Cartografía de uso de suelo por subcuenca.....	87

Agradecimientos

Quiero partir agradeciendo a mi profesora guía, la Dra. Evelyn Habit, por aceptarme como tesista y confiar en mí y en mis capacidades desde el inicio. También a mi profesor co-guía, Pedro Arriagada, por toda su ayuda, disposición y apoyo durante este proceso. Y al profesor Francisco de la Barrera. A los tres, agradecerles no solo por su apoyo durante esta tesis, sino también por la dedicación y el trabajo que realizan cada día como docentes de la Facultad de Ciencias Ambientales. También a todas las mujeres, hombres, profesores y funcionarios que forman parte de la facultad por siempre hacerme sentir acogida durante todos estos años de formación.

A mis amigos de la universidad, Clau, Paz, Piera y Seba, gracias por hacer que estos años fueran mucho más llevaderos y también muy felices. Me llevo su amistad para toda la vida. Gracias por acompañarme, apoyarme y creer en mí incluso cuando yo misma no lo hacía. De igual forma, agradezco a mis compañeros de generación, porque siempre existió buena disposición para ayudarnos entre todos. Creo que eso demuestra el compañerismo y la buena onda que caracterizó a nuestra generación.

Quiero agradecer especialmente a las personas más importantes de mi vida: mi familia, principalmente a mis papás. Gracias por todo el esfuerzo que hacen día a día, por los valores que nos han enseñado a sus tres hijos y por ayudarme a ser la persona que soy hoy. No podría estar más agradecida de los padres que me tocaron y del ejemplo de profesionales y personas que son. Gracias por todos los sacrificios que hacen para que sus hijos pudieran estudiar y brindarnos las oportunidades que ustedes no tuvieron. Gracias por creer siempre en mí, por levantarme cada vez que quería rendirme y por hacerme ver que sí era capaz cuando yo dudaba de mí misma. Ahora ya van dos de tres, les queda el último conchito con el mono chico... pero con ese aún les queda para rato jajaja. También quiero agradecer a mi tía Gladys, mi madrina y mi segunda madre. Gracias por el amor incondicional que siempre nos has entregado a tus tres sobrinos y por todo el apoyo que me has dado durante estos años. Siempre has sido ese rayito de luz que alegra la casa cuando vienes a visitarnos.

Y por último, a mi hija peluda, Doña Mia Thermopolis, por darme el amor más sincero que he recibido. Llegó en el momento en que más la necesitaba y me acompañó durante todos estos años y se desveló conmigo las noches de estudio.

Finalmente, agradecer a los angelitos que me cuidan desde arriba.

Resumen

Los ecosistemas fluviales de Chile centro-sur albergan comunidades de peces nativos caracterizadas por un alto endemismo y una extrema vulnerabilidad, las cuales se enfrentan hoy a un acelerado deterioro debido a la coexistencia y sinergia de múltiples presiones antrópicas. Para abordar esta problemática, la presente investigación analiza la condición de los ensambles ícticos en la cuenca del río Maule. El estudio se fundamenta en la capacidad de los peces para actuar como indicadores biológicos de excelencia, integrando perturbaciones que operan tanto a escala local como a escala de cuenca. Bajo un diseño experimental robusto, se evaluaron 9 estaciones de muestreo sometidas a distintas presiones antrópicas, incluyendo hidroelectricidad, agricultura intensiva, urbanización y extracción de áridos en los ríos Maule, Claro, Lircay y Putagán. La metodología empleó análisis multivariados avanzados, como ordenaciones no métricas (nMDS) y modelo lineal basado en la distancia (DistLM) para particionar la varianza biótica en función de 26 variables ambientales.

Los hallazgos revelan un ensamble compuesto por 18 especies, donde destaca el registro de taxones En Peligro de conservación como *N. inermis*, *D. incognitus* y *M. lapicida*. El análisis estadístico determinó que las variables de origen antrópico son los principales determinantes de la estructura comunitaria, explicando el 53% de la variación observada. Específicamente, la presencia de efluentes industriales y domésticos (20%) y el porcentaje de uso de suelo urbano (16%) emergieron como las variables de mayor impacto individual. Mientras los ríos Putagán y Lircay mantienen una dominancia de especies nativas, el río Claro presenta un ensamble dominado por especies exóticas, particularmente por *G. holbrooki* y *C. decemmaculatus*, las cuales representaron aproximadamente el 60% de la abundancia total.

En el río Maule, la estructura biótica se encuentra en un sistema condicionado por la fragmentación longitudinal impuesta por el complejo Colbún-Machicura, además de la presión local por la extracción de áridos. Los resultados validan la hipótesis de que la convergencia de distintas presiones antrópicas resulta en el reemplazo de la fauna íctica nativa por especies generalistas y tolerantes. En este contexto, la investigación aporta una línea base científica actualizada sobre el estado de los ensambles de peces en la cuenca del río Maule, contribuyendo a reducir la brecha de conocimiento existente para sistemas fluviales sometidos a distintas presiones antrópicas. Finalmente, se destaca la necesidad de avanzar hacia estrategias de gestión integrada y conservación a escala de cuenca, bajo el marco de la Ley 21.600, incorporando monitoreo de largo plazo, control de especies invasoras y protección de hábitats prioritarios para la conservación de la ictiofauna nativa.

1. Introducción

Los sistemas fluviales son ecosistemas de alta diversidad ambiental y gran relevancia tanto ecológica como social, debido a la biodiversidad que albergan y a que proveen servicios ecosistémicos fundamentales para el desarrollo humano (Dudgeon et al., 2006). Estos sistemas operan bajo condiciones de heterogeneidad espacio-temporal que determinan la estructura y dinámica de las comunidades biológicas que los habitan, cuyas distribuciones responden a gradientes ambientales que integran variables físicas, químicas e hidromorfológicas (Allan & Castillo, 2007; Ward & Tockner, 2001). Sin embargo, la creciente intensificación de las actividades antrópicas en las cuencas hidrográficas constituye una de las principales causas del deterioro de la biodiversidad en aguas dulces, alterando profundamente el funcionamiento de estos ecosistemas y comprometiendo tanto su integridad ecológica como la provisión de los servicios que sustentan (Allan, 2004; Dudgeon et al., 2006; Vörösmarty et al., 2010).

A nivel global, los sistemas fluviales están sometidos a un conjunto de presiones antrópicas de diversa índole y escala de actuación, entre las que destacan el desarrollo hidroeléctrico, el cambio en el uso del suelo, la expansión urbana, la descarga de efluentes domésticos e industriales y la extracción de áridos (Allan, 2004; Wohl, 2020). Estas presiones actúan frecuentemente de forma simultánea y sinérgica dentro de una misma cuenca hidrográfica, generando impactos acumulativos sobre la calidad del hábitat (Habit et al., 2024; Dudgeon, 2019). En el contexto latinoamericano, y específicamente en Chile, la escasez de estudios sistemáticos que caractericen la respuesta de la biota acuática ante la coexistencia de distintas presiones antrópicas constituye una brecha crítica de conocimiento que limita la implementación de políticas de conservación y gestión ambiental basadas en evidencias (Habit et al., 2006a; Fierro et al., 2019b).

En este escenario, los ensambles de peces han sido ampliamente reconocidos como indicadores biológicos de la calidad del hábitat fluvial, dada su capacidad para integrar las perturbaciones que operan tanto a escala local como a nivel de cuenca (Karr, 1981; Fierro et al., 2019a). A diferencia de otros grupos biológicos, la fauna íctica refleja cambios en la estructura del ecosistema a múltiples escalas temporales y tróficas, constituyendo un componente informativo de gran utilidad para la evaluación del estado ecológico de los sistemas fluviales (Barbour, 1999; Paredes del Puerto, 2024). La utilización de ensambles de peces como bioindicadores ha permitido, en distintas regiones del mundo, detectar patrones de deterioro asociados a la urbanización, la agricultura intensiva y la regulación hidrológica, situación que en Chile adquiere

especial relevancia dada la alta tasa de endemismo y el estado de conservación comprometido de la ictiofauna nativa (Habit et al., 2024; Vila & Habit, 2015).

En este contexto, la cuenca del río Maule, ubicada en la zona centro-sur de Chile, constituye un sistema de alta relevancia tanto por su diversidad íctica como por la intensidad de los usos antrópicos que la caracterizan. En ella convergen múltiples presiones, los cuales pueden modificar significativamente la estructura y funcionamiento del ecosistema fluvial (MINENERGIA, 2016; Eastman Mendoza, 2011; Pacheco et al., 2022).

A pesar de la magnitud de estas intervenciones, el conocimiento sobre el estado actual de los ensambles de peces en la cuenca es aún limitado. Los antecedentes disponibles se basan principalmente en registros de distribución de especies a escala nacional muchos de ellos desactualizados, que impiden comprender el estado de la fauna íctica en ríos como el Maule sometidos a distintas presiones antrópicas. Esta brecha de conocimiento dificulta la comprensión de los procesos que estructuran la biodiversidad íctica y limita la generación de estrategias de manejo orientadas a la conservación de la biodiversidad (Vörösmarty et al., 2010).

2. Antecedentes

2.1. Las cuencas hidrográficas como unidades de usos múltiples

Las cuencas hidrográficas son áreas naturales definidas topográficamente donde el agua proveniente de las precipitaciones, deshielos, acuíferos, etc., fluye hacia un único lugar o punto de descarga. Diversos autores han definido el concepto de cuenca hidrográfica destacando las múltiples relaciones e interdependencias que se dan entre los diferentes elementos que la constituyen, tal que se puede definir como una unidad espacial en la que interactúan factores físicos, biológicos, sociales y económicos (López & Patrón, 2013; Núñez, 2011; Perales Miranda, 2016). En este sentido, las cuencas hidrográficas no solo estructuran el funcionamiento de los sistemas naturales, sino que también actúan como unidades de respuesta frente a los impactos acumulados derivados de las actividades humanas y de fenómenos naturales.

En la cuenca están contenidos los recursos naturales básicos para múltiples actividades humanas, como: agua, suelo, vegetación y fauna. De tal manera que el crecimiento y expansión sostenida de la población en las últimas décadas, ha incrementado la demanda por estos espacios y recursos que proveen las cuencas (Sánchez-Cortez, 2023; Daude et al., 2017). En consecuencia, las cuencas hidrográficas adquieren un carácter multifuncional, al sustentar una amplia diversidad de usos a nivel global. Estos principales usos corresponden a agricultura,

ganadería, urbano, forestal, desarrollo hidroeléctrico y acuícola. No obstante, estos usos múltiples, cuando no son planificados ni sostenibles, se han convertido en los principales factores de presión sobre los ecosistemas fluviales del planeta (Dudgeon, 2019).

2.2. Presiones antrópicas sobre los sistemas fluviales

Estos múltiples usos de las cuencas hidrográficas dan origen a una serie de presiones antrópicas de las cuales se ha evidenciado que tienen un efecto sobre los sistemas fluviales (Jain et al., 2016; Wohl, 2020; Surian, 2022). Estas presiones corresponden a actividades humanas llevadas a cabo tanto en el cauce fluvial como en la cuenca, y pueden manifestarse de forma puntual o difusa, a escala local o de cuenca (Allan, 2004; Moraga et al., 2022). Entre las principales presiones antrópicas reconocidas para los sistemas fluviales se encuentran la agricultura y ganadería, la actividad forestal, el desarrollo hidroeléctrico, la urbanización, la extracción de áridos, los efluentes domésticos e industriales y la introducción de especies exóticas (Habit et al., 2024; Vörösmarty et al., 2010; Dudgeon, 2019).

El abastecimiento de agua para la agricultura representa una de las principales presiones antrópicas y de mayor impacto en las cuencas hidrográficas. A nivel mundial, más del 70% del agua dulce extraída se destina a actividades agrícolas, especialmente en regiones áridas y semiáridas, donde la demanda de riego es crucial para mantener la producción de alimentos (WWAP, 2020). Estas extracciones modifican significativamente los flujos naturales de los ríos, generando pérdida de agua en tramos fluviales completos y alterando las condiciones de hábitat esenciales para la fauna acuática. Además, la escorrentía de las tierras agrícolas puede contener agroquímicos y un exceso de nutrientes, favoreciendo procesos de eutrofización en los cuerpos de agua (Vörösmarty et al., 2010; Dudgeon, 2019). Asimismo, la actividad ganadera, especialmente cuando se desarrolla de forma extensiva, ejerce presión sobre los ecosistemas fluviales a través de la compactación del suelo, la pérdida de cobertura vegetal y el aporte de nutrientes y materia orgánica a los cuerpos de agua. Estos efectos contribuyen a procesos de erosión, sedimentación y eutrofización, alterando la calidad del agua y las condiciones del hábitat (Allan, 2004; Díaz et al., 2017).

En cuanto a la actividad forestal, la expansión de plantaciones forestales de especies exóticas genera cambios en el balance hídrico y en los procesos de infiltración y escorrentía dentro de las cuencas. Estas modificaciones pueden reducir la disponibilidad de agua en los cauces y alterar la dinámica hidrológica de los ríos, además de incrementar el arrastre de sedimentos y compuestos químicos hacia los sistemas fluviales (Farley et al., 2005)

Otra presión de gran relevancia es la construcción de embalses y centrales hidroeléctricas, la cual constituye una de las principales amenazas para la conservación de los ecosistemas fluviales, debido a los múltiples impactos que genera (Díaz et al., 2017). Entre estos destacan la fragmentación longitudinal del cauce mediante muros y barreras, la transformación de tramos lóticos en sistemas de tipo lacustre, y la alteración del régimen natural de caudales. El funcionamiento en régimen de hydropeaking genera fluctuaciones diarias del caudal que afectan directamente la puesta de huevos, la crianza de larvas, la distribución del alimento y la disponibilidad de hábitat para la fauna íctica (Díaz et al., 2017; Vörösmarty et al., 2010; Travnicek & Maceina, 1994).

A escala de cuenca, el crecimiento de áreas urbanas, especialmente en las zonas medias y bajas, incrementa la impermeabilización del suelo, lo que a su vez genera un aumento en la escorrentía cargada de una amplia gama de contaminantes (Dudgeon, 2019; Paul y Meyer 2001). Estos pueden promover la eutrofización y generar picos de toxicidad, empobreciendo la calidad del agua de los sistemas fluviales (Paul y Meyer 2001). Estrechamente vinculada a esta presión, la descarga de efluentes de origen doméstico e industrial constituye una fuente puntual de contaminación y una presión antrópica sobre los sistemas fluviales. Estas descargas introducen al ecosistema acuático una amplia gama de sustancias que frecuentemente no son eliminadas de manera eficiente en las plantas de tratamiento (Barra et al., 2021).

Por otra parte, la extracción de áridos en cauces fluviales modifica la morfología y estabilidad de los lechos, alterando el balance natural de sedimentos y generando déficits tanto aguas arriba como aguas abajo del punto de extracción (Surian, 2022; Wohl, 2020). Estas alteraciones afectan el régimen sedimentario del río, modifican la calidad del agua y deterioran la disponibilidad de hábitat para la fauna acuática.

Finalmente, la introducción deliberada o accidental de especies exóticas, frecuentemente asociada a la actividad acuícola, constituye una presión biológica que altera la estructura de las comunidades nativas. Los peces invasores pueden desplazar a las especies autóctonas mediante procesos de competencia por recursos, depredación directa y transmisión de enfermedades (Díaz et al., 2017; Flecker & Townsend, 1994; Villéger et al., 2011). En Chile, la presencia de especies introducidas ha sido reconocida como una presión dominante a lo largo de todo el país, frecuentemente actuando de forma conjunta con otras presiones como la hidroelectricidad, la agricultura y las plantaciones forestales (Habit et al., 2024).

2.3. Ensamblajes de peces como indicadores de alteración en la calidad de hábitats en ecosistemas fluviales

Los ecosistemas fluviales comprenden desde pequeños tramos de arroyos intermitentes hasta grandes ríos. Estos sistemas presentan una gran variedad de condiciones ambientales y procesos ecosistémicos que operan naturalmente bajo condiciones de heterogeneidad espacio-temporal (Allan & Castillo, 2007; Ward & Tockner 2001). La evaluación y comprensión de los impactos de las presiones antrópicas sobre los ecosistemas acuáticos ha constituido un área de creciente interés en la investigación científica (Dudgeon et al., 2006; Allan, 2004). En este contexto, se han propuesto diversos indicadores para determinar la calidad del hábitat frente a distintas presiones.

La calidad de hábitat está definida como la capacidad del ecosistema de proveer las condiciones óptimas para la supervivencia y reproducción de las especies (Bai et al., 2019; Wu et al., 2022; Zhao et al., 2022). De tal modo que la alteración de la calidad de hábitat puede ser evaluada mediante el uso de indicadores biológicos, los cuales corresponden a organismos, o componentes de estos, así como a comunidades biológicas, que contienen información sobre el estado ambiental de su hábitat. Estos indicadores pueden evidenciar respuestas específicas o inespecíficas frente a la exposición a diversos factores de presión antrópica, incluyendo cambios en su estructura morfológica, histológica o celular, en sus procesos bioquímicos y metabólicos, en su comportamiento, o en la estructura de sus poblaciones (Markert et al., 2013; Paredes del Puerto, 2024).

En las últimas décadas, el desarrollo del enfoque basado en bioindicadores ha permitido la generación de metodologías de evaluación que contemplan una amplia diversidad de grupos biológicos, incluyendo bacterias, algas, macroinvertebrados, peces, aves y vegetación ribereña. Estas aproximaciones consideran distintos niveles de organización ecológica, desde individuos hasta comunidades (Barbour 1999; González del Tánago y García del Jalon 2011; Raab y Bayley 2012; Fierro et al., 2019a; Karr, 1981)

Entre las comunidades biológicas utilizadas para el diagnóstico de los impactos asociados a presiones antrópicas, la fauna íctica ha sido ampliamente empleada como indicador, debido a su capacidad de responder a presiones tanto a escala local como a nivel de cuenca hidrográfica (Fierro et al., 2019a). Además de su fácil identificación en terreno, las comunidades ícticas están conformadas por una alta diversidad de especies que representan distintos niveles tróficos, tales como omnívoros, herbívoros, insectívoros, planctívoros, piscívoros. A su vez, algunas especies

tienen ciclos de vida más extensos por lo que pueden reflejar efectos a largo plazo (Karr, 1981; Paredes del Puerto, 2024).

Dadas estas características, las respuestas de los ensambles de peces frente a las presiones antrópicas se reflejan en cambios en la riqueza y diversidad de las especies. En particular, los ensambles de peces presentes en ecosistemas fluviales que drenan cuencas urbanizadas suelen presentar una disminución en estos atributos estructurales (Gafny et al. 2000; Helms et al. 2005), baja biomasa y ausencia de especies sensibles (Scott y Helfman 2001). Incluso, pueden presentar extinciones a nivel local ante condiciones de urbanización e industrialización elevada (Paracampo et al. 2020; Paredes del Puerto et al. 2021). En cuencas con uso predominantemente agrícola y ganadero, los atributos biológicos de las comunidades ícticas también pueden presentar variaciones, aunque generalmente de menor magnitud en comparación con sistemas altamente urbanizados (Roth et al. 1996; Casatti et al. 2009).

2.4. La cuenca del río Maule y sus múltiples presiones antrópicas

En Chile continental se reconocen 101 cuencas hidrográficas (DGA, 2016), distribuidas en cinco regiones biogeográficas contiguas. Entre ellas se encuentra la región de la pendiente andina del Pacífico sur, caracterizada por una continuidad geomorfológica a lo largo de la vertiente occidental de la Cordillera de los Andes (Rojas et al., 2019).

La cuenca del río Maule pertenece a este conjunto de cuencas andinas y se caracteriza por drenar sus aguas desde la Cordillera de Los Andes a lo largo de aproximadamente 213 km hasta desembocar en el Océano Pacífico, es decir, es una cuenca exorreica (Habit et al., 2019; Pacheco et al., 2022). Con una hoya hidrográfica de 21.052 km², representa la cuarta cuenca en extensión del país y posee un régimen pluvio-nival (DGA, 2004; DGA, 2016). Sus más importantes tributarios provienen de la cordillera andina, aunque muchos de ellos se le unen en la Depresión Intermedia, como el río Loncomilla y el río Claro.

La cuenca del río Maule ha experimentado una evolución significativa en los últimos años, configurándose como un sistema multifuncional en el que convergen diversos usos del territorio y del recurso hídrico, los cuales se presentan en la *Figura 1*. Estos usos generan distintas presiones antrópicas que impactan la calidad del hábitat y, en consecuencia, la ictiofauna.

2.4.1. Agrícola, ganadero y forestal

El desarrollo agroindustrial ha sido particularmente significativo en las zonas bajas y medias de la cuenca, siendo estas el área con mayor vocación vitivinícola del país (Ballesteros, 2024). Estas zonas presentan las condiciones geofísicas para el establecimiento de plantaciones de vid, debido a la disponibilidad de recursos como el agua y el suelo, y de factores climáticos como la humedad atmosférica, la temperatura y la radiación solar (Ballesteros, 2024), así mismo posee las mejores condiciones para la producción de materia frutícola. De tal manera que gran parte de su economía proviene de la agricultura.

Y en menor medida en los sectores de Pelarco, Río Claro y San Rafael, se distinguen por ser áreas de producción pecuaria intensiva principalmente en la crianza de vacunos y en muy baja cantidad ovinos y caprinos (Eastman Mendoza, 2011).

El uso forestal constituye un factor relevante dentro de la cuenca del río Maule, donde extensas superficies han sido transformadas en plantaciones de especies exóticas, principalmente pino y eucalipto, lo que ha generado presiones sobre los sistemas fluviales. A nivel espacial, la actividad forestal se concentra principalmente en zonas de la cordillera de la costa y sectores centrales y ponientes de la cuenca, alcanzando en algunas sub-subcuenclas valores superiores a 15 millones por km² (MINENERGÍA, 2016). Asimismo, se ha evidenciado una importante expansión de estas plantaciones en diversas comunas, destacando Cauquenes, con un aumento del 27,9% de su superficie dentro de la cuenca, seguida por Penciahue (27,3%) y Empedrado (25,5%) (DGA, 2020; Pliscoff, 2021). En conjunto, estos antecedentes evidencian la relevancia y creciente intensificación del uso agropecuario y forestal en la cuenca.

2.4.2. Generación hidroeléctrica

La cuenca del río Maule es uno de los principales centros de generación hidroeléctrica del país. La potencia instalada hidroeléctrica es de 1.680 MW (DGA, 2020), que corresponde al 25% de la capacidad instalada de generación de energía hidroeléctrica del Sistema Eléctrico Nacional (SEN), siendo de gran importancia para la producción de energía a nivel nacional.

En la Cuenca del Maule existen nueve embalses que son utilizados para generación eléctrica o de uso mixto (riego y generación eléctrica). Los embalses son: El Melado, Laguna Invernada, Laguna del Maule, Colbún, Bullileo, Digua, Tutuvén, Anca y Machicura, que en conjunto regulan 3.743 hectómetros cúbicos (Hm³) de agua. De los cuales destacan el embalse Colbún (1.544

Hm³) y la laguna del Maule (1.420 Hm³) (DGA, 2020). La generación eléctrica asociada a estos embalses se realiza en 25 centrales hidroeléctricas, 5 centrales de embalse y 20 centrales de pasada. La mayoría de estas ubicadas en la subcuenca alta y media del Maule. Las principales centrales con respecto a la potencia son Colbún y Pehuenche, la primera incorporando cerca de 474 MW de producción de energía al sistema interconectado central (SIC) (Pacheco et al., 2022; DGA, 2020). Estas centrales de embalse modifican la estructura del río, pasando de rítrón a un sistema lacustre, también producen fragmentación por muros y cambios en el caudal de la cuenca debido a su funcionamiento de hydropeaking que genera fluctuaciones diarias del caudal, lo que afecta la puesta de huevos, crianza de larvas, distribución de alimento y disponibilidad de hábitat (Díaz et al., 2019; García, 2012; Arriagada et al., 2021).

2.4.3. Urbanización

Otro de los usos de la cuenca, es destinada al uso doméstico, que represente un uso importante tanto del agua como del territorio. La cuenca comprende 19 comunas, 17 de las cuales se encuentran en la región del Maule y dos en la región del Ñuble, donde el patrón de asentamiento regional es concentrado en los grandes centros poblados como son las capitales provinciales (Curicó, Linares, Cauquenes) y en la capital regional, Talca. Estas ciudades se encuentran ubicadas principalmente en la depresión intermedia (DGA, 2003; MINENERGIA, 2016).

La cuenca del río Maule presenta una población de 917.718 habitantes, de los cuales un 71,1% se concentra en zonas urbanas y un 28,8% en zonas rurales. En comparación con el censo de 2017, la población total de la cuenca ha aumentado en un 7,7% (INE, 2024). En este contexto, la demanda de agua para consumo humano en el sector urbano alcanza los 31,24 hm³/año, proveniente principalmente de fuentes subterráneas, siendo Constitución la única localidad que presenta captaciones de origen superficial. Por su parte, en el sector rural la demanda alcanza los 11,24 hm³/año (DGA, 2020).

2.4.4. Efluentes

La cuenca del río Maule recibe descargas de efluentes de origen doméstico e industrial, principalmente asociados a la agroindustria vitivinícola y frutícola presente en las zonas medias y bajas. Asimismo, se ha reportado la presencia de contaminación de tipo orgánico, atribuida al inadecuado manejo de residuos de predios ganaderos y a descargas domiciliarias en sectores que no cuentan con sistemas de recolección y tratamiento de aguas servidas (Eastman Mendoza,

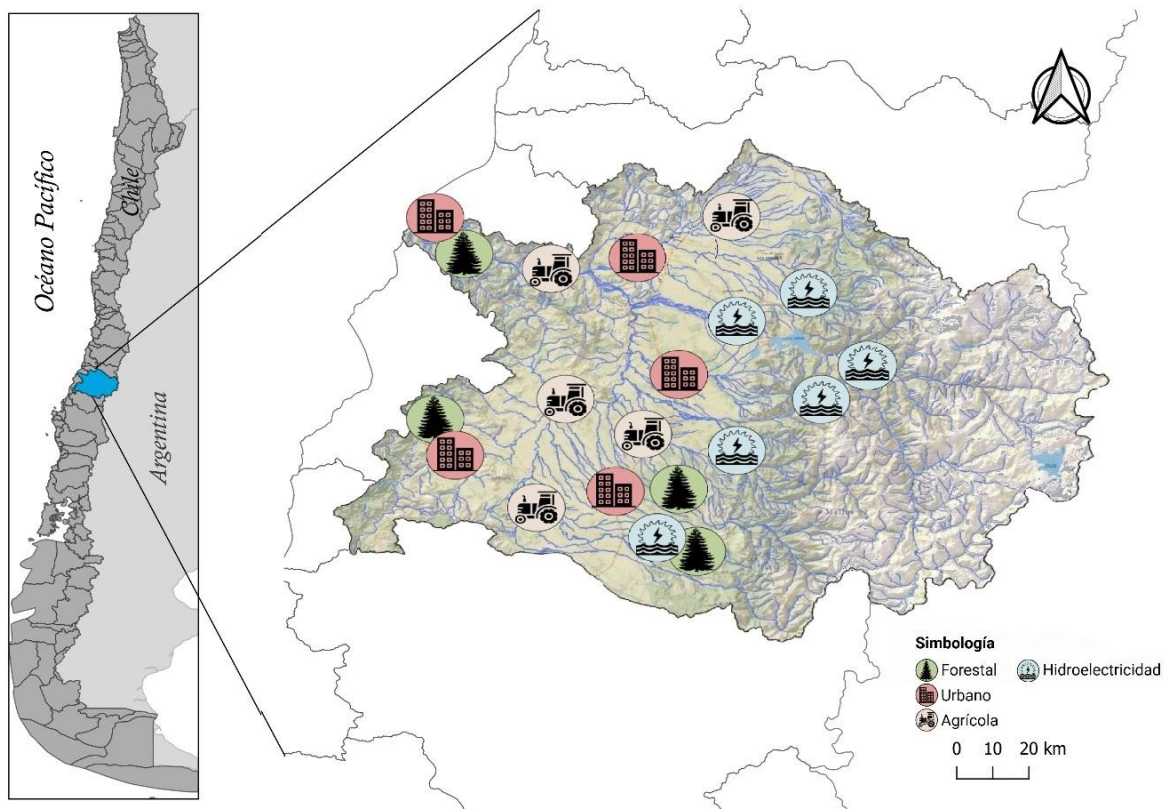
2011). En este contexto, los efluentes constituyen una fuente puntual de contaminación que puede afectar la calidad de los sistemas fluviales.

2.4.5. Extracción de áridos

También se registran extracciones de áridos y arenas en la cuenca. Estas actividades, generalmente de carácter puntual y con escaso control, pueden alterar el balance natural de sedimentos del sistema fluvial, generando déficits tanto aguas arriba como aguas abajo. Esto afecta el régimen sedimentario del río y puede modificar la calidad del agua y del hábitat. Estudios previos han identificado a la cuenca del río Maule como una zona con alta actividad extractiva de áridos; específicamente, mediante el análisis de fotografías aéreas se identificaron 57 sitios de extracción en la cuenca (MINENERGÍA, 2016).

Figura 1

Distribución espacial de los principales usos antrópicos de la cuenca del río Maule.



Nota. Los símbolos indican la localización de actividades forestales, urbanas, agrícolas, piscicultura e hidroeléctricas a lo largo de la cuenca. Identificadas mediante análisis de imágenes satelitales de Google Earth.

2.5. Fauna íctica de la cuenca del río Maule

La ictiofauna continental de Chile se caracteriza por presentar una baja diversidad y especies de pequeño tamaño corporal, pero con un alto grado de endemismo (Habit & Victoriano, 2005; Vila & Habit, 2015), lo cual ha sido atribuido a las particularidades geomorfológicas del país (Campos et al., 1998; Habit et al., 2006b). Existen alrededor de 46 especies de peces nativos dulceacuícolas y estuarinos, los cuales se distribuyen en 12 familias y 17 géneros (Habit et al., 2019). En las cuencas andinas del centro-sur del país se concentra la mayor riqueza de especies, siendo consideradas un hotspot de biodiversidad global (Myers et al., 2000).

La cuenca del río Maule alberga una diversidad biológica significativa, donde coexisten especies nativas y exóticas. Como se presenta en la Tabla 1, existen 14 especies de peces nativos en la cuenca, de las cuales 10 se encuentran en estado vulnerable, 3 en Peligro de Extinción y 1 Casi Amenazada (Vila & Habit, 2015). Esta situación refleja el alto grado de amenaza que enfrentan las comunidades ícticas nativas frente a las múltiples presiones antrópicas que operan en la cuenca. Se destacan las especies endémicas en peligro con distribución restringida: *Bullockia maldonadoi* (Bagrecito), *Diplomystes nahuelbutaensis* (Tollo), *Diplomystes incognitus* (Tollo de agua dulce) y *Nematogenys inermis* (Bagre grande), las cuales presentan distribuciones que abarcan entre 2 y 3 cuencas en el país, lo que las hace especialmente vulnerables a perturbaciones locales (Vila & Habit, 2015).

En particular, el Bagrecito ya registraba disminución de su abundancia a fines de la década de 1990, siendo afectado por alteraciones de hábitat como la fragmentación, contaminación y canalización (Campos et al., 1998). Dentro de la familia Diplomystidae, *D. incognitus* destaca por su vulnerabilidad ante la gestión hídrica; la extracción consuntiva y la regulación de caudales han fragmentado su hábitat de manera crítica (Górski & Muñoz-Ramírez, 2023; Arratia & Quezada-Romegialli, 2017).

Por su parte, *Nematogenys inermis* es la única especie existente de Nematogenyidae y ha sido incluida en la categoría de En Peligro Crítico por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Górski 2023). Se considera extinta en casi todos los ríos chilenos, excepto en algunas cuencas costeras relativamente inalteradas (Arratia y Chang 1975, Habit et al. 2007, Vila y Habit 2015).

Junto a las especies nativas, se encuentran las especies introducidas donde la mayor cantidad se encuentra en las cuencas hidrográficas de la zona centro - sur, en la cuenca del río Maule

habitan 7 especies introducidas (Tabla 2), Entre las especies exóticas más abundantes se encuentran la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), la trucha café (*Salmo trutta*) y la carpa (*Cyprinus carpio*) (Habit et al., 2024). La presencia de estas especies exóticas representa una presión biológica adicional sobre la ictiofauna nativa, dado que pueden generar procesos de competencia por recursos, depredación directa y transmisión de enfermedades, afectando la estructura y abundancia de las comunidades autóctonas (Arismendi, 2009).

Tabla 1

Fauna íctica nativa registrada en la cuenca del río Maule. Para cada especie se indica su clasificación taxonómica, nombre científico, nombre común, si presenta endemismo y su estado de conservación.

Familia	Nombre científico	Nombre común	Endemismo	Estado de conservación
<i>Atherinidae</i>	<i>Basilichthys microlepidotus</i>	Pejerrey chileno	Si	Vulnerable
<i>Atherinopsidae</i>	<i>Odontesthes mauleanum</i>	Cauque	Si	Vulnerable
	<i>Odontesthes brevianalis</i>	Cauque del norte	Si	Vulnerable
<i>Characidae</i>	<i>Cheirodon galusdae</i>	Pocha de los lagos	Si	Vulnerable
<i>Diplomystidae</i>	<i>Diplomystes incognitus</i>	Tollo	Si	En Peligro
<i>Galaxiidae</i>	<i>Galaxias maculatus</i>	Puye	No	Vulnerable
	<i>Brachygalaxias bullocki</i>	Puye	Si	Vulnerable
<i>Nematogenyidae</i>	<i>Nematogenys inermis</i>	Bagre grande	Si	En Peligro
<i>Percichthyidae</i>	<i>Percichthys trucha</i>	Perca trucha	No	Casi Amenazada
	<i>Percichthys melanops</i>	Perca negra	Si	Vulnerable
<i>Perciliidae</i>	<i>Percilia gillissi</i>	Carmelita	Si	Vulnerable
<i>Petromyzontidae</i>	<i>Geotria australis</i>	Lamprea de bolsa	No	Vulnerable
<i>Trichomycteridae</i>	<i>Trichomycterus areolatus</i>	Bagre chico	No	Vulnerable
	<i>Bullockia maldonadoi</i>	Bagrecito	Si	En Peligro

Fuente: Vila & Habit (2015)

Tabla 2*Especies reportadas como introducidas en la cuenca del río Maule.*

Familia	Nombre científico	Nombre común
<i>Atherinopsidae</i>	<i>Odontesthes bonariensis</i>	Pejerrey Argentino
<i>Cichlidae</i>	<i>Australoheros facetus</i>	Chanchito
<i>Cyprinidae</i>	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa común
<i>Poeciliidae</i>	<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia
	<i>Gambusia affinis</i>	Pez mosquito occidental
<i>Salmonidae</i>	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoíris
	<i>Salmo trutta</i> (Linnaeus, 1758)	Trucha marrón

Fuente: Vila & Habit (2015)

3. Hipótesis

Debido a que distintas presiones antrópicas, tanto a escala de cuenca, y a escala local, producen alteraciones en el hábitat, se espera que los ensambles de peces de la cuenca del río Maule:

- Estarán asociados al grado de presión antrópica que afecta a los sistemas fluviales, esperándose que los tramos sometidos a mayor convergencia de presiones presenten menor riqueza de especies y mayor abundancia de especies tolerantes, como las exóticas invasoras .

4. Objetivo general

- Evaluar la composición y estructura de los ensambles de peces que habitan en sistemas fluviales sometidos a distintas presiones antrópicas en la cuenca del río Maule.

5. Objetivos específicos

- Caracterizar las variables de hábitat y presiones antrópicas presentes en distintos tramos de la cuenca del río Maule.
- Caracterizar los ensambles de peces en los distintos tramos de la cuenca del río Maule sometidos a distintas presiones antropogénicas.
- Relacionar las variables de hábitat y presiones antrópicas con la composición y estructura de los ensambles de peces.

6. Metodología.

6.1. Área de estudio.

Este estudio se realizó en la cuenca del río Maule, ubicada entre las latitudes 35° 6' S y 36° 43' S. El cual nace en el extremo norponiente de la laguna del Maule y posee un caudal medio de 243,4 m³/s, y en relación con su régimen de alimentación, este es nival en la zona alta mostrando un gran aumento en las temporadas de verano-primavera, y pluvial en la zona baja por lo que presenta crecidas principalmente asociadas a las precipitaciones (DGA, 2004). El sistema fluvial posee numerosos afluentes que drenan áreas sometidas a distintas presiones antrópicas. Lo que la convierte en un entorno adecuado para evaluar el efecto de estas presiones sobre la integridad ecológica de los ensambles de peces.

Se seleccionaron 9 sitios de muestreo en diferentes subcuencas (*Figura .2*). En el río principal se ubicaron 5 estaciones, las cuales se encuentran influenciadas principalmente por el gran complejo Hidroeléctrico Colbún-Machicura, la mayor obra de regulación hídrica en la cuenca del río Maule. La central Colbún puesta en servicio en 1985, constituye el principal nodo de regulación hídrica del sistema, operando con una capacidad instalada de 474 MW. El embalse asociado posee un volumen de almacenamiento de 1172 Hm³. Por otro lado, la central Machicura puesta en servicio en el mismo año que Colbún, opera con una capacidad instalada de 95 MW y su embalse asociado posee un volumen de almacenamiento de 11 Hm³ (Colbún S.A., 2022).

El sitio de muestreo MAU-01 se sitúa aguas abajo del embalse Colbún (*Figura 3*). Esta estación actúa como un punto de control de la regulación de pie de presa, caracterizado por un caudal condicionado al caudal ecológico y a las filtraciones del muro del embalse. Por su parte, la estación MAU-02 se ubica aguas abajo de la restitución de la central de pasada San Ignacio (*Figura 3*), la cual opera desde el año 1996, con una potencia total de 37 MW.

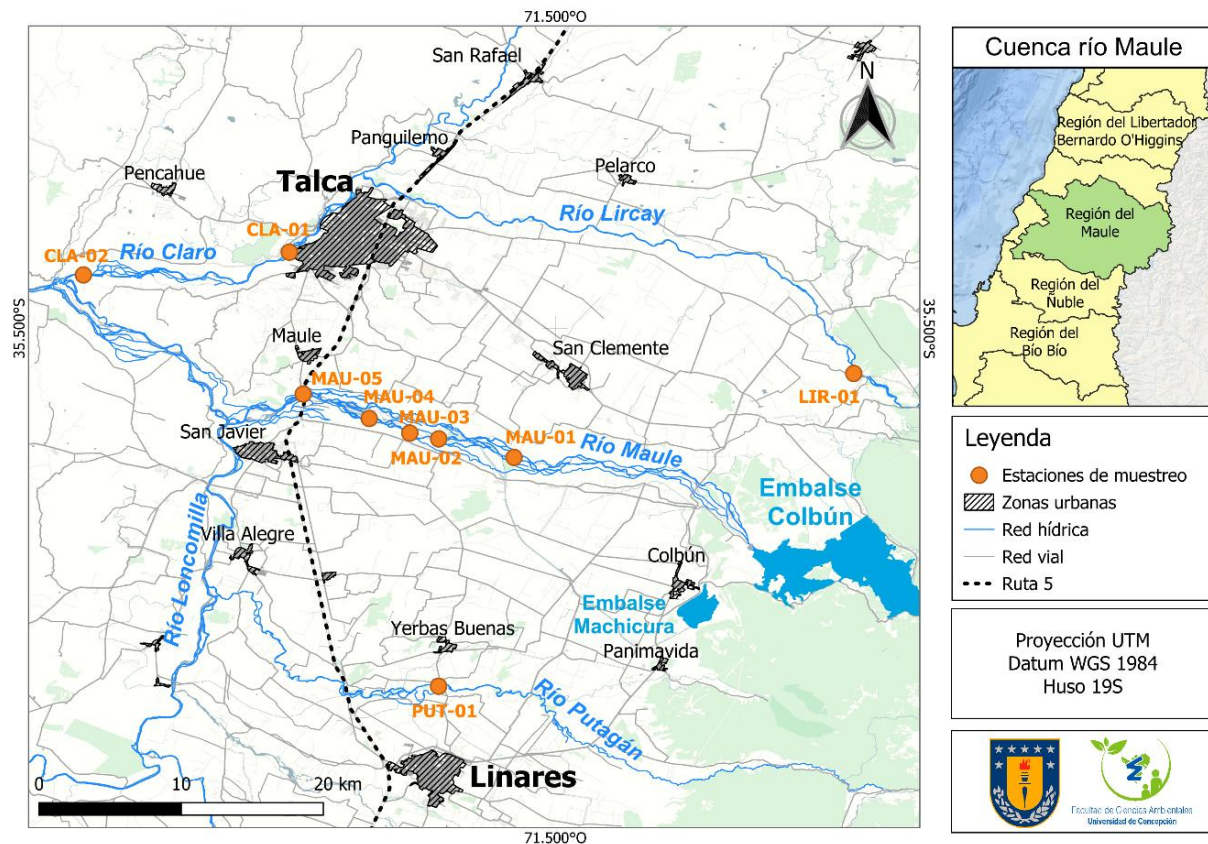
La estación MAU-03 se estableció aguas abajo de MAU-02, donde este transecto persiste bajo un régimen de caudal regulado. Entre esta estación y la siguiente, el sistema experimenta una perturbación antrópica significativa debido a una zona de extracción de áridos. En consecuencia, la estación MAU-04 se ubicó aguas abajo de dicha actividad extractiva para evaluar su impacto (*Figura 4*).

Finalmente, la estación MAU-05 se emplazó en el área de intersección con la Carretera Panamericana (*Figura 5*). Este sitio es de especial relevancia para el estudio, ya que en él convergen distintas presiones antropogénicas: por un lado, la persistencia de la regulación

hídrica del embalse y, por otro, el impacto directo de la extracción de áridos a gran escala y la intervención antrópica asociada a la infraestructura vial.

Figura 2

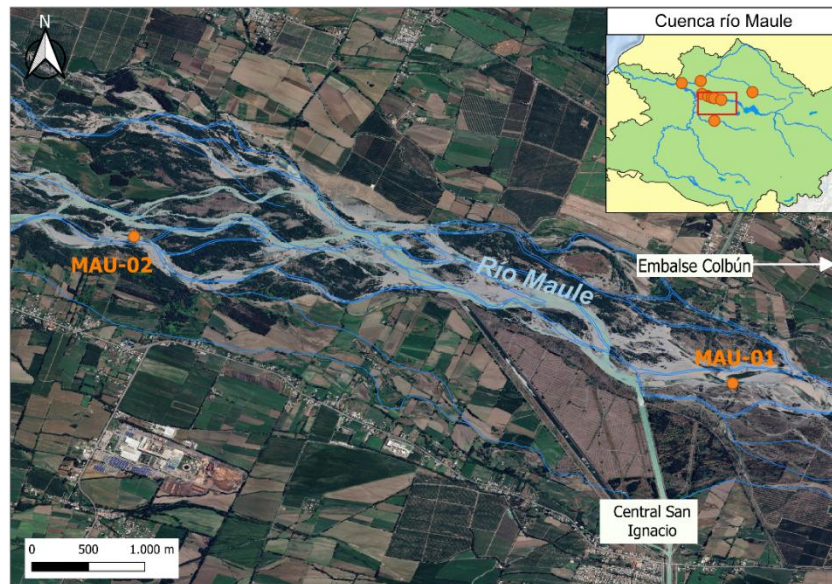
Ubicación geográfica del área de estudio y las estaciones de muestreo.



Nota. Cartografía elaborada en el software QGIS (versión 3.40). Las capas vectoriales correspondientes a la red vial y zonas urbanas (áreas pobladas) fueron obtenidas de la plataforma de mapas vectoriales de la Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (BCN). La red hídrica nacional fue obtenida desde la Dirección General de Aguas (DGA-MOP) e Infraestructura de Datos Geoespaciales (IDE Chile). Sistema de referencia espacial: Proyección UTM, Datum WGS 1984, Huso 19S.

Figura 3

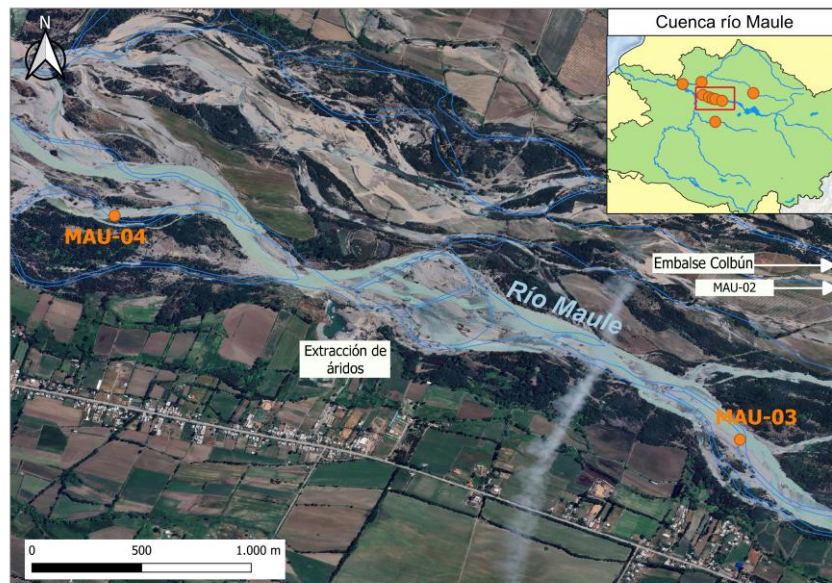
Localización geográfica de las estaciones de muestreo MAU-01 y MAU-02.



Nota. Cartografía elaborada en QGIS utilizando como base imágenes satelitales de Google Satellite.

Figura 4

Localización geográfica de las estaciones de muestreo MAU-03 y MAU-04.

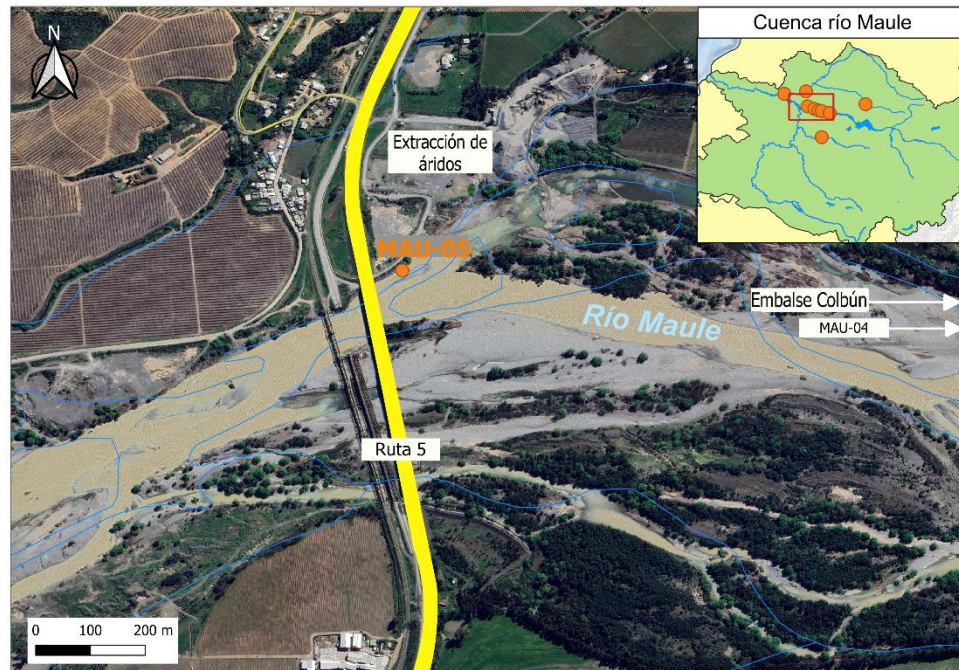


Nota: Las estaciones se ubican aguas abajo del embalse Colbún, dentro de un tramo fluvial influenciado por la regulación hidrológica; adicionalmente, la estación MAU-04 presenta presión

local asociada a la extracción de áridos. Cartografía elaborada en QGIS utilizando como base imágenes satelitales de Google Satellite.

Figura 5

Localización geográfica de la estación de muestreo MAU-05.

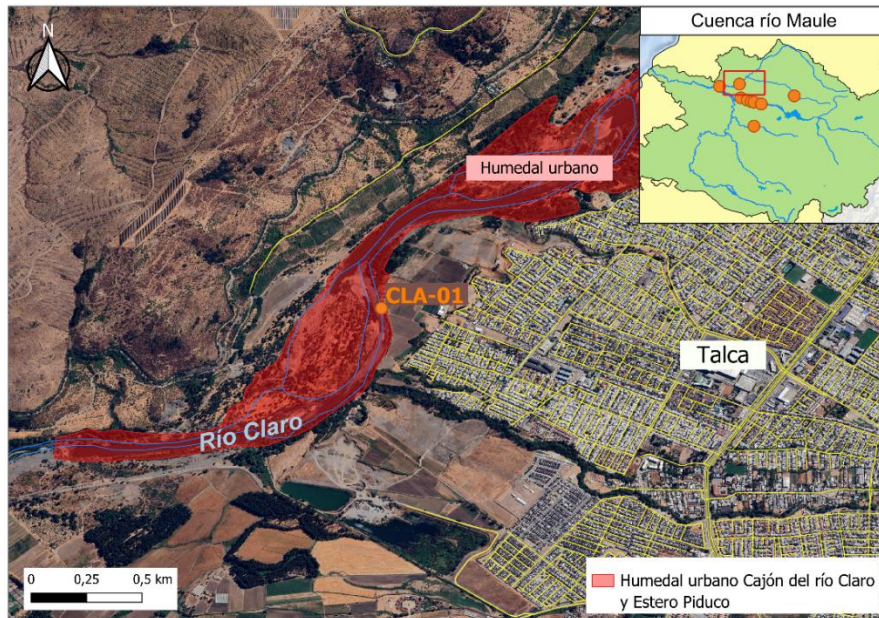


Nota: La estación se ubica aguas abajo del embalse Colbún, dentro de un tramo fluvial influenciado por la regulación hidrológica; adicionalmente, esta estación presenta presión local asociada a infraestructura por la Ruta 5 y la extracción de áridos. Cartografía elaborada en QGIS utilizando como base imágenes satelitales de Google Satellite.

En la subcuenca del río Claro, uno de los tributarios de mayor orden de la cuenca del río Maule, se establecieron dos sitios de muestreo. La estación CLA-01 se ubica en la zona urbana de Talca, coincidiendo con el área del Humedal Urbano Cajón del río Claro y estero Piduco (*Figura 6*), ecosistema protegido legalmente desde el año 2024 (MMA, 2024) y que actúa como un corredor biológico relevante (en el *Anexo 1* se puede observar la superficie total que ocupa este humedal). Aguas abajo de este punto se emplaza la estación CLA-02, en un sector donde el uso predominante del suelo es agrícola de carácter intensivo (*Figura 7*).

Figura 6

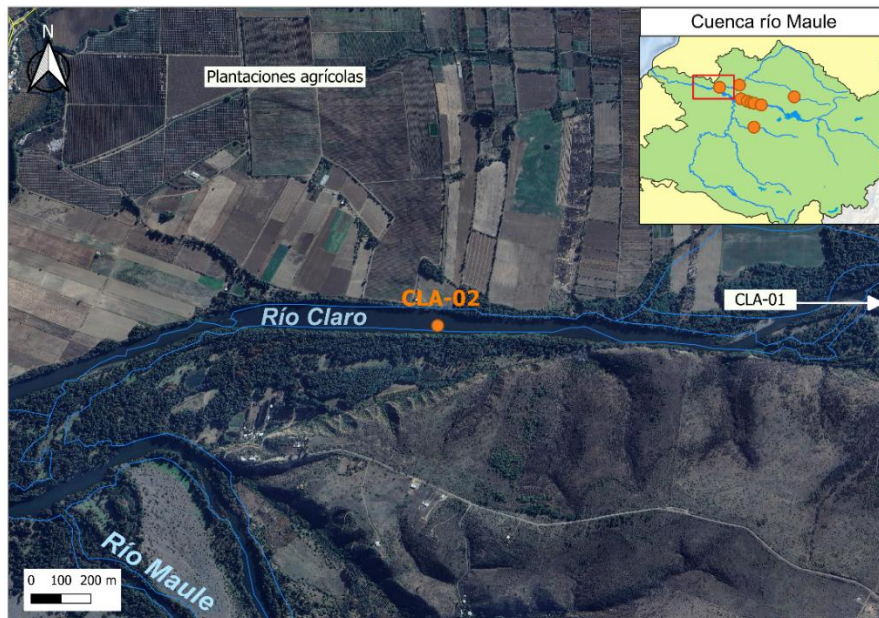
Localización geográfica de la estación de muestreo CLA-01.



Nota. Cartografía elaborada en QGIS utilizando como base imágenes satelitales de Google Satellite.

Figura 7

Localización geográfica de la estación de muestreo CLA-02.

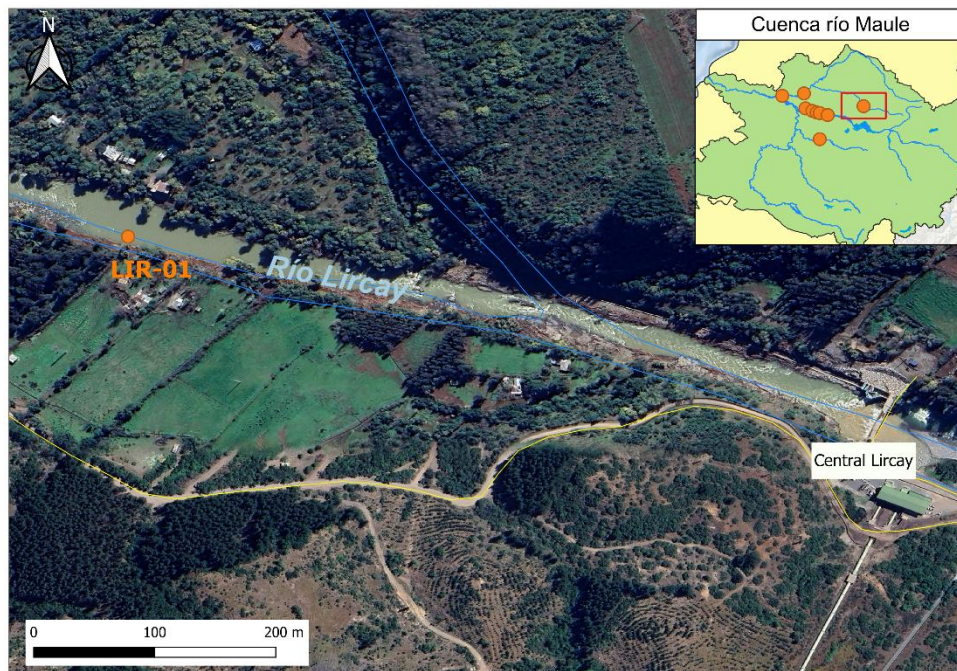


Nota. Cartografía elaborada en QGIS utilizando como base imágenes satelitales de Google Satellite.

En el río Lircay se emplaza el sitio de muestreo LIR-01, ubicado aguas abajo de la central hidroeléctrica Lircay (*Figura 8*), una unidad de generación de pasada puesta en servicio en el año 2008 con una capacidad de operación de 19 MW, que utiliza las aguas del primer tramo del canal Maule Norte Bajo, en la comuna de San Clemente (Hidromaule S.A., 2012).

Figura 8

Localización geográfica de la estación de muestreo LIR-01.



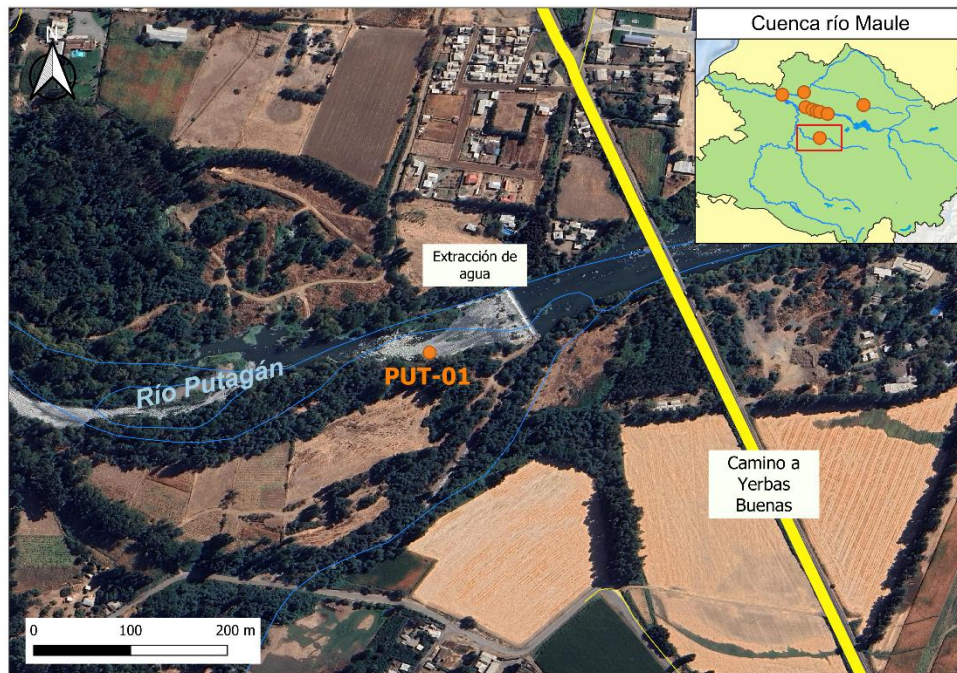
Nota. Cartografía elaborada en QGIS utilizando como base imágenes satelitales de Google Satellite.

Finalmente, se estableció la estación PUT-01 en el curso del río Putagán, uno de los tributarios principales del río Loncomilla (*Figura 9*). Este sistema se caracteriza por un paisaje predominantemente rural con una intensa actividad agropecuaria, donde predominan las plantaciones de hortalizas, cereales y frutales. La estación se ubica en un sector de alta demanda hídrica, evidenciada por la presencia de infraestructura de riego que realiza extracciones directas desde el cauce.

En síntesis, las nueve estaciones de muestreo seleccionadas se representan en la Tabla 3 junto a su presión antropica principal.

Figura 9

Localización geográfica de la estación de muestreo PUT-01.



Nota. Cartografía elaborada en QGIS utilizando como base imágenes satelitales de Google Satellite.

Tabla 3

Principal presión antrópica en los sitios de muestreo.

	Sitio de Muestreo	Presión antrópica	Río
1	MAU-01	Hidroelectricidad	Maule
2	MAU-02	Hidroelectricidad	Maule
3	MAU-03	Hidroelectricidad	Maule
4	MAU-04	Extracción de áridos	Maule
5	MAU-05	Infraestructura	Maule
6	PUT-01	Agricultura	Putagán
7	CLA-01	Urbano	Claro
8	CLA-02	Agricultura	Claro
9	LIR-01	Hidroelectricidad	Lircay

6.2. Caracterización de las presiones antrópicas presentes en los distintos tramos de la cuenca del río Maule.

Las presiones antrópicas fueron caracterizadas mediante una serie de variables ambientales de origen antrópico organizadas según el dominio al que pertenecen, tal como se detalla en la *Tabla 4*. Para cada dominio se describirá posteriormente la fuente de información de los componentes, la escala de análisis y el procesamiento realizado para la obtención de la variable.

Adicionalmente, se incorporaron variables del hábitat local y de la cuenca (*Tabla 5*). Si bien estas variables no tienen un origen antrópico directo, su inclusión se justifica por dos razones. Variables fisicoquímicas como el oxígeno disuelto, la conductividad y el pH pueden verse alteradas por la influencia de presiones antrópicas en la cuenca, reflejando cambios en la calidad del agua y actuando como indicadores indirectos de la alteración del sistema (Barra et al., 2021; Paul y Meyer, 2001). En segundo lugar, estas variables constituyen predictores relevantes de la estructura y composición de los ensambles de peces, ya que influyen en la disponibilidad de hábitat, los procesos fisiológicos y la distribución de las especies (Allan, 2004), lo que se refleja en cambios en la diversidad y dominancia de especies bajo distintas condiciones ambientales (Casatti et al., 2009; Caetano et al., 2025).

Tabla 4

Variables ambientales de origen antrópico incluidas en el estudio con la presión antrópica a la que está evaluando.

Dominio	Presión antrópica	Variable ambiental	Unidad de medida
Barreras Físicas	Hidroelectricidad	Distancia a la barrera aguas arriba más cercana	Km
Uso de suelo	Agricultura	% Agrícola	%
	Forestal	% Plantación forestal	%
	Urbanización	% Urbano	%
	-	% Bosque nativo	%
Efluentes industriales y domésticos	Urbanización y agroindustrias	Presencia de efluentes	Categórica

Dominio	Presión antrópica	Variable ambiental	Unidad de medida
Extracción de áridos	Extracción de áridos	Distancia a la extracción de áridos aguas arriba más cercana.	Km
		Distancia a la extracción de áridos aguas abajo más cercana.	Km

Nota. El guion en la tabla significa que la variable no está asociada a una presión antrópica o es adimensional.

Tabla 5

Variables ambientales del hábitat local y de la cuenca incluidas en el estudio.

Escala espacial	Tipo de variable	Variable	Unidad de medida
Variable propia de la cuenca	Barreras Físicas	Distancia a la desembocadura	Km
	Hidrología	Q Medio Mensual.	m ³ /s
Variable del hábitat local	Calidad de agua	Temperatura	°C
		pH	-
		Conductividad	μS/cm
		TDS	
		O ₂	mg/L
		%O ₂	%
		Turbidez	NTU
		Velocidad de corriente baja	m/s
		Velocidad de corriente media	m/s
		Velocidad de corriente alta	m/s
		Profundidad baja	m
		Profundidad media	m
		Profundidad alta	m
		Tipo Ambiente	Categórica

Escala espacial	Tipo de variable	Variable	Unidad de medida
	Variables estructurales del hábitat	Sombreado	Categórica
		Tipo de sustrato	Categórica
		Tasa de relleno	Categórica
		Entorno directo	Categórica
		Entorno indirecto	Categórica
		Vegetación sumergida	Categórica
		Vegetación emergida	Categórica
		Vegetación ribereña	Categórica

Nota. El guion en la tabla significa que la variable es adimensional.

6.2.1. Geomorfología.

Se utilizó un modelo de elevación digital (DEM) descargado desde la IDE de la región del Maule. Este se trabajó en QGIS en su versión 3.40, y con la herramienta ArgGeek Caculator se obtuvo la red hídrica de la región, posteriormente, con la ubicación de las cuatro estaciones fluviométricas que se describen en la *Tabla 6* se obtuvo el área de drenaje correspondiente junto con sus parámetros geomorfológicos (perímetro (km), longitud del cauce principal (km), ancho de la cuenca (km), elevación mínima y máxima (m.s.n.m), orden de Straler y pendiente media de la cuenca (%)).

Tabla 6

Estaciones fluviométricas seleccionadas en base a los datos disponibles para calcular los caudales medios mensuales de cada sitio de muestreo.

Nombre Estación	Código BNA	Latitud	Longitud
Río Maule en Longitudinal	7322001-7	-35.5575	-71.7067
Río Claro en Rauquén	7379002-6	-35.4525	-71.7333
Río Lircay en Puente las rastras	7374001-0	-35.4856	-71.2933
Río Putagán en Yervas Buenas	7358001-3	-35.7719	-71.5850

6.2.2. Variables Hidrológicas.

Se utilizaron los caudales medios mensuales correspondientes a los tres meses de estudio, obtenidos de la red hidrométrica de la Dirección General de Aguas (DGA) para cada estación fluviométrica previamente definida.

Se obtuvo el área de drenaje de cada estación de muestreo para realizar una transposición de caudal, utilizando la *Ecuación 1*, con el fin de estimar valores en aquellos sitios que no cuentan con estaciones fluviométricas.

$$Q_{\text{sitio de muestro}} = Q_{\text{estación fluviométrica}} * \frac{\text{Área drenaje de sitio de muestro}}{\text{Área de drenaje de estación fluviométrica}} \quad (1)$$

6.2.3. Uso de suelo.

Se utilizó la colección de cobertura y uso de suelo de mapas anuales de MapBiomias Chile para el año 2024 en formato GeoTiff, el cual fue trabajado en QGIS en su versión 3.40, se utilizaron los límites vectoriales de las subcuencas del río Maule, Claro, Putagán y Lircay calculadas anteriormente para recortar la capa de cobertura.

Luego para optimizar la interpretación ecológica se agruparon las categorías originales de MapBiomias en las siguientes macro-clases: (1) Plantación forestal, (2) Humedal, (3) Pradera y matorral, (4) Producción agropecuaria, (5) Infraestructura, (6) Areas sin vegetación, (7) Río y lago, (8) Hielo o nieve, (9) Bosque. En el *Anexo 2* se detalla la descripción de las macro-clases.

Posteriormente se calculó el área total de cada una de las macro-clases en ha para finalmente obtener el porcentaje de cada cobertura con respecto al área total de cada subcuenca hidrográfica.

También se realizó un análisis a nivel local, donde se aplicó un buffer de 500 m a cada estación de muestreo, donde se obtuvo del mismo modo los porcentajes de cobertura de suelo de 4 clasificaciones de interés: (1) Agrícola, (2) Urbano, (3) Plantaciones forestales y (4) Bosque nativo, las cuales fueron agregadas a la matriz de variables ambientales.

6.2.4. Efluentes industriales y domésticos.

Los efluentes domésticos fueron recopilados a partir de información de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), mientras que los efluentes industriales se obtuvieron desde el Registro de Emisiones y Transferencias de Contaminantes (RETC), ambos correspondientes al

año 2024. A partir de estas fuentes se identificaron los puntos de descarga de plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) y la ubicación de las fuentes emisoras que descargan residuos industriales líquidos (RILES) en los cuerpos de agua. Finalmente, esta información fue incorporada a la matriz de variables ambientales mediante una codificación binaria de presencia/ausencia.

6.2.5. Variables del hábitat local.

Para las variables del hábitat local, estas comprenden tanto variables de calidad de agua y estructurales del hábitat. Se utilizaron datos registrados por el Laboratorio de Ecología y Conservación de Peces de Agua Dulce (LEC-PAD) durante los muestreos *in situ* realizados en tres meses de estudio. En la *Tabla 5* se presentan las variables consideradas en el estudio y en el caso de las variables estructurales del hábitat, su descripción y categorización cualitativa se detallan en la *Tabla 7*.

Tabla 7

Descripción de las variables estructurales del hábitat

Variables	Descripción	Categorías
Tipo Ambiente	Condición hidrológica del sitio al momento del muestreo.	(1) Inundado (2) No inundado
Sombreado	Limitación de la incidencia directa de luz solar sobre el cauce.	(1) Presente (2) Ausente
Tipo de sustrato	Composición granulométrica dominante del sitio de muestreo.	(1) Finos <0.75mm (2) Arenas 0.75-2mm (3) Gravas 2-75mm, cantos 75-300mm, piedra 300-800mm (4) Bolones >800mm (5) Pasto
Tasa de relleno	Grado de ocupación de los espacios intersticiales del sustrato por sedimentos finos.	Categoría de (1) a (4) siendo (1) con más espacios vacíos y (4) sin espacios.
Entorno directo	Uso de suelo o cobertura vegetal en un radio de hasta 20 m desde la orilla del cauce.	(1) Matorral o bosque nativo. (2) Matorral no nativo. (3) Plantaciones forestales. (4) Cultivos o pastizal. (5) Viviendas. (6) Áridos
Entorno indirecto	Uso de suelo o cobertura vegetal más allá de 20 metros de la orilla.	(1) Matorral o bosque nativo. (2) Matorral no nativo. (3) Plantaciones forestales. (4) Cultivos o pastizal. (5) Viviendas. (6) Áridos

Variables	Descripción	Categorías
Vegetación sumergida	Presencia de vegetación acuática completamente sumergida en el cauce.	(1) Presente (2) Ausente
Vegetación emergida	Presencia de vegetación acuática enraizada con partes emergentes sobre la superficie del agua.	(1) Presente (2) Ausente
Vegetación ribereña	Presencia de vegetación en las riberas del cauce.	(1) Presente (2) Ausente
Colmatación	Grado de acumulación de sedimentos finos en el lecho del cauce	(1) Enfangado (2) No enfangado

6.2.6. Barreras físicas

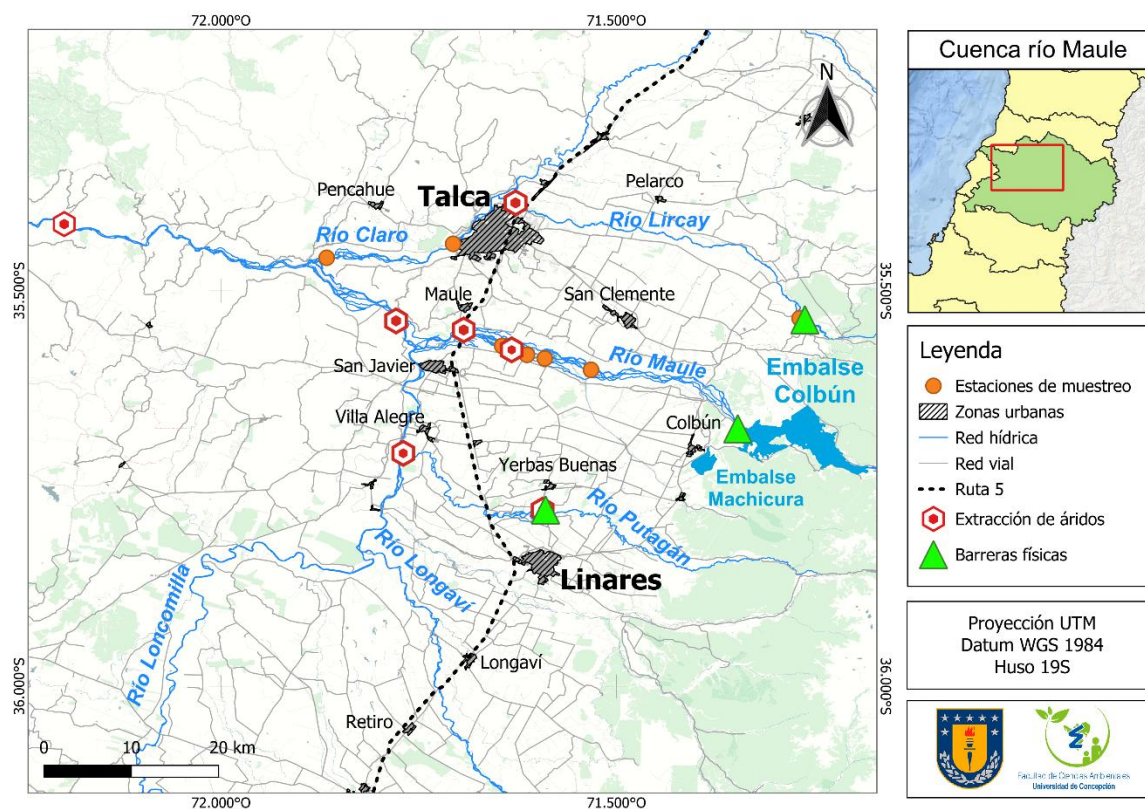
Se consideraron como barreras físicas aquellas estructuras que obstruyen completamente la sección transversal del río, es decir, cuyo ancho es equivalente al ancho del canal. Como variable se utilizó la distancia (km) a la barrera más cercana, tanto aguas arriba como aguas abajo, para cada estación de muestreo. Dado que no se identificaron barreras físicas aguas abajo de los puntos de muestreo, se estimó como referencia la distancia hasta la desembocadura del río. La ubicación de las barreras físicas en la cuenca se presenta en la *Figura 10*.

6.2.7. Extracción de áridos

Se consideraron los puntos de extracción de áridos contabilizadas para la región del Maule en la investigación de Eduardo Méndez del 2023 “Patrones de distribución de extracción de áridos en ríos andinos del centro-sur de Chile”, que se visualizan en la *Figura 10*. Del mismo modo que las barreras físicas se utilizaron como variable la distancia en kilómetros hacia la extracción de áridos más cercanas aguas arriba y abajo para cada sitio de muestreo. En el caso que no exista extracción de áridos cercanos se estima la distancia aguas arriba hasta el fin del cauce principal o aguas abajo hasta la desembocadura del río.

Figura 10

Localización geográfica de efluentes y barreras presentes en el área de estudio.



Nota. Los datos de localización de los puntos de extracción de áridos fueron obtenidos desde la base cartográfica de Méndez (2023), mientras que la identificación, localización y digitalización de las barreras físicas se realizó mediante análisis e inspección visual de imágenes satelitales en Google Earth. Las capas base (red hídrica y límites de zonas urbanas) provienen de los mapas vectoriales de la Biblioteca del Congreso Nacional (BCN). Cartografía elaborada en QGIS.

6.2.8. Análisis de las variables ambientales

El análisis estadístico de las variables ambientales se realizó mediante el programa PRIMER v6 con su extensión PERMANOVA+ (Anderson et al., 2008). Inicialmente, se efectuó una selección de variables basada en el coeficiente de correlación de Pearson; ante pares de variables con una correlación superior a 0,9 (Anderson et al., 2008), se conservó únicamente una de ellas para evitar la redundancia y multicolinealidad en los modelos (el detalle de las variables y su correlación se presenta en el Anexo 3). Posteriormente, los datos fueron sometidos a un proceso de transformación por $\text{Log}(x + 1)$, y seguido a ello fueron normalizados para eliminar el sesgo derivado de las diferentes unidades de medida y escalas de magnitud. Sobre esta base, se construyó una matriz de semejanza utilizando el índice de distancia Euclidiana, ya que este

índice de disimilitud es recomendado para variables continuas (Clarke & Warwick, 2006). Finalmente, la estructura y comportamiento de los datos se visualizaron mediante una técnica de ordenamiento de Escalamiento Multidimensional no Métrico (nMDS).

6.3. Caracterización de los ensambles de peces en los distintos tramos de cuenca del río Maule.

Se utilizaron datos obtenidos de distintos muestreos realizados por el Laboratorio de Ecología y Conservación de Peces de Agua Dulce (LEC-PAD) durante 3 meses. El arte de pesca utilizada fue la pesca eléctrica, realizada en una sola pasada con un operador manejando el ánodo y otro operador adicional recolectando los peces usando redes de mano de malla de 1mm. El procedimiento de pesca eléctrica en una sola pasada puede proporcionar tanta información sobre la abundancia de peces como el método intensivo de agotamiento de múltiples pasadas (Simonson y Lyons, 1995). Todos los peces capturados se identificaron a nivel de especie, se contaron y se devolvieron vivos a cada tramo de arroyo correspondiente.

En cada sitio de muestreo se determinó la composición específica de los ensambles de peces, identificando el nombre científico, nombre común, origen y su categoría de conservación, de acuerdo con fuentes nacionales e internacionales.

Para cada unidad de muestreo, se procedió a estandarizar los datos de captura para permitir realizar comparaciones y facilitar la identificación de especies, calculándose la Abundancia Relativa (Ab_r) de cada taxón (Moreno, 2001), mediante la relación de la *Ecuación 2*.

$$Ab_r = \frac{S}{n} 100 \quad (2)$$

Donde S es el número total de individuos de la especie y n representa el número total de individuos registrados en el sitio de estudio.

También se calcularon índices comunitarios, para evaluar la estructura de dominancia y la equidad dentro de los sitios de muestreo. Se calculó del índice de diversidad de Margalef (*Ecuación 3*), empleada para normalizar la riqueza en función del tamaño de la muestra (N) (Margalef, 1958).

$$d = \frac{S - 1}{\log N} \quad (3)$$

Donde S representa el número de especies y N el número total de individuos en la muestra.

La diversidad de especies fue evaluada mediante el índice de Shannon-Wiener (H') el cual considera tanto la riqueza como la abundancia relativa de cada especie (Shannon & Beaver, 1949). Es uno de los indicadores más utilizados en estudios ecológicos, ya que permite estimar la diversidad real en función del número de especies y su distribución (Moreno, 2001). Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de la muestra. Se calcula mediante la *Ecuación 4*.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (4)$$

Donde p_i representa la proporción de la abundancia de la especie i respecto al total de la muestra.

Para finalizar con el estudio de los índices comunitarios se calculó la equidad de Pielou (J'), la cual, mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada (Pielou, 1969). Se calcula mediante la formula presentada en la *Ecuación 5*.

$$J' = \frac{H'}{H'_{\text{máx}}} \quad (5)$$

Donde H' es la diversidad de Shannon-Wiener y $H'_{\text{máx}} = \ln S$ (S el número total de especies).

Para examinar las variaciones en la composición taxonómica entre los diferentes ríos (Maule, Lircay, Claro y Putagán) y periodos temporales (junio, agosto y octubre), se aplicaron técnicas de estadística multivariada no paramétrica en el programa PRIMER v6 con su extensión PERMANOVA+ (Anderson et al., 2008). Los datos de abundancia bruta fueron sometidos a una transformación de raíz cuadrada ($\sqrt{x}$) para reducir el peso de las especies más dominantes dentro del análisis estadístico (Galdames, 2021). Posteriormente, se construyó una matriz de similitud utilizando el coeficiente de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957), el cual es recomendado para datos biológicos.

La ordenación de los ensambles se visualizó mediante un análisis de Clúster jerárquico basado en el índice de Bray-Curtis para agrupar los sitios de muestreo según la similitud de sus

ensambles de peces. Y se utilizó un ordenamiento de escalamiento multidimensional (MDS) para representar el comportamiento de la nube de datos, junto a un gráfico Shadow Plot (Gráfico de Sombras) como una herramienta de inspección visual de la matriz de datos. Este análisis permite evaluar la intensidad de la señal biológica de cada taxón a través de un gradiente de densidad de grises, donde la intensidad del sombreado es proporcional a la abundancia de la especie en cada muestra.

Posteriormente para corroborar la existencia de diferencias significativas entre los grupos predefinidos (sitios y meses), se ejecutó un Análisis de Similitud de una vía (ANOSIM), basado en el estadístico R , cuya significancia se obtuvo mediante 9999 permutaciones. Finalmente, se utilizó el procedimiento de Porcentajes de Similitud (SIMPER) para identificar las especies con la mayor contribución a la diferencia entre los grupos (Clarke & Warwick, 2006).

6.4. Relacionar las presiones antrópicas con las características de los ensambles de peces.

Para determinar el grado de influencia de las actividades antropogénicas (a través de las variables ambientales) sobre la variabilidad observada en los ensambles de peces, se implementó un modelo lineal basado en la distancia (DistLM, Distance-based Linear Model) en el programa PRIMER v6 con su extensión PERMANOVA+ (Anderson et al., 2008). Este análisis de regresión multivariada no paramétrica permitió particionar la varianza de la matriz biótica (Bray-Curtis) en función de un conjunto de variables predictoras de origen antrópico, del hábitat local y de la cuenca.

El DistLM utiliza permutaciones para evaluar la significancia de las relaciones, prescindiendo del supuesto de normalidad multivariada. Para la construcción del modelo, se utilizó el procedimiento de selección BEST, el cual examinó todas las combinaciones posibles de variables predictoras para identificar el modelo óptimo. Como criterio de selección se empleó el R^2 ajustado, con el fin de obtener el modelo con mayor poder explicativo. La significancia estadística de las relaciones se obtuvo mediante 9999 permutaciones (Anderson, 2001; McArdle & Anderson, 2001).

Para la representación gráfica del modelo resultante, se utilizó un Análisis de Redundancia basado en la Distancia (dbRDA). Este método de ordenación restringida permitió visualizar los sitios de muestreo en función de la varianza explicada específicamente por las variables seleccionadas en el modelo DistLM.

7. Resultados

7.1. Descripción de las presiones antrópicas presentes en los sistemas acuáticos donde se muestrearon los ensambles de peces.

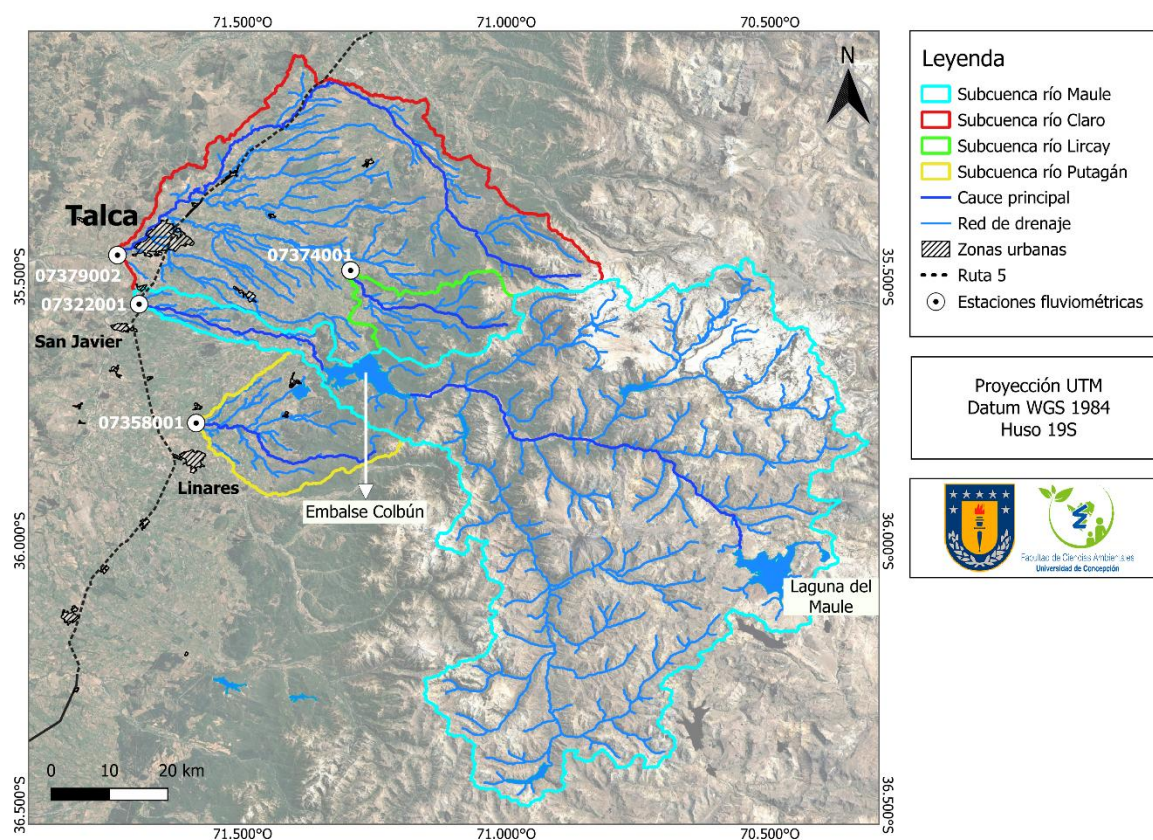
7.1.1. Morfología e hidrología de las subcuencas de estudio.

Se analizó la morfología de las cuatro subcuencas estudiadas (*Figura 11*). La subcuenca del río Maule presentó la mayor área de drenaje, con 5.932 km² (*Tabla 8*), seguida por los ríos Claro (2.956 km²), Putagán (568 km²) y Lircay (382 km²). En términos de longitud del cauce principal, el río Maule alcanzó 170 km, seguido por el río Claro con 142 km, mientras que los ríos Lircay y Putagán presentaron longitudes considerablemente menores, con 38 km y 43 km, respectivamente.

Respecto a la pendiente media de la cuenca, el río Maule presentó el valor más alto (40%), seguido por el río Lircay (29%). En contraste, las cuencas de los ríos Claro y Putagán registraron pendientes menores, con valores de 16% y 17%, respectivamente. Cabe destacar que los sitios de muestreo del río Maule se ubicaron en la parte baja de la cuenca, aguas abajo del embalse Colbún.

Figura 11

Caracterización visual de la geomorfología y representación de las cuatro subcuencas de estudio (Ríos Maule, Claro, Lircay y Putagán).



Nota. Las subcuencas fueron delimitadas mediante el procesamiento de un Modelo de Elevación Digital (DEM) de la IDE de la región del Maule en QGIS.

Tabla 8

Parámetros morfométricos de las 4 subcuencas estudiadas.

Parámetros	Maule	Claro	Lircay	Putagán
Area de la cuenca (km ²)	5932	2956	382	568
Perímetro (km)	647	318	117	124
Longitud del cauce principal (km)	170	142	38	43
Ancho de la cuenca (km)	45	35	12	16
Elevación mínima (m.s.n.m)	78	67	244	137
Elevación máxima (m.s.n.m)	3955	2986	2436	2024
Orden de Straler	6	5	4	3
Pendiente media de la cuenca (%)	40	16	29	17

La *Tabla 9* presenta los valores de las variables hidrológicas para las cuatro subcuencas estudiadas. El río Maule registró el mayor caudal medio anual (139,4 m³/s), seguido por los ríos Claro (75,1 m³/s), Putagán (20,5 m³/s) y Lircay (13,9 m³/s).

El análisis del régimen estacional permite distinguir dos tipos hidrológicos. El Maule y el Claro presentan un régimen pluvial, con caudales mínimos en febrero (5 y 10 m³/s, respectivamente) y máximos en junio-julio. En contraste, el Lircay y el Putagán exhiben un régimen pluvio-nival, con el estiaje desplazado hacia mayo (0,2 y 3 m³/s) y caudales máximos en julio (511 y 338 m³/s).

Tabla 9

Variables hidrológicas de las cuatro subcuencas estudiadas.

Variables	Maule	Claro	Lircay	Putagán
Caudal medio anual (m ³ /s)	139.4	75.1	13.9	20.5
Caudal mínimo (m ³ /s)	5	10	0.2	3
Caudal máximo (m ³ /s)	1823	1648	511	338
Fecha de caudal mín.	18 febrero	13 febrero	9 mayo	30 mayo
Fecha de caudal máx.	13 julio	30 junio	4 julio	11 julio
Tipo de régimen	Pluvial	Pluvial	Pluvio-nival	Pluvio-nival

7.1.2. Uso de suelo

La cobertura de uso de suelo en las cuatro subcuencas muestra patrones marcadamente diferentes que permiten inferir el grado y el tipo de presión antrópica a la que están sometidos los ensambles de peces (*Tabla 10*).

La cuenca del río Maule se caracterizó por una alta proporción de áreas sin vegetación (48,3%), seguida por pradera y matorral (24,7%) e hielo y nieve (14,0%). En contraste, las coberturas asociadas a producción agropecuaria (3,0%), silvicultura (0,4%) e infraestructura (0,3%) presentaron valores bajos. Sin embargo, aunque estos porcentajes fueron calculados para toda la subcuenca del Maule, en el sector donde se emplazan las estaciones de muestreo se observa un predominio de áreas destinadas principalmente a producción agropecuaria y, en menor medida, a silvicultura (*Figura 12*).

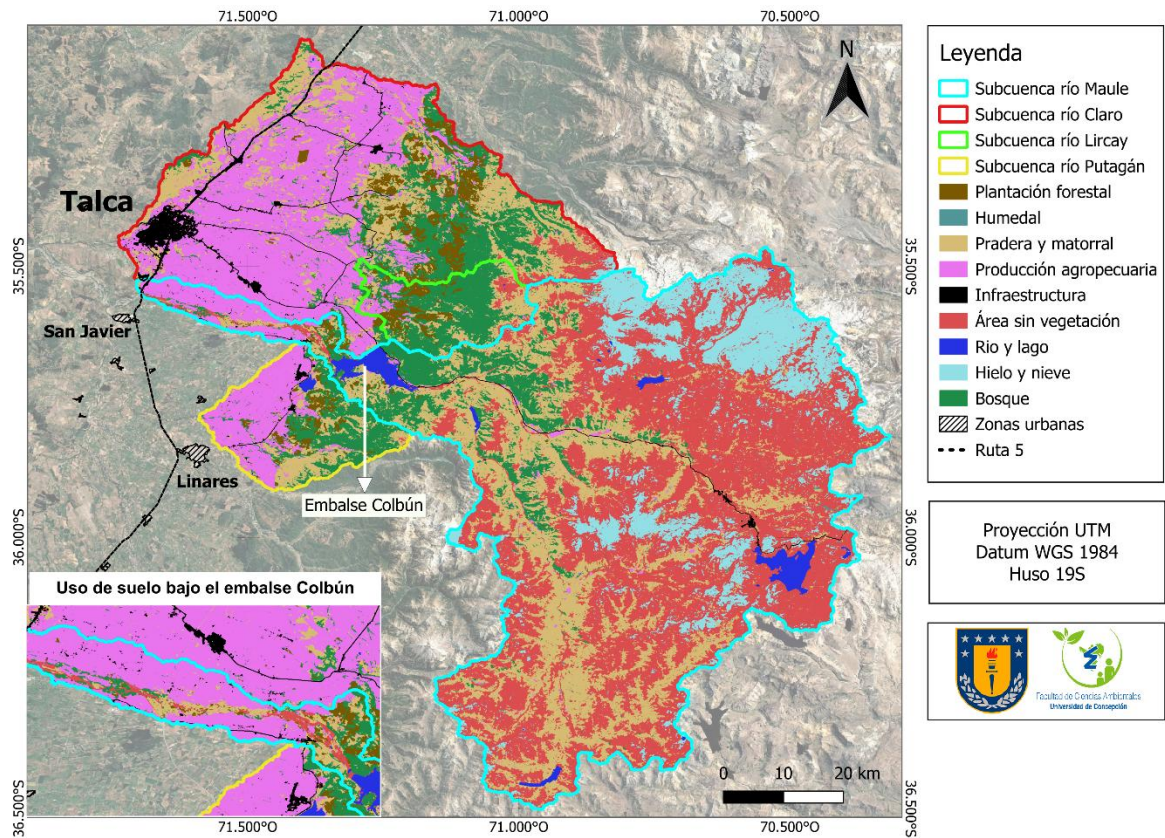
La subcuenca del río Claro estuvo dominada por cobertura de producción agropecuaria (40,1%), seguida por pradera y matorral (24,3%) y bosque (21,6%). Además, presentó la mayor proporción de infraestructura entre las subcuencas estudiadas (2,9%), que responde al uso urbano de la ciudad de Talca.

Por su parte, la subcuenca del río Lircay presentó la mayor cobertura de bosque (53,1%), seguida por pradera y matorral (22,6%) y silvicultura (12,4% principalmente de plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*). Las coberturas asociadas a infraestructura (0,02%), río y lago (0,04%) e hielo y nieve (0,1%) fueron bajas.

Finalmente, la cuenca del río Putagán presentó una alta proporción de producción agropecuaria (39,0%), seguida por bosque (34,1%) y pradera y matorral (17,8%). Las categorías de área sin vegetación (0,4%), humedal (0%) e hielo y nieve (0%) registraron los menores valores.

La cartografía por subcuenca se puede visualizar en el *Anexo 6*.

Figura 12
Cobertura y uso de suelo de las cuatro subcuencas.



Nota. Las clasificaciones de suelo fueron obtenidas y simplificadas en macroclases a partir de la colección cartográfica de MapBiomass Chile (2024). Cartografía elaborada en QGIS.

Tabla 10
Cobertura y uso del suelo (% del área total) de las cuatro subcuencas.

Uso de suelo (%)	Maule	Claro	Lircay	Putagán
Bosque	7,3	21,6	53,1	34,1
Silvicultura	0,4	7,5	12,4	6,4
Humedal	0,4	0,03	0,1	0
Pradera y matorral	24,7	24,3	22,6	17,8
Producción agropecuaria	3	40,1	6,3	39,0
Infraestructura	0,3	2,9	0,02	1,4
Área sin vegetación	48,3	3,2	5,4	0,4
Río y lago	1,9	0,1	0,04	0,89
Hielo y nieve	14,0	0,3	0,1	0

7.1.3. Efluentes industriales y domésticos

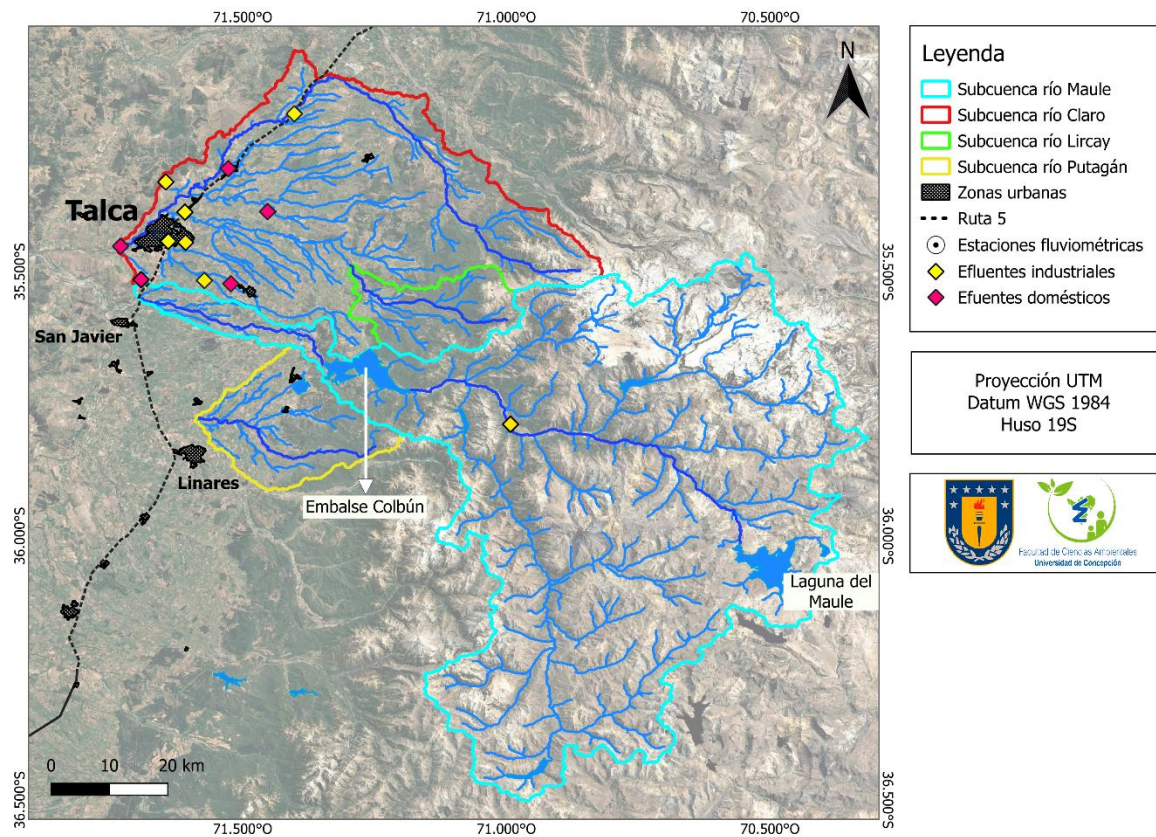
En el estudio se identificó un total de 7 establecimientos con descarga de RILes regulados bajo el D.S. N°90 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia, distribuidos de forma heterogénea (*Figura 13*). La subcuenca del río Maule registró un establecimiento correspondiente a Piscicultura Las Garzas (Salmones Las Garzas Ltda.), con descarga directa al río Maule en la comuna de San Clemente, sobre el embalse Colbún. Los principales contaminantes reportados fueron cloruros, sólidos suspendidos totales, nitrógeno total y fósforo.

La subcuenca del río Claro concentró la mayor cantidad de fuentes puntuales industriales. Entre ellas se registraron Sugat Chile Limitada (Planta Talca), San Clemente Foods S.A., Agroindustrias Cepia S.A. y Coca Cola Embonor S.A. (Planta Talca), pertenecientes principalmente al rubro agroindustrial. Los principales contaminantes reportados correspondieron a cloruros, sulfatos, sólidos suspendidos totales, aceites y grasas, además de menores concentraciones de fósforo, nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles. En esta misma subcuenca también se registraron dos gestores de residuos: Relleno Sanitario El Retamo y Ecomaule S.A., cuyas descargas incluyeron principalmente sulfatos, cloruros, sólidos suspendidos e hidrocarburos, además de compuestos organoclorados como tetracloroetano, triclorometano y tolueno. Asimismo, se identificaron dos plantas de tratamiento de aguas servidas correspondientes a Aguas Nuevo Maule Sur y la Cooperativa de Servicio de Abastecimiento de Agua Potable y Saneamiento Ambiental de la Comunidad del Maule, ambas con descarga a la red de drenaje de esta subcuenca.

Las subcuencas de los ríos Lircay y Putagán no registraron fuentes puntuales de RILes en el catastro analizado.

Figura 13

Distribución espacial de los efluentes industriales y domésticos de las cuatro subcuencas de estudio.



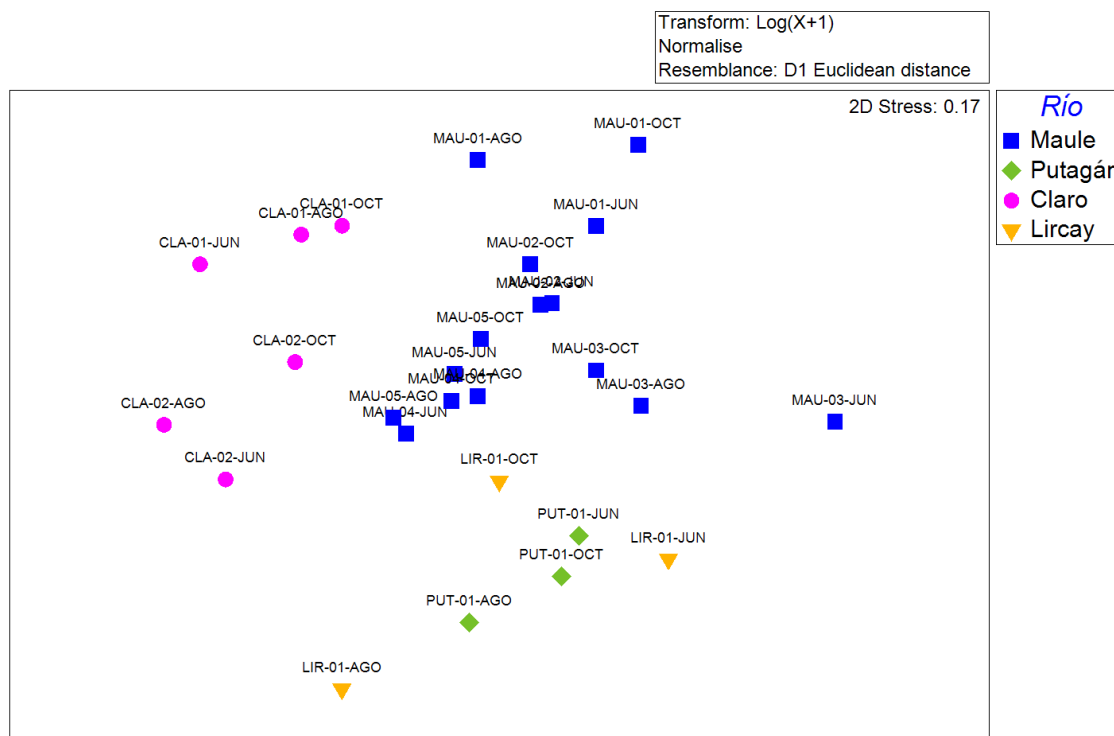
Nota. La localización de las plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) proviene de la base de datos de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS, 2024), mientras que los efluentes de residuos industriales líquidos (RILes) corresponden a los catastros del Registro de Emisiones y Transferencias de Contaminantes (RETC, 2024). Cartografía elaborada en QGIS.

7.1.4. Análisis multivariado de las variables ambientales.

El análisis nMDS reveló una segregación espacial significativa entre subcuencas. Los ríos Putagán y Lircay características ambientales más similares entre sí, distanciándose del eje Maule-Claro (*Figura 14*). Asimismo, se observó cierta separación temporal entre algunos sitios de muestreo, indicando variabilidad entre los meses evaluados. Sin embargo, el análisis ANOSIM indicó que esta variación temporal no fue estadísticamente significativa, presentando un estadístico R bajo ($R = 0,043$) y un nivel de significancia de $p = 0,19$.

Figura 14

Gráfico nMDS de dos dimensiones basado en distancia euclidiana de variables ambientales transformadas mediante $\log(x+1)$ y normalizadas.



Nota. Las variables utilizadas en el análisis fueron profundidad media (m), velocidad media (m/s), temperatura del agua (°C), pH, conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), O_2 (mg/L), turbidez (NTU), % urbano, % bosque nativo, % plantación forestal, % agricultura, tipo Ambiente, sombreado, tipo de sustrato, tasa de relleno, entorno directo, entorno indirecto, vegetación emergida, vegetación ribereña, colmatación, distancia a barrera aguas arriba (km), distancia a la desembocadura (km), extracción de áridos aguas arriba (km), extracción de áridos aguas abajo (km), caudal medio mensual (m^3/s) y presencia de efluentes industriales y domésticos.

En contraste, el análisis ANOSIM realizado considerando el factor río (Maule, Claro, Lircay y Putagán) mostró diferencias significativas en las variables ambientales entre los sistemas analizados ($R = 0,593$; $p = 0,0001$). Las comparaciones pareadas indicaron diferencias significativas entre el río Maule y los ríos Putagán, Claro y Lircay. Asimismo, se detectaron diferencias significativas entre los ríos Putagán y Claro, y entre Claro y Lircay. Por otro lado, no se observaron diferencias significativas entre los ríos Putagán y Lircay (*Tabla 11*).

Tabla 11

Análisis ANOSIM de la disimilitud entre sitios de muestreo basado en las variables ambientales, mostrando el nivel de significancia al comparar los ríos.

Grupos	R	p (%)	Significativo
Maule-Putagán	0,519	0,011	Si
Maule-Claro	0,59	0,0001	Si
Maule-Lircay	0,527	0,016	Si
Putagán-Claro	0,944	0,012	Si
Putagán-Lircay	0,185	0,300	No
Claro-Lircay	0,827	0,012	Si

7.2. Caracterizar los ensambles de peces en distintos ríos de la cuenca del río Maule sometidos a distintas presiones antropogénicas.

Durante las tres campañas de muestreo se registró un total de trece familias, dieciocho especies, correspondientes a siete especies endémicas, cuatro nativas y siete introducidas (*Tabla 12*).

Entre las especies registradas, tres se encuentran clasificadas en categoría de conservación “En Peligro” según la nómina oficial de especies clasificadas del Ministerio del Medio Ambiente (actualizada a junio de 2025): *Diplomystes incognitus*, *Nematogenys inermis* y *Mordacia lapicida*. Asimismo, se registraron dos especies exóticas no reportadas previamente para la región del Maule: *Cnesterodon decemmaculatus* y *Carassius auratus*. La especie *C. decemmaculatus* había sido previamente registrada en el embalse Machicura durante un muestreo realizado en 2017, donde se detectó un único individuo entre treinta y cuatro estaciones evaluadas (Reyes, 2018). Por su parte, *C. auratus* fue registrada con un único individuo en el río Lircay.

En cuanto a la riqueza de especies registrada en las cuatro subcuencas durante los tres meses de muestreo (*Figura 15*), el río Maule presentó la mayor riqueza, con un total de 13 especies de peces, de las cuales nueve correspondieron a especies nativas y cuatro a especies introducidas. Por el contrario, el río Putagán presenta la menor riqueza total, con siete especies registradas. Sin embargo, destacó por presentar un ensamble compuesto casi exclusivamente por especies nativas, registrándose solo una especie introducida, correspondiente a *Gambusia holbrooki*.

La abundancia relativa por origen entre ríos (*Figura 16*) muestra que el río Claro presenta la mayor proporción de especies exóticas introducidas, representando aproximadamente el 60% de su ensamble. En contraste, los demás ríos están compuestos principalmente por una mayor abundancia de especies nativas.

En cuanto a la composición del ensamble de peces en cada río, se observa una dominancia de ciertas especies (*Figura 17*). En el río Maule predominan las especies nativas *P. gillissi*, *T. areolatus* y *C. galusdae*. En el río Claro, en cambio, dominan las especies exóticas *G. holbrooki* y *C. decemmaculatus*. Por su parte, en los ríos Lircay y Putagán la especie dominante corresponde a *P. gillissi*. Los patrones detallados de abundancia por especie y estación, se presentan en el Anexo 4 mediante un gráfico de sombras basado en la abundancia.

Tabla 12

Especies identificadas en el área de estudio junto al estado de conservación de especies nativas de acuerdo con la clasificación oficial del Ministerio de Medio Ambiente.

Familia	Nombre científico	Nombre común	Origen	Estado de conservación
<i>Atherinidae</i>	<i>Basilichthys microlepidotus</i>	Pejerrey chileno	Endémico	Vulnerable
<i>Characidae</i>	<i>Cheirodon galusdae</i>	Pocha de los lagos	Endémico	Vulnerable
<i>Cichlidae</i>	<i>Australoheros facetus</i>	Chanchito	Exótico	No aplica
<i>Cyprinidae</i>	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa común	Exótico	No aplica
	<i>Carassius auratus</i>	Pez dorado	Exótico	No aplica
<i>Diplomystidae</i>	<i>Diplomystes incognitus</i>	Tollo	Endémico	En Peligro
<i>Galaxiidae</i>	<i>Galaxias maculatus</i>	Puye	Nativo	Vulnerable
	<i>Brachygalaxias bullocki</i>	Puye	Endémico	Vulnerable
<i>Nematogenyidae</i>	<i>Nematogenys inermis</i>	Bagre grande	Endémico	En Peligro
<i>Percichthyidae</i>	<i>Percichthys trucha</i>	Perca	Nativo	Casi Amenazada
<i>Perciliidae</i>	<i>Percilia gillissi</i>	Carmelita	Endémico	Vulnerable
<i>Petromyzontidae</i>	<i>Geotria australis</i>	Lamprea de bolsa	Nativo	Vulnerable
	<i>Mordacia lapicida</i>	Lamprea de agua dulce	Endémico	En Peligro
<i>Poeciliidae</i>	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	Mojarra	Exótico	No aplica
	<i>Gambusia holbrooki</i>	Pez mosquito	Exótico	No aplica
<i>Salmonidae</i>	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoíris	Exótico	No aplica
	<i>Salmo trutta</i>	Trucha marrón	Exótico	No aplica
<i>Trichomycteridae</i>	<i>Trichomycterus areolatus</i>	Bagrecito	Nativo	Vulnerable

Figura 15

Riqueza de especies por río para el periodo de muestreo, clasificado por origen (nativo e introducido).

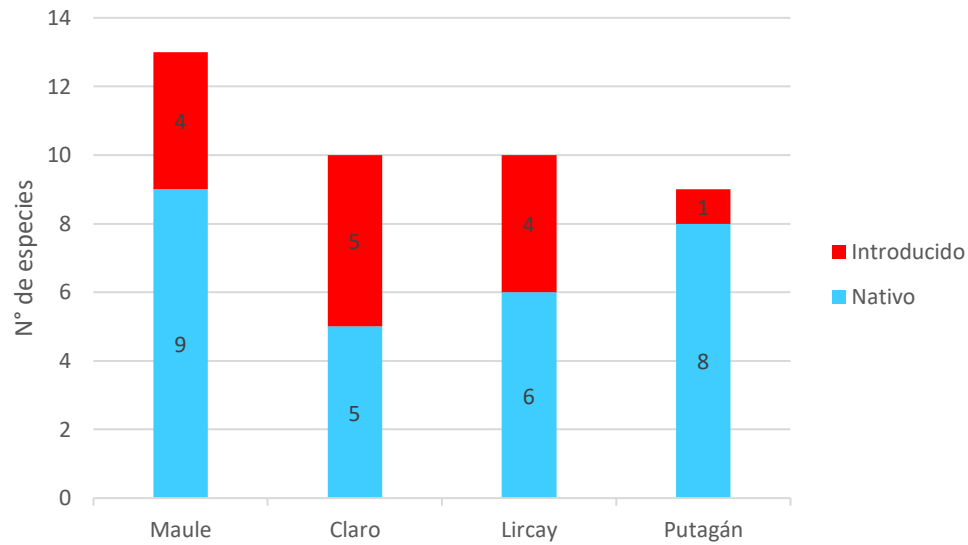


Figura 16

Abundancia relativa de ictiofauna por río para los 3 meses de muestreo, clasificada por origen.

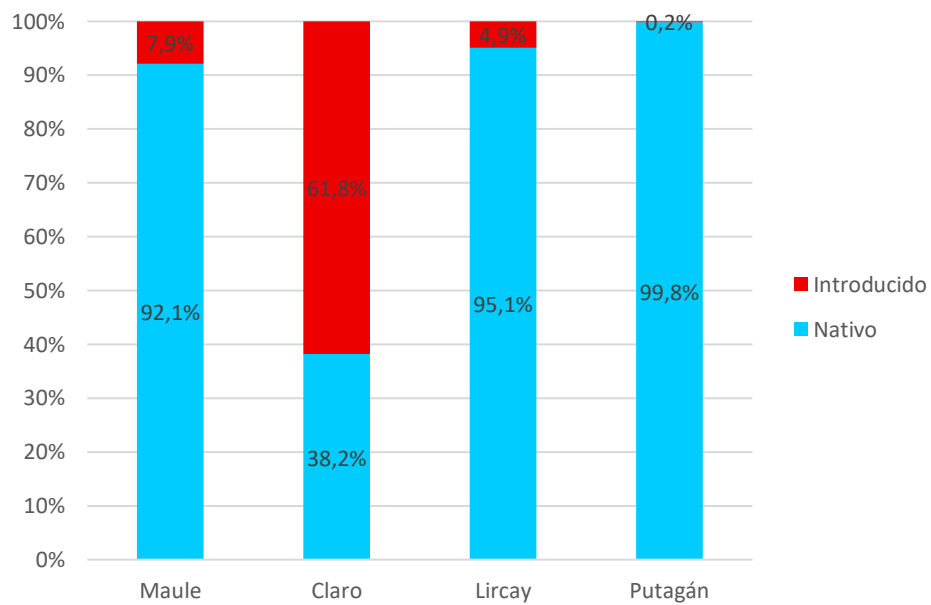
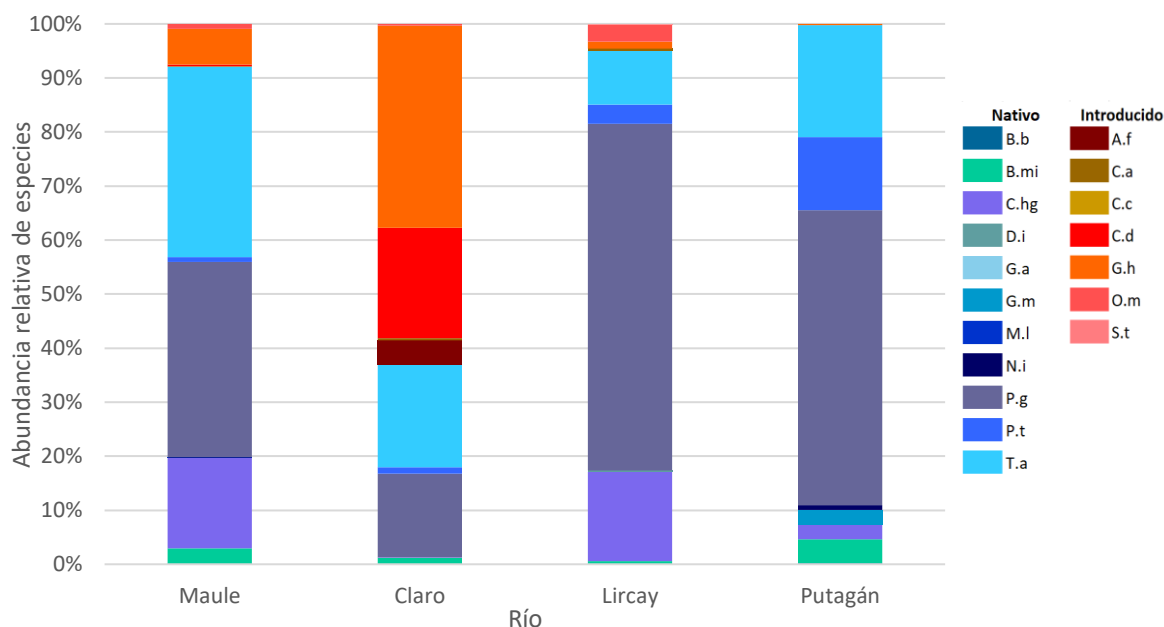


Figura 17

Abundancia relativa de especies por río para los 3 meses de muestreo.



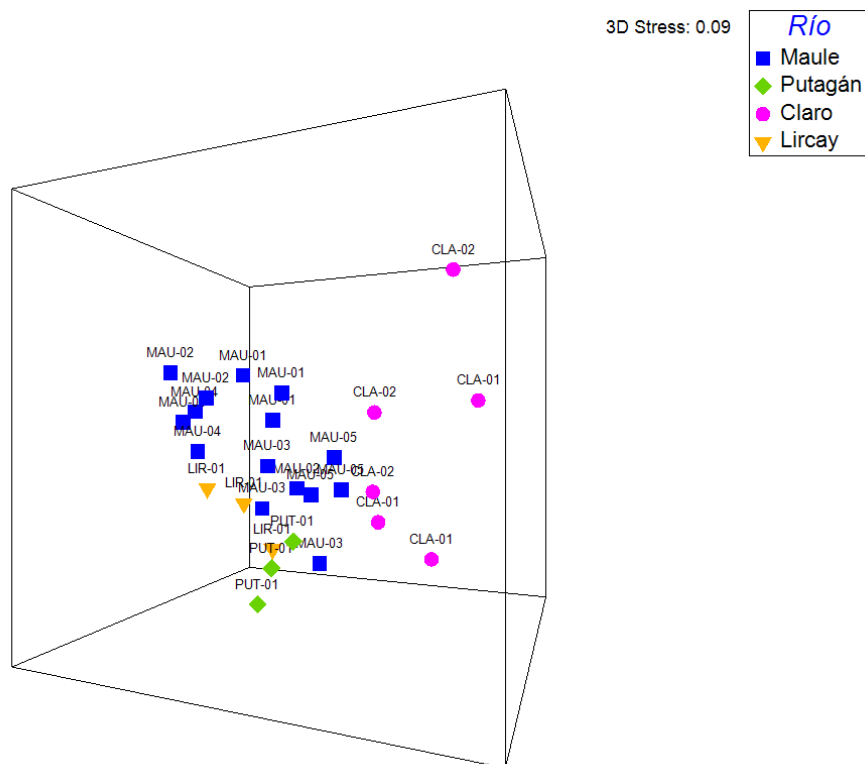
Nota. En el gráfico cada clasificación corresponde a una especie donde, Af: *A. facetus*, Bb: *B. bullocki*, Bmi: *B. microlepidotus*, Ca: *C. auratus*, Cc: *C. carpio*, Cd: *C. decemmaculatus*, Chg: *C. galusdae*, Di: *D. incognitus*, Ga: *G. australis*, Gh: *G. holbrooki*, Gm: *G. maculatus*, Ml: *M. lapicida*, Ni: *N. inermis*, Om: *O. mykiss*, Pg: *P. gillissi*, Pt: *P. trucha*, St: *S. trutta* y Ta: *T. areolatus*.

El nMDS tridimensional basado en la composición y abundancia de los ensambles de peces (Stress= 0.09), mostró una diferenciación entre los ríos estudiados (*Figura 18*), observándose un agrupamiento de las estaciones pertenecientes a un mismo río. Las estaciones del río Maule (MAU-01 a MAU-05) se distribuyeron de manera relativamente cercana entre sí, indicando una mayor similitud en la composición de sus ensambles. De forma similar, los sitios de los ríos Putagán y Lircay se ubicaron próximos entre sí.

En contraste, las estaciones del río Claro (CLA-01 y CLA-02) presentaron una mayor separación respecto al resto de los sitios, lo que evidencia una composición de peces diferenciada respecto a los otros ríos analizados. Esta separación estaría asociada a la alta abundancia de especies introducidas registradas en esta subcuenca, principalmente *Gambusia holbrooki* y *Cnesterodon decemmaculatus*.

Figura 18

Análisis nMDS de tres dimensiones basado en similitud de Bray Curtis de abundancia de peces estandarizadas y transformadas por raíz cuarta.



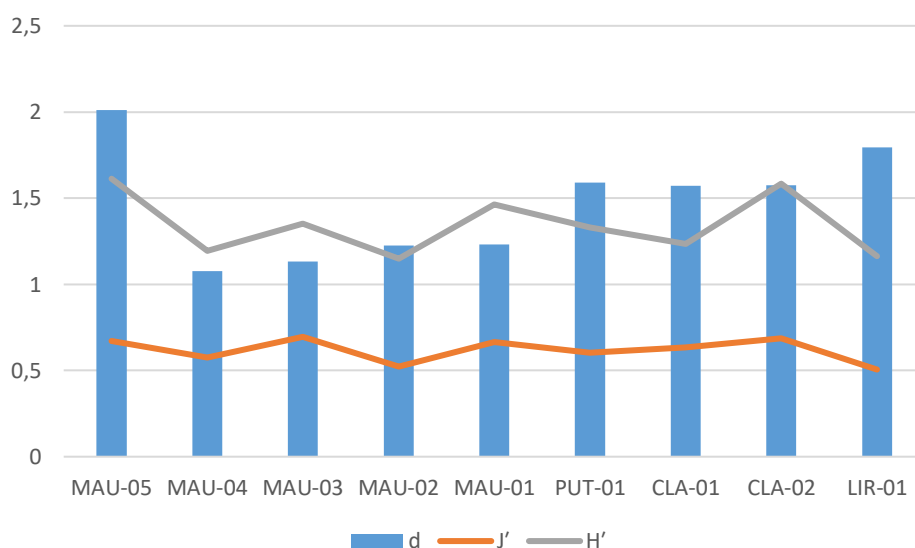
Los índices de diversidad presentaron variaciones entre las estaciones de muestreo (*Figura 19*). En relación con el índice de riqueza de Margalef (d), los valores fluctuaron entre 1,07 y 2,01. La estación MAU-05 registró el valor más alto (2,01), seguida por LIR-01 (1,79), mientras que MAU-04 presentó el menor valor (1,08). En general, la mayoría de las estaciones presentó valores inferiores a 2, lo que indica una baja riqueza específica de acuerdo con los criterios propuestos por Moreno (2001).

Respecto a la equidad de Pielou (J'), los valores variaron entre 0,56 y 0,7. La estación MAU-03 presentó la mayor equidad (0,7), seguida por CLA-02 (0,69) y MAU-05 (0,67), indicando una distribución más homogénea de las abundancias entre especies. En contraste, LIR-01 registró el menor valor de equidad (0,51), evidenciando una mayor dominancia de determinadas especies dentro del ensamble.

En cuanto al índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), los valores oscilaron entre 1,15 y 1,61. La estación MAU-05 presentó la mayor diversidad (1,61), seguida por CLA-02 (1,58) y MAU-01 (1,47). Por otro lado, las menores diversidades se registraron en MAU-02 (1,15), LIR-01 (1,16) y MAU-04 (1,19). Los altos valores de diversidad MAU-05 contrastan con su baja abundancia, lo cual resulta en altos valores de riqueza de Margalef (ver Anexo 7).

Figura 19

Índices de diversidad de los ensambles de peces en estaciones de muestreo.



Nota. d: índice de riqueza de Margalef; J': índice de equidad de Pielou; H': índice de diversidad de Shannon-Wiener.

Los resultados del análisis ANOSIM para el factor Mes (junio, agosto y octubre) mostraron un estadístico R bajo ($R = 0,014$) y un nivel de significancia de $p = 0,335$, indicando que no existen diferencias significativas en la composición y abundancia de la ictiofauna entre los meses de muestreo.

Por otro lado, el análisis ANOSIM para el factor Río (Maule, Lircay, Claro y Putagán) presentó un estadístico $R = 0,365$ y un nivel de significancia de $p = 0,001$, evidenciando diferencias significativas en la estructura y abundancia de los ensambles de peces entre los ríos analizados. Las mayores diferencias se observaron entre los ríos Maule y Claro, mientras que la comparación entre Maule y Putagán mostró una diferenciación menor (Tabla 13).

Tabla 13

Análisis ANOSIM de la disimilitud entre sitios de muestreo basado en la abundancia de peces, mostrando el nivel de significancia al comparar los ríos.

Grupos	R	p (%)	Significativo
Maule-Putagán	0,273	0,053	Si
Maule-Claro	0,523	0,002	Si
Maule-Lircay	0,145	0,169	No
Putagán-Claro	0,216	0,119	No
Putagán-Lircay	0,778	0,100	No
Claro-Lircay	0,296	0,119	No

Para identificar la contribución de las especies a la disimilitud entre ríos se realizó un análisis SIMPER. Entre los ríos Maule y Putagán, siete taxones explicaron el 47,12% de la disimilitud promedio (*Figura 19*). Las especies que más contribuyeron a esta diferenciación fueron *T. areolatus* (21,5%), *C. galusdae* (16,7%) y *P. gillissi* (16,6%), las cuales presentaron una mayor abundancia promedio en el río Maule (*Figura 20*). Además, las especies nativas *P. trucha* y *G. maculatus* contribuyeron aproximadamente con un 10% cada una a la disimilitud entre ambos ríos, registrando mayores abundancias promedio en el río Putagán en comparación con el río Maule. Por otro lado, las especies introducidas *G. holbrooki* y *O. mykiss* presentaron una mayor abundancia promedio en el río Maule.

Figura 20

Contribución de especies de peces a la disimilitud entre el río Maule y el río Putagán.

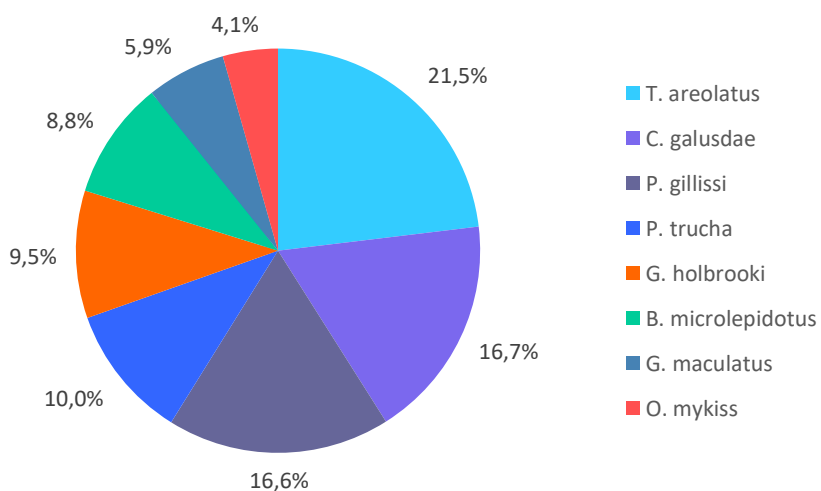
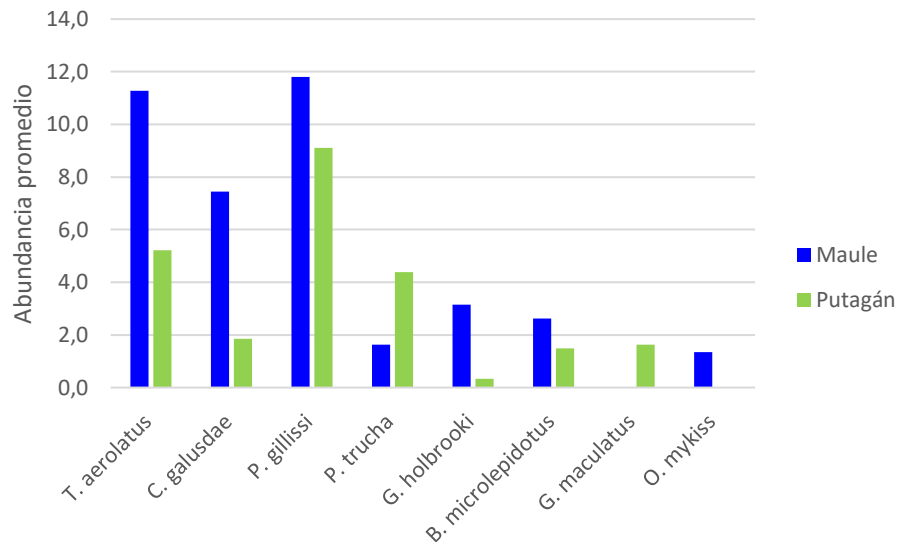


Figura 21

Abundancia promedio de especies ícticas que contribuyen a la disimilitud entre el río Maule y el río Putagán.



El análisis SIMPER entre los ríos Maule y Claro determinó que siete especies explicaron el 59,74% de la disimilitud promedio entre ambos sistemas (*Figura 21*). Las especies que más contribuyeron a esta diferenciación fueron *P. gillissi* (20%), *T. areolatus* (19,8%), *C. galusdae* (18,7%) y la especie introducida *G. holbrooki* (13,3%). Las tres primeras especies presentaron mayores abundancias promedio en el río Maule, mientras que *G. holbrooki* registró una mayor abundancia en el río Claro (*Figura 22*). Asimismo, especies introducidas como *C. decemmaculatus* y *A. facetus* presentaron mayores abundancias promedio en el río Claro, contribuyendo a diferenciar la estructura del ensamble respecto al río Maule.

Figura 22

Contribución de especies de peces a la disimilitud entre el río Maule y el río Claro.

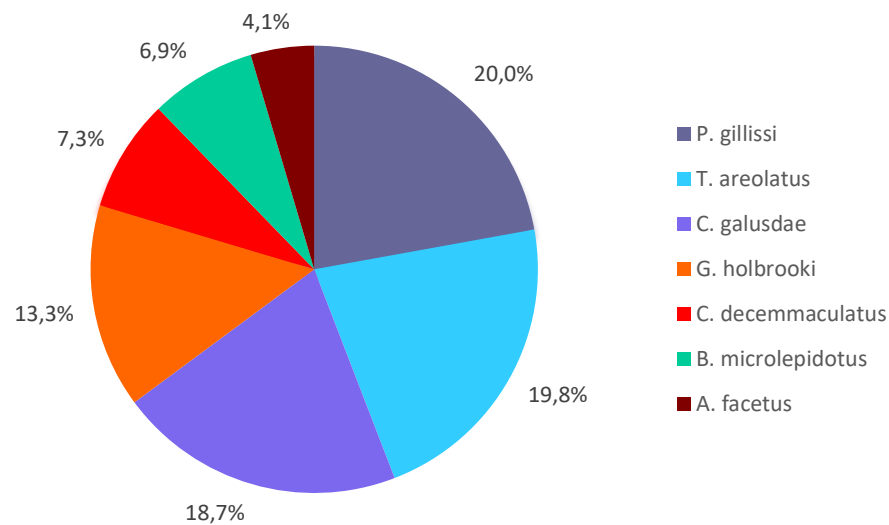
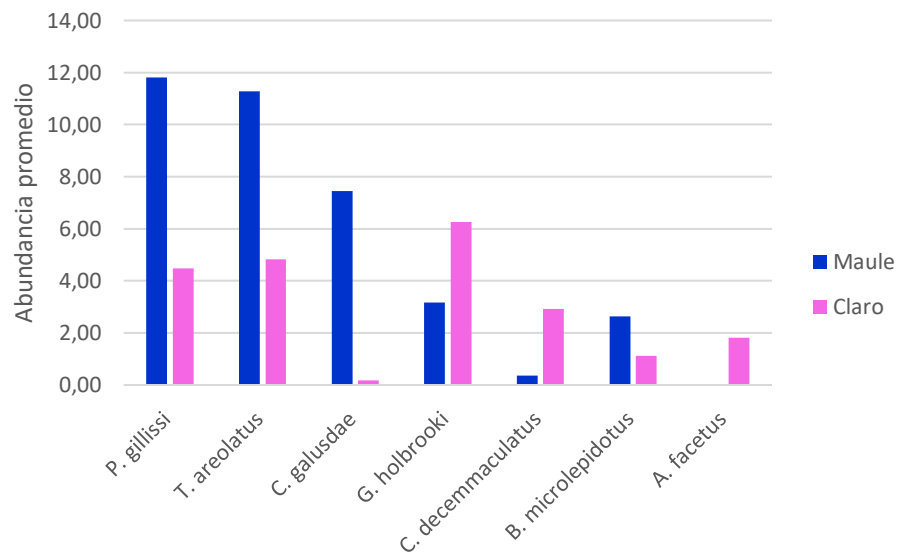


Figura 23

Abundancia promedio de especies ícticas que contribuyen a la disimilitud entre el río Maule y el río Claro.



7.3. Relación entre las presiones antrópicas con las características de los ensambles de peces

Los patrones de dominancia de especies invasoras en el río Claro sugieren una respuesta biótica a las condiciones de degradación ambiental que se analizan a continuación mediante el modelo DistLM

De las 26 variables ambientales evaluadas mediante el test marginal del DistLM, nueve resultaron estadísticamente significativas ($p < 0,05$) (*Tabla 13*). Estas variables corresponden a factores asociados al hábitat local, de origen antrópico y a características propias de la cuenca, evidenciando su influencia en la estructura y composición de los ensambles de peces. Por otro lado, diecisiete variables no resultaron significativas (*Tabla 14*), incluyendo variables tanto del hábitat local como de origen antrópico.

La variable que explicó la mayor proporción de varianza de forma individual fue la presencia de efluentes (20%), seguida por el porcentaje de uso de suelo urbano (16%) y la distancia a la desembocadura (16%). En menor medida, también destacaron la distancia a zonas de extracción de áridos aguas abajo (13%), la distancia a barreras aguas arriba (13%) y el tipo de ambiente (12%).

Tabla 14

Resultados de los test marginales (Marginal Tests) del modelo lineal basado en la distancia (DistLM) para las variables ambientales significativas.

Variables significativas			
Variable ambiental	Pseudo-F	p-value	Proporción
Efluentes	63.703	0,0002	0,2031
Urbano (%)	46.814	0,0029	0,1577
Distancia desembocadura (km)	46.692	0,0002	0,1574
Extracción de áridos aguas abajo (km)	37.367	0,0049	0,13
Distancia barrera aguas arriba (km)	36.221	0,0042	0,1266
Tipo de ambiente	34.006	0,0058	0,1197
Tasa de relleno	25.717	0,0273	0,0933
Turbidez	25.618	0,0274	0,0929
Q medio mensual (m ³ /s)	22.757	0,049	0,0834

Nota. Los colores representan el tipo de variable ambiental: verde = Var. Propias de la cuenca, naranja = Var. Origen antrópico y amarillo = Var. Hábitat local.

Tabla 15

Resultados de los test marginales (Marginal Tests) del modelo lineal basado en la distancia (DistLM) para las variables ambientales no significativas.

Variables no significativas			
Variable ambiental	Pseudo-F	p-value	Proporción
Bosque nativo (%)	20.122	0,0747	0,0745
Agricultura (%)	16.851	0,1282	0,0631
Plantación (%)	16.066	0,1492	0,0604
Sombreado	14.096	0,2075	0,0534
Profundidad media (m)	14.009	0,2255	0,0531
Temperatura del agua	13.608	0,2299	0,0516
Tipo de sustrato	13.023	0,2443	0,0495
Colmatación	0,8135	0,5524	0,0315
Extracción de áridos aguas arriba (km)	0,8135	0,5474	0,0315
Conductividad	0,7977	0,5608	0,0309
pH	0,7378	0,6135	0,0287
Entorno indirecto	0,7288	0,6156	0,0283
Velocidad media (m/s)	0,7011	0,633	0,0273
O ₂	0,6327	0,6942	0,0247
Vegetación emergida	0,4431	0,8456	0,0174
Vegetación ribereña	0,3403	0,9197	0,0134
Entorno directo	0,1928	10.000	0,0077

Nota. Los colores representan el tipo de variable ambiental: verde = Var. Propias de la cuenca, naranja = Var. Origen antrópico y amarillo = Var. Hábitat local.

Al analizar la proporción de variables significativas en función del tipo de variable a la que pertenecen (*Figura 24*), se observa que las variables propias de la cuenca presentan el mayor porcentaje de significancia (100%), seguidas por las variables de origen antrópico (50%), mientras que las variables de hábitat local muestran una menor proporción de significancia (19%).

No obstante, al considerar la contribución relativa de las variables significativas (*Figura 25*), se evidencia que las variables de origen antrópico explican la mayor proporción de la variación en los ensambles de peces (53%), seguidas por las variables de hábitat local (26%) y, en menor medida, por las variables propias de la cuenca (21%).

Figura 24

Proporción de variables significativas en función del tipo de variable ambiental. Calculada a partir del número de variables significativas ($p < 0,05$) respecto del total de variables por categoría.

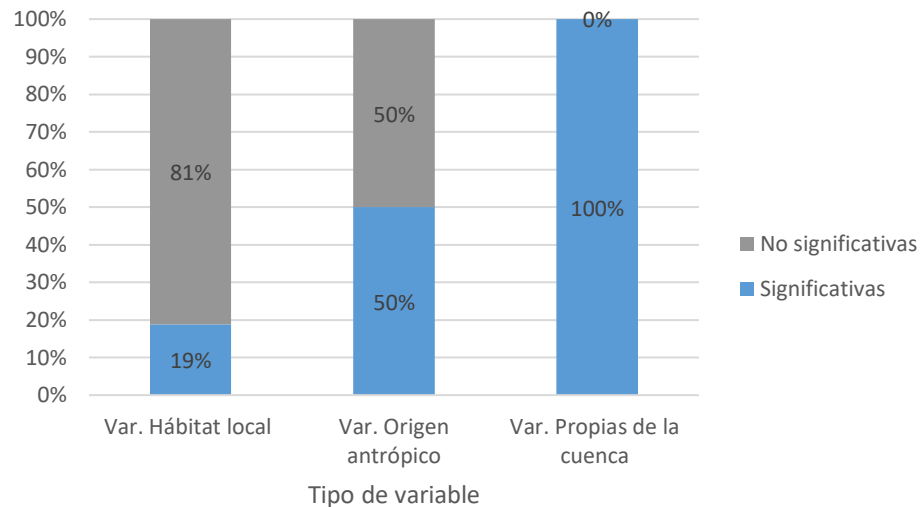
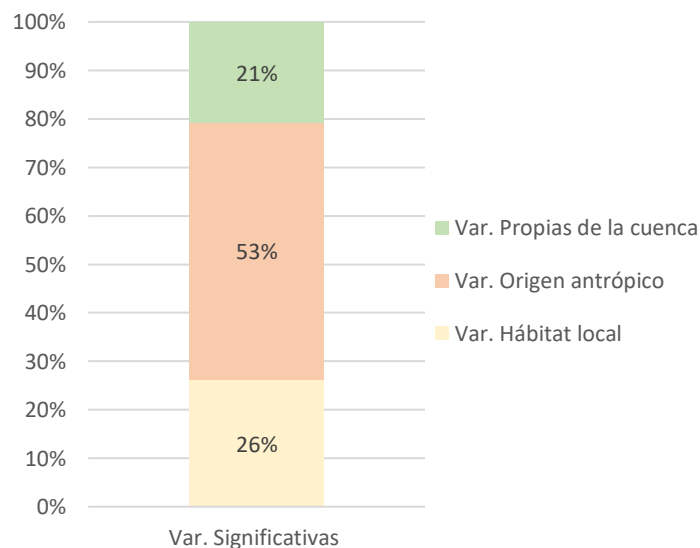


Figura 25

Contribución relativa de variables ambientales significativas según el tipo de variable. Los porcentajes corresponden a la proporción explicada por cada grupo de variables (hábitat local, origen antrópico y propias de la cuenca), estandarizada respecto de la suma de la proporción explicada (DistLM) de cada variable significativa.



Observando el dbRDA (Figura 26), los dos primeros ejes explicaron el 59,8% de la variación total. La ordenación muestra la distribución de los ensambles de peces de las distintas estaciones y

su relación con las variables ambientales que estructuran estos ensambles. Las estaciones del río Claro mostraron una notable variabilidad temporal en el espacio de ordenación, demostrando que la estructura comunitaria de peces no permanece estática. Los muestreos de junio en ambas estaciones (CLA-01 y CLA-02) se separaron notoriamente hacia el extremo positivo del dbRDA1 asociándose principalmente con la presencia de efluentes, la distancia a zonas de extracción de áridos aguas abajo, junto con variables de hábitat local como la tasa de relleno y la turbidez, y variables de la cuenca como el caudal medio mensual. En cambio, los muestreos de agosto y octubre principalmente para CLA-01 se asoció a la variable de uso de suelo urbano. Por otro lado, las estaciones del río Maule muestran una clara segregación espacial a lo largo del eje dbRDA1, asociándose tanto a variables antrópicas, como la distancia a barreras aguas arriba (principalmente MAU-01, 02 y 04) y el uso de suelo urbano (particularmente la estación MAU-05), como a variables del hábitat local (tipo de ambiente) y de la cuenca (distancia a la desembocadura en MAU-03). En contraste, las estaciones de los ríos Putagán y Lircay muestran una asociación con la variable propia de la cuenca distancia a la desembocadura.

Análisis de dbRDA incluyendo las variables ambientales significativas



8. Discusión.

Como se observa en los resultados, la composición y estructura de los ensambles de peces varió según la ubicación espacial de los distintos sitios de muestreo localizadas en la red hídrica de la cuenca del río Maule, identificándose distintos ensambles según a la subcuenca de estudio a la que pertenecía. De la misma forma, las asociaciones entre las variables ambientales y los ensambles de los distintos grupos estudiados resultaron muy complejas, donde entre las variables que estructuran los ensambles corresponden a variables del hábitat local (tipo de ambiente, tasa de relleno, turbidez), variables propias de la cuenca (distancia a la desembocadura y el caudal medio mensual) y también variables de origen antrópico (presencia de efluentes domésticos e industriales, usos de suelo urbano, distancia a barreras físicas aguas arriba y distancia a extracción de áridos). A continuación, se discutirán distintos aspectos relacionados con estos hallazgos.

8.1. Características ambientales y descripción de las presiones antrópicas en las cuatro subcuencas de estudio

La subcuenca del Maule se caracterizó por presentar la mayor área de drenaje, longitud de cauce y pendientes más pronunciadas entre las subcuencas estudiadas, condiciones típicas de sistemas de ritrón, asociados a alta energía de flujo y sustratos gruesos (Figueroa et al., 2020). No obstante, los sitios de muestreo se ubican aguas abajo del embalse Colbún, por lo que el régimen de caudales observado corresponde a un sistema regulado. Si bien las variables analizadas no permiten evidenciar directamente patrones de operación hidroeléctrica, es esperable que la presencia del embalse modifique la magnitud y temporalidad del caudal respecto a condiciones naturales. En este sentido, la regulación fluvial puede generar condiciones hidráulicas distintas a las esperadas para ríos de estas características (Arriagada et al., 2021). En cuanto al uso de suelo, la subcuenca presenta una alta proporción de áreas sin vegetación (48,3%) y cobertura nival (14%), lo que responde a la inclusión de sectores cordilleranos en su delimitación. Sin embargo, al analizar específicamente el tramo aguas abajo del embalse, se observa que el uso de suelo dominante corresponde a actividades agropecuarias y, en menor medida, a silvicultura. En términos de efluentes industriales y domésticos, se registra una baja densidad de fuentes puntuales, destacando únicamente la piscicultura Las Garzas, cuyos aportes de nutrientes y materia orgánica pueden favorecer procesos de eutrofización local y afectar la calidad del agua y la biota acuática (Buschmann et al., 2006). No obstante, dado que la descarga se produce aguas arriba del embalse Colbún, es esperable que este actúe como

barrera de retención de nutrientes y materia orgánica, minimizando su efecto sobre los sitios de muestreo ubicados aguas abajo.

La subcuenca del río Claro se caracteriza por una superficie intermedia, menor pendiente relativa y un régimen pluvial, con caudales medios elevados ($75,1 \text{ m}^3/\text{s}$) y marcada estacionalidad, con máximos en invierno asociados a eventos de precipitación. En contraste con el Maule, esta subcuenca presenta una fuerte intervención antrópica, evidenciada por el predominio del uso agropecuario (40,1%) y una mayor cobertura de infraestructura, asociada principalmente a la ciudad de Talca. Este patrón de uso de suelo se asocia comúnmente a incrementos en la carga de nutrientes, sedimentos y contaminantes hacia los sistemas fluviales (Allan, 2004). Adicionalmente, esta subcuenca concentra la mayor densidad de fuentes puntuales de contaminación, incluyendo descargas industriales y efluentes de plantas de tratamiento de aguas servidas. Estos aportes incluyen sólidos suspendidos, nutrientes (nitrógeno y fósforo), sales disueltas y compuestos orgánicos, algunos de ellos persistentes, como hidrocarburos y compuestos organoclorados, los cuales han demostrado efectos adversos sobre organismos acuáticos incluso a bajas concentraciones (Baun et al., 2004). En conjunto, estas presiones configuran un escenario de riesgo de deterioro de la calidad del agua, pudiendo derivar en procesos de eutrofización, toxicidad crónica y cambios en la estructura de las comunidades biológicas.

La subcuenca del río Lircay corresponde a un sistema de menor tamaño, con alta pendiente media y un régimen pluvio-nival, lo que implica una combinación de aportes por precipitaciones y deshielo. Presenta caudales medios bajos ($13,9 \text{ m}^3/\text{s}$) y un mínimo extremo de $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$, lo que sugiere una mayor sensibilidad a variaciones estacionales y potenciales condiciones de estrés hídrico. En términos de cobertura, destaca la alta proporción de bosque nativo (53,1%), lo que indica un menor grado de intervención antrópica. La presencia de cobertura forestal se asocia generalmente a una mejor regulación hidrológica, menor erosión y mayor estabilidad del hábitat fluvial (Allan, 2004). No obstante, la existencia de actividades forestales, implica el efecto localizado de esta actividad. En cuanto a los efluentes industriales esta cuenca no evidencia ninguna fuente de descarga. En este contexto, el Lircay puede interpretarse como un sistema relativamente conservado, aunque potencialmente vulnerable a perturbaciones localizadas como la presencia de la central hidroeléctrica Lircay, asociada al efecto de barrera para la migración y conectividad longitudinal de la ictiofauna nativa (Díaz et al., 2019)

La subcuenca del río Putagán presenta un régimen pluvio-nival, pendiente moderada y caudales relativamente bajos ($20,5 \text{ m}^3/\text{s}$), lo que la sitúa como un sistema intermedio dentro de las

subcuencas estudiadas. El uso de suelo está dominado por actividades agropecuarias (39,0%), lo que indica una fuerte influencia de fuentes difusas de contaminación, asociadas principalmente al arrastre de nutrientes, sedimentos y agroquímicos, el cual, en ecosistemas de agua dulce, la contaminación resultante por la agricultura puede incrementar la biomasa de algas y clorofila-*a* (Von Schiller et al., 2008; Allan, 2004). Del mismo modo que Lircay no se evidencian descargas de efluentes industriales y domésticos.

Estos patrones son respaldados por el análisis ANOSIM, el cual evidenció diferencias significativas entre los ríos, indicando que las variables ambientales permiten discriminar de manera consistente entre subcuencas. En particular, el río Maule difiere significativamente de los ríos Putagán, Claro y Lircay, lo que puede atribuirse a la combinación de presiones antrópicas que caracterizan esta subcuenca, particularmente la regulación hidrológica del embalse Colbún y la extracción de áridos, variables que formaron parte del análisis multivariado. Asimismo, se observaron diferencias significativas entre los ríos Putagán y Claro, así como entre Claro y Lircay, lo que refuerza la existencia de un gradiente de intervención antrópica entre subcuencas. En contraste, no se detectaron diferencias significativas entre los ríos Putagán y Lircay lo que sugiere que ambos sistemas comparten condiciones ambientales similares.

Por otra parte, la variabilidad temporal observada dentro de los sitios no resultó significativa, lo que indica que, a la escala de este estudio, las diferencias espaciales entre subcuencas son más relevantes que las variaciones estacionales en la estructuración de las condiciones ambientales. No obstante, este resultado debe interpretarse con cautela, ya que el análisis se basa en un número acotado de campañas (tres meses), lo que limita la existencia de variación estacional más marcada.

8.2. Ensamblajes de peces de los sitios de muestreo estudiados

La riqueza total registrada en este estudio, correspondiente a 11 especies nativas y 7 introducidas, representa una fracción considerable de la ictiofauna descrita para la cuenca del río Maule, la cual contempla 15 especies nativas y 7 introducidas según Vila & Habit (2015). Este resultado es relevante considerando que los muestreos se concentraron en nueve estaciones, lo que sugiere que esta zona conserva una diversidad íctica significativa pese a las múltiples presiones antrópicas que la afectan. La mayor riqueza se registró en el río Maule (13 especies), seguido por los ríos Claro y Lircay (10 especies), mientras que el río Putagán presentó la menor riqueza total (7 especies), aunque con una composición dominada casi exclusivamente por especies nativas. Este patrón es coherente con la tendencia general observada en ríos chilenos,

donde los sistemas de mayor tamaño y caudal pueden albergar una mayor riqueza específica, pero también tienden a presentar una mayor proporción de especies introducidas, fenómeno ampliamente documentado en sistemas fluviales intervenidos (Allan, 2004; Habit et al., 2010).

En cuanto a especies en peligro de extinción, se destaca el registro de *Nematogenys inermis* (Bagre grande), con un individuo registrado en el río Putagán y otros cuatro en el Maule. Es una especie que suele habitar en zonas fluviales potámicas y ritrónicas de aguas altamente oxigenadas y que antiguamente en la región del Maule era extraída para consumo (Campos et al., 1998; Vila & Habit, 2015). Esta especie, clasificada en Peligro Crítico por la UICN y considerada funcionalmente extinta en la mayoría de los ríos chilenos (Górski, 2023; Vila & Habit, 2015), había sido reportada históricamente para cuencas costeras relativamente inalteradas (Arratia y Chang 1975, Habit et al. 2007, Vila y Habit 2015), por lo que su presencia en estos tramos constituye un hallazgo de alta relevancia para la conservación y sugiere que algunos sectores de la cuenca del Maule aún mantienen condiciones de hábitat favorables para su supervivencia. De manera similar, *Mordacia lapicida* (Lamprea de agua dulce) fue registrada con seis individuos en el río Maule, especie categorizada como "Insuficientemente Conocida" por Campos et al. (1998), cuya detección refuerza el valor de conservación de estos tramos. Asimismo, *Diplomystes incognitus*, fue registrada con un individuo en el río Lircay. Esta especie habita principalmente tramos superiores y medios de los ríos (ritrón y potamón), y una de sus principales amenazas corresponde a la alteración del hábitat asociada a extracción de agua, contaminación y regulación fluvial (Górski & Muñoz-Ramírez, 2023; Arratia & Quezada-Romegialli, 2017).

También se encontraron dos especies exóticas que no habían sido reportadas anteriormente para la región del Maule, *Cnesterodon decemmaculatus* comúnmente conocido como "Mojarra", cuya distribución registrada se restringe entre las cuencas del Río Petorca al Río Maipo (Vila & Habit, 2015), sin embargo un estudio realizado en noviembre de 2017 se encontró un solo ejemplar de esta especie en una estación de treinta y cuatro muestreadas en el embalse Machicura, donde se concluye que la explicación más probable de su presencia sería la liberación intencional desde algún acuario situado en las cercanías (Reyes, 2018). La otra especie exótica es *Carassius auratus* conocido popularmente como "pez dorado", especie comercializada frecuentemente como mascota y cuya presencia en el río Lircay probablemente también se asocie a liberaciones intencionales. Ambos registros subrayan la necesidad de incorporar el monitoreo de especies exóticas como componente sistemático de la evaluación de la integridad biótica en la cuenca del Maule.

La especie *Trichomycterus areolatus* (bagrescito) se observó en todas las estaciones, y fue abundante para los cuatro ríos estudiados, esta especie presenta una alta capacidad de colonización (Habit et al., 2006b), lo que podría estar explicando su presencia en los ensambles. Del mismo modo se observó para la especie *Percilia gillissi* (carmelita) en todas las estaciones de muestreo, lo que refleja su amplia distribución en tramos medios de ríos andinos y su capacidad de habitar ambientes con distintas condiciones hidráulicas y de sustrato (Duarte et al., 1971; Campos et al., 1998), ocupando tanto sectores de rápidos como tramos potámicos e incluso ambientes intervenidos como canales de riego.

A pesar de esta amplia distribución de especies dominantes, se observaron diferencias en la estructura de los ensambles entre ríos, coincidiendo con las diferencias observadas en las variables ambientales. Estas diferencias fueron particularmente evidentes entre los ríos Maule, Putagán y Claro. Los sitios muestreados en el río Maule presentaron una alta abundancia, además de *T. areolatus* y *P. gillissi*, de *Cheirodon galusdae* (pocha), seguido por *Basilichthys microlepidotus* (pejerrey). La mayor abundancia de *Ch. galusdae* podría estar asociada a que es una especie de hábitos pelágicos, vinculada a tramos medios y bajos de ríos con mayor caudal y profundidad (Campos et al., 1998), condiciones que el cauce principal del Maule ofrece en el tramo estudiado. Por su parte, *B. microlepidotus* presenta requerimientos de hábitat similares, lo que explicaría su mayor representación en este río. En cuanto a las especies introducidas, el río Maule presentó una mayor abundancia en comparación con el río Putagán, destacando *Oncorhynchus mykiss* (trucha arcoíris) y *Gambusia holbrooki*. En contraste, el río Putagán se caracterizó por un ensamble compuesto casi exclusivamente por especies nativas, destacando una mayor abundancia relativa de *Percichthys trucha* (perca trucha) y *Galaxias maculatus* (puye). Ambas especies habitan tanto la columna de agua como hábitats bentónicos (Campos et al., 1998)

En el extremo opuesto, el río Claro presentó la mayor proporción de especies introducidas, representando aproximadamente el 60% de la abundancia relativa total del ensamble, con dominancia de *Gambusia holbrooki* (pez mosquito) y *Cnesterodon decemmaculatus*. Ambas especies pertenecen a la familia Poeciliidae y se caracterizan por su alta tolerancia a condiciones de hábitat degradado, incluyendo aguas con baja oxigenación, elevada turbidez y contaminación orgánica (Scott & Helfman, 2001; Paracampo et al., 2020). También destaca una mayor abundancia de *Australoheros facetus* (chanchito) en comparación con el ensamble del río Maule. A diferencia de las especies nativas chilenas, *A. facetus* presenta cuidado parental y comportamiento agresivo, rasgos que han sido identificados como factores clave en su éxito

invasor (Baduy et al., 2020; Alzamora & Lobos, 2021). Su presencia representa además una amenaza adicional para la fauna nativa, dado que se ha documentado su capacidad de depredar tanto peces de pequeño tamaño como larvas de anfibios nativos (Ruiz et al., 1992).

A nivel de estación, se observaron patrones que matizan las tendencias descritas a escala de río. Destaca especialmente la estación MAU-05, que registró el valor de Margalef más alto de todo el estudio ($d = 2,00$), notoriamente superior al resto de las estaciones del río Maule (d entre 1,08 y 1,22). Este resultado es consistente con la menor abundancia total observada en este sector (ubicado en la zona de la Ruta 5) respecto al resto del río, sugiriendo que el efecto combinado de las presiones antrópicas locales en este tramo se manifiesta principalmente como una reducción en el número de individuos, más que como una pérdida de especies, sin comprometer la riqueza relativa del sitio. Por otro lado, la estación LIR-01 presentó la menor equidad de Pielou registrada en el estudio ($J' = 0,51$), reflejando una fuerte dominancia numérica de una especie sobre el resto del ensamble, consistente con la elevada abundancia relativa de *Percilia gillissi* reportada previamente para este río. Asimismo, se observó variabilidad dentro del río Claro entre sus dos estaciones de muestreo (CLA-01 y CLA-02), con una mayor equidad en CLA-02 ($J' = 0,68$) respecto a CLA-01 ($J' = 0,62$), lo que podría asociarse a diferencias locales en el tipo de presión antrópica dominante entre ambos sitios.

8.3. Relación entre las variables ambientales y los ensambles

Las variables ambientales significativas obtenidas mediante el DistLM evidencian que la estructura de los ensambles de peces en la cuenca del río Maule responde tanto a factores naturales como antrópicos. Sin embargo, las variables de origen antrópico explicaron la mayor proporción de la variación observada, representando más de la mitad de la contribución relativa total (53%). Esto sugiere que las actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca actualmente constituyen uno de los principales componentes ambientales asociados a la estructuración de los ensambles.

La presencia de efluentes fue la variable que explicó la mayor proporción de varianza de forma individual (20%), seguida por el porcentaje de uso de suelo urbano (16%). Ambas variables se concentran en las estaciones del río Claro, por lo que los ensambles de este grupo sin duda deben estar viéndose afectados por estas presiones antrópicas. Sin embargo, esta relación presentó variabilidad temporal. Los muestreos de junio se posicionaron en el extremo positivo del dbRDA1, mientras que los muestreos de agosto y octubre principalmente en la estación CLA-01 se relacionó con el uso de suelo urbano. Esto sugiere que la estructura de los ensambles del

río Claro está respondiendo a demás de estas variables, a un factor estacional o climático que podría estar reestructurando el ensamble para el mes de junio. Este ensamble se caracterizó por la presencia de especies nativas como *P. gillissi* y *T. areolatus*, junto con especies introducidas como *G. holbrooki*, *C. decemmaculatus* y *A. facetus*. Diversos estudios han documentado que el uso de suelo urbano y las descargas de efluentes se asocian con la degradación y alteración de los hábitats, favoreciendo la abundancia de especies generalistas y/o tolerantes a ambientes degradados (Cooper et al., 2013; Gerth et al., 2017; McCallum et al., 2019; Von Schiller et al., 2008). Del mismo modo, es esperable que un mayor uso de suelo urbano se asocie con zonas que presentan una calidad de agua más deteriorada (Fierro et al., 2017; Figuerola et al., 2012). Y en menor medida, este ensamble se asoció a variables como la distancia a zonas de extracción de áridos aguas abajo, la tasa de relleno, la turbidez y el caudal medio mensual. Sin embargo, la asociación observada con la distancia a extracción de áridos aguas abajo debe interpretarse con cautela, ya que las estaciones del río Claro presentaron mayores distancias respecto a estas zonas en comparación con los otros sitios de muestreo. Por lo tanto, más que reflejar un impacto biológico directo de la actividad extractiva lejana sobre la fauna íctica del río Claro, esta variable actúa como un descriptor de la posición espacial relativa de la subcuenca dentro de la red hidrográfica general del Maule.

Si observamos los resultados, las estaciones del río Maule se asociaron tanto a variables de origen antrópico como naturales, destacando principalmente la distancia a barreras aguas arriba como una de las variables que estaría estructurando los ensambles. Esto está relacionado con la presencia del embalse Colbún en este tramo estudiado, el cual representa una alteración importante de la conectividad longitudinal del sistema fluvial. También la estación MAU-05 se asoció al uso de suelo urbano, ubicándose aguas arriba del paso de la Ruta 5, esta presenta un sustrato predominantemente rocoso junto con vegetación ribereña no nativa. Estas características reflejan un mayor grado de intervención antrópica en el entorno inmediato del cauce.

A diferencia de lo observado en el río Maule, las estaciones del río Lircay no mostraron una asociación importante con la variable de distancia a barrera, pese de estar la central de pasada Lircay. Esto podría explicarse porque las centrales de pasada suelen generar menores efectos de barrera en comparación con grandes embalses, debido a que generalmente poseen estructuras de menor altura o sistemas más permeables al flujo (Valenzuela-Aguayo et al., 2020), pero se sabe que afectan el hábitat físico inmediato, lo que conlleva impactos hidrológicos como la reducción del ancho, la profundidad y la velocidad de la corriente del arroyo.

La distancia a la desembocadura también resultó ser una variable significativa, asociándose principalmente a las estaciones de los ríos Lircay y Putagán, las cuales presentaron mayores distancias respecto a la desembocadura del río Maule. Esto sugiere que la posición longitudinal dentro de la cuenca influye en la estructura de los ensambles, probablemente debido a que las presiones antrópicas y las características ambientales varían a lo largo del gradiente fluvial. Un patrón similar fue descrito por Galdames (2021) en la cuenca del río Biobío, donde se observó una diferenciación entre ensambles de zonas altas y bajas asociada a cambios en las condiciones ambientales y el nivel de intervención antrópica.

En conjunto, estos resultados demuestran que la estructura de los ensambles de peces en la cuenca del río Maule responde tanto a variables naturales, asociadas a la escala de cuenca y al hábitat local, como a variables de origen antrópico. Sin embargo, las variables antrópicas fueron las que explicaron la mayor proporción de la variación observada, evidenciando la influencia que actualmente ejercen las actividades humanas sobre la estructuración de las comunidades ícticas de la cuenca.

8.4. Medidas de Manejo y conservación de la fauna íctica nativa amenazada por presiones antrópicas

La Ley N°21.202, que crea la figura de Humedales Urbanos, constituye un instrumento de protección territorial relevante para la subcuenca del río Claro, dado que contempla al Humedal Urbano Cajón del Río Claro y Estero Piduco dentro de su área de aplicación en la comuna de Talca. Sin embargo, cuando este humedal fue declarado no consideró explícitamente a la ictiofauna como objeto de protección (considera como objeto de protección a algunas aves, reptiles y anfibios) centrándose principalmente en la regulación del uso de suelo y la conservación de la vegetación y fauna asociada al humedal en un sentido más general. Considerando que los resultados de este estudio evidenciaron en esta subcuenca el ensamble íctico más alterado del área de estudio (con una dominancia de especies exóticas invasoras cercana al 60% de la abundancia relativa total), se propone que la Municipalidad de Talca incorpore de manera explícita a la fauna íctica nativa dentro del plan de gestión del humedal urbano Cajón del Río Claro y Estero Piduco, mediante la incorporación de acciones específicas de monitoreo, conservación y manejo orientadas a la recuperación del componente íctico nativo de este ecosistema.

Entre las acciones específicas que podrían incorporarse a este plan de gestión, se propone el control de especies exóticas invasoras en el marco del artículo 45 de la Ley N°21.600, que crea

el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP), el cual contempla la elaboración de planes de prevención, control y erradicación de especies exóticas invasoras. Dada la elevada dominancia registrada en el río Claro de *Gambusia holbrooki*, *Cnesterodon decemmaculatus* y *Australoheros facetus*, se propone que la implementación de este instrumento se articule directamente en su plan de gestión. En este contexto, la Ley 21.600 establece en su Artículo 45:

- Elaboración e implementación de planes de prevención, control y erradicación de especies exóticas invasoras.
- Desarrollo de programas de monitoreo y vigilancia en sectores vulnerables.
- Ejecución de acciones de control para evitar la propagación de especies exóticas que afecten a la ictiofauna nativa.
- Implementación de medidas de educación ambiental, sensibilización y difusión sobre los impactos de las especies invasoras.
- Regulación y control del traslado o introducción de especies exóticas en ecosistemas acuáticos vulnerables.
- Aplicación de estrategias de extracción y captura de especies invasoras en sectores prioritarios para la conservación.

Complementando lo anterior, Colbún S.A. constituye la principal empresa generadora de electricidad de origen hidroeléctrico dentro de la cuenca del río Maule y, específicamente, dentro del área de estudio de la presente investigación, a través del complejo Colbún-Machicura, la mayor obra de regulación hídrica identificada en este trabajo. En este contexto, resulta pertinente vincular las propuestas de manejo con los instrumentos de gestión ambiental voluntaria desarrollados por la empresa. Su "Estrategia de Naturaleza y Biodiversidad" establece, en su Lineamiento 2, el compromiso de fomentar el conocimiento de especies nativas o en categorías de conservación. Este lineamiento puede tomarse de la mano con los resultados del presente estudio para orientar acciones de monitoreo conjunto de la ictiofauna nativa presente en el sistema, particularmente en las estaciones de muestreo ubicadas aguas abajo del embalse Colbún, donde se registraron especies de alto valor de conservación como *Nematogenys inermis* (En Peligro Crítico) y *Mordacia lapicida*. Se propone, en este sentido, que Colbún S.A. haga efectivo este lineamiento evaluando específicamente cómo la estructura del muro del complejo Colbún-Machicura afecta el desplazamiento y la conectividad longitudinal de los peces nativos,

información indispensable para orientar futuras medidas de mitigación, como la eventual incorporación de mecanismos de paso para peces u otras estrategias de manejo de caudal que reduzcan el efecto de fragmentación sobre la fauna íctica nativa de la cuenca.

En este sentido, los resultados obtenidos en el presente estudio evidencian la necesidad de fortalecer estrategias integradas de conservación enfocadas en la ictiofauna nativa, incorporando programas específicos de monitoreo de peces, restauración de hábitats acuáticos y evaluación de presiones antrópicas.

8.5. Contribución a los ODS

Los resultados y propuestas de manejo derivados de esta investigación se enmarcan dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030 de las Naciones Unidas, particularmente en tres de ellos. En relación con el ODS 6 (Agua Limpia y Saneamiento), específicamente su meta 6.6 proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos los ríos y los humedales, este estudio evaluó cómo las presiones antrópicas afectan la calidad del hábitat y la estructura de los ensambles de peces en la cuenca del río Maule, generando información científica de base para orientar la conservación y gestión de los ecosistemas fluviales de la cuenca.

Respecto al ODS 11 (Ciudades y Comunidades Sostenibles), en línea con las metas 11.4 y 11.7 orientadas a la protección del patrimonio natural y a la generación de espacios verdes y naturales en contextos urbanos, los antecedentes biológicos generados sobre la ictiofauna presente en el Humedal Urbano Cajón del Río Claro y Estero Piduco aportan una base de datos crítica que puede ser utilizada por la Municipalidad de Talca para el diseño de planes de manejo sostenible e infraestructura verde urbana resiliente en dicho territorio.

Finalmente, en cuanto al ODS 15 (Vida de Ecosistemas Terrestres), este estudio se vincula directamente con la meta 15.1 conservación, restablecimiento y uso sostenible de los ecosistemas interiores de agua dulce y con la meta 15.8, referida a la prevención de la introducción de especies exóticas invasoras y la reducción de sus efectos sobre los ecosistemas acuáticos. La determinación de la elevada dominancia de especies exóticas invasoras (*Gambusia holbrooki*, *Cnesterodon decemmaculatus*, *Australoheros facetus*) en el río Claro, junto con las propuestas de control formuladas en el marco del artículo 45 de la Ley SBAP, contribuyen directamente al cumplimiento de esta meta, promoviendo la gestión sostenible y la conservación de los ecosistemas acuáticos de la cuenca.

9. Conclusión

La hipótesis se acepta parcialmente. Los resultados evidencian que el patrón de "menor riqueza de especies" no mostró una relación lineal con el nivel de presión antrópica. En cambio, la abundancia relativa de especies sí reflejó consistentemente el gradiente de intervención antrópica, evidenciando un reemplazo de especies nativas por especies tolerantes/exóticas.

Las subcuencas de la región del Maule no constituyen un sistema homogéneo, sino un mosaico de condiciones ambientales diferenciadas, consistente con la heterogeneidad de usos de suelo, presencia de efluentes y actividades extractivas presentes en la cuenca. Donde también se evidenciaron diferencias significativas en la estructura y composición de los ensambles ícticos entre las subcuencas de la cuenca del río Maule, respaldadas estadísticamente por el análisis ANOSIM. dentro de los hallazgos más relevantes de este estudio fue que las variables de origen antrópico explicaron el 53% de la variación observada en los ensambles de peces. Esto evidencia que la estructura ecológica de la cuenca del río Maule se encuentra fuertemente influenciada por presiones asociadas a la urbanización, los efluentes industriales y domésticos, la extracción de áridos y la presencia de barreras físicas en el sistema fluvial.

El presente estudio constituye un avance significativo en el conocimiento de la ictiofauna de la cuenca del río Maule, generando una base de datos ambiental y biológica actualizada para sistemas sometidos a distintas presiones antrópicas. Asimismo, la integración de análisis multivariados y variables ambientales permitió comprender no solo la composición de los ensambles, sino también los principales procesos ambientales y antrópicos que determinan su estructuración. En este contexto, se evidencia la necesidad de desarrollar enfoques integrados de manejo y conservación a escala de cuenca, considerando la interacción de múltiples factores ambientales y antrópicos que afectan los ecosistemas acuáticos. Esta aproximación permitiría fortalecer la gestión y conservación de la ictiofauna nativa, en especial aquellas endémicas y en Peligro.

Finalmente, se propone continuar con el monitoreo de la ictiofauna y de las variables ambientales mediante series temporales más extensas, considerando que el presente estudio evaluó únicamente tres campañas de muestreo. Una mayor cobertura temporal permitiría identificar con mayor precisión patrones estacionales e interanuales en la estructura de los ensambles de peces, así como evaluar la respuesta de las comunidades frente a eventos hidrológicos extremos y al efecto acumulativo de las presiones antrópicas presentes en la cuenca.

10. Referencias

- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35(1), 257-284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). Human impacts. In: *Stream Ecology*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6_13
- Alzamora, A., & Lobos Villalobos, G. A. (2021). Assessing the threat of a South American cichlid on anurans in the Chilean Mediterranean region. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/182238>
- Anderson, M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*. 26, 32–46.
- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical Methods.
- Arismendi, I. (2009). The success of non-native salmon and trout in southern Chile: Human, environmental and invader dimensions in a conceptual model of biological invasion processes. *Repositorio Institucional UACH*.
- Arratia G, Chang A (1975) Osteología de *Nematogenys inermis* y algunas consideraciones sobre la primitividad del género (Peces Siluriformes, Trichomycteridae). *Museo Nacional de Historia Natural, Publicación Ocasional* 19: 3-7.
- Arratia G, Quezada-Romegialli C. (2017). Understanding morphological variability in a taxonomic context in Chilean diplomystids (Teleostei: Siluriformes), including the description of a new species. *PeerJ* 5:e2991 <https://doi.org/10.7717/peerj.2991>
- Arriagada, P., Karelovic, B., & Link, O. (2021). Automatic gap-filling of daily streamflow time series in data-scarce regions using a machine learning algorithm. *Journal of Hydrology*, 598, 126454. [10.1016/j.jhydrol.2021.126454](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126454)
- Baduy F, Saraiva JL, Ribeiro F, Canario AVM, Guerreiro PM (2020) Distribution and risk assessment of potential invasiveness of *Australoheros facetus* (Jenyns, 1842) in Portugal. *Fishes* 5: 1–17, <https://doi.org/10.3390/fishes5010003>
- Bai L., Xiu C., Feng X., Liu D. (2019). Influencia de la urbanización en la calidad del hábitat regional: un estudio de caso de la ciudad de Changchun. *Habitat Int.* 93, 102042. doi: 10.1016/j.habitatint.2019.102042
- Ballesteros, R. I. B. (2024). Transformaciones Socioespaciales en el Valle del Maule-Chile a Partir de la Agroindustria Vitivinícola (1985-2017). Pontificia Universidad Católica de Chile. Chile.
- Barbour, M. T. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. *US Environmental Protection Agency, Office of Water*.
- Barra, R. O., Chiang, G., Saavedra, M. F., Orrego, R., Servos, M. R., Hewitt, L. M., ... & Munkittrick, K. R. (2021). Endocrine disruptor impacts on fish from Chile: The influence of wastewaters. *Frontiers in Endocrinology*, 12, 611281. doi: 10.3389/fendo.2021.611281

- Baun, A., Ledin, A., Reitzel, L. A., Bjerg, P. L., & Christensen, T. H. (2004). Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills – chemical analysis and toxicity tests. *Water Research*, 38(18), 3845-3858.
- Bray, R.J., Curtis, J.T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*. 27, 325–349.
- Buschmann, A. H., Riquelme, V. A., Hernández-González, M. C., Varela, D., Jiménez, J. E., Henríquez, L. A., Vergara, P. A., Guíñez, R., & Filún, L. (2006). A review of the impacts of salmon farming on marine coastal ecosystems in the southeast Pacific. *ICES Journal of Marine Science*, 63(7), 1338-1345.
- Caetano, D. L., de Oliveira, E. F., & Zawadzki, C. H. (2025). Drivers of fish diversity in Neotropical streams of the Upper Paraná River: the role of mesohabitats, riparian structure, and regional factors. *Aquatic Sciences*, 87(4), 98. <https://doi.org/10.1007/s00027-025-01225-8>
- Campos H, G Dazarola, B Dyer, L Fuentes, JF Gavilán, L Huaquín, G Martínez, R Meléndez, G Pequeño, F Ponce, VH Ruiz, W Sielfeld, D Soto, R Vega & I Vila. (1998). Categorías de conservación de peces nativos de aguas continentales de Chile *Boletín del Museo Nacional Historia Natural* 47: 101-122.
- Casatti, L., de Paula Ferreira, C., & Carvalho, F. R. (2009). Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, 632(1), 273-283. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9849-y>
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. (2006). Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Primer-E Ltd: Plymouth, UK.
- Colbún S.A. (2022). Gerencia de Energía: Complejo Colbún [Presentación]. *Archivo interno de la Gerencia de Energía*, Mayo 2022.
- Colbún S.A. (2025). Estrategia de naturaleza y biodiversidad 2022–2026 (actualización agosto 2025). *Colbún S.A.*
- Congreso Nacional de Chile. (23 de enero de 2020). Ley nº. 21.202. Modifica Diversos Cuerpos Legales con el Objetivo de Proteger los Humedales Urbanos. 23 de enero de 2020. <https://bcn.cl/2cvha>
- Congreso Nacional de Chile. (29 de septiembre de 2025). Ley no. 21.600. Crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas y el Sistema Nacional de Áreas Protegidas. <https://bcn.cl/3evks>
- Cooper, S.D., Sake, P.S., Sabater, S., Melack, J.M., Sabo, J.L. (2013). The effects of land use changes on streams and rivers in Mediterranean climates. *Hydrobiologia*. 719, 383–425.
- Daude, C., Fajardo, G., Brassiolo, P., Estrada, R., Goytia, C., Sanguinetti, P., ... & Vargas, J. (2017). RED 2017. Crecimiento urbano y acceso a oportunidades: un desafío para América Latina. <https://scioteca.caf.com/handle/123456789/1090>
- DGA. (2016). Atlas del agua Chile 2016. Ministerio de Obras Públicas.
- DGA. (2004). Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad: Cuenca del río Maule. *Ministerio de Obras Públicas, Gobierno de Chile*.

- DGA. (2020). Plan Estratégico de Gestión Hídrica en la Cuenca del Maule. *UTP EVERIS CHILE S.A.-HIDROGESTIÓN*
- DGA. (2003). Bases plan director para la gestión de los recursos hídricos en la cuenca del río Maule, Diagnostico.
- Dias, M. S., Tedesco, P. A., Hugueny, B., Jézéquel, C., Beauchard, O., Brosse, S., & Oberdorff, T. (2017). Anthropogenic stressors and riverine fish extinctions. *Ecological Indicators*, 79, 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.053>
- Diaz, G., Arriagada, P., Gorski, K., Link, O., Karelovic, B., Gonzalez, J., & Habit, E. (2019). Fragmentation of Chilean Andean rivers: expected effects of hydropower development. *Revista Chilena De Historia Natural*, 92, Article 1. <https://doi.org/10.1186/s40693-019-0081-5>
- Duarte, W., Feito, R., Jara, C., Moreno, C., Orellana, A. (1971). Ictiofauna del sistema hidrográfico del río Maipo. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural de Chile*. 32, 227–268.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R960-R967. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.002>
- Eastman Mendoza, C. P. (2011). Capacitación de los usuarios del agua de riego para la gestión de la calidad del recurso hídrico en la Cuenca del Río Maule.
- Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global change biology*, 11(10), 1565-1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Fierro, P., Valdovinos, C., Arismendi, I., Díaz, G., Jara-Flores, A., Habit, E., & Vargas-Chacoff, L. (2019a). Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile. *Science of the Total Environment*, 686, 26-37. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.277>
- Fierro, P., Valdovinos, C., Arismendi, I., Diaz, G., Ruiz De Gamboa, M., & Arriagada, L. (2019b). Assessment of anthropogenic threats to Chilean Mediterranean freshwater ecosystems: Literature review and expert opinions [Review]. *Environmental Impact Assessment Review*, 77, 114-121. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.02.010>
- Figueroa, R., Parra, O., Díaz, M. (2020). La cuenca hidrográfica del río Biobío. En: EULA-CHILE, Centro de ciencias ambientales. Evolución y Perspectivas a 30 años de su creación
- Figuerola, B., Maceda-Veiga, A., Sostoa, A. (2012). Assessing the effects of sewage effluents in a Mediterranean creek: fish population features and biotic indices. *Hydrobiologia*. 694, 75-86.
- Gafny, S., Goren, M., & Gasith, A. (2000). Habitat condition and fish assemblage structure in a coastal mediterranean stream (Yarqon, Israel) receiving domestic effluent. *Hydrobiologia*, 422(0), 319-330. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4164-2_26

- Galdames Oliva, C. M. (2021). *Evaluación de múltiples efectos antropogénicos sobre ensambles de peces de la cuenca del río Biobío a escala de Zonas de Procesos Funcionales. Tesis de pregrado, Universidad de Concepción. Repositorio Institucional Udec.*
- García, A. (2012). Respuesta de peces nativos a fluctuaciones de caudal producidas por la operación de centrales hidroeléctricas en el río Bío Bío. *Tesis de Doctorado en Ciencias Ambientales, mención Sistemas Acuáticos Continentales. Universidad de Concepción, Concepción, Chile.*
- Gerth, W., Li, J., Giannico, R. (2017). Agricultural land use and macroinvertebrate assemblages in lowland temporary streams of the Willamette Valley, Oregon, USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 236, 154–165.
- González del Tánago, M., & García de Jalón, D. (2011). Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30(2), 0235-254
- Górski, K. & Muñoz-Ramírez, C. 2023. *Diplomystes incognitus*. La UICN Red Lista de Especies amenazadas 2023: e.T176973096A176973105. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2023-1.RLTS.T14499A176561606.en>
- Górski, K (2023) *Nematogenys inermis* The IUCN Red List of Threatened Species 2023: e.T14499A176561606. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2023-1.RLTS.T14499A176561606.en>
- Habit, E., Garcia, A., Diaz, G., Arriagada, P., Link, O., Parra, O., & Thoms, M. (2019). River science and management issues in Chile: Hydropower development and native fish communities. *River Research and Applications*, 35(5), 489-499. <https://doi.org/10.1002/rra.3374>
- Habit, E., & Victoriano, P. (2005). Peces de agua dulce de la Cordillera de la Costa. In Historia, Biodiversidad y Ecología de la Cordillera de la Costa de Chile (pp. 392–406). Santiago, Chile: *Editorial Universitaria*.
- Habit, E., Górski, K., Vila, I., Manosalva, A., Díaz, G., Toledo, B., Rojas, P., & Zurita, A. (2024). The effects of anthropogenic pressures on native Chilean fish and lamprey fauna. *Gayana*, 88(1), 76-104.
- Habit, E., Piedra, P., Ruzzante, D. E., Walde, S. J., Belk, M. C., Cussac, V. E., Gonzalez, J., & Colin, N. (2010). Changes in the distribution of native fishes in response to introduced species and other anthropogenic effects. *Global Ecology and Biogeography*, 19(5), 697-710. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00541.x>
- Habit, E., Belk, M., Victoriano, P., & Castillo, E. (2007). Spatio-temporal distribution patterns and conservation of fish assemblages in a Chilean coastal river. *Biodiversity and Conservation*. 16. 3179-3191. 10.1007/s10531-007-9171-9.
- Habit, E., Belk, M., Tuckfield, C., Parra, O. (2006a). Response of the fish community to human-induced changes in the Biobío River in Chile. *Freshwater Biology*. 51(1), 1 – 11.
- Habit, E., Dyer, B., Vila, I. (2006b) Estado de conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile. *Gayana*. 70,100–113.

- Helms, B. S., Feminella, J. W., & Pan, S. (2005). Detection of biotic responses to urbanization using fish assemblages from small streams of western Georgia, USA. *Urban Ecosystems*, 8(1), 39-57. <https://doi.org/10.1007/s11252-005-1418-1>
- Hidromaule S.A. (2012). Monitoring report: Lircay Run-of-River Project (Monitoring Period 2011).
- Jain, V., Sinha, R., Singh, L. P., & Tandon, S. K. (2016). River systems in India: The Anthropocene context. *Proceedings of the Indian National Science Academy*, 82(3), 747–761
- Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21-27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006%3C0021:A0BIUF%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006%3C0021:A0BIUF%3E2.0.CO;2)
- López, R. F. P., & Patrón, E. R. (2013). Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión. *Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*.
- Margalef, D.R. (1958). Information Theory in Ecology. *General Systematics*. 3, 36-71.
- Markert, B., Wünschmann, S., Marcovecchio, J., & De Marco, S. (2013). Bioindicadores y biomonitores: definiciones, estrategias y aplicaciones. *Procesos Químicos en Estuarios*, 1.
- McArdle, B.H., Anderson, M.J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*. 82, 290–297.
- McCallum, E.S., Nikel, K.E., Mehdi, H., Du, S.N.N., Bowman, J.E., Midwood, J.D., Kidd, K.A., Scott, G.R., Balshine, S. (2019). Municipal wastewater effluent affects fish communities: a multi-year study involving two wastewater treatment plants. *Environmental Pollution*. 252, 1730–1741.
- MINENERGIA. Estudio de Cuencas. Análisis de las Condicionantes Para el Desarrollo Hidroeléctrico en las Cuencas del Maule, BioBío, Toltén, Valdivia, Bueno, Puelo, Yelcho, Palena, Cisnes, Aysén, Baker y Pascua. *Ministerio de Energía Gobierno de Chile*: Santiago, Chile, 2016; 104p.
- Ministerio del Medio Ambiente (2026). Estrategia Nacional de Biodiversidad 2025-2030.
- Moraga, D., Vivancos, A., Ruiz, V. H., Rojas, O., Díaz, G., Manosalva, A., Vega, P., & Habit, E. (2022). A century of anthropogenic river alterations in a highly diverse river coastal basin: Effects on fish assemblages. *Frontiers in Environmental Science*, 10, Article 943586. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.943586>
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. Sociedad Entomológica Aragonesa, Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED), & Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe de la UNESCO.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A., Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403, 853–858.
- Núñez, M. A. (2011). La cuenca hidrográfica en la gestión integrada de los recursos hídricos. *Revista Virtual*, 5(1), 1-5.
- Pacheco, F., Rojas, O., Hernández, E., & Caamaño, D. (2022). Effects on Fluvial Geomorphology and Vegetation Cover following Hydroelectric Power Plant Operation: A Case Study in the Maule River (Chile). *Water*, 14(11), Article 1673. <https://doi.org/10.3390/w14111673>
- Paracampo A, Marrochi N, García I, Maiztegui T, Carriquiriborde P, Bonetto C, Mugni H (2020). Fish Assemblages in Pampean Streams (Buenos Aires, Argentina): Relationship to Abiotic

- and Anthropic Variables. *An Acad Bras Cienc*, 92(2), e20190476. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190476>
- Paredes del Puerto, J. M., Paracampo, A. H., García, I. D., Maiztegui, T., Garcia de Souza, J. R., Maroñas, M. E., & Colautti, D. C. (2021). Fish assemblages and water quality in pampean streams (Argentina) along an urbanization gradient. *Hydrobiologia*, 848(19), 4493-4510. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04657-z>
- Paredes del Puerto, J. M. (2024). Estudio de las comunidades de peces en relación a la calidad ambiental de arroyos pampeanos para el desarrollo de un Índice de Integridad Biótica Pampeano. *Universidad Nacional de La Plata*.
- Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual review of Ecology and Systematics*, 32(1), 333-365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>
- Perales Miranda, V. H. (2016). La cuenca social como aproximación sociológica a las intervenciones en cuencas hidrográficas. *Temas sociales*, (39), 221-240. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0040-29152016000200010&lng=es&tlng=es.
- Pielou, E.C. (1969). *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley-Interscience John Wiley & Sons, 285 p.
- Plischoff, P. (2021). Análisis del estado actual de los ecosistemas terrestres, asociados a dos cuencas en Chile central: Maipo y Maule.
- Travnichek, V. H. & M. J. Maceina. 1994. Comparison of flow regulation effects on fish assemblages in shallow and deep water habitats in the Tallpoosa River, Alabama. *Journal of Freshwater Ecology* 9(3): 207-216.
- Raab, D., & Bayley, S. E. (2012). A vegetation-based Index of Biotic Integrity to assess marsh reclamation success in the Alberta oil sands, Canada. *Ecological Indicators*, 15(1), 43-51. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.025>
- Reyes, P. R. (2018). Presencia de la especie exótica *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns 1842) (Poeciliidae: Cyprinodontiformes) en el embalse Machicura, cuenca del río Maule, Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural, Chile*, 67(2), 7-14.
- Rojas, P., Vila, I., Habit, E., and Castro, S. A. (2019). Homogenization of the freshwater fish fauna of the biogeographic regions of Chile. *Global Ecology and Conservation*, 19, e00658. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00658>
- Roth, N. E., Allan, J. D., & Erickson, D. L. (1996). Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape ecology*, 11(3), 141-156. <https://doi.org/10.1007/BF02447513>
- Ruiz V, Moyano H, Marchant M (1992) Aspectos biológicos del pez exótico *Cichlasoma facetum* (Jenyns, 1842) (Pisces, Cichlidae) en aguas dulces de Concepción. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción* 3: 193–201
- Sánchez-Cortez, J. L., Calvopiña, K. L., Sánchez, S. R., & Tenorio, G. R. (2023). Determinación de presión antrópica mediante indicadores cualitativos socioambientales aplicados en microcuencas con producción minera en la Provincia de El Oro (Ecuador). *Revista Naturaleza, Sociedad y Ambiente*, 10(1), 41-51.

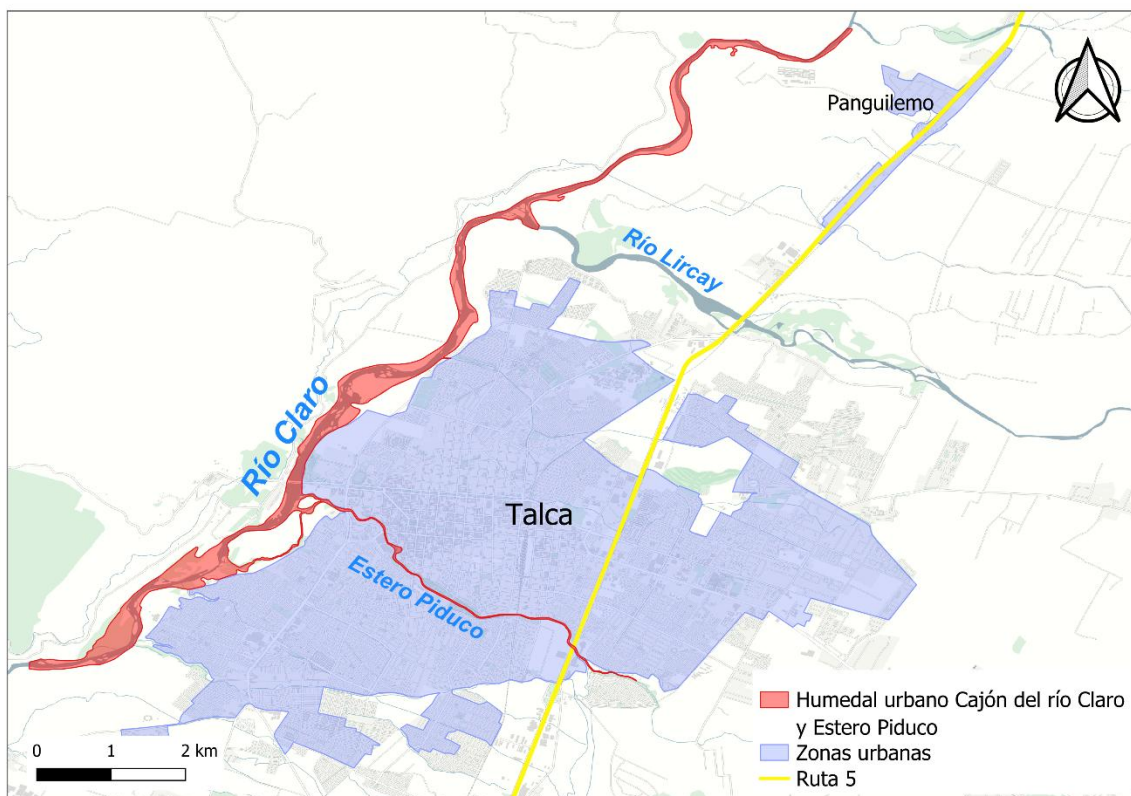
- Scott, M. C., & Helfman, G. S. (2001). Native invasions, homogenization, and the mismeasure of integrity of fish assemblages. *Fisheries*, 26(11), 6-15. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2001\)026<0006:NIHATM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2001)026<0006:NIHATM>2.0.CO;2)
- Shannon, C.E., Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication. University Illinois Press, Urbana, IL.
- Simonson, T. D., & Lyons, J. (1995). Comparison of catch per effort and removal procedures for sampling stream fish assemblages. *North American Journal of Fisheries Management*, 15(2), 419-427. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1995\)015<0419:COCPEA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1995)015<0419:COCPEA>2.3.CO;2)
- Surian, N. (2022). Fluvial changes in the Anthropocene: a European perspective. *In Treatise on geomorphology* (pp. 561-583). Elsevier. <https://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-818234-5.00109-7>
- Valenzuela-Aguayo, F., McCracken, G. R., Manosalva, A., Habit, E., & Ruzzante, D. E. (2020). Human-induced habitat fragmentation effects on connectivity, diversity, and population persistence of an endemic fish, *Percilia irwini*, in the Biobio River basin (Chile). *Evol Appl*, 13(4), 794-807. <https://doi.org/10.1111/eva.12901>
- Vila, I., & Habit, E. (2015). Current situation of the fish fauna in the Mediterranean region of Andean river systems in Chile. *FiSHMED Fishes in Mediterranean Environments* 2015.002: 19p
- Villéger, S., Grenouillet, G., & Brosse, S. (2014). Functional homogenization exceeds taxonomic homogenization among European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, 23(12), 1450–1460. <https://www.researchgate.net/publication/266563960>
- Von Schiller, D., Martí, E., Riera, J.L., Ribot, M., Marks, J.C., Sabater, F. (2008). Influence of land use on stream ecosystem function in a Mediterranean catchment. *Freshwater Biology*. 53, 2600–2612.
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., ... & Davies, P. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555-561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>
- Ward J. V. & Tockner K. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46: 807–819. <https://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00713.x>
- Wohl, E. (2020). Rivers in the Anthropocene: The US perspective. *Geomorphology*, 366, 106600. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.12.001>
- Wu H., Fang S., Yang Y., Cheng J. (2022). Changes in habitat quality of nature reserves in depopulating areas due to anthropogenic pressure: Evidence from Northeast China 2000–2018. *Ecol. Indic.* 138. doi: 10.1016/j.ecolind.2022.108844
- WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de la UNESCO). (2020). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2020: Agua y cambio climático. UNESCO. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000372985_spa
- Zhao Y., Qu Z., Zhang Y., Ao Y., Han L., Kang S., et al. (2022). Effects of human activity intensity on habitat quality based on nighttime light remote sensing: A case study of Northern Shaanxi, China. *Sci. Total Environ.* 851. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.158037

11. Anexos

Anexo 1

Figura 27

Superficie correspondiente al Humedal Urbano Cajón del Río Claro y Estero Piduco.



Anexo 2

Tabla 16

Descripción de la leyenda utilizada para clasificar uso de suelo según MapBiomias Chile.

Macro clase	Clase de MapBiomias	Descripción
Bosque	Bosque primario	Corresponde a un bosque diverso en cuanto a estructura vertical y horizontal dominada por especies nativas. Contienen individuos de gran tamaño, de acuerdo a su ecorregión, que permanecen estables durante el periodo de estudio.
	Bosque secundario	Corresponde a un bosque homogéneo en cuanto a estructura vertical y horizontal dominada por especies nativas. Contienen individuos de tamaños y edades similar, que pueden o no permanecer estables durante el periodo de estudio.
	Bosque achaparrado	Formaciones vegetales dominadas por especies de árboles nativos que se caracterizan por la presencia de árboles de baja altura y un bosque muy denso.
Humedal	Humedal	Ecosistemas asociados a sustratos saturados de agua en forma temporal o permanente. Para efectos de delimitación, se considera la presencia de vegetación hidrófila.
Pradera y matorral	Pastizal	Áreas dominadas por vegetación natural herbácea.
	Matorral	Formaciones vegetales dominadas por especies arbustivas o arbóreas de baja altura (menores a 2 metros).
Plantación forestal	Silvicultura	Zonas cubiertas por especies exóticas de interés forestal, mayoritariamente de los géneros Pinus y Eucalyptus.
Agropecuario	Agricultura	Zonas cubiertas por cultivos anuales, temporales y/o perennes, activos o en barbecho. Se incluyen huertos, frutales, viñas e invernaderos.
	Pastura	Zonas cubiertas por vegetación herbácea, vinculadas a la actividad pecuaria.

Infraestructura	Infraestructura	Zonas urbanas e industriales, vías principales y otras estructuras artificiales como puertos marítimos y aéreos.
Área sin vegetación	Arena, Playa y Duna	Zonas cubiertas por distintos tipos de arena con nula o escasa vegetación.
	Afloramiento Rocoso	Corresponden a áreas con rocas expuestas y se encuentran por lo general en áreas de alta pendiente o severamente erosionado.
	Otra área sin vegetación	Superficies de suelos desnudos o con escasa vegetación, ya sea de origen natural o antrópico.
Río y lago	Río y lago	Zonas cubiertas con agua de manera permanente, de origen natural o antrópico.
Hielo y nieve	Hielo y nieve	Zonas con cobertura de nieve o hielo de forma permanente y superficial, localizada generalmente en las cumbres andinas. No incluye a los glaciares de escombros o cubiertos.

Fuente: MapBiomias 2024

Anexo 3

Tabla 17

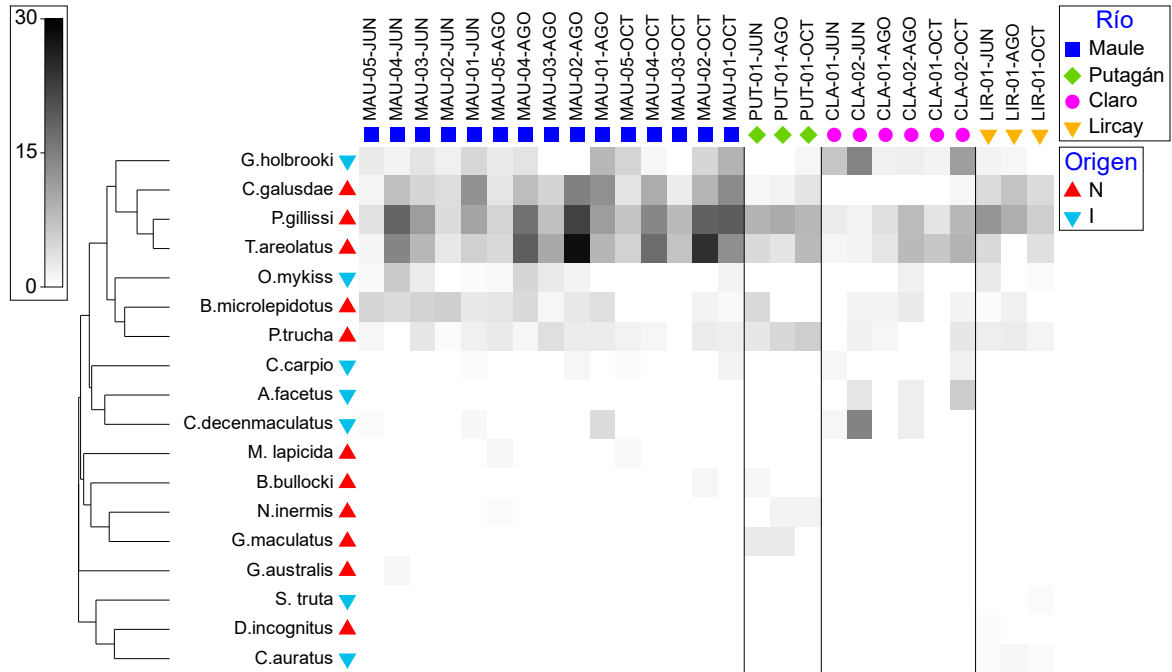
Variables utilizadas finalmente en el análisis estadístico. En la tabla se presenta el tipo de variables y las correlaciones con otras variables.

Tipo de variable	Variable	Correlación
Variables del hábitat local	Profundidad media	Profundidad alta- Profundidad baja
	Velocidad corriente media	Velocidad corriente alta- Velocidad corriente baja
	Temperatura del agua	Ninguna
	pH	Ninguna
	Conductividad	TDS
	O2	O2%
	Turbidez	Ninguna
	Tipo Ambiente	Ninguna
	Sombreado	Ninguna
	Tipo de sustrato	Ninguna
	tasa de relleno	Ninguna
	Entorno directo	Ninguna
	Entorno indirecto	Ninguna
	Vegetación emergida	Vegetación sumergida
	Vegetación ribereña	Ninguna
	colmatación	Ninguna
Variables de la cuenca	Distancia desembocadura	Ninguna
	Q medio mensual	Ninguna
Variables de origen antrópico	Urbano %	Ninguna
	Bosque Nativo %	Ninguna
	Plantación %	Ninguna
	Agricultura %	Ninguna
	Presencia de efluentes	Ninguna
	Distancia barrera aguas arriba	Ninguna
	Extracción de áridos aguas arriba	Ninguna
	Extracción de áridos aguas abajo	Ninguna

Anexo 4

Figura 28

Gráfico de sombras basado en abundancia de peces.



Nota. La intensidad de color representa la abundancia relativa de cada especie en las estaciones y meses de muestreo, donde tonalidades más oscuras indican mayores abundancias. Las columnas corresponden a las estaciones agrupadas por río y mes de muestreo, mientras que las filas representan las especies registradas. Los símbolos laterales indican el origen de las especies (nativas o introducidas).

Tabla 18

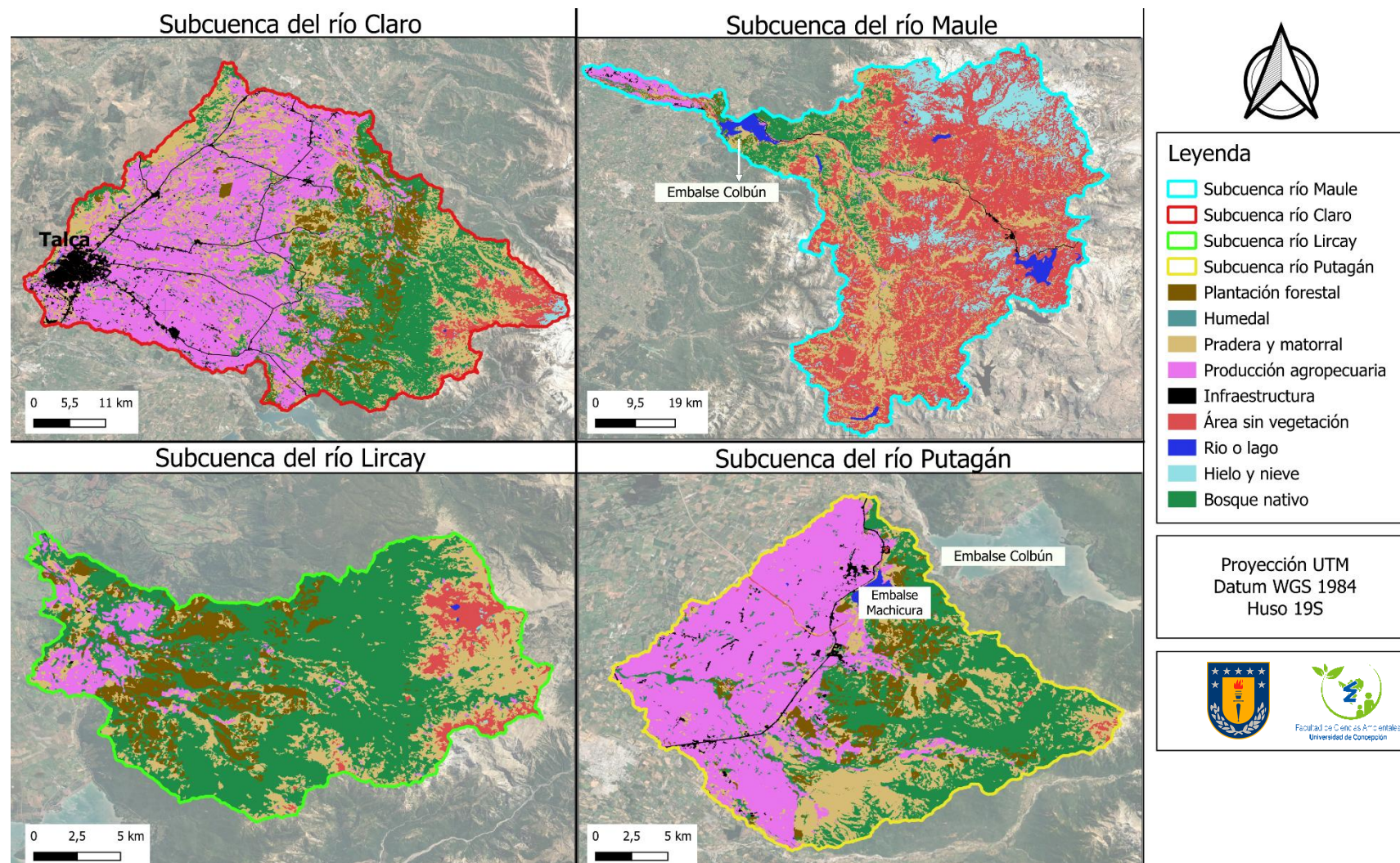
Abundancia de peces encontrados en las 9 estaciones a lo largo del río Maule en los meses de junio, agosto y octubre.

[illegible]

Anexo 6

Figura 29

Cartografía de uso de suelo por subcuenca.



Anexo 7

Tabla 19

Datos de riqueza y abundancia bruta para las estaciones durante los 3 meses de muestro.

Estaciones	Riqueza	Abundancia
MAU-05	11	864
MAU-04	8	1983
MAU-03	7	600
MAU-02	9	2747
MAU-01	9	3342
PUT-01	9	458
CLA-01	7	136
CLA-02	10	912
LIR-01	10	750