



Universidad de Concepción



Facultad de Ciencias Ambientales
Universidad de Concepción

**BASES PARA LA RESTAURACIÓN GEOMORFOLÓGICA
DE TRAMOS DE RÍOS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA
ESPECIE ENDÉMICA EN PELIGRO DE EXTINCIÓN**
PERCILIA GILLISSI

Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniero Ambiental

CRISTIAN ALEJANDRO CASTILLO CASTILLO

Profesora guía: Dra. Evelyn Habit Conejeros

Concepción (Chile), 2024

“BASES PARA LA RESTAURACIÓN GEOMORFOLÓGICA DE TRAMOS DE RÍOS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA ESPECIE ENDÉMICA EN PELIGRO DE EXTINCIÓN PERCILIA GILLISSI”

Profesor Guía: Dr. Evelyn Habit Conejeros



Profesor Co-Guía: Dr. Alberto Araneda Castillo



Profesor Comisión: Dr. Mauricio Aguayo Arias



CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MAXIMA

Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad : (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima (En Escala de 5,7 a 7,0)

Concepción, mayo 2024

CONTENIDO

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Problema ambiental global por la pérdida de Biodiversidad y de especies Endémicas.....	3
1.2. Conservación de Especies Endémicas	4
1.3. Estudio de la Condición corporal Geomorfología en la Restauración de Hábitats Fluviales	6
1.4. Conservación de Especies Dulceacuícolas Endémicas en Chile.....	8
1.5. Caso de <i>Percilia gillissi</i> , endémica de Chile.....	10
2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	12
3. OBJETIVOS	12
3.1. Objetivo General	12
3.2. Objetivos Específicos.....	12
4. METODOLOGÍA	13
4.1. Área de estudio.....	13
4.2. Objetivo específico 1: Caracterizar el estado de condición de poblaciones de <i>Percilia gillissi</i> en tramos de río de cuencas con baja intervención antrópica.	14
4.3. Objetivo específico 2: Describir las características geomorfológicas de las secciones de ríos con presencia de poblaciones de <i>Percilia gillissi</i>	18
4.4. Objetivo específico 3: Relacionar características poblacionales indicadoras de buena condición con las características geomorfológicas donde habitan poblaciones de <i>Percilia gillissi</i>	21
4.5. Objetivo específico 4: Proponer las principales variables geomorfológicas que deberían ser consideradas en la restauración de ríos para la mantención de <i>Percilia gillissi</i>	24

5.	Resultados	25
5.1.	Identificación y ubicación geográfica de tramos de ríos con presencia de <i>Percilia gillissi</i>	25
5.2.	Indicador de condición Índice de Masa Escalado (SMI) en cada una de las cuatro cuencas y comparación de los resultados entre ellas.	32
5.2.1.	Valores de SMI obtenidos en los dos tramos de la cuenca del río Imperial	33
5.2.2.	SMI alcanzado en los tres tramos de la cuenca del río Toltén.....	34
5.2.3.	Valores de SMI calculados en los 19 tramos de la cuenca del río Valdivia	36
5.2.4.	SMI resultante del cálculo en los dos tramos de la cuenca del río Bueno	39
5.3.	Evaluación de la condición de poblaciones de <i>P. gillissi</i> a través de un sistema de clasificación basado en cuartiles.....	40
5.4.	Descripción de las variables geomorfológicas por tramos fluviales con datos de presencia de <i>P. gillissi</i>	43
5.4.1.	Identificación de variables geomorfológicos que influyen en la condición de <i>P. gillissi</i>	46
5.4.2.	Variables geomorfológicas significativamente relacionadas con la condición de <i>P. gillissi</i> por escala geomorfológica	47
5.4.3.	Visualización de variables significativas en tramos con SMI alto.....	48
5.5.	Bases para la Restauración Geomorfológica en tramos fluviales	51
6.	DISCUSIÓN	56
7.	CONCLUSIÓN	65
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	66
9.	ANEXO.....	70

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Resumen de las 16 variables de caracterización geomorfológica reconocidas en las cuencas andinas estudiadas	19
Tabla 2: Datos biológicos de las poblaciones de <i>P. gillissi</i> en los 27 tramos con datos de la especie identificados en las 4 cuencas de estudio. N= datos de <i>Percilia gillissi</i> en cada tramo; LT= largo total promedio; W= Peso promedio.....	25
Tabla 3: Matriz con el grado de diferencia presentado entre cada cuenca a partir del análisis de Tukey. En rojo se resaltan los tramos significativamente diferentes. ...	33
Tabla 4: Matriz comparativa con la diferencia presentada entre los dos tramos de la cuenca del río Imperial a partir del análisis de Tukey. En rojo se resaltan los tramos significativamente diferentes.	34
Tabla 5: Matriz que presenta los resultados del análisis de Tukey realizado entre los 3 tramos de la cuenca del río Tolten. En rojo se resaltan los tramos significativamente diferentes.	36
Tabla 6: Matriz con datos de las diferencias presentadas entre los 19 tramos de la cuenca del río Valdivia, obtenidos del análisis de Tukey. En rojo se resaltan los tramos significativamente diferentes	38
Tabla 7: Grado de diferencia presentadas entre los tres tramos de la cuenca del río Bueno a partir del Análisis de Tukey. En rojo se resaltan los tramos significativamente diferentes.	40

Tabla 8: Categorías de condición de *P. gillissi* a partir de la mediana de sus SMI obtenidos en los 27 tramos estudiados. 42

Tabla 9: Características geomorfológicas de tramos con presencia de *P. gillissi*, ordenados según el SMI de los peces, desde mayor a menor mediana. Se presentan los resultados para cada una de las 13 variables geomorfológicas y de precipitación. La separación entre conjuntos de tramos representa las poblaciones caracterizadas como Alta, Media y Baja condición. Pp anual: Precipitación media anual, P derecha: Pendiente a la derecha del valle, P izquierda: Pendiente a la izquierda del valle, P abajo: Pendiente aguas abajo del valle, A valle: Ancho promedio del fondo del valle, A_micro: Ancho promedio del valle, Rat_valle: Relación entre el ancho del valle y el ancho del fondo del valle, Ancho_Ca: Ancho promedio del canal, S_cauce: Sinuosidad del cauce, S_BCanal: Sinuosidad de la banda del canal, L_Bcanal: Longitud promedio de la banda del canal, Can_Cana: Cantidad de canales..... 44

Tabla 10: Coeficientes de correlación de Pearson presentados entre las 13 variables geomorfológicas y los 8 mayores valores de SMI. En rojo se encuentran resaltados los coeficientes significativamente correlacionados..... 47

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Área de estudio correspondiente a las cuencas de los ríos Imperial, Toltén, Valdivia y Bueno..... 13

Figura 2: Histograma que representa la distribución normal que presentan los datos de SMI..... 17

Figura 3: Ubicación de los tramos con datos de *P. gillissi* en la cuenca del río Imperial. a) Cuenca río Imperial junto a sus dos tramos de estudio; b) Tramo 1 en el río Cautín junto a sus tres puntos de muestreo; c) Tramo 2 en el río Quepe junto a sus tres puntos de muestreo. 26

Figura 4: Tramos de los ríos Curaco, Toltén y Donguil con datos de *P. gillissi* en la cuenca del río Toltén; a) Cuenca río Toltén y sus tres tramos con datos de *P. gillissi*; b) Tramo 3 en el río Curaco y su único punto de muestreo; c) Tramo 4 en el río Toltén junto a sus dos puntos de muestreo; d) Tramo 5 en el río Donguil y sus dos puntos de toma de muestras. 27

Figura 5: Cuenca río Valdivia junto a la referencia geográfica de los 19 tramos de ríos con datos de *P. gillissi* en la cuenca..... 28

Figura 6: Representación geográficas de los tramos 6, 7 ,8 ,9 ,10 y 11 ubicados en la cuenca del río Valdivia; a) Tramos 6 y 7 con sus respectivos puntos de muestreo, en el estero Linoico y en el río Hueninca, respectivamente; b) Tramo 8 en el río Los Nadis; c) Tramos 9 y 10 en los ríos Chanchán y Llanquihie, respectivamente; d) Tramo 11 en el río Enco. 29

Figura 7: Representación geográficos correspondiente desde el tramo 12 al 24 en la cuenca del río Valdivia; a) Tramo 12 y 13 en el lago Riñihue y tramo 14 en el río

San Pedro; b) Tramos 15 y 16 en el río San Pedro; c) Tramos 17, 18 y 19 en el río San Pedro; d) Tramos 20 y 21 en el río San Pedro; e) Tramos 22, 23 y 24 en el río San Pedro. 30

Figura 8: Tramos de los ríos Calcurrupe, Pilmaiquén y Rahue con datos de *P. gillissi* dentro de la cuenca del río Bueno; a) Cuenca del río Bueno junto a los tres tramos estudiados; b) Tramo 25 en el río Calcurrupe; c) Tramo 26 en el río Pilmaiquén; d) Tramo 27 en el río Rahue. 31

Figura 9: SMI promedio alcanzado en cada una de las cuatro cuencas de estudio, junto al error estándar presentado en ellos. 32

Figura 10: SMI promedio junto a su error estándar en los dos tramos de la cuenca del río Imperial..... 34

Figura 11: SMI promedio y error estándar alcanzado en cada uno de los tres tramos de la cuenca del río Toltén. 35

Figura 12: SMI promedio de los 19 tramos identificados con datos de *P. gillissi* en la cuenca del río Valdivia. 37

Figura 13: SMI promedio de cada uno de los tres tramos (25, 26 y 27), junto a su error estándar, de la cuenca del río Bueno. 39

Figura 14: Mediana de SMI por cuartiles y categoría de condición de *P. gillissi*. La caja representa los cuartiles 1 y 3. Los bigotes muestran el mínimo y el máximo valor en la muestra..... 41

Figura 15: Porcentaje de variables significativamente correlacionadas con los altos valores de SMI por tipo de escala.	48
Figura 16: Imágenes satelitales y valores alcanzados en las variables geomorfológicas para cada uno de los ocho tramos con mayor SMI que caracterizaron poblaciones de <i>P. gillissi</i> con una alta condición.	51
Figura 17: Variación de la pendiente aguas abajo del valle (en grados °) en los tramos con SMI elevado	52
Figura 18: Ancho promedio del canal (m) en los tramos donde <i>P. gillissi</i> fue clasificada con una alta condición.	53
Figura 19: Longitud promedio de la banda del canal (m) en tramos donde las poblaciones de <i>P. gillissi</i> alcanzaron un alto SMI.	54
Figura 20: Rango de fluctuación de la sinuosidad de la banda del canal en tramos con un alto SMI alcanzado por las poblaciones de <i>P. gillissi</i>	55

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Índice de Fulton (K) promedio en cada una de las cuatro cuencas de estudio; Imperial, Toltén, Valdivia y Bueno.	70
Anexo 2: Índice de Fulton (K) en cada uno de los dos tramos que contenían datos de <i>P. gillissi</i> en la cuenca del río Imperial.....	71
Anexo 3: Índice de Fulton (K) promedio de cada uno de los tres tramos identificados en la cuenca del Toltén.	72
Anexo 4: Promedio del índice de Fulton (K) en cada uno de los 19 tramos estudiados en la cuenca del río Valdivia.	73
Anexo 5: Promedio para cada uno de los tres tramos del Índice de Fulton (K) en la cuenca del río Bueno	74

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero expresar mi más profundo y sincero agradecimiento a mi madre, Susana. Su amor incondicional, apoyo constante y sacrificios han sido la base de mi educación y formación. Mamá, gracias por creer en mí y por estar siempre a mi lado, dándome fuerzas para superar cada obstáculo.

A mis abuelitos Marta y Luis, quienes han sido una fuente constante de amor y sabiduría. A mi abuelita Marta, que en paz descansa, quiero agradecerle por todo su cariño y enseñanzas que siempre llevaré en mi corazón. Y a mi abuelito Luis, gracias por su apoyo incondicional y por ser un ejemplo a seguir.

A mi tía Gisela, gracias por acogerme y recibirme en su casa con tanto cariño. Tu hospitalidad y generosidad han sido fundamentales para mí durante este tiempo. A mi prima Nicole, gracias por tu apoyo y compañía, tu presencia ha hecho de esta experiencia algo mucho más llevadero y agradable.

A mi tía Liliana, gracias por tu constante apoyo, preocupación y palabras de aliento.

También, quiero expresar mi más sincero agradecimiento a mi profesora guía, la Dra. Evelyn Habit, por su invaluable apoyo y guía durante todo el proceso de elaboración de mi tesis. Su sabiduría, experiencia y orientación fueron fundamentales para que pudiera llevar a cabo mi investigación de manera exitosa.

A mi profesor co-guía Alberto Araneda, gracias por su valiosa guía y consejos a lo largo de esta investigación y al profesor Mauricio Aguayo, gracias por sus importantes observaciones y sugerencias, que han contribuido significativamente a la mejora de este trabajo.

Además, quiero agradecer sinceramente a mi compañera Danitza Bravo por su colaboración, apoyo y amistad durante todo este proceso.

Finalmente, quiero agradecer a todos aquellos que, de alguna manera, han contribuido a la realización de esta tesis.

RESUMEN

Los peces de agua dulce son un grupo de animales muy diversos y valiosos, que proveen beneficios ecológicos, sociales y económicos a millones de personas. Sin embargo, los peces de agua dulce se encuentran en una grave crisis, ya que uno de cada tres especies está en riesgo de extinción y muchas ya han desaparecido. Las principales amenazas que enfrentan los peces de agua dulce son la destrucción y fragmentación de sus hábitats, la sobreexplotación, la contaminación, las especies invasoras y el cambio climático.

Ante este escenario, la restauración geomorfológica de tramos de ríos surge como una estrategia clave para la conservación de los peces de agua dulce y la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos.

La condición física de los peces de agua dulce es un indicador de su salud, adaptación y supervivencia. Sin embargo, la condición física puede estar determinada por las características geomorfológicas de los ríos y cuencas donde habitan los peces. El objetivo de este estudio fue evaluar la relación entre la geomorfología a nivel de tramos de ríos y la condición de la especie *Percilia gillissi*, un pez endémico de Chile que habita en ríos de la zona central y sur del país, con el fin de elaborar una base para una futura restauración fluvial que busque la conservación de la especie. Se utilizó el índice de condición SMI, que se basa en la relación entre el peso y la longitud de los individuos, como medida de la condición física de las poblaciones de *P. gillissi*. Para ello, se utilizaron datos del peso y la longitud de los individuos de *P. gillissi*, obtenidos de una base de datos realizada por el Laboratorio de Ecología y Conservación de Peces de Agua Dulce del Centro EULA de la Universidad de Concepción, y datos de 16 variables geomorfológicas a escala de cuenca, valle y canal, obtenidos de una base de datos de caracterización geomorfológica de cuencas andinas del país, elaborada por Habit et al. (2022). Se correlacionaron los valores de SMI de *P. gillissi* con los valores de las variables geomorfológicas, utilizando el coeficiente de correlación de Pearson.

Los resultados mostraron que tres variables geomorfológicas se correlacionaron significativamente con los valores más altos de SMI: la pendiente aguas abajo del

valle, el ancho promedio del canal y la longitud promedio de la banda del canal. También se observó una notable variabilidad en la condición de *P. gillissi* entre cuencas e incluso dentro de cada cuenca.

Estos hallazgos sugieren que la geomorfología a nivel de tramos de ríos juega un papel importante en la condición de *P. gillissi*, al influir en la calidad y la cantidad de los hábitats disponibles para esta especie. Sin embargo, también indican que la condición de *P. gillissi* no depende solo de la geomorfología, sino también de otros factores biológicos y ecológicos que determinan su adaptación y supervivencia.

Por lo tanto, se propone que la restauración geomorfológica de tramos de ríos debe considerar las variables geomorfológicas que se correlacionaron significativamente con los altos valores de SMI, pero además se debe tener en consideración las condiciones biológicas de los ecosistemas fluviales, y debe adaptarse a las condiciones específicas de cada tramo, río y cuenca.

En resumen, este estudio aporta información valiosa sobre las relaciones entre la geomorfología de los tramos de ríos y la condición de *P. gillissi*, para que pueda ser utilizado en la implementación de medidas efectivas para la conservación de esta especie, principalmente, la restauración fluvial de tramos de ríos y también, en la translocación de ejemplares hacia zonas con condiciones geomorfológicas más favorables.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Problema ambiental global por la pérdida de Biodiversidad y de especies Endémicas.

Biodiversidad se refiere a la variedad de todos los tipos y formas de vida, desde los genes a las especies, a través de una amplia escala de ecosistemas (Gaston & Spicer, 1998). Debido a la acción humana muchas especies están en peligro de extinción poniendo en riesgo la biodiversidad del planeta.

El constate deterioro en el hábitat y el incremento en el cambio climático han provocado que la biodiversidad se vea afectada en el planeta. Una posible extinción o disminución en la biodiversidad planetaria provocaría graves efectos, ya que las distintas especies son las responsables de los ciclos de materia y flujo de energía que generan o proporcionan los distintos servicios ecosistemas que los seres humanos requerimos diariamente (Tellería, 2013).

De acuerdo con el Informe de evaluación sobre el uso sostenible de las especies silvestres de la IPBES del año 2022, alrededor de 50.000 especies silvestres en el mundo son utilizadas como fuente de alimento, de energía, como medicina o como fuente de otros materiales por cerca de mil millones de personas. También se destaca el uso cultural y como fuente de recursos económicos que se le da a miles de especies silvestres. Es por ello, que la pérdida de la biodiversidad alrededor del mundo traería consecuencias catastróficas para la humanidad, debido a que los servicios ecosistémicos proporcionados por las distintas especies son vitales para la subsistencia de las personas.

Dentro de la diversa y amplia biodiversidad existente en el mundo, uno de los grupos que se encuentra más amenazado y que a la vez es de vital importancia para mantener saludables los ecosistemas y junto con ello los servicios que estos brindan, son las llamadas especies endémicas.

El término endemismo hace referencia a una especie que es propia de un área restringida en el mundo y que, por lo tanto, no es posible encontrar en un lugar diferente (Morrone, 2008). Debido a lo anterior, las especies endémicas tienden a encontrarse en áreas aisladas y donde su movilidad se ve restringida, lo que dificulta

su propagación o extensión por un área geográfica más extensa. En consecuencia, esto conlleva que estas especies evolucionen y se adapten a las condiciones específicas que presenta su hábitat, dificultando su adaptación, en caso de presentarse, a nuevas condiciones ambientales.

Debido a todo lo anterior, vale decir, área de distribución geográfica reducida, especificidad de su hábitat y además de la escasa abundancia que presentan las poblaciones de especies endémicas, implica que estas especies sean más vulnerables a la extinción que otras especies comunes y más extendidas (Cowling, 2001).

Conservar la biodiversidad de plantas y animales es de gran importancia ya que las diferentes especies existentes alrededor del mundo constituyen un recurso natural valioso, en términos económicos, culturales, estéticos, científicos y educativos (Dudgeon et al., 2007). Las especies endémicas en particular constan con un valor especial que no sólo se limita al rol que cumplen dentro su ecosistema, sino que también al aporte cultural que puede ejercer sobre una comunidad. Dependiendo de la zona geográfica, especies endémicas han sido utilizadas por comunidades a lo largo de la historia como parte de sus costumbres, de su alimentación y de uso medicinal (Velarde, 2015). Desde un punto de vista ecológico se puede destacar que las especies endémicas forman parte de la cadena trófica de su entorno, debido a lo cual una disminución en su población o una posible extinción traería consigo serios problemas para ese ecosistema, ya que se rompería el equilibrio existente, ocasionando que todas las demás especies que se relacionan con la especie en problemas de conservación se vean afectadas (Navarro et al., 2013). Además, el endemismo puede ser utilizado como un indicador para identificar y seleccionar zonas prioritarias que requieren de algún plan de conservación.

1.2. Conservación de Especies Endémicas

La degradación y destrucción del hábitat de especies endémicas constituyen actualmente los principales factores de amenaza para la conservación y preservación de este grupo (Burlakova et al., 2011). Es por ello que trabajar en programas que vayan en dirección de tratar estas problemáticas se ha convertido

en una necesidad latente para la conservación de especies que actualmente se ven amenazadas y corren un serio riesgo de extinguirse. Son variados los métodos que se utilizan para conservar la biodiversidad de una región o para proteger especies amenazadas o en peligro, encontrándose técnicas *in situ* y técnicas *ex situ*.

Un método *in situ* bastante popular son las reservas o parques naturales, siendo uno de los métodos más extendido alrededor del mundo y que ha demostrado una gran efectividad a la hora de evaluar sus objetivos. Un ejemplo de la efectividad y éxito que tiene la implementación de reservas para la conservación de especies amenazadas es el caso de las micro reservas de plantas establecidas en la Comunidad Valenciana, España, donde a décadas de su puesta en marcha se han logrado evidenciar importantes avances en la conservación de las especies endémicas y amenazadas que eran el foco del programa. Se ha podido observar cómo ha aumentado considerablemente el tamaño poblacional de las plantas principalmente en aquellas áreas que están fuera de los parques nacionales, lo que demuestra que la creación de pequeñas reservas enfocadas en una zona y una cantidad de especies específicas puede ser realmente eficiente (Laguna et al., 2016).

Por otro lado, algunos métodos *ex situ* de conservación de especies amenazadas incluyen sacar a los miembros de una población amenazada de su hábitat natural y mantenerlos en condiciones artificiales o reintroducirlos inmediatamente en lugares dentro de su área de distribución histórica, o bien, introducirlos con menos frecuencia en áreas fuera de su área de distribución nativa (Primack, 1993).

Ejemplo de aquello es el “Plan de recuperación del cangrejo de río gigante de agua dulce (*Astacopsis gouldi*)” endémico de la isla de Tasmania, Australia. Dentro del plan de recuperación algunas de las estrategias que se plantean y que se tienen en consideración son las de reintroducción y traslocación de ejemplares de la especie hacia zonas donde previamente se hayan eliminado los impactos y amenazas para la habitabilidad del cangrejo siguiendo todas las normas y directrices emanadas por la UICN y por el Gobierno, tanto local como nacional de Australia y de la

Mancomunidad de Naciones (Departamento de Medio Ambiente y Energía Australiano, 2017).

1.3. Estudio de la Condición corporal Geomorfología en la Restauración de Hábitats Fluviales

La condición de los peces es un indicador de su salud y vitalidad, las cuales determinan su capacidad para sobrevivir, crecer y reproducirse en su entorno. Esta condición depende de varios factores, como la alimentación, el hábitat, la competencia, las enfermedades y los depredadores. Para evaluarla, se utiliza la relación longitud-peso, que compara la masa corporal con la longitud del pez (Bolger & Connolly, 1989). Los peces crecen toda su vida y se espera que, en una buena condición, a mayor longitud, mayor sea su peso o biomasa. El peso de un pez también está influenciado por la reproducción, ya que un pez reproductivo tiene gónadas más grandes y pesadas (Wootton, 1998). Una relación longitud-peso alta significa que el pez está bien alimentado y/o reproductivo, lo que refleja un buen estado de salud y un éxito biológico. Una relación longitud-peso baja, en cambio, puede señalar subalimentación, enfermedad u otros problemas que afecten su bienestar (Froese, 2006). La relación longitud-peso es una herramienta útil para monitorear la salud de las poblaciones de peces y aportar información para su gestión y conservación.

De acuerdo con el informe *The World's Forgotten Fishes* (2021), alrededor de un tercio de los peces de agua dulce en el mundo corren riesgo de extinguirse, debido principalmente a la construcción de represas, sobreexplotación de recursos hídricos, la contaminación por actividades agrícolas o industriales y la destrucción de hábitats. Para intentar revertir la situación en términos de calidad de hábitat, sería necesario realizar una restauración de estos. La restauración de Hábitats tiene como objetivo proporcionar condiciones óptimas para que una o más especies puedan habitar y desarrollarse, pudiendo aplicarse en zonas de variado tamaño, desde pequeños hábitats urbanos, hasta ecosistemas de mayor extensión como un río o un lago. Generalmente para lograr los objetivos se intenta recrear el hábitat a

como era previamente, basándose en registros históricos o en ecosistemas de referencia cercanos al área a intervenir (Miller & Hobbs, 2007).

Un factor crucial por considerar para lograr una exitosa restauración fluvial es comprender las variables geomorfológicas presentes y dominantes en el área sujeta al proceso de recuperación. El estudio de la geomorfología fluvial tiene como objetivo primordial analizar las relaciones entre las propiedades físicas de un río, el transporte de sedimentos a lo largo de su flujo y la formación de las características aluviales resultantes de dicho transporte (Richard, 1987). Además de estas interacciones físicas, la geomorfología fluvial también se interesa por examinar las relaciones entre la biota presente y las condiciones físicas, las cuales desempeñan un papel crucial y son de gran importancia en esta disciplina (Lewin et al., 2018). Por lo tanto, comprender tanto las interacciones físicas como las relaciones entre la biota y las condiciones geomorfológicas es esencial para llevar a cabo una restauración fluvial efectiva.

La restauración de hábitats a gran escala se ha venido explorando y practicando de forma cada vez más recurrente. Los resultados por lo general son positivos, no obstante, en algunos casos es necesario realizar un seguimiento por un periodo de tiempo más extenso para así poder evidenciar los verdaderos resultados en la restauración ecológica. Un ejemplo de restauración es la Restauración de *Little Rapids*, proyecto llevado a cabo sobre el río St. Marys, Michigan, el cual había sido catalogado como Área de Preocupación debido al gran deterioro causado por diversas formas de intervención como lo son los rellenos, desvíos o dragados. Para lograr la restauración se construyó una estructura de puente o alcantarilla con la que se logró recuperar el sistema de rápidos existentes en ese tramo del río previo a todas las intervenciones realizadas sobre él (Molina-Moctezuma et al., 2021).

En relación con los resultados obtenidos, se han observado variaciones significativas. Por un lado, se ha logrado la recuperación de la morfología del área intervenida y se ha observado un incremento en la velocidad del caudal. Sin embargo, al evaluar el impacto en la fauna íctica, se han obtenido datos dispares. Si bien se ha registrado un aumento en las poblaciones de algunas especies

objetivo, en otras no se han encontrado ejemplares o no se ha evidenciado un incremento en sus números (Molina-Moctezuma et al., 2021).

1.4. Conservación de Especies Dulceacuícolas Endémicas en Chile

De acuerdo con el Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres (2022), en Chile existen alrededor de 470 especies endémicas que se encuentran dentro de las categorías de conservación “En Peligro” o “En Peligro Crítico”, correspondiendo la mayoría de ellas a miembros del reino *Plantae*.

Debido al estado de conservación de gran parte de la biodiversidad nacional es que en el año 2017 salió a la luz la nueva Estrategia Nacional de Biodiversidad con uno de sus puntos enfocado especialmente en la conservación de las especies nativas, teniendo como objetivo para el año 2030 disminuir la cantidad de especies que se encuentran con problemas de conservación (En Peligro Crítico, En Peligro, Vulnerable), así como también, contar con una normativa robusta que vaya en dirección del cuidado de las especies endémicas.

Por otra parte, en el año 2014, se envió un proyecto de ley al Congreso Nacional que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas y el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, cuya aprobación aún no se ha completado, estando actualmente solo aprobado por la Cámara de Diputados y esperando su trámite en el Senado. Este nuevo servicio, dependiente del Ministerio de Medio Ambiente, será el encargado de la conservación de la biodiversidad.

Uno de los grupos de vertebrados que se encuentra más amenazado en el territorio nacional corresponde a la ictiofauna dulceacuícola, la cual se encuentra compuesta por 11 familias, 17 géneros y alrededor de 44 especies, incluyendo dos lampreas (Habit et al., 2006). Según registros del Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres (2022), existen 23 especies de peces endémicos que se encuentran en un estado crítico de conservación, estando catalogados dentro de las categorías En Peligro o En Peligro Crítico.

Con el objetivo de salvaguardar la fauna íctica de agua dulce, se han implementado diversas regulaciones. Un ejemplo de ello es el Decreto Exento N° 878-2011, el cual

establece una veda extractiva de 15 años, a partir de su fecha de promulgación, para 15 especies de agua dulce endémicas del territorio nacional. Esta medida se ha implementado con el propósito de preservar y proteger dichas especies a largo plazo.

Este deterioro en la condición de conservación de la ictiofauna nativa de ríos nacionales se debe a una acumulación de acciones y/o actividades en su mayoría antrópicas, pudiendo diferenciarse dos tipologías principales, por un lado, existen amenazas biológicas y por otro, amenazas físicas que alteran el hábitat natural y los ecosistemas endémicos. Dentro de las amenazas biológicas la más significativa es la introducción de especies exóticas, 22 en total, los cuales han impactado negativamente sobre la fauna nativa. En cuanto a amenazas físicas estas son variadas, pero todas tienen su origen en actividades antrópicas. Algunas de estas actividades que se pueden mencionar son la construcción de embalses para centrales hidroeléctricas, la extracción de agua para riego, el vertido de residuos industriales líquidos y aguas servidas, la extracción de áridos, la canalización o semi canalización de los cauces, sustitución de bosque nativo por plantaciones forestales y contaminación difusa por pesticidas (Habit et al., 2006).

Algunas de las actividades mencionadas anteriormente generan perturbaciones en la geomorfología y en la dinámica natural de los ríos nacionales, alterando directamente la geometría del canal, la dinámica de los flujos de agua y el transporte y depósito de sedimentos, lo que puede tener consecuencias para la biodiversidad y el transporte de nutrientes, afectando la formación de hábitats acuáticos y provocando la degradación de los sistemas fluviales, lo que afecta de sobremanera a comunidades de peces dulceacuícolas (Andreoli et al. 2012).

Considerando la degradación geomorfológica de los ríos y la preocupante condición de la mayoría de los cuerpos de agua en el territorio nacional, es crucial impulsar la restauración fluvial como medida para proteger los hábitats de las especies de peces endémicos amenazados. La restauración de cursos fluviales, una técnica ampliamente desarrollada en Europa, Norteamérica y Australia (Roni y Becchie,

2013), ha recibido escasa atención en Latinoamérica y Chile no es una excepción, ya que no existen estudios o proyectos relacionados en este campo.

Aunque se han llevado a cabo investigaciones sobre la restauración de zonas ribereñas en Chile, no se ha abordado de manera integral la restauración a nivel de cuenca hidrográfica o de cursos fluviales. La falta de legislación específica y la ausencia de una participación más activa del Estado en este tema han sido obstáculos significativos (Romero et al., 2014).

Es fundamental reconocer la necesidad de establecer una legislación que aborde la restauración fluvial en Chile y promueva la participación activa del Estado. Esto permitiría desarrollar proyectos de restauración fluvial a gran escala, con el objetivo de revertir la degradación de la geomorfología de los ríos y proteger los hábitats acuáticos, especialmente para las especies endémicas amenazadas.

1.5. Caso de *Percilia gillissi*, endémica de Chile

Percilia gillissi, conocida comúnmente como carmelita, es una especie de pez de agua dulce, endémica de los ríos de la zona central y sur de Chile, perteneciente al orden Centrarchiformes y a la familia Perciliidae. Se distribuye desde la cuenca del río Aconcagua en la región de Valparaíso, hasta la cuenca del lago Llanquihue en la región de Los Lagos (Zunino et al., 1999). Se caracteriza por tener un cuerpo robusto y alcanzar un tamaño máximo que en promedio no supera los 90mm.

A partir de 2006, esta especie ha sido clasificada como protegida debido a su estado de conservación, el cual se atribuye principalmente a la alteración física de su hábitat y a la disminución de su abundancia (Campos et al., 1998). Como resultado, en el 5° Proceso de Clasificación de Especies realizado en 2009, fue clasificada en la categoría "En Peligro". Esta clasificación resalta la preocupación por su supervivencia y la necesidad de tomar medidas urgentes para proteger y preservar la especie.

Esta especie, junto con otras 14 especies de peces nativos de Chile, se encuentra bajo protección según lo establecido en el Decreto Exento N° 878-2011. Este decreto ha implementado una veda extractiva de 15 años con el objetivo de

preservar y conservar estas especies. La veda extractiva implica la prohibición de la captura o extracción de estas especies durante dicho período, con el fin de salvaguardar sus poblaciones y fomentar su recuperación.

Percilia gillissi enfrenta diversas amenazas significativas, entre las cuales se incluyen la depredación por especies introducidas (Habit et al., 2006) y la alteración del hábitat debido a actividades humanas. Estas actividades antrópicas incluyen la construcción de embalses para centrales hidroeléctricas, la canalización o semi-canalización de los cauces, lo que provoca una fragmentación severa de las poblaciones. Además, la extracción de agua para riego, el vertido de residuos líquidos industriales y aguas servidas, la extracción de áridos, la sustitución de bosques nativos por plantaciones forestales y la contaminación difusa por pesticidas (Habit et al., 2006) también generan impactos significativos.

Estas actividades antrópicas no solo afectan directamente a la especie, sino que también provocan alteraciones geomorfológicas en el hábitat fluvial. La construcción de embalses y la canalización de los cauces pueden ocasionar cambios en el flujo natural del río, causando fragmentación y degradación de los hábitats. Asimismo, la extracción de áridos y la sustitución de bosques nativos por plantaciones forestales pueden modificar la estructura del paisaje y alterar los procesos geomorfológicos naturales.

2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Existe una relación significativa entre las variables geomorfológicas a escala de tramos con la condición corporal de *Percilia gillissi*? ¿Cuáles son esas variables y cómo pueden utilizarse para fundamentar estrategias de restauración geomorfológica de tramos de ríos?

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo General

Determinar las variables geomorfológicas potencialmente restaurables para mantener poblaciones de *Percilia gillissi* en buena condición.

3.2. Objetivos Específicos

- I. Caracterizar el estado de condición de poblaciones de *Percilia gillissi* en tramos de río de cuencas con baja intervención antrópica.
- II. Describir las características geomorfológicas de las secciones de ríos con presencia de poblaciones de mejor condición de *Percilia gillissi*.
- III. Relacionar características poblacionales indicadoras de buena condición con las características geomorfológicas donde habitan poblaciones de *Percilia gillissi*.
- IV. Proponer las principales variables geomorfológicas que deberían ser consideradas en la restauración de ríos para la mantención de *Percilia gillissi*.

4. METODOLOGÍA

4.1. Área de estudio

La selección del área de estudio se basó en un criterio cuidadosamente delineado que contempló múltiples factores. En primer lugar, se consideraron las cuencas con registros históricos de la presencia de *Percilia gillissi*, así como aquellas cuencas con evidencia de muestreos más recientes de esta especie. Además, a través de una revisión bibliográfica y una evaluación científica, se eligieron cuatro cuencas andinas en el sur de Chile. Estas cuencas se destacaban por su menor intervención antrópica y, en consecuencia, presentaban un estado de conservación más prístino.

Las cuencas seleccionadas correspondieron a las del río Imperial, río Toltén, río Valdivia y río Bueno, ubicadas en un rango geográfico que abarca desde la región de La Araucanía hasta la región de Los Lagos, en un tramo comprendido entre las latitudes 37°49'S y 41°17'S (Figura 1).

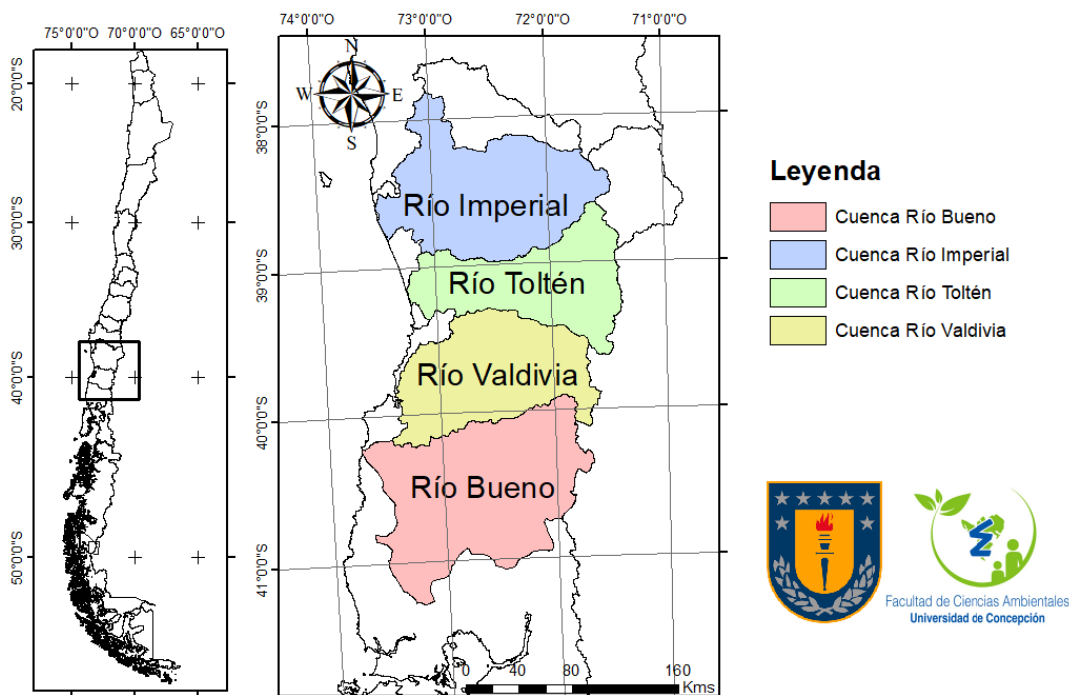


Figura 1: Área de estudio correspondiente a las cuencas de los ríos Imperial, Toltén, Valdivia y Bueno

4.2. Objetivo específico 1: Caracterizar el estado de condición de poblaciones de *Percilia gillissi* en tramos de río de cuencas con baja intervención antrópica.

Selección de cuencas con baja intervención antrópica:

Se llevó a cabo una evaluación detallada de las cuencas con presencia histórica y datos actualizados de *Percilia gillissi* para determinar su nivel de intervención antrópica. Se consideraron diversos indicadores de intervención humana, como la presencia de infraestructuras, el uso del suelo, la actividad industrial, entre otros. Estos criterios permitieron identificar cuencas que presentaban una menor alteración por influencia humana.

Después del análisis, se seleccionaron cuatro cuencas que cumplían con los criterios de baja intervención antrópica. Las cuencas elegidas para este estudio fueron la cuenca del Imperial, la cuenca del Toltén, la cuenca del Valdivia y la cuenca del Bueno.

Obtención de datos de presencia de peces:

Se accedió a una base de datos de presencia de peces elaborada por el Laboratorio de Ecología y Conservación de Peces de Agua Dulce (LEC-PAD) del EULA. Esta base de datos se encontraba en formato de tablas en un archivo xlsx, por lo cual debió ser trabajada en el programa Microsoft Excel. El archivo contenía registros de peso y longitud obtenidos a lo largo de estudios previos en la zona de estudio, así como también la posición geográfica de los diferentes puntos desde donde fueron obtenidas las muestras.

Posicionamiento geográfico de los puntos de presencia de *P. gillissi*

a) Google Earth:

La base de datos de presencia de *P. gillissi* contenía la latitud y longitud de los puntos desde donde se obtuvieron los ejemplares de la especie, identificándose 35 en total. Cada uno de estos puntos fue ubicado en el programa Google Earth Pro mediante la herramienta “Agregar marca de posición” siendo posteriormente exportados como un archivo kml.

Para poder ubicar cada punto de los diferentes tramos de ríos se debió hacer uso de una segunda base de datos que contenía el resultado final de un trabajo de caracterización de zonas de procesos funcionales (FPZ por sus siglas en inglés) de cuencas andinas de Chile, que fue realizado por académicos e investigadores de la Universidad de Concepción y otras universidades.

La base de datos se encontraba como un archivo en formato kmz que debía ser trabajado en Google Earth y contenía una caracterización geomorfológica por tramos de ríos con una longitud que variaba entre 1,5 y 3,0 kms.

El posicionamiento de los puntos de muestreo en los diferentes tramos permitió identificar un total de 27 tramos con datos de presencia de *P. gillissi*, los cuales fueron exportados como archivos kml.

b) ArcGis:

Para la realización de los mapas y representaciones geográficas de cada cuenca con sus respectivos tramos y puntos con presencia de *P. gillisii* se utilizó el software ArcGis 10.4.1.

En primer lugar, se obtuvo la red hídrica de cada una de las cuencas, así como de los límites de ellas los cuales fueron descargados desde el sitio web del Ministerio de Bienes Nacionales, Infraestructura de Datos Geospaciales. Luego se utilizó la herramienta “Seleccionar” para elegir las cuatro cuencas de estudio. Con la función “recortar”, se recortó cada red hídrica por su respectiva cuenca.

Para poder importar los tramos y puntos con presencia de *P. gillissi*, que previamente habían sido extraídos desde Google Earth Pro, se accedió la pestaña de “ArcToolbox” y se hizo uso de la “herramienta de conversión desde KML”.

Cálculo de los indicadores de condición por tramos:

Como parte de esta investigación, se llevó a cabo el cálculo del índice de Fulton (K) y del Índice de Masa Escalado (“Scaled Mass Index”, SMI por su sigla en inglés) con el propósito de establecer un indicador biológico que permitiera caracterizar la

condición de conservación de la especie en las diversas cuencas y sus respectivos tramos. Estos indicadores de condición se obtuvieron a partir de los datos de peso y longitud de los peces.

El índice de Fulton se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$K = \frac{P}{L^3} \times 100 \quad (1)$$

Donde P es el peso en gramos del pez; y L la longitud total del pez medida en centímetros.

Por otro lado, para el cálculo del SMI se empleó el método propuesto en “*New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method*” (Peig & Green 2009), utilizando la siguiente fórmula:

$$SMI = P \times \left[\frac{L_0}{LT} \right]^{b_{SMA}} \quad (2)$$

Donde P es el peso de cada pez en gramos; L_0 la longitud total promedio de cada población en centímetros; LT la longitud total de cada individuo en centímetros; y b_{SMA} la relación de pendiente entre el peso y la longitud total en cada población.

Elección de SMI como indicador de condición

Para cada cuenca, así como para sus respectivos tramos se calcularon ambos indicadores, obteniendo su media y mediana según correspondiera. Sin embargo, se optó por emplear el Scaled Mass Index (SMI) en lugar del índice de Fulton. Esta elección se fundamenta en que el índice de Fulton, debido a su simplicidad, no logra explicar de manera completa la variabilidad corporal que exhiben los individuos de una especie dentro de una misma población, ya que asume una isometría en el desarrollo de los peces. En contraste, el SMI demostró adaptarse de manera más efectiva a estas variaciones al buscar valores estándares para cada población, alineándose con la línea investigativa de este trabajo.

Normalidad:

Con el propósito de decidir el enfoque de análisis y las pruebas adecuadas para el estudio de los datos, incluyendo la consideración de utilizar pruebas paramétricas o no paramétricas, se ejecutó una prueba de normalidad para examinar la distribución y comportamiento de los datos.

De manera preliminar se realizó un histograma con el fin de obtener una idea visual de la distribución de los datos, revelando aparentemente un patrón de normalidad (Figura 1).

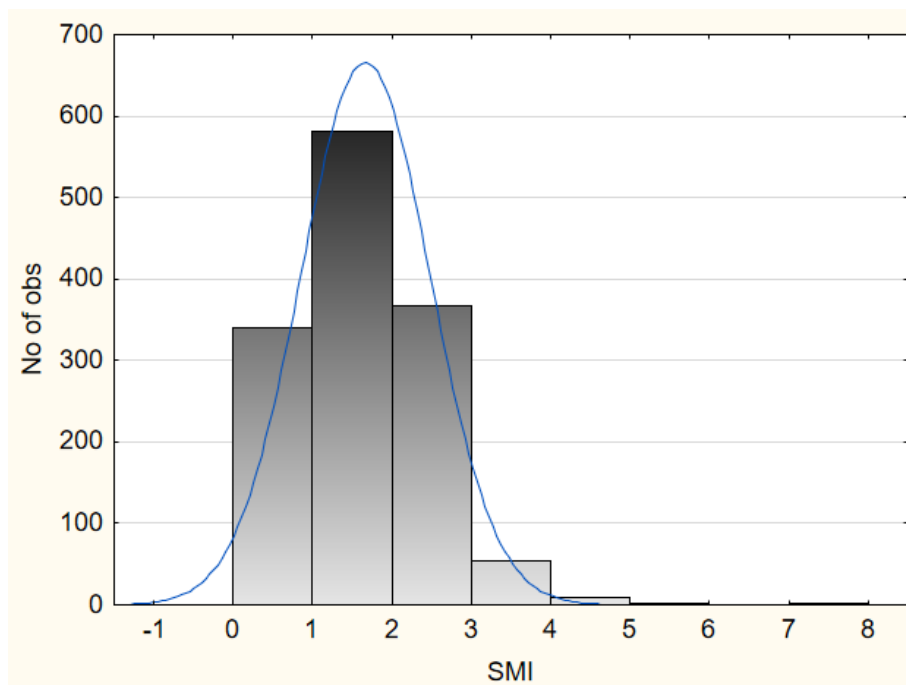


Figura 2: Histograma que representa la distribución normal que presentan los datos de SMI

Utilizando el software Statistica, se realizaron dos pruebas de normalidad: Shapiro-Wilk y Kolmogorov-Smirnov. Dada la cantidad de datos, 1355 en total, se optó por emplear la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Los resultados indicaron que los datos seguían una distribución normal, ya que el valor de p fue mayor a 0,20. Posteriormente, se empleó la prueba de normalidad para cada una de las poblaciones analizadas.

ANOVA

Al contar con datos que seguían una distribución normal se optó por realizar un análisis de varianza (ANOVA), para determinar la existencia de diferencias significativas entre las medias de los valores de SMI entre cuencas y entre los tramos de cada cuenca.

Para realizar el análisis, se empleó el programa Statistica, siguiendo la siguiente secuencia: Statistica >> Statistics >> ANOVA >> One-way ANOVA, con los factores “cuenca” o “tramo” según el análisis. Posteriormente, se seleccionaron las variables a relacionar y se procedió a exhibir todos los efectos.

TUKEY

Se optó por realizar el análisis Post Hoc de Tukey como parte de este estudio para identificar diferencias significativas entre pares, tanto entre cuencas como entre tramos. La elección de esta prueba se fundamentó principalmente en su sensibilidad para detectar diferencias entre pares, especialmente cuando las muestras presentan tamaños diversos. Esta característica resultó relevante en el contexto de este trabajo, donde algunos tramos exhibían un tamaño muestral considerablemente mayor que otros.

Para llevar a cabo el análisis, se prosiguió por la misma ruta utilizada para realizar el ANOVA. Sin embargo, en esta instancia, en lugar de mostrar todos los efectos, se seleccionó la opción de Post-hoc, donde se optó por la prueba Tukey HSD.

4.3. Objetivo específico 2: Describir las características geomorfológicas de las secciones de ríos con presencia de poblaciones de *Percilia gillissi*.

Estudio de variables geomorfológicas:

En este objetivo, se empleó la misma base de datos utilizada previamente para identificar los tramos de ríos con presencia de *P. gillissi*. La base de datos contenía información sobre 16 variables geomorfológicas que caracterizaban cada tramo a tres escalas: cuenca, valle y canal.

Las variables geomorfológicas fueron recopiladas por Habit et al. (2022) y abarcan aspectos como la pendiente, la sinuosidad y la altitud. En la Tabla 1 se presentan las variables, incluyendo sus unidades de medida, abreviaciones y fuentes de datos.

Tabla 1: Resumen de las 16 variables de caracterización geomorfológica e hidrológica reconocidas en las cuencas andinas estudiadas

Escala	Variable	Unidad	Abreviación	Fuente de datos
Cuenca	Elevación	m	ELE	12.5 m DEM CIREN
	Geología Dominante	-	GEO	Mapa geológico de Chile 1:1,000,000
	Precipitación media anual	mm	PRE	Ráster de precipitación WorldClim
Valle	Ancho del fondo del valle	m	VFW	Shapefile de llanura de inundación
	Ancho del valle	m	VW	Shapefile de valle
	Razón del ancho del valle al ancho del fondo del vale	m	RAT	Shapefiles de llanura de inundación y valle
	Pendiente a la derecha del valle	Grados	RVS	Ráster de pendiente
	Pendiente a la izquierda del valle	Grados	LVS	Ráster de pendiente
	Pendiente aguas abajo del valle	Grados	DVS	Ráster de pendiente
	Ancho promedio del canal	m	CMW	Shapefile de canal
	Longitud promedio de la banda del canal	m	CBL	Shapefile de canal

Canal	Sinuosidad de la banda del canal	-	CBS	Shapefile de canal Shapefile de red de ríos
	Sinuosidad del cauce	-	RCS	Shapefile de red de ríos Shapefile de valle
	Planimetría del canal	-	PLN	Imágenes satelitales
	Número de canales	-	NC	Imágenes satelitales
	Confinamiento	-	CO	Shapefiles de llanura de inundación y canal

Fuente: Latitudinal and Altitudinal Gradients of Riverine Landscapes in Andean Rivers, Habit et al, 2022.

Las 16 variables presentadas en la Tabla 1, que sirvieron como guía para toda la investigación, se definieron de la siguiente manera:

- a) Elevación: Es la altura de un punto sobre el nivel del mar.
- b) Geología Dominante: Se refiere al tipo de roca o material que predomina en la superficie terrestre de un área.
- c) Precipitación media anual: Es la cantidad promedio de lluvia o nieve que cae en un lugar durante un año.
- d) Ancho del fondo del valle: Es la distancia horizontal entre las laderas del valle en su punto más bajo.
- e) Ancho del valle: Es la distancia horizontal entre las crestas de las laderas del valle.
- f) Razón del ancho del valle al ancho del fondo del valle: Cociente entre el ancho total del valle y el ancho del fondo del valle.
- g) Pendiente a la derecha del valle: Es la inclinación de la ladera derecha del valle, medida en grados.
- h) Pendiente a la izquierda del valle: Es la inclinación de la ladera izquierda del valle, medida en grados.

- i) Pendiente aguas abajo del valle: Es la inclinación del fondo del valle en dirección al curso de agua, medida en grados.
- j) Ancho promedio del canal: Distancia promedio entre las orillas del canal.
- k) Longitud promedio de la banda del canal: Es la longitud media de la banda que define el curso del río o arroyo.
- l) Sinuosidad de la banda del canal: Grado de curvatura de la banda de la ribera del canal.
- m) Sinuosidad del cauce: Grado de curvatura del curso principal del agua.
- n) Clase de forma del canal: Es una clasificación de la forma del canal del río o arroyo.
- o) Número de canales: Es el número de canales o cursos de agua que presenta el río.
- p) Confinamiento: Se entiende como la contención lateral del río y el grado de incisión en el fondo del valle. Determina la relación entre el ancho del área propensa a las inundaciones y el ancho de la superficie total del canal activo.

4.4. Objetivo específico 3: Relacionar características poblacionales indicadoras de buena condición con las características geomorfológicas donde habitan poblaciones de *Percilia gillissi*

Identificación de valores altos de SMI indicadores de buena condición poblacional

La utilización de SMI como indicador de condición de peces no es algo que esté plenamente desarrollado o expandido alrededor del mundo. En particular, para la especie *P. gillissi* nunca ha sido descrito o utilizado como indicador para medir la condición o salud de la especie. Debido a esto, se ha establecido un criterio innovador en este sentido, que responde a cuestiones matemáticas pero que no desconocen la naturaleza biológica de la investigación.

El criterio establecido ha sido aplicar la metodología de cuartiles para determinar los límites que clasifican a las poblaciones de *P. gillissi* en tres categorías de acuerdo con la mediana de su SMI.

De este modo, las tres categorías que se definieron son:

- Baja condición: Poblaciones con una mediana de SMI inferior al primer cuartil.
- Condición media: Poblaciones con una mediana de SMI entre el primer y el tercer cuartil.
- Alta condición: Poblaciones con una mediana de SMI superior al tercer cuartil.

La elección de la distribución por cuartiles como método de categorización obedece principalmente a que permite establecer un valor estándar para las cuatro cuencas de estudio, lo que facilita la comparación de resultados entre ellas. Esto es especialmente importante porque en todas las cuencas se registraron valores, tanto a nivel individual como poblacional, que se ubicaban dentro de estos rangos.

El cálculo de la distribución por cuartiles se realizó a nivel de tramo, utilizando los datos de los 27 tramos estudiados. Para ello, se agruparon los datos y se utilizó la función "cuartil" del software Microsoft Excel para calcular los cuartiles de la media y la mediana de los valores de SMI de cada población.

Elección de mediana por sobre la media aritmética

Se optó por utilizar la mediana en lugar de la media para realizar los análisis por dos razones fundamentales. En primer lugar, la mediana ofrecía una mayor resistencia a los valores atípicos en comparación con la media, lo que la hacía menos susceptible a ser influenciada por datos extremos. Dado que el SMI podía presentar valores atípicos debido a las variaciones significativas en las condiciones geomorfológicas de algunos tramos, la mediana proporcionaba una estimación más robusta del estado de condición del SMI en las poblaciones de *P. gillissi* en distintos tramos.

En segundo lugar, la mediana facilitaba la comparabilidad entre diferentes poblaciones, incluso cuando estas tenían tamaños o distribuciones diferentes. Esta característica era especialmente relevante en nuestro estudio, donde los tramos presentaban variaciones significativas en el tamaño y la distribución de las

poblaciones de la especie. En contraste, la media podía no ser comparativa entre poblaciones con características diversas.

Análisis de correlaciones

Se decidió realizar un análisis de correlaciones de Pearson entre cada variable geomorfológica y los valores más altos de SMI. El objetivo de este análisis era identificar relaciones individuales entre las variables geomorfológicas y el SMI, sin considerar el efecto de otras variables.

Además de las 16 variables geomorfológicas ya descritas anteriormente se consideró preliminarmente agregar un decimoséptima, longitud del cauce. No obstante, luego de analizar la naturaleza y condición que presentaban de las 17 variables se optó por omitir 4 de ellas del análisis por las siguientes razones:

- Longitud del cauce: Esta variable era un criterio arbitrario establecido en la primera investigación y no correspondía a una característica propia de cada tramo de río estudiado.
- Geología dominante, tipo de confinamiento y clase de forma del canal: Estas variables eran categóricas y sus valores no podían ser relacionados con los valores numéricos del SMI.

Para llevar a cabo el análisis de correlaciones, se utilizó el software Statistica. En primer lugar, se seleccionó el apartado de "Basic Statistics" dentro del menú "Statistics". A continuación, se optó por la opción "Corelation matrices". En el menú de opciones que se desplegó, se introdujeron las 13 variables geomorfológicas, que habían quedado luego de descartar las otras 4, como variables independientes y los valores más altos de la mediana del SMI como variable dependiente. Tras ejecutar el análisis, se obtuvo una tabla resumen con los resultados.

La tabla resumen proporcionó información sobre los coeficientes de correlación de Pearson para cada variable, así como los niveles de significancia asociados a cada

coeficiente. Además, se generaron gráficos de dispersión para cada par de variables, con los valores del SMI superpuestos.

4.5. Objetivo específico 4: Proponer las principales variables geomorfológicas que deberían ser consideradas en la restauración de ríos para la mantención de *Percilia gillissi*.

Identificación de variables más correlacionadas:

Para abordar el Objetivo específico 4, se llevó a cabo un análisis de las correlaciones entre las variables geomorfológicas y los valores de SMI más altos obtenidos para las poblaciones de *Percilia gillissi*. Inicialmente, se identificaron las variables que mostraban correlaciones significativas con la condición de conservación de la especie.

Una vez identificadas las variables relevantes, se procedió a determinar los rangos de cada una de ellas donde se encontraron poblaciones saludables de *P. gillissi* en las cuencas de estudio. Esto se logró mediante la determinación de los valores de SMI asociados a cada rango de las variables geomorfológicas. Se identificaron los valores de estas variables que se correlacionaban con los valores más altos de SMI, lo que sugiere mejores condiciones físicas a escala de tramo para la especie. Además, se definieron los rangos aceptables y deseables para cada variable, estableciendo límites que garantizaran la conservación y el mantenimiento de las poblaciones de *P. gillissi* en condiciones adecuadas.

Finalmente, se propusieron las principales variables geomorfológicas que deberían ser consideradas en los esfuerzos de restauración de ríos para la conservación de *P. gillissi*.

5. Resultados

5.1. Identificación y ubicación geográfica de tramos de ríos con presencia de *Percilia gillissi*

Se identificó un conjunto de 1355 registros de presencia de *P. gillissi*. Estos incluían mediciones de longitud y masa de cada individuo y abarcaban un total de 27 tramos de ríos distribuidos entre las cuatro cuencas de estudio, Imperial, Toltén, Valdivia y Bueno (Tabla 2).

Tabla 2: Datos biológicos de las poblaciones de *P. gillissi* en los 27 tramos con datos de la especie identificados en las 4 cuencas de estudio. N= datos de *Percilia gillissi* en cada tramo; LT= largo total promedio; W= Peso promedio.

Cuenca	Tramo	N	LT	W	Media SMI	Mediana SMI
Imperial	1	141	4,08 ± 0,06	1,03 ± 0,06	0,97 ± 0,03	0,91
Imperial	2	130	5,34 ± 0,082	2,25 ± 0,10	2,11 ± 0,06	2,02
Toltén	3	4	5,8 ± 0,18	2,43 ± 0,26	2,41 ± 0,18	2,30
Toltén	4	122	4,89 ± 0,1	1,86 ± 0,13	1,66 ± 0,06	1,50
Toltén	5	114	4,2 ± 0,14	1,40 ± 0,16	1,09 ± 0,08	0,75
Valdivia	6	2	5,75 ± 0,75	2,55 ± 1,05	2,43 ± 0,07	2,43
Valdivia	7	3	5,1 ± 0,40	1,97 ± 0,33	1,94 ± 0,21	1,80
Valdivia	8	9	5,22 ± 0,40	1,93 ± 0,29	1,88 ± 0,19	1,69
Valdivia	9	13	5,17 ± 0,24	2,1 ± 0,43	1,93 ± 0,15	1,78
Valdivia	10	20	4,33 ± 0,20	1,26 ± 0,21	1,16 ± 0,14	0,85
Valdivia	11	15	4,77 ± 0,20	1,37 ± 0,16	1,32 ± 0,12	1,26
Valdivia	12	6	3,73 ± 0,35	0,6 ± 0,14	0,58 ± 0,12	0,54
Valdivia	13	68	3,97 ± 0,09	0,88 ± 0,07	0,88 ± 0,05	0,71
Valdivia	14	32	4,24 ± 0,13	1,18 ± 0,1	1,15 ± 0,07	1,04
Valdivia	15	12	5,2 ± 0,38	2,12 ± 0,47	1,87 ± 0,26	1,55
Valdivia	16	11	5,45 ± 0,38	2,26 ± 0,44	2,05 ± 0,26	2,47
Valdivia	17	16	4,54 ± 0,37	1,54 ± 0,31	1,37 ± 0,21	1,31
Valdivia	18	50	4,25 ± 0,19	1,21 ± 0,15	1,05 ± 0,11	0,63
Valdivia	19	22	4,16 ± 0,28	1,20 ± 0,21	1,08 ± 0,15	0,79
Valdivia	20	5	5,96 ± 0,17	2,68 ± 0,29	2,65 ± 0,18	2,67
Valdivia	21	106	5,32 ± 0,1	2,13 ± 0,1	2,04 ± 0,07	2,03
Valdivia	22	155	5,37 ± 0,07	1,99 ± 0,08	1,91 ± 0,06	1,93
Valdivia	23	122	5,29 ± 0,06	1,93 ± 0,08	1,85 ± 0,05	1,77
Valdivia	24	159	5,54 ± 0,06	2,39 ± 0,09	2,29 ± 0,06	2,17
Bueno	25	9	5,33 ± 0,12	1,87 ± 0,14	1,85 ± 0,10	1,94
Bueno	26	2	6,15 ± 0,05	3,45 ± 0,25	3,44 ± 0,11	3,44
Bueno	27	7	5,63 ± 0,34	2,21 ± 0,46	2,09 ± 0,27	1,90

Fuente: Elaboración propia.

En la cuenca del río Imperial, se obtuvieron datos de un total de 271 individuos de *P. gillissi*, los cuales se distribuyeron en dos segmentos de río claramente delimitados. La Figura 2 muestra la ubicación de ambos tramos.

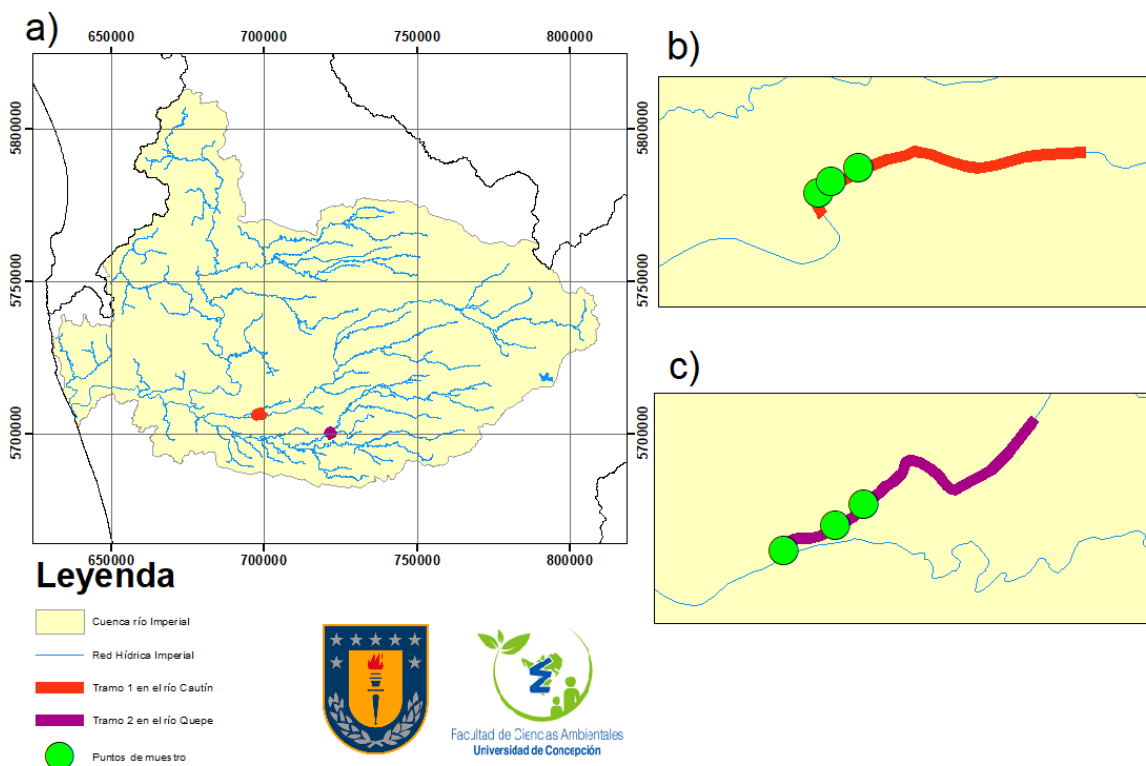


Figura 3: Ubicación de los tramos con datos de *P. gillissi* en la cuenca del río Imperial. a) Cuenca río Imperial junto a sus dos tramos de estudio; b) Tramo 1 en el río Cautín junto a sus tres puntos de muestreo; c) Tramo 2 en el río Quepe junto a sus tres puntos de muestreo.

La Figura 4 presenta una representación geográfica detallada de la cuenca del río Toltén. En esta imagen se identifican los tres tramos de ríos donde se obtuvieron los datos de *P. gillissi* (ver Tabla 2). En conjunto, estos tres tramos albergaron un total de 240 individuos de esta especie

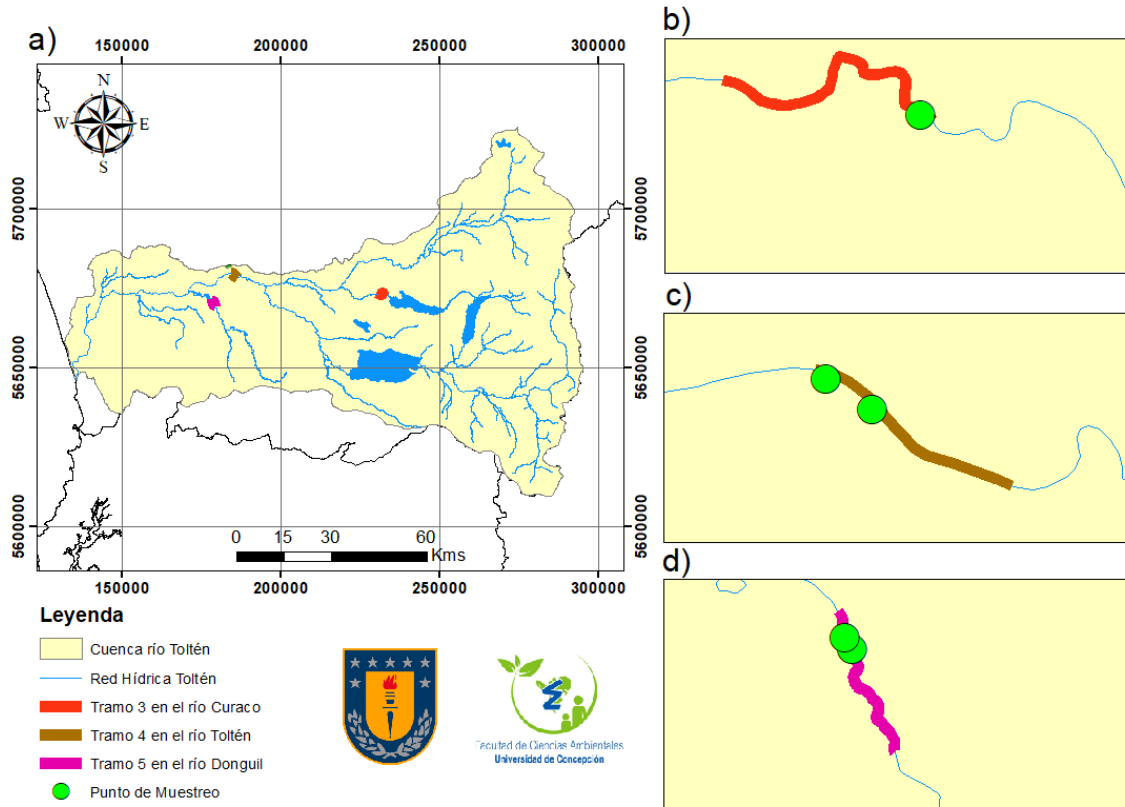


Figura 4: Tramos de los ríos Curaco, Toltén y Donguil con datos de *P. gillissi* en la cuenca del río Toltén; a) Cuenca río Toltén y sus tres tramos con datos de *P. gillissi*; b) Tramo 3 en el río Curaco y su único punto de muestreo; c) Tramo 4 en el río Toltén junto a sus dos puntos de muestreo; d) Tramo 5 en el río Donguil y sus dos puntos de toma de muestras.

La cuenca del río Valdivia, debido a la extensa cantidad de estudios y muestreos realizados, sobresale como la cuenca que albergó el mayor número de ejemplares con datos de *P. gillissi*. En su conjunto, se obtuvo un total de 826 individuos. Estos ejemplares se distribuyeron en 19 tramos de diversos ríos y cursos fluviales que integran esta cuenca (Tabla 2).

En la Figura 5 se presenta un mapa detallado con sus respectivos 19 tramos donde se evidenció presencia de *P. gillissi*.

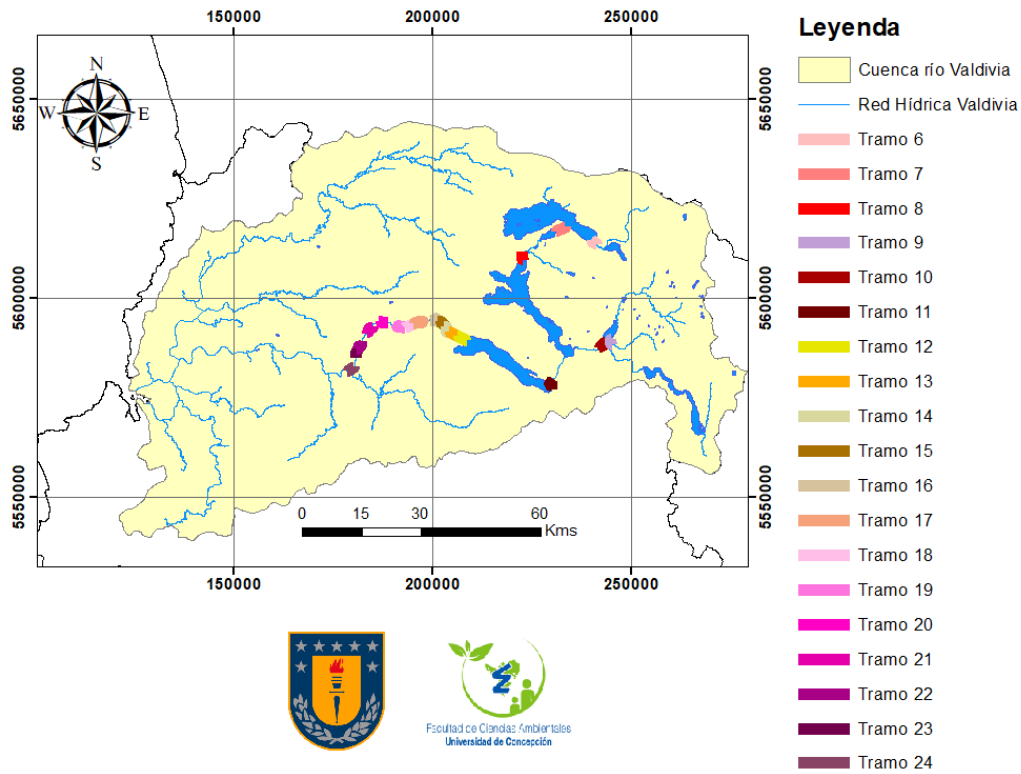


Figura 5: Cuenca río Valdivia junto a la referencia geográfica de los 19 tramos de ríos con datos de *P. gillissi* en la cuenca.

A continuación, se muestra una representación geográfica de cada uno de los 19 tramos de la cuenca junto a los puntos de muestreo ubicados en cada uno de ellos.

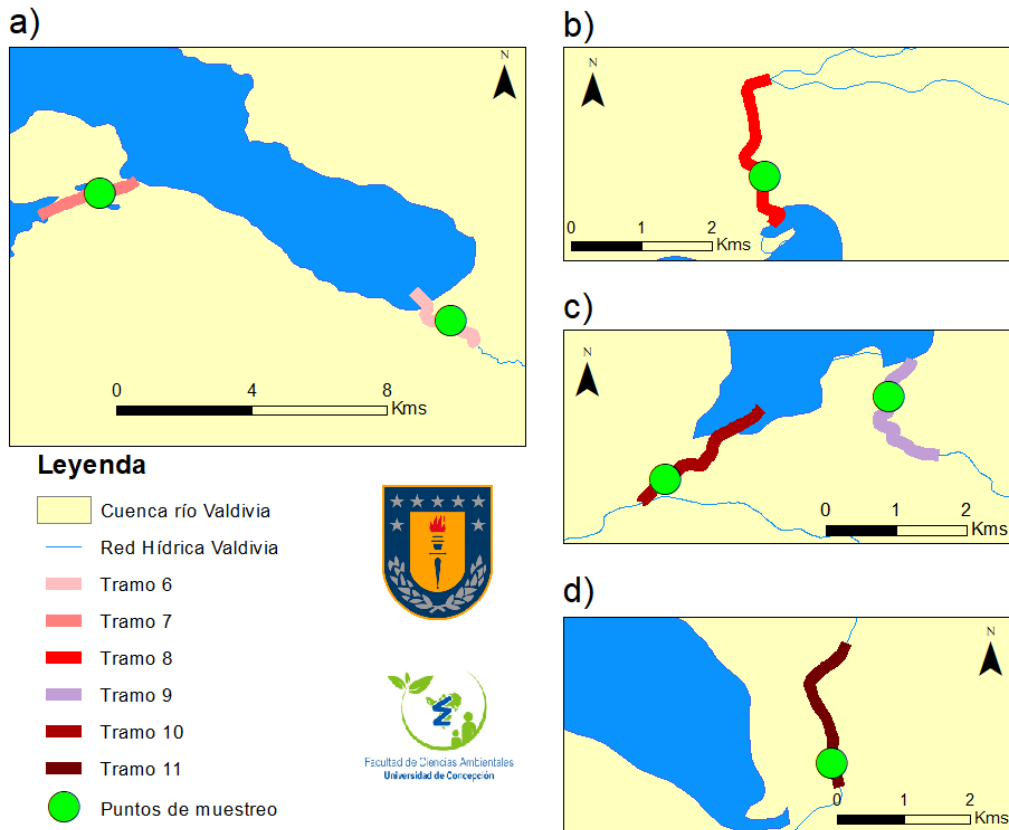


Figura 6: Representación geográficas de los tramos 6, 7, 8, 9, 10 y 11 ubicados en la cuenca del río Valdivia; a) Tramos 6 y 7 con sus respectivos puntos de muestreo, en el estero Linoico y en el río Hueninca, respectivamente; b) Tramo 8 en el río Los Nadis; c) Tramos 9 y 10 en los ríos Chanchán y LLanquihie, respectivamente; d) Tramo 11 en el río Enco.

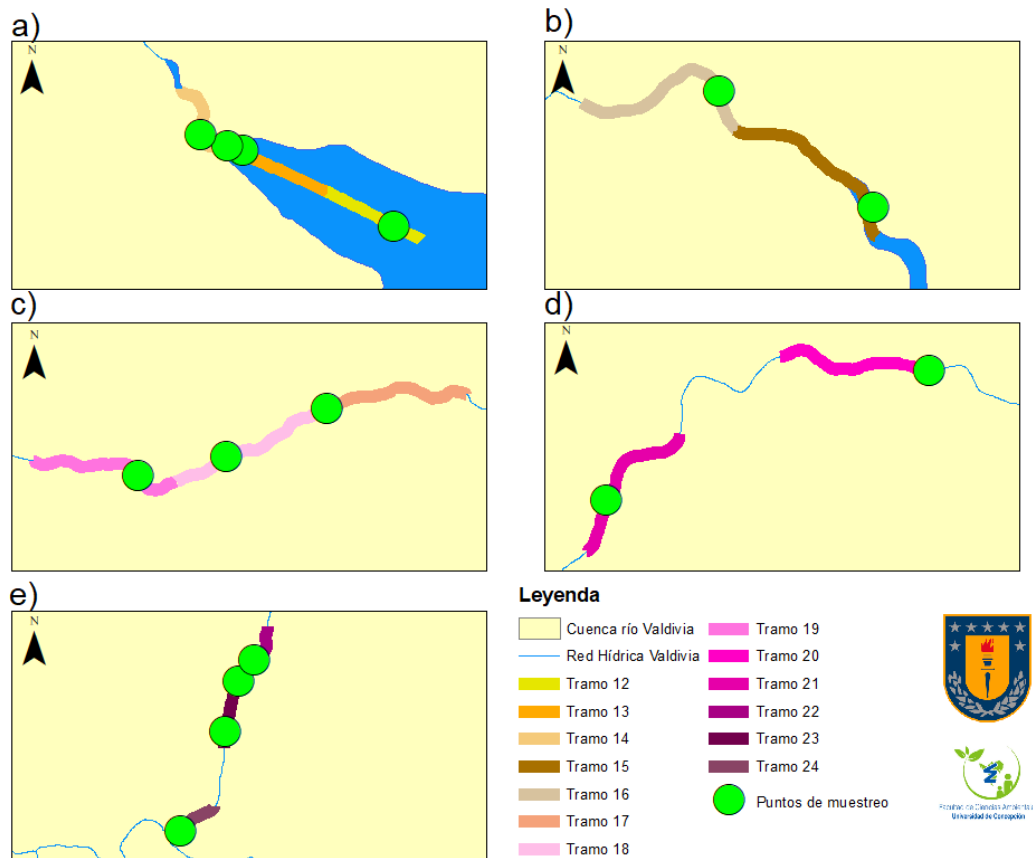


Figura 7: Representación geográficos correspondiente desde el tramo 12 al 24 en la cuenca del río Valdivia; a) Tramo 12 y 13 en el lago Riñihue y tramo 14 en el río San Pedro; b) Tramos 15 y 16 en el río San Pedro; c) Tramos 17, 18 y 19 en el río San Pedro; d) Tramos 20 y 21 en el río San Pedro; e) Tramos 22, 23 y 24 en el río San Pedro.

En contraste con los numerosos estudios e investigaciones realizados en la cuenca del río Valdivia, en el caso de la cuenca del río Bueno, está caracterizada por un menor número de muestreos y estudios. En este contexto, se contabilizaron 18 casos de presencia de *P. gillissi* con datos de peso y longitud, distribuidos en tres tramos de ríos ubicados en diversas zonas geográficas dentro de la cuenca de estudio (Tabla 2). En La Figura 8 se presenta una representación gráfica de la cuenca del río Bueno, destacando específicamente los tres tramos donde se registró la presencia de individuos de la especie objeto de estudio.

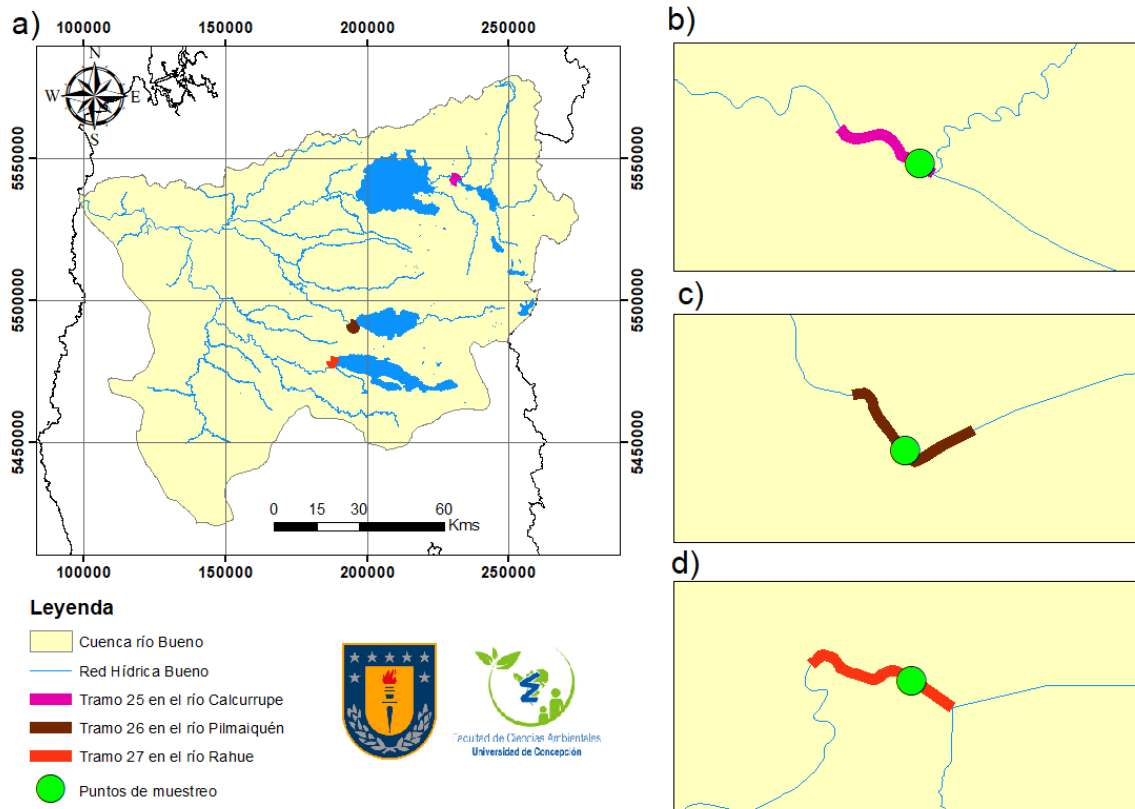


Figura 8: Tramos de los ríos Calcurrupe, Pilmaiquén y Rahue con datos de *P. gillissi* dentro de la cuenca del río Bueno; a) Cuenca del río Bueno junto a los tres tramos estudiados; b) Tramo 25 en el río Calcurrupe; c) Tramo 26 en el río Pilmaiquén; d) Tramo 27 en el río Rahue.

5.2. Indicador de condición Índice de Masa Escalado (SMI) en cada una de las cuatro cuencas y comparación de los resultados entre ellas.

En la figura 9 se presentan los resultados del cálculo de SMI en las cuatro cuencas en estudio. El cálculo del Índice de Fulton se muestra en el Anexo 1. La cuenca del río Bueno sobresalió al alcanzar el valor promedio más elevado de SMI, mientras que, en contraste, la cuenca del río Toltén presentó el valor medio más bajo registrado entre las cuatro cuencas (Figura 8).

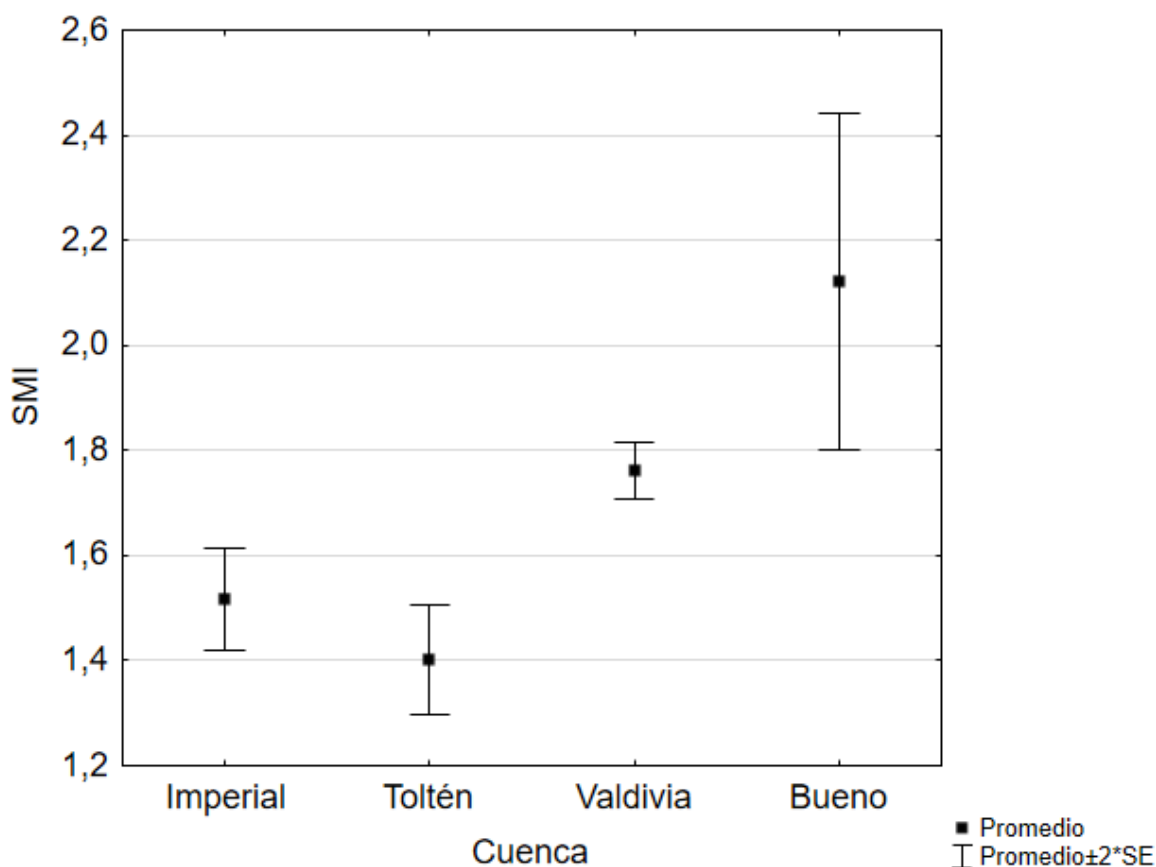


Figura 9: SMI promedio alcanzado en cada una de las cuatro cuencas de estudio, junto al error estándar presentado en ellos.

Los valores de SMI fueron significativamente diferentes entre cuencas (ANOVA, $F_{(3;1351)} = 17,808$; $p = 0,000$), siendo los valores de SMI de las poblaciones de los ríos Valdivia y Bueno significativamente más altos que los de las cuencas de los ríos Toltén e Imperial . Al realizar un análisis de Tukey sobre los mismos datos, se observó que los valores de SMI de la cuenca del río Imperial no difiere significativamente de los de la cuenca del río Toltén en términos estadísticos (Tabla 3). Similarmente, al comparar la condición de *P. gillissi* en la cuenca del río Valdivia con la de las poblaciones del río Bueno, no se evidenciaron diferencias estadísticas en sus valores de SMI. Sin embargo, al contrastar las poblaciones de la cuenca del río Imperial con las cuencas del río Valdivia y del río Bueno, se obtuvieron diferencias significativas. Asimismo, en la cuenca del río Toltén se refleja una diferencia significativa al compararla con las cuencas del río Bueno y del río Valdivia (Tabla 3).

Tabla 3: Matriz con el grado de diferencia presentado entre cada cuenca a partir del análisis de Tukey. En rojo se resaltan los tramos significativamente diferentes.

Cuencas	Imperial	Toltén	Valdivia
Toltén	0,357113		
Valdivia	0,000074	0,000008	
Bueno	0,009787	0,001242	0,228419

Fuente: Elaboración propia.

5.2.1. Valores de SMI obtenidos en los dos tramos de la cuenca del río Imperial

En la cuenca del río Imperial, se procedió al cálculo del SMI para cada uno de los dos tramos de estudio. Los resultados revelaron una marcada diferencia (Figura 10). En el tramo 2, se obtuvo un SMI promedio de 2,11, lo cual resultó significativamente mayor que el valor promedio de 0,97 registrado en el tramo 1. En la mediana también se registró una considerable diferencia ya que al valor alcanzado por el tramo 2 fue de 2,02 mientras que el tramo 1 alcanzó un valor de 0,91.

En el Anexo 2 se pueden ver los resultados del índice de Fulton en los dos tramos de la cuenca.

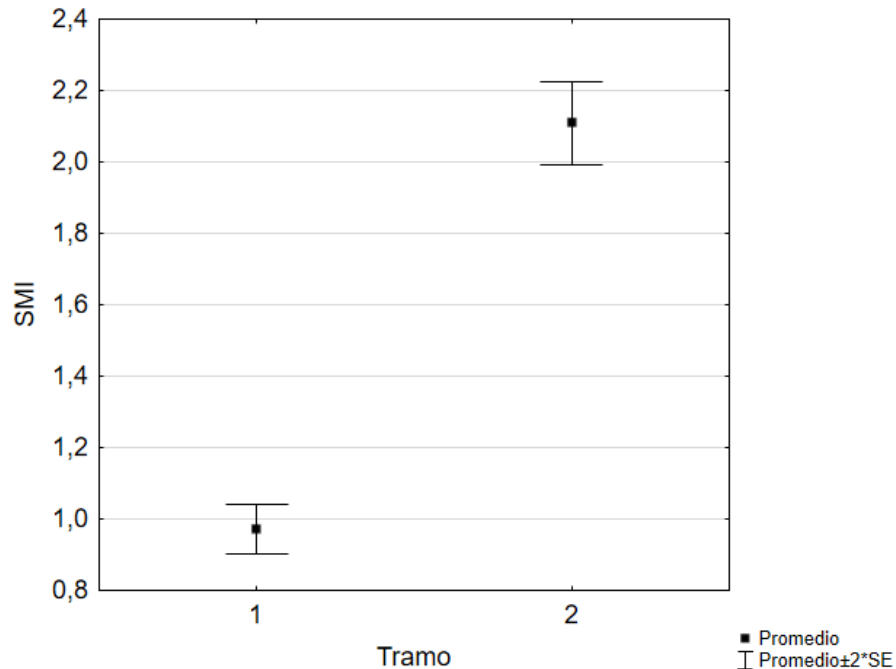


Figura 10: SMI promedio junto a su error estándar en los dos tramos de la cuenca del río Imperial.

Esta diferencia en los valores de SMI en los tramos de la cuenca del río Imperial se tradujo en una diferencia significativa, como lo evidenció el análisis de varianza realizado en la cuenca (ANOVA, $F_{(1;269)} = 294,4604$; $p = 0,000$). Además, al aplicar la prueba de Tukey para comparar los valores de SMI de los dos tramos de la cuenca, se confirmó la marcada disparidad (Tabla 4).

Tabla 4: Matriz comparativa con la diferencia presentada entre los dos tramos de la cuenca del río Imperial a partir del análisis de Tukey. En rojo se resaltan los tramos significativamente diferentes.

ID Tramo	1
2	0,000009

Fuente: Elaboración Propia.

5.2.2. SMI alcanzado en los tres tramos de la cuenca del río Toltén

En el caso de la cuenca del río Toltén, se identificaron tres tramos que exhibieron diferencias en los valores de SMI obtenidos. En particular, en el tramo 3 se registró

el valor más alto de SMI de toda la cuenca, alcanzando un promedio de 2,41; además, este valor representa el tercer índice más elevado dentro del análisis completo. En contraste, se observa una diferencia en comparación con los otros dos tramos: el tramo 4 registró un valor medio de 1,66, mientras que el tramo 5 mostró una valoración más reducida, alcanzando 1,09 (Figura 11).

En los análisis de su mediana también se observaron diferencias, pero siguiendo la misma tendencia de la media. El tramo 3 alcanzó el valor más alto con 2,30; el tramo 4 un valor de 1,50; mientras que el tramo 5 obtuvo el valor más reducido de la cuenca con 0,75.

Los resultados del índice de Fulton pueden ser revisados en el Anexo 3.

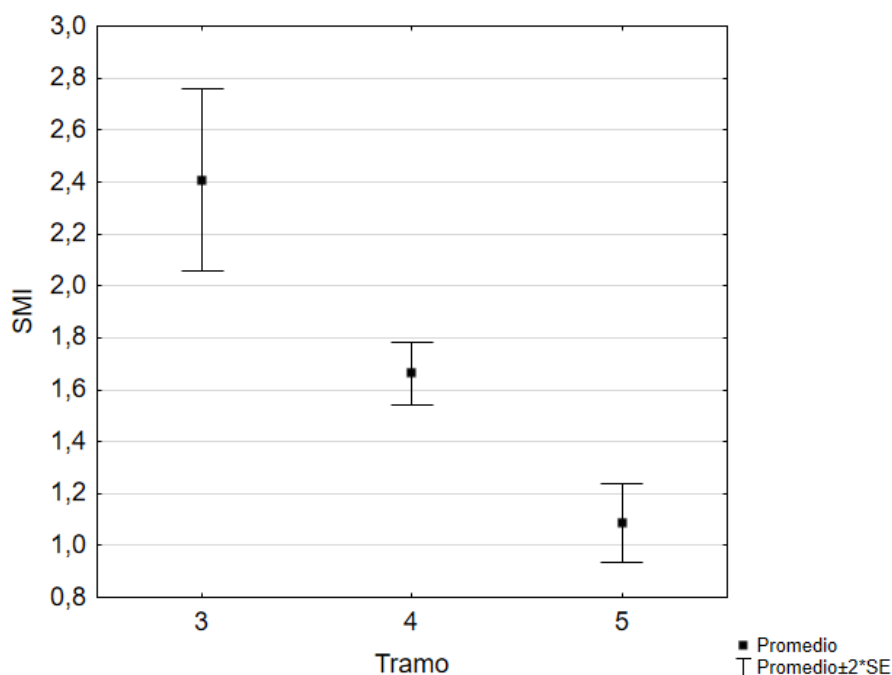


Figura 11: SMI promedio y error estándar alcanzado en cada uno de los tres tramos de la cuenca del río Toltén.

Esta marcada diferencia entre los valores de SMI en los tramos de la cuenca del río Toltén se confirmó al realizar el análisis de varianza (ANOVA, $F_{(2;237)} = 21,7714$; $p = 0,000$). Esta diferencia significativa entre los valores de SMI en los tramos de la cuenca fue claramente evidente.

En relación con la prueba de Tukey realizada entre los tres tramos de la cuenca, se determinó que entre los tramos 3 y 4 no existían diferencias significativas. Sin embargo, el tramo 5 reveló notorias diferencias en comparación con los tramos 3 y 4 (Tabla 5).

Tabla 5: Matriz que presenta los resultados del análisis de Tukey realizado entre los 3 tramos de la cuenca del río Tolón. En rojo se resaltan los tramos significativamente diferentes.

ID Tramo	3	4
4	0,113369	
5	0,001229	0,000022

Fuente: Elaboración Propia.

5.2.3. Valores de SMI calculados en los 19 tramos de la cuenca del río Valdivia

La cuenca del río Valdivia, al beneficiarse de un mayor número de muestreos y, por ende, de más tramos de río con presencia de *P. gillissi*, proporcionó una amplia gama de valores para contrastar. Este enfoque resultó en la evidencia de un SMI más elevado en ciertos tramos, a la par que se revelaron SMI considerablemente bajos en otros. En este contexto, destaca el tramo 20, que exhibió el SMI más alto registrado en la cuenca, alcanzando un valor promedio de 2,65. Por otro lado, el tramo 12 mostró un valor bajo, con una media de 0,58, convirtiéndose así en el SMI más reducido de todo el estudio. Además, se obtuvo una amplia variedad de valores de SMI en los distintos tramos, generando así una rica variabilidad en este indicador. (Figura 12).

La mediana y la media presentaron valores similares para cada tramo, lo que indica una distribución simétrica de los datos. El tramo 20 registró el valor de mediana más alto, con 2,67, mientras que el tramo 12 mostró el valor más bajo, con 0,54. Los demás tramos no exhibieron grandes variaciones entre la mediana y la media, lo que sugiere una homogeneidad en los datos.

El índice de Fulton igualmente fue calculado en esta cuenca y sus resultados promedios se encuentran en el Anexo 4.

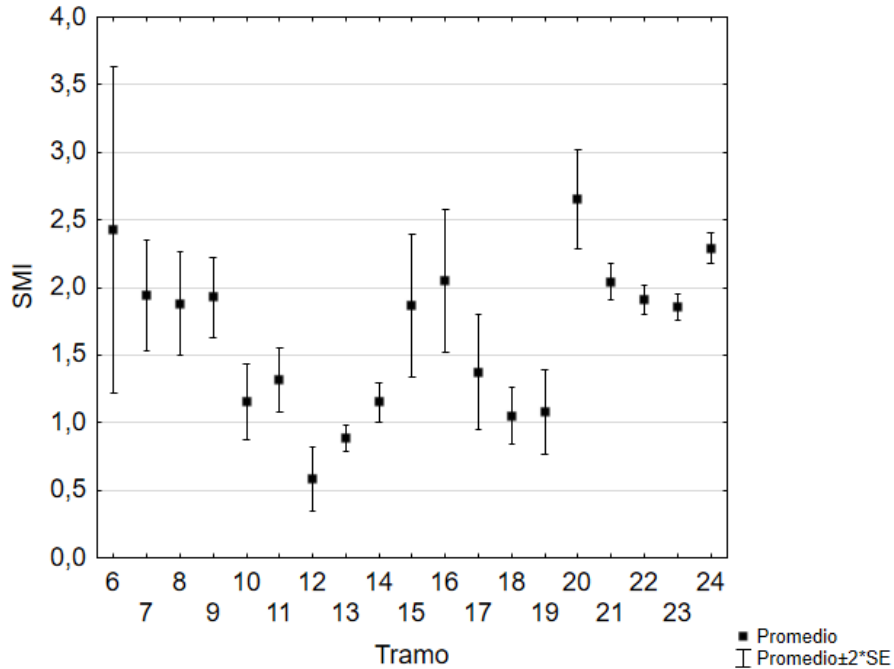


Figura 12: SMI promedio de los 19 tramos identificados con datos de *P. gillissi* en la cuenca del río Valdivia.

En el análisis de varianza realizado en la cuenca del río Valdivia, se observó una significativa variabilidad (ANOVA, $F_{(18;807)} = 24,0154$; $p = 0,000$), indicando una amplia diferencia entre los diversos resultados de SMI obtenidos en la cuenca. Asimismo, mediante la realización de la prueba de Tukey, se compararon los valores de SMI de los 19 tramos de estudio de la cuenca. Esta comparación reveló diferencias altamente significativas entre varios de los tramos, así como también mayores similitudes entre otros (Tabla 6).

Tabla 6: Matriz con datos de las diferencias presentadas entre los 19 tramos de la cuenca del río Valdivia, obtenidos del análisis de Tukey. En rojo se resaltan los tramos significativamente diferentes

ID Tramo	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
7	0,9999 99																	
8	0,9999 20	1,0000 00																
9	0,9999 65	1,0000 00	1,0000 00															
10	0,4589 58	0,9076 40	0,3554 08	0,0947 47														
11	0,7377 79	0,9920 93	0,8633 60	0,5873 64	1,0000 00													
12	0,0597 72	0,2419 01	0,0206 36	0,0044 67	0,9307 80	0,6903 67												
13	0,0994 35	0,3679 21	0,0025 44	0,0000 59	0,9831 96	0,6986 88	0,9998 99											
14	0,4151 40	0,8803 69	0,2315 99	0,0364 09	1,0000 00	0,9999 99	0,9070 89	0,9292 08										
15	0,9998 51	1,0000 00	1,0000 00	1,0000 00	0,2174 17	0,7853 85	0,0109 44	0,0002 59	0,1096 62									
16	1,0000 00	1,0000 00	1,0000 00	1,0000 00	0,0313 85	0,3098 33	0,0014 28	0,0000 44	0,0105 98	1,0000 00								
17	0,8100 16	0,9973 84	0,9386 29	0,7400 67	0,9999 70	1,0000 00	0,5292 35	0,4033 55	0,9998 33	0,8942 41	0,4447 01							
18	0,2561 63	0,7071 17	0,0503 84	0,0025 00	1,0000 00	0,9974 37	0,9797 03	0,9979 62	1,0000 00	0,0126 95	0,0006 65	0,9686 15						
19	0,3371 74	0,8080 09	0,1670 33	0,0265 75	1,0000 00	0,9999 05	0,9803 88	0,9995 30	1,0000 00	0,0784 36	0,0077 68	0,9975 81	1,0000 00					
20	1,0000 00	0,9942 08	0,8310 42	0,8322 65	0,0007 46	0,0103 86	0,0000 63	0,0000 40	0,0003 05	0,7476 58	0,9737 30	0,0179 02	0,0000 64	0,0002 19				
21	0,9999 98	1,0000 00	1,0000 00	1,0000 00	0,0000 43	0,0080 73	0,0000 54	0,0000 39	0,0000 39	0,9999 97	1,0000 00	0,0186 94	0,0000 39	0,0000 39	0,8685 71			
22	0,9998 59	1,0000 00	1,0000 00	1,0000 00	0,0002 13	0,0807 96	0,0001 93	0,0000 39	0,0000 39	1,0000 00	1,0000 00	0,1594 75	0,0000 39	0,0000 42	0,5605 28	0,9873 02		
23	0,9994 18	1,0000 00	1,0000 00	1,0000 00	0,0014 62	0,2129 61	0,0005 33	0,0000 39	0,0000 47	1,0000 00	0,9999 83	0,3657 12	0,0000 39	0,0000 85	0,4211 44	0,8010 52	1,0000 00	
24	1,0000 00	0,9999 93	0,9487 23	0,9153 76	0,0000 39	0,0000 44	0,0000 39	0,0000 39	0,0000 39	0,8126 56	0,9997 29	0,0000 52	0,0000 39	0,0000 39	0,9995 06	0,1984 73	0,0000 79	0,0000 43

Fuente: Elaboración propia.

5.2.4. SMI resultante del cálculo en los dos tramos de la cuenca del río Bueno

En la cuenca del río Bueno, se identificaron tres tramos con presencia de *P. gillissi*, entre los cuales el tramo 26 destacó por encima de los otros dos. Este tramo obtuvo un SMI promedio de 3,44, convirtiéndose así en el valor más elevado registrado en toda la investigación. A pesar de que los otros dos tramos, 27 y 25, obtuvieron valores más bajos en comparación con el tramo 26, aún se consideran altos al contrastarlos con los tramos de otras cuencas, alcanzando valores medios de 2,09 y 1,85 respectivamente (Figura 13).

La mediana, al igual que en las cuencas anteriores, no presentó grandes variaciones con respecto a la media. Aunque en este caso el tramo 25, con un valor de 1,94 superó levemente al tramo 27 que alcanzó un valor de 1,90.

Los resultados del índice de Fulton para los tres tramos de la cuenca se encuentran en el Anexo 5.

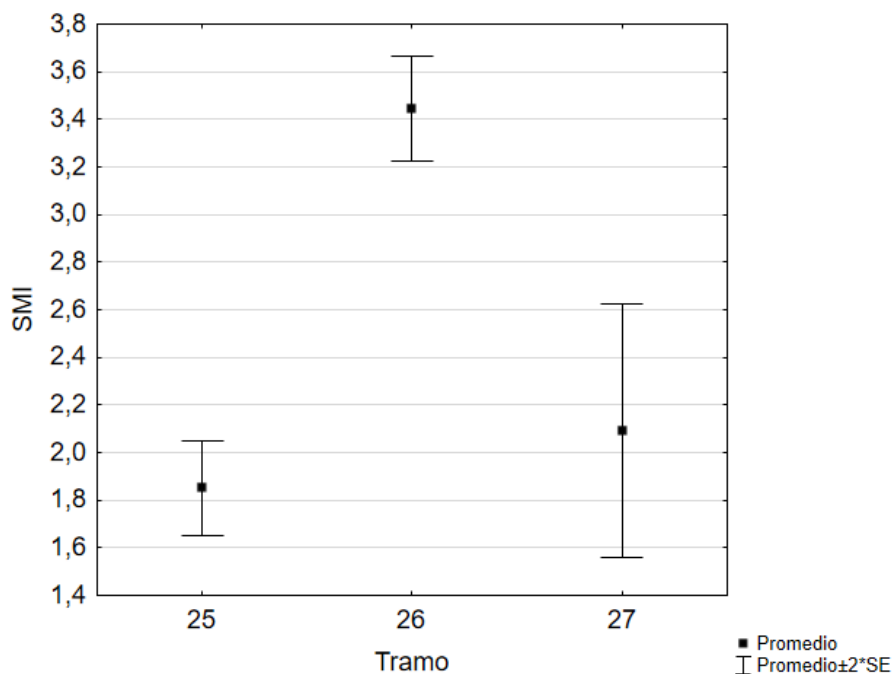


Figura 13: SMI promedio de cada uno de los tres tramos (25, 26 y 27), junto a su error estándar, de la cuenca del río Bueno.

En el análisis de varianza, la cuenca del río Bueno presentó un valor de F más reducido en comparación con las tres cuencas anteriormente descritas (ANOVA, $F_{(2;15)} = 8,3999$; $p = 0,0036$). A pesar de que estos valores denotan una tendencia algo dispar en comparación con las otras cuencas, siguen indicando una alta disparidad entre los SMI calculados en la cuenca.

Al profundizar en la comparación entre tramos mediante la prueba de Tukey, se observa que el tramo 26 se diferencia significativamente en sus valores de SMI de los tramos 27 y 25, mientras que estos dos últimos presentan una mayor similitud entre sí (Tabla 7).

Tabla 7: Grado de diferencia presentadas entre los tres tramos de la cuenca del río Bueno a partir del Análisis de Tukey. En rojo se resaltan los tramos significativamente diferentes.

ID tramo	25	26
26	0.002712	
27	0.611975	0.010771

Fuente: Elaboración propia.

5.3. Evaluación de la condición de poblaciones de *P. gillissi* a través de un sistema de clasificación basado en cuartiles

En la Figura 13 se muestra el análisis de cuartiles basados en la mediana de los valores de SMI obtenidos en los 27 tramos. Los valores obtenidos fueron, $Q1=0,97$; $Q3= 2,02$

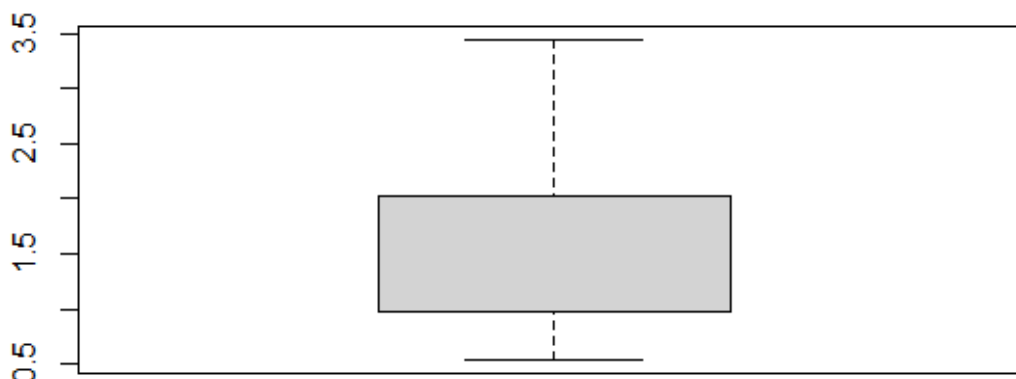


Figura 14: Mediana de SMI por cuartiles y categoría de condición de *P. gillissi*. La caja representa los cuartiles 1 y 3. Los bigotes muestran el mínimo y el máximo valor en la muestra.

Los valores que se ubicaron por debajo del primer cuartil con un límite de 0,97 caracterizaron poblaciones con una condición baja. Esta categoría englobó un total de 7 tramos fluviales (Tabla 8).

En el rango intercuartílico, es decir, con valores comprendidos entre 0,97 y 2,02, se clasificaron las poblaciones en una condición media. Este intervalo abarcó un total de 12 tramos, indicando una variabilidad en la condición de las poblaciones que, aunque no alcanzaban niveles altos, se situaban en una categoría intermedia en función de la mediana de su SMI (Tabla 8).

Por último, aquellas poblaciones que superaron el tercer cuartil, exhibiendo valores iguales o superiores a 2,02, se clasificaron en una condición alta. Este umbral más elevado sugiere que estas poblaciones presentan características positivas y se encuentran en un estado de salud o bienestar superior en relación con las demás poblaciones que se encontraban bajo este umbral. En este caso, se identificaron 8 tramos que cumplían con estos criterios (Tabla 8).

Tabla 8: Categorías de condición de *P. gillissi* a partir de la mediana de sus SMI obtenidos en los 27 tramos estudiados.

ID Tramo	Cuenca	Mediana SMI		
26	Bueno	3,44	Alta	Condición
20	Valdivia	2,67		
16	Valdivia	2,47		
6	Valdivia	2,43		
3	Toltén	2,30		
24	Valdivia	2,17		
21	Valdivia	2,03		
2	Imperial	2,02		
25	Bueno	1,94	Media	
22	Valdivia	1,93		
27	Bueno	1,90		
7	Valdivia	1,80		
9	Valdivia	1,78		
23	Valdivia	1,77		
8	Valdivia	1,69		
15	Valdivia	1,55		
4	Toltén	1,50		
17	Valdivia	1,31		
11	Valdivia	1,26		
14	Valdivia	1,04		
1	Imperial	0,91	Baja	
10	Valdivia	0,85		
19	Valdivia	0,79		
5	Toltén	0,75		
13	Valdivia	0,71		
18	Valdivia	0,63		
12	Valdivia	0,54		

Fuente: Elaboración propia.

5.4. Descripción de las variables geomorfológicas por tramos fluviales con datos de presencia de *P. gillissi*

Se observaron variables sin grandes diferencias entre tramos, como la precipitación media anual que fluctuó entre 98,7 y 200,2 mm (Tabla 9). Sin embargo, otras variables presentaron un amplio rango de valores, como la pendiente aguas abajo del valle o ancho promedio del canal.

Tabla 9: Características geomorfológicas de tramos con presencia de *P. gillissi*, ordenados según el SMI de los peces, desde mayor a menor mediana. Se presentan los resultados para cada una de las 13 variables geomorfológicas y de precipitación. La separación entre conjuntos de tramos representa las poblaciones caracterizadas como Alta, Media y Baja condición. Pp anual: Precipitación media anual, P derecha: Pendiente a la derecha del valle, P izquierda: Pendiente a la izquierda del valle, P abajo: Pendiente aguas abajo del valle, A valle: Ancho promedio del fondo del valle, A_micro: Ancho promedio del valle, Rat_valle: Relación entre el ancho del valle y el ancho del fondo del valle, Ancho_Ca: Ancho promedio del canal, S_cauce: Sinuosidad del cauce, S_Bcanal: Sinuosidad de la banda del canal, L_Bcanal: Longitud promedio de la banda del canal, Can_Cana: Cantidad de canales.

ID Tramo	Cuenca	Mediana SMI	Media SMI	Elevación	Pp anual	P derecha	P izquierda	P abajo	A valle	A_micro	Rat_valle	Ancho_Ca	S_cauce	S_Bcanal	L_Bcanal	Can_Cana
26	Bueno	3,44	3,44	193,61	163,01	7,01	4,39	3,27	1184,71	5156,36	4,35	593,32	1,31	2,86	3572,67	1
20	Valdivia	2,67	2,65	64,73	190,23	7,81	10,07	0,00	240,28	2085,65	8,68	90,70	1,06	2,10	2628,89	2
16	Valdivia	2,47	2,05	127,16	193,85	7,27	8,40	0,00	334,53	3591,24	10,74	72,86	1,33	2,22	2770,76	1
6	Valdivia	2,43	2,43	242,00	192,67	0,45	12,20	0,00	1222,65	6416,86	5,25	440,18	1,22	2,82	3530,79	2
3	Toltén	2,30	2,41	308,96	196,63	5,64	9,72	1,30	271,70	1879,39	6,92	39,07	1,47	2,09	2608,47	3
24	Valdivia	2,17	2,29	38,50	185,28	8,01	4,35	0,00	809,51	2156,74	2,66	158,18	1,03	2,08	2080,77	3
21	Valdivia	2,03	2,04	50,04	189,29	8,63	7,14	0,00	146,00	1981,32	13,57	94,76	1,11	2,11	2639,85	2
2	Imperial	2,02	2,11	134,00	134,33	5,54	3,58	0,72	470,73	1833,05	3,89	31,85	1,21	2,03	1758,76	1
25	Bueno	1,94	1,85	96,97	184,31	29,07	5,10	5,94	200,77	2499,17	12,45	77,76	1,10	1,99	2487,29	1
22	Valdivia	1,93	1,91	45,86	187,20	6,62	5,23	10,40	351,99	4011,51	11,40	97,79	1,09	2,06	2579,78	2
27	Bueno	1,90	2,09	161,00	151,28	0,66	2,05	0,00	564,69	3952,78	7,00	203,30	1,12	2,36	2950,16	1
7	Valdivia	1,80	1,94	242,00	200,05	12,36	12,99	0,00	432,59	3544,88	8,19	150,81	1,02	2,25	2817,69	1
9	Valdivia	1,78	1,93	246,71	180,95	9,33	3,65	0,00	914,99	2776,48	3,03	44,48	1,43	2,18	2179,68	1
23	Valdivia	1,77	1,85	44,55	186,69	7,60	5,15	6,83	339,04	3795,49	11,19	128,42	1,02	2,18	2719,31	2
8	Valdivia	1,69	1,88	242,00	200,22	0,61	0,44	0,00	1362,17	10458,52	7,68	74,40	1,21	2,01	2511,20	2
15	Valdivia	1,55	1,87	127,39	193,97	8,01	7,83	0,00	251,04	4042,79	16,10	88,15	1,18	2,14	2673,00	1
4	Toltén	1,50	1,66	86,62	134,13	2,29	1,84	0,72	683,30	4396,16	6,43	310,52	1,03	2,29	2858,90	3
17	Valdivia	1,31	1,37	110,95	194,95	13,59	18,80	5,13	127,52	3295,13	25,84	72,90	1,06	2,11	2637,96	2
11	Valdivia	1,26	1,32	242,00	188,51	2,39	0,00	0,00	1832,98	5943,58	3,24	91,45	1,16	2,03	2536,87	1
14	Valdivia	1,04	1,15	244,77	194,31	10,87	11,57	5,63	412,86	3166,12	7,67	112,11	1,35	2,19	2742,91	2
1	Imperial	0,91	0,97	70,40	98,70	2,65	2,27	1,62	956,19	3021,80	3,16	87,10	1,16	2,37	2964,03	4
10	Valdivia	0,85	1,16	242,00	181,28	11,56	1,11	0,00	322,23	4044,66	12,55	223,52	1,08	2,19	2174,91	1
19	Valdivia	0,79	1,08	86,32	192,67	11,57	13,93	5,20	167,56	3083,43	18,40	56,34	1,11	2,11	2634,50	1
5	Toltén	0,75	1,09	91,29	139,76	2,07	11,38	0,81	350,56	2711,21	7,73	29,13	1,07	2,09	2614,53	1

13	Valdivia	0,71	0,88	394,17	192,39	7,28	9,85	4,36	1462,31	5086,09	3,48	1199,93	1,01	2,38	2973,31	1
18	Valdivia	0,63	1,05	101,70	194,25	14,95	18,98	9,35	139,06	2678,00	19,26	60,92	1,04	2,15	2684,92	1
12	Valdivia	0,54	0,58	248,78	190,42	3,29	3,79	5,41	3793,27	9473,84	2,50	2428,15	1,00	2,10	2630,04	1

Fuente: Elaboración propia.

5.4.1. Identificación de variables geomorfológicas que influyen en la condición de *P. gillissi*

El análisis de correlaciones entre los 8 valores de SMI altos de la especie, identificados en la sección anterior y que desde un punto de vista biológico demostraban una mejor condición de *P. gillissi*, junto a las 13 variables geomorfológicas, reveló que tres de estas variables tenían correlaciones significativas ($p < 0,05$) y elevadas ($r > 0,7$):

Pendiente aguas abajo del valle

Ancho promedio del canal

Longitud promedio de la banda del canal

Además, se obtuvo que otras variables contenían altas correlaciones con los valores de SMI pero no alcanzaban a ser significativas. Tal es el caso de la sinuosidad de la banda del canal, la cual obtuvo un valor de correlación superior a 0,7 pero no fue lo suficientemente significativa al contar con un valor p superior a 0,05.

La tabla 10 muestra los valores de correlación entre estas variables y el SMI.

Tabla 10: Coeficientes de correlación de Pearson presentados entre las 13 variables geomorfológicas y los 8 mayores valores de SMI. En rojo se encuentran resaltados los coeficientes significativamente correlacionados.

Variable Geomorfológica	Coefficiente de correlación
Elevación	0,247466
Precipitación anual	-0,038829
Pendiente a la derecha del valle	0,017335
Pendiente a la izquierda del valle	-0,019831
Pendiente aguas abajo del valle	0,739943
Ancho promedio del fondo del valle	0,513969
Ancho promedio del valle	0,565206
Relación entre el ancho del valle y el ancho del fondo del valle	-0,192615
Ancho promedio del canal	0,712101
Sinuosidad del Cauce	0,262385
Sinuosidad de la banda del canal	0,703463
Longitud promedio de la banda del canal	0,715989
Cantidad de canales	-0,378646

Fuente: Elaboración propia.

5.4.2. Variables geomorfológicas significativamente relacionadas con la condición de *P. gillissi* por escala geomorfológica

El desglose por escala geomorfológica, es decir, si las variables geomorfológicas correspondían al nivel de Cuenca, de Valle o de Canal, mostró que la escala con mayor influencia sobre la condición de *P. gillissi* era la de Canal, ya que dos de sus cinco variables presentaron relaciones significativas con los valores altos de SMI. Le sigue la escala Valle de con una de seis variables significativas, y finalmente la escala Cuenca con ninguna variable significativa (Figura 15).

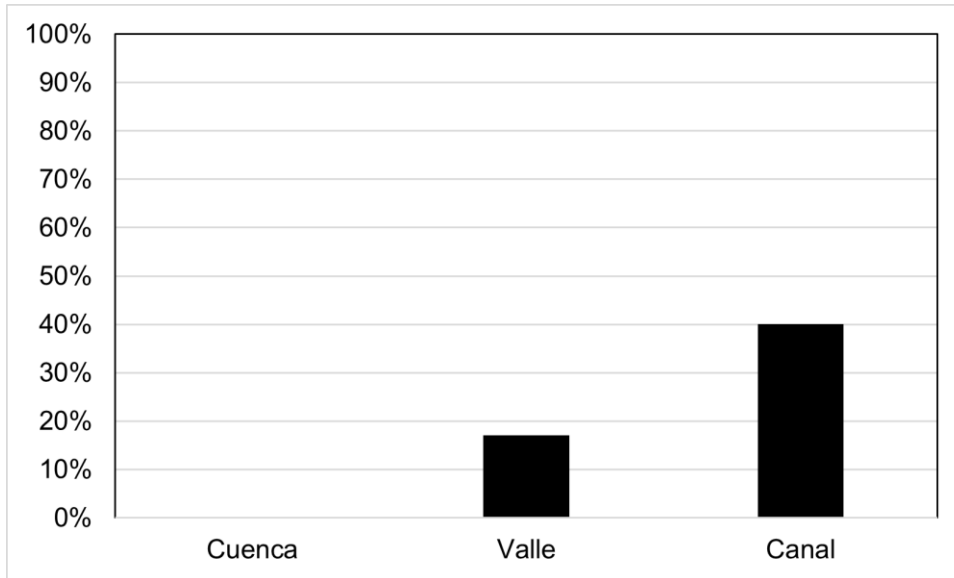






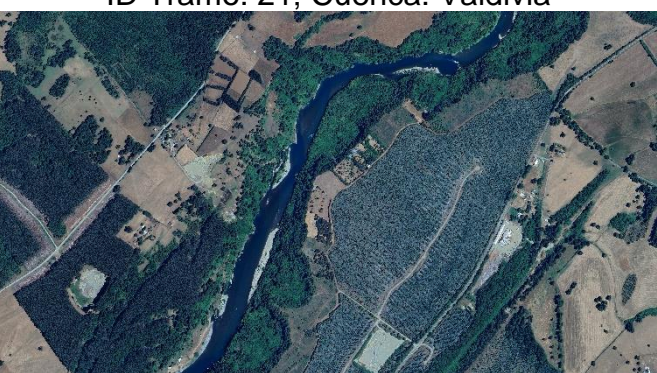


Figura 15: Porcentaje de variables significativamente correlacionadas con los altos valores de SMI por tipo de escala.

5.4.3. Visualización de variables significativas en tramos con SMI alto

En la figura 16 se muestran las imágenes satelitales de los ocho tramos fluviales que presentaron poblaciones de *P. gillissi* con los valores más altos de SMI, lo que indica una mejor condición de las poblaciones. Estos tramos corresponden a los números 26, 20, 16, 6, 3, 24, 21, y 2, y se ubican en las cuencas de los ríos Imperial, Toltén, Valdivia y Bueno. En dicha figura se muestran los valores de las tres variables geomorfológicas que se encontraron significativamente correlacionadas con los valores altos de SMI.

Tramo	Variables geomorfológicas
<p data-bbox="354 247 781 281">ID Tramo: 26; Cuenca: Bueno</p>  <p data-bbox="397 653 737 682">Fuente: Google Earth Pro</p>	<p data-bbox="922 247 1372 338"><u>Pendiente aguas abajo del valle:</u> 3,27°</p> <p data-bbox="922 359 1372 449"><u>Ancho promedio del canal:</u> 593,32 m</p> <p data-bbox="922 470 1372 560"><u>Longitud promedio de la banda del canal:</u> 3572,67 m</p>
<p data-bbox="342 686 792 720">ID Tramo: 20; Cuenca: Valdivia</p>  <p data-bbox="397 1092 737 1121">Fuente: Google Earth Pro</p>	<p data-bbox="922 686 1372 777"><u>Pendiente aguas abajo del valle:</u> 0,0°</p> <p data-bbox="922 798 1372 888"><u>Ancho promedio del canal:</u> 90,70 m</p> <p data-bbox="922 909 1372 999"><u>Longitud promedio de la banda del canal:</u> 2628,89 m</p>
<p data-bbox="342 1125 792 1159">ID Tramo: 16; Cuenca: Valdivia</p>  <p data-bbox="397 1530 737 1560">Fuente: Google Earth Pro</p>	<p data-bbox="922 1125 1372 1215"><u>Pendiente aguas abajo del valle:</u> 0,0°</p> <p data-bbox="922 1236 1372 1327"><u>Ancho promedio del canal:</u> 72,86 m</p> <p data-bbox="922 1348 1372 1438"><u>Longitud promedio de la banda del canal:</u> 2770,76 m</p>

<p>ID Tramo: 6; Cuenca: Valdivia</p>  <p>Fuente: Google Earth Pro</p>	<p><u>Pendiente aguas abajo del valle:</u> 0,0°</p> <p><u>Ancho promedio del canal:</u> 440,18 m</p> <p><u>Longitud promedio de la banda del canal:</u> 3530,79 m</p>
<p>ID Tramo: 3; Cuenca: Toltén</p>  <p>Fuente: Google Earth Pro</p>	<p><u>Pendiente aguas abajo del valle:</u> 1,30°</p> <p><u>Ancho promedio del canal:</u> 39,07 m</p> <p><u>Longitud promedio de la banda del canal:</u> 2608,47 m</p>
<p>ID Tramo: 24; Cuenca: Valdivia</p>  <p>Fuente: Google Earth Pro</p>	<p><u>Pendiente aguas abajo del valle:</u> 0,00°</p> <p><u>Ancho promedio del canal:</u> 158,18 m</p> <p><u>Longitud promedio de la banda del canal:</u> 2080,77 m</p>
<p>ID Tramo: 21; Cuenca: Valdivia</p> 	<p><u>Pendiente aguas abajo del valle:</u> 0,00°</p> <p><u>Ancho promedio del canal:</u> 94,76 m</p> <p><u>Longitud promedio de la banda del canal:</u> 2639,85 m</p>


Fuente: Google Earth Pro ID Tramo: 2 ; Cuenca: Imperial	
	
Fuente: Google Earth Pro	<u>Pendiente aguas abajo del valle: 0,72°</u> <u>Ancho promedio del canal: 31,85 m</u> <u>Longitud promedio de la banda del canal: 1758,76 m</u>

Figura 16: Imágenes satelitales y valores alcanzados en las variables geomorfológicas para cada uno de los ocho tramos con mayor SMI que caracterizaron poblaciones de *P. gillissi* con una alta condición.

5.5. Bases para la Restauración Geomorfológica en tramos fluviales

De acuerdo con los resultados obtenidos, las principales variables que se relacionan con la mantención de altos SMI de *P. gillissi* son: Pendiente aguas abajo del valle, ancho promedio del canal y longitud promedio de la banda del canal. Por lo tanto, estas son las variables primarias que habría que considerar, para restaurar tramos de ríos que puedan mantener poblaciones en buenas condiciones. Desde otra perspectiva de manejo estas variables también deberían ser consideradas para eventuales programas de translocación, favoreciendo tramos de ríos que presentan las condiciones que se describen a continuación.

Pendiente aguas abajo del valle: El rango de valores entre los cuales osciló la pendiente aguas abajo del valle en los ocho tramos que presentaron una mejor condición de las poblaciones de *P. gillissi*, estuvo entre 0,0° y 3,27° (Figura 17) alcanzando un valor medio de 0,66°.

Si solo se consideran los sistemas fluviales, lo que excluye al tramo 26, que además es el tramo que cuenta con la pendiente más alta, el valor medio de la pendiente evidencia una disminución alcanzando un valor medio de 0,29° y esta tendencia a

disminuir resulta más evidente al calcular la mediana ya que el valor que alcanza esta medida es de 0°.

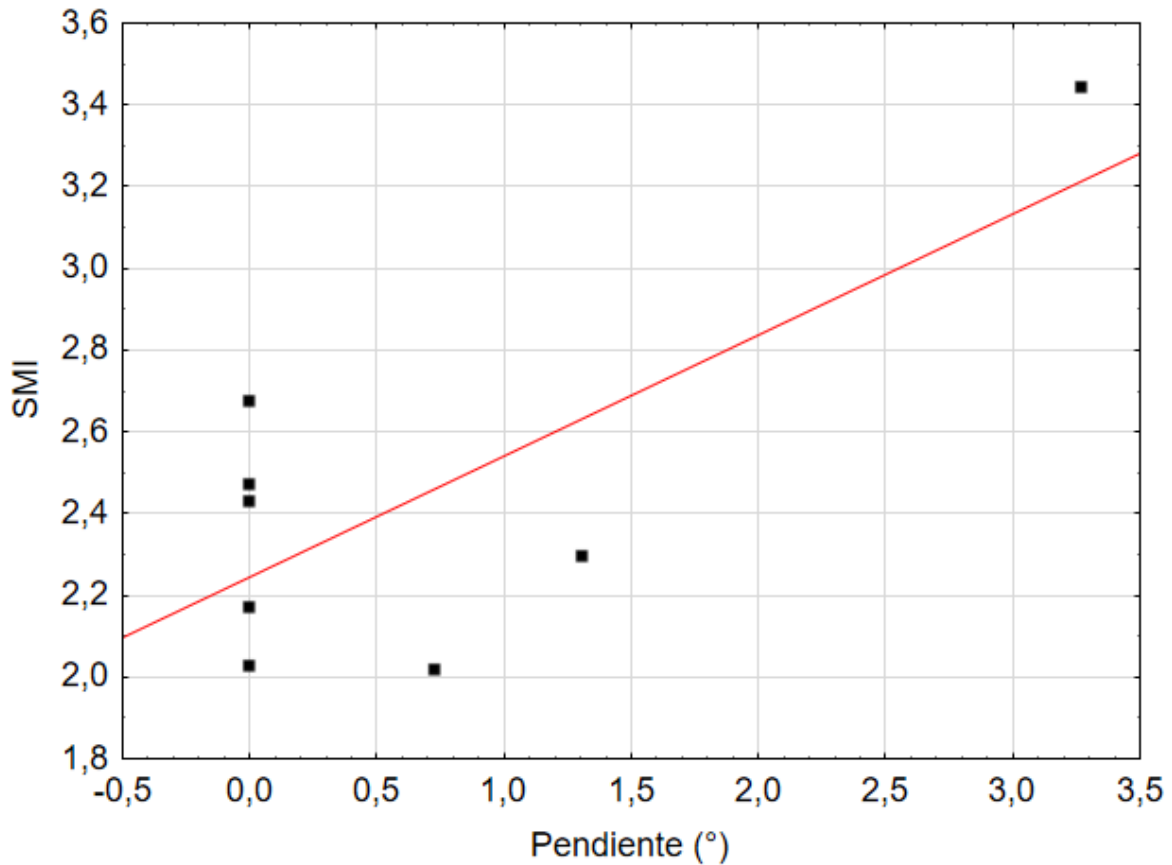


Figura 17: Variación de la pendiente aguas abajo del valle (en grados °) en los tramos con SMI elevado .

Ancho promedio del canal: En el caso del Ancho promedio del canal, se obtuvieron valores entre 31,85 y 593,32 metros (Figura 18) con un valor promedio de 190,12 m.

Para los tramos fluviales la media que se alcanzó en el ancho fue de 154,6 m, lo cual evidencia una disminución en relación con el valor que se alcanza si se consideran todos los tramos.

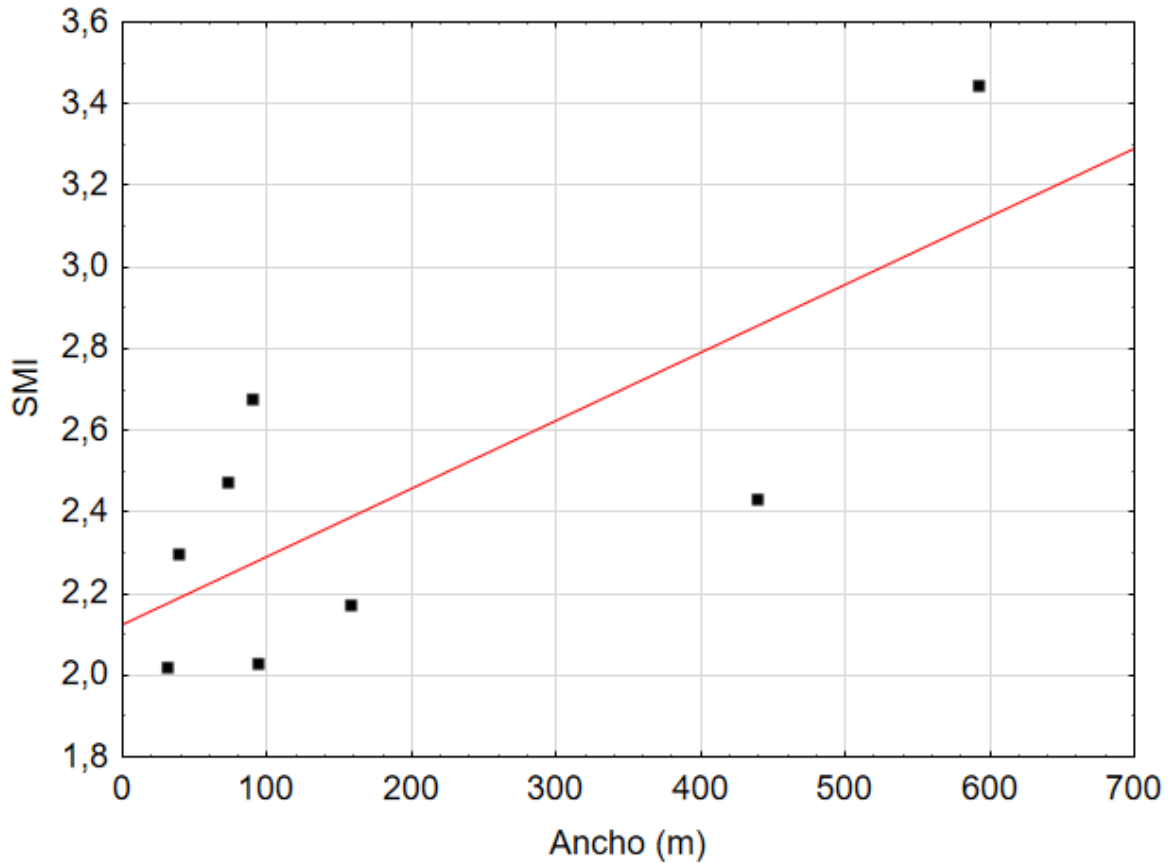


Figura 18: Ancho promedio del canal (m) en los tramos donde *P. gillissi* fue clasificada con una alta condición.

Longitud promedio de la banda del canal: La longitud promedio de la banda del canal obtuvo valores que estuvieron en un rango entre 1758,76 y 3572,67 m (Figura 19) y el valor promedio de la muestra fue de 2698,87 m.

Excluyendo al tramo 26 y solo considerando los sistemas fluviales el promedio que se obtuvo en la longitud de la banda del canal alcanzó un valor de 2574,0 m.

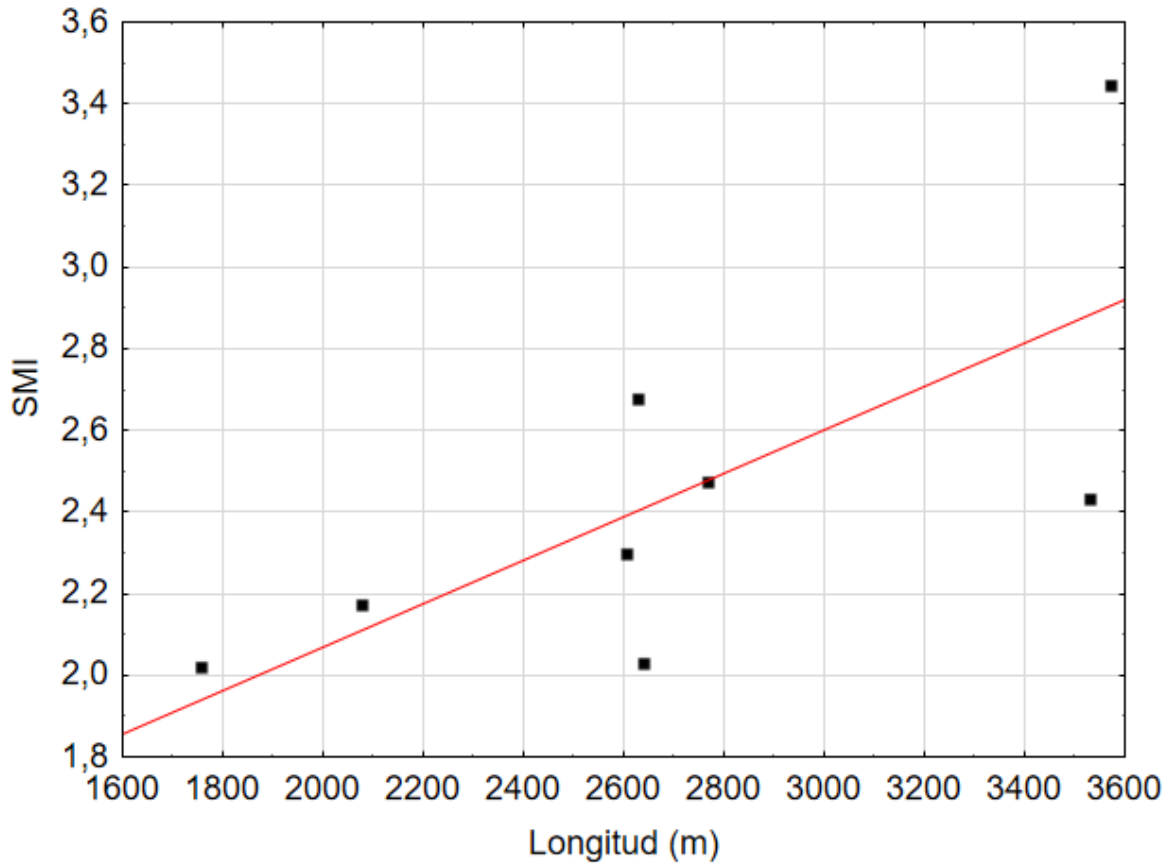


Figura 19: Longitud promedio de la banda del canal (m) en tramos donde las poblaciones de *P. gillissi* alcanzaron un alto SMI.

Además, se obtuvieron otras variables que si bien no resultaron estar correlacionadas significativamente si se deben tener en consideración como es el caso de la Sinuosidad de la banda del canal que alcanzó valores, en los tramos con SMI más altos de *P. gillissi*, que oscilaron entre 2,03 y 2,86 con un promedio de 2,29. Y, en los tramos que solo correspondían a sistemas fluviales la media que se calculó fue de 2,21.

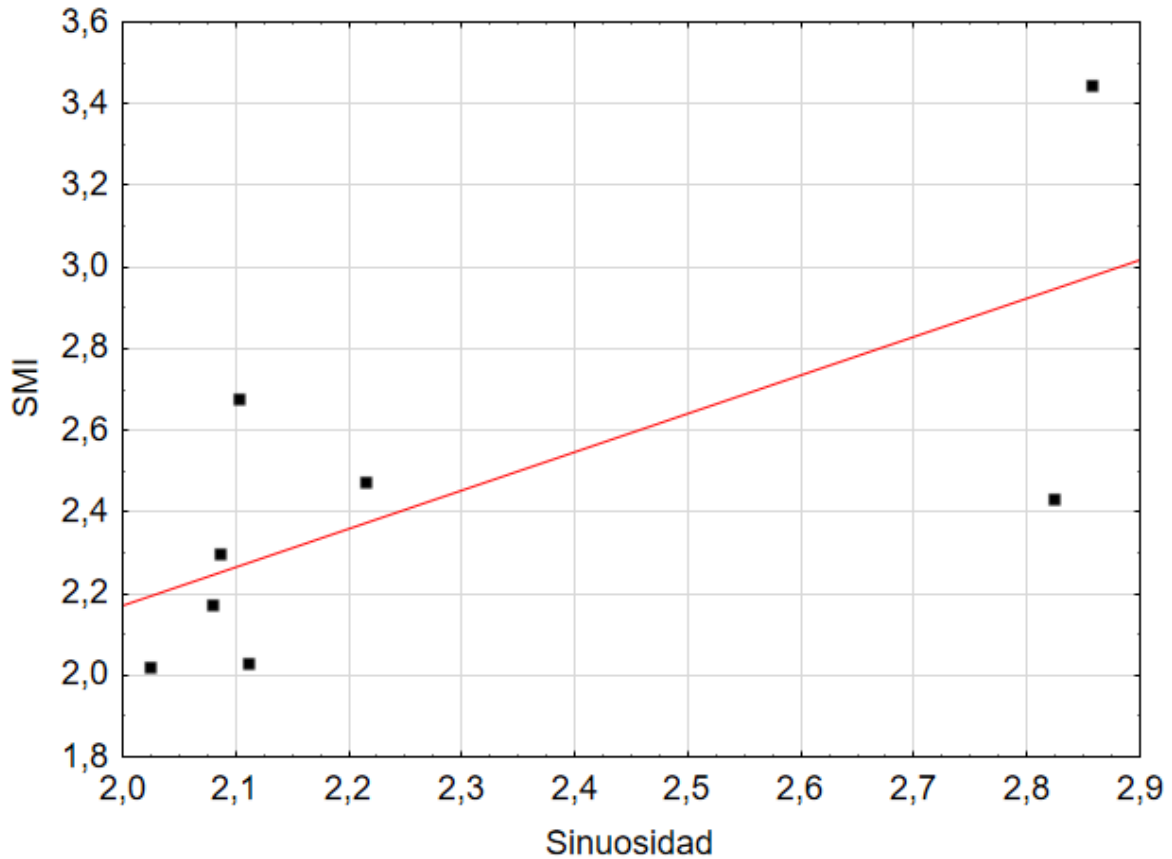


Figura 20: Rango de fluctuación de la sinuosidad de la banda del canal en tramos con un alto SMI alcanzado por las poblaciones de *P. gillissi*.

También, la variable número de canales debe ser considerada ya que, si bien no obtuvo valores significativos y altos valores de correlación con los mayores SMI, se pudo observar que en los tramos clasificados con la condición baja el número de canales en todos ellos fue de 1, mientras que en los tramos con peces con mayor SMI se ve que la cantidad de canales es mayor alcanzando en promedio los 2 a 3 canales (Tabla 9).

6. DISCUSIÓN

En este estudio se examinó la conexión entre la geomorfología a nivel de tramos de ríos y la condición de la especie *P. gillissi*. Para ello, se analizaron 16 variables geomorfológicas a escala de cuenca, valle y canal, y se relacionaron con el índice de condición SMI de *P. gillissi*.

Los resultados revelaron que tres variables presentaron correlaciones significativas con los valores más altos de SMI: Pendiente aguas abajo del valle; Ancho promedio del canal; Longitud promedio de la banda del canal. En conjunto, estos resultados sugieren que la geomorfología a nivel de tramos de ríos juega un papel importante en la condición de *P. gillissi*.

Sin embargo, se detectó una notable variabilidad en la condición de la especie entre cuencas e incluso dentro de cada cuenca. Se encontraron tramos de ríos donde el SMI de las poblaciones de *P. gillissi* era considerablemente mayor al de otras poblaciones.

La condición y la forma corporal de una misma especie de pez de agua dulce pueden variar considerablemente entre ríos o cuencas, incluso cuando estos son geomorfológicamente similares y se encuentran geográficamente próximos (Jiménez-Prado & Aguirre, 2021). Esta variabilidad se atribuye en gran medida a la presencia de barreras geográficas en los sistemas de agua dulce. Estas barreras, al limitar el flujo genético entre poblaciones, fomentan la diferenciación genética y la adaptación local a las condiciones específicas de cada río o cuenca.

La variabilidad en tamaños y pesos de *P. gillissi* observada en los distintos tramos, ríos y cuencas de estudio puede ser explicada por la interacción entre las barreras geográficas, la adaptación local y las diferencias geomorfológicas presentes en cada ecosistema.

Las barreras geográficas fragmentan las poblaciones, mientras que las diferencias geomorfológicas, como la pendiente del valle, el ancho del canal o la sinuosidad del río, generan microhábitats con características únicas. Esta interacción crea un

mosaico de ambientes que crean presiones adaptativas diferentes para *P. gillissi*, lo que se traduce en la variabilidad morfológica observada.

Respecto a la escala espacial de las variables que se correlacionaron significativamente con los altos valores del SMI de las poblaciones de *P. gillissi*, se observó que dos de ellas, el ancho promedio del canal y la longitud promedio de la banda del canal, pertenecían a la escala de canal. Esto indica que estas características locales del canal tienen un impacto directo en la condición física de las poblaciones de *P. gillissi*.

Por otro lado, la variable pendiente aguas abajo del valle, que se correlacionó significativamente con los altos valores del SMI, pertenecía a la escala de valle. Esto sugiere que las características geomorfológicas a mayor escala, como la pendiente del valle, también pueden influir en la condición física de las poblaciones de *P. gillissi*.

Es importante destacar que, a escala de cuenca, no se encontró ninguna variable que se correlacionara significativamente con los altos valores del SMI. Esto podría deberse a que las variables a esta escala son demasiado generales y no capturan la variabilidad local que influye en la condición física de las poblaciones de *P. gillissi*.

Las variables de canal y de valle pueden tener un impacto más directo y observable en las condiciones de los peces que las variables de escala de cuenca por varias razones. En primer lugar, las variables de canal y valle representan mayor identidad con los hábitats locales de los peces y, por lo tanto, pueden influir más directamente en las condiciones de vida de los peces (Maasri et al, 2021) . Por ejemplo, la sinuosidad del canal del río puede afectar la velocidad del flujo (Posamentier & Kolla, 2003), que a su vez puede influir en la disponibilidad de refugio y alimentos para los peces. También, las variables de canal y valle pueden variar considerablemente a lo largo de un solo sistema fluvial, creando una diversidad de hábitats que pueden soportar diferentes especies o etapas de vida de los peces. Por otro lado, las variables de escala de cuenca, como la geología y las precipitaciones, tienden a ser más uniformes a lo largo de la cuenca.

A lo anterior se suma que, los cambios en las variables de canal y valle (por ejemplo, debido a eventos de inundación o erosión) pueden tener efectos inmediatos en los peces, mientras que los efectos de los cambios en las variables de escala de cuenca pueden ser más graduales y menos evidentes a corto plazo.

Es importante tener en cuenta que, aunque las variables de canal y valle pueden tener un impacto más inmediato y observable, las variables de escala de cuenca también son fundamentales para la salud a largo plazo de las poblaciones de *P. gillissi* y no deben ser ignoradas para la gestión en la conservación de la especie.

El análisis de las variables correlacionadas con los altos valores de SMI revela que la pendiente aguas abajo del valle emerge como un factor significativo. Esta variable, que se encuentra en la escala del valle, mostró un rango de valores entre $0,0^\circ$ y $3,27^\circ$, con un promedio de $0,66^\circ$. Estos resultados sugieren que la condición de *P. gillissi* tiende a ser más favorable en tramos con pendientes menos pronunciadas. Si bien la correlación fue positiva, lo que sugiere que, a mayor pendiente, mejor condición, este resultado se ve influenciado por un valor alto en un tramo que forma parte de un lago. Es importante señalar que estos lagos pueden distorsionar la interpretación de los datos en contextos de restauración fluvial. La restauración fluvial se enfoca típicamente en ríos y sus ecosistemas asociados, donde las condiciones y dinámicas son diferentes a las de los cuerpos de agua estancada como los lagos (Wohl et al, 2015). Además, los objetivos de conservación en los proyectos de restauración fluvial suelen estar centrados en especies y procesos específicos de los ríos. Utilizar datos de lagos podría desviar los esfuerzos de restauración de estos objetivos específicos y reducir la eficacia de las intervenciones planeadas (Beechie et al., 2010). Por lo tanto, para una aplicación efectiva en proyectos de restauración fluvial, es crucial considerar principalmente los datos y resultados obtenidos de los tramos de río, donde las intervenciones pueden tener un impacto directo y significativo en la mejora de las condiciones ambientales y ecológicas.

Al observar los valores de pendiente en los tramos donde la especie presenta una condición media y baja se obtiene que, en los tramos clasificados con una condición

media, la pendiente se encontró en un rango de valores entre 0,0° y 10,4°, con un promedio de 2,79°, significativamente más alto que en los tramos con una mejor condición. En el caso de los tramos con una condición baja, la pendiente alcanzó valores desde 0,0° hasta 9,35°, con un promedio de 4,19°, notablemente superior al promedio de la categoría alta. Los resultados indican que *P. gillissi* tiende a encontrarse en mejores condiciones en tramos con pendientes menos pronunciadas, cercanas a 0°. Esto puede ser atribuido a su dieta, que consiste principalmente en invertebrados como insectos, crustáceos y moluscos (Ruiz, 1993). Una pendiente más suave puede aumentar la disponibilidad de invertebrados bentónicos (Mcivor & Odum, 1988), que son fundamentales para su alimentación. Por lo tanto, los esfuerzos de restauración fluvial y la translocación de la especie deben considerar estos valores de pendiente aguas abajo del valle, que son más favorables para su desarrollo y conservación.

Para lograr alcanzar los valores de pendiente señalados, se pueden aplicar algunas técnicas restaurativas tales como la remoción selectiva de sedimentos mediante la realización de actividades de restauración que involucren la eliminación de sedimentos acumulados en áreas críticas para restaurar la morfología natural del río, además, la creación o restauración de humedales aguas abajo puede ayudar a ralentizar el flujo de agua y retener sedimentos. Por otro lado, la remoción de barreras que alteran el flujo natural del agua y que alteran el orden correcto en la deposición de sedimentos, resulta ser fundamental a la hora de recuperar pendientes y laderas naturales de un río. Uno de los proyectos de restauración más emblemático de los Estados Unidos y del mundo es el caso de la restauración del río Elwha, donde se procedió a la demolición de una represa lo cual tuvo importantes implicancias para la geomorfología del lugar, permitiendo que se recuperara la pendiente natural aguas abajo, además de un flujo y deposición de sedimentos más natural (Acker et al, 2008).

El ancho del canal es otra variable que obtuvo correlaciones significativas y que, por ende, influye en la condición de las poblaciones de *P. gillissi*. Según los resultados, los tramos donde la especie alcanzó los mayores valores de SMI presentaron un

ancho de canal que varió entre 31,85 metros y 592,32 metros, con un promedio de 190,115 metros y una mediana de 92,73 metros. Por el contrario, los tramos con menor SMI mostraron un ancho de canal muy variable, llegando en algunos casos a superar los 2000 metros, con un promedio de 666,33 metros y una mediana de 142,22 metros. Esta variabilidad se debe a que estos tramos corresponden a lagos, cuya geomorfología difiere considerablemente de la de los tramos fluviales y esteros, afectando negativamente la condición de *P. gillissi*.

Aunque la correlación resultante entre el ancho del canal y la condición de las poblaciones de *P. gillissi* fue positiva, este resultado se vio influenciado por los tramos excepcionalmente anchos que forman parte de lagos. Es crucial considerar que los lagos pueden introducir variaciones significativas en los datos, distorsionando la interpretación de la relación entre el ancho del canal y la condición de las poblaciones en contextos de restauración fluvial. Por estas razones, aunque los datos de tramos de lagos pueden ser útiles para evaluar la condición general de *P. gillissi*, proporcionando una visión completa del rango de hábitats que ocupa la especie y permitiendo identificar las áreas donde su condición es óptima, no son adecuados para diseñar intervenciones específicas de restauración fluvial. Los proyectos de restauración fluvial se centran en mejorar los ríos y sus hábitats asociados, donde las intervenciones pueden tener un impacto directo y efectivo en la conservación y recuperación de especies ícticas (Kondolf & Micheli, 1995).

Los resultados sugieren que los tramos de río con canales más angostos pueden favorecer la disponibilidad de hábitat, alimento, refugio y condiciones de crianza más favorables para las larvas y juveniles de *P. gillissi* (Sukhodolov et al., 2009). Por lo tanto, para mejorar la conservación de esta especie, sería recomendable priorizar la restauración fluvial o la translocación de peces en tramos de ríos con canales estrechos, evitando ambientes lacustres o con canales muy anchos. Sin embargo, es interesante notar que dos de los tramos con poblaciones de alta condición se encontraron en la desembocadura de lagos como Puyehue y Calafquén, sugiriendo que el aporte de zooplancton desde los lagos puede ser una fuente constante de alimentación para estos peces (Habit com. pers.).

En el caso de una restauración fluvial enfocada en lograr un río relativamente angosto o intentar que el ancho promedio no se vea incrementado, algunas técnicas o medidas de restauración que pueden favorecer estas condiciones son la instalación de deflectores de flujo tales como estacas de madera, mantas biodegradables o gaviones para estabilizar las orillas y reducir la erosión. Además, la revegetación de los márgenes del río también es una opción viable, ya que, con una correcta revegetación con especies nativas de la zona a intervenir, se pueda lograr dotar de una mayor estabilidad a los márgenes del río. Tales medidas se llevaron a cabo en la restauración del río Merced en Estados Unidos, donde utilizando troncos y recursos leñosos se construyeron deflectores de flujo y estructuras de contención para evitar la degradación y erosión de los márgenes, permitiendo la acumulación de sedimentos en las orillas las cuales posteriormente serán ocupadas por la vegetación ribereña nativa del lugar (Booth et al, 2020)

La tercera y última de las variables que obtuvo una correlación significativa fue la longitud promedio de la banda del canal, la cual en los tramos donde *P. gillissi* fue clasificada dentro de la categoría de condición Alta, alcanzó valores entre 1758,76 y 3572,67, con un promedio de 2698. Por otro lado, en los tramos donde la especie alcanzó una condición Media y Baja, los valores promedio fueron 2666,06 y 2618,70, respectivamente. Lo anterior refleja una tendencia donde con una mayor longitud de la banda del canal, cercana a 2700, la condición de *P. gillissi* mejora en comparación a una longitud más reducida y cercana a 2600. Sin embargo, al momento de realizar el mismo ejercicio, pero esta vez excluyendo a los sistemas lacustres y solamente considerando a los tramos fluviales se observó que la tendencia se revertía ya que el valor promedio en los tramos caracterizados por una buena condición de *P. gillissi* el valor promedio obtenido fue de 25.

Para alcanzar las condiciones de longitud de la banda descritas en el párrafo anterior las técnicas restaurativas aplicables podrían ir desde la creación de zonas de amortiguamiento ribereño mediante la creación de zonas protegidas de vegetación a lo largo de las orillas del río para evitar la erosión y aumentar la longitud de la banda del canal hasta la implementación medidas de protección como vallas,

cercas o barreras naturales para evitar la degradación de la vegetación ribereña. El ejemplo de la restauración del río Merced también es aplicable en este caso, debido a que se construyeron estructuras de contención de los márgenes, así como también se reforestó con vegetación nativa, con el fin de darle estabilidad a la banda del canal y evitar su degradación por la acción erosiva del agua (Booth et al, 2020).

Además de las tres variables mencionadas anteriormente que obtuvieron correlaciones significativas con los altos valores de SMI, existen otras variables que si bien no se correlacionaron significativamente si obtuvieron resultados que no se pueden omitir y deben ser considerados. Una de ellas es la sinuosidad de la banda del canal la cual en tramos donde *P. gillissi* alcanzó una condición alta, fluctuó en un rango de valores que estuvo entre 2,03 y 2,86, con un valor medio de 2,29, mientras que en tramos donde la especie alcanzó las categorías baja y media el valor promedio fue de 2,17, lo que sugiere que en tramos de río donde su sinuosidad de banda aumenta las condiciones o características de hábitat tienden a ser más favorables para un correcto desarrollo de *P. gillissi*.

Para lograr dichas condiciones de una sinuosidad relativamente mayor la principal medida de restauración aplicable al caso es la restauración de meandros mediante la formación de meandros o la reconexión de los existentes. Ejemplos de este tipo son variados y uno en el cual se vio involucrada una importante reestructuración de la geomorfología del río fue el proyecto de restauración llevado a cabo a finales del siglo pasado e inicios de este sobre el río Burd rhun en Estados Unidos, el cual había sufrido una gran degradación, perdiendo su forma meándrica natural, dando paso a una forma más recta. Para esto se llevó a cabo un proceso de formación de meandros haciendo uso de maquinaria pesada, junto con la instalación de deflectores de flujo y estructuras de contención en los márgenes para evitar la erosión provocada por el agua (Woltemade & Wood, 2002).

La cantidad de canales por tramo también puede tener un efecto sobre la condición de *P. gillissi*, según se desprende de los resultados obtenidos. Se observó que los tramos donde la especie presentó la condición más baja tenían un único canal, mientras que los tramos con condición media y alta tenían más canales, con un

promedio de 2 a 3. Los canales pueden ofrecer diferentes hábitats, recursos y refugios para esta especie, así como también modificar las condiciones hidrológicas, térmicas y químicas del agua. Los tramos con un solo canal pueden presentar una menor diversidad y complejidad de ambientes, lo que podría limitar el desarrollo y la supervivencia de los peces. Por el contrario, los tramos con más canales pueden favorecer la heterogeneidad y la conectividad de los ecosistemas fluviales, lo que podría mejorar la condición de los peces (Roach et al, 2009) . Estos resultados sugieren que la conservación y restauración de los canales es importante para mantener la biodiversidad y la funcionalidad de los sistemas acuáticos donde habita *Percilia gillissi*.

Este estudio puede apoyar la conservación de *P. gillissi*, que se encuentra en riesgo de extinción debido a la pérdida y degradación de su hábitat. Al identificar las características geomorfológicas que favorecen a la especie, como la pendiente, el ancho y la longitud de la banda del cauce, se puede intentar replicar estas condiciones en un proyecto de restauración fluvial de un río o parte de él que albergue a la especie o que sea potencialmente apto para su establecimiento. Además, este estudio puede sustentar las bases para trasladar ejemplares de la especie a zonas que tengan o presenten las características geomorfológicas descritas en este trabajo.

La conservación de especies en peligro de extinción requiere de un conocimiento profundo de sus requerimientos ecológicos, sus amenazas y sus potenciales soluciones. Investigaciones como esta, que analizan las características geomorfológicas que influyen en la distribución y el bienestar de una especie de pez, pueden aportar información valiosa para diseñar e implementar medidas de conservación efectivas. Estas medidas pueden incluir la restauración de hábitats degradados y la translocación de individuos a zonas adecuadas. Estas investigaciones pueden contribuir a mejorar el estado de conservación de las especies en peligro de extinción y a preservar la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos.

La situación de *P. gillissi* es un ejemplo de la crisis global de la biodiversidad que afecta a muchas especies de peces de agua dulce, que viven en ríos, lagos y humedales. Según la Lista Roja de la UICN, el 25% de las especies de peces de agua dulce evaluadas hasta hoy están en peligro de extinción. Las principales causas de esta pérdida son la destrucción y degradación de sus hábitats, la sobreexplotación de los recursos hídricos, la contaminación, las especies invasoras, el cambio climático y el tráfico de vida silvestre (Dudgeon et al., 2007). Para enfrentar este desafío, se requieren acciones urgentes y coordinadas a nivel local, nacional e internacional, que involucren a los gobiernos, la sociedad civil, el sector privado y la comunidad científica. Algunos ejemplos de iniciativas exitosas pueden ser la restauración de hábitats, la creación de áreas protegidas o la translocación de especies hacia zonas más favorables.

La restauración geomorfológica ha contribuido a la conservación de los peces de agua dulce en varios ríos del mundo, como es el caso del río Kissimmee en Estados Unidos que fue canalizado en los años 60 para controlar las inundaciones, lo que provocó la pérdida de más del 90% de los hábitats de agua dulce y la disminución de las poblaciones de peces. Desde 1999, se inició un proyecto de restauración geomorfológica que consistió en la reconstrucción de los meandros originales, la restauración de las zonas de inundación y la reintroducción de especies de peces nativas. Con esto, el Proyecto de Restauración del Río Kissimmee ha restablecido con éxito el flujo a través de 23 km de canales fluviales reconectados y ha restaurado más de 2.900 ha de humedales de llanuras, con lo que ha logrado recuperar el 40% de los hábitats perdidos aumentando la diversidad y la abundancia de los peces. (Koebel & Bousquin, 2014) .

Medidas de restauración como esta han logrado conservar y recuperar las especies de peces nativas y amenazadas, incrementando la diversidad y la abundancia de los peces.

7. CONCLUSIÓN

La investigación realizada analizó la relación entre la geomorfología de los tramos de ríos y la condición de la especie *P. gillissi*, utilizando 16 variables geomorfológicas a diferentes escalas. Los resultados revelaron correlaciones significativas entre tres variables y los valores más altos del índice de condición SMI: la pendiente aguas abajo del valle, el ancho promedio del canal y la longitud promedio de la banda del canal. Estos hallazgos sugieren que la geomorfología a nivel de tramos de ríos desempeña un papel crucial en la condición de *P. gillissi*.

Se observó una notable variabilidad en la condición de la especie entre cuencas e incluso dentro de cada cuenca, atribuida principalmente a la presencia de barreras geográficas en los sistemas de agua dulce. Estas barreras generan diferenciación genética y adaptación local, lo que contribuye a la variabilidad observada en tamaños y pesos de *P. gillissi* en distintos tramos, ríos y cuencas.

A nivel espacial, se encontró que variables a escala de canal y valle se correlacionaban significativamente con la condición física de las poblaciones de *P. gillissi*, mientras que, no se encontraron correlaciones significativas a escala de cuenca. Esto sugiere que las características locales del canal y valle tienen un impacto directo en la condición de la especie, debido a su mayor identidad con los hábitats locales y la capacidad de generar presiones adaptativas diferentes.

Las variables que más influyeron en la condición de *P. gillissi* fueron la pendiente aguas abajo del valle, el ancho del canal y la longitud de la banda del canal. Estos hallazgos destacan la importancia de considerar estas características geomorfológicas en proyectos de restauración fluvial y translocación de la especie, para replicar condiciones favorables para su desarrollo y conservación.

En resumen, esta investigación proporciona información valiosa sobre las relaciones entre la geomorfología de los tramos de ríos y la condición de *P. gillissi*, lo que puede contribuir a la implementación de medidas efectivas para la conservación de esta especie y la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

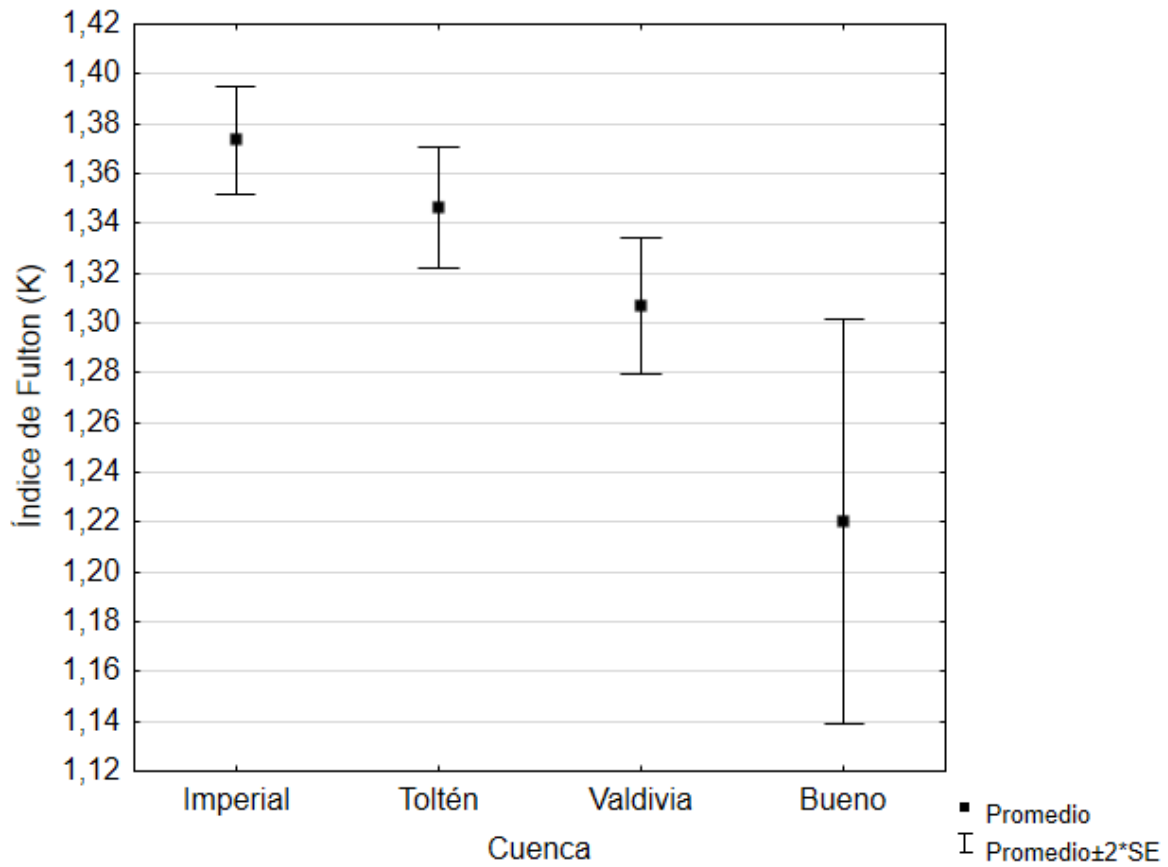
- Acker, S. A., Beechie, T. J., & Shafroth, P. B. (2008). Effects of a Natural Dam-Break Flood on Geomorphology and Vegetation on the Elwha River, Washington, U.S.A. *Northwest Science*, 82(sp1), 210–223. <https://doi.org/10.3955/0029-344x-82.s.i.210>
- Australian Government Department of the Environment and Energy. (2017). Recovery Plan for the Giant Freshwater Crayfish (*Astacopsis gouldi*). <https://www.dcceew.gov.au/sites/default/files/documents/recovery-plan-giant-freshwater-crayfish>.
- Beechie, T. J., Sear, D. A., Olden, J. D., Pess, G. R., Buffington, J. M., Moir, H., Roni, P., & Pollock, M. M. (2010). Process-based Principles for Restoring River Ecosystems. *BioScience/Bioscience*, 60(3), 209–222. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.3.7>
- Bolger, T., & Connolly, P. L. (1989). The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. *Journal of Fish Biology*, 34(2), 171–182. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1989.tb03300.x>
- Booth, D., Ross-Smith, K., Jacobsma, A., (2000). Basis of Design Report. Merced River Restoration Project - Phase 3. https://www.nps.gov/yose/learn/nature/upload/Basis-of-Design-Report-FINAL_reduce.pdf
- Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., Karatayev, V. A., May, M. E., Bennett, D. L., & Cook, M. J. (2011). Endemic species: Contribution to community uniqueness, effect of habitat alteration, and conservation priorities. *Biological Conservation*, 144(1), 155-165. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.08.010>
- Campos H., Dazarola G., Dyer B., Fuentes L., Gavilán J. F., Huaquin L., Martínez G., Meléndez R., Pequeño G., Ponce F., Ruiz V. H., Sielfeld W., Soto D., Vega R e Vila I. 1998. Categorías de Conservación de peces nativos de aguas continentales de Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural. Chile*. 47: 101-122
- Cowling, R. M. (2001). Endemism. Elsevier EBooks, 497–507. <https://doi.org/10.1016/b0-12-226865-2/00103-6>

- Dudgeon, D., Arthington, A., Gessner, M. O., Kawabata, Z., Knowler, D., Lévêque, C., Naiman, R. J., Anne-Hélène Prieur-Richard, Soto, D., Melanie, & Sullivan, C. A. (2007). *Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges*. 81(02), 163–163. <https://doi.org/10.1017/s1464793105006950>
- Gaston & Spicer (1998). *Biodiversity: An Introduction*. BlackwellScience, Oxford, United Kingdom.
- Habit, E., Dyer, B., & Vila, I. (2006). Estado de conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile. *Gayana (Concepción)*, 70, 100-113. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382006000100016>
- Habit, E., Zurita, A., Díaz, G., Manosalva, A., Arriagada, P., Link, O., & Górski, K. (2022). Latitudinal and Altitudinal Gradients of Riverine Landscapes in Andean Rivers. *Water*, 14(17), 2614. <https://doi.org/10.3390/w14172614>
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 241–253. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x>
- Jiménez-Prado, P., & Aguirre, W. (2021). Variación corporal paralela en peces de dos ríos costeros del Chocó ecuatoriano. *Revista de Biología Tropical*, 69(1). <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i1.41814>
- Koebel, J. W., & Bousquin, S. G. (2014). The Kissimmee River Restoration Project and Evaluation Program, Florida, U.S.A. *Restoration Ecology*, 22(3), 345–352. <https://doi.org/10.1111/rec.12063>
- Kondolf, M., & Micheli, E. R. (1995). Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management*, 19(1), 1–15. <https://doi.org/10.1007/bf02471999>
- Laguna, E., Fos, S., Jiménez, J., & Volis, S. (2016). Role of micro-reserves in conservation of endemic, rare and endangered plants of the Valencian region (Eastern Spain). *Israel Journal of Plant Sciences*, 63(4), 320-332. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/07929978.2016.1256131>
- Lewin, J., Brewer, P. A., & Wohl, E. (2018). *Fluvial Geomorphology*. Elsevier EBooks. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.11108-x>

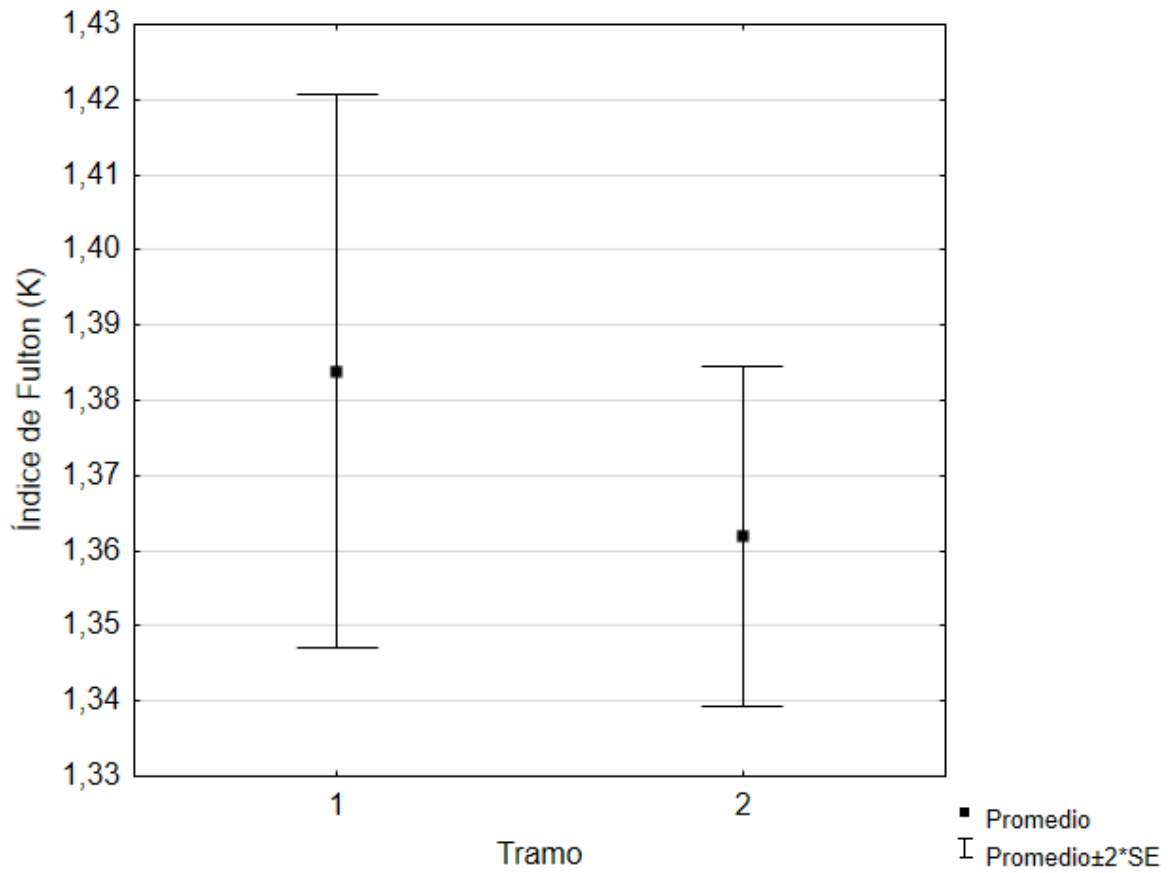
- Maasri, A., Pyron, M., Arsenault, E. R., Thorp, J. H., Mendsaikhan, B., Tromboni, F., Minder, M., Kenner, S. J., Costello, J., Chandra, S., Amarbat Otgonganbat, & Bazartseren Boldgiv. (2021). Valley-scale hydrogeomorphology drives river fish assemblage variation in Mongolia. *Ecology and Evolution*, 11(11), 6527–6535. <https://doi.org/10.1002/ece3.7505>
- Mclvor, C. C., & Odum, W. E. (1988). Food, Predation Risk, and Microhabitat Selection in a Marsh Fish Assemblage. *Ecology*, 69(5), 1341–1351. <https://doi.org/10.2307/1941632>
- Miller, J. R., & Hobbs, R. J. (2007). Habitat Restoration—Do We Know What We're Doing? *Restoration Ecology*, 15(3), 382-390. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00234.x>
- Molina-Moctezuma, A., Godby, N., Kapuscinski, K. L., Roseman, E. F., Skubik, K., & Moerke, A. (2021). Response of fish assemblages to restoration of rapids habitat in a Great Lakes connecting channel. *Journal of Great Lakes Research*, 47(4), 1182-1191. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.05.009>
- Molina-Moctezuma, A., Ellis, E., Kapuscinski, K. L., Roseman, E. F., Heatlie, T., & Moerke, A. (2021). Restoration of rapids habitat in a Great Lakes connecting channel, the St. Marys River, Michigan. *Restoration Ecology*, 29(1), e13310. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.13310>
- Morrone, J. J. (2008). Endemism. In S. E. Jørgensen & B. D. Fath (Eds.), *Encyclopedia of Ecology* (pp. 1254-1259). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00786-2>
- Navarro, J., Coll, M., Preminger, M., & Palomera, I. (2013). Feeding ecology and trophic position of a Mediterranean endemic ray: consistency between sexes, maturity stages and seasons. *Environmental Biology of Fishes*, 96(12), 1315-1328. <https://doi.org/10.1007/s10641-013-0109-7>
- Peig, J., & Green, A. J. (2009). New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos*, 118(12), 1883–1891. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17643.x>
- Primack, R. B. (1993). *Essentials of conservation biology*. Sunderland, Mass., U.S.A., Sinauer Associates.
- Richards, K. (1987). Fluvial geomorphology. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 11(3), 432–457. <https://doi.org/10.1177/030913338701100309>

- Roach, K. A., J. H. Thorp, and M. D. DeLong (2009), Influence of lateral gradients of hydrologic connectivity on trophic positions of fishes in the Upper Mississippi River, *Freshwater Biol.*, 54, 607–620.
- Romero, F. I., Cozano, M. A., Gangas, R. A., & Naulin, P. I. (2014). Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35, 3-12. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002014000100001>
- Roni, P., & Becchie, T. (2013). *Stream and Watershed Restoration: A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*. Chichester: Editorial John Wiley & Sons Ltd, 300.
- Ruiz V., 1993. Ictiofauna del río Andalién. *Gayana zoología (Chile)* 57 (2): 109-278.
- Sukhodolov, A., Bertoldi, W., Wolter, C., Surian, N., & Tubino, M. (2009). Implications of channel processes for juvenile fish habitats in Alpine rivers. *Aquatic Sciences*, 71(3), 338–349. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-9199-x>
- Tellería, J. (2013). Pérdida de biodiversidad. Causas y consecuencias de la desaparición de las especies Loss of biodiversity: causes and consequences of the species loss. *Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 13-25.
- Velarde, T. (2015). Importancia Ecológica y Cultural de una Especie Endémica de Ajolote (*Ambystoma Dumerilii*) del Lago de Pátzcuaro, Michoacán. *ETNOBIOLOGÍA*, 10(2), 40–49. <https://revistaetnobiologia.mx/index.php/etno/article/view/212>
- Wohl, E., Lane, S. N., & Wilcox, A. C. (2015). The science and practice of river restoration. *Water Resources Research*, 51(8), 5974–5997. <https://doi.org/10.1002/2014wr016874>
- Wootton RJ (1998) *Ecology of teleost fishes*, second edition. Kluwer academic publishers, Netherlands, pp 144–145
- Woltemade, C., & Wood, A., (2002) *Comprehensive Riparian Restoration Along Burd Run* http://www.landandwater.com/features/vol46no2/vol46no2_1.html
- Zunino, S., Baeza, M. Quiroz, S. & Rivera, R. (1999). Ampliación distribucional de la carmelita, *Percilia gillissi* Girard, 1854 (Pisces: Perciilidae). *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso* 24: 119-120.

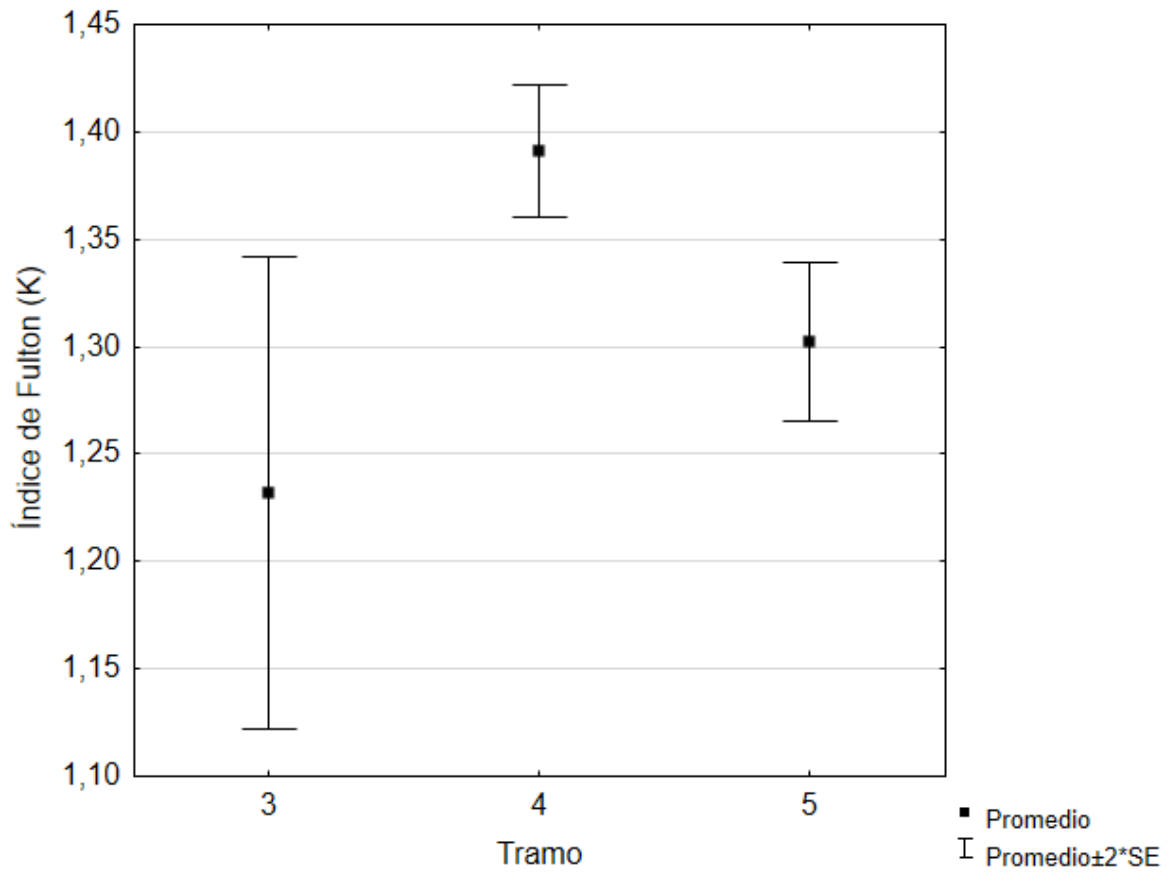
9. ANEXO



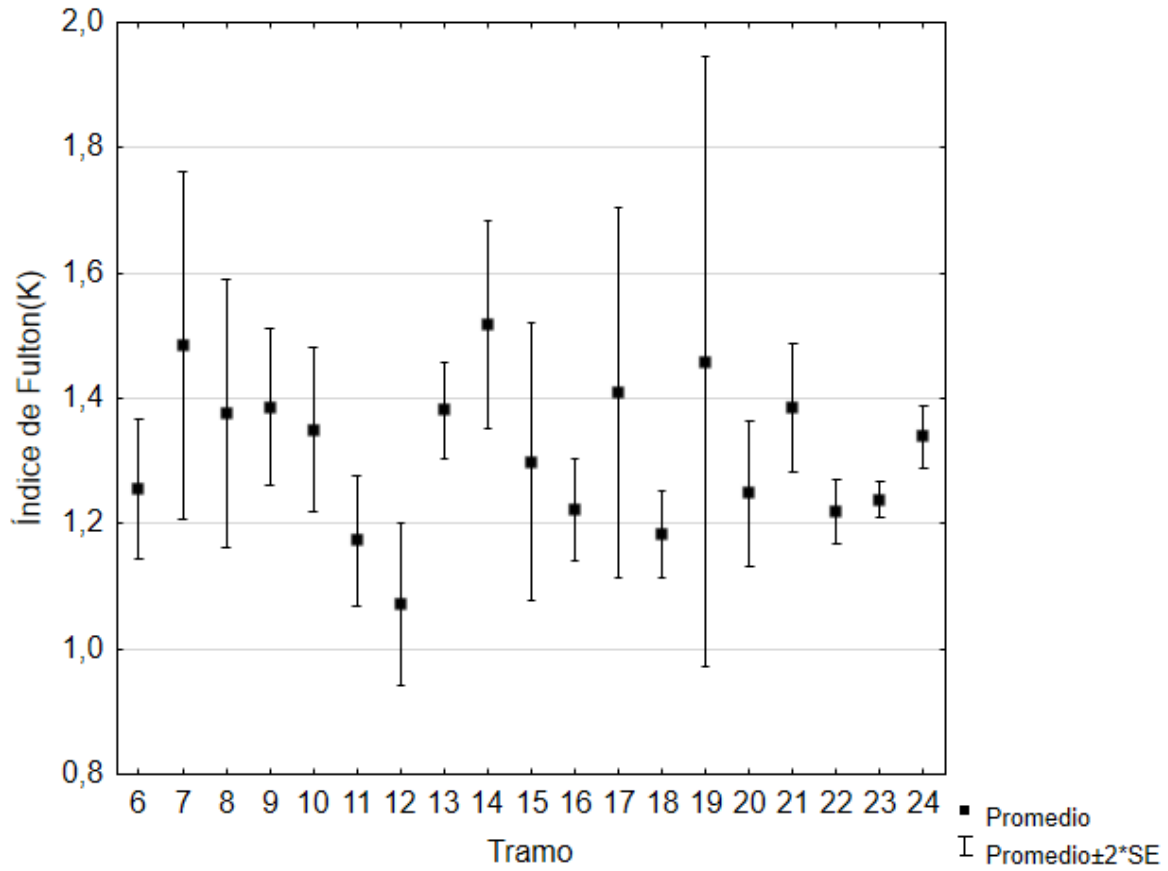
Anexo 1: Índice de Fulton (K) promedio en cada una de las cuatro cuencas de estudio; Imperial, Toltén, Valdivia y Bueno.



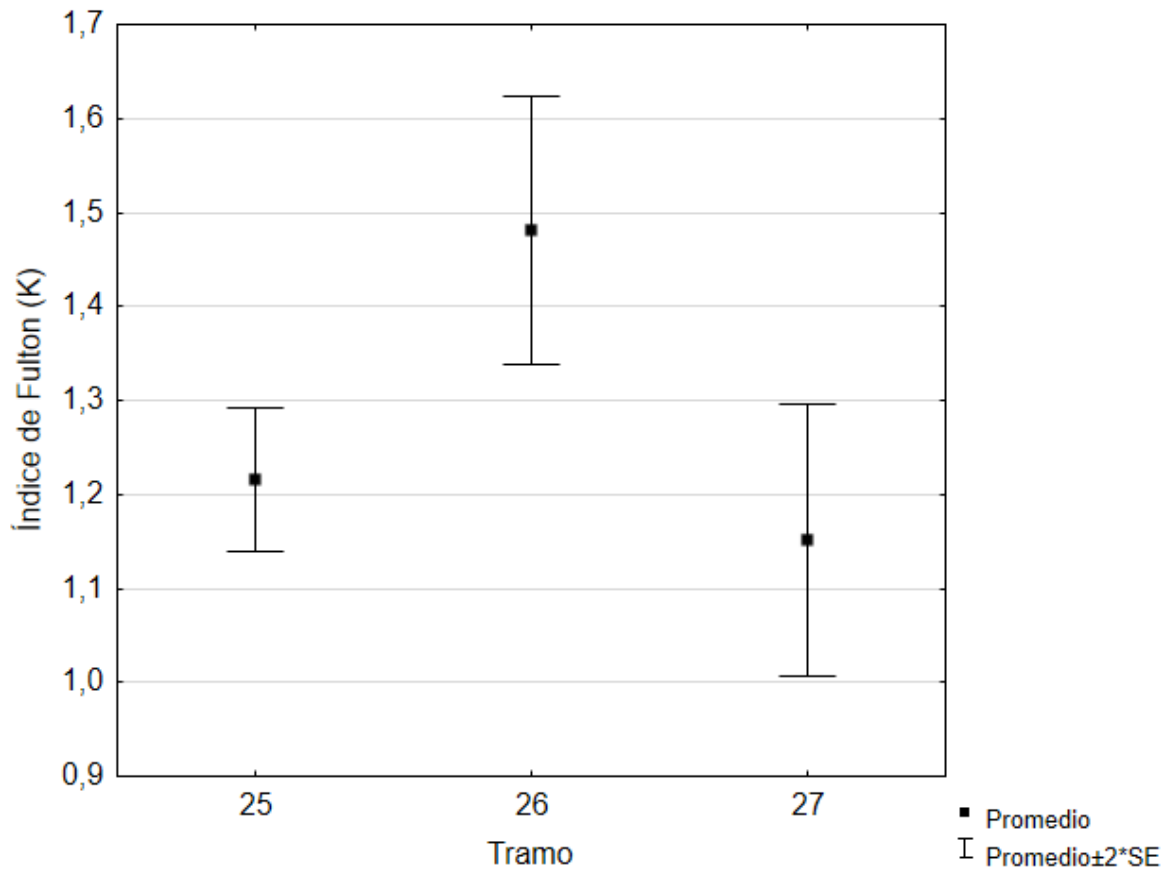
Anexo 2: Índice de Fulton (K) en cada uno de los dos tramos que contenían datos de *P. gillissi* en la cuenca del río Imperial.



Anexo 3: Índice de Fulton (K) promedio de cada uno de los tres tramos identificados en la cuenca del Toltén.



Anexo 4: Promedio del índice de Fulton (K) en cada uno de los 19 tramos estudiados en la cuenca del río Valdivia.



Anexo 5: Promedio para cada uno de los tres tramos del Índice de Fulton (K) en la cuenca del río Bueno