



Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Ambientales
Ingeniería Ambiental



PROPUESTA DE ÁREAS DE CONSERVACIÓN PARA ESPECIES DE PECES EN PELIGRO EN LA CUENCA DEL RÍO BIOBÍO

Habilitación presentada para optar al título de

Ingeniera Ambiental

PAULINA ANDREA VEGA IBÁÑEZ

Profesora Guía: Dra. Evelyn Habit Conejeros

Profesor Co – Guía: Dr. Mauricio Aguayo

Profesor Comisión: Dr. Oscar Parra

Profesor Comisión: Dr. Pedro Arriagada

Concepción, Chile
2021

“PROPUESTA DE ÁREA DE CONSERVACIÓN PARA ESPECIES DE PECES EN PELIGRO EN LA CUENCA DEL RÍO BIOBÍO”

Profesor Guía: Dra. Evelyn Habit Cornejo



Profesor Comisión: Dr. Mauricio Aguayo Arias



Profesor Comisión: Dr. Oscar Parra Barrientos



Profesor Comisión: Dr. Pedro Arriagada Sanhueza



CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA

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, abril 2021

ÍNDICE DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	X
RESUMEN	XI
1. ANTECEDENTES	1
1.1. Ecosistemas fluviales.....	1
1.2. Ecosistemas fluviales en áreas protegidas	2
1.3. Áreas Protegidas en Chile	4
1.4. Peces dulceacuícolas de Chile	5
1.5. Cuenca del río Biobío.....	8
2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	14
3. OBJETIVOS	14
3.1. Objetivo general	14
3.2. Objetivos específicos	14
4. METODOLOGÍA	15
4.1. Fuente de datos y área de estudio.....	15
4.2. Análisis multivariados no paramétricos.....	17
4.3. Diversidad de las comunidades de peces.....	18
4.3.1. Índice de Shannon – Weaver (H')	18
4.3.2. Índice de equidad de Pielou (J')	18
4.3.3. Índice de riqueza de Margalef	18
4.4. Análisis variables ambientales	19
4.5. Selección de sitios con presencia de las especies objetivo.....	20
4.6. Análisis factor de condición de Fulton para estaciones seleccionadas	20
4.7. Análisis de viabilidad de proteger los tributarios identificados	21
5. RESULTADOS	21
5.1. Composición y estructura de las comunidades de peces	21
5.2. Diversidad de las comunidades de peces.....	30
5.2.1. Índice de diversidad de Shannon – Weaver (H')	31
5.2.2. Índice de equidad de Pielou (J')	32
5.2.3. Índice de riqueza de Margalef (d).....	33

5.3.	Análisis variables ambientales	36
5.4.	Identificación de sitios con presencia de las especies objetivo	38
5.5.	Análisis individual de especies objetivo	39
5.6.	Análisis en conjunto de especies objetivo.....	43
5.7.	Frecuencia de ocurrencia de especies objetivo	47
5.8.	Selección de sitios prioritarios para definir áreas de conservación	49
5.9.	Análisis de factor de condición de Fulton de especies objetivo para estaciones seleccionadas	52
5.10.	Análisis de otras variables para la viabilidad de proteger los tributarios identificados	58
5.10.1.	Derechos de aprovechamiento de aguas	58
5.10.2.	Proyectos hidroeléctricos y de trasvase de aguas.....	60
5.10.3.	Usos de suelo	63
5.10.4.	Comunidades indígenas	65
5.11.	Propuesta áreas de conservación para <i>P. irwini</i> , <i>B. maldonadoi</i> y <i>D.</i> <i>nahuelbutaensis</i>	67
6.	DISCUSIÓN	68
7.	CONCLUSIÓN	73
8.	REFERENCIAS	74
9.	ANEXOS	80

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Listado de especies nativas presentes en la cuenca del río Biobío.....	12
Tabla 2. Listado de estaciones seleccionadas según la presencia de al menos una de las tres especies objetivo en la cuenca del río Biobío.	15
Tabla 3. Prueba por parejas ANOSIM de una vía entre grupos obtenidos con el análisis de Cluster.....	26
Tabla 4. Resultados de la selección de variables ambientales de la prueba BIOENV para explicar la abundancia de peces en las estaciones del área de estudio.....	37
Tabla 5. Identificación de las estaciones según la presencia de las especies objetivo.....	38
Tabla 6. Abundancia promedio (Nº de individuos) de las especies <i>P. irwini</i> , <i>B. maldonadoi</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i> en las estaciones que presentan el conjunto de las tres especies.	43
Tabla 7. Abundancia promedio de las especies <i>P. irwini</i> y <i>B. maldonadoi</i> en las estaciones que presentan las dos especies a la vez.....	45
Tabla 8. Abundancia promedio de las especies <i>P. irwini</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i> en las estaciones que presentan las dos especies a la vez.....	46
Tabla 9. Frecuencia de ocurrencia de las especies <i>P. irwini</i> , <i>B. maldonadoi</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i> en las estaciones de muestreo.	48
Tabla 10. Selección de las estaciones probables para áreas de conservación de las especies <i>P. irwini</i> , <i>B. maldonadoi</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i>	49
Tabla 11. Selección de las estaciones para medidas de manejo de especies <i>P. irwini</i> , <i>B. maldonadoi</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i>	50
Tabla 12. Abundancia promedio, Factor de condición de Fulton (K; promedio \pm desviación estándar), Longitud total mínima y Longitud total máxima de <i>P. irwini</i> para las estaciones seleccionadas.	52
Tabla 13. Abundancia promedio, Factor de condición de Fulton (K; promedio \pm desviación estándar), Longitud total mínima y Longitud total máxima de <i>B. maldonadoi</i> para las estaciones seleccionadas.....	55
Tabla 14. Abundancia promedio, Factor de condición de Fulton (K; promedio \pm desviación estándar), Longitud total mínima y Longitud total máxima de <i>D. nahuelbutaensis</i> para las estaciones seleccionadas.	56

Tabla 15. Descripción de comunidades indígenas de las subcuencas de los ríos Queuco y Quilme.	66
---	----

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de peces y lampreas por cuenca hidrográfica en Chile.	7
Figura 2. Distribución de centrales hidroeléctricas en la cuenca del río Biobío.....	9
Figura 3. Distribución de las estaciones de muestreo en la cuenca del río Biobío.	16
Figura 4. Abundancia relativa de especies de peces presentes en el área de estudio, capturadas entre enero de 2019 y octubre de 2020.	22
Figura 5. Dendograma de similitud entre estaciones.....	23
Figura 6. Distribución de estaciones según grupos definidos en el análisis de Cluster (Grupos A, B, C, D y E).....	25
Figura 7. Gráfico nMDS de dos dimensiones basado en similitud de Bray – Curtis de abundancia de peces estandarizadas y transformadas por raíz cuarta.	26
Figura 8. Contribución de especies de peces a la similitud del Grupo A.	27
Figura 9. Contribución de especies de peces a la similitud del grupo C.....	27
Figura 10. Contribución de especies de peces a la similitud del grupo E.....	28
Figura 11. Abundancia relativa de especies ícticas del grupo B (estación BB-1).	29
Figura 12. Abundancia relativa de especies ícticas del grupo D (estación BB-13).	29
Figura 13. Diagrama de cajas sobre índice de diversidad de Shannon – Weaver (H') para las estaciones de muestreo.	32
Figura 14. Diagrama de cajas sobre índice de equidad de Pielou (J') para las estaciones de muestreo.....	33
Figura 15. Diagrama de cajas sobre índice de riqueza de Margalef (d) para las estaciones de muestreo.....	34
Figura 16. Diagrama de cajas sobre índices de diversidad para grupos obtenidos con el análisis de Cluster.	35
Figura 17. Gráfico de análisis de componentes principales (PCA) de variables ambientales.....	36
Figura 18. Presencia de las especies <i>P. irwini</i> , <i>B. maldonadoi</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i> en las estaciones del área de estudio.....	39

Figura 19. Gráfico de burbuja que muestra la abundancia promedio de la especie <i>P. irwini</i> en cada estación.	40
Figura 20. Gráfico de burbuja que muestra la abundancia promedio de la especie <i>B. maldonadoi</i> en cada estación.	41
Figura 21. Gráfico de burbuja que muestra la abundancia promedio de la especie <i>D. nahuelbutaensis</i> en cada estación.	42
Figura 22. Gráfico de burbuja que muestra la abundancia promedio de las especies <i>P. irwini</i> , <i>B. maldonadoi</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i> en conjunto en las estaciones de estudio.	43
Figura 23. Gráfico de burbuja que muestra la abundancia promedio de las especies <i>P. irwini</i> y <i>B. maldonadoi</i> en conjunto en las estaciones de estudio.	44
Figura 24. Gráfico de burbuja que muestra la abundancia promedio de las especies <i>P. irwini</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i> en conjunto en las estaciones de estudio.	46
Figura 25. Sitios prioritarios para definir áreas de conservación para las especies <i>P. irwini</i> , <i>B. maldonadoi</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i>	50
Figura 26. Sitios prioritarios para manejo de especies objetivo.	51
a) Tramo río Biobío; b) tramo río Laja.	51
Figura 27. Diagrama de cajas sobre factor de condición de Fulton (K) de <i>P. irwini</i> para las estaciones seleccionadas.	54
Figura 28. Diagrama de cajas sobre factor de condición de Fulton (K) de <i>B. maldonadoi</i> para las estaciones seleccionadas.	56
Figura 29. Diagrama de cajas sobre factor de condición de Fulton (K) de <i>D. nahuelbutaensis</i> para las estaciones seleccionadas.	57
Figura 30. Número de derechos de aprovechamiento de aguas otorgados en los ríos seleccionados.	58
Figura 31. Localización del proyecto “Pequeña Central Hidroeléctrica de Pasada Huequecura”.	61
Figura 32. Localización proyecto “Central Hidroeléctrica Rucalhue”.	62
Figura 33. Usos de suelo de la subcuenca del río Queuco.	63
Figura 34. Usos de suelo de la subcuenca del río Huequecura.	64
Figura 35. Usos de suelo de la subcuenca del río Quilme.	65
Figura 36. Ubicación de comunidades indígenas de las subcuencas de los ríos Queuco y Quilme.	66

Figura 37. Propuesta final de áreas de conservación para las especies *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*. 67

ÍNDICE DE ANEXOS

Tabla Anexo 1. Abundancia promedio (promedio \pm desviación estándar) de especies <i>P. irwini</i> , <i>B. maldonadoi</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i> en cada estación.	80
Tabla Anexo 2. Índices de diversidad de cada grupo definido por el análisis de Cluster.....	82
Tabla Anexo 3. Índices de diversidad de cada estación.....	83
Figura Anexo 1. Cartografía uso de suelo subcuenca río Queuco.	85
Figura Anexo 3. Cartografía uso de suelo subcuenca río Huequecura.	86
Figura Anexo 3. Cartografía uso de suelo subcuenca río Quilm.....	87

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, en especial a mis papás, por el amor y apoyo incondicional que me han brindado durante toda mi vida. Les agradezco profundamente el ejemplo que me han dado, de personas y profesionales con valores, vocación y ética inigualable, enseñanzas que me han convertido en la persona que soy hoy. Sin ustedes esto no sería posible.

A mis amigos de siempre, Javi, Kari y Dugui, que han estado en las buenas y en las malas, siempre con palabras de cariño y apoyo, acompañándome durante todo este tiempo y en especial cuando más los necesité. A los hermosos amigos que formé en la carrera, y que serán para toda la vida, Isi, Sopi, Lichi, Jaita, Charne, Sebita, Mati y Dieguillo. Estoy muy agradecida de haberlos conocido, hicieron que mis años de universidad fueran los mejores, gracias por tanto y por tenerme más fe que yo misma jajaja.

También, quiero agradecer profundamente a mi profesora guía, Evelyn, por confiar en mis capacidades para realizar esta tesis, y por todo su apoyo, entrega, afecto, comprensión y tremenda disposición en todo este proceso. También a mi profesor co-guía, Mauricio y a mis profesores de comisión Pedro Arriagada y Oscar Parra, por todas sus recomendaciones y consejos en el transcurso de mi tesis.

Por último, a mis niños peludines, a mi Molly, Manolo, Tronquitos y Pipel, por entregarme siempre cariño, alegrías y ser un respiro de aire fresco en toda esta etapa universitaria.

RESUMEN

La cuenca del río Biobío se destaca por presentar la mayor riqueza de peces en Chile con 18 especies nativas, y a su vez, un alto grado de endemismo, alcanzado un 83%. No obstante, se ha registrado una disminución en la abundancia de especies nativas como resultado de los efectos sinérgicos y acumulativos de los múltiples estresores en la cuenca, como, por ejemplo, la actividad hidroeléctrica, el cambio uso de suelo, contaminación puntual y difusa, y la introducción de especies exóticas. En este sentido, genera especial preocupación la conservación de las especies *Percilia irwini* (Carmelita de Concepción), *Diplomystes nahuelbutaensis* (Tollo) y *Bullockia maldonadoi* (Bagrecito). Estas especies endémicas de Chile se encuentran En Peligro y, sumado a esto, presentan una distribución acotada a dos o tres cuencas hidrográficas en el país. Considerando la degradación de la ictiofauna en la cuenca del río Biobío y las continuas presiones antrópicas sobre el ecosistema fluvial, el presente estudio plantea la siguiente pregunta de investigación: ¿Existen áreas en la cuenca que, bajo su protección, permitan la conservación de poblaciones de *Diplomystes nahuelbutaensis*, *Percilia irwini* y *Bullockia maldonadoi*?

Para llevar a cabo este estudio se utilizaron 47 estaciones de muestreo distribuidas entre los ríos Biobío, Laja, Lirquén, Huequecura, Mininco, Queuco, Quillaileo, Quilme y Rucúe, las cuales presentaron al menos una de las especies objetivo. Se describió la composición y estructura comunitaria de la ictiofauna en el área de estudio mediante análisis multivariados no paramétricos. Se encontró que la especie *P. irwini* se distribuye de manera abundante en todas las estaciones de muestreo, pero *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* no se distribuyen en los mismos sitios, con algunas excepciones. Debido a la complejidad de proponer sitios que presentaran las tres especies, se priorizó la selección de estaciones con las combinaciones de *P. irwini* con *B. maldonadoi* y *P. irwini* con *D. nahuelbutaensis*. De esta manera se seleccionaron 10 estaciones distribuidas en los ríos Huequecura,

Queuco, Quillaileo y Quilme, las cuales presentaron las mayores abundancias y frecuencias de ocurrencia para las especies objetivo. Adicionalmente, se seleccionaron 6 estaciones en tramos de los ríos Biobío y Laja como propuesta de sitios de manejo para las especies objetivo.

Posteriormente, se analizó la viabilidad de proteger los tributarios identificados y la subcuenca asociada, considerando aspectos sociales como derechos de aprovechamiento de aguas, proyectos ingresados al SEIA, uso de suelo y presencia de comunidades indígenas. En este sentido, las subcuencas de los ríos Queuco y Huequecura (sistema fluvial Huequecura y Quillaileo) resultaron ser las más apropiadas para proponer como áreas de conservación. No se consideró adecuado proponer la subcuenca del río Quilme debido a que actualmente se encuentra aprobado y en fase de construcción el proyecto “Central Hidroeléctrica Rucalhue”, el cual afectará directamente dos de los cuatro sitios prioritarios identificados en el río Quilme.

Este trabajo da cuenta de la urgencia de tomar medidas para la protección y conservación de las poblaciones de *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* que aún persisten en la cuenca del río Biobío. Particularmente las poblaciones presentes en las subcuencas propuestas como áreas de conservación continúan siendo amenazadas por proyectos hidroeléctricos, trasvase de aguas y especies exóticas invasoras. Debido a esto, y con la finalidad de mejorar los esfuerzos de conservación, se considera necesario implementar medidas de manejo como, por ejemplo, planes de seguimiento, estudios genéticos, translocación basada en evidencia genética, restauración de hábitats fluviales y disminución y/o erradicación de especies exóticas invasoras.

1. ANTECEDENTES

1.1. Ecosistemas fluviales

Los ecosistemas de agua dulce, como ríos, lagos y otros humedales, presentan un nivel desproporcionadamente alto de biodiversidad si se considera que el agua dulce representa aproximadamente el 0.8% de la superficie de la Tierra y sólo el 0.01% del agua del planeta (Gleick, 1996). Son hábitats esenciales para al menos 126.000 especies, que equivalen a casi el 10% de todas las especies descritas en el mundo (Acreman *et al.*, 2019). Más de 10.000 especies de peces habitan sistemas de agua dulce (Lundberg *et al.*, 2000), aproximadamente un 40% de la diversidad global de peces, y considerando además anfibios, reptiles y mamíferos, un tercio de todas las especies vertebradas están confinadas al agua dulce (Dudgeon *et al.*, 2006); las que a su vez, presentan altísimos niveles de endemismo (Tickner *et al.*, 2020).

Debido a la importancia que presenta la biodiversidad acuática y los ecosistemas de agua dulce se han impulsado diversos esfuerzos de conservación como la Convención Ramsar sobre Humedales y la Convención sobre Diversidad Biológica, ratificadas por 169 y 196 países respectivamente (Finlayson *et al.*, 2018). Sin embargo, no se ha logrado detener la degradación de estos ecosistemas y la biodiversidad mundial de agua dulce continúa disminuyendo a un ritmo alarmante (Hermoso *et al.*, 2016). Las especies de agua dulce se extinguen más rápido que las especies terrestres o marinas (Acreman *et al.*, 2019) y casi un tercio de la biodiversidad dulceacuícola se enfrenta a la extinción, en gran parte debido a la pérdida y fragmentación de hábitat, introducción de especies exóticas, contaminación y sobreexplotación (Tickner *et al.*, 2020). Una de las razones de la falta de efectividad de las políticas de conservación de ecosistemas de agua dulce, y en especial de ecosistemas fluviales, es la falta de comprensión de cómo funcionan estos sistemas abiertos (Hermoso *et al.*, 2018).

En particular, los ríos son ecosistemas extremadamente dinámicos y complejos con un alto grado de variabilidad espacio – temporal (Thorp, 2009). Su forma y comportamiento reflejan distintos procesos geomorfológicos, hidrológicos, ecológicos y las interacciones entre ellos (Dollar *et al.*, 2007). Debido a que su estructura física, química y biológica cambia significativamente de acuerdo a sus dimensiones o conectividades espaciales y temporales, comprender realmente el funcionamiento de estos ecosistemas ha sido un desafío (Thorp *et al.*, 2006). Sin embargo, un entendimiento fundamental son las dimensiones de conectividad que presentan, entendiéndose por conectividad al flujo, intercambio y vías en que se mueven los organismos, materia y energía a través de los sistemas fluviales.

La conectividad de los ríos se puede describir en cuatro dimensiones: longitudinal, lateral, vertical y temporal (Poff, 2019). La dimensión longitudinal se refiere a la vía a través de la longitud del flujo del río, desde la cabecera hasta su desembocadura, a medida que el gradiente físico cambia, los sistemas químicos y comunidades biológicas cambian en

respuesta (Ward, 1989). La dimensión lateral corresponde a la inundación periódica de la planicie aluvial y el intercambio resultante de agua, sedimentos, materia orgánica, nutrientes y organismos (Junk *et al.*, 1989). La dimensión vertical se refiere al movimiento desde la superficie hasta la zona hiporreica o subsuperficial. El hiporreos es una zona biológicamente activa que contiene agua que se filtra a través de los suelos permeables adyacentes al cauce y mantiene una importante actividad microbiana (Boulton, 2007). Por último, un río exhibe conectividad temporal de interacciones físicas, químicas y biológicas, siendo esencial en todas las dimensiones a través de los efectos sobre la expresión de muchos factores, como el caudal y la estructura del lecho del canal (Dollan *et al.*, 2007).

1.2. Ecosistemas fluviales en áreas protegidas

Las áreas protegidas (AP) son espacios geográficos claramente definidos, reconocidos y administrados a través de medios legales y otros medios efectivos, para lograr una conservación a largo plazo de la naturaleza y los servicios ecosistémicos asociados (Dudley, 2008). En general, los ecosistemas de agua dulce no son objetivos propios del esfuerzo global de conservación, sino que se han visto como una parte marginal del manejo de las áreas protegidas terrestres (Arthington *et al.*, 2018).

Es importante mencionar que las áreas protegidas de agua dulce cumplen un rol fundamental en la conservación de la biodiversidad, que se ha expandido también a incluir una serie de servicios ecosistémicos y beneficios socioeconómicos asociados (Watson *et al.*, 2014). Algunas funciones proporcionadas por las áreas protegidas de agua dulce, más allá del objetivo principal que es la conservación de la naturaleza, son, por ejemplo, apoyar los procesos naturales que mantienen la vida en la Tierra, como la productividad primaria, los ciclos de nutrientes, la formación del suelo y la diversidad de formas de vida y sus interacciones ecológicas; recarga de aguas subterráneas; provisión de materias primas; purificación del agua; reducción del riesgo de desastres como inundaciones o tsunamis; recreación; turismo; investigación científica; entre otras (Dudley *et al.*, 2018).

La creación de un área protegida de agua dulce y su posterior manejo difiere en diversos rasgos de las áreas protegidas terrestres, y, por lo tanto, se deben tener consideraciones especiales a la hora de gestionarlas. En primer lugar, los límites de las AP de agua dulce no son estáticos, se basan en características móviles, como las orillas de los ríos, por lo que su área y ubicación pueden variar con el tiempo (Dudley *et al.*, 2018). También, las AP están influenciadas por su entorno, pero especialmente las AP de agua dulce están influenciadas por decisiones tomadas a miles de kilómetros de distancia (Kingsford & Biggs, 2011), ya que los ecosistemas fluviales son susceptibles a perturbaciones a escala de cuenca, alteraciones al régimen de caudal o contaminación. Por esta misma razón, una de las problemáticas actuales es que los administradores de las áreas protegidas no son capaces de contrarrestar los impactos ambientales más allá de los límites propios del AP. En este sentido, para lograr una conservación efectiva de los ecosistemas de agua dulce y

de la biodiversidad acuática se deben tener en consideración cinco principios ecológicos fundamentales para el diseño y gestión de todas las AP de agua dulce (Arthington *et al.*, 2018).

En primer lugar, se deben considerar las características y los procesos a escala de cuenca. El clima, la geología, la geomorfología y la vegetación influyen significativamente en los procesos biológicos y ecológicos de los ecosistemas fluviales. Los ríos son receptores del agua, sedimentos, nutrientes y materia orgánica generada en la cuenca (Arthington *et al.*, 2018), así como también de los contaminantes y desechos, generados por las distintas actividades antrópicas, los cuales son transportados por escorrentía al sistema fluvial.

En segundo lugar, es necesario entender las distintas conectividades que presentan los ecosistemas fluviales y como influyen a las comunidades bióticas. Por ejemplo, en la dimensión longitudinal la viabilidad de la población de muchas especies acuáticas depende de su capacidad de moverse libremente a través de la red hídrica para alimentación, reproducción y zonas de desove (Bunn & Arthington, 2002). En la dimensión lateral, los pulsos de inundación de los ríos crean conexiones hidrológicas con los hábitats de remanso y la llanura de inundación, generando hábitats ricos en alimentos utilizados para la cría de peces jóvenes y el crecimiento de adultos (Finlayson *et al.*, 2018). También, la zona ribereña realiza un conjunto de funciones físicas y ecológicas vitales, como la regulación del entorno de luz del agua, la temperatura del agua, la transferencia de nutrientes y materia orgánica y los procesos sedimentarios (Davies, 2010).

En tercer lugar, el régimen de caudal es fundamental en la comprensión de los ecosistemas fluviales, ya que regula gran parte de su estructura y funcionamiento, jugando un papel crítico en el mantenimiento de la biodiversidad acuática y en la integridad del ecosistema (Arthington *et al.*, 2018). Bunn & Arthington (2002) propusieron algunos principios ecohidrológicos que impulsan la biodiversidad acuática en ecosistemas fluviales y cómo el régimen de caudal puede afectarla. Entre los principales se puede mencionar que el régimen de caudal es un determinante del hábitat en los ríos, y a su vez, de la composición biótica. Este influye en la distribución y abundancia de especies, así como también en la composición y diversidad de comunidades acuáticas. Otro principio indica que las especies acuáticas han desarrollado estrategias de historias de vida en respuesta directa al régimen natural de los ríos. Por lo tanto, la alteración del patrón de flujo, y también la temperatura del agua, puede tener efectos negativos en la biodiversidad acuática (Bunn & Arthington, 2002).

En cuarto lugar, se debe tener énfasis en proteger hotspot de biodiversidad acuática, endemismo y especies en peligro de extinción. Un objetivo principal de la conservación de la biodiversidad es delimitar AP que conserven hábitats ricos en especies y recursos vitales, y la mayor cantidad de especies endémicas amenazadas (Arthington *et al.*, 2018)

En quinto y último lugar, se debe el mantener la resiliencia ecológica de los ecosistemas fluviales. Los sistemas fluviales están expuestos a diversas amenazas y presiones. Si bien los impactos ambientales de las presiones individuales como contaminación, alteración de régimen natural, invasión de especies exóticas están bien establecidos y estudiados, han surgido nuevas presiones como nanopartículas y productos químicos, provocando nuevas combinaciones de presiones e interacciones imprevistas, lo que se ve complejizado en el contexto de cambio climático (Finlayson *et al.*, 2018).

Sintetizando, el mantenimiento de la integridad de las cuencas, el régimen de caudal natural y las dimensiones espaciales y temporales ayudarán a mantener la biodiversidad y la resiliencia ecológica de los sistemas fluviales en las AP (Dudgeon *et al.*, 2006).

1.3. Áreas Protegidas en Chile

En Chile las áreas protegidas están establecidas en la Ley 18.362 “Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado” del Ministerio de Agricultura, la cual define las categorías de manejo de Reservas de Regiones Vírgenes, Parques Nacionales, Monumentos Naturales y Reservas Nacionales. En esta ley no existe una categoría específica que proteja los ecosistemas de agua dulce, más aún, los ecosistemas acuáticos que se encuentren dentro de un área protegida terrestre pueden seguir siendo objeto de derechos de aprovechamiento de agua (Habit *et al.*, 2019).

Actualmente, de los 1.251 ríos que existen en el país menos del 1% están protegidos de alguna manera. Los cursos de agua de la zona sur, como los ríos Palena, Cisnes y Yelcho, han sido declarados Reserva de Caudal, mediante Decreto Supremo del presidente de la República, sólo con el objetivo de asegurar el aprovisionamiento de agua para la población, no para la conservación de los recursos hídricos ni su biodiversidad (Spoerer, 2016). La Ley 20.017 del Ministerio de Obras Públicas, que reformó el Código de Aguas el año 2005, faculta al presidente de negar parcialmente la creación de nuevos derechos de aprovechamiento de agua cuando no existe disponibilidad de otros recursos hídricos de agua potable para la población, por circunstancias excepcionales y de interés nacional.

En nuestro país prácticamente no existen regulaciones concretas para la protección de ecosistemas de agua dulce. Solo existen algunos decretos que se aplican indirectamente a estos ecosistemas, los cuales están dirigidos a componentes específicos como calidad y cantidad de agua y especies silvestres, es decir, no presentan un enfoque ecosistémico (Möller & Muñoz-Pedrerros, 2014). Es más, exceptuando la adhesión a la Convención de Ramsar en 1981, la primera definición de humedal en la legislación chilena se encuentra en el Decreto Supremo N°82, Reglamento de Suelos, Aguas y Humedales promulgado el año 2011 (Amstein, 2016). Lo anterior pone en evidencia la inclusión tardía y la falta de consideración de los ecosistemas de agua dulce en la regulación del país (Möller & Muñoz-Pedrerros, 2014).

Sin embargo, el proyecto de Ley que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas, que hoy en día se encuentra en la Comisión de Medio Ambiente y Recursos Naturales de la Cámara de Diputados (MMA, 2020), contempla en su artículo 57 la categoría de área protegida Humedal de Importancia Internacional o Sitio Ramsar. Esta categoría avanza en la protección de ecosistemas de agua dulce, entendiéndose humedal como “*área terrestre que incluye vegas y bofedales, y acuíferos que los alimentan, praderas húmedas, bosques pantanosos, turberas, algos, lagunas, ríos, así como marismas, estuarios o deltas en que se conservan ecosistemas, hábitats y especies (...)*” según lo establece el artículo 66 del proyecto de Ley. Además, señala que los cuerpos de agua que se sitúen dentro del perímetro del área protegida formarán parte de esta (artículo 110).

Cabe destacar que el presente proyecto de Ley proporciona herramientas para la conservación de ecosistemas de agua dulce y su biodiversidad que son relevantes de mencionar. Por ejemplo, en su párrafo 4º indica instrumentos para la conservación de ecosistemas, contemplando una clasificación de los ecosistemas según su estado de conservación, planes de manejo para la conservación de ecosistemas amenazados y planes de restauración ecológica para las áreas declaradas como ecosistemas degradados. Adicionalmente, señala en su párrafo 6º instrumentos para la conservación de especies y su variabilidad genética, como planes de recuperación, conservación y gestión de especies que hayan sido clasificadas en alguna categoría de conservación.

1.4. Peces dulceacuícolas de Chile

Chile se caracteriza por presentar una ictiofauna continental de baja diversidad y de pequeño tamaño corporal, pero con altos niveles de endemismo (Dyer, 2000; Habit & Victoriano, 2005; Vila & Habit, 2015), lo que es explicado por las características geomorfológicas que presenta nuestro país (Campos *et al.*, 1998; Habit *et al.*, 2006). El aislamiento biogeográfico originado por la cordillera de los Andes, desierto de Atacama y océano Pacífico y la presencia de ríos andinos cortos y rápidos son señalados como factores principales de la diferenciación de la ictiofauna chilena con respecto al resto de Sudamérica (Campos *et al.*, 1998; Habit *et al.*, 2006; Vila & Habit, 2015).

Actualmente, existen alrededor de 48 especies de peces nativos dulceacuícolas y estuarinos, los cuales se distribuyen en 7 órdenes, 10 familias y 19 géneros (Habit *et al.*, 2019). Los grupos más representativos corresponden a los órdenes Siluriformes (11 especies), Galaxiformes (9 especies) y Artheriniformes (7 especies) (Habit *et al.*, 2007; Habit *et al.*, 2006; Peredo-Parada *et al.*, 2009). Además, existen 2 especies de lampreas o peces sin mandíbulas, los que cumplen parte de su ciclo de vida en aguas continentales (Habit *et al.*, 2020). Considerando ambos grupos, la ictiofauna a nivel de especies presenta un 70% de endemismo y a nivel de género un 43% aproximadamente (Habit *et al.*, 2019).

Los peces dulceacuícolas tienen funciones ecológicas fundamentales en la mantención del funcionamiento de los ecosistemas de agua dulce. Debido a su diversa alimentación (planctívora, bentófaga o piscívora) establecen múltiples relaciones con otros organismos de las redes alimentarias (Habit *et al.*, 2020). Cabe destacar que también tienen una importancia biológica-evolutiva, ya que existen taxa muy primitivos (Campos *et al.*, 1998), como por ejemplo la familia Diplomystidae (Dyer, 2000; Muñoz-Ramírez *et al.*, 2010). Se han identificado registros fósiles de esta familia que sugieren un origen de hace 70 millones de años en el Cretácico superior, siendo la más primitiva del orden Siluriformes (Beltrán-Concha *et al.*, 2012; Muñoz-Ramírez *et al.*, 2010; Vila & Habit, 2015).

La riqueza íctica nativa se ve incrementada por la introducción de especies exóticas desde fines del siglo XIX, alcanzando 28 especies introducidas (Rojas *et al.*, 2019), las cuales se encuentran asilvestradas y sin control en aguas continentales chilenas (Habit & Victoriano, 2005). Entre las especies exóticas más abundantes se encuentran la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), la trucha café (*Salmo trutta*) y la carpa (*Cyprinus carpio*). Destacan los peces de la familia Salmonidae que, debido a su alto nivel de adaptación a las aguas frías, predominan en el extremo sur del país (Peredo-Parada *et al.*, 2009).

En la Figura 1 se puede observar la riqueza de especies y los porcentajes de endemismo de la ictiofauna chilena por cuenca hidrográfica. En las cuencas andinas del centro-sur del país se concentra la mayor riqueza de especies, mientras que las cuencas desérticas del norte y las cuencas del extremo sur presentan baja riqueza de especies (Habit *et al.*, 2007), a excepción de la cuenca del río Baker que cuenta con 11 especies nativas (Habit *et al.*, 2020). Con respecto al endemismo, si bien las cuencas del extremo norte del país poseen baja riqueza, presentan un alto nivel de endemismo, con especies que solo habitan en una cuenca determinada (Dyer, 2000). Así también, las cuencas costeras de la zona central y las cuencas del norte, desde los ríos Huasco a Choapa, presentan altos porcentajes de endemismo. Con respecto a las especies introducidas, la mayor cantidad se encuentra en las cuencas hidrográficas de la zona centro – sur.

Las principales presiones antrópicas que afectan la ictiofauna nativa corresponden a los impactos generados por actividad hidroeléctrica, canalización de los cauces, extracción de agua para riego, cambio uso de suelo, contaminación por efluentes industriales y domiciliarios, extracción de áridos y la introducción de especies exóticas (Habit *et al.*, 2006; Habit *et al.*, 2019; Vila & Habit, 2015).

Sin embargo, estas presiones antrópicas no predominan de manera homogénea lo largo de las cuencas hidrográficas. La mayoría de las cuencas andinas y costeras son afectadas por las presiones descritas anteriormente. En especial, las cuencas costeras no solo reciben los impactos individuales, sino que también son objeto de los efectos acumulativos y/o sinérgicos de todas estas presiones (Habit *et al.*, 2019). Por otro lado, en las cuencas desérticas del norte las principales presiones corresponden a presencia de especies

exóticas, cambio de uso de suelo, actividad minera, canalización de los cauces y extracción de agua para riego; mientras que en las cuencas patagónicas y magallánicas predomina la presencia de especies exóticas, la acuicultura y la pesca recreativa principalmente (Habit *et al.*, 2019).

Como consecuencia de estas presiones, la especie endémica *Diplomystes chilensis*, o tollo de agua dulce, se considera extinta en nuestro país (Habit *et al.*, 2019; Rojas *et al.*, 2019). Además, se han registrado una serie de extirpaciones o, en el mejor caso, reducciones drásticas en el tamaño de las poblaciones de peces. Ejemplos de esto son la desaparición de las especies *Galaxias maculatus* en las zonas estuarinas de los ríos Huasco y Elqui (Habit *et al.*, 2010), y de las especies *Geotria australis*, *Percichthys melanops* y *Nematogenys inermis* en el río Biobío (Habit *et al.*, 2020), por mencionar algunas.

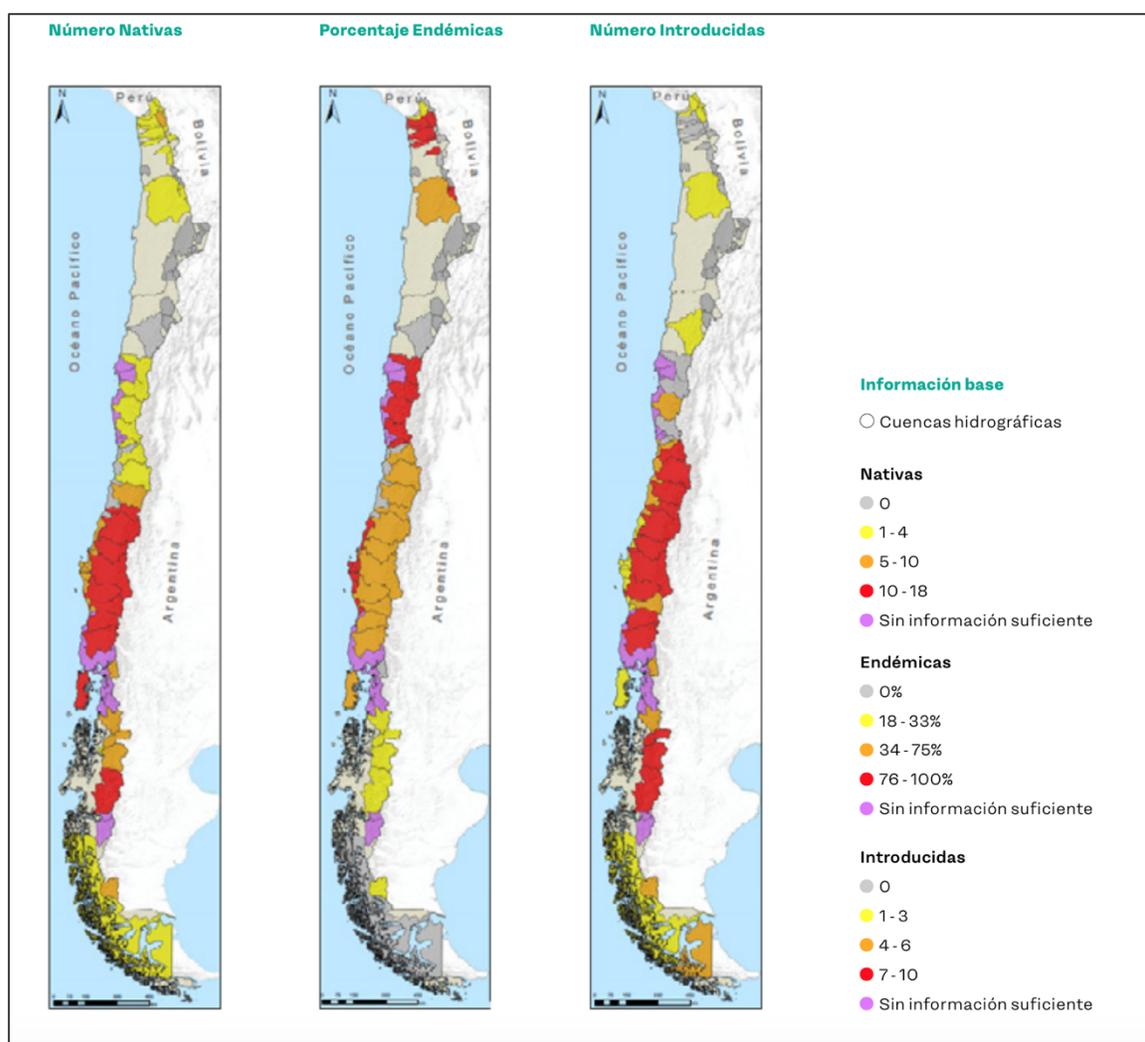


Figura 1. Número de especies nativas, porcentaje de endemismo y número de especies introducidas de peces y lampreas por cuenca hidrográfica en Chile.

Fuente: Habit *et al.* (2019).

En la actualidad, del total de especies dulceacuícolas de peces del país, el 78% se encuentra en alguna categoría de conservación: 1 especie En Peligro Crítico, 23 especies En Peligro y 12 especies Vulnerables (Habit *et al.*, 2020). Lo anteriormente expuesto deja en evidencia el deplorable estado de conservación y la continua degradación de estas especies en nuestro país producto de los múltiples estresores y alteraciones en su hábitat.

1.5. Cuenca del río Biobío

La cuenca del río Biobío es una de las cuencas de mayor superficie (24.264 km²) y caudal de Chile (960 m³/s en la desembocadura), la cual se extiende entre los 36° y 39° Latitud Sur (Figuroa *et al.*, 2020). El río Biobío desde su nacimiento en el lago Galletué, recorre un curso de 380 km en dirección SE-NO y desemboca en el lado norte del Golfo de Arauco en el Océano Pacífico (Valdovinos & Parra, 2006), alcanzando un orden 9 en la clasificación de Strahler (Figuroa *et al.*, 2020).

En este curso fluvial se identifican tres regiones ecológicas, ritrón, transición y potamón. El sector de ritrón se caracteriza por presentar grandes pendientes, aguas de mucha velocidad, frías y ricas en oxígeno disuelto, extendiéndose por 270 km de longitud en la parte superior del río, desde su nacimiento en los lagos Galletué e Icalma hasta Santa Bárbara (Figuroa *et al.*, 2020; Valdovinos & Parra, 2006). Por otro lado, el sector de potamón se caracteriza por aguas de baja velocidad, de mayor temperatura y menor oxígeno disuelto; este se extiende por 110 km de longitud desde Nacimiento hasta su desembocadura (Valdovinos & Parra, 2006). El tramo del río entre Santa Bárbara y Nacimiento se conoce como la zona de transición.

Esta cuenca es considerada un importante polo de desarrollo forestal, agropecuario, industrial e hidroeléctrico del país. Actualmente, la cuenca del río Biobío tiene casi 20 centrales hidroeléctricas en operación (Figura 2); cuatro centrales hidroeléctricas corresponden a centrales con embalse, de las cuales tres se encuentran en el curso principal: Ralco, Pangué y Angostura; la otra central con embalse corresponde a El Toro ubicada en la subcuenca del río Laja y utiliza como embalse natural el lago Laja. Además, se espera la construcción de las centrales Rucalhue y La Frontera que ya han sido aprobadas (Habit *et al.*, 2019).

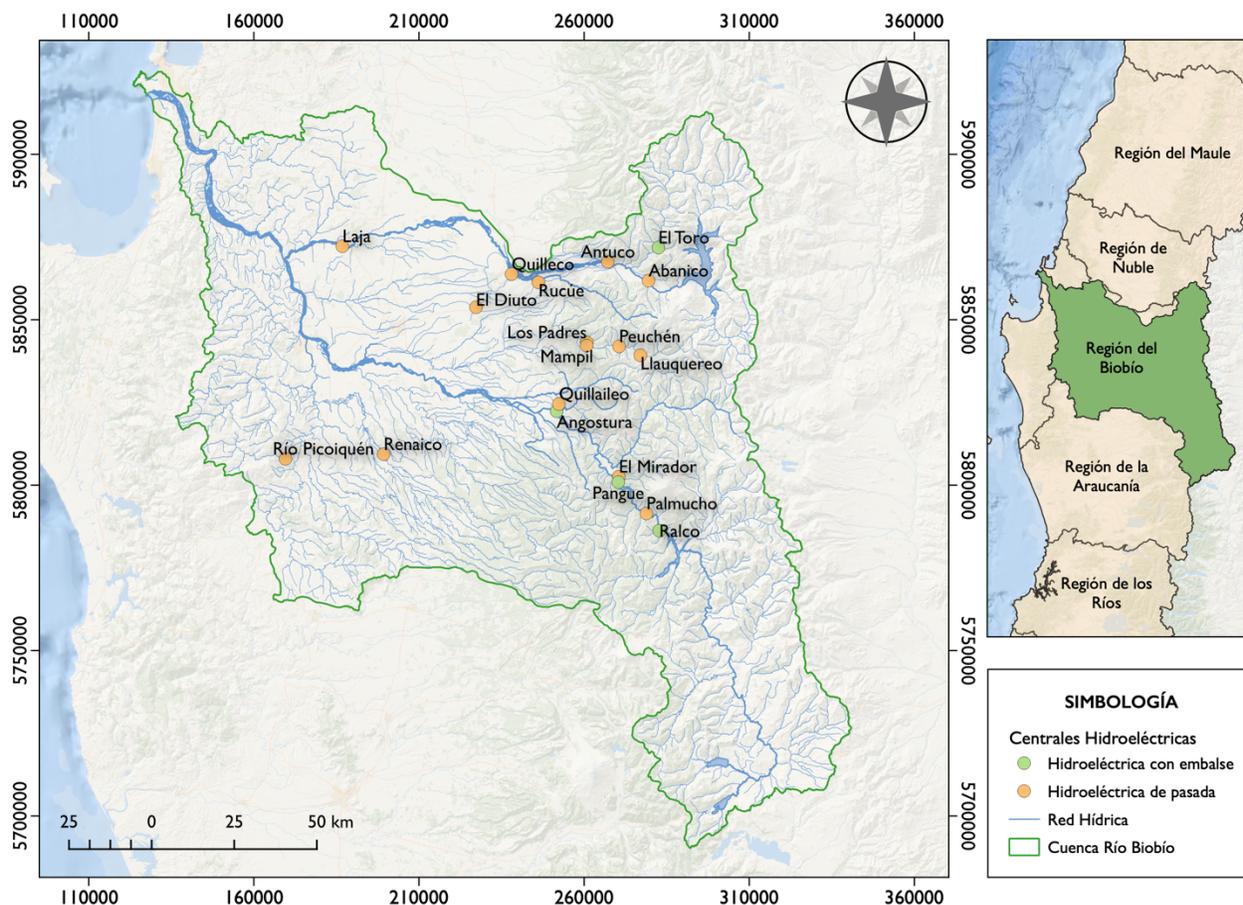


Figura 2. Distribución de centrales hidroeléctricas en la cuenca del río Biobío. Fuente: Elaboración propia con datos obtenidos de Comisión Nacional de Energía (2018).

Los embalses en la cuenca del Biobío innegablemente han modificado las características naturales de los ríos, de altas pendientes y aguas oxigenadas, a sistemas de tipo lacustres, con tasas de renovación reguladas (Figueroa *et al.*, 2020). Asimismo, las centrales hidroeléctricas que funcionan con operación de punta (“hydropeaking”), se caracterizan por intensas fluctuaciones de descarga artificial, aguas abajo de las represas, según la demanda de energía (Bruder *et al.*, 2016; Valenzuela-Aguayo *et al.*, 2020). Las consecuencias sobre las condiciones ambientales de los ríos incluyen cambios en la

hidrología, hidráulica y el régimen de sedimentos en escalas de tiempo muy cortas (Bruder *et al.*, 2016).

La fragmentación provocada por centrales hidroeléctricas, ya sean de pasada o de embalses, provocan pérdida de conectividad, impidiendo procesos eco-hidrológicos primordiales para el ecosistema y afectando su capacidad para adaptarse a otros estresores (Díaz *et al.*, 2019; Habit *et al.*, 2019). Lo anterior, sumado a la alteración del régimen de caudal, afecta la estructura de las comunidades biológicas, alterando las migraciones y limitando a dispersión de organismos de agua dulce (Díaz *et al.*, 2019).

Otras causas de la degradación de los ecosistemas fluviales en la cuenca del río Biobío corresponden a cambios en el uso de suelo a plantaciones forestales y terrenos agropecuarios. En la cuenca del río Biobío, la cobertura de suelo de plantaciones forestales alcanza las 700.000 ha, lo que corresponde a un 29% de la cuenca aproximadamente (Valdovinos & Parra, 2006). Mientras que los terrenos agropecuarios constituyen 384.264 ha y un estimado del 16% de la cuenca al año 2015 (Aguayo & Félez, 2020). El cambio a estos usos de suelo afecta la escorrentía superficial de la cuenca, contribuye a la contaminación difusa por uso de pesticidas o fertilizantes, y altera la zona ribereña y la calidad del agua (Habit *et al.*, 2019).

Otras presiones corresponden a la modificación de la morfología de los sistemas fluviales producto de las canalizaciones en los cauces, el deterioro de la calidad del agua por descarga de efluentes domiciliarios e industriales, la alteración del caudal por extracción de agua para riego y la presencia de especies exóticas en la cuenca (Habit *et al.*, 2019).

En especial, los impactos descritos en la ictiofauna comprenden la perturbación en el desove, reclutamiento fallido, restricción de las migraciones y del flujo genético, aislamiento de poblaciones, disminución de la abundancia y diversidad, y en el peor de los casos, extinción local (Arthington *et al.*, 2018; Finlayson *et al.*, 2018, Valenzuela-Aguayo *et al.*, 2020).

En contraste con el gran desarrollo industrial y los impactos asociados a este, la cuenca del río Biobío se destaca por ser parte del hotspot de biodiversidad de Chile, debido esencialmente a su combinación excepcional de una alta concentración de especies endémicas y un alto nivel de amenaza (Myers *et al.*, 2000). La diversidad biológica de este sistema fluvial se puede ver reflejada en los peces, grupo de organismos que constituyen eslabón final de la cadena trófica (Figueroa *et al.*, 2020).

Esta cuenca presenta la mayor riqueza de especies de peces en Chile con 18 especies nativas (Habit *et al.*, 2006) y, a su vez, un alto nivel de endemismo alcanzando un 83% (Habit *et al.*, 2019). En la Tabla 1 se identifican todas las especies de peces dulceacuícolas nativas de la cuenca, su estado de conservación y distribución. Se destacan las especies

endémicas En Peligro con distribución restringida como *Bullockia maldonadoi* (Bagrecito), *Trichomycterus chiltoni* (Bagre), *Diplomystes nahuelbutaensis* (Tollo) y *Percilia irwini* (Carmelita de Concepción), las cuales sólo se encuentran en 2 a 3 cuencas en el país.

Con respecto al Bagrecito, no se cuenta con información actualizada de su distribución, a excepción de los muestreos realizados por el Centro EULA en el río Biobío y río Laja entre los años 2016 a 2018. Gracias a estos muestreos, se advirtió la disminución de su abundancia en el río Laja y la desaparición de esta especie en Callaqui, sector del Biobío alto (Habit *et al.*, 2020). Cabe señalar que a fines de la década de 1990 ya se registraba la disminución de su abundancia, siendo afectada por alteración de hábitat como la fragmentación, contaminación y canalización (Campos *et al.*, 1998).

El Tollo se encuentra también en la cuenca del río Imperial, al sur del Biobío (Habit *et al.*, 2020). Con respecto a su abundancia y distribución actual, sólo se tienen los muestreos del Centro EULA, los cuales advirtieron su desaparición en el lago Galletué. Esta especie presenta particularidades como baja tasa de fecundidad y lento crecimiento, lo que explica su baja densidad poblacional (Habit, 2005; Muñoz-Ramírez *et al.*, 2010; Vila & Habit, 2015), pero también lo convierte en una especie aún más vulnerable a las presiones antrópicas.

La Carmelita de Concepción habita casi exclusivamente en esta región, y sólo puede ser encontrada también en la cuenca del río Andalién (Habit *et al.*, 2020). Investigaciones recientes han mostrado reducciones drásticas del tamaño efectivo de las poblaciones presentes en la cuenca y extinciones locales en tramos de los ríos Laja y Biobío que se encuentran fragmentados por centrales hidroeléctricas (Valenzuela-Aguayo *et al.*, 2020).

En síntesis, se ha observado una disminución en la abundancia de especies nativas como resultado de los efectos sinérgicos y acumulativos de los múltiples estresores en la cuenca (Vila & Habit, 2015). Lo anterior, genera preocupación especial en las especies endémicas y en peligro *Diplomystes nahuelbutaensis*, *Percilia irwini* y *Bullockia maldonadoi*, las cuales además presentan una distribución muy acotada. Dado este escenario, se hace urgente identificar medidas de manejo y sitios prioritarios para la conservación de estas especies de peces endémicas.

Tabla 1. Listado de especies nativas presentes en la cuenca del río Biobío.

(R: río, P: península)

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Endemismo	Estado de conservación	Distribución
Petromyzontiformes	Geotriidae	<i>Geotria australis</i>	Lamprea de bolsa	No	Vulnerable	R. Maipo – Tierra del Fuego
	Mordaciidae	<i>Mordacia lapicida</i>	Lamprea	Si	En peligro	R. Aconcagua – P. de Brunswick
Characiformes	Characidae	<i>Cheirodon galusdae</i>	Pocha	Si	Vulnerable	R. Maule – R. Imperial
Siluriformes	Nemaotgenyidae	<i>Nematogenys inermis</i>	Bagre grande	Si	Vulnerable	R. Aconcagua – R. Imperial
		<i>Bullockia maldonadoi</i>	Bagrecito	Si	En peligro	R. Itata – R. Cautín
	Trichomycteridae	<i>Trichomycterus areolatus</i>	Bagre	No	Vulnerable	R. Huasco – Chiloé
		<i>Trichomycterus chiltoni</i>	Bagre	Si	En peligro y rara	R. Biobío y R. Andalién
	Diplomystidae	<i>Diplomystes nahuelbutaensis</i>	Tollo	Si	En peligro	R. Biobío – R. Imperial
Galaxiformes	Galaxiidae	<i>Galaxias maculatus</i>	Puye	No	Maule al norte: Vulnerable Biobío al sur: Preocupación menor	R. Aconcagua – Tierra del Fuego
		<i>Brachygalaxias bullocki</i>	Puye chico	Si	Preocupación menor	R. Maule – Chiloé
		<i>Aplochiton zebra</i>	Peladilla	No	En peligro	R. Biobío – Tierra del Fuego
Atheriniformes	Atherinopsidae	<i>Basilichthys microlepidotus</i>	Pejerrey	Si	Maule al norte: Vulnerable Biobío al sur: Casi amenazado	R. Huasco – Chiloé
		<i>Odontesthes mauleanum</i>	Cauque	Si	Vulnerable	R. Aconcagua – R. Maullín
		<i>Odontesthes brevianalis</i>	Cauque de estuario	Si	Vulnerable	R. Choapa – R. Maullín
Perciformes	Percichthyidae	<i>Percichthys trucha</i>	Perca trucha	No	Maule al norte: Vulnerable Biobío al sur: Casi amenazado	R. Aconcagua – Tierra del Fuego
		<i>Percichthys melanops</i>	Perca negra	Si	Vulnerable	R. Aconcagua – R. Biobío
	Perciliidae	<i>Percilia irwini</i>	Carmelita de	Si	En peligro	R. Biobío y R. Andalién

			Concepción			
Mugiliforme	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa	No	Preocupación menor	R. Huasco – Chiloé

Fuente: Habit *et al.* (2020).

2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

Considerando la degradación de la ictiofauna en la cuenca del río Biobío y las continuas presiones antrópicas sobre el ecosistema fluvial: ¿Existen áreas en la cuenca que, bajo su protección, permitiesen la conservación de poblaciones de *Diplomystes nahuelbutaensis*, *Percilia irwini* y *Bullockia maldonadoi*?

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

- Proponer áreas dentro de la cuenca del río Biobío para la conservación de las especies endémicas en peligro *Percilia irwini*, *Bullockia maldonadoi* y *Diplomystes nahuelbutaensis*.

3.2. Objetivos específicos

- Describir la composición y estructura comunitaria de la ictiofauna en el área de estudio.
- Identificar tramos y/o tributarios que mantienen poblaciones de *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*.
- Analizar la viabilidad de proteger los tramos y/o tributarios identificados.

Este estudio aporta en los Objetivos de Desarrollo Sostenible ODS 14 “Conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos” y ODS 15: “Gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras, detener la pérdida de biodiversidad”.

4. METODOLOGÍA

4.1. Fuente de datos y área de estudio

Se obtuvo la base de datos de peces de la cuenca del río Biobío del Laboratorio de Ecología y Conservación de Peces de Agua Dulce (LEC-PAD) de la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad de Concepción. Se filtraron los datos considerando las estaciones de muestreo que presentaran al menos una de las especies *Percilia irwini*, *Bullockia maldonadoi* y *Diplomystes nahuelbutaensis* durante los años 2019 y 2020. Bajo este criterio se identificaron 47 estaciones con 213 muestreos entre enero de 2019 y octubre de 2020. De las estaciones seleccionadas 16 pertenecen al río Biobío, seis al río Huequecura, siete al río Laja, dos al río Lirquén, tres al estero Mininco, tres al río Queuco, seis al río Quilme, tres al río Quillaileo y una al río Rucúe. En la Tabla 2 se encuentra el listado de las estaciones con el número de muestreos registrado, coordenadas, huso y río respectivo y en la Figura 3 se puede observar la distribución de estas estaciones en la cuenca del río Biobío.

Tabla 2. Listado de estaciones seleccionadas según la presencia de al menos una de las tres especies objetivo en la cuenca del río Biobío.

Río	Estación	N.º de muestreos	UTM Norte	UTM Este	Huso
Biobío	BB-1	4	5847969	707381	18
Biobío	BB-2	6	5847250	709083	18
Biobío	BB-3	6	5847092	709483	18
Biobío	BB-4	6	5847028	710065	18
Biobío	BB-5	6	5847059	710385	18
Biobío	BB-6	6	5841280	712774	18
Biobío	BB-7	5	5826132	235386	19
Biobío	BB-8	4	5824914	238841	19
Biobío	BB-9	5	5824409	241478	19
Biobío	BB-10	1	5821908	245842	19
Biobío	BB-11	1	5821976	245803	19
Biobío	BB-12	1	5822002	245980	19
Biobío	BB-13	3	5822703	247026	19
Biobío	BB-14	4	5823129	248331	19
Biobío	BB-15	4	5822656	251089	19
Biobío	BB-16	6	5810508	264128	19
Huequecura	HUE-1	6	5823328	255939	19
Huequecura	HUE-2	6	5823615	256235	19
Huequecura	HUE-3	6	5825543	257786	19
Huequecura	HUE-4	6	5826868	258022	19
Huequecura	HUE-5	5	5829520	259625	19
Huequecura	HUE-6	6	5829528	259673	19
Laja	LA-1	3	5866049	236987	19
Laja	LA-2	4	5866133	237294	19
Laja	LA-3	4	5865059	237445	19
Laja	LA-4	4	5863642	239302	19
Laja	LA-5	4	5863241	241231	19

Laja	LA-6	4	5861934	243036	19
Laja	LA-7	4	5862392	243554	19
Lirquén	LIR-1	6	5821535	243789	19
Lirquén	LIR-2	5	5814285	247774	19
Mininco	MIN-1	6	5826337	235623	19
Mininco	MIN-2	3	5827626	247258	19
Mininco	MIN-3	5	5830485	255155	19
Queuco	QUE-1	6	5809647	264552	19
Queuco	QUE-2	6	5806761	267929	19
Queuco	QUE-3	3	5811128	274548	19
Quilme	QUI-1	1	5821939	245905	19
Quilme	QUI-2	1	5821816	246087	19
Quilme	QUI-3	1	5821437	246527	19
Quilme	QUI-4	6	5819560	247992	19
Quilme	QUI-5	6	5814801	255540	19
Quilme	QUI-6	6	5809255	256849	19
Quillaileo	QUILL-1	6	5829455	260867	19
Quillaileo	QUILL-2	6	5830423	262547	19
Quillaileo	QUILL-3	6	5831454	264030	19
Rucúe	RU-1	4	5862187	243973	19

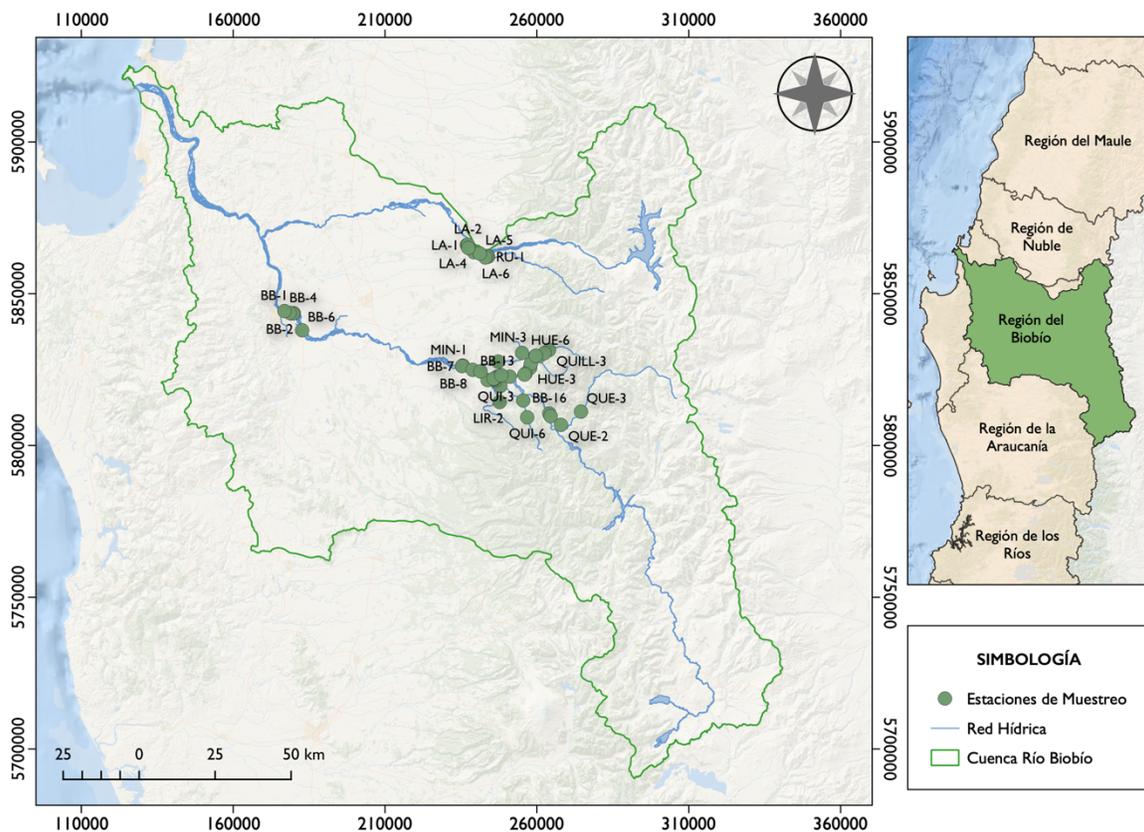


Figura 3. Distribución de las estaciones de muestreo en la cuenca del río Biobío.

4.2. Análisis multivariados no paramétricos

Para comparar la similitud en la estructura y la composición de las comunidades de peces entre las estaciones de muestreo se llevaron a cabo análisis multivariados no paramétricos en PRIMER v.6. Dentro de los tratamientos previos realizados a la matriz de datos de biológicos (abundancias de peces por estaciones de muestreo) se efectuó una estandarización por el total de individuos y luego una transformación a raíz cuarta. Esta transformación tiene por objetivo disminuir la importancia de las especies abundantes y que las especies raras, como *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*, tengan mayor peso en el análisis. Debido al gran número de muestreos se optó por trabajar con las abundancias promedio por estación de muestreo.

A partir de la matriz de datos biológicos previamente transformada y promediada por estación, se obtuvo la matriz de similitud basada en el índice de Bray – Curtis. Este índice incluye porcentajes de 0 a 100, donde 0 indica disimilitud total, es decir, dos muestras no tienen especies en común, y 100 indica máxima similitud, cuando las muestras son idénticas (Clarke & Warwick, 2001). En base a esta matriz, se realizó el análisis de Cluster o de conglomerados usando como criterio de enlace el promedio de grupo, obteniéndose cinco agrupaciones de estaciones al 60% de similitud.

Se realizó el análisis de Escalamiento Multidimensional no métrico (nMDS), el cual representa en un espacio geométrico de dos dimensiones la proximidad existente entre las muestras (Clarke & Gorley, 2006). En este análisis los puntos que están muy juntos en el espacio representan estaciones que son similares en términos de la composición comunitaria, y, al contrario, los puntos que están muy separados son muy distintos. Adicionalmente, esta representación se puede complementar con los grupos definidos en el análisis de Cluster. La representación del agrupamiento de las estaciones es evaluada mediante el valor de stress, valores inferiores a 0.05 indica una excelente representación gráfica sin posibilidad de mal interpretación, valores inferiores a 0.2 indican una representación gráfica aceptable y valores mayores a 0.3 indican un ordenamiento arbitrario (Clarke, 1993).

Los grupos definidos en el análisis de Cluster se sometieron a la prueba de hipótesis de análisis de similitud (ANOSIM) de una vía (Clarke, 1993), para ver si los grupos son significativamente distintos. Además, este análisis permite realizar la comparación estadística entre los distintos pares de grupos.

Por último, se realizó un análisis de porcentajes de similitud (SIMPER), para evaluar la contribución porcentual promedio de las especies ícticas a la similitud de los grupos definidos a priori con el análisis de Cluster (Clarke, 1993). El análisis SIMPER también indica qué especies son las principales responsables de las diferencias entre los distintos grupos.

4.3. Diversidad de las comunidades de peces

Se estimaron los índices de diversidad de Shannon – Weaver, equidad de Pielou y riqueza de Margalef mediante la herramienta DIVERSE en PRIMER v6 (Clarke & Gorley, 2006). Se determinaron estos índices a nivel global, es decir, para el área de estudio; y también por grupos y por estación.

4.3.1. Índice de Shannon – Weaver (H')

Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra (Reyes & Torres-Florez, 2009). Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una muestra. El índice de Shannon – Weaver adquiere valores entre cero, cuando la muestra contiene una sola especie, y logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 2004). Se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum (p_i \log_{10} p_i)$$

Donde $p_i = n_i/N$, es decir la abundancia relativa de la especie i ; n_i es la abundancia de especie i ; y N es la abundancia total (número total de individuos en la muestra).

4.3.2. Índice de equidad de Pielou (J')

Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada (Reyes & Torres-Florez, 2009). El índice de equidad de Pielou toma valores entre 0 y 1, donde 1 indica muestras en que todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 2004). Se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$J' = \frac{H'}{\log S}$$

Donde H' es el índice de diversidad de Shannon – Weaver y S es la riqueza de especies (número total de especies en la muestra).

4.3.3. Índice de riqueza de Margalef

Transforma el número de especies por muestra a una proporción a la cual las especies son añadidas por expansión de la muestra (Moreno, 2001). Se determinan mediante la siguiente fórmula:

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

Donde S es la riqueza de especies de la muestra y N el número total de individuos de la muestra. El valor mínimo que puede tomar es cero cuando la riqueza de especies es uno, el valor máximo depende del número total de especies de la muestra y el número total de individuos.

Se realizaron distintos análisis estadísticos para evaluar la existencia de diferencias estadísticamente significativas con respecto a los índices de diversidad entre grupos y entre estaciones. Se realizó análisis de varianza (ANOVA) de una vía, para los datos que presentaron distribución normal y homogeneidad de varianza; ANOVA con corrección de Welch para datos con distribución normal pero que no presentaron varianza homogénea y test de Kruskal – Wallis de una vía, para datos con distribución no normal, pero con homogeneidad de varianza. En el caso de que existiesen diferencias significativas se realizaron las pruebas post hoc de Tukey (HSD) y de Dunn. Previamente se evaluó la normalidad a través del test de Shapiro – Wilk y la homogeneidad de la varianza con el test de Levene. Esto se hizo en el ambiente de programación R v1.4.1103 (R Core Team, 2020).

4.4. Análisis variables ambientales

Para realizar el análisis de variables ambientales sólo se consideraron 45 estaciones con un total de 168 muestreos debido a la falta de mediciones de variables ambientales en las estaciones de muestreo disponibles en la base de datos del LEC-PAD. Las estaciones que no se consideraron corresponden a BB-1 y BB-10.

Las variables seleccionadas inicialmente corresponden a profundidad media (cm), velocidad media (m/s), temperatura (°C), pH, conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxígeno disuelto (mg/L), sólidos totales disueltos (mg/L) y turbidez (NTU). Se excluyó sólidos totales disueltos por estar altamente correlacionada con conductividad ($\rho > 0.95$).

Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para observar tendencias o agrupaciones en las distintas estaciones de muestreo según las variables ambientales (Clarke & Gorley, 2006). Los datos ambientales fueron previamente normalizados (promedio=0, desviación estándar=1) y la variable turbidez transformada mediante $\log(x+1)$ para disminuir su oblicuidad.

Posteriormente, se llevó a cabo la rutina BIOENV (Clarke & Ainsworth, 1993) en PRIMER v.6 para determinar que variable o combinación de variables ambientales explican la estructura y composición de las comunidades de peces en las distintas estaciones de muestreo. Es un método exploratorio basado en las matrices de similitud, busca identificar que variables de la matriz de distancia euclidiana (matriz ambiental) se correlaciona al

máximo con la matriz de Bray – Curtis (matriz biológica), a través del coeficiente de correlación de Spearman.

4.5. Selección de sitios con presencia de las especies objetivo

A partir del análisis nMDS se elaboraron gráficos de burbuja para cada especie (*P. irwini*, *B. maldonadoi*, *D. nahuelbutaensis*) y combinaciones entre ellas en PRIMER v.7 para identificar la distribución de las especies en relación con su abundancia y cuáles son las estaciones donde se encuentran en conjunto.

Además, para analizar la persistencia temporal de las especies objetivo en las estaciones de muestreo se determinó su frecuencia de ocurrencia. Para este análisis se amplió escala temporal de los muestreos utilizados desde septiembre de 2016 a octubre de 2020. La frecuencia de ocurrencia se calculó como el número de muestreos en que la especie estuvo presente en una determinada estación dividido el número total de muestreos que presentó esa estación.

Considerando los resultados anteriores, la selección de estaciones se realizó en base al criterio de abundancias promedio mayor a 2 y frecuencias de ocurrencias mayor a 0.50, priorizando estaciones donde se encontrará una combinación de *P. irwini* y *B. maldonadoi* o *P. irwini* y *D. nahuelbutaensis*. Sin embargo, se realizó una excepción con la estación QUILL-1 por ser una de las pocas estaciones en donde las tres especies se encontraron en conjunto con abundancias promedio no excesivamente bajas.

4.6. Análisis factor de condición de Fulton para estaciones seleccionadas

Los índices de condición han sido ampliamente utilizado para evaluar la evolución de la gordura y el bienestar fisiológico de los peces (Murphy, Willis, & Springer, 1991), asumiendo un mejor estado fisiológico en aquellos individuos con valores más elevados. Se estimó el factor de condición de Fulton (K) para conocer el grado de bienestar o robustez de las poblaciones de *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* en las estaciones seleccionadas. Este factor se calculó por individuo mediante la siguiente fórmula:

$$K = 100 \frac{W}{L^3}$$

Donde *W* corresponde al peso corporal húmedo en gramos del individuo y *L* a la longitud total del individuo en cm. El factor 100 se utiliza para acercar *K* a la unidad. Este índice de condición depende de la especie, por lo tanto no es posible comparar peces de diferentes especies (Murphy *et al.*, 1991).

Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) de una vía para evaluar la existencia de diferencias estadísticamente significativas con respecto a los factores de condición de

Fulton de las especies objetivo entre las estaciones seleccionadas. Para conocer cuáles son las estaciones que presentan un factor de condición significativamente distinto se realizó el test de Tukey (HDS). Previamente se evaluó la normalidad a través del test de Shapiro – Wilk y la homogeneidad de la varianza con el test de Levene. Esto se realizó en el ambiente de programación R v1.4.1103 (R Core Team, 2020).

4.7. Análisis de viabilidad de proteger los tributarios identificados

Se realizó un análisis de derechos de aprovechamiento de agua en los ríos seleccionados (Huequecura, Quillaileo, Queuco y Quilme). Se utilizó la base de datos del Registro Público de Derechos de Aprovechamiento de Aguas de la Dirección General de Aguas (DGA). Además, se identificaron los proyectos ingresados al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) que eventualmente pudiesen afectar estos ecosistemas fluviales y, por lo tanto, las poblaciones de peces presentes.

Para analizar el uso de suelo de las subcuencas de los ríos Huequecura (incluye río Quillaileo), Queuco y Quilme se tuvieron que delimitar previamente las subcuencas. A partir del modelo de elevación digital SRTM de 90 m (CGIAR – CSI, 2021) se delimitaron las tres subcuencas utilizando las herramientas de geoprocésamiento GRASS de QGIS 3.10. Posteriormente, se obtuvo el Catastro y Actualización de los Recursos Vegetacionales y Uso de la Tierra de la Región del Biobío (VII) del año 2015 del Ministerio de Agricultura, el cual se trabajó en QGIS 3.10 para identificar el uso de suelo en cada subcuenca.

Considerando los resultados de este análisis se escogieron las subcuencas que no presentaran proyectos aprobados que afectaran directamente las poblaciones de las especies objetivo ya que, en términos de otorgamiento de derechos de agua y uso de suelo, las subcuencas presentaron resultados bastante similares. La presencia de comunidades indígenas se consideró como una ventaja y no como un criterio decisivo.

5. RESULTADOS

5.1. Composición y estructura de las comunidades de peces

De acuerdo con la base de datos utilizada, se capturaron un total de 9273 individuos en las 47 estaciones de muestreo, siendo las especies más abundantes *Percilia irwini* (3475) y *Oncorhynchus mykiss* (2309). En conjunto estas especies constituyen un 62.37% de la abundancia relativa para el área de estudio (Figura 4). Las especies *Trichomycterus areolatus*, *Salmo trutta*, *Galaxias maculatus*, *Cheirodon galusdae*, *Bullockia maldonadoi*, *Percichthys trucha*, *Basilichthys microlepidotus*, *Diplomystes nahuelbutaensis* y *Gambusia holbrooki* presentan abundancias relativas de entre 1 a 11%. En especial, *Bullockia maldonadoi* y *Diplomystes nahuelbutaensis* presentan una abundancia relativa muy baja,

de 3.39% y 2.11% respectivamente. Otras especies como *Nematogenys inermis* y *Cyprinus carpio* muestran una abundancia relativa extremadamente baja, de 0.63% y 0.01%.

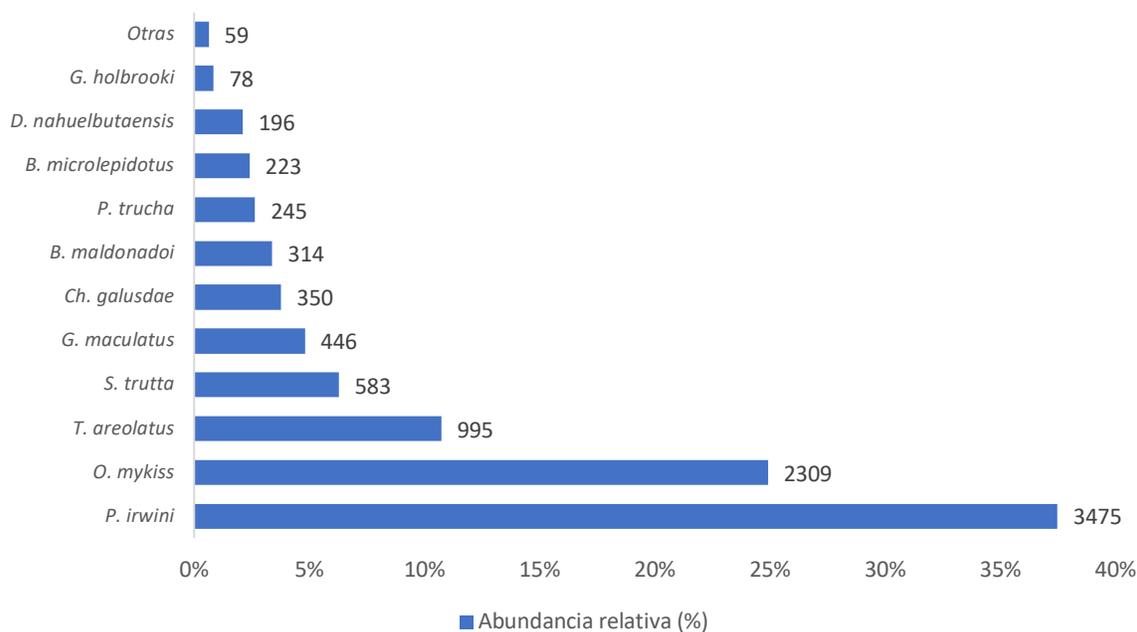


Figura 4. Abundancia relativa de especies de peces presentes en el área de estudio, capturadas entre enero de 2019 y octubre de 2020.

En la etiqueta del gráfico se indica el número de individuos capturados de cada especie. Las estaciones seleccionadas presentaron al menos una de las tres especies objetivo. Otras corresponden a *Nematogenys inermis* y *Cyprinus carpio*.

Los análisis multivariados no paramétricos como el análisis de Cluster o de conglomerados y Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), se realizaron para evaluar la similitud en la composición de las comunidades en las distintas estaciones de muestreo. En base a la matriz de similitud de Bray – Curtis se obtuvo el Dendograma (Figura 5), usando como criterio de enlace el promedio de grupo.

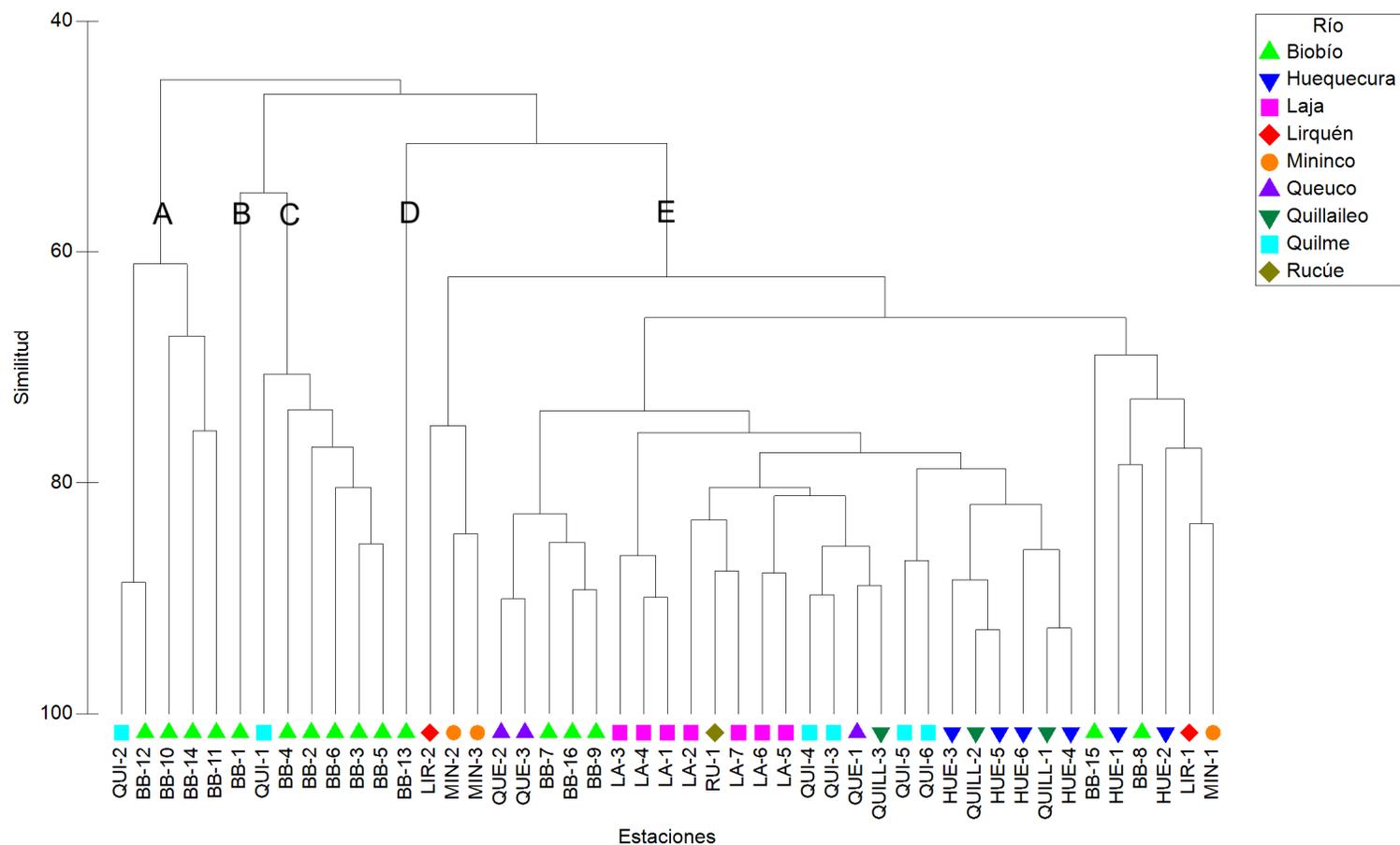


Figura 5. Dendrograma de similitud entre estaciones.

Se observan los seis grupos o conglomerados significativamente distintos según análisis Cluster (Grupos A, B, C, D y E).

A partir del Dendograma se obtuvieron cinco grupos o conglomerados basados en su ictiofauna al 60% de similitud (Grupos A, B, C, D, E; Figura 5). A continuación, se describen las estaciones que pertenecen a cada agrupación:

- Grupo A: Está compuesto por cinco estaciones, cuatro pertenecientes al río Biobío (BB-10, BB-11- BB-12, BB-14) y una estación perteneciente al río Quilme (QUI-2).
- Grupo B: Corresponde solo a la estación BB-1 del río Biobío.
- Grupo C: Agrupa seis estaciones, cinco pertenecientes al río Biobío (BB-2, BB-3, BB-4, BB-5, BB-6) y una estación del río Quilme (QUI-1), la cual se encuentra en la confluencia con el río Biobío.
- Grupo D: Corresponde solo a la estación BB-13 del río Biobío.
- Grupo E: Corresponde al grupo más numeroso compuesto por 33 estaciones, de las cuales cinco pertenecen al río Biobío (BB-7, BB-8, BB-9, BB-15, BB-16) y las 29 restantes se distribuyen en los siguientes tributarios: seis del río Huequecura (HUE-1, HUE-2, HUE-3, HUE-4, HUE-5, HUE-6), siete del río Laja (LA-1, LA-2, LA-3, LA-4, LA-5, LA-6, LA-7), dos del río Lirquén (LIR-1, LIR-2), tres del estero Mininco (MIN-1, MIN-2, MIN-3), tres del río Queuco (QUE-1, QUE-2, QUE-3), tres del río Quillaileo (QUILL-1, QUILL-2, QUILL-3), cuatro del río Quilme (QUI-3, QUI-4, QUI-5, QUI-6) y una del río Rucúe (RU-1).

En la Figura 6 se puede observar la distribución de las estaciones en relación con los grupos definidos en el análisis de Cluster.

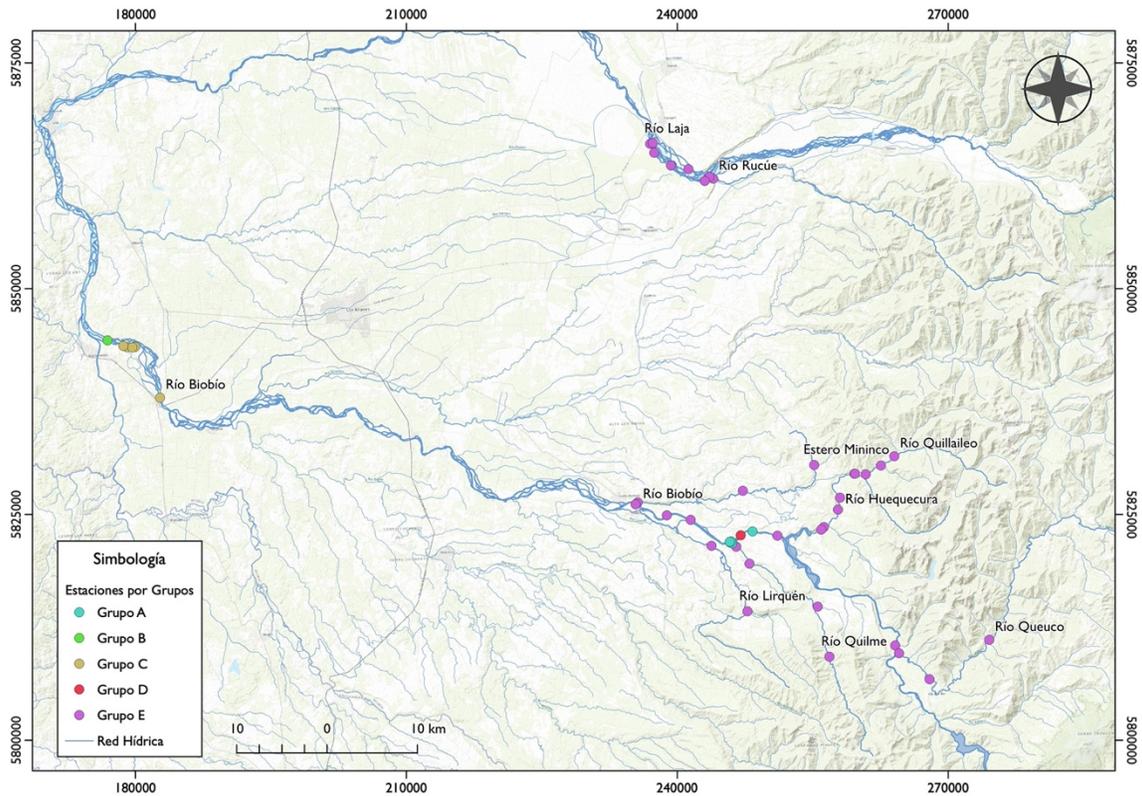


Figura 6. Distribución de estaciones según grupos definidos en el análisis de Cluster (Grupos A, B, C, D y E).

En el análisis nMDS se obtuvo un valor de stress de 0.15, lo que sugiere una representación gráfica aceptable del ordenamiento de las estaciones de muestreo. Además, en la Figura 7 se pueden identificar los cinco grupos distintivos.

Los grupos formados por el análisis de Cluster fueron sometidos al análisis de similitud ANOSIM. Se obtuvo un R global de 0.927 con un $p=0.001$, lo anterior indica que existen diferencias significativas en términos de la estructura comunitaria y abundancia de las especies ícticas entre los grupos obtenidos, excepto entre los grupos A-B, A-D, C-B y C-D, ($p > 0.05$, Tabla 3). Entre los grupos B y D no se realizaron permutaciones por consistir cada grupo en una única estación.

Adicionalmente, se realizó la prueba ANOSIM entre las estaciones agrupadas por el factor río ($R=0.122$, $p=0.065$) no encontrándose diferencias significativas entre esa agrupación.

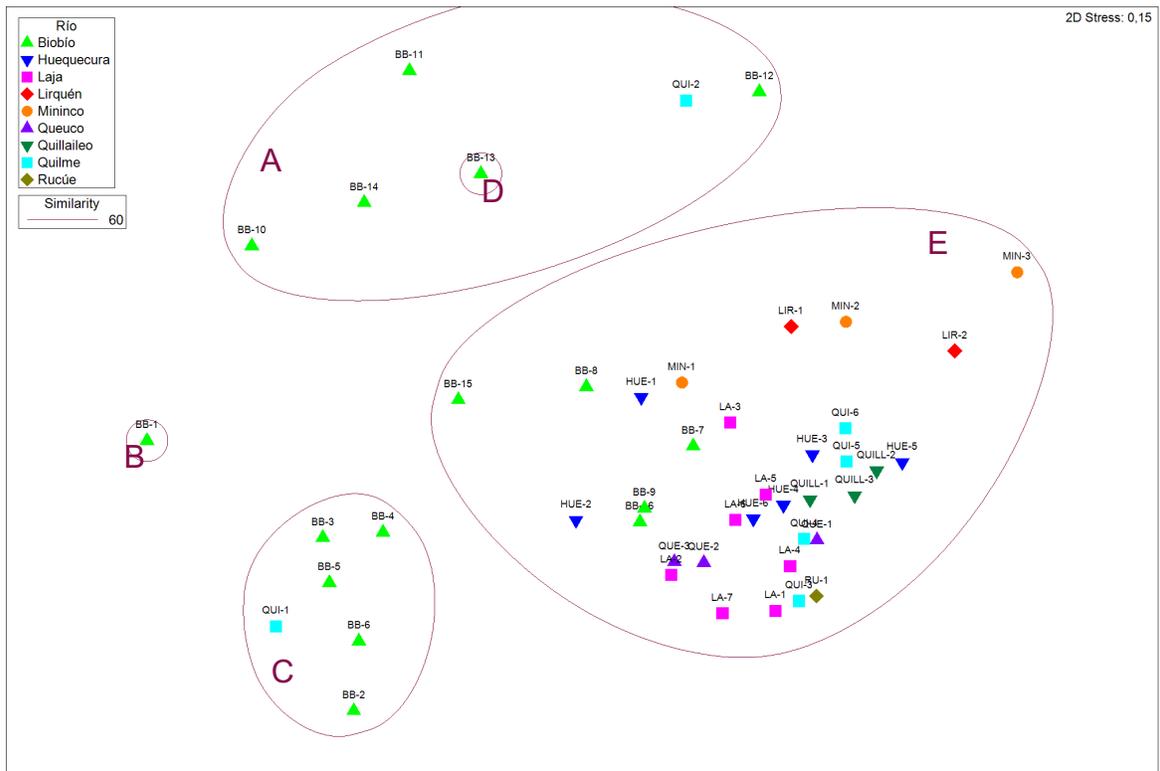


Figura 7. Gráfico nMDS de dos dimensiones basado en similitud de Bray – Curtis de abundancia de peces estandarizadas y transformadas por raíz cuarta. Se indican los grupos obtenidos con el análisis Cluster al 60% de similitud (línea color rojo burdeo); valor de stress 0,15.

Tabla 3. Prueba por parejas ANOSIM de una vía entre grupos obtenidos con el análisis de Cluster.

Los resultados de la prueba se muestran en la diagonal inferior de la tabla. Las diferencias significativas entre grupos ($p < 0.05$) se indican con (*). Los valores R se muestran en negrita en la diagonal superior de la tabla. Para el par de estaciones B-D no se realizó la prueba por parejas debido a que sólo contaban con una estación cada uno.

	A	B	C	D	E
A			0.923	0.760	0.956
B	0.167		1	-	0.988
C	0.002*	0.143		1	0.902
D	0.167	-	0.143		0.895
E	0.001*	0.029*	0.001*	0.029*	

Para conocer la contribución de las especies a la similitud de las agrupaciones conformadas por el análisis de Cluster se realizó el análisis de porcentaje de similitud SIMPER.

El grupo A (Figura 8) presenta una similitud promedio de 66.48%, siendo *P. irwini* la principal especie que contribuye a esta similitud con un 88.77% y una abundancia promedio de 33.75. Con una menor contribución se encuentran *S. trutta* con un 6.97%, *P. trucha* con 2.68% y *G. maculatus* con un 2.58%.

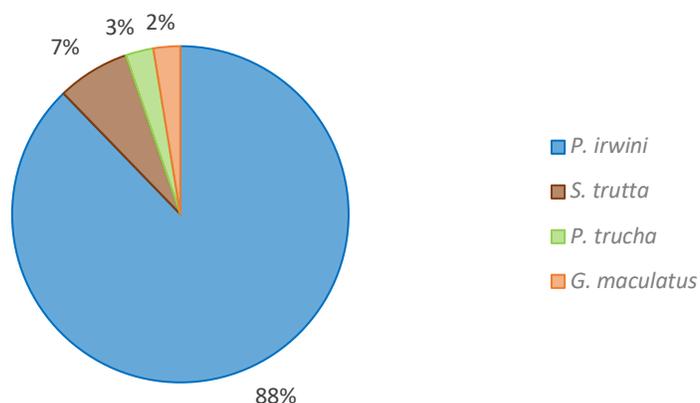


Figura 8. Contribución de especies de peces a la similitud del Grupo A.

El grupo C (Figura 9) es el que presenta la mayor similitud promedio, con 74.94%. Las especies que más contribuyen a la similitud de este conglomerado corresponden a *P. irwini* (32.29%), *T. areolatus* (23.78%), *B. maldonadoi* (14.93%) y *P. trucha* (13.07%), con una abundancia promedio de 24.56, 13.17, 7.11 y 3.42 respectivamente. Dentro de las especies que contribuyen en menos del 1% a la similitud del grupo se encuentran *G. holbrooki*, *S. trutta* y *D. nahuelbutaensis*.

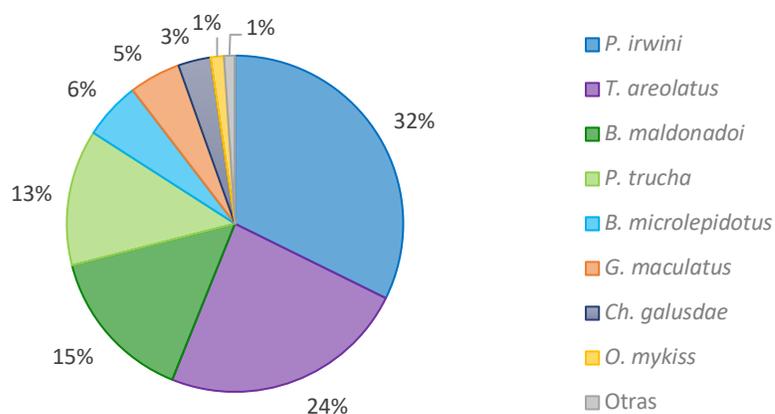


Figura 9. Contribución de especies de peces a la similitud del grupo C. Otras corresponden a *G. holbrooki*, *S. trutta* y *D. nahuelbutaensis*.

El grupo E (Figura 10) obtuvo una similitud promedio de 71.54%. Las especies que mayormente contribuyen a la similitud del grupo corresponden a *P. irwini* (34.21%) y *O. mykiss* (30.6%) con una abundancia promedio de 16.21 y 13.10 respectivamente. En menor porcentaje aportan *S. trutta* con 15.26%, *T. areolatus* con 12.90% y *D. nahuelbutaensis* con 3.26%. Entre las especies que contribuyen con menos del 1% cada una a la similitud del grupo se encuentran *B. microlepidotus*, *Ch. galusdae*, *P. trucha*, *B. maldonadoi* y *N. inermis*.

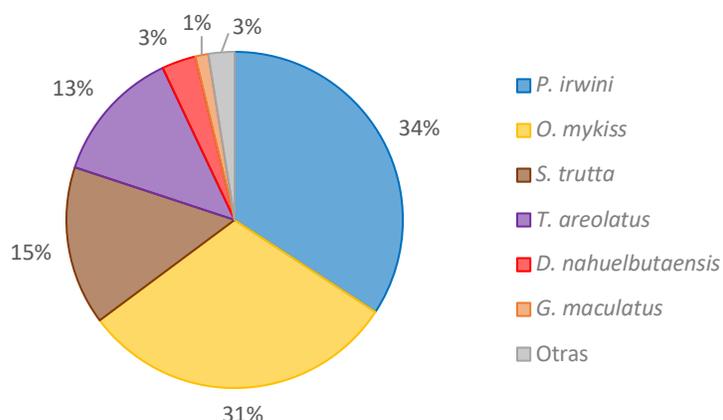


Figura 10. Contribución de especies de peces a la similitud del grupo E. Otras corresponden a *B. microlepidotus*, *Ch. galusdae*, *P. trucha*, *B. maldonadoi* y *N. inermis*.

No se obtuvieron resultados del análisis SIMPER para los grupos B y D, ya que estos presentan menos de dos muestras cada uno, sólo la estación BB-1 y BB-13 respectivamente. Sin embargo, para caracterizarlos se realizaron gráficos de abundancia relativa de especies presentes en cada grupo.

Para el grupo B (Figura 11) la especie predominante corresponde a *Ch. galusdae* (35.10%) con una abundancia promedio de 18.25. Le siguen *G. holbrookii* (15.87%), *P. irwini* (15.38%), *P. trucha* (12.98%), *B. microlepidotus* (12.02%) y *G. maculatus* (6.73%).

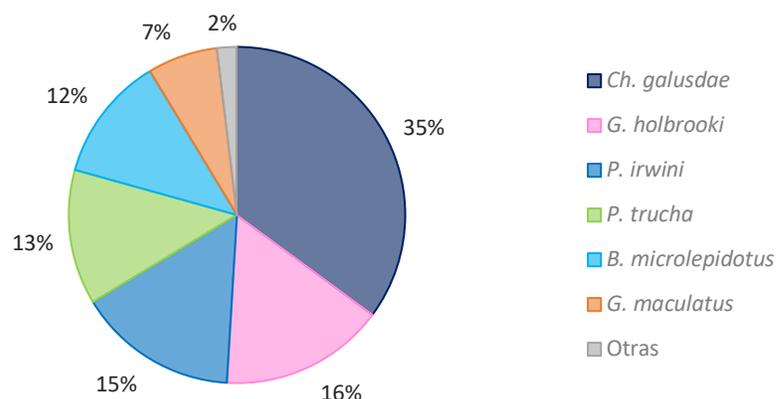


Figura 11. Abundancia relativa de especies ícticas del grupo B (estación BB-1). Otras corresponden a *S. trutta*, *T. areolatus* y *C. carpio*.

En el grupo D (Figura 12) la especie predominante corresponde a *G. maculatus* (61.40%) con una abundancia promedio de 9.00. Le siguen *P. irwini* (25.00%) y *O. mykiss* (6.80%) con abundancias promedio de 3.67 y 1.00 respectivamente. Las especies *P. trucha*, *B. microlepidotus* y *D. nahuelbutaensis* presentan abundancias promedio menores a 1 y constituyen el 6.8% restante de la abundancia relativa del grupo.

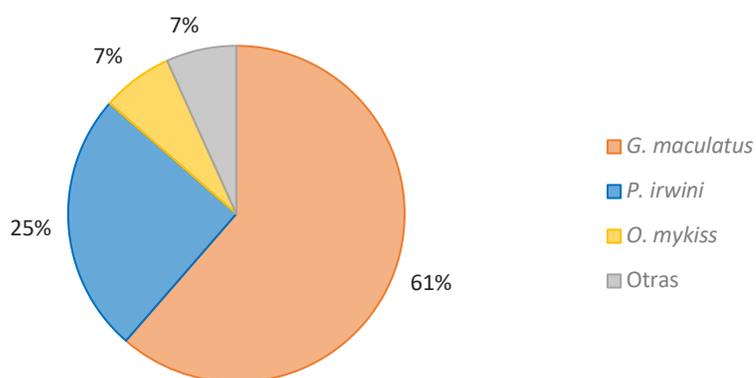


Figura 12. Abundancia relativa de especies ícticas del grupo D (estación BB-13). Otras corresponden a *P. trucha*, *B. microlepidotus* y *D. nahuelbutaensis*.

Con respecto a la disimilitud entre los grupos significativamente distintos según la prueba ANOSIM:

- Los grupos A y C presentan una disimilitud promedio de 53.58%. Las principales especies que contribuyen a esta disimilitud son *T. areolatus*, *B. maldonadoi*, *P. trucha* y

S. trutta, con un 24.32%, 16.13%, 10.90% y 10.87%. El grupo A se caracteriza por presentar mayores abundancias de *T. areolatus*, *B. maldonadoi* y *P. trucha* en comparación con el grupo C; mientras que este grupo presenta mayores abundancias de *S. trutta*.

- Los grupos A y E presentan una disimilitud promedio de 54.97%, siendo las especies *O. mykiss*, *T. areolatus* y *S. trutta* las que mayormente aportan a esta disimilitud con un 28.55%, 15.21% y 13.35% respectivamente. Las tres especies mencionadas anteriormente se encuentran en mayores abundancias en el grupo E, de hecho *O. mykiss* y *T. areolatus* no están presentes en el grupo A.
- Los grupos B y E muestran una disimilitud promedio de 63.88%. Las especies que mayormente aportan a esta disimilitud son *O. mykiss* (17.77%), *Ch. galusdae* (15.85%) y *G. holbrooki* (13.49%). *Oncorhynchus mykiss* solo se encuentra en el grupo E y *Ch. galusdae* solo en el grupo B; mientras que la especie *G. holbrooki* es más abundante en el grupo B.
- Los grupos C y E presentan una disimilitud promedio de 51.96%. Las especies *O. mykiss*, *B. maldonadoi*, *S. trutta* y *P. trucha* contribuyen con un 21.14%, 13.79%, 12.66% y 10.91% respectivamente, a la disimilitud entre estos grupos. En el grupo C las especies *B. maldonadoi* y *P. trucha* son más abundantes que en el grupo E; mientras que *O. mykiss* y *S. trutta* son más abundantes en el grupo E.
- Los grupos D y E muestran una disimilitud promedio de 49.44%, con las especies *G. maculatus*, *S. trutta* y *T. areolatus* las que más aportan a la disimilitud entre estos grupos, con valores de 29.52%, 15.87% y 14.27% respectivamente. Cabe destacar que las especies *S. trutta* y *T. areolatus* solo se encuentran en el grupo E, mientras que *G. maculatus* es más abundante en el grupo D.

5.2. Diversidad de las comunidades de peces

El análisis de índices de diversidad se realizó a nivel general, considerando todas las estaciones de muestreo analizadas y también para cada uno de los grupos definidos en el análisis de Cluster y verificados mediante ANOSIM (ver grupos A-E descritos en 5.1. Composición y estructura de las comunidades de peces).

Se elaboraron diagramas de caja para los índices de diversidad por grupos y por estaciones (Figuras 13, 14, 15 y 16). Adicionalmente se encuentran anexadas tablas con los valores de riqueza de especies (S), número de individuos (N), índice de diversidad de Shannon – Weaver (H'), índice de equidad de Pielou (J') e índice de riqueza de Margalef (d) por grupos y por estaciones.

5.2.1. Índice de diversidad de Shannon – Weaver (H')

El índice de diversidad de Shannon – Weaver refleja la heterogeneidad de una comunidad de acuerdo con el número de especies presentes y la igualdad de especies. Para el área de estudio se obtuvo un valor de diversidad de Shannon – Weaver de 0.47 ± 0.15 , esto es, considerando todas las estaciones de muestreo. En general, no se obtuvieron altos índices de diversidad, ya sea a nivel de grupos o de estaciones, todos fueron menores a uno. Lo anterior se explica por la baja riqueza de especies y/o desigual abundancia relativa.

A nivel de grupos, el grupo con mayor índice de diversidad corresponde al Grupo B ($H' = 0.54 \pm 0.22$), mientras que el Grupo A presentó el valor más bajo ($H' = 0.17 \pm 0.16$). Se encontraron diferencias significativas (K-W $H = 21.3$, $p = 2.7 \times 10^{-4}$) entre los pares de grupos A-B, A-C y A-E, siendo este último el que presenta la diferencia más significativa.

A nivel de estaciones, la estación que presenta el mayor índice de diversidad corresponde a MIN-2 con $H' = 0.63 \pm 0.09$, le siguen las estaciones HUE-2 y BB-5 con $H' = 0.62 \pm 0.09$ y $H' = 0.62 \pm 0.07$ respectivamente. Por otro lado, la estación que muestra el menor índice de diversidad es BB-10 ($H' = 0.05$). Se encontraron diferencias significativas (K-W $H = 90.228$, $p = 9.57 \times 10^{-6}$) entre 24 pares de estaciones, estas son BB-5 con BB-4, BB-14, HUE-3, HUE-5, LA-3 y LIR-2; HUE-2 con BB-4, BB-14, HUE-3, HUE-5, LA-3 y LIR-2; QUE-1 con BB-4, BB-14, HUE-3, HUE-5, LA-3 y LIR-2; QUILL-2 con BB-5, HUE-2, LA-5, MIN-2 y QUE-1; y LA-3 con MIN-2. Cabe destacar que para el análisis estadístico no se consideraron las estaciones BB-10, BB-11, BB-12, QUI-1, QUI-2 y QUI-3 debido a que sólo contaban con un muestreo y se tuvieron que descartar.

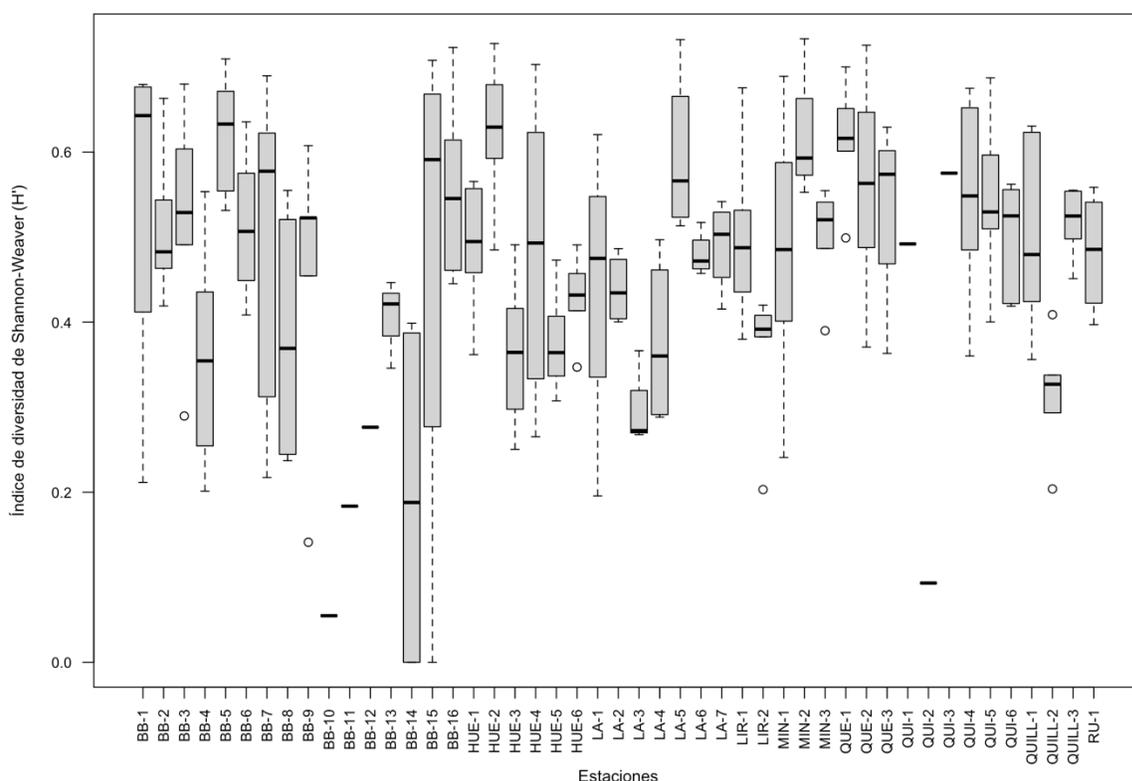


Figura 13. Diagrama de cajas sobre índice de diversidad de Shannon – Weaver (H') para las estaciones de muestreo. Las estaciones BB-10, BB-11, BB-12, QUI-1, QUI-2 y QUI-3 sólo contaban con un muestreo. El extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo superior el valor máximo, línea negra de la caja representa la mediana, línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a valores atípicos.

5.2.2. Índice de equidad de Pielou (J')

El índice de equidad de Pielou muestra que tan uniforme es la distribución de los individuos entre las especies presentes, valores cercanos a uno indican que las especies son igualmente abundantes. Se encontró un valor general de equidad de Pielou de 0.75 ± 0.14 al considerar todas las estaciones.

A nivel de grupo, los grupos B, C, D y E presentan índices de equidad similares, siendo este último el que muestra la mayor homogeneidad de especies ($J' = 0.76 \pm 0.13$). El grupo que muestra el menor índice de equidad corresponde al Grupo A ($J' = 0.57 \pm 0.30$). Cabe destacar que no se encontraron diferencias significativas sobre los índices de equidad con respecto a los grupos (K-W $H = 2.9983$, $p = 0.5581$).

En relación con las estaciones, la estación BB-12 fue la que presentó la mayor uniformidad en la abundancia de las especies presentes ($J' = 0.92 \pm 0.00$), le siguen las estaciones QUE-

1, QUI-4 y MIN-2 con valores de equidad de $J' = 0.86 \pm 0.03$, $J' = 0.86 \pm 0.12$ y $J' = 0.86 \pm 0.08$ respectivamente. Por otro lado, la estación BB-10 fue la menos equitativa, con $J' = 0.11 \pm 0.00$. A diferencia de los grupos, en las estaciones si se encontraron diferencias significativas (K-W $H = 66.956$ $p = 4.80 \times 10^{-3}$), específicamente entre las estaciones QUILL-2 con QUE-1, LIR-1 y QUI-4. De manera similar al análisis de diversidad de Shannon – Weaver, no se consideraron las estaciones BB-10, BB-11, BB-12, QUI-1, QUI-2 y QUI-3 debido a que sólo contaban con un muestreo y se descartaron para el análisis estadístico.

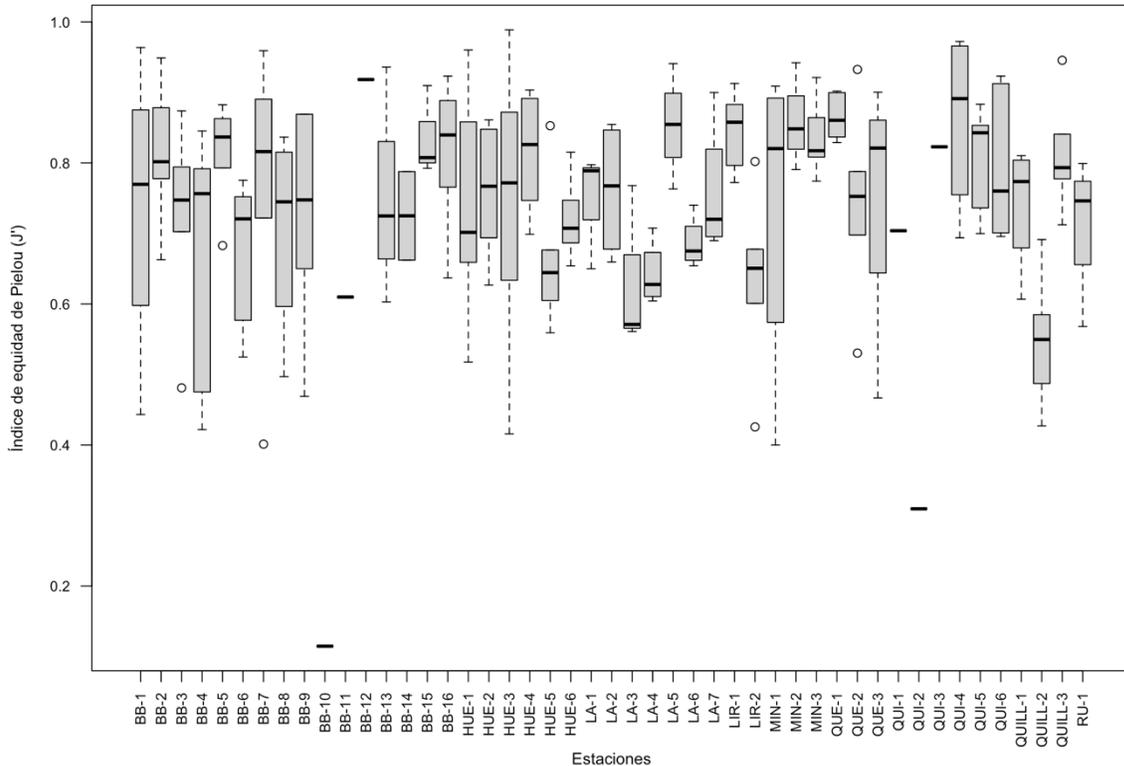


Figura 14. Diagrama de cajas sobre índice de equidad de Pielou (J') para las estaciones de muestreo. Las estaciones BB-10, BB-11, BB-12, QUI-1, QUI-2 y QUI-3 contaban con un muestreo. El extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo superior el valor máximo, línea negra de la caja representa la mediana, línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a valores atípicos.

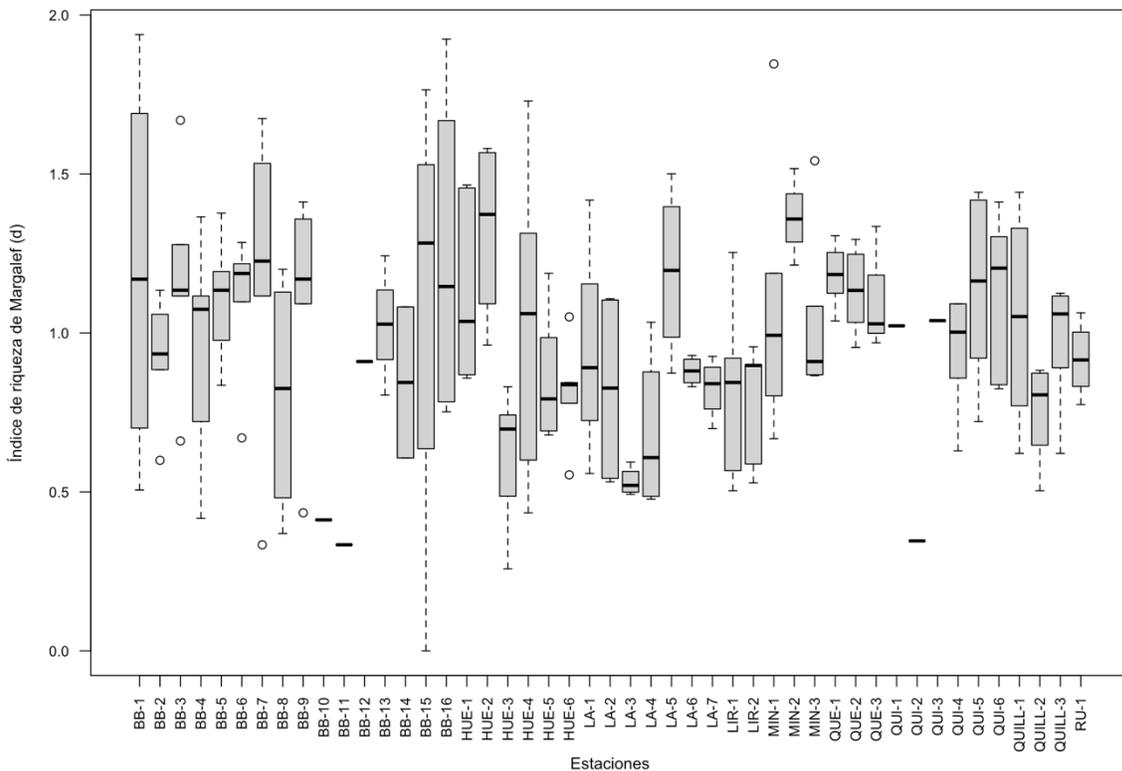
5.2.3. Índice de riqueza de Margalef (d)

El índice de riqueza de Margalef expresa la riqueza específica de una muestra considerando tanto el número de especies como el número de individuos. De manera general, se encontró un valor de riqueza de Margalef de 0.99 ± 0.33 para el área de estudio.

Con respecto a los grupos, el grupo B presentó el mayor índice de riqueza ($d = 1.20 \pm 0.63$) y el grupo A el menor ($d = 0.62 \pm 0.32$). Los grupos C y D presentaron valores similares de

riqueza de Margalef, $d = 1.05 \pm 0.26$ y $d = 1.03 \pm 0.22$ respectivamente. No se encontraron diferencias significativas entre los grupos (Welch $F = 2.1504$, $p = 0.1665$)

A nivel de estaciones, la estación MIN-2 fue la que mostró el mayor índice de riqueza ($d = 1.36 \pm 0.15$), le siguen las estaciones HUE-2 y BB-16 con valores de riqueza de $d = 1.32 \pm 0.25$ y $d = 1.24 \pm 0.48$ respectivamente. Las estaciones con los menores índices de riqueza corresponden a BB-11, QUI-2 y BB-10 con $d = 0.33 \pm 0.00$, $d = 0.35 \pm 0.00$ y $d = 0.41 \pm 0.00$ respectivamente; cabe mencionar que en estas estaciones se realizó sólo un muestreo. Se encontraron diferencias significativas (ANOVA $F = 1.804$ $p = 5.46 \times 10^{-3}$) entre las estaciones



HUE-2 y HUE-3, y LA-3 y HUE-2. Análogamente al análisis de diversidad y equidad, no se consideraron las estaciones BB-10, BB-11, BB-12, QUI-1, QUI-2 y QUI-3 para el análisis de varianzas.

Figura 15. Diagrama de cajas sobre índice de riqueza de Margalef (d) para las estaciones de muestreo. Las estaciones BB-10, BB-11, BB-12, QUI-1, QUI-2 y QUI-3 sólo contaban con un muestreo. El extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo superior el valor máximo, línea negra de la caja representa la mediana, línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a valores atípicos.

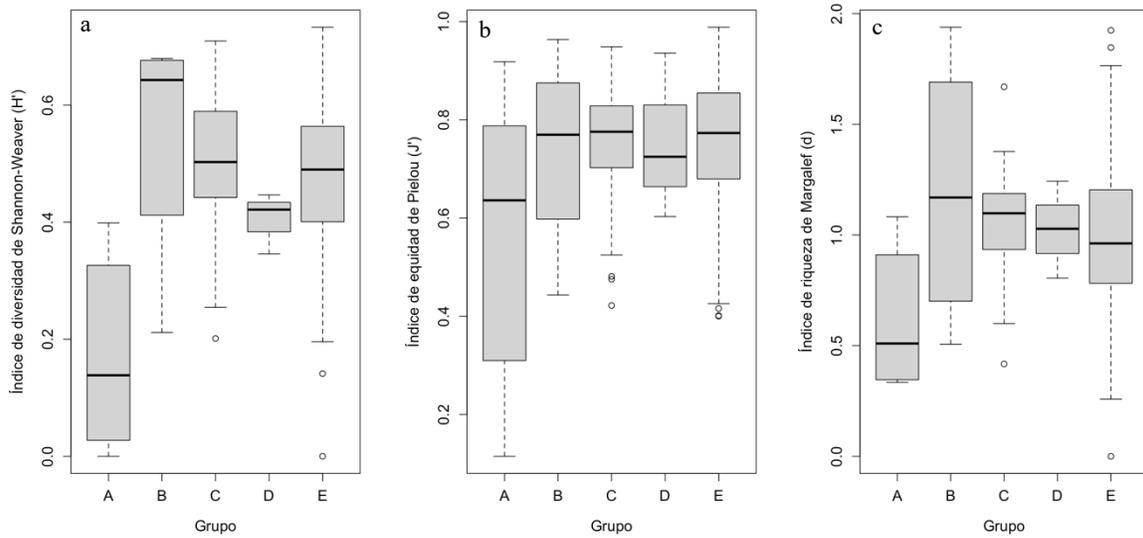


Figura 16. Diagrama de cajas sobre índices de diversidad para grupos obtenidos con el análisis de Cluster. a) Índice de diversidad de Shannon – Weaver (H'); b) Índice de equidad de Pielou (J'); c) Índice de riqueza de Margalef (d). El extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo superior el valor máximo, línea negra de la caja representa la mediana, línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a valores atípicos.

5.3. Análisis variables ambientales

Se realizó un análisis de componentes principales PCA (Figura 17) para describir las variables ambientales utilizadas en este estudio. Las variables ambientales corresponden a profundidad media (cm), velocidad media (cm), temperatura (°C), pH, conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxígeno disuelto (O_2 ; mg/L) y turbidez (NTU). Debido a que se encontró una correlación muy alta ($\rho > 0.95$) entre sólidos totales disueltos (mg/L) y conductividad ($\rho = 0.98$), se eliminó la primera de los análisis siguientes.

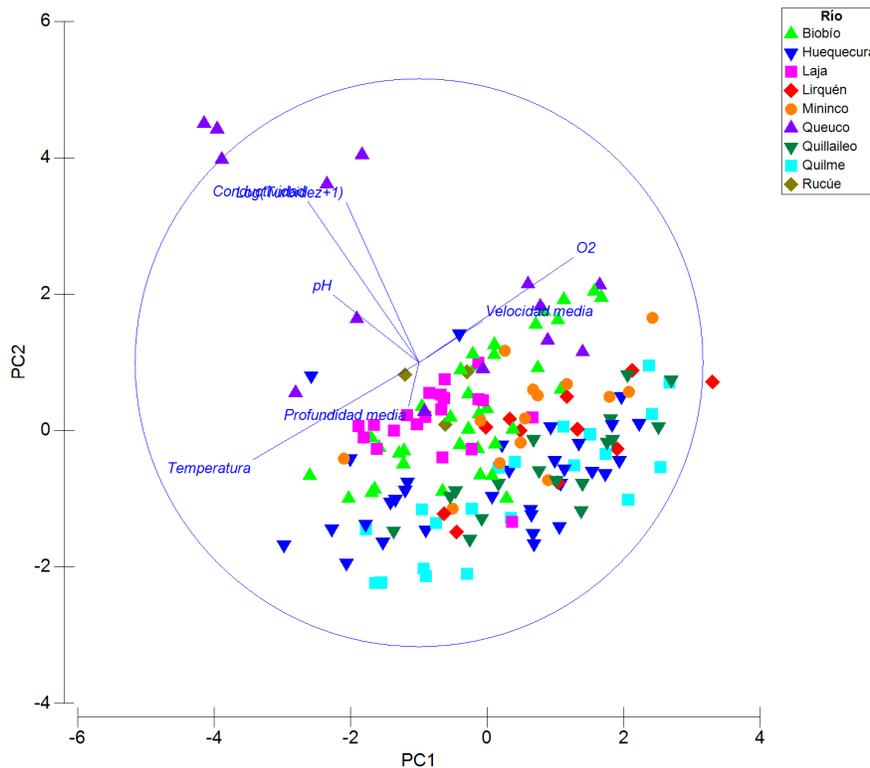


Figura 17. Gráfico de análisis de componentes principales (PCA) de variables ambientales. Variables ambientales consideradas: profundidad media, velocidad media, temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto (O_2) y turbidez normalizadas. La variable turbidez fue previamente transformada por $\log(x+1)$.

En la Figura 17 se puede observar una evidente división entre la mayoría de las estaciones del río Queuco y las demás estaciones del área de estudio, la cual está dada por mayores valores de conductividad y turbidez. No se observan grupos distintivos de estaciones de muestreo en base las demás variables ambientales consideradas en este estudio.

Para determinar si las variables ambientales tienen algún efecto sobre la estructura y composición de las comunidades de peces en las distintas estaciones del área de estudio

se realizó la rutina BIOENV. Se obtuvo una correlación rho de 0.133 a un nivel de significancia de 0.035, lo cual es marginalmente significativo.

Tabla 4. Resultados de la selección de variables ambientales de la prueba BIOENV para explicar la abundancia de peces en las estaciones del área de estudio. Se muestran sólo las cinco mejores combinaciones.

Nº de variables	Coefficiente de correlación de Spearman	Variables seleccionadas
3	0.133	Profundidad media, Velocidad media, pH
4	0.131	Profundidad media, Velocidad media, pH, O ₂
4	0.118	Profundidad media, Velocidad media, pH, Temperatura
2	0.115	Velocidad media, pH
2	0.115	Profundidad media, Velocidad media

El mejor ajuste de variables ambientales (Tabla 4) corresponde a profundidad media, velocidad media y pH, con un Rho de 0.133, es decir, estas tres variables explican el 13.3% de la varianza en la matriz de abundancia de peces. Cabe destacar que la variable velocidad media está presente en las cinco mejores combinaciones y es la variable individual con el valor más alto de correlación (rho= 0.096). Por lo tanto, se considera como la variable más relevante en la explicación de la estructura de las comunidades de peces en las estaciones estudiadas.

5.4. Identificación de sitios con presencia de las especies objetivo

En la Tabla 5 se identificaron las estaciones según la presencia de las especies objetivo, es decir, si presentaban las especies por separado o una combinación de estas. Cabe mencionar que no se registraron estaciones que sólo presentaran las especies *D. nahuelbutaensis* y *B. maldonadoi* por separado o juntas.

Los sitios que sólo presentaron *P. irwini* corresponden a seis estaciones del río Biobío, dos del río Laja, dos del río Lirquén, dos del estero Mininco, una del río Huequecura y una del río Quilme.

Los sitios que registraron las especies *P. irwini* y *B. maldonadoi* corresponden a cinco estaciones del río Biobío, dos del río Huequecura y una del río Quilme.

Un total de 19 estaciones presentan las especies *P. irwini* y *D. nahuelbutaensis*, de las cuales casi su totalidad corresponden a tributarios, con cinco estaciones del río Laja, cuatro del río Quilme y tres del río Queuco. Las restantes corresponden a estaciones del río Quillaileo, Biobío, Huequecura, Mininco y Rucúe.

Sólo seis estaciones contaron con la presencia de las tres especies objetivo en conjunto, de las cuales tres pertenecen al río Biobío, dos al río Huequecura y una al río Quillaileo.

Tabla 5. Identificación de las estaciones según la presencia de las especies objetivo.

Estaciones	Especies
BB-1, BB-9, BB-11, BB-12, BB-14, BB-15, HUE-3, LA-2, LA-3, LIR-1, LIR-2, MIN-2, MIN-3, QUI-2	<i>P. irwini</i>
BB-2, BB-3, BB-4, BB-8, BB-10, HUE-1, HUE-6, QUI-1	<i>P. irwini</i> y <i>B. maldonadoi</i>
BB-13, BB-16, HUE-5, LA-1, LA-4, LA-5, LA-6, LA-7, MIN-1, QUE-1, QUE-2, QUE-3, QUI-3, QUI-4, QUI-5, QUI-6, QUILL-2, QUILL-3, RU-1	<i>P. irwini</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i>
BB-5, BB-6, BB-7, HUE-2, HUE-4, QUILL-1	<i>P. irwini</i> , <i>B. maldonadoi</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i>

La distribución espacial de las estaciones con la presencia de las especies de interés se puede visualizar en la Figura 18. *Percilia irwini* se distribuye en todos los ríos y estaciones de este estudio. *Diplomystes nahuelbutaensis* se presenta principalmente en tributarios como el río Laja, Quilme, Queuco y Quillaileo. Por último, *B. maldonadoi* se encuentra en el río Huequecura y algunas estaciones del río Biobío principalmente.

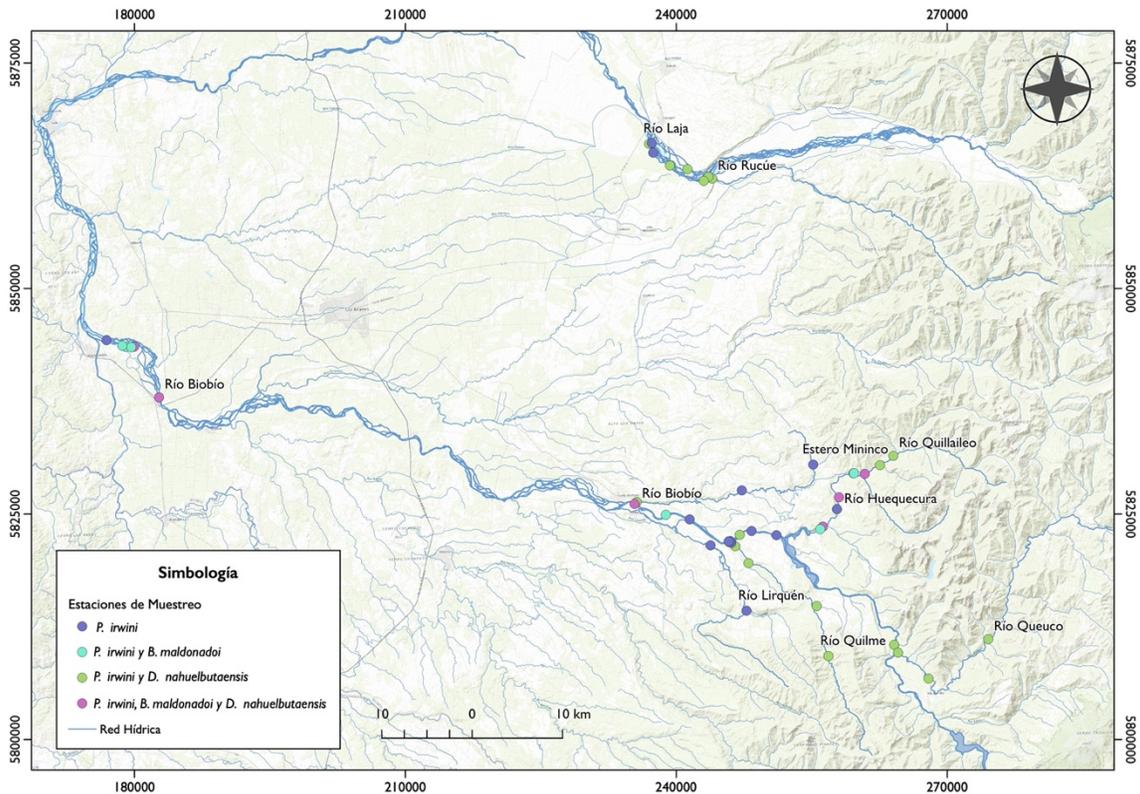


Figura 18. Presencia de las especies *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* en las estaciones del área de estudio.

5.5. Análisis individual de especies objetivo

Para conocer la distribución en relación con la abundancia, a partir del análisis nMDS se elaboraron distintos gráficos de burbuja con la abundancia de estas especies por estación de muestreo (Bubble Plot), donde el tamaño de las burbujas corresponde a la abundancia promedio de las especies objetivo.

En la Figura 19 se puede observar el gráfico de burbuja relativo a la abundancia promedio de *P. irwini* en las estaciones de estudio. Como se había indicado anteriormente, la especie *P. irwini* se distribuye en todas las estaciones de muestreo, destacando las estaciones BB-10, BB-5, BB-6, BB-3, BB-2 del río Biobío; LA-6, LA-4, LA-7, LA-3, LA-2 del río Laja; QUE-3 y QUE-2 del río Queuco; QUI-1 y QUI-3 del río Quilme, las cuales registran las mayores abundancias promedio (sobre 20 individuos) de esta especie.

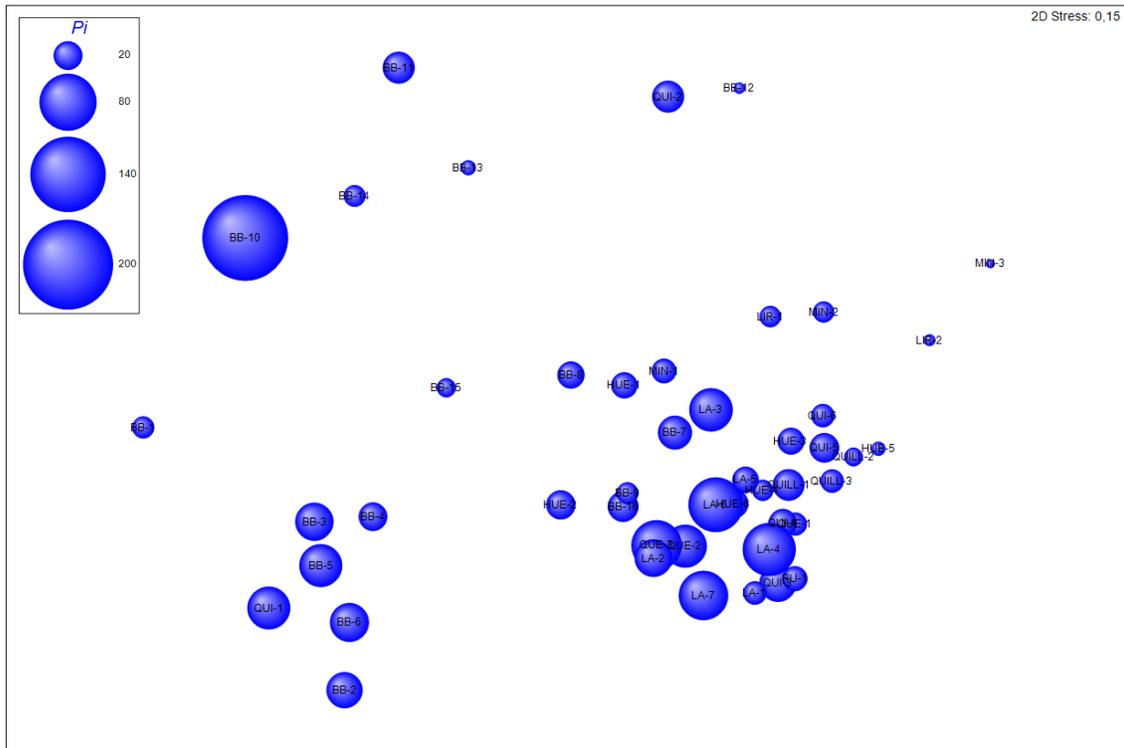


Figura 19. Gráfico de burbuja que muestra la abundancia promedio de la especie *P. irwini* en cada estación.

El gráfico de burbuja para la especie *B. maldonadoi* (Figura 20) muestra que las abundancias promedio más altas (sobre 3 individuos) de esta especie se concentran en las estaciones BB-2, BB-5, BB-6 del río Biobío, HUE-1, HUE-2 del río Huequecura y QUI-1 del río Quilme.



Figura 20. Gráfico de burbuja que muestra la abundancia promedio de la especie *B. maldonadoi* en cada estación.

El gráfico de burbuja de la especie *D. nahuelbutaensis* (Figura 21) muestra que las mayores abundancias se concentran en las estaciones de los tributarios, especialmente las estaciones QUI-3, QUI-4, QUI-5 del río Quilme; LA-4, LA-7 del río Laja; QUILL-1, QUILL-3 del río Quillaileo; QUE-1, QUE-2 del río Queuco y RU-1 del río Rucúe muestran las abundancias promedio más altas (sobre 2 individuos) para esta especie.

5.6. Análisis en conjunto de especies objetivo

Para una mejor visualización de las especies en conjunto, considerado su abundancia promedio en cada estación, se elaboraron gráficos de burbujas con las combinaciones de las tres especies objetivo. En la Figura 22 se muestra el gráfico de burbuja para las tres especies objetivo y en la Tabla 6 presenta la abundancia promedio en las estaciones que registran las tres especies.

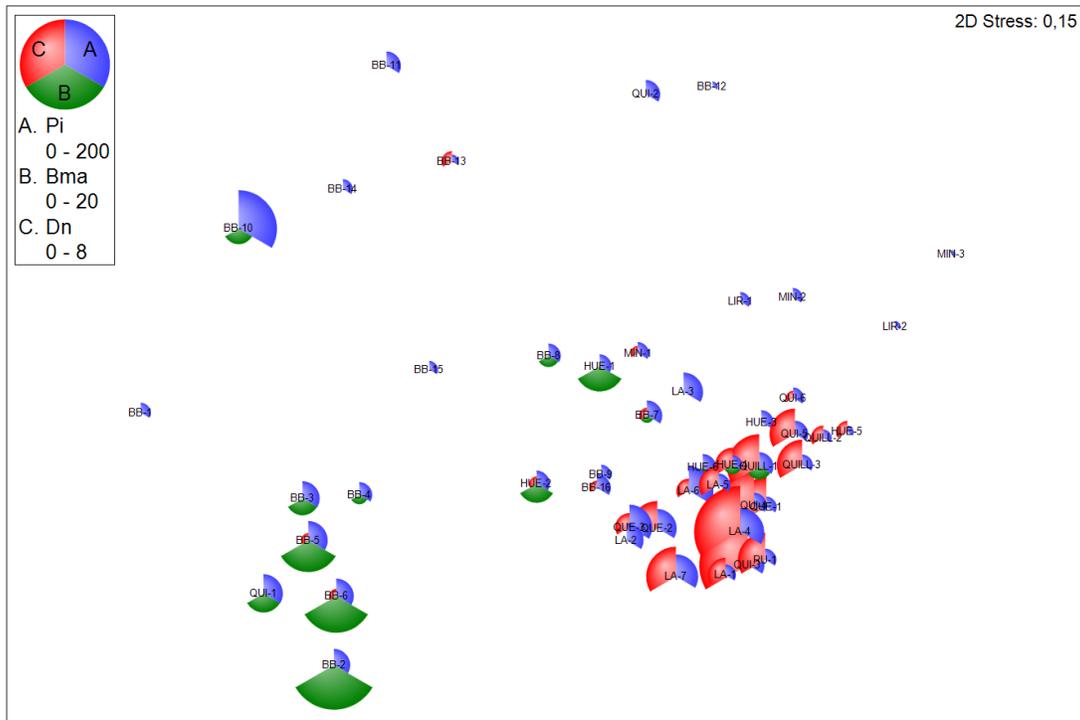


Figura 22. Gráfico de burbuja que muestra la abundancia promedio de las especies *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* en conjunto en las estaciones de estudio. Las escalas del gráfico son distintas para cada especie.

Tabla 6. Abundancia promedio (Nº de individuos) de las especies *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* en las estaciones que presentan el conjunto de las tres especies.

Estación	<i>P. irwini</i>	<i>B. maldonadoi</i>	<i>D. nahuelbutaensis</i>
BB-5	31.00	8.50	0.17
BB-6	25.50	11.33	0.17
BB-7	19.20	0.40	0.20
HUE-2	14.10	3.00	0.17
HUE-4	7.33	0.67	1.00
QUILL-1	16.67	1.33	3.50

En general, *P. irwini* muestra una alta abundancia en cinco de las estaciones registradas. Las dos estaciones con mayor abundancia de esta especie también presentan una gran abundancia de *B. maldonadoi* con 8.5 y 11.3 individuos promedio en las estaciones BB-5 y BB-6 respectivamente. Por otro lado, *D. nahuelbutaensis* presenta una abundancia mayor, de 3.5 individuos promedio, sólo en la estación QUILL-1, las especies *P. irwini* y *B. maldonadoi* muestra abundancia promedio de 16.67 y 1.33 individuos respectivamente, en esa estación.

Si bien *P. irwini* es abundante en la mayoría de las estaciones, no existen estaciones en que, en conjunto con *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*, sean relativamente abundantes a la vez (con la excepción de la estación QUILL-1). Debido a lo expuesto anteriormente, se estudiarán combinaciones de ambas especies, es decir, *P. irwini* con *B. maldonadoi* y *P. irwini* con *D. nahuelbutaensis*.

Para las estaciones que presentan *P. irwini* y *B. maldonadoi* se elaboró el gráfico de burbuja (Figura 23) y en la Tabla 7 se pueden observar los valores de las abundancias promedio para ambas especies según la estación. En general, las estaciones que comparten ambas especies, *P. irwini* sigue siendo la especie predominante con altos valores de abundancia promedio. Se destacan las estaciones BB-2, BB-5, BB-6, HUE-1, HUE-2 y QUI-1 por presentar abundancias promedio relativamente altas para ambas especies.

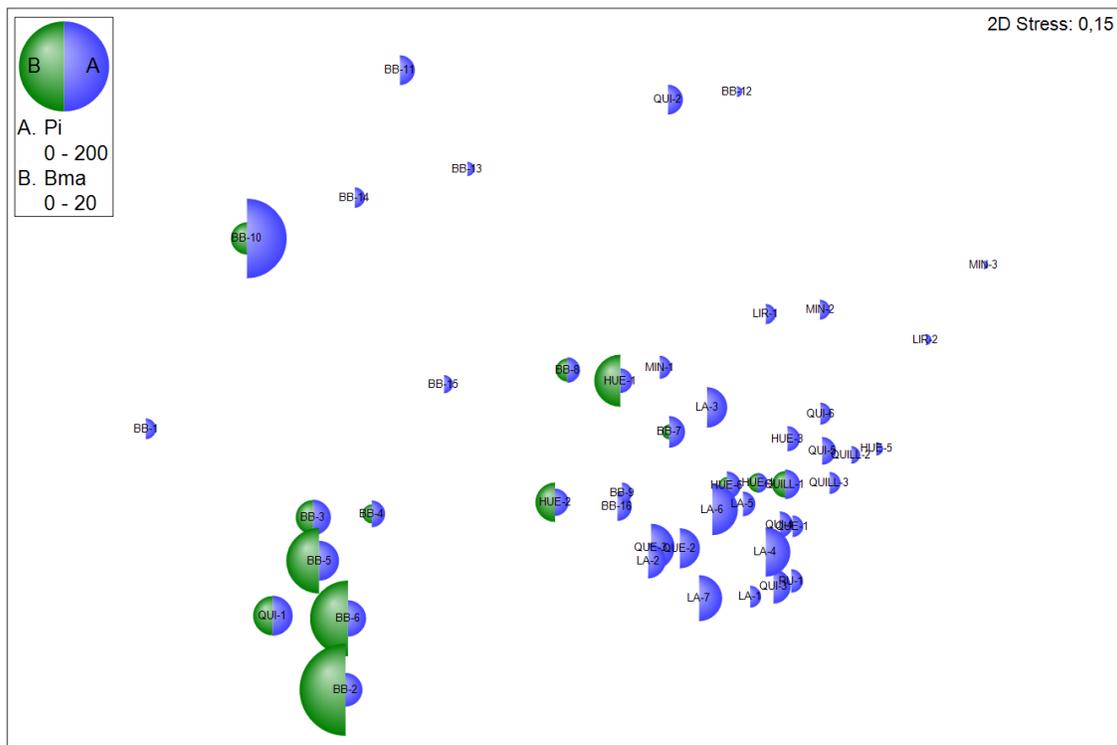


Figura 23. Gráfico de burbuja que muestra la abundancia promedio de las especies *P. irwini* y *B. maldonadoi* en conjunto en las estaciones de estudio.

Tabla 7. Abundancia promedio de las especies *P. irwini* y *B. maldonadoi* en las estaciones que presentan las dos especies a la vez. Se muestran solo las estaciones donde la abundancia promedio es mayor o igual a 1. Las estaciones marcadas con (*) sólo consisten en un muestreo, por lo tanto, el valor corresponde a la abundancia de la estación de muestreo no a la abundancia promedio.

Estación	<i>P. irwini</i>	<i>B. maldonadoi</i>
BB-2	21.83	16.83
BB-3	24.50	2.33
BB-5	31.00	8.50
BB-6	25.50	11.33
BB-8	12.25	1.00
BB-10*	125.00	2.00
HUE-1	11.33	5.33
HUE-2	14.17	3.00
QUI-1*	31.00	3.00
QUILL-1	16.67	1.33

De manera análoga, para las estaciones que presentan *P. irwini* y *D. nahuelbutaensis* a la vez, se elaboró un gráfico de burbuja (Figura 24) y en la Tabla 8 se muestran los valores respectivos de abundancia promedio para ambas especies por estación. Si bien *D. nahuelbutaensis* presenta valores habitualmente bajos de abundancia promedio, se destacan las estaciones QUI-3, LA-4, QUI-4, QUILL-1, LA-7, QUE-1, QUE-2 y RU-1 con abundancias promedios mayor o igual a 2.5. En el caso de *P. irwini*, coincide que sus mayores abundancias promedio se registran en las estaciones LA-4, LA-7 y QUE-2.

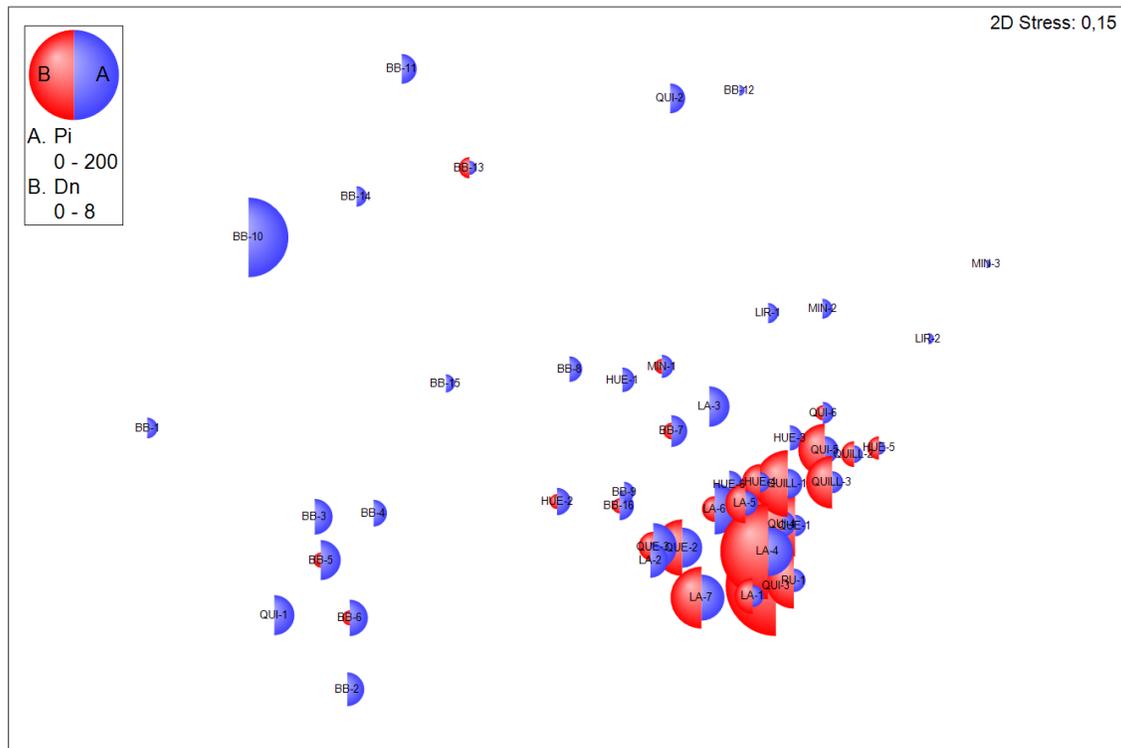


Figura 24. Gráfico de burbuja que muestra la abundancia promedio de las especies *P. irwini* y *D. nahuelbutaensis* en conjunto en las estaciones de estudio.

Tabla 8. Abundancia promedio de las especies *P. irwini* y *D. nahuelbutaensis* en las estaciones que presentan las dos especies a la vez.

Se muestran solo las estaciones donde la abundancia promedio es mayor o igual a 1. Las estaciones marcadas con (*) sólo consisten en un muestreo, por lo tanto, el valor corresponde a la abundancia de la estación no a la abundancia promedio.

Estación	<i>P. irwini</i>	<i>D. nahuelbutaensis</i>
HUE-4	7.33	1.00
LA-1	9.00	1.00
LA-4	47.50	7.25
LA-5	11.50	1.25
LA-7	41.25	3.00
QUE-1	8.67	3.00
QUE-2	31.17	2.50
QUI-3*	23.00	8.00
QUI-4	13.00	4.33
QUI-5	14.50	2.17
QUILL-1	16.67	3.50
QUILL-3	9.00	2.17
RU-1	10.25	2.50

5.7. Frecuencia de ocurrencia de especies objetivo

Se calcularon los valores de frecuencia de ocurrencia (f ; Tabla 9) en todas las estaciones de muestreo para analizar la persistencia temporal de las especies objetivo. Cabe recordar que para un análisis más extenso se consideraron muestreos desde septiembre de 2016 a octubre de 2020 para las estaciones seleccionadas.

Percilia irwini se encuentra continuamente en la mayoría las estaciones, se destacan las estaciones pertenecientes a los ríos Quilme, Quillaileo y Rucúe, donde su frecuencia de ocurrencia es máxima ($f=1.00$). En los ríos Huequecura y Laja se encuentra en todas las estaciones con la excepción de HUE-5 y LA-1, con valores de frecuencia de 0.89 y 0.83 respectivamente. El río Queuco difiere su persistencia temporal en todas las estaciones, QUE-1 presenta una frecuencia de 0.89, QUE-2 de 1.00 y, finalmente, QUE-3 de 0.83. De manera similar, el río Lirquén presenta distintas frecuencias de ocurrencia, LIR-1 muestra un valor frecuencia máxima y LIR-2 una frecuencia de 0.56. Con respecto a las estaciones del río Biobío, se presenta permanentemente desde BB-3 a BB-6, excusando las estaciones BB-10 a BB-12, donde sólo existe un muestreo; las estaciones restantes del río Biobío oscilan entre una frecuencia de 0.44 a 0.93. Por último, en ninguna de las estaciones del estero Mininco *P. irwini* se presentó permanentemente, las frecuencias en estas estaciones varían entre 0.56 a 0.78.

La especie *B. maldonadoi* se encontró en todos los muestreos en la estación BB-2, siendo la única estación donde su frecuencia es máxima; no considerándose las estaciones BB-10 y QUI-1 por presentar un sólo muestreo. Le siguen las estaciones BB-6, HUE-2, BB-5, HUE-1 y BB-3 con frecuencias respectivas de 0.93, 0.78, 0.71, 0.67 y 0.57. Coincidentemente, las estaciones anteriores son las que presentan las mayores abundancias de esta especie, sobre dos individuos promedio. En las estaciones restantes que presentan *B. maldonadoi*, las frecuencias de ocurrencia oscilan entre 0.22 a 0.44.

Con respecto a la especie *D. nahuelbutaensis*, en ninguna estación se encontró de manera permanente (no considerando la estación QUI-3 que sólo consiste en un muestreo). Las estaciones que presentaron las mayores frecuencias de ocurrencia corresponden a QUI-4, LA-4 y LA-7, con valores de 0.88, 0.83 y 0.83 respectivamente. Otras estaciones con una frecuencia sobre 0.50 corresponden a dos estaciones del río Queuco, QUE-1 y QUE-2 ($f=0.67$; $f=0.56$), la estación QUI-5 del río Quilme ($f=0.67$) y la estación QUILL-3 del río Quillaileo ($f=0.56$). Cabe destacar que en estas estaciones coinciden las mayores abundancias de *D. nahuelbutaensis*. Las estaciones restantes en que se encuentra esta especie presentan valores de frecuencia entre 0.07 a 0.50.

Tabla 9. Frecuencia de ocurrencia de las especies *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* en las estaciones de muestreo. Estaciones marcadas con (*) consisten en sólo un muestreo. Se destacan en negrita valores de frecuencia de ocurrencia altos ($f > 0.80$) para *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*.

Río	Estación	Frecuencia de ocurrencia		
		<i>P. irwini</i>	<i>B. maldonadoi</i>	<i>D. nahuelbutaensis</i>
Biobío	BB-1	0.75	0.33	0.00
Biobío	BB-2	0.93	1.00	0.07
Biobío	BB-3	1.00	0.57	0.07
Biobío	BB-4	1.00	0.36	0.07
Biobío	BB-5	1.00	0.71	0.14
Biobío	BB-6	1.00	0.93	0.14
Biobío	BB-7	0.89	0.22	0.11
Biobío	BB-8	0.67	0.38	0.00
Biobío	BB-9	0.67	0.00	0.00
Biobío	BB-10*	1.00	1.00	0.00
Biobío	BB-11*	1.00	0.00	0.00
Biobío	BB-12*	1.00	0.00	0.00
Biobío	BB-13	0.44	0.00	0.11
Biobío	BB-14	0.56	0.00	0.00
Biobío	BB-15	0.56	0.00	0.00
Biobío	BB-16	0.78	0.00	0.22
Huequecura	HUE-1	1.00	0.67	0.00
Huequecura	HUE-2	1.00	0.78	0.22
Huequecura	HUE-3	1.00	0.00	0.11
Huequecura	HUE-4	1.00	0.22	0.44
Huequecura	HUE-5	0.89	0.00	0.22
Huequecura	HUE-6	1.00	0.33	0.00
Laja	LA-1	0.83	0.00	0.50
Laja	LA-2	1.00	0.00	0.00
Laja	LA-3	1.00	0.00	0.00
Laja	LA-4	1.00	0.00	0.83
Laja	LA-5	1.00	0.00	0.33
Laja	LA-6	1.00	0.00	0.17
Laja	LA-7	1.00	0.00	0.83
Lirquén	LIR-1	1.00	0.00	0.00
Lirquén	LIR-2	0.56	0.00	0.00
Mininco	MIN-1	0.78	0.00	0.11
Mininco	MIN-2	0.75	0.00	0.00
Mininco	MIN-3	0.56	0.00	0.00
Queuco	QUE-1	0.89	0.00	0.67
Queuco	QUE-2	1.00	0.00	0.56
Queuco	QUE-3	0.83	0.00	0.33
Quilme	QUI-1*	1.00	1.00	0.00
Quilme	QUI-2*	1.00	0.00	0.00
Quilme	QUI-3*	1.00	0.00	1.00
Quilme	QUI-4	1.00	0.00	0.88
Quilme	QUI-5	1.00	0.00	0.67
Quilme	QUI-6	1.00	0.00	0.22
Quillaileo	QUILL-1	1.00	0.44	0.44
Quillaileo	QUILL-2	1.00	0.00	0.22
Quillaileo	QUILL-3	1.00	0.00	0.56
Rucúe	RU-1	1.00	0.00	0.50

5.8. Selección de sitios prioritarios para definir áreas de conservación

De acuerdo con los resultados obtenidos en relación con la abundancia promedio y frecuencia de ocurrencia de las especies objetivo en las estaciones de muestreo, se seleccionaron diez estaciones como posibles sitios para definir áreas de conservación de las especies *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*. Se priorizaron sitios que presentaran una combinación de las especies objetivo. Con respecto a las estaciones seleccionadas cuatro corresponden al río Quilme, dos al río Huequecura, dos al río Queuco y dos al río Quillaileo. En la Tabla 10 se encuentra el listado de las estaciones seleccionadas y en la Figura 25 se puede observar su ubicación con su respectiva subcuenca.

Debido a que *P. irwini* se distribuye ampliamente en todas las estaciones, con altas abundancias promedio y frecuencias de ocurrencia, se utilizó un criterio para seleccionar las estaciones considerando las especies *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*. Para ambas especies se escogieron estaciones con frecuencias de ocurrencia sobre 0.50 y abundancias promedio mayor a 2. Cabe destacar que *P. irwini* presenta frecuencias de ocurrencia de 1.00 en todas las estaciones seleccionadas, a excepción de la estación QUE-1 ($f=0.89$), y abundancias sobre los 8 individuos promedio en todas las estaciones.

Si bien la estación QUILL-1 no cumple con el criterio descrito anteriormente para *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*, se consideró relevante incluirla, debido a que es uno de los escasos sitios en que las tres especies se encuentran en conjunto, con abundancias promedio no extremadamente bajas.

Tabla 10. Selección de las estaciones probables para áreas de conservación de las especies *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*. La estación marcada con (*) presenta la especie *D. nahuelbutaensis*, pero en abundancias promedio considerablemente bajas; por lo tanto, no se considera como sitio prioritario para la conservación de dicha especie, sino solo para *P. irwini* y *B. maldonadoi*.

Especies	Estación	Río
<i>P. irwini</i> , <i>B. maldonadoi</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i>	QUILL-1	Quillaileo
<i>P. irwini</i> y <i>B. maldonadoi</i>	HUE-1	Huequecura
	HUE-2*	Huequecura
<i>P. irwini</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i>	QUI-1	Quilme
	QUE-1	Queuco
	QUE-2	Queuco
	QUILL-3	Quillaileo
	QUI-3	Quilme
	QUI-4	Quilme
	QUI-5	Quilme

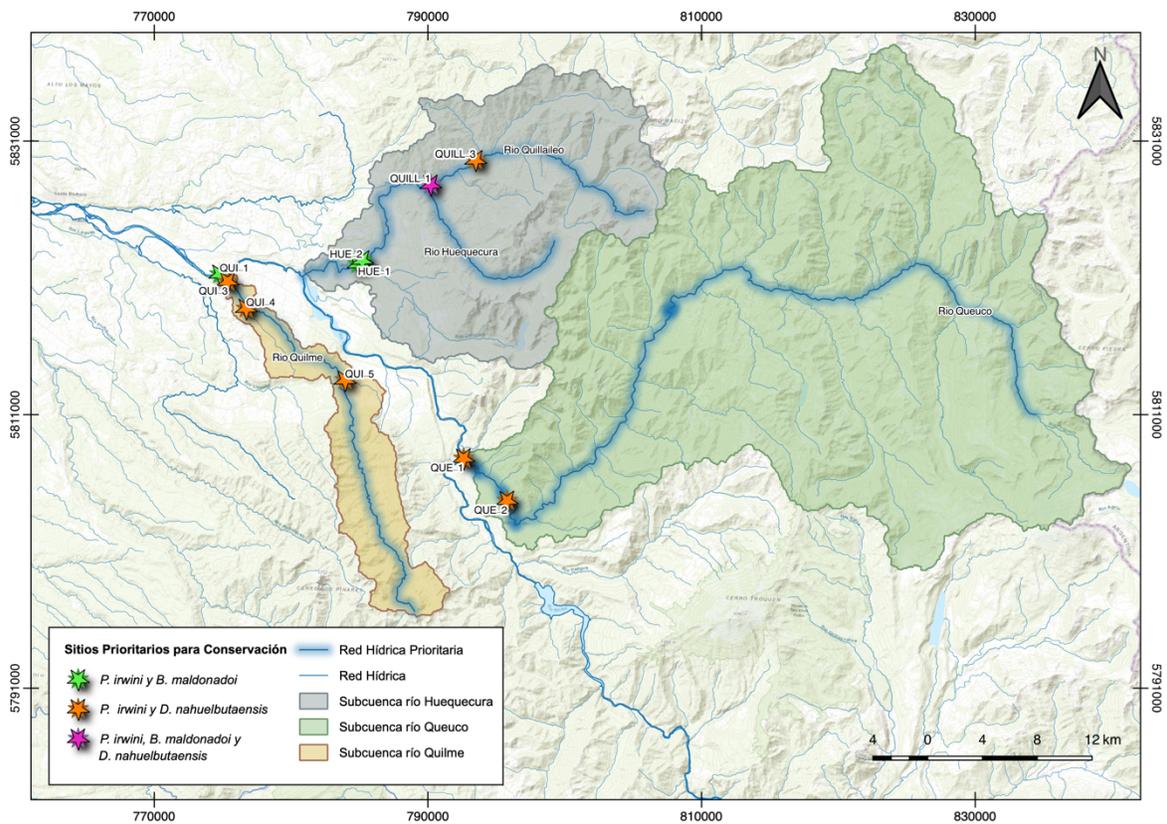


Figura 25. Sitios prioritarios para definir áreas de conservación para las especies *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*. Se destaca la subcuenca hidrográfica donde se ubican los sitios prioritarios.

No se considerarán establecer áreas de conservación en el río Biobío y en el río Laja, debido a la gran dificultad que presentan al ser extensos cursos de agua y ser permanentemente afectados por las diversas actividades antrópicas de la cuenca. Sin embargo, sí se cree necesario establecer medidas de manejo para las especies objetivo, específicamente en las estaciones enumeradas en la Tabla 11, que cumplen con los criterios descritos anteriormente. Los sitios de manejo se pueden observar en la Figura 26.

Tabla 11. Selección de las estaciones para medidas de manejo de especies *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*. Las estaciones marcadas con (*) presentan la especie *D. nahuelbutaensis*, pero en abundancias promedio y frecuencias de ocurrencia considerablemente bajas.

Especies	Estación	Río
<i>P. irwini</i> y <i>B. maldonadoi</i>	BB-2	Biobío
	BB-3	Biobío
	BB-5*	Biobío
	BB-6*	Biobío
<i>P. irwini</i> y <i>D. nahuelbutaensis</i>	LA-4	Laja
	LA-7	Laja

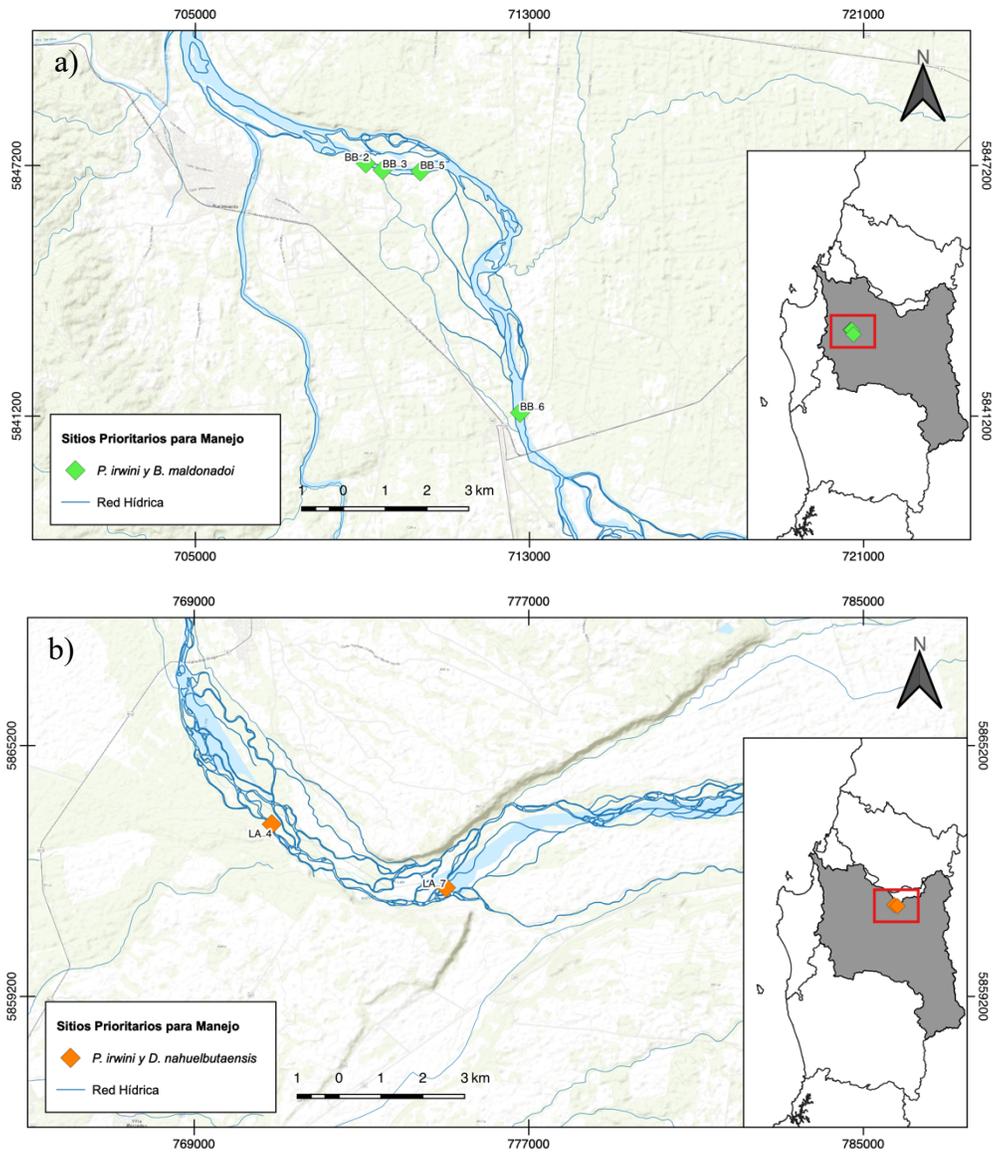


Figura 26. Sitios prioritarios para manejo de especies objetivo. a) Tramo río Biobío; b) Tramo río Laja.

5.9. Análisis de factor de condición de Fulton de especies objetivo para estaciones seleccionadas

Se estimó el estado de condición de las poblaciones de *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* mediante el índice de Fulton (K) para comparar el bienestar de los peces en las estaciones seleccionadas. Además, se indica la longitud total mínima y máxima registrada para la especie en cada estación.

Percilia irwini presentó un factor de condición promedio de $K = 1.14 \pm 0.17$, con una variación de longitud total de 1.6 a 9.2 cm considerando todas las estaciones seleccionadas. La longitud máxima reportada para esta especie es de 9.6 cm y longitud total típica es de 6.0 cm (Habit & Belk, 2007). Considerando lo anterior, se puede encontrar una buena representación de tallas y, por lo tanto, individuos juveniles y adultos de *P. irwini* en todas las estaciones seleccionadas.

Se pueden observar los valores estimados del factor de condición de Fulton, al igual que la abundancia promedio y la longitud total mínima y máxima para cada estación en la Tabla 12. La estación que presentó la mejor condición corporal de esta especie corresponde a HUE-2 ($K = 1.24 \pm 0.18$), le siguen la estaciones HUE-1 y QUILL-3 con $K = 1.22 \pm 0.17$ y $K = 1.21 \pm 0.20$ respectivamente. La estación BB-2 fue la que mostró el factor de condición más bajo con $K = 1.02 \pm 0.17$.

Se encontraron diferencias significativas sobre el factor de condición de Fulton (ANOVA, $F = 10.27$ $p = 2 \times 10^{-6}$) entre las estaciones BB-2 con todas las estaciones a excepción de QUI-1, QUI-3 y QUILL-1; entre BB-5 con HUE-1, HUE-2, LA-4, QUILL-3; entre HUE-1 con QUI-1, QUI-3, QUI-5 y QUILL-1; entre HUE-2 con QUI-1, QUI-3, QUI-5 y QUILL-1; entre LA-4 con QUI-1, QUI-3 y QUILL-1; entre QUILL-3 con QUI-1, QUI-3 y QUILL-1, entre BB-6 con HUE-2 y por último, entre QUI-3 con QUE-1.

Tabla 12. Abundancia promedio, Factor de condición de Fulton (K; promedio \pm desviación estándar), Longitud total mínima y Longitud total máxima de *P. irwini* para las estaciones seleccionadas.

Primera división de la tabla corresponde a estaciones seleccionadas para áreas de conservación; segunda división corresponde a estaciones seleccionadas para medidas de manejo.

Estación	Abundancia promedio	Factor de condición de Fulton (K)	Longitud total (cm)	
			Mín.	Máx.
HUE-1	11.33	1.22 ± 0.17	3.20	7.50
HUE-2	14.17	1.24 ± 0.18	2.70	9.00
QUE-1	8.67	1.19 ± 0.15	3.20	8.20
QUE-2	31.17	1.16 ± 0.16	2.40	6.70

QUI-1	31.00	1.07 ± 0.16	1.60	6.20
QUI-3	23.00	1.04 ± 0.09	2.60	8.00
QUI-4	13.00	1.13 ± 0.11	3.20	8.20
QUI-5	14.50	1.12 ± 0.14	2.60	8.20
QUILL-1	16.67	1.10 ± 0.15	3.10	9.20
QUILL-3	9.00	1.21 ± 0.20	2.40	9.00
BB-2	21.83	1.02 ± 0.17	2.60	7.00
BB-3	24.50	1.16 ± 0.19	1.80	8.00
BB-5	31.00	1.10 ± 0.19	2.00	7.00
BB-6	25.50	1.13 ± 0.17	2.40	6.80
LA-4	47.50	1.19 ± 0.14	2.20	8.40
LA-7	41.25	1.17 ± 0.18	2.60	8.60

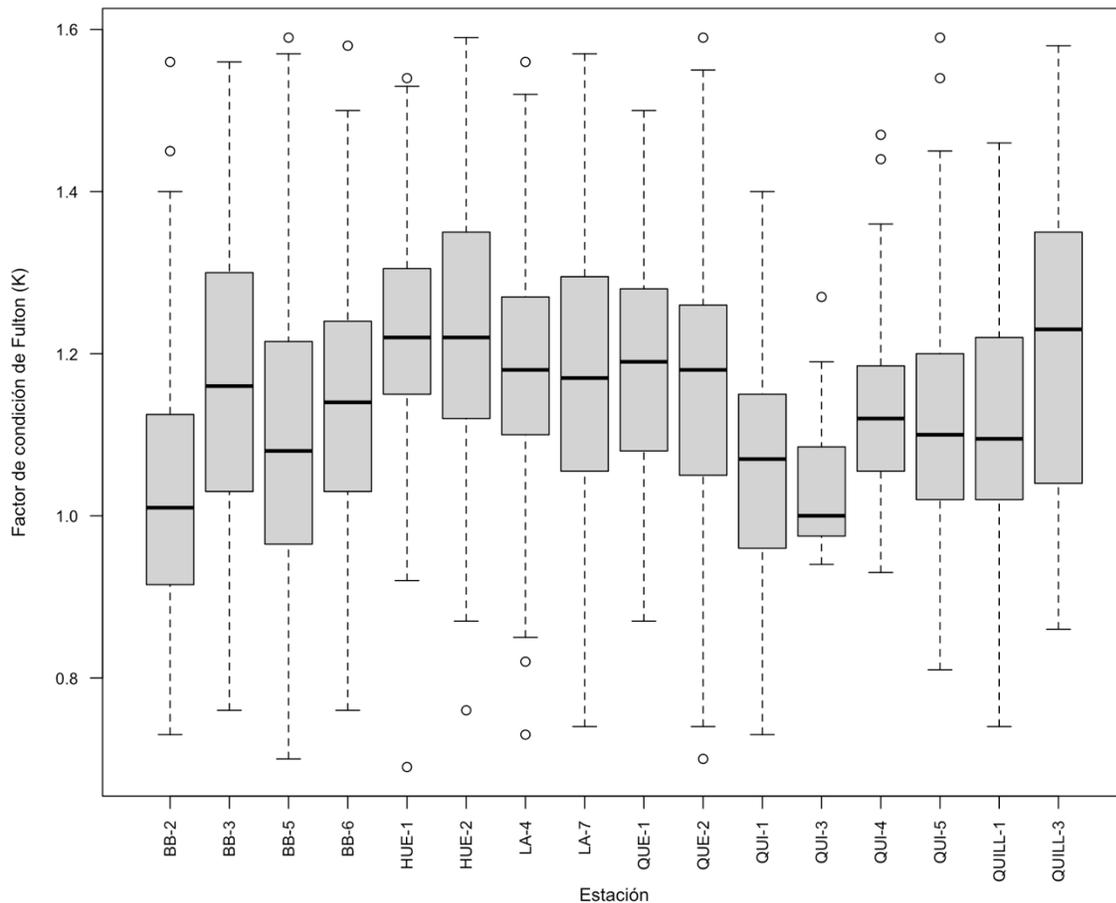


Figura 27. Diagrama de cajas sobre factor de condición de Fulton (K) de *P. irwini* para las estaciones seleccionadas. El extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo superior el valor máximo, línea negra de la caja representa la mediana, línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a valores atípicos.

Bullockia maldonadoi presentó un factor de condición promedio de $K = 0.79 \pm 0.14$, con una variación de longitud total entre 2.80 a 8.60 considerando las estaciones seleccionadas. No existe información sobre la talla máxima encontrada o talla de madurez sexual para esta especie, pero se ha visto que pueden alcanzar tamaños corporales de 3.0 a 8.0 cm de longitud total (Habit & Victoriano, 2005). En ese sentido, todas las estaciones presentan una buena representación de tallas, con la excepción de la estación QUI-1 (esta estación sólo consiste en un muestreo por lo que no es representativa).

Se pueden observar los valores estimados del factor de condición de Fulton, al igual que la abundancia promedio y la longitud total mínima y máxima para cada estación en la Tabla 13. La estación que presentó la mejor condición de esta especie corresponde a HUE-2 con $K = 0.84 \pm 0.17$, le siguen las estaciones BB-5 y HUE-1, con factores de $K = 0.83 \pm 0.15$ y $K = 0.82 \pm 0.10$ respectivamente. Por otro lado, la estación que mostró la peor condición fue QUILL-1 con $K = 0.70 \pm 0.10$. Se encontraron diferencias significativas sobre el factor de condición de Fulton (ANOVA, $F = 2.902$ $p = 0.0066$) entre las estaciones BB-5 y BB-6.

Tabla 13. Abundancia promedio, Factor de condición de Fulton (K; promedio \pm desviación estándar), Longitud total mínima y Longitud total máxima de *B. maldonadoi* para las estaciones seleccionadas. Primera división de la tabla corresponde a estaciones seleccionadas para áreas de conservación; segunda división corresponde a estaciones seleccionadas para medidas de manejo.

Estación	Abundancia promedio	Factor de condición de Fulton (K)	Longitud total (cm)	
			Mín.	Máx.
HUE-1	5.33	0.82 \pm 0.10	3.50	8.60
HUE-2	3.00	0.84 \pm 0.17	3.40	6.20
QUI-1	3.00	0.79 \pm 0.02	6.20	7.50
QUILL-1	1.33	0.70 \pm 0.10	3.50	8.00
BB-2	16.83	0.80 \pm 0.13	2.80	6.50
BB-3	2.33	0.72 \pm 0.09	4.00	6.60
BB-5	8.50	0.83 \pm 0.15	3.20	7.80
BB-6	11.33	0.73 \pm 0.14	2.80	8.00

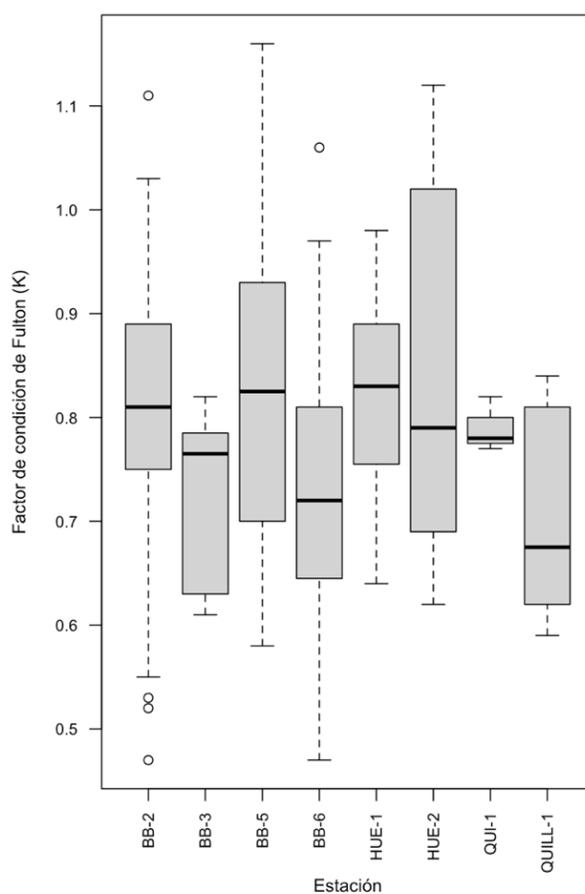


Figura 28. Diagrama de cajas sobre factor de condición de Fulton (K) de *B. maldonadoi* para las estaciones seleccionadas.

El extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo superior el valor máximo, línea negra de la caja representa la mediana, línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a valores atípicos.

Diplomystes nahuelbutaensis presentó un factor de condición promedio de $K = 1.02 \pm 0.16$ y una variación de la longitud total de 2.60 a 11.90 cm. La talla máxima registrada para esta especie corresponde a 30.0 cm y la talla de madurez sexual se alcanza a los 11.0 cm (Vila, Contreras, & Fuentes, 1996). En este sentido, en las estaciones seleccionadas no hay una buena representación de individuos adultos de *D. nahuelbutaensis*, solo las estaciones QUILL-1 y QUI-5 se aproximan a presentar individuos adultos. A pesar de indicado anteriormente, la presencia de juveniles indica una población “sana” de *D. nahuelbutaensis*.

Los valores estimados del factor de condición de Fulton, al igual que la abundancia promedio y la longitud total mínima y máxima para cada estación se pueden observar en la Tabla 14. La estación LA-4 presentó el mejor bienestar de esta especie, con un factor de $K = 1.12 \pm 0.13$, le siguen las estaciones QUILL-3 con $K = 1.10 \pm 0.14$ y LA-7 con $K = 1.06 \pm 0.09$. Por otro lado, la estación QUI-3 mostró el factor de condición más bajo ($K = 0.87 \pm 0.07$). Se encontraron diferencias significativas (ANOVA, $F = 5.229$ $p = 1.16 \times 10^{-5}$) entre las estaciones LA-4 con QUI-3, QUI-4 y QUILL-1; y entre QUILL-3 con QUI-3 y QUILL-1.

Tabla 14. Abundancia promedio, Factor de condición de Fulton (K; promedio \pm desviación estándar), Longitud total mínima y Longitud total máxima de *D. nahuelbutaensis* para las estaciones seleccionadas.

Primera división de la tabla corresponde a estaciones seleccionadas para áreas de protección; segunda división corresponde a estaciones seleccionadas para medidas de manejo.

Estación	Abundancia promedio	Factor de condición de Fulton (K)	Longitud total (cm)	
			Mín.	Máx.
QUE-1	3.00	1.02 ± 0.17	2.90	8.40
QUE-2	2.50	1.04 ± 0.11	2.70	5.80
QUILL-1	3.50	0.93 ± 0.16	3.20	11.20
QUILL-3	2.17	1.10 ± 0.14	2.60	5.50
QUI-3	8.00	0.87 ± 0.07	4.10	10.20
QUI-4	4.33	0.97 ± 0.08	3.50	9.50
QUI-5	2.17	1.05 ± 0.24	2.80	11.90
LA-4	7.25	1.12 ± 0.13	3.50	8.70
LA-7	3.00	1.06 ± 0.09	5.00	9.90

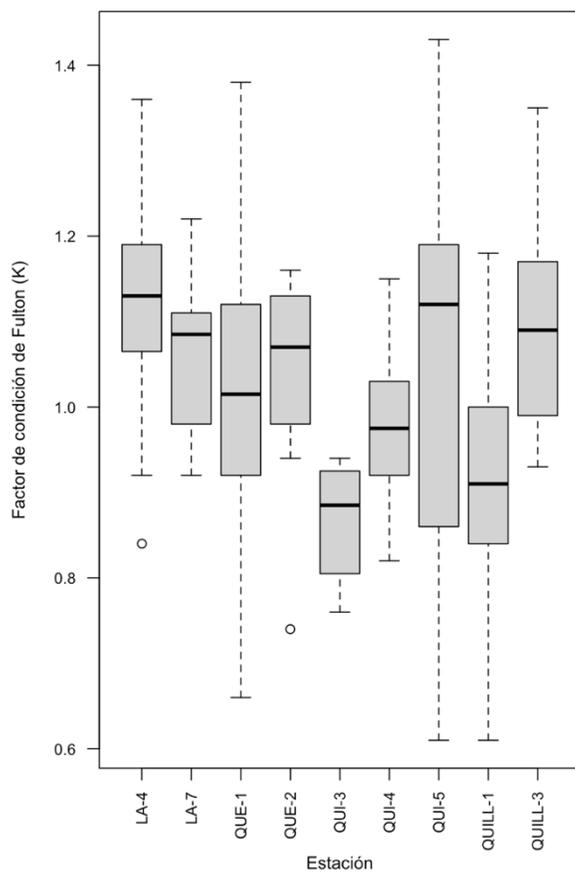


Figura 29. Diagrama de cajas sobre factor de condición de Fulton (K) de *D. nahuelbutaensis* para las estaciones seleccionadas. El extremo inferior del bigote representa el valor mínimo y el extremo superior el valor máximo, línea negra de la caja representa la mediana, línea punteada representa la desviación estándar y los círculos corresponden a valores atípicos.

5.10. Análisis de otras variables para la viabilidad de proteger los tributarios identificados

Se analizaron los derechos de aprovechamiento de aguas, proyectos ingresados al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, usos de suelo y presencia de comunidades indígenas en las subcuencas seleccionadas como prioritarias para definir áreas de conservación de las especies objetivo.

5.10.1. Derechos de aprovechamiento de aguas

De acuerdo con el Registro Público de Derechos de Aprovechamiento de Aguas de la Dirección General de Aguas (DGA) en los ríos seleccionados se han otorgado un total de 88 derechos de aprovechamiento de aguas (DAA), de los cuales 64 corresponden a derechos no consuntivos y 24 a consuntivos. El desglose por río según el tipo de derecho se puede observar en la Figura 30.

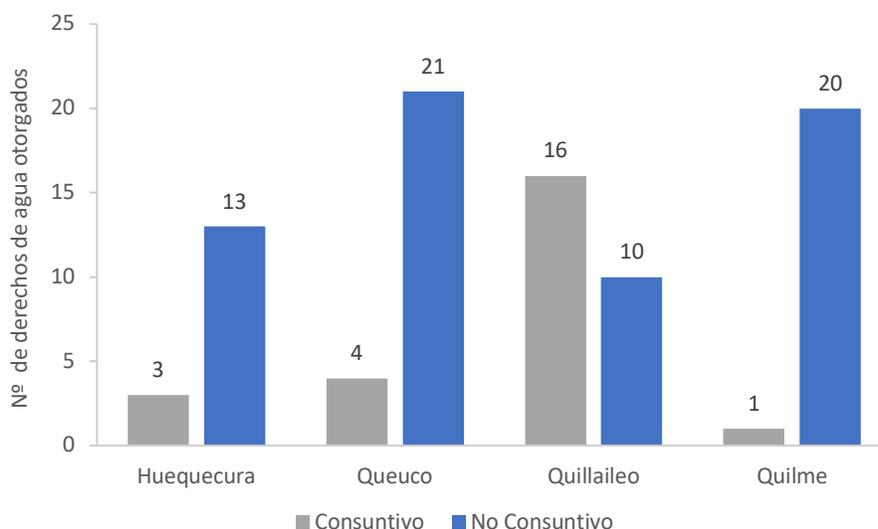


Figura 30. Número de derechos de aprovechamiento de aguas otorgados en los ríos seleccionados.

Fuente: Elaboración propia en base a datos de Dirección General de Aguas (2021).

El río Quillaileo es el río que presenta la mayor cantidad de derechos de aprovechamiento de agua, con un total de 26 derechos de agua otorgados, pero el único río en que los derechos consuntivos superan los no consuntivos. De los 10 derechos no consuntivos, sólo dos especifican el uso para energía hidroeléctrica, del titular solicitante Ralcura S.A. Sin embargo, dos derechos no consuntivos sin uso especificado están otorgados a la misma empresa (Ralcura S.A.) y cuatro a la Empresa Eléctrica El Pinar SPA, por lo que los usos destinados probablemente correspondan a energía hidroeléctrica.

En el río Huequecura se ha otorgado la menor cantidad de derechos de agua en comparación con los otros ríos; de un total de 16 derechos de agua, 13 corresponden a derechos no consuntivos y tres a consuntivos. No se especifica por uso del agua, a excepción de cinco derechos no consuntivos que se destinan para energía hidroeléctrica. Sin embargo, entre los derechos no especificados ocho de los titulares solicitantes corresponden empresas en el rubro de la generación de energía, como la Compañía Eléctrica Los Morros S.A., con dos derechos no consuntivos; la Empresa Eléctrica El Pinar SPA con cuatro derechos no consuntivos; y AES Gener S.A con dos derechos no consuntivos.

En el río Queuco se han otorgado 25 derechos de agua, de los cuales 21 corresponden a derechos no consuntivos y 4 a consuntivos. De los derechos concedidos, sólo 14 derechos no consuntivos especifican el uso de agua, en este caso todos corresponden a energía hidroeléctrica. De los titulares solicitantes para derechos con uso energético destacan la Sociedad Energías Renovables Laguna Grande LTDA., Sociedad de Ingeniería e Inversiones IGNALUX Limitada y AES Gener S.A. con 2 derechos no consuntivos cada uno.

En el río Quilme se han otorgado 21 derechos de agua, de los cuales 20 corresponden a derechos no consuntivos y tan sólo uno a derecho consuntivo. Con respecto a los derechos no consuntivos, ocho especifican el uso, en este caso para energía hidroeléctrica, los cuales fueron solicitados por personas naturales. De los derechos que no indicaron el uso, destacan las empresas Rucalhue Energía SpA. y Forestal Río Quilmes Limitada, con dos derechos no consuntivos cada una. Por último, el único derecho consuntivo, solicitado por una persona natural, especifica el uso de agua, el cual es destinado para bebida/uso doméstico/saneamiento.

5.10.2. Proyectos hidroeléctricos y de trasvase de aguas

En las subcuencas seleccionadas como áreas prioritarias existen tres proyectos que podrían afectar los ecosistemas fluviales. En los ríos Huequecura y Quilme se pretenden instalar dos centrales hidroeléctricas, mientras que en el río Queuco se encuentra la iniciativa de trasvase de aguas “Carretera Hídrica”.

El proyecto “Pequeña Central Hidroeléctrica de Pasada Huequecura” de la Compañía Eléctrica Los Morros S.A. se encuentra actualmente en proceso de calificación; fue ingresado al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental el 12 de febrero de 2021, mediante un Estudio de Impacto Ambiental. Anteriormente, el mismo proyecto había sido ingresado cinco veces, dos veces mediante un Estudio de Impacto Ambiental en los años 2017 y 2020, donde fue no calificado por término anticipado y desistido respectivamente, y también fue ingresado otra vez en el año 2017 y dos veces en el año 2016, pero mediante una Declaración de Impacto Ambiental, donde no fue admitido a tramitación en las tres ocasiones. El proyecto consiste en la instalación de una central hidroeléctrica de pasada en el río Huequecura de 3.3 MW de potencia instalada; la bocatoma de la central se instalaría aguas arriba de la confluencia de los ríos Huequecura y Quillaileo (Figura 31), con un caudal de diseño de 10 m³/s. El punto de restitución estaría ubicado 230 m aguas abajo de la confluencia en el río Huequecura. Si se llegase a aprobar este proyecto, indudablemente modificaría el ecosistema fluvial conformado por los ríos Huequecura y Quillaileo.

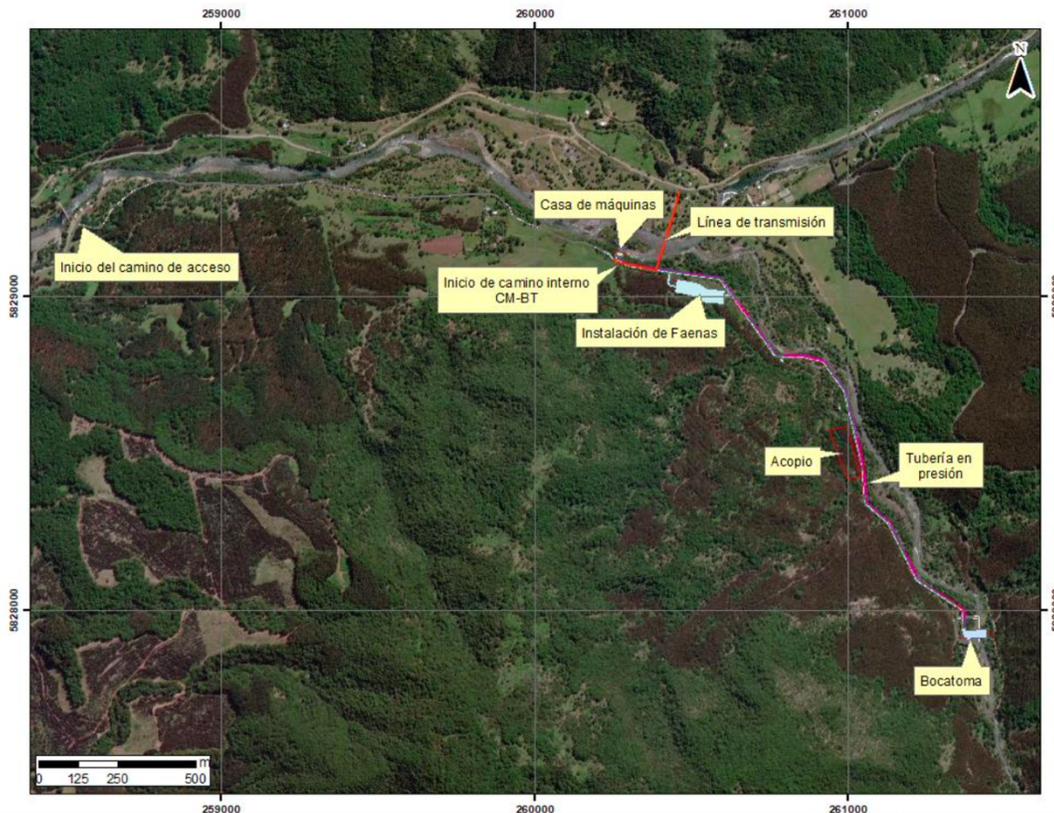


Figura 31. Localización del proyecto “Pequeña Central Hidroeléctrica de Pasada Huequecura”. Fuente: Alamo, R. (2021).

En el caso del río Quilme ya se encuentra aprobada la “Central Hidroeléctrica Rucalhue”. El proyecto, a cargo de Ataia Energía Chile SpA en un principio, fue ingresado el 16 de diciembre del 2012 al SEIA y desde el 26 de abril de 2016 cuenta con Resolución de Calificación Ambiental favorable. A partir del 2018 pertenece a la empresa China International Water and Electric Corporation (CWE) subsidiaria de China Three Gorges Corporation, tras el quiebre del titular original. Esta central hidroeléctrica se ubicará aguas abajo de la confluencia de los ríos Biobío y Quilme (Figura 32), generando un embalse con una superficie total de 138.9 hectáreas en operación normal, de las cuales 136.5 ha estarán en el río Biobío con una longitud de 6.5 km y 2.4 ha en el río Quilme, con una longitud aproximada de 1.2 km. Este proyecto está constituido como una central hidroeléctrica de pasada con embalse, sin capacidad de regulación, presenta un caudal de diseño de 700 m³/s y una potencia instalada de 90 MW. Al observar las obras de esta central el embalse generado evidentemente inundará los dos sitios indicados como prioritarios para la conservación de *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* que se encuentran cercanos a la confluencia con el río Biobío.

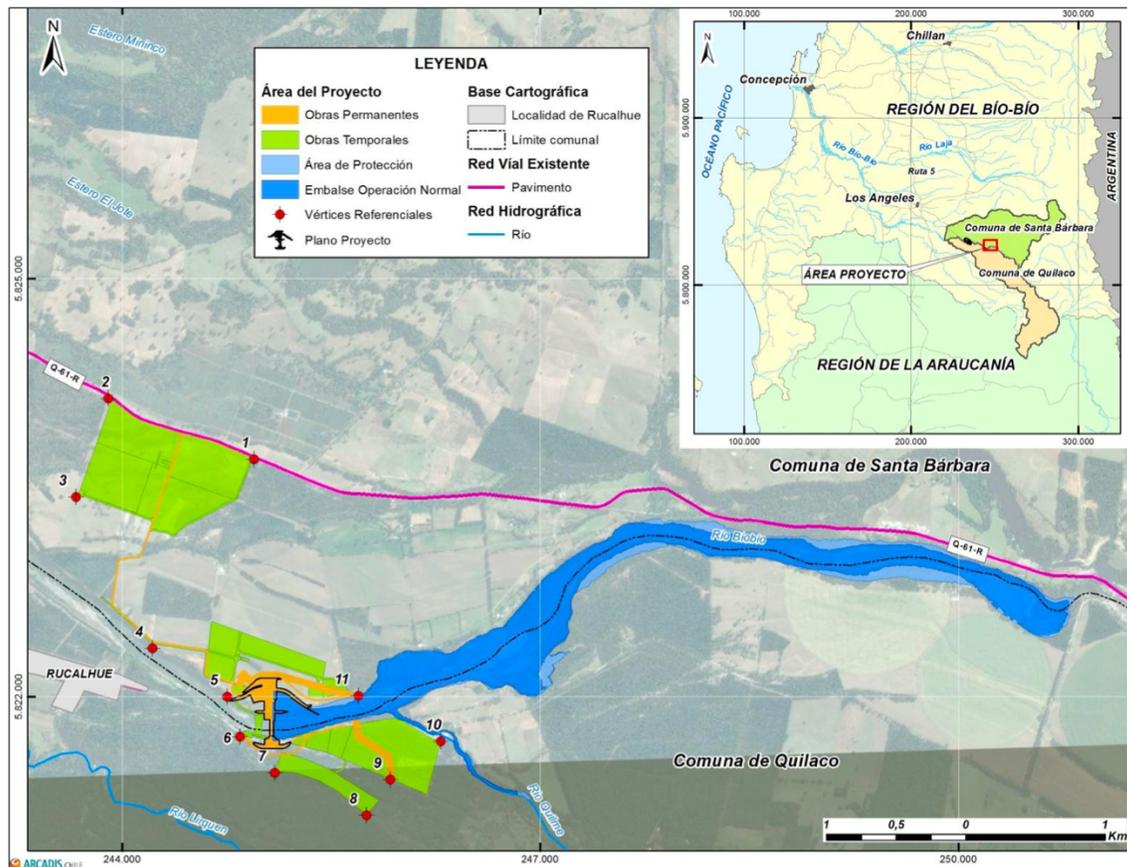


Figura 32. Localización proyecto “Central Hidroeléctrica Rucalhue”. Fuente: Ceppi, P. (2013).

Para el río Queuco, aparece la iniciativa Carretera Hídrica, proyecto impulsado por la Corporación Reguemos Chile y patrocinado por más de 20 empresas. Este proyecto cual busca captar, almacenar y transportar el “excedente de agua” de los ríos de la región del Biobío, entre ellos el río Queuco, hacia la región de Atacama para uso agrícola principalmente. Si bien aún no ha sido ingresado al SEIA, desde septiembre de 2019 se encuentra en estudio en la Oficina de Concesiones del Ministerio de Obras Públicas, con el fin de que el Estado lo analice, declare de interés público y posteriormente, sea licitado y concesionado (Fuentes, 2019). Este proyecto ha causado la negativa de diversos sectores de la sociedad, entre ellos las comunidades mapuches – pehuenches de Alto Biobío y también la comunidad científica y académica, investigadores del Centro EULA y Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad de Concepción, del Instituto de Ecología y Biodiversidad y académicos de la Universidad Austral de Chile, han expresado su rechazo al proyecto indicando que el río Biobío no cuenca con excedentes del recurso hídrico y que

tampoco se consideran los impactos ambientales que podría generar en la cuenca y en la zona costera.

5.10.3. Usos de suelo

La subcuenca del río Queuco presenta una superficie de 986 km², siendo la de mayor extensión en comparación con las otras subcuencas. En la Figura 33 se pueden observar los principales usos de suelo presentes en la subcuenca. El uso de suelo principal corresponde a bosque nativo, con un 58%, el cual se distribuye en toda la subcuenca, pero preferentemente en la zona baja y media. En este se encuentran especies como roble, raulí, coihue, tepa, lenga, ciprés de la cordillera y araucaria, estos dos últimos en menor proporción. Le sigue matorral con un 28%, el cual se distribuye a lo largo de toda la subcuenca, este agrupa matorral arborescente, praderas y matorral. En la parte alta predomina la gramínea coirón, mientras que en la zona baja y media corresponde a matorral arborescente con especies como roble, ñirre, colihue y tihuén; en menor medida se encuentra pasto miel, maqui y rosa mosqueta. Las áreas sin vegetación consisten en afloramientos rocosos en su mayoría y alcanzan un 9%. Por último, nieves y glaciares corresponden al 3% del uso de suelo y las plantaciones forestales tan sólo el 1%, las cuales se encuentran en la zona baja de la subcuenca principalmente.

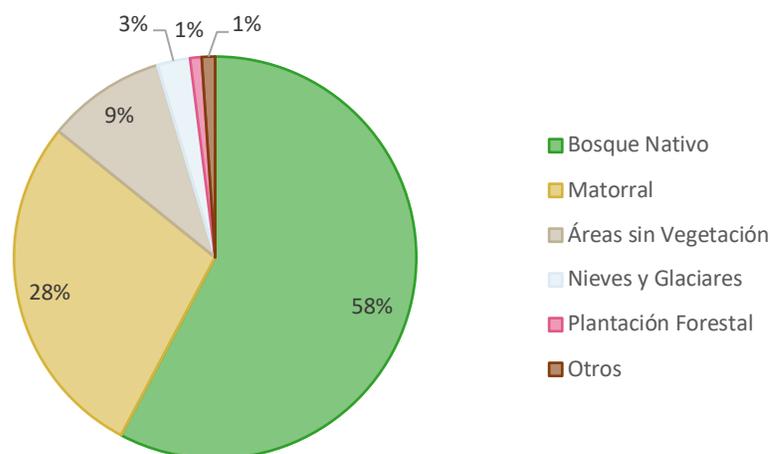


Figura 33. Usos de suelo de la subcuenca del río Queuco. Otros corresponden a cuerpos de agua, terrenos agrícolas, bosque mixto, áreas urbanas y humedales.

La subcuenca del río Huequecura tiene una superficie de 344 km² aproximadamente, en la Figura 34 se pueden observar los principales usos de suelo de la subcuenca. El uso de suelo predominante corresponde a bosque nativo (59%), se distribuye principalmente en la zona media y alta de la cuenca, se caracteriza por presentar las especies roble, raulí, coihue, tepa, peumo y lenga. Las plantaciones forestales de pino insigne y eucalipto corresponden al 14% de la cuenca y se ubican en la zona baja fundamentalmente. El uso

de suelo matorral, que agrupa matorral arborescente, praderas y matorral, alcanza un 13%; presenta variadas especies como pasto miel, pasto piojillo, coirón, quila, colihue, rosa mosqueta, tihuén, roble y coihue. Las áreas sin vegetación alcanzan el 6% y corresponden a afloramientos rocosos fundamentalmente. En menor medida se encuentran nieves y glaciares (4%), terrenos agrícolas (2%) y cuerpos de agua (1%). Los usos de suelo humedales y bosque mixto corresponden a menos del 1% de la subcuenca, éste último presenta especies como roble, peumo, eucalipto y pino insigne.

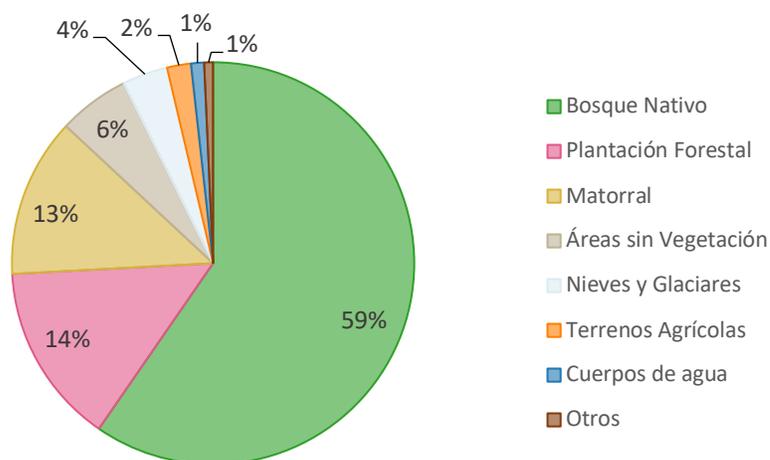


Figura 34. Usos de suelo de la subcuenca del río Huequecura. Otros corresponden a bosque mixto y humedales.

La subcuenca del río Quilme es la de menor superficie, con 98 km² aproximadamente. En la Figura 35 se pueden observar los porcentajes de los distintos usos de suelo de la subcuenca. Al igual que las subcuencas de los ríos Queuco y Huequecura, el uso predominante corresponde a bosque nativo (61%), las especies características son roble, raulí, coihue, peumo y lenga, también se puede encontrar ñirre y laurel. Le sigue matorral con un 15%, en la zona alta de la subcuenca corresponde principalmente a matorral arborescente con especies como roble y coihue con colihue, mientras que en la zona media y baja corresponde a matorral y praderas, con presencia de retamillo, pasto miel y romerillo. Las plantaciones forestales de pino insigne y eucalipto alcanzan un 15% y se concentran en la zona baja de la subcuenca; en menor medida se encuentran terrenos agrícolas (6%), también con alta presencia en la zona baja. Por último, el uso de suelo bosque mixto corresponde a sólo el 2%, con especies como roble con eucalipto y pino insigne. Otros usos de suelo con menos del 1% corresponden a cuerpos de agua, áreas sin vegetación, áreas urbanas y nieves y glaciares.

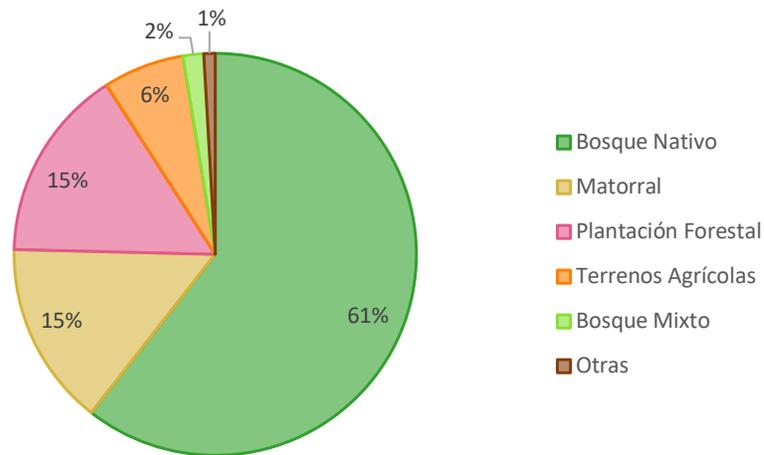


Figura 35. Usos de suelo de la subcuenca del río Quilme. Otros corresponden a cuerpos de agua, áreas sin vegetación, áreas urbanas y nieves y glaciares.

5.10.4. Comunidades indígenas

Sólo dos subcuencas presentaron comunidades indígenas, en la Figura 36 se puede visualizar la ubicación de las comunidades en las subcuencas de los ríos Queuco y Quilme. La Tabla 15 muestra información sobre el número de familias, número de socios, fecha de constitución y sector de las comunidades identificadas.

La subcuenca del río Queuco cuenta con la presencia de seis comunidades indígenas mapuches – pehuenches según el registro de la Corporación Nacional de Desarrollo Indígena (CONADI). Estas son Butalelbun, Kiñe Leche Coyan (Trapa Trapa), Nehuen Mapu (Malla Malla), Cauñicu, Pitril y Callaqui, ordenadas desde la zona alta de la subcuenca hacia la zona baja. Las comunidades más numerosas corresponden a Callaqui con 415 socios inscritos y Butalelbun con 402 socios. Con respecto al número de familias las comunidades Nehuen Mapu y Pitril son las que se componen de mayor número de familias, con 92 y 87 respectivamente.

La única comunidad indígena en la subcuenca del río Quilme corresponde a Kūdawbe – Che, la cual se ubica en el sector de Loncopangue, en la ribera del estero Cuteo. Se compone de 14 familias y tiene 47 socios inscritos.

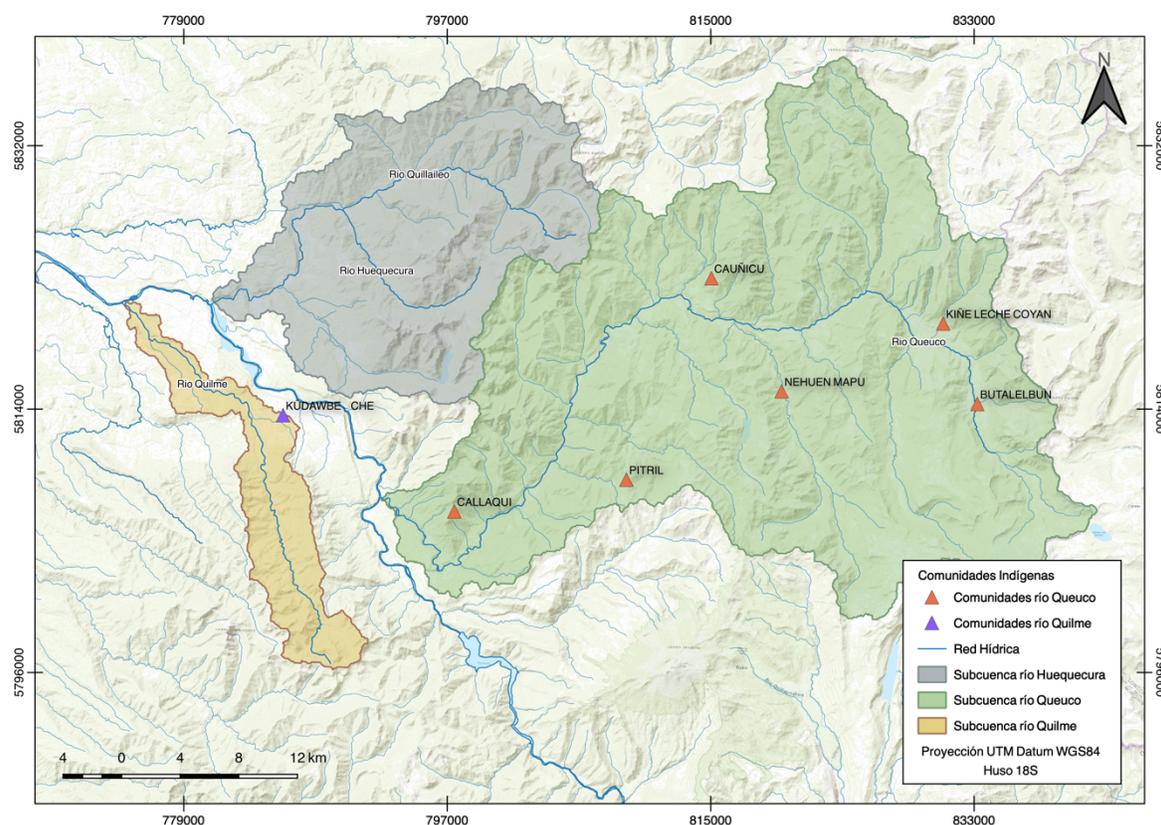
Cabe destacar que esta información corresponde solo a las comunidades registradas en CONADI, pueden existir comunidades no inscritas en la base de datos de comunidades indígenas que efectivamente se encuentren en las subcuencas seleccionadas.

Tabla 15. Descripción de comunidades indígenas de las subcuencas de los ríos Queuco y Quilme.

Nombre Comunidad	Sector	Subcuenca	N° de Familias	N° de Socios	Fecha de Constitución
Callaqui	Callaqui	Queuco	15	415	12-08-94
Kiñe Leche Coyan	Trapa Trapa Bajo	Queuco	38	269	29-09-94
Pitril	Pitril	Queuco	87	207	19-06-95
Butalelbun	Butalelbun	Queuco	23	402	22-08-96
Nehuen Mapu	Malla-Malla	Queuco	92	201	10-08-99
Cauñicu	Cauñicu	Queuco	30	420	03-03-00
Küdawbe – Che	Loncopangue	Quilme	14	47	28-09-05

Fuente: Adaptado de CONADI (2020).

Figura 36. Ubicación de comunidades indígenas de las subcuencas de los ríos Queuco y Quilme.



Quilme.

5.11. Propuesta áreas de conservación para *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*

La propuesta final de áreas de conservación para *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* considera las subcuencas de los ríos Queuco y Huequecura (Figura 37) como factibles de proteger considerando los resultados expuestos anteriormente. La subcuenca del río Quilme no se consideró debido principalmente a la directa modificación de dos sitios prioritarios (QUI-1 y QUI-3) que quedarían totalmente inundados por la construcción de la central hidroeléctrica Rucalhue.

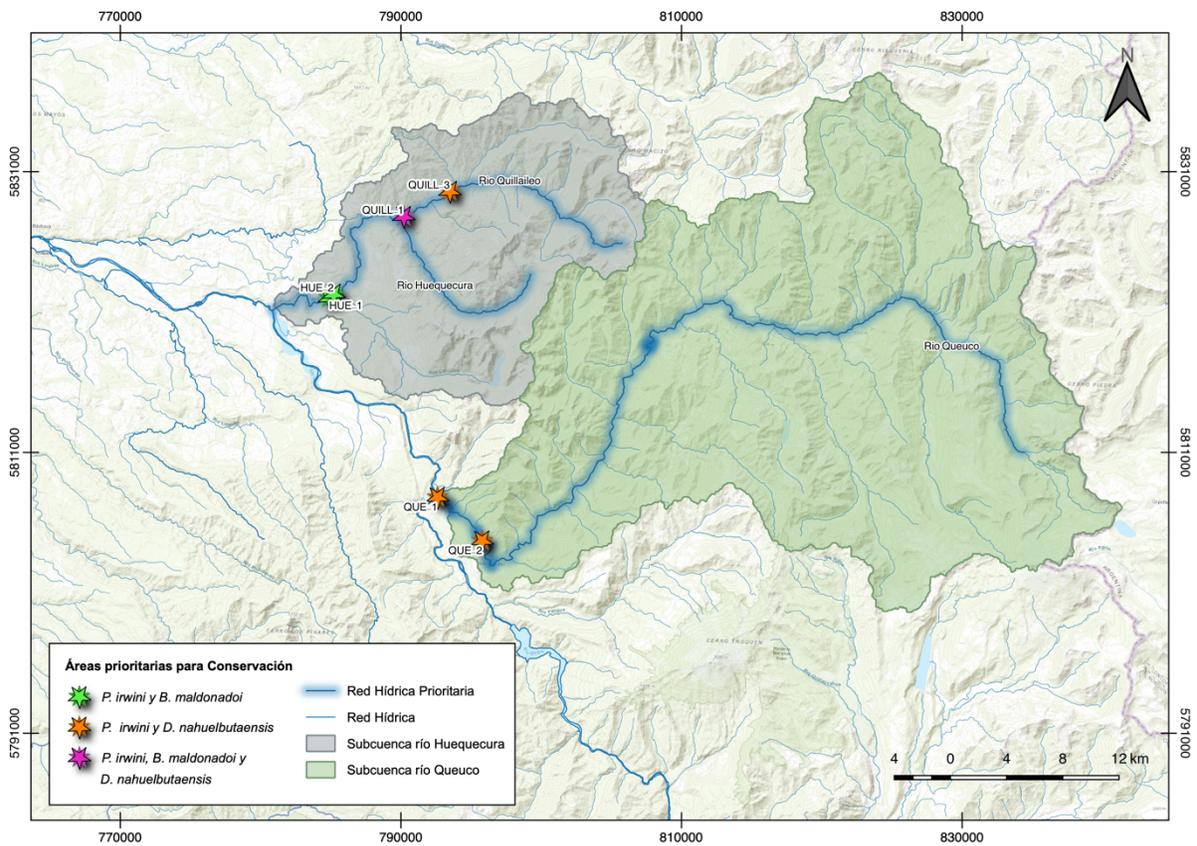


Figura 37. Propuesta final de áreas de conservación para las especies *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*.

6. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos mostraron que la cuenca del río Biobío alberga poblaciones de *Percilia irwini*, *Bullockia maldonadoi* y *Diplomystes nahuelbutaensis*, pero su distribución difiere dependiendo de la especie. *Percilia irwini* se distribuye ampliamente en todas las estaciones seleccionadas, mientras que no es el caso para *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*. Por un lado, *B. maldonadoi* se encontró principalmente en el río Biobío, en las estaciones de la parte media – baja de la cuenca y en las confluencias de los ríos Quilme y Mininco con el Biobío. Excepcionalmente, se encontró en los ríos Huequecura y Quillaileo. Por otro lado, *D. nahuelbutaensis* se encontró en la mayoría de los tributarios con importantes poblaciones en los ríos Laja, Queuco y Quilme. Sin embargo, actualmente no se encuentra de manera persistente en el curso principal del río Biobío.

Lo anterior representa una gran dificultad para proponer sitios de conservación que contengan la presencia de las tres especies. Considerando esta problemática se priorizó la selección de estaciones con las combinaciones de *P. irwini* con *B. maldonadoi* y *P. irwini* con *D. nahuelbutaensis*, obteniéndose 16 estaciones que presentaron las mayores abundancias y frecuencias de ocurrencia de las especies objetivo. De estas 16 estaciones, finalmente 10 estaciones, distribuidas en los ríos Huequecura, Queuco, Quillaileo y Quilme se consideran factibles para establecer áreas de protección, basadas en las abundancias y frecuencia de ocurrencia. Las seis estaciones restantes se ubican en los cursos principales de los ríos Biobío y Laja, por lo que no resultan adecuadas para proponerlas como áreas de conservación. Ello, debido principalmente a la complejidad de definir tramos en estos sistemas fluviales de gran envergadura, que se encuentran sometidos a los impactos directos, acumulativos y sinérgicos de innumerables actividades antrópicas aguas arriba y en la propia cuenca hidrográfica del río Biobío. No obstante, sí se considera necesario implementar otras medidas de manejo para las poblaciones de *P. irwini* y *B. maldonadoi* en las estaciones del río Biobío y para las poblaciones de *P. irwini* y *D. nahuelbutaensis* en el río Laja, dada su precaria condición actual en la cuenca.

Con el fin de que las áreas de conservación resulten efectivas, su delimitación no sólo debe considerar propios de las especies objetivo a conservar, sino que, además, y de manera muy relevante, las condiciones socioecológicas del área que se desea proteger. En este estudio, el análisis de aspectos sociales, tales como los derechos de aprovechamiento de agua, proyectos ingresados al SEIA, uso de suelo y presencia de comunidades indígenas, permitieron determinar que las subcuencas más favorables para definir áreas de conservación corresponden a las subcuencas de los ríos Queuco y Huequecura.

En términos ecológicos, en la subcuenca del río Queuco se encuentran poblaciones significativas de *P. irwini* y *D. nahuelbutaensis*, mientras que en la subcuenca del río Huequecura se distribuyen las tres especies, específicamente en el río Huequecura se encuentran poblaciones de *P. irwini* y *B. maldonadoi*; y en el río Quillaileo la excepcional

estación que presenta las tres especies en conjunto, además de una estación con *P. irwini* y *D. nahuelbutaensis*.

En relación con los aspectos sociales, la subcuenca del río Queuco resulta la más apropiada para ser establecida como área de conservación del ecosistema fluvial. Con respecto a los derechos de agua, si bien se han otorgado más de 20 derechos de agua no consuntivos, la mayoría especificados para energía hidroeléctrica, hasta la fecha no se han presentado proyectos de esta índole al SEIA. No obstante, está en la palestra el proyecto Carretera Hídrica, de la Corporación Reguemos Chile, el cual es una amenaza futura a este ecosistema fluvial, ya que se pretende captar aguas del río Queuco para transportarlas hacia la región de Atacama. Sobre el uso de suelo, es la subcuenca que presenta el menor porcentaje de plantaciones forestales y terrenos agrícolas, predominando el bosque nativo y matorrales arborescentes y praderas con abundancia de especies nativas. Asimismo, es la que presenta la mayor presencia de comunidades indígenas, con seis comunidades mapuches – pehuenches que se distribuyen en toda la subcuenca.

En este último aspecto es relevante mencionar el gran beneficio de la presencia de comunidades indígenas en pos de la mantención y conservación de la biodiversidad. Los territorios indígenas contienen un estimado del 80% de los ecosistemas sanos todavía existentes en la Tierra (Watanabe, 2008) y se ha registrado que el declive de la biodiversidad en tierras de pueblos indígenas es más lento que en el resto del planeta (IPBES, 2019). Los conocimientos y las prácticas de los pueblos indígenas y de las comunidades locales han permitido la conservación de la biodiversidad en sus territorios a lo largo del tiempo (Toledo, 2013), por lo que se considera fundamental su presencia a la contribución de la conservación de los peces y el ecosistema fluvial de la subcuenca del río Queuco.

En la subcuenca del río Huequecura igualmente predomina el bosque nativo, aunque hay una mayor presencia de plantaciones forestales en la zona baja de la subcuenca. No se encontraron comunidades indígenas registradas en CONADI. Esta subcuenca, que incluye los ríos Huequecura y Quillaileo, presenta más de 40 derechos de agua otorgados, considerando ambos ríos; número preocupante si se considera que cuatro empresas de generación de energía hidroeléctrica son titulares de la mayoría de los derechos no consuntivos otorgados. De hecho, el proyecto “Pequeña Central Hidroeléctrica de Pasada Huequecura” se encuentra actualmente en calificación en el SEIA. Esta central se instalaría en las cercanías de la confluencia de los ríos Huequecura y Quillaileo, por el río Huequecura. Si se llegase a construir, este proyecto afectaría gravemente las poblaciones de *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* que se identificaron en estos ríos. Este proyecto no considera medidas de mitigación para estas especies. Más aun, ni siquiera considera que la perturbación de las especies ícticas sea un impacto significativo, lo cual es incomprensible debido a que son especies en categoría de conservación En Peligro, las cuales verán fragmentado y alterado su hábitat por la disminución del caudal producto de

la operación de la central. Es fundamental la protección de esta subcuenca, debido a que es uno de los escasos sitios en que se encuentran estas tres especies en conjunto.

La subcuenca del río Quilme, tiene características similares a la subcuenca del río Huequecura en términos de uso de suelo y derechos de aprovechamiento de aguas. Con respecto al uso de suelo predomina el bosque nativo, pero existe una mayor presencia de plantaciones forestales y terrenos agrícolas. Por su parte, casi la totalidad de los derechos otorgados son no consuntivos. En relación con los proyectos que pudiesen afectar este sistema fluvial, ya se encuentra aprobada y en fase de construcción la “Central Hidroeléctrica Rucalhue”. Esta central hidroeléctrica modificará 1.2 km del río Quilme desde la confluencia con el río Biobío hacia aguas arriba, afectando directamente por lo menos dos de los cuatro sitios identificados como prioritarios para la conservación de las tres especies objetivo en el río Quilme. La central Rucalhue inundará 2.4 hectáreas en la parte baja de la subcuenca, cambiando las características naturales del río a un sistema más bien léntico. Por este motivo, en esta propuesta no se considera la subcuenca del río Quilme para la propuesta final de áreas de conservación. Sin embargo, se considera de gran importancia la mantención de las poblaciones ícticas existentes aguas arriba del futuro embalse Rucalhue.

En el escenario actual de la cuenca del río Biobío, las subcuencas prioritarias propuestas (Queuco y Huequecura), ya se encuentran con una conectividad totalmente alterada debido a la presencia de dos centrales hidroeléctricas con embalse. Si bien el río Queuco mantiene conectividad con el curso principal, este se encuentra fragmentado por la instalación de las centrales hidroeléctricas Pangué aguas arriba y Angostura aguas abajo del río Biobío. Así es también el caso para el río Huequecura, que además se encuentra embalsado en su tramo final al confluir con el río Biobío por consecuencia de la central Angostura. Los efectos que generan estas barreras artificiales han sido descritos para la especie *P. irwini* en la cuenca del río Biobío, evidenciándose la reducción de su abundancia, restricción del flujo genético y posibles extinciones locales en tramos de los ríos Laja y Biobío fragmentados por centrales hidroeléctricas (Valenzuela-Aguayo *et al.*, 2020). No se han estudiado los efectos de las barreras antrópicas para *B. maldonadoi* o *D. nahuelbutaensis*, pero se prevé que deben ser semejantes y quizás aun más perjudiciales al ser especies de baja densidad poblacional y diversidad genética en comparación con *P. irwini*.

Bajo esta compleja situación de fragmentación de hábitat en los sistemas fluviales de las subcuencas de los ríos Huequecura y Queuco, y en general en toda la cuenca del río Biobío (Díaz *et al.*, 2019), se plantean dos medidas para mitigar estos impactos. Por un lado, son necesarios estudios genéticos de las especies objetivo para conocer el efecto de la fragmentación poblacional entre los subsistemas fluviales de la cuenca del río Biobío. Esto permitirá comprender cómo se distribuye la variabilidad genética entre estos sistemas de agua dulce y, por ende, se pueden diseñar estrategias sólidas de gestión y de conservación de las poblaciones fragmentadas espacialmente (Valenzuela-Aguayo *et al.*, 2020). Por otro

lado, se deben considerar translocaciones de las especies objetivo. La translocación es una herramienta útil para restituir las abundancias de poblaciones que han disminuido su número a escala local y también para conservar especies de alto valor ambiental (Habit, Victoriano, & Parra, 2002). En Chile Habit *et al.* (2002) realizaron acciones de repoblamiento en el río Laja, donde se transfirieron ejemplares de *D. nahuelbutaensis*, *P. irwini* y *T. areolatus* para mitigar el impacto generado por la interrupción del libre desplazamiento debido a la construcción y operación de la central hidroeléctrica Rucúe. Esta experiencia resultó exitosa con una alta sobrevivencia de las tres especies, superior al 90% durante todas las etapas de la campaña (Habit *et al.*, 2002). Esto sugiere que, por lo menos para *P. irwini* y *D. nahuelbutaensis*, medidas como la translocación resultan beneficiosas como esfuerzos para la conservación de estas especies.

Igualmente, se propone como medida fundamental la elaboración de un plan de seguimiento detallado para las poblaciones de *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* encontradas en estos ríos. Asimismo, es necesario extender los muestreos a otros ríos y/o tramos donde pudieran persistir poblaciones de las especies objetivo, en especial para *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* que mostraron una distribución restringida en comparación con *P. irwini*. De igual manera, si las áreas propuestas fueran declaradas áreas protegidas, deberán contar con un Plan de Manejo apropiado, que no solo considere la conservación de estas especies ícticas, sino de todo el socio-ecosistema fluvial.

Otra amenaza importante que se desprende de los resultados es la amplia presencia de especies exóticas como la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y la trucha café (*Salmo trutta*) en los tributarios del río Biobío. Estos salmónidos presentan un alto nivel de adaptación a aguas frías bien oxigenadas (Peredo-Parada *et al.*, 2009), por lo que es común encontrarlas en ríos más bien andinos como los ríos Huequecura, Queuco, Quilme y Quillaileo en la cuenca del río Biobío. La ictiofauna nativa se encuentra bajo una constante presión por parte de estas especies introducidas y los efectos negativos van desde depredación hasta competencia por el uso de hábitats y fuentes de alimento (Habit *et al.*, 2015). Los efectos de la invasión de salmónidos han sido estudiados principalmente para ríos y lagos patagónicos por Arismendi *et al.* (2009), Habit *et al.* (2015) y Soto *et al.* (2006) pero no hay estudios específicos para la cuenca del río Biobío. Se ha descrito que en la zona patagónica los impactos de salmónidos son mayores en ecosistemas fluviales que en ecosistemas lacustres, debido fundamentalmente a la menor oferta de refugios que presentan los ríos en comparación con los lagos (Habit *et al.*, 2010). Lo anterior podría indicar mayores presiones para las especies nativas, y en especial para las especies de este estudio, que habitan en los sistemas fluviales de la cuenca del río Biobío.

En ese sentido, es necesario tomar medidas para reducir las abundancias y/o erradicar estas especies invasoras. Si bien en la actualidad no se conocen mecanismos totalmente efectivos para la erradicación de especies exóticas en zonas donde han sido introducidas, las acciones van encaminadas a limitar su propagación a zonas aún no invadidas y a la

reducción de las poblaciones existentes (Elvira & Almodóvar, 2019). También, en esta línea es necesaria la prevención y educación ambiental a la población, en especial en las comunidades indígenas y locales de las áreas prioritarias definidas (subcuencas de los ríos Huequecura y Queuco), sobre los riesgos y efectos nocivos de la introducción de especies exóticas y la importancia de la conservación de especies nativas. Este es un permanente conflicto entre objetivos de conservación de las especies nativas, las que no tienen un “uso”, versus las poblaciones de salmónidos que son valoradas socialmente por su valor recreativo y de consumo.

Las medidas de manejo presentadas no son exclusivas de las áreas definidas como prioritarias para la conservación de las especies objetivo, también deben ser aplicadas en los sitios de manejo identificados en el río Laja y en el río Biobío. En estos sitios, otra medida factible de implementar es la restauración de hábitats fluviales en los tramos de los tributarios y del cauce principal.

Para finalizar, este trabajo da cuenta de la urgencia de tomar medidas activas para la protección y conservación de las poblaciones de *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* que aun persisten en la cuenca del río Biobío. Sin duda la combinación de las distintas presiones antrópicas de la cuenca, como la construcción y operación de centrales hidroeléctricas, cambios en el uso de suelo, invasión de especies exóticas, extracción de agua para riego, contaminación por efluentes, entre otras, han mermado las poblaciones existentes de estas especies de peces nativas. En este sentido, las poblaciones presentes en las subcuencas propuestas como áreas de conservación se ven aun más amenazadas por los distintos proyectos hidroeléctricos y de trasvase de aguas que se pretenden construir. Se espera que esta propuesta sea considerada por la institucionalidad ambiental vigente y que las áreas de conservación definidas puedan instaurarse legalmente como figuras de protección según lo establecido en la legislación chilena.

7. CONCLUSIÓN

En el presente estudio se lograron proponer dos áreas de conservación para las especies de peces *Percilia irwini*, *Bullockia maldonadoi* y *Diplomystes nahuelbutaensis*. La primera corresponde a la subcuenca del río Queuco, que mantiene poblaciones de *P. irwini* y *D. nahuelbutaensis*, y la segunda corresponde a la subcuenca del río Huequecura, la cual presenta poblaciones de *P. irwini* y *B. maldonadoi* en el río Huequecura y poblaciones de las tres especies objetivo en el río Quillaileo.

La subcuenca del río Quilme también se había considerado como posible área de conservación para las tres especies objetivo, pero fue descartada al momento de analizar la viabilidad de protegerla. Esto debido especialmente a la inminente construcción de la central hidroeléctrica Rucalhue. Este proyecto modificará todo el sector de la confluencia de los ríos Quilme y Biobío, inundando por lo menos dos de los cuatro sitios prioritarios que se identificaron en el río Quilme.

Adicionalmente a las áreas de conservación propuestas, se establecieron sitios de importantes para la conservación de las especies *P. irwini* y *B. maldonadoi* ubicados en tramos del río Biobío, y para *P. irwini* y *D. nahuelbutaensis* en el río Laja, los cuales no se consideraron como sitios prioritarios para definir áreas de conservación debido principalmente a la complejidad que representan estos grandes sistemas fluviales sometidos a impactos acumulativos y sinérgicos generados por las distintas actividades antrópicas.

Si bien las áreas de conservación corresponden a los sitios donde las especies objetivo se encontraron con los mejores valores de abundancias y frecuencias de ocurrencia, no están libres de presiones como la fragmentación de hábitat y la presencia de especies exóticas invasoras. Debido a esto, y con el fin de aumentar los esfuerzos de conservación se indicaron distintas medidas de manejo para estas áreas. Las más relevantes son un plan de seguimiento de las poblaciones de *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*, estudios genéticos para conocer el efecto de la fragmentación en estas especies, translocaciones o repoblamiento de las especies objetivo y medidas orientadas a la erradicación de las especies invasoras como la trucha arcoíris y la trucha café.

Finalmente, este estudio da cuenta de lo gravemente amenazadas que se encuentran las especies *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis*. Si bien existen sitios en los ríos Queuco, Huequecura y Quillaileo donde se mantienen relativamente abundantes y persistentes, actualmente existen diversos proyectos que terminarían por lapidar estas poblaciones de peces, como ocurrirá en el río Quilme. Por lo anteriormente expuesto, se hace apremiante tomar medidas para conservar y proteger las poblaciones de *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* que aun persisten en la cuenca del río Biobío.

8. REFERENCIAS

- Acreman, M., Hughes, K. A., Arthington, A. H., Tickner, D., & Dueñas, M. A. (2019). Protected areas and freshwater biodiversity: a novel systematic review distils eight lessons for effective conservation. *Conservation Letters*, 13, 1–14. <https://doi.org/10.1111/conl.12684>
- Aguayo, M., & Félez, J. (2020). Dinámica del uso del suelo en la cuenca del río Biobío. En EULA-CHILE Evolución y perspectivas a 30 años de su creación, 63-71.
- Alamo, R. (2021). Estudio de Impacto Ambiental "Pequeña Central Hidroeléctrica de Pasada Huequecura". Disponible en https://seia.sea.gob.cl/expediente/ficha/fichaPrincipal.php?modo=normal&id_expediente=2150709224
- Amstein, S. (2016). Los humedales y su protección jurídica en Chile (tesis de pregrado). Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Arismendi, I., Soto, D., Penaluna, B., Jara, C., Leal, C., & León-Muñoz, J. (2009). Aquaculture, non-native salmonid invasions and associated declines of native fishes in Northern Patagonian lakes. *Freshwater Biology*, 54(5), 1135–1147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02157.x>
- Arthington, A. H., Finlayson, C. M., & Pittock, J. (2018). Freshwater ecological principles. In *Freshwater Ecosystems in Protected Areas: Conservation and Management* (pp. 34–53). <https://doi.org/10.4324/9781315226385>
- Beltrán-Concha, M., Muñoz-Ramírez, C., Ibarra, J., & Habit, E. (2012). Análisis de la dieta de *Diplomystes* (Siluriformes: Diplomystidae) de Chile. *Gayana*, 76(2), 102–111. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382012000300003>
- Bruder, A., Tonolla, D., Schweizer, S. P., Vollenweider, S., Langhans, S. D., & Wüest, A. (2016). A conceptual framework for hydropowering mitigation. *Science of the Total Environment*, 568, 1204–1212. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.032>
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), 492–507. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>
- Campos, H., Dazarola, G., Dyer, B. S., Fuentes, L., Gavilán, J. F., Huaquín, L., ... 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.
- Ceppi, P. (2013). Estudio de Impacto Ambiental "Central Hidroeléctrica Rucalhue". Disponible en https://seia.sea.gob.cl/expediente/ficha/fichaPrincipal.php?modo=normal&id_expediente=2128925735
- CGIAR - CSI (2004). SRTM 90m DEM Digital Elevation Database. Disponible en

<https://srtm.csi.cgiar.org/srtmdata/>

- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Clarke, K. R., & Ainsworth, M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92(3), 205–219. <https://doi.org/10.3354/meps092205>
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). PRIMER v6: User Manual. *Plymouth Marine Laboratory, Plymouth*.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd edition. Primer-E, Plymouth. *Plymouth, United Kingdom: PRIMER-E*, 172.
- Comisión Nacional de Desarrollo Indígena. (2020) Sistema Integrado de Información CONADI SIIC. Disponible en <http://siic.conadi.cl>
- Comisión Nacional de Energía. (2018). Infraestructura de datos espaciales. Disponible en <http://energiamaps.cne.cl/#>
- Decreto Supremo No 82. Reglamento de Suelos, Aguas y Humedales de la Ley No 20.283. Ministerio de Agricultura, publicado el 11 de febrero de 2011.
- Díaz, G., Arriagada, P., Górski, K., Link, O., Karelavic, B., Gonzalez, J., & Habit, E. (2019). Fragmentation of Chilean Andean rivers: Expected effects of hydropower development. *Revista Chilena de Historia Natural*, 92(1), 1–13. <https://doi.org/10.1186/s40693-019-0081-5>
- Dirección General de Aguas. (2021). Registro público de Derechos de Aprovechamientos de Aguas. Disponible en https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/derechos_historicos/Paginas/default.aspx
- Dollar, E. S. J., James, C. S., Rogers, K. H., & Thoms, M. C. (2007). A framework for interdisciplinary understanding of rivers as ecosystems. *Geomorphology*, 89, 147–162. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.07.022>
- Dudley, N. (2008). Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.
- Dudley, N., Juffe Bignoli, D., & Kettunen, M. (2018). What is different about freshwater protected areas? In *Freshwater Ecosystems in Protected Areas: Conservation and Management*, 70–83.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Dyer, B. (2000). Systematic Review and Biogeography of the Freshwater Fishes of Chile.

Estudios Oceanológicos, 19, 77–98.

- Elvira, B., & Almodóvar, A. (2019). El Problema De Los Peces De Agua Dulce Invasores En España. *Especies Invasoras*, (7), 107–122.
- Figueroa, R., Parra, O., & Díaz, M. E. (2020). La cuenca hidrográfica del río Biobío. En EULA-CHILE Evolución y perspectivas a 30 años de su creación, 91-137.
- Finlayson, C. M., Arthington, A. H., & Pittock, J. (2018). Freshwater ecosystems in protected areas: A synthesis. In *Freshwater Ecosystems in Protected Areas: Conservation and Management*, 1-16.
- Fuentes, R. (3 de septiembre de 2019). El agua del Biobío no sobra: científicos y comunidad local rechazan Carretera Hídrica. Radio UChile. Recuperado 29 de marzo de 2021, de <https://radio.uchile.cl/2019/09/03/el-agua-del-rio-biobio-no-sobra-cientificos-y-comunidad-local-rechazan-proyecto-de-carretera-hidrica/>
- Gleick, P. H. (1996). Water resources. In *Encyclopedia of Climate and Weather*, Oxford University Press, New York, USA, 817–823.
- Habit, E., & Victoriano, P. (2005). Peces de agua dulce de la Cordillera de la Costa. In *Historia, Biodiversidad y Ecología de la Cordillera de la Costa de Chile* (pp. 392–406). Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- Habit, E. (2005). Aspectos de la biología y hábitat de un pez endémico de Chile en peligro de extinción (*diplomystes nahuelbutaensis* Arratia, 1987). *Interciencia*, 30(1), 8–11.
- Habit, E., & Belk, M. C. (2007). Threatened fishes of the world: *Percilia irwini* (Eigenmann 1927) (Perciliidae). *Environmental Biology of Fishes*, 78(3), 213–214. <https://doi.org/10.1007/s10641-006-0014-4>
- Habit, E., Belk, M. C., & Parra, O. (2007). Response of the riverine fish community to the construction and operation of a diversion hydropower plant in central Chile. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17(1), 37–49. <https://doi.org/10.1002/aqc.774>
- Habit, E., Díaz, G., & Manosalva, A. (2020). Peces nativos del río Biobío: 30 años después. En EULA-CHILE Evolución y perspectivas a 30 años de su creación, 139- 155.
- Habit, E., Dyer, B., & Vila, I. (2006). Estado de conocimiento de los peces dulceacuicolas de Chile. *Gayana*, 70(1), 100–113. <https://doi.org/10.4067/s0717-65382006000100016>
- Habit, E., García, A., Díaz, G., Arriagada, P., Link, O., Parra, O., & Thoms, M. (2019). River science and management issues in Chile: Hydropower development and native fish communities. *River Research and Applications*, 35(5), 489–499. <https://doi.org/10.1002/rra.3374>
- Habit, E., González, J., Ortiz-Sandoval, J., Elgueta, A., & Sobenes, C. (2015). Efectos de la invasión de salmónidos en ríos y lagos de Chile. *Ecosistemas*, 24(1), 43–51.

<https://doi.org/10.7818/re.2014.24-1.00>

- Habit, E., Górski, K., Alò, D., Ascencio, E., Astorga, A., Colin, N., Contador, T., de los Ríos, P., Delgado, V., Dorador, C., Fierro, P., García, K., Parra, O., Quezada-Romegialli, C., Ried, B., Rivera, P., Soto-Azat, C., Valdovinos, C., Vera-Escalona, I. y Woelfl, S. (2019). Biodiversidad de Ecosistemas de Agua Dulce. Mesa Biodiversidad-Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación. 64 páginas.
- Habit, E., Piedra, P., Ruzzante, D. E., Walde, S. J., Belk, M. C., Cussac, V. E., ... Colin, N. (2010). Changes in the distribution of native fishes in response to introduced species and other anthropogenic effects. *Global Ecology and Biogeography*, 19(5), 697–710. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00541.x>
- Habit, E., Victoriano, P. F., & Parra, O. (2002). Translocación de peces nativos en la cuenca del río Laja (Región del Biobío, Chile). *Gayana (Concepción)*, 66(2), 181–190.
- Hermoso, V., Abell, R., Linke, S., & Boon, P. (2016). The role of protected areas for freshwater biodiversity conservation: challenges and opportunities in a rapidly changing world. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(April), 3–11. <https://doi.org/10.1002/aqc.2681>
- Hermoso, V., Filipe, A. F., Segurado, P., & Beja, P. (2018). Freshwater conservation in a fragmented world: Dealing with barriers in a systematic planning framework. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(1), 17–25. <https://doi.org/10.1002/aqc.2826>
- IPBES. (2019). Informe de la Evaluación Mundial sobre la Diversidad Biológica y de los Servicios de los Ecosistemas. In *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the intergovernmental*.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept. *International Large River Symposium*, (September 1989), 110–127.
- Kingsford, R. T. & Biggs, H.C. (2011). Adaptive management guidelines for effective conservation of freshwater ecosystems in and around protected areas of the world. IUCN WCPA Freshwater Taskforce, Australian Wetlands and Rivers Centre, Sydney.
- Laboratorio de Ecología y Conservación de Peces de Agua Dulce LEC-PAD. (2020). Base de datos Biobío.
- Ley No 19.362. Crea un Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. Ministerio de Agricultura, publicada el 27 de diciembre de 1984.
- Ley No 20.017. Modifica el Código de Aguas. Ministerio de Obras Públicas, publicada el 16 de junio de 2005.
- Lundberg, J. G., Kottelat, M., Smith, G. R., Stiassny, M. L. J., & Gill, A. C. (2000). So Many Fishes, So Little Time: An Overview of Recent Ichthyological Discovery in Continental Waters. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 87(1), 26.

<https://doi.org/10.2307/2666207>

- Magurran, A. (2004). Measuring Biological Diversity - Chapter 2. *Measuring Biological Diversity*, 18–215.
- MMA. (2020). Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas. Recuperado el 30 de junio de 2020 de: <https://mma.gob.cl/biodiversidad/servicio-de-biodiversidad-y-areas-protegidas/>
- Ministerio de Agricultura.(2021). Catastro de uso de suelo y vegetación (CONAF). Disponible en <https://ide.minagri.gob.cl/geoweb/2019/11/22/planificacion-catastral/>
- Möller, P., & Muñoz-Pedrerros, A. (2014). Legal protection assessment of different inland wetlands in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 87(1), 1–13. <https://doi.org/10.1186/s40693-014-0023-1>
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. In *M&T – Manuales y Tesis SEA*.
- Muñoz-Ramírez, C., Jara, A., Beltran-Concha, M., Zuñiga-Reinoso, A., Victoriano, P., & Habit, E. (2010). Distribución de la familia Diplomystidae (Pisces: Siluriformes) en Chile: nuevos registros. *Boletín de Biodiversidad de Chile*, 4, 6–17.
- Murphy, B. R., Willis, D. W., & Springer, T. A. (1991). The Relative Weight Index in Fisheries Management: Status and Needs. *Fisheries*, 16(2), 30–38. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1991\)016<0030:trwiif>2.0.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1991)016<0030:trwiif>2.0.co;2)
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(February), 853–858. Retrieved from www.nature.com
- Peredo-Parada, M., Martínez-Capel, F., Garófano-Gomez, V., Atenas, M., & Riestra, F. (2009). Base De Datos Eco-Hidrologica De Los Rios De Chile: Una Herramienta De Gestion Para Los Ecosistemas Acuaticos. *Gayana (Concepción)*, 73(1), 119–129. <https://doi.org/10.4067/s0717-65382009000100015>
- Poff, N. L. (2019). A river that flows free connects up in 4D. *Nature*, 569, 201–202.
- Proyecto de ley que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas, Boletín 9.404-12.
- Spoerer, K. (2016). *Nueva mirada al Derecho de Aprovechamiento de Aguas en Chile, a la luz de los principios del Derecho Medio Ambiental* (tesis de pregrado). Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reyes, P. R., & Torres-Florez, J. P. (2009). Diversidad, distribución, riqueza y abundancia de condrictios de aguas profundas a través del archipiélago patagónico austral, Cabo de Hornos, Islas Diego Ramírez y el sector norte del paso Drake. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44(1), 243–251. <https://doi.org/10.4067/s0718->

19572009000100025

- Rojas, P., Vila, I., Habit, E., & Castro, S. A. (2019). Homogenization of the freshwater fish fauna of the biogeographic regions of Chile. *Global Ecology and Conservation*, 19, e00658. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00658>
- Soto, D., Arismendi, I., González, J., Sanzana, J., Jara, F., Jara, C., ... Lara, A. (2006). Southern Chile, trout and salmon country: Invasion patterns and threats for native species. *Revista Chilena de Historia Natural*, 79(1), 97–117. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2006000100009>
- Thorp, J.H. (2009). Models of Ecological Processes in Riverine Ecosystems. *Encyclopedia of Inland Waters*, 1, 448–455. <https://doi.org/10.1016/b978-012370626-3.00264-7>
- Thorp, James H., Thoms, M. C., & Delong, M. D. (2006). The riverine ecosystem synthesis: Biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications*, 22(2), 123–147. <https://doi.org/10.1002/rra.901>
- Tickner, D., Opperman, J. J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A. H., Bunn, S. E., ... Young, L. (2020). Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *BioScience*, 70(4), 330–342. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002>
- Toledo, V. M. (2013). Indigenous Peoples and Biodiversity. *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition*, (January 1999), 269–278. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00299-9>
- Valdovinos, C., & Parra, O. (2006). La Cuenca del Río Biobío. Historia Natural de un Ecosistema de uso Múltiple. *Publicaciones Centro EULA*, 1–25. Retrieved from <http://www.eula.cl/images/stories/documentos/3.pdf>
- Valenzuela-Aguayo, F., McCracken, G. R., Manosalva, A., Habit, E., & Ruzzante, D. E. (2020). Human-induced habitat fragmentation effects on connectivity, diversity, and population persistence of an endemic fish, *Percilia irwini*, in the Biobío River basin (Chile). *Evolutionary Applications*, 13(4), 794–807. <https://doi.org/10.1111/eva.12901>
- Vila, I., Contreras, M., & Fuentes, L. (1996). Reproducción de *Diplomystes nahuelbutaensis* Arratia 1987 (Pises: Diplomystidae). *Gayana, Oceanología*, 1987(April 2015), 4(2):-129-173.
- Vila, I., & Habit, E. (2015). Current situation of the fish fauna in the Mediterranean region of Andean river systems in Chile. *Fishes in Mediterranean Environments*, 2(2015), 1–19. <https://doi.org/10.29094/fishmed.2015.002>
- Ward, J. V. (1989). The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1), 2–8.
- Watanabe, Y. (2008). Comunidades indígenas y biodiversidad medioambiente. *Fondo Para El Medio Ambiente Mundial*, 1–40.

9. ANEXOS

Tabla Anexo 1. Abundancia promedio (promedio \pm desviación estándar) de especies *P. irwini*, *B. maldonadoi* y *D. nahuelbutaensis* en cada estación. Las estaciones marcadas con (*) sólo consisten en un muestreo, por lo tanto, el valor corresponde a la abundancia no a la abundancia promedio.

Río	Estación	<i>P. irwini</i>	<i>B. maldonadoi</i>	<i>D. nahuelbutaensis</i>
Biobío	BB-1	8.00 \pm 5.94	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Biobío	BB-2	21.83 \pm 33.20	16.83 \pm 14.08	0.00 \pm 0.00
Biobío	BB-3	24.50 \pm 25.50	2.33 \pm 2.25	0.00 \pm 0.00
Biobío	BB-4	13.50 \pm 10.03	0.67 \pm 1.21	0.00 \pm 0.00
Biobío	BB-5	31.00 \pm 13.04	8.50 \pm 11.13	0.17 \pm 0.41
Biobío	BB-6	25.50 \pm 12.90	11.33 \pm 8.94	0.17 \pm 0.41
Biobío	BB-7	19.20 \pm 17.91	0.40 \pm 0.89	0.20 \pm 0.45
Biobío	BB-8	12.25 \pm 9.84	1.00 \pm 1.41	0.00 \pm 0.00
Biobío	BB-9	7.80 \pm 3.35	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Biobío	BB-10*	125.00 \pm 0.00	2.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Biobío	BB-11*	17.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Biobío	BB-12*	2.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Biobío	BB-13	3.67 \pm 2.31	0.00 \pm 0.00	0.33 \pm 0.58
Biobío	BB-14	7.75 \pm 8.30	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Biobío	BB-15	6.00 \pm 3.16	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Biobío	BB-16	15.67 \pm 11.69	0.00 \pm 0.00	0.17 \pm 0.41
Huequecura	HUE-1	11.33 \pm 6.31	5.33 \pm 4.46	0.00 \pm 0.00
Huequecura	HUE-2	14.17 \pm 3.87	3.00 \pm 2.83	0.17 \pm 0.41
Huequecura	HUE-3	12.00 \pm 5.66	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Huequecura	HUE-4	7.33 \pm 2.58	0.67 \pm 1.21	1.00 \pm 1.55
Huequecura	HUE-5	3.20 \pm 1.92	0.00 \pm 0.00	0.40 \pm 0.55
Huequecura	HUE-6	14.67 \pm 7.94	0.50 \pm 0.55	0.00 \pm 0.00
Laja	LA-1	9.00 \pm 3.61	0.00 \pm 0.00	1.00 \pm 1.00
Laja	LA-2	23.75 \pm 1.71	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Laja	LA-3	31.75 \pm 16.11	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Laja	LA-4	47.50 \pm 16.90	0.00 \pm 0.00	7.25 \pm 10.63
Laja	LA-5	11.50 \pm 6.35	0.00 \pm 0.00	1.25 \pm 2.50
Laja	LA-6	50.75 \pm 12.82	0.00 \pm 0.00	0.50 \pm 1.00
Laja	LA-7	41.25 \pm 26.86	0.00 \pm 0.00	3.00 \pm 2.16
Lirquén	LIR-1	7.50 \pm 3.83	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Lirquén	LIR-2	2.20 \pm 1.79	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Mininco	MIN-1	10.00 \pm 8.88	0.00 \pm 0.00	0.17 \pm 0.41
Mininco	MIN-2	7.33 \pm 6.11	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Mininco	MIN-3	1.20 \pm 0.45	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Queuco	QUE-1	8.67 \pm 5.50	0.00 \pm 0.00	3.00 \pm 2.45
Queuco	QUE-2	31.17 \pm 11.05	0.00 \pm 0.00	2.50 \pm 2.17
Queuco	QUE-3	43.00 \pm 48.57	0.00 \pm 0.00	0.67 \pm 0.58
Quilme	QUI-1*	31.00 \pm 0.00	3.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Quilme	QUI-2*	17.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Quilme	QUI-3*	23.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	8.00 \pm 0.00
Quilme	QUI-4	13.00 \pm 6.00	0.00 \pm 0.00	4.33 \pm 3.14
Quilme	QUI-5	14.50 \pm 3.83	0.00 \pm 0.00	2.17 \pm 2.64

Quilme	QUI-6	9.00 ± 6.20	0.00 ± 0.00	0.17 ± 0.41
Quillaileo	QUILL-1	16.67 ± 3.44	1.33 ± 2.34	3.50 ± 4.72
Quillaileo	QUILL-2	5.67 ± 3.27	0.00 ± 0.00	0.50 ± 1.22
Quillaileo	QUILL-3	9.00 ± 6.20	0.00 ± 0.00	2.17 ± 2.32
Rucúe	RU-1	10.25 ± 4.11	0.00 ± 0.00	2.50 ± 3.70

Tabla Anexo 2. Índices de diversidad de cada grupo definido por el análisis de Cluster. S: Riqueza de especies (número de especies), N: número total de individuos, H': Índice de diversidad de Shannon – Weaver, J': Índice de equidad de Pielou, d: índice de riqueza de Margalef.

Grupo	S	N	H'	J'	d
A	4	214	0.17 ± 0.16	0.57 ± 0.30	0.62 ± 0.32
B	8	2015	0.54 ± 0.22	0.74 ± 0.22	1.20 ± 0.63
C	5	44	0.50 ± 0.13	0.74 ± 0.13	1.05 ± 0.26
D	6	400	0.40 ± 0.05	0.75 ± 0.17	1.03 ± 0.22
E	8	5164	0.48 ± 0.13	0.76 ± 0.13	0.99 ± 0.33

Tabla Anexo 3. Índices de diversidad de cada estación.

S: Riqueza de especies (número de especies), N: número total de individuos, H': Índice de diversidad de Shannon – Weaver, J': Índice de equidad de Pielou, d: índice de riqueza de Margalef. Las estaciones marcadas con (*) sólo registraron un muestreo.

Estación	S	N	H'	J'	d
BB-1	8	208	0.54 ± 0.22	0.74 ± 0.22	1.20 ± 0.63
BB-2	5	366	0.51 ± 0.09	0.81 ± 0.10	0.92 ± 0.18
BB-3	6	268	0.52 ± 0.13	0.72 ± 0.13	1.17 ± 0.32
BB-4	5	125	0.36 ± 0.13	0.67 ± 0.18	0.96 ± 0.34
BB-5	7	492	0.62 ± 0.07	0.82 ± 0.07	1.11 ± 0.19
BB-6	7	506	0.51 ± 0.09	0.68 ± 0.10	1.11 ± 0.22
BB-7	7	171	0.48 ± 0.21	0.76 ± 0.22	1.18 ± 0.52
BB-8	5	116	0.38 ± 0.16	0.71 ± 0.15	0.81 ± 0.39
BB-9	5	98	0.45 ± 0.18	0.72 ± 0.17	1.09 ± 0.39
BB-10*	3	128	0.05 ± 0.00	0.11 ± 0.00	0.41 ± 0.00
BB-11*	2	20	0.18 ± 0.00	0.61 ± 0.00	0.33 ± 0.00
BB-12*	2	3	0.28 ± 0.00	0.92 ± 0.00	0.91 ± 0.00
BB-13	5	44	0.40 ± 0.05	0.75 ± 0.17	1.03 ± 0.22
BB-14	4	45	0.19 ± 0.22	0.73 ± 0.09	0.84 ± 0.34
BB-15	6	93	0.47 ± 0.32	0.84 ± 0.06	1.08 ± 0.76
BB-16	8	216	0.56 ± 0.10	0.82 ± 0.11	1.24 ± 0.48
HUE-1	7	230	0.49 ± 0.08	0.73 ± 0.16	1.12 ± 0.28
HUE-2	9	541	0.62 ± 0.09	0.76 ± 0.09	1.32 ± 0.25
HUE-3	4	292	0.36 ± 0.09	0.74 ± 0.20	0.62 ± 0.21
HUE-4	6	131	0.49 ± 0.17	0.82 ± 0.09	1.03 ± 0.48
HUE-5	5	131	0.38 ± 0.06	0.67 ± 0.11	0.87 ± 0.22
HUE-6	5	236	0.43 ± 0.05	0.72 ± 0.06	0.82 ± 0.16
LA-1	6	69	0.43 ± 0.22	0.75 ± 0.08	0.96 ± 0.43
LA-2	5	155	0.44 ± 0.04	0.76 ± 0.10	0.82 ± 0.32
LA-3	3	181	0.29 ± 0.05	0.62 ± 0.10	0.53 ± 0.04
LA-4	6	313	0.38 ± 0.10	0.64 ± 0.05	0.68 ± 0.26
LA-5	6	119	0.59 ± 0.10	0.85 ± 0.07	1.19 ± 0.27
LA-6	5	387	0.48 ± 0.03	0.69 ± 0.04	0.88 ± 0.04
LA-7	5	310	0.49 ± 0.05	0.76 ± 0.10	0.83 ± 0.10
LIR-1	6	237	0.50 ± 0.10	0.85 ± 0.05	0.82 ± 0.27
LIR-2	5	211	0.36 ± 0.09	0.63 ± 0.14	0.77 ± 0.20
MIN-1	6	219	0.48 ± 0.16	0.74 ± 0.21	1.08 ± 0.43
MIN-2	6	73	0.63 ± 0.09	0.86 ± 0.08	1.36 ± 0.15
MIN-3	5	116	0.50 ± 0.07	0.84 ± 0.06	1.05 ± 0.29
QUE-1	6	212	0.61 ± 0.07	0.86 ± 0.03	1.18 ± 0.10
QUE-2	7	379	0.56 ± 0.12	0.74 ± 0.13	1.13 ± 0.13
QUE-3	6	211	0.52 ± 0.14	0.73 ± 0.23	1.11 ± 0.20

QUI-1*	5	50	0.49 ± 0.00	0.70 ± 0.00	1.02 ± 0.00
QUI-2*	2	18	0.09 ± 0.00	0.31 ± 0.00	0.35 ± 0.00
QUI-3*	5	47	0.58 ± 0.00	0.82 ± 0.00	1.04 ± 0.00
QUI-4	5	201	0.54 ± 0.12	0.86 ± 0.12	0.95 ± 0.18
QUI-5	6	173	0.54 ± 0.10	0.81 ± 0.07	1.14 ± 0.28
QUI-6	5	141	0.50 ± 0.07	0.79 ± 0.11	1.13 ± 0.24
QUILL-1	6	239	0.50 ± 0.11	0.74 ± 0.08	1.04 ± 0.31
QUILL-2	5	287	0.32 ± 0.07	0.55 ± 0.09	0.75 ± 0.15
QUILL-3	5	214	0.52 ± 0.04	0.81 ± 0.08	0.98 ± 0.20
RU-1	5	251	0.48 ± 0.07	0.71 ± 0.10	0.92 ± 0.12

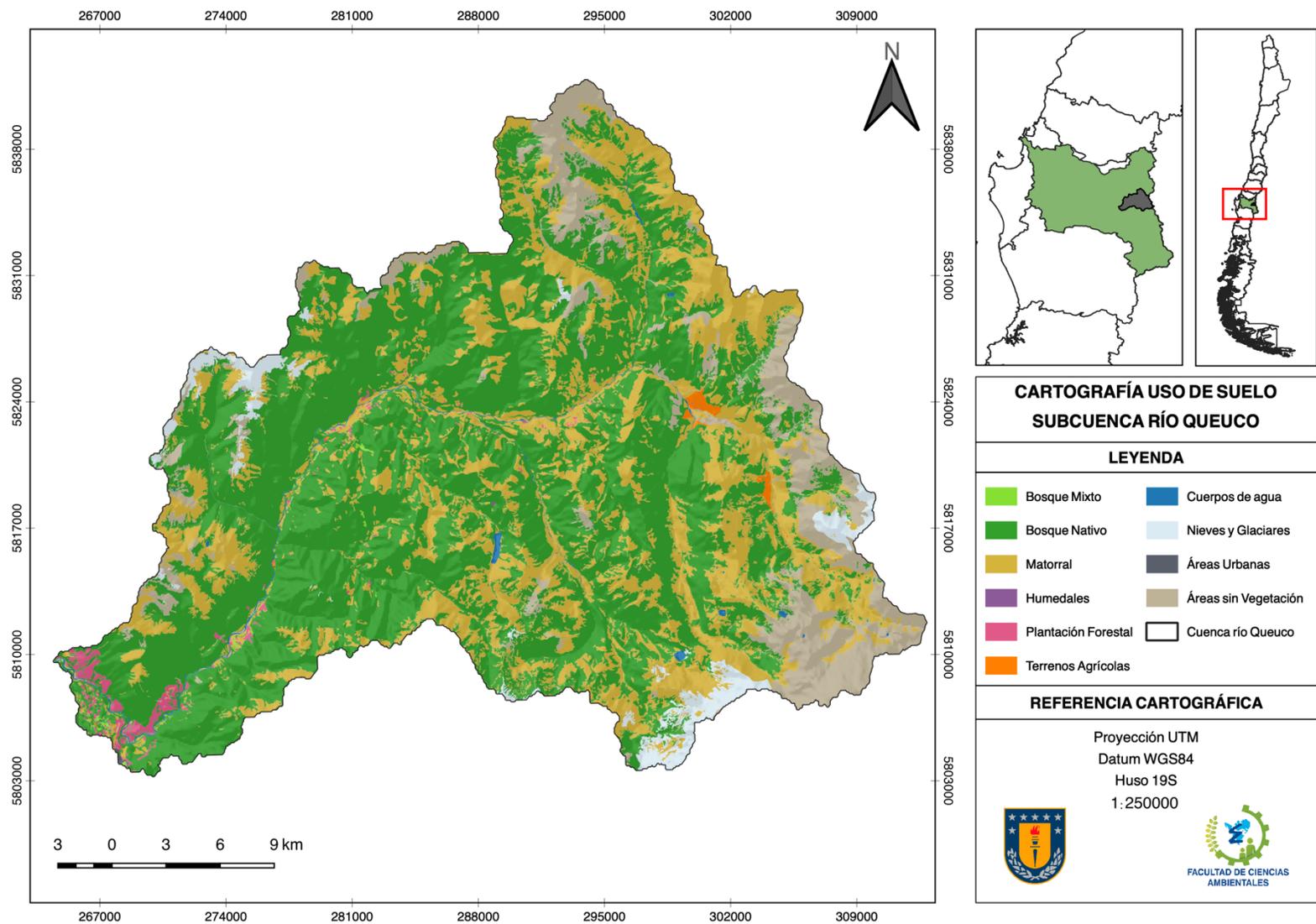


Figura Anexo 1. Cartografía uso de suelo subcuena río Queuco.

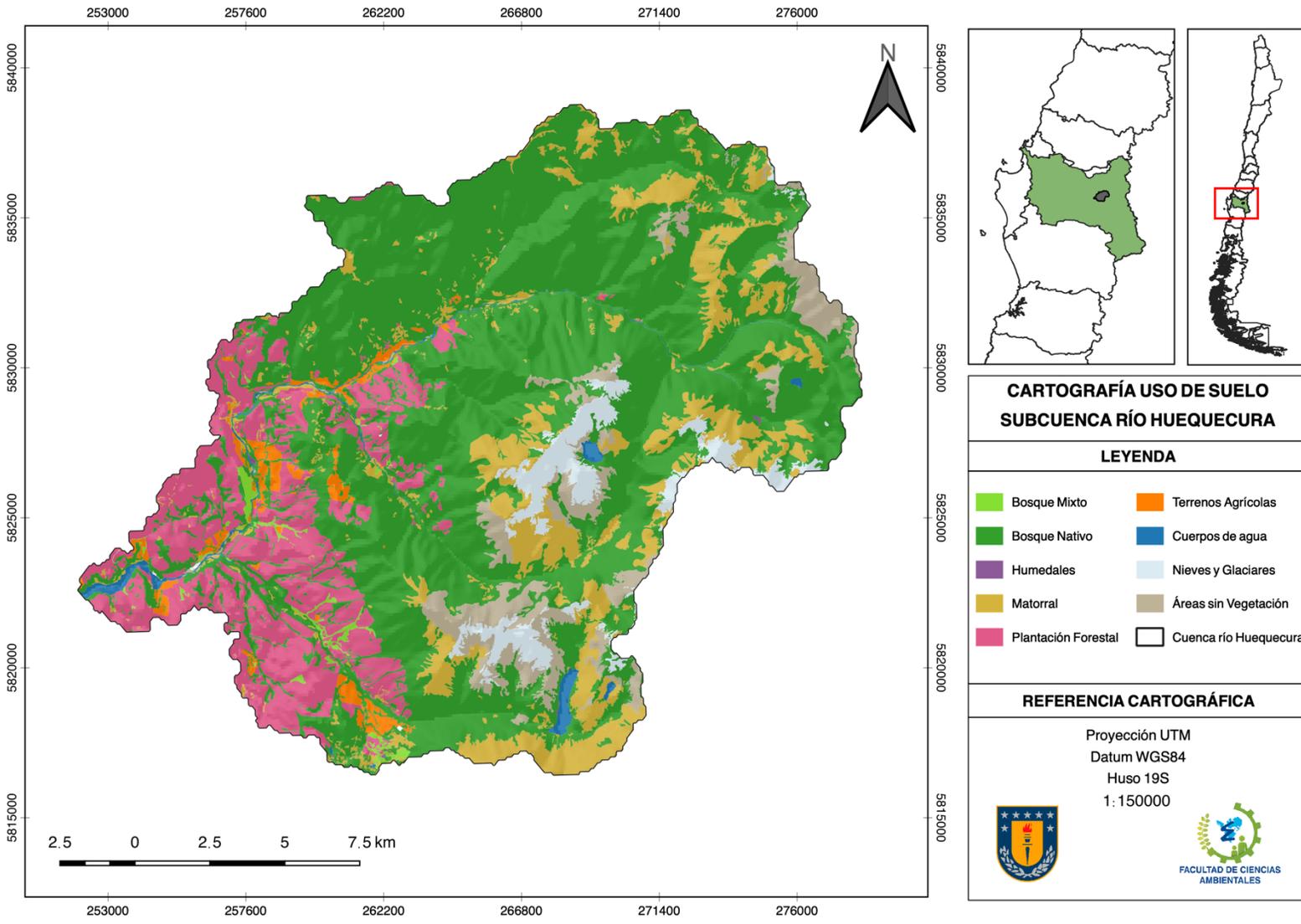


Figura Anexo 3. Cartografía uso de suelo subcuena río Huequecura.

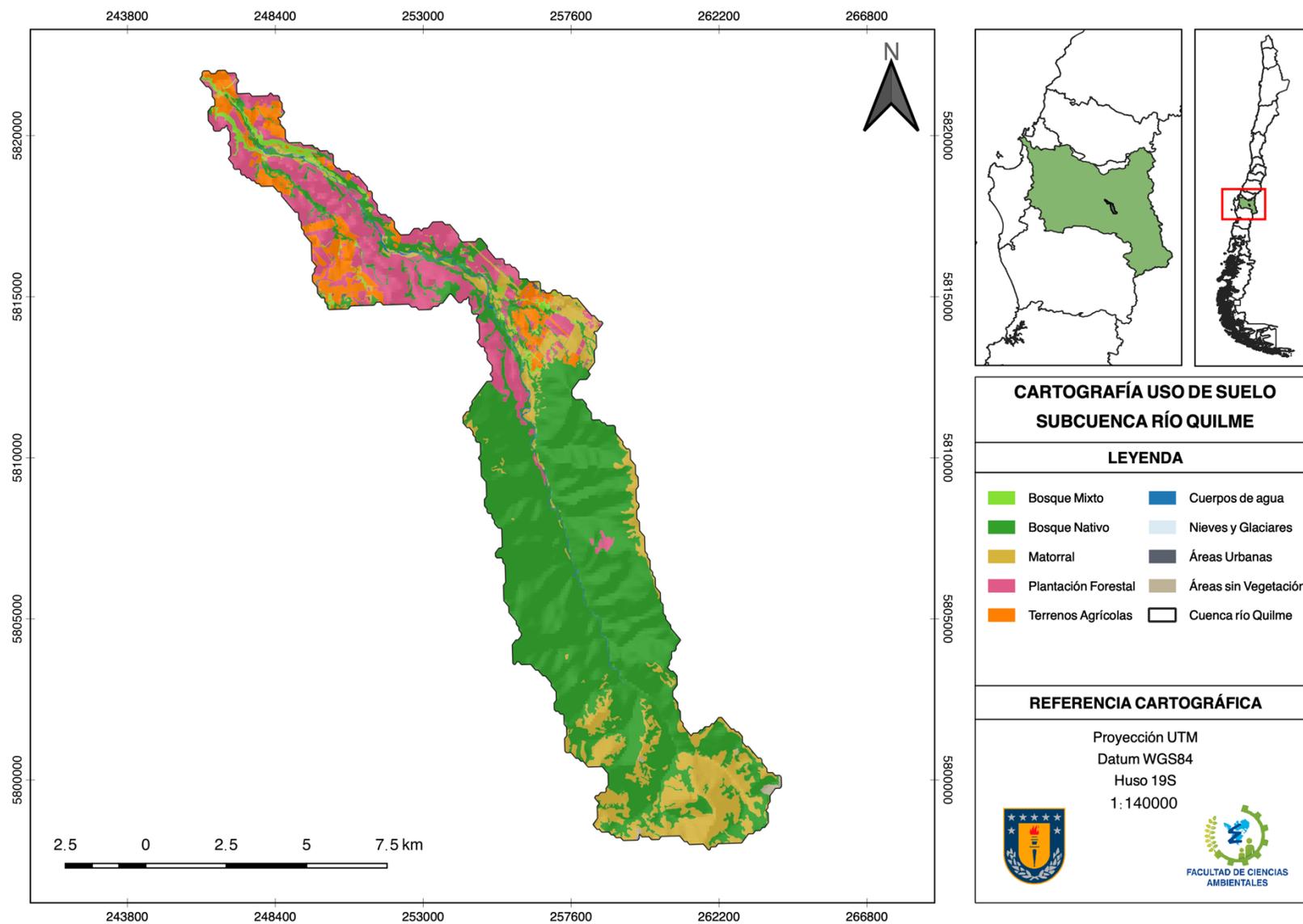


Figura Anexo 3. Cartografía uso de suelo subcuenca río Quilme.

