



Universidad de Chile
Escuela de Pregrado
Carrera de Geografía

EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LA ZONA DE RIBERA DE LA QUEBRADA EL BATRO. EL QUISCO, REGIÓN DE VALPARAÍSO.

Memoria para optar al título de Geógrafo.

Matías Guerra Lira.

Profesor guía: Rodrigo Vargas Rona.

Santiago de Chile, 2023.

A Sandra

Mi madre

Resumen

El continuo avance de los límites urbanos y las permanentes presiones que ejercen las actividades antrópicas sobre las áreas naturales han provocado grandes perjuicios sobre los ecosistemas. Las quebradas costeras de la zona central de Chile albergan vegetación única en el mundo, y al día de hoy muchas de ellas están desprovistas de protección ante las presiones antrópicas y ambientales, quedando expuestas a la degradación y fragmentación.

Este estudio busca contribuir en el conocimiento de estos ecosistemas, específicamente el de la Quebrada El Batro, una microcuenca ubicada en la comuna de El Quisco, Región de Valparaíso, que en los últimos años ha despertado el interés de comunidades locales, que le asignan un gran valor ecológico, social y cultural.

La presente investigación solo fue posible gracias al trabajo colaborativo con el Colectivo Defensa Quebrada El Batro, organización local que lleva años gestionando acciones que apuntan a la restauración y conservación de los ecosistemas de la quebrada.

Abstract

The continuous advance of urban limits and the permanent pressures exerted by anthropic activities on natural areas have caused great damage to ecosystems. The coastal streams of the central zone of Chile harbor unique vegetation in the world, and today many of them are unprotected from anthropogenic and environmental pressures, leaving them exposed to degradation and fragmentation.

This study seeks to contribute to the knowledge of these ecosystems, specifically that of the Quebrada El Batro, a micro-watershead located in the district of El Quisco, Valparaíso Región, which in recent years has aroused the interest of local communities, the ones that assign it a great ecological, social and cultural value.

The present research was only possible thanks to the collaborative work with the Colectivo Defensa El Batro, a local organization that has been managing actions aimed at the restoration and conservation of the stream's ecosystems for years.

Índice de contenidos

Agradecimientos.....	2
Resumen.....	3
Abstract.....	3
Índice de contenidos.....	4
Índice de cartografías.....	5
Índice de figuras.....	6
Índice de tablas.....	6
Índice de anexos.....	7
Capítulo 1: Presentación.....	8
1.1 Introducción.....	8
1.2 Planteamiento del problema geográfico.....	10
1.3 Estado del asunto.....	12
1.3.1 Zona de ribera.....	12
1.3.2 Bosque esclerófilo mediterráneo costero con subtipo higrófilo.....	13
1.3.3 Suelo.....	14
1.3.4 Degradación y fragmentación de los ecosistemas.....	15
1.3.5 Integridad.....	15
1.3.6 Estado Ecológico.....	15
1.3.7 Índices de evaluación.....	15
1.3.8 Interacción planta-animal.....	16
1.3.9 Restauración Ecológica.....	16
1.2 Área de estudio.....	17
1.3 Objetivos.....	19
Capítulo 2: Planteamiento Metodológico.....	20
2.1 Método de descripción del ecosistema forestal esclerófilo mediterráneo costero.....	20
2.2 Métodos de Evaluación del Estado Ecológico.....	20
2.2.1 Índice de calidad de Bosque de ribera o QBR.....	21
2.2.2 Índice de Shannon.....	21

2.2.3 Índice de erosión – Estimación de tipo de erosión predominante.....	23
2.2.4 Grado de erosión.....	24
2.2.5 Cartografía de pendientes y clasificación.....	25
2.2.6 Niveles de degradación.....	26
2.2.7 Resumen de índices escogidos.....	27
2.3 Definición de áreas de muestreo.....	28
Capítulo 3: Resultados.....	29
3.1.1 Ecosistema forestal en un estado original potencial.....	29
3.1.2 Categorización de áreas de la microcuenca.....	29
3.2 Salud Global de la zona de ribera – resultados de índices.....	31
3.2.1 Índice QBR.....	31
3.2.2 Biodiversidad de especies leñosas.....	36
3.2.3 Biodiversidad de avifauna en la zona de ribera.....	41
3.2.4 Erosión de suelo.....	46
3.2.5 Situación hídrica de la Quebrada El Batro.....	51
3.2.6 Calidad de agua.....	52
3.2.7 Situación planta elevadora de aguas servidas (PEAS).....	54
3.2.8 Situación Especies Exóticas Invasoras (EEI).....	56
3.3 Estado de degradación de la zona de ribera de la Quebrada El Batro.....	57
Capítulo 4: Discusión, conclusiones y recomendaciones.....	60
4.1 Discusión.....	60
4.2 Conclusiones.....	62
4.3 Recomendaciones.....	65
Bibliografía.....	68
Anexos.....	74
Índice de Cartografías	
Cartografía n° 1: Área de Estudio.....	19
Cartografía n° 2: Resultados índice QBR.....	35
Cartografía n° 3: Resultados índice de Shannon para vegetación leñosa.....	40

Cartografía n° 4: Resultados índice de Shannon para avifauna.....	45
Cartografía n° 5: Pendientes – tipo de erosión predominante por área de muestreo.....	48
Cartografía n° 6: Cárcavas sector Las Marinas.....	50
Cartografía n° 7: Contaminación de aguas.....	55

Índice de figuras

Figura n° 1: Esquema de ecosistema ribereño.....	12
Figura n° 2: Tipos de erosión.....	24
Figura n° 3: Niveles de degradación de Whisenant (1999)	27
Figura n° 4: Fotografía humedal de desembocadura.....	33
Figura n° 5: Fotografía humedal de desembocadura.....	33
Figura n° 6: Fotografía transecto 6.....	33
Figura n° 7: Fotografía transecto 6.....	33
Figura n° 8: Fotografía transecto 2.....	34
Figura n° 9: Fotografía transecto 3.....	34
Figura n° 10: Porcentaje de abundancia de especies leñosas.....	37
Figura n° 11: Porcentaje de abundancia de especies de aves.....	42
Figura n° 12: Fotografía de barreras para obstaculizar el paso de vehículos.....	47
Figura n° 13: Erosión de tipo surcos a causa del paso de vehículos.....	47
Figura n° 14: Cárcava.....	49
Figura n° 15: Cárcava.....	49
Figura n° 16: Gráfico de precipitaciones Punta Panul, San Antonio.....	52
Figura n° 17: Registro de coloración rojiza/marrón de las aguas.....	53
Figura n° 18: Cámara de desagüe de la PEAS.....	55
Figura n° 19: Figura N° 18: Descripción de la normativa vigente en Chile, en base al Reglamento de Suelos, Aguas y Humedales de la Ley 20.283.....	61

Índice de tablas

Tabla n° 1: Servicios ecosistémicos de las zonas de ribera de las quebradas.....	13
Tabla n° 2: QBR.....	21
Tabla n° 3: Rangos del índice de diversidad de Shannon.....	22

Tabla n° 4: Rangos de erosión por porcentaje.....	25
Tabla n° 5: Clasificación de pendientes según umbrales morfodinámicos.....	26
Tabla n° 6: Resumen de índices.....	27
Tabla n° 7: Resumen de resultados de evaluación de calidad de bosque de ribera.....	32
Tabla n° 8: Resumen de especies leñosas según su origen.....	36
Tabla n° 9: Resumen de biodiversidad de especies leñosas.....	39
Tabla n° 10: Porcentaje de especies de aves según su origen.....	41
Tabla n° 11: Resumen de biodiversidad de avifauna.....	44
Tabla n° 12: Tipo de erosión predominante y grado de erosión por área de muestreo.....	48
Tabla n° 13: Información cárcavas.....	50
Índice de anexos:	
Anexo n° 1: Ficha de terreno QBR.....	76
Anexo n° 2: Ficha de terreno registro vegetación leñosa.....	78
Anexo n° 3: Ficha de terreno registro avifauna.....	79
Anexo n° 4: Catastro de vegetación leñosa.....	80
Anexo n° 5: Catastro de avifauna.....	81
Anexo n° 6: Resumen Resultados.....	82

Capítulo 1: Presentación

1.1 Introducción.

En el contexto del progresivo crecimiento urbano y la disminución de los espacios naturales, la conservación y restauración de los ecosistemas se ha vuelto un tema de primera importancia para la geografía moderna. Este trabajo busca ser un aporte para el conocimiento de las áreas silvestres de la zona central del país, específicamente del litoral central, las cuales durante las últimas décadas han disminuido de forma sostenida, siendo sometidas, por causas antrópicas, a la fragmentación y degradación.

Son diversos los estudios que han documentado los efectos negativos de las actividades humanas sobre los ecosistemas acuáticos y terrestres. La alteración de los cursos de agua, la contaminación con desechos, la fragmentación de la estructura vegetacional, transformando ecosistemas en verdaderos parches discontinuos, limitando el hábitat de diversidad de especies de flora y fauna, convierten a este tipo de estudios en una necesidad en el afán de revertir las condiciones actuales en que se encuentran dichas áreas, a fin de recuperar sus características y funcionalidad propias.

Este estudio tiene por objetivo evaluar el Estado Ecológico de la zona de ribera de la Quebrada El Batro, microcuenca hidrográfica ubicada en la comuna de El Quisco. Dicha quebrada ha despertado el interés de agrupaciones y colectivos del territorio, quienes reconocen la importancia de los servicios ecosistémicos que entrega a la comunidad, así como el reservorio genético de flora nativa y endémica que alberga, ya que se ubica en una ecorregión considerada un punto caliente o “hotspot” de biodiversidad a nivel mundial.

En cuanto a la metodología, en primera instancia se realizó una revisión bibliográfica de trabajos que han descrito y caracterizado los ecosistemas forestales de la zona central de Chile, específicamente sobre la vegetación mediterránea costera, con el fin de acercarse teóricamente en la descripción del ecosistema del área de estudio previo a la degradación antrópica.

La evaluación del estado ecológico de la zona de ribera se remitió a la aplicación de índices ampliamente reconocidos y utilizados en estudios ecológicos. Estos índices fueron aplicados con éxito por Vásquez (2018) y Zamorano (2021) en estudios de zonas de ribera de quebradas con cercanía geográfica, motivo por el cual se decidió su uso. A saber, los índices son: 1) **Calidad de Bosque de Ribera** o **QBR**, el cual evalúa cuatro dimensiones de la vegetación de ribera (Munné *et al.*, 1998): Cobertura, Estructura de la cobertura, Calidad de la cobertura y Grado de naturalidad. 2) **Índice de biodiversidad de Shannon**, que refleja la heterogeneidad de una comunidad en base al número de especies presentes y su abundancia relativa (Pla, 2006), de modo que permite **cuantificar la biodiversidad**, y es aplicable tanto a Flora como a Fauna. Y, por último, 3) Índice de erosión, a partir de la metodología propuesta por De la Maza *et al.*, (2014), con la cual se establecen parcelas de 10 m x 10 m, en las que se observa el área erosionada y el **tipo de erosión** predominante. Para definir los **grados de erosión** se utilizaron rangos establecidos a partir del Centro de información de Recursos Naturales (Flores *et al.*, 2013) y por el Reglamento de suelos, aguas y humedales de la Ley N° 20.293 promulgado el año 2010, sobre recuperación del

bosque nativo y fomento forestal. Por último, a partir de la observación de cárcavas en la zona media de la quebrada, del proceso erosivo activo que poseen, y en base a la magnitud, frecuencia, localización y su área de influencia, fueron descritas, analizadas y cartografiadas con material de apoyo. Con el fin de robustecer el análisis de erosión, se elaboró una cartografía de pendientes, que entrega características de la topografía de la quebrada. Para finalizar, y poder determinar el grado de degradación de la zona de ribera de la Quebrada el Batro, se utiliza como referencia el modelo conceptual de Whisenant (1999) como se citó en Bown y Pérez (2015).

Estos esfuerzos por conocer y caracterizar los componentes vegetacionales, al mismo tiempo que permite evaluar el estado actual de la Quebrada El Batro, posibilita contar con un conocimiento base para la comprensión de su ecosistema, aportando información técnico-científica que contribuya en el desarrollo de un plan de restauración que permita enfrentar la pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos. Diversos autores han planteado la necesidad de que *“las acciones de restauración se ajusten a la composición y estructura original de la cubierta vegetal, incluyendo las dinámicas de estos”* (Holl & Aide, 2011) como se citó en Romero *et al.*, 2014), ya que lo que buscan los planes de restauración es, precisamente, favorecer las dinámicas, interacciones y procesos ecológicos propios de los ecosistemas (Vargas, 2019), de modo que estos recuperen su funcionalidad.

Esta investigación solo fue posible gracias al trabajo colaborativo realizado en conjunto con el Colectivo Defensa el Batro, agrupación que lleva 3 años realizando labores de educación, cuidado y forestación de flora nativa y endémica en el área de estudio, con quien se efectuó gran parte de los catastros y levantamientos en terreno. Los objetivos de dicho Colectivo se alinean en el afán de dar visibilidad al potencial del ecosistema de la Quebrada El Batro, con lo cual se busca que el área se considere bajo alguna figura de protección ambiental.

1.2 Planteamiento del problema geográfico.

La comuna de El Quisco ha experimentado un aumento poblacional que entre 2002 y 2017 alcanzó una variación del orden del 68%, aumentando de 9.467 habitantes (INE, 2003) a 15.955 habitantes (INE, 2018). Cifra que a la fecha se estima ha continuado su crecimiento. Este incremento de población ha implicado una consecuente expansión del área urbana y mayores demandas de tierras, que se han traducido, entre otras cosas, en una disminución de los espacios naturales, así como también en la alteración de estos.

Existe un consenso general de que es la actividad antrópica la que genera las mayores perturbaciones en los espacios naturales (Bustamante *et al.*, 1995), toda vez que produce una serie de cambios en estructura y composición, alterando los procesos y funciones del medio biofísico en diferentes escalas (Carvajal *et al.*, 2016)

La creciente intervención antrópica sobre los paisajes naturales ha generado un proceso de degradación y fragmentación sobre el hábitat de diversidad de especies, afectando la intensidad y calidad de las interacciones biológicas (Bustamante *et al.*, 1995), proceso que ha derivado en la pérdida de biodiversidad, siendo la degradación y fragmentación de los bosques nativos uno de los problemas de mayor preocupación. La Ley 20.283 de Recuperación del bosque nativo y fomento forestal define al bosque nativo como un “*bosque formado por especies autóctonas, provenientes de generación natural, regeneración natural, o plantación bajo dosel con las mismas especies existentes en el área de distribución original, que pueden tener presencia accidental de especies exóticas distribuidas al azar*” (BCN, 2010). La cubierta de bosque nativo alcanzaba en 2021 los 14,73 millones de hectáreas (CONAF, 2021).

A causa de la fragmentación de los ecosistemas (o bien, la falta de conectividad entre estos) los procesos que se ven más afectados son aquellos que “*dependen de la transmisión en el paisaje*” (Gallardo, 2016), como lo pueden ser la propagación de semillas y la polinización. Motivo por el cual, la “*fragmentación*” podría ser determinante en la progresiva disminución de superficie de los bosques esclerófilos del Chile central, y de las posibilidades de propagación de los individuos renovales de estos (Vargas, 2019). De persistir estas condiciones, las proyecciones en términos de conectividad y degradación de estos ecosistemas son desfavorables, pudiendo implicar en una simplificación de sus componentes (Vargas, 2019).

Este complejo escenario de pérdida de biodiversidad a escala local y mundial, se suma a un período de grandes dificultades climáticas que experimentamos como humanidad. Las proyecciones del Ministerio del Medio Ambiente (MMA), anuncian un aumento en la temperatura para todo el territorio nacional en los próximos años. Siendo el escenario más favorable un aumento en la temperatura del orden de 0,5°C en la zona sur y de 1,5°C en la zona norte al 2030, y para el período 2031-2050 las proyecciones apuntan valores mayores que llegarían hasta 2°C en la zona norte (MMA, 2023). Se estima además una disminución de entre el 5% y 15% de las precipitaciones en la zona central, alcanzando un 20% para 2050 (MMA, 2023). Este último dato es sobretodo desalentador para el área de estudio, debido a que las microcuencas costeras de la zona central tienen un régimen pluvial, alimentándose exclusivamente de las precipitaciones captadas en el área.

Para enfrentar la pérdida de biodiversidad causada por la acción antrópica, y a causa de la alta concentración de especies endémicas que albergan ciertas áreas del planeta, se han establecido 35 Hotspot de biodiversidad a nivel mundial, los cuales están definidos por albergar un mínimo de *“1500 especies endémicas y haber sufrido la disminución de al menos el 70% de su vegetación nativa primaria”* (Critical Ecosystem Partnership Fund, 2022). Chile posee uno de estos hotspot de biodiversidad denominado **“Chilean winter rainfall-Valdivian forests”** en español Lluvias invernales chilenas-Bosques valdivianos (Critical Ecosystem Partnership Fund, 2023), y comprende *“desde la costa del Pacífico hasta las cumbres andinas entre los 25 y 47°S, incluyendo la estrecha franja costera entre los 25 y 19°S, más las islas de Juan Fernández, y algunos bosques adyacentes de Argentina”* (CONAMA, 2008). Alberga un total de 3.893 especies vegetales nativas, con un 50% de ellas endémicas del propio Hotspot (Echeverría *et al.*, 2017). Sin embargo, pese a pertenecer a uno de los Hotspot de Biodiversidad a nivel mundial, lo cual otorga una clara valoración a los atributos ecológicos del bosque esclerófilo de la zona central (Arancibia *et al.*, 2020), y pese a su endemismo y riqueza de especies, su representatividad en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNASPE) es bajo (Moreno-Chacón *et al.*, 2018)

Las zonas de ribera *“son sistemas de alta complejidad”* (Romero *et al.*, 2014). Al estar asociados a cuerpos de agua son el soporte de una importante biodiversidad florística y faunística. Las zonas de ribera de las microcuencas costeras de la zona central, se caracterizan por albergar especies del bosque esclerófilo mediterráneo costero, así como también del subtipo forestal higrófilo (Donoso, 1982). Este último posee similitudes con los bosques templados de la selva Valdiviana, resultado de migraciones ocurridas durante las glaciaciones pleistocénicas (Quintanilla & Morales, 2012). Este subtipo forestal crece en condiciones de humedad en los fondos de quebradas costeras, en las zonas pantanosas, con una vegetación arbórea con altura hasta 10 a 12 metros, con densas estructuras arbustivas y herbáceas. Estos bosques han sido explotados a tal nivel que muchos de ellos han sido eliminados, por lo que en el presente forman pequeños fragmentos muy vulnerables a las presiones antrópicas y ambientales, motivo por el cual *“muchos de ellos son considerados bosques relictos, puesto que su presencia corresponde con climas que predominaron hace unos 14.000 años”* (Teillier *et al.*, 2018).

Un primer estudio al área de interés permitió concluir de forma preliminar el carácter resistente de este reservorio genético a las presiones antrópicas en la Quebrada El Batro, pero que se manifiesta como una vegetación en disminución, y muy vulnerable a las condiciones de presión si estas perduran en el tiempo.

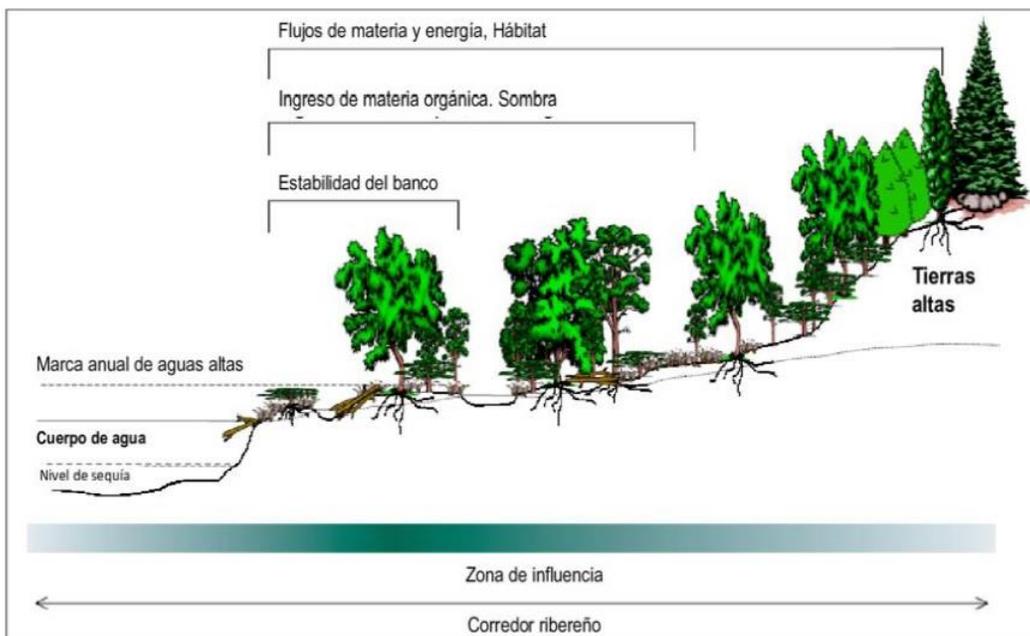
Desde hace unos años, el Colectivo Defensa El Batro lleva realizando actividades autogestionadas y autofinanciadas de restauración, educación y cuidado en la quebrada, denunciando la degradación a la que se ha visto expuesta parte importante de la zona de ribera a causa de la práctica de deportes motorizados y la proliferación de venta de terrenos como parcelaciones de agrado. Este estudio pretende ser un aporte en el conocimiento de la quebrada, entregando información técnico-científica que permitirá ejecutar con mayor claridad y eficiencia las acciones de restauración que se han propuesto, con el fin de revertir las condiciones de degradación en las que se encuentra, buscando robustecer y conservar sus características ecológicas, y los servicios ecosistémicos que otorga a la comunidad.

1.3 Estado del asunto

1.3.1 Zona de ribera.

Una **Zona de ribera** es aquella franja que se encuentra aledaña a cuerpos de agua (Becerra, 2013) temporales o permanentes, como ríos, lagos, humedales, esteros o afluentes. Las zonas de ribera son reconocidas como áreas de gran importancia ecológica, debido a que funcionan como una zona de transición entre ecosistemas acuáticos y terrestres (Ríos & Bailey, 2006 como se citó en Palma *et al.*, 2009), interfaz en la que ambos ecosistemas dialogan e interactúan a través de los flujos de energía y nutrientes (Londoño *et al.*, 2017) generando una relación de estrecha dependencia y reciprocidad (Zamorano, 2021).

Figura n° 1: Esquema típico de ecosistema ribereño



Fuente: Lara *et al.* (2013) en González (2020)

Las riberas se encuentran compuestas por tres elementos principales (Möller, 2011):

- 1) Un cuerpo de agua permanente o temporales.
- 2) Un área vegetada en la que ocurren flujos de materia y energía, hábitat de fauna, formación edáfica y retención hídrica.
- 3) Una zona de transición a las tierras altas.

Al estar asociado a cuerpos de agua, las condiciones de humedad crean un ambiente propicio para la presencia de masivas estructuras vegetacionales, que permiten el desarrollo de ecosistemas faunísticos y desempeñan una función crucial en la protección y estabilización de los suelos, márgenes de los ríos, esteros y quebradas, evitando la erosión y la pérdida de nutrientes. Sus densas coberturas vegetales contribuyen a mantener la integridad y biodiversidad de los ecosistemas dulceacuícolas y de fondo de quebradas.

Además de las funciones ecológicas que cumplen estos complejos sistemas, derivan también una larga lista de servicios ecosistémicos con los que las comunidades se ven beneficiados. Daily (1997) como se citó en Balvanera *et al.* (2007) define este concepto como “*las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies que lo constituyen sustentan y satisfacen a la vida humana*”. Tal como señala Vásquez (2018) las quebradas juegan un papel central en los sistemas urbanos ofreciendo una serie de servicios ecosistémicos, como por ejemplo ser albergue de una gran biodiversidad, reducir la contaminación acústica y regular el clima a escala local. Otros servicios ecosistémicos que brindan las zonas de ribera de las quebradas costeras de la zona central del país pueden ser revisadas a continuación en la tabla adjunta, los cuales han sido definidos en base a revisión bibliográfica de rigor:

Tabla n°1: Servicios Ecosistémicos de las zonas de ribera de las quebradas de la zona central de Chile.

	Servicios ecosistémicos de las zonas de ribera de las Quebradas costeras de la zona central
Regulación	Regulación del clima.
	Regulación en el ciclo del agua.
	Mejora en la calidad del aire.
	Disminución de la escorrentía superficial.
	Promueve la polinización por la alta vegetación.
	Morigeración de islas térmicas.
	Barrera natural ante la desertificación.
	Captación de CO2.
	Promueve la propagación y dispersión de semillas por la presencia de fauna.
	Mejora la calidad del agua a través de la retención de partículas y nutrientes.
Control de la erosión en sus márgenes.	
Soporte	Hábitat para diversidad de especies.
	Albergue y mantención de los ecosistemas.
	Producción de materia orgánica.
	Conectividad con zonas alejadas.
	Constitución de corredores biológicos.
Provisión	Liberación de oxígeno a la atmosfera.
	Recolección de frutos y hierbas medicinales.
	Agua.
Cultura	Valor paisajístico y turismo.
	Investigación y educación.
	Identidad.
	Espiritualidad.

Fuente: *Elaboración propia (2023)*, en base a Sabater (2009), Saunders y Hobbs (1991) en Sabater (2009), Vásquez (2018), González (2020)

1.3.2 Bosque Esclerófilo mediterráneo costero con subtipo higrófilo.

De acuerdo a la clasificación de pisos vegetacionales de Luebert & Pliscoff (2018), el tipo forestal dominante del área de estudio corresponde al Bosque y matorral esclerófilo mediterráneo costero, con subtipo forestal higrófilo (Donoso, 1982).

El Bosque esclerófilo mediterráneo costero se desarrolla en un clima mediterráneo con veranos secos y precipitaciones en la temporada de invierno. Las hojas coriáceas de este tipo de vegetación son duras y resistentes, permitiendo la conservación de agua para enfrentar la deshidratación durante los períodos estivales de sequía prolongada.

La vegetación arbórea característica de este tipo de bosque son las asociaciones de las especies *Peumus boldus*, *Cryptocaria alba*, *Lithraea caustica* y *Quillaya saponaria*. La humedad que caracteriza el fondo de quebrada, en la zona de ribera más próxima a las zonas de saturación e inundación, genera condiciones prósperas para el desarrollo del subtipo higrófilo (Donoso, 1982), en el cual se desarrollan especies tales como *Myrceugenia exsucca* y *Luma chequen*, y en las zonas más húmedas *Gunnera tinctoria* y *Blechnum chilense*.

Las laderas de las quebradas presentan distintas estructuras vegetacionales, las cuales están determinadas por las condiciones de aridez y humedad según su exposición al sol. De este modo la ladera de exposición norte alberga un matorral xerófilo, caracterizado por crecer en condiciones de altas temperaturas y severa aridez durante la mayor parte del año. Mientras en la ladera sur, las condiciones de humedad permiten la presencia del bosque esclerófilo costero.

1.3.3 Suelo.

El suelo es un sistema natural dinámico, organizado y complejo. Es el resultado de procesos formadores físicos, químicos y biológicos, que hacen posible la producción de biomasa, y es uno de los componentes primordiales de los ecosistemas terrestres (Gayoso *et al.*, 1999). El tiempo necesario para su formación es suficientemente largo como para ser considerado un recurso natural no renovable (Porta *et al.*, 2019).

Tal como menciona De la Maza (2014), que se describe su calidad en “*la capacidad de éste de funcionar, en un ecosistema definido, para sustentar la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y promover la salud animal y vegetal*”. La erosión del suelo, producida principalmente por el escurrimiento del agua y la salpicadura de las gotas de las precipitaciones, implica un impacto tal que ocasiona la pérdida de material orgánico e inorgánico, clave para el sustento de la vegetación. El suelo juega un papel central en los ecosistemas de zona de ribera, por lo que las afectaciones que sufra este disminuye la capacidad resiliente de los ecosistemas, propiciando su degradación.

Para el caso de las quebradas, las características del relieve y del clima, y la disparidad en la distribución anual de las precipitaciones, genera condiciones favorables para la erosión por la acción de la lluvia. A raíz de las mínimas y erráticas precipitaciones de verano, la vegetación disminuye dejando expuestos los suelos para que, con las primeras lluvias invernales, concentradas y torrenciales en los meses de junio y julio, se remueva la capa superficial (erosión laminar), condición que, al persistir, genera pequeñas disecciones en el terreno (Quintanilla & Morales, 2012) a través de pequeños canalículos que podrían evolucionar hasta transformarse en surcos y zanjas de mayor tamaño (Vargas, 2019).

1.3.4 Degradación y fragmentación de los ecosistemas.

El concepto degradación de los ecosistemas alude al deterioro, menoscabo o empeoramiento de los ecosistemas como consecuencia directa o indirecta de la acción antrópica. Este fenómeno engloba la destrucción de hábitats y sus componentes, la introducción de especies exóticas, o la contaminación del medio biofísico (hídrico-edáfico). La degradación de los ecosistemas repercute de forma negativa en la biodiversidad y equilibrio de los ecosistemas, así como también sobre los servicios ecosistémicos que otorgan (Vargas, 2019).

Por otro lado, la fragmentación puede entenderse como la *“transformación de un bosque continuo en unidades más pequeñas y aisladas entre sí, cuya área resultante es mucho menor a la del bosque original”* (Bizama et al., 2011). Según el autor, la fragmentación consta de tres fenómenos: 1) división del hábitat en porciones menores y discontinuas, 2) disminución del tamaño de los hábitats remanentes, 3) aislamiento progresivo de los parches.

1.3.5 Integridad.

Tal como menciona Parrish et al. (2003) este concepto se define como *“la capacidad de un sistema ecológico para sustentar y mantener una comunidad de organismos con una composición de especies, una diversidad y una organización funcional comparables a las de los hábitats naturales de una región”*. De este modo, un ecosistema tiene Integridad *“cuando sus elementos de composición, estructura y procesos ecológicos, ocurren dentro de un rango de naturalidad que le permite resistir y recuperarse de las perturbaciones ambientales naturales o de las presiones antrópicas”* (Wildlife Conservation Society, 2021).

1.3.6 Estado Ecológico.

En el escenario de fragmentación, degradación y pérdida de biodiversidad a nivel local y global, la comprensión del estado actual de los ecosistemas es una tarea de primera necesidad de las ciencias naturales. Esto, en miras de elaborar herramientas y métodos de mitigación de las presiones, que contribuyan en la preservación de la biodiversidad. Corrochano (2007) define el Estado Ecológico como una *“medida de la salud global del sistema, y es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas”*.

Por lo tanto, con el propósito de optimizar la gestión y ejecución de intervenciones dirigidas a la restauración ecológica, resulta imperativo conocer de forma detallada el medio biofísico en cuestión. Este requisito se fundamenta en que las acciones que se emprendan guarden estrecha relación y sean congruentes con las características del área a restaurar. De este modo, los recursos disponibles podrán ser utilizados de forma eficaz y eficiente, maximizando su contribución para satisfacer las necesidades de los distintos componentes del entorno, garantizando una intervención más precisa (Vargas, 2019).

1.3.7 Índices de Evaluación.

En este afán por conocer el estado de salud global actual de la Quebrada El Batro, se eligieron índices de amplio uso en estudios ecológicos, elección que estuvo determinada

además por los estudios realizados por Vásquez (2018) y Zamorano (2021), quienes utilizaron los índices a exponer en la medición del estado ecológico de quebradas y esteros de la zona central del país, motivo por el cual se decidió su uso en este estudio. Los índices escogidos corresponden al índice de calidad de Bosque de Ribera (QBR), índice de biodiversidad de Shannon, e índice de erosión de suelo. Todos estos índices se miden mediante una clasificación por rango según corresponda, lo que permite sistematizar los resultados arrojando una calificación.

1.3.8 Interacción planta-animal.

La compleja interrelación e interacción de mutualismo entre ambos reinos constituye la base funcional de los ecosistemas, toda vez que dependen entre sí para su reproducción. La importancia de evaluar la diversidad de aves tiene su argumento en que su presencia es representativa de un grado de salud de un ecosistema vegetal, pero también enfocado a las posibilidades que este tiene de reproducirse y perpetuarse. En los ecosistemas mediterráneos se estima que más de la mitad de la vegetación leñosa depende de la fauna para su reproducción, de modo que estas interacciones son determinantes en la funcionalidad de las comunidades que conforman los ecosistemas, *“cumpliendo un papel central en la evolución de la biodiversidad terrestre”* (Jordano, 2000; Thompson, 2006; como se cita en Medel *et al.*, 2009).

1.3.9 Restauración ecológica.

Este concepto se define como *“el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que ha sido dañado o destruido”* (Society for Ecological Restoration International - SER, 2004). La Restauración Ecológica como disciplina surge en la década de los 80', siendo Chile uno de los pioneros en América Latina. Con su nacimiento, surgió también la necesidad de contemplar que los esfuerzos y acciones de restauración tengan una perspectiva central en la resiliencia y la integridad de los procesos ecológicos de cada ecosistema a restaurar (Smith-Ramírez *et al.*, 2015).

En este sentido, es preciso señalar que las acciones que se gestionen, dependen por un lado del grado de degradación de los componentes, así como también del objetivo de restauración (en tanto composición). Es por ello que previo a la elaboración de un plan de restauración, son imperativos los estudios que caractericen los componentes vegetales originales del área en cuestión, así como también sobre estado actual de estos y sus dinámicas (Romero *et al.*, 2014).

El trabajo realizado durante la práctica profesional, junto a una revisión bibliográfica del contexto nacional respecto de la disminución y degradación de las áreas naturales, sus funciones, su biodiversidad, y los ecosistemas que albergan, permite establecer la pertinencia del concepto de Restauración Ecológica para este estudio, entendiendo que la Quebrada El Batro presenta evidencias de presión antrópica, que en la mayoría de las áreas se manifiesta con un claro deterioro. El Colectivo Defensa El Batro ha realizado actividades autogestionadas y autofinanciadas de plantación de especies nativas, convocando a la comunidad a ser parte de este objetivo bajo la premisa de la restauración ecológica y la mejora de las condiciones. La motivación de este estudio es ser un aporte para las futuras tareas que la comunidad y el Colectivo emprendan.

1.2 Área de Estudio: Quebrada El Batro, El Quisco.

El área de estudio corresponde a la **zona de ribera de la Quebrada El Batro**, microcuenca costera ubicada en el límite entre las comunas de El Quisco y Algarrobo, en la provincia de San Antonio, región de Valparaíso. Funciona como una división natural entre ambas comunas, y forma parte de un conjunto de quebradas del Litoral Central que en los últimos años ha impulsado a distintas comunidades de la zona a movilizarse por su protección ante la degradación ecológica que supone el crecimiento urbano y el retroceso de las áreas naturales. Al funcionar como un límite natural intercomunal, su área de influencia está dividida bajo el alero de las dos comunas, correspondiendo en mayor parte a la comuna de El Quisco. Pese a ello, este último antecedente es especialmente determinante en la parte alta de la quebrada, debido a que desde la comuna de Algarrobo se han manifestado importantes transformaciones en la composición y paisaje vegetal de la quebrada a partir de la parcelación y venta de terrenos aledaños, con claras diferencias respecto de la intensidad de las presiones antrópicas provenientes desde el sector sur, que corresponde a la comuna de El Quisco.

La caracterización geológica de la Quebrada El Batro según la Carta Geológica de Chile elaborada por el Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN), indica que corresponde a una unidad asociada al batolito costero compuesta por granitos, granodioritas, tonalitas, dioritas de hornblenda y biotita, relacionado al período Carbonífero-Pérmico (328-235 Ma) (SERNAGEOMIN, 2003). Se localiza en la unidad geomorfológica correspondiente a terrazas de abrasión marina producto de cambios en el nivel del mar y la tectónica de placas. Con una alta influencia en el modelamiento del paisaje a causa de la erosión de cuencas pluviales con cabecera en la Cordillera de la costa (I. M de El Quisco, 2022). Esta microcuenca se encuentra bajo la influencia del Clima templado de tipo mediterráneo costero, el cual está presente en toda la costa de la región (BCN, 2018), con precipitaciones que varían entre los 250 y 450 mm anuales, las cuales son características de la temporada de invierno. Son características las condiciones de alta humedad, con abundante nubosidad y vientos que predominan desde el sur y suroeste (Quintanilla y Morales, 2012).

Las aguas que transporta la Quebrada El Batro provienen de las precipitaciones en el área, por lo que posee un régimen pluvial. Estas precipitaciones se concentran históricamente entre los meses de junio, julio y agosto, y drenan desde las laderas hacia el fondo de quebrada, generando flujos de agua diferenciado según la intensidad de las precipitaciones. Este flujo se dirige hasta el Humedal El Batro ubicado en la zona de desembocadura, un área caracterizada por la presencia de vegetación herbácea en donde se observa una pradera húmeda y un manto extenso con abundante presencia de las especies Batro (*Schoenoplectus californicus*) y Romaza (*Rumex maricola*) (I.M de El Quisco, 2022).

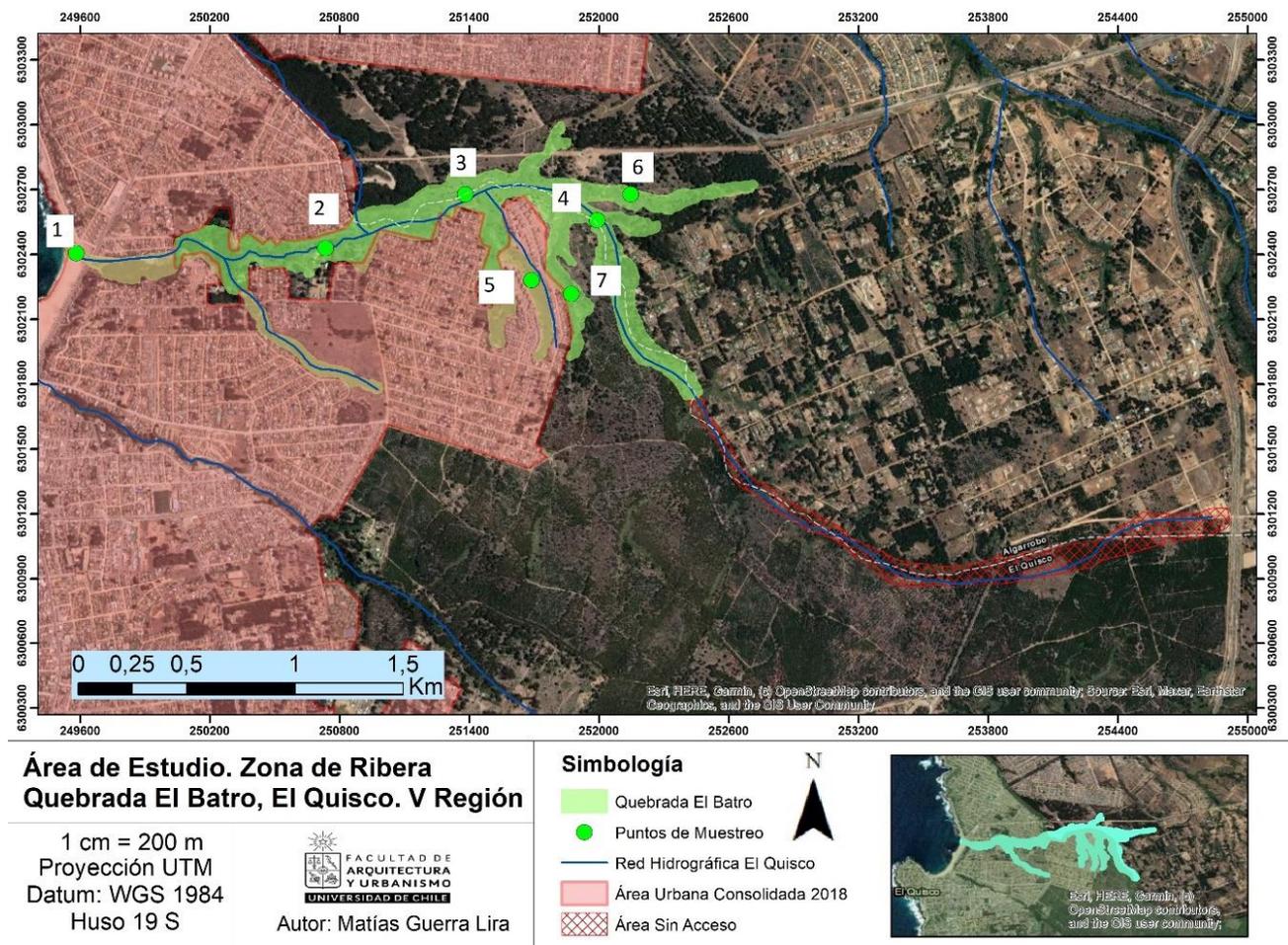
La clasificación de pisos vegetacionales de Luebert & Pliscoff (2018) define que el tipo forestal dominante en la quebrada corresponde al Bosque esclerófilo mediterráneo costero, siendo definido por Donoso (1982) además el subtipo forestal higrófilo. El fondo de quebrada presenta zonas de saturación e inundación periódicas en la zona media de la quebrada, generando ambientes húmedos como vegas y pantanos, condiciones prósperas

para la presencia de vegetación higrófila (Donoso, 1982). Hoy esto se ve reflejado en pequeñas extensiones de bosques de *Myrceugenia exsucca* y *Luma chequen*, asociados a *Cryptocaria alba* y *Peumus boldus*, así como también en los mantos característicos de vegetación herbácea de *Gunnera tinctoria* y *Blechnum chilense* en la zona media.

Con precipitaciones de alta intensidad, el caudal de la quebrada logra superar el banco de arena de la Playa Grande de El Quisco, desembocando hacia el mar de forma directa. Este fenómeno es de vital importancia en la interacción entre las aguas dulces y saladas, puesto que genera una interfaz rica en nutrientes en la que se desenvuelven una importante biodiversidad de especies. Vecinos del sector señalan que antiguamente este fenómeno se producía con naturalidad y de forma periódica en la temporada de precipitaciones. Sin embargo, en la actualidad rara vez ocurre, producto de diversas causas, tales como una manipulación artificial del drenaje de las aguas del humedal, modificación de la conectividad entre la zona de cauce y los márgenes por actividades humanas, baja de las precipitaciones, y debido a la degradación general de la quebrada, lo que finalmente disminuye la capacidad y resiliencia de este ecosistema.

La Quebrada El Batro posee una longitud total de 6.346 metros, el punto de inicio está dado por la carretera G-94-F (33° 24'2''S, 71° 38'6'' O) según la red hidrográfica descargada de la Biblioteca del Congreso Nacional (BCN), hasta la desembocadura ubicada en el puente El Batro (33°23'19'' S, 71°41'29''Oeste). Sin embargo, en el desarrollo de la investigación fue necesaria una nueva limitación del área de estudio a causa de las dificultades que presenta el terreno en la zona alta de la quebrada, desde la cabecera hasta pasado los 2 km aguas abajo. Esto básicamente por los cierres perimetrales de las parcelas de agrado y condominios habitacionales del sector, lo que imposibilitó el acceso hasta la zona de ribera de la quebrada, impidiendo los levantamientos en terreno de dos de los puntos de control que se habían dispuesto en la metodología. De este modo, el área de estudio quedó definida al área expuesta en la cartografía a continuación, en la que además es posible observar la localización de los puntos de muestreo en donde se aplicaron las evaluaciones pertinentes:

Cartografía n° 1: Área de estudio.



Fuente: *Elaboración propia, 2023.*

1.3 Objetivos

Objetivo general:

Evaluar el Estado Ecológico de la zona de ribera de la Quebrada El Batro, El Quisco.

Objetivos específicos:

- Describir el estado original del ecosistema forestal esclerófilo de la Quebrada El Batro.
- Determinar el estado actual de la Quebrada El Batro, mediante la aplicación de índices pertinentes.
- Proponer recomendaciones, sugerencias y medidas que contribuyan a la formulación de un Plan de Restauración Ecológica.

Capítulo 2: Planteamiento Metodológico

2.1 Método de descripción del ecosistema forestal esclerófilo mediterráneo costero.

Se llevó a cabo una revisión bibliográfica de literatura científica e investigaciones especializadas en flora vascular de la zona central de Chile, con el objetivo de describir el estado original de las estructuras forestales en el área de estudio antes de la influencia generalizada de las actividades humanas y los disturbios que ello supone. Se les dio prioridad a los documentos que se refirieran a la ecorregión de Valparaíso, con especial énfasis a los que abordaban las comunidades vegetales y asociaciones de especies que se encuentran en las quebradas costeras de la región de Valparaíso. La recopilación y organización de estos trabajos permitió una descripción teórica/hipotética de las comunidades vegetales que podrían haber poblado la Quebrada El Batro antes de las presiones antrópicas, permitiendo así establecer un contraste entre el escenario original (pre-disturbios) y el estado actual. Esta información será fundamental para comprender los cambios ocurridos en el área, y orientar futuras acciones de conservación y restauración.

2.2 Métodos de evaluación del Estado Ecológico.

Para determinar los métodos de evaluación, se hizo una revisión bibliográfica de estudios e investigaciones previas en los que el objeto de estudio también constara de la evaluación del Estado Ecológico de quebradas, humedales o esteros. En función de ello, se seleccionó la aplicación de una adaptación de las metodologías propuestas por Vásquez (2018) y Zamorano (2021), que comprende una evaluación en base a índices ampliamente utilizados en estudios ecológicos como: 1) Índice QBR, el cual evalúa cobertura y estructura vegetacional ribereña; 2) Índice de Shannon, para la evaluación de biodiversidad de flora y fauna (Inventario florístico y de avifauna); y 3) Índice de erosión y de tipos de erosión dominantes. La aplicación de ellos está sujeta a levantamientos en terreno, para los cuales se definieron puntos de control de referencia, en los cuales se efectúan las evaluaciones pertinentes para cada índice. De este modo se definieron 7 puntos de control, de los cuales 4 corresponden a puntos de control dispuestos en el cauce principal de la quebrada, intentando respetar una equidistancia entre sí de modo que sean representativos de toda el área de estudio. Los 3 puntos de control restantes corresponden a ejes tributarios de la Quebrada El Batro, los que fueron agregados para profundizar y robustecer el estudio.

La selección de estos índices se justifica por la similitud del objeto de estudio con los autores anteriormente nombrados, la cual se fortalece aún más considerando que estudios desarrollaron una evaluación del estado ecológico en quebradas del Litoral Central, específicamente en las comunas de El Quisco y Algarrobo. La utilización de índices como el QBR es de amplio uso, y existen referencias de estudios en Chile como Peredo *et al.* (2012) y Carrasco (2014), quienes lo utilizaron para evaluar la vegetación de las zonas de ribera de la cuenca del Maipo, y en los ríos Lingue y Cahuín, respectivamente. En Chile el índice de Shannon también se ha utilizado masivamente en estudios ecológicos de diversidad de flora y fauna. Tal es el caso de Palma *et al.* (2013) donde evaluaron biodiversidad de peces, macroinvertebrados bentónicos y diatomeas de ríos en el norte de

Chile, mientras que Muñoz-Pedrerros *et al.* (2010), en el estudio de biodiversidad de micromamíferos en la Región de Valparaíso.

2.2.1 Índice de Calidad de Bosque de Ribera o QBR.

Este índice de fácil aplicación se centra en evaluar los aspectos biológicos y morfológicos de la zona de ribera para definir su calidad (HIDRI, 2006). La ventaja de este índice radica en que su aplicación no se ve afectada por las variaciones propias que supone la estacionalidad en el área de estudio, ya que la variable principal de este corresponde a especies perennes (Suárez *et al.*, 2002 como se cita en González, 2020). Su aplicación permite aproximarnos al estado de conservación de los ecosistemas de ribera (Noss, 1990), evaluando 4 dimensiones biológicas y físicas (Munné *et al.*, 1998): 1) **Cobertura de la vegetación y conectividad**, 2) **Estructura y complejidad de la cobertura**, 3) **Calidad o naturalidad de la cobertura**, guardando estrecha relación con las especies nativas, y 4) **Alteraciones del cauce**, considerando modificaciones y alteraciones antrópicas (Munné *et al.*, 2006)

La aplicación del índice QBR está sujeto a un sistema de puntuación de 0 a 25 puntos (revisar anexo n° 1), de modo que, mediante una suma de los puntajes, se obtiene la calidad del bosque de ribera de cada área de muestreo. En la tabla n°2 se puede observar la nivelación de los valores y los rangos de calidad de bosque de ribera.

Tabla n°2: QBR

PUNTUACIÓN QBR	CALIDAD BOSQUE DE RIBERA
≥95	Bosque ribereño sin alteraciones, estado natural.
75 – 90	Bosque ribereño ligeramente perturbado, calidad buena.
55 – 70	Inicio de alteración importante, calidad aceptable.
30 – 50	Alteración fuerte, mala calidad.
≤ 25	Degradación extrema, pésima calidad.

Fuente: *Munné et al.* (2002) como se cita en *Zamorano* (2021).

2.2.2 Índice de Shannon.

El cálculo del índice de Shannon está determinado por la siguiente ecuación:

$$H = \sum_{i=1}^S p(i) \log p(i)$$

H= índice de diversidad de especies. S= Número de especies. P= Proporción de la muestra que corresponda a la especie i.

Este índice, de amplio uso en estudios ecológicos, es aplicable a especies vegetales y faunísticas y:

“refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de

especies presentes, y su abundancia relativa. Esto es, si una comunidad de S especies es muy homogénea porque existe una especie claramente dominante, y las restantes S-1 especies apenas están presentes, el grado de incertidumbre será más bajo que si todas las S especies fueran igualmente abundantes. O sea, al tomar al azar un individuo, en el primer caso tendremos un grado de certeza mayor (menos incertidumbre, producto de una menor entropía) que en el segundo; porque mientras en el primer caso la probabilidad de que pertenezca a la especie dominante será cercana a 1, mayor que para cualquier otra especie, en el segundo la probabilidad será la misma para cualquier especie” (Pla, 2006).

Por tanto, una mayor homogeneidad de la distribución de especies, es decir, que el número de individuos por especie sea relativamente equitativo, le otorga una mayor estabilidad al ecosistema. Del mismo modo que, una especie sea muy abundante respecto de las otras, le resta estabilidad, siendo evaluado con una menor puntuación.

Caviedes (1999) como se cita en Vásquez (2018), añade rangos de diversidad para la interpretación del índice, señalados a continuación en la tabla n°3:

Tabla n°3: Rangos del índice de diversidad de Shannon

Rango	Interpretación
< 1	Muy baja diversidad
> 1- 1,8	Baja diversidad
>1,8 – 2,1	Diversidad media
>2,1-2,3	Alta diversidad
>2,3	Muy alta diversidad

Fuente: Caviedes (1999) como se cita en Vásquez (2018).

El registro y cuantificación de especies que fueron necesarios para la aplicación del índice de Shannon, se llevaron a cabo mediante catastros diferenciados según la naturaleza de las especies. De modo que los registros fueron distintos para vegetación leñosa y avifauna. A continuación, se describen los detalles de cada registro:

Vegetación Leñosa:

El método de catastro de vegetación leñosa estuvo determinado por los alcances de aplicación en el desarrollo de la práctica profesional del autor en 2022, instancia en que el catastro de vegetación se realizó en parcelas de 10 m x 5 m en el fondo de quebrada. Sin embargo, su aplicación no permitió el registro de un número considerable de especies que para el estudio implican un gran valor. A partir de esto, y en base a Braun-Blanquet (1964), quien señala que las parcelas de muestreo deben escogerse donde se aprecien diferencias claras de composición, con un rango de áreas de muestreo entre 5 y 15 (Braun-Blanquet, 1964), se optó por una adaptación de la metodología propuesta Hernández *et al.* (2000), y trabajada por Vásquez (2018) y Zamorano (2021). Considerando que el presente estudio busca aproximarse y reconocer la composición florística de la zona de ribera en busca de cuantificar biodiversidad y presencia de especies del bosque esclerófilo mediterráneo costero y bosque higrófilo, se decidió ampliar el área de muestreo a parcelas de 80m x 10m en el fondo de quebrada. Esta decisión estuvo además marcada por la acotación temporal del levantamiento de información, por lo que se optó por ampliar la superficie de muestreo

por punto de control, en desmedro del aumento de cantidad de parcelas. Esto además considerando que en algunas áreas del fondo de quebrada la densificación vegetal dificultaba el acceso. Se definió una parcela de muestreo por punto de control, siendo realizados un total de 7 catastros de vegetación leñosa.

Avifauna:

El registro, cuantificación y medición de biodiversidad de aves, es un método de fácil aplicación, y otorga información sobre cuán saludable se encuentra un ecosistema (Vargas, 2019). De modo que, a mayor diversidad de especies, más saludable se encuentra un ecosistema.

Para el registro y catastro (ver anexo n°3), se definió un horario entre las 06:30 a.m. y 08:00 a.m. debido a que en ese rango la actividad de las aves es mayor, y donde es posible oír y registrar el primer coro del día. Para su identificación se utilizaron binoculares, una cámara fotográfica y una radiograbadora, intentando permanecer en silencio e inmóvil según lo permitieran las condiciones del terreno. La radiograbadora permitió verificar posterior al terreno aquellas especies que no se lograron avistar. Como material de apoyo, se utilizó la aplicación móvil BuscAves, la cual sirvió para comparar e identificar los registros de audios. Se efectuó un registro por punto de control, incluyendo todas las aves que fueron posible ver y oír en un radio de 25 m. El tiempo de muestreo fue de 10 minutos en cada punto.

2.2.3 Índice de erosión – Estimación de tipo de erosión predominante.

Se establecieron parcelas de 10 metros x 10 metros, donde se observó el área erosionada y los tipos de erosión (laminar, canalículos, zanjas, cárcavas), para luego evaluar el grado de erosión mediante la interpretación visual del porcentaje del total del área erosionada. La evaluación del porcentaje de erosión está dada por los rangos de la tabla n°4.

De la Maza *et al.* (2014) define cuatro tipos de erosión: 1) Erosión laminar, 2) Erosión de canalículos, 3) Erosión de zanjas o surcos, y 4) Erosión de cárcavas.

Erosión laminar: Tipo de erosión superficial en que el suelo se pierde en capas finas y uniformes en toda o casi toda la superficie del suelo. No hay desarrollo de ningún tipo de incisión tales como canalículos o zanjas. La erosión laminar forma un modelado de aplanamiento (Vargas, 2019).

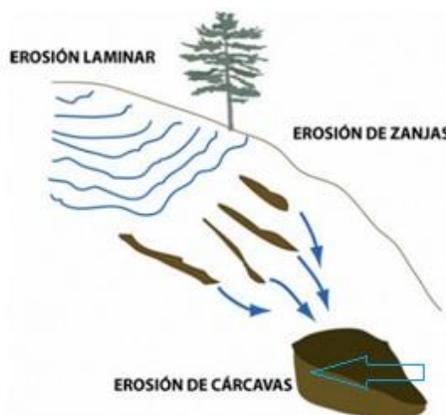
Erosión de canalículos: Remoción del suelo a través de pequeños cortes generados por la concentración del flujo hídrico (Vargas, 2019), pero fácilmente observables (menores a 5 cm de ancho).

Erosión de zanjas o surcos: Pérdida de masas importantes de suelo a través de la concentración de los flujos de agua en canales o zanjas que atraviesan el terreno (Vargas, 2019).

Erosión de cárcavas: Pérdidas de masas de suelo a través de grandes canales o zanjas (metros de ancho y longitud), que presentan un avance retrógrado. Además de este último, pueden tener otros tipos de avance (Vargas, 2019).

Los 3 últimos tipos anteriores pertenecen a la erosión lineal o de flujo concentrado y forman un modelado de incisión o disección (Vargas, 2019).

Figura n°2: Tipos de erosión



Fuente: *De la Maza et al.*, 2014.

2.2.4 Grado de erosión.

Mediante la observación, y en base a los rangos de erosión establecidos a partir del Centro de información de Recursos Naturales (CIREN) en Flores *et al.* (2013), y del Reglamento de suelos, aguas y humedales de la Ley N° 20.293 sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal (BCN, 2010) actualmente vigente, fue posible determinar el grado de erosión para cada parcela de muestreo. A continuación, se detallan los rangos de erosión:

“Erosión nula: Superficie de suelo que no presenta alteraciones o signos de pérdidas de suelo o se encuentra protegido de las fuerzas erosivas, como la lluvia, viento o gravedad, por algún tipo de cubierta vegetal, corresponde en términos generales a suelos planiformes o depositacionales” (Flores *et al.*, 2013).

“Erosión ligera: Suelo ligeramente inclinado u ondulado o con cobertura de vegetación nativa semidensa (mayor a 50% y menor a 75), que se encuentra levemente alterado el espesor y carácter del horizonte” (Flores *et al.*, 2013).

“Erosión moderada: Aquella en que los suelos presentan signos claros de movimiento y arrastre laminar o de manto de nivel medio, o en surcos, o de canalículos, con pérdida de suelo original entre el 20% y el 60%. Presencia del subsuelo en un área menor al 15% de la superficie; presencia de surcos o canalículos, de profundidad menor a 0,5 metros; y pérdida de más de un 30% del horizonte A (orgánico-mineral)”, textualmente como lo define el Reglamento de Suelos, Aguas y Humedales, de la Ley 20.283 (BCN, 2010)

“Erosión severa: Aquella en que los suelos presentan un proceso activo de movimiento y arrastre de partículas laminar o de manto intensiva, o de zanjas o cárcavas, con pérdida de suelo original entre el 60% y el 80%. Presencia del subsuelo en un área entre 15 y 60% de la superficie; presencia de zanjas o cárcavas de profundidad de 0,5 a 1 metro, encontrándose a un distanciamiento medio de 10 a 20 metros”, textualmente como lo define el Reglamento de Suelos, Aguas y Humedales, de la Ley 20.283 (BCN, 2010)

“Erosión muy severa: Aquella en que los suelos presentan un proceso muy acelerado de movimiento y arrastre de partículas laminar o de manto, o de cárcavas, con pérdida de suelo original entre el 80% y el 100%; se presenta a la vista el subsuelo y se encuentra visible el material de origen del suelo en más del 60% de la superficie; presencia de cárcavas de profundidad mayor a 1 metro, encontrándose a un distanciamiento medio de 5 a 10 metros” (Reglamento de Suelos, Aguas y Humedales, de la Ley 20.283 (BCN, 2010)

Tabla n°4: Rangos de erosión por porcentaje

Erosión	Porcentaje
Erosión nula	0%
Erosión ligera	<20%
Erosión moderada	20%-60%
Erosión severa	60%-80%
Erosión muy severa	80%-100%

Fuente: *Elaboración propia* (2023), en base a Flores *et al.* (2013) y *Reglamento de suelos, aguas y humedales* de la Ley N° 20.283 (BCN, 2010).

A partir de la observación de cárcavas en la zona media de la quebrada, y en base a su magnitud, frecuencia y localización, se hizo una revisión bibliográfica de rigor para su descripción y análisis. Como complemento para comprender el proceso erosivo activo de estas, se realizó una cartografía que contempla un área de erosión retrógrada potencial, una delimitación potencial del flujo sedimentario y un área de influencia potencial de este flujo en el fondo de quebrada.

2.2.5 Cartografía de pendientes y clasificación.

Para ampliar información pertinente para el análisis, se realizó una cartografía de pendientes del área de estudio con el fin de identificar las áreas con mayor susceptibilidad a sufrir erosión. Estas áreas serán clasificadas según la propuesta de Araya – Vergara y Börgel (1975), Young (1972), Ferrando (1993), en Becerra (2020), para la reclasificación de las pendientes. Es de especial importancia este análisis topográfico para la caracterización de la Quebrada, ya que otorga información clave para establecer herramientas de mitigación de pérdida de suelo en áreas específicas.

Los pasos para obtener una cartografía de pendientes se resumen brevemente en: DEM V Región (IDE, 2018) → Ejecución de herramienta Contour para la obtención de curvas de nivel personalizadas con equidistancia 20 m → create TIN → TIN to Raster → Ejecución de herramienta Slope para la obtención de pendientes → Reclass (reclasificar los rangos en base a Araya – Vergara y Börgel (1975), Young (1972), Ferrando (1993), en Becerra (2020)) → Raster to polygon.

A continuación, se expone una tabla que resume la clasificación de pendientes según umbrales morfodinámicos:

Tabla n°5: Clasificación de pendientes según umbrales morfodinámicos.

Pendiente (°)	Pendiente (%)	Tipo	Umbral geomorfológico
0-2	0 – 3,49	Horizontal	Erosión nula o leve.
2,1 - 5	3,49 – 8,75	Suave	Erosión débil, difusa, inicio de regueros y soliflucción fría.
5,1 - 10	8,75 – 17,63	Moderada	Erosión moderada a fuerte, e inicio de erosión lineal.
10,1 - 20	17,63 – 36,4	Fuerte	Erosión intensa, cárcavas incipientes.
20,1 – 30	36,4 – 57,74	Moderadamente escarpada	Cárcavas frecuentes, movimientos en masa y reptación.
30,1 - 45	57,74 - 100	Muy escarpada	Coluviamiento y soliflucción intensa.
>45	> 100	Acantilada	Desprendimientos, derrumbes y corredores de derrubios.

Fuente: Araya – Vergara y Börgel (1975), Young (1972), Ferrando (1993) como se cita en Becerra (2020).

2.2.6 Niveles de degradación

Para determinar el grado de degradación de la zona de ribera de la Quebrada el Batro, se utilizó como referencia el modelo conceptual de Whisenant (1999) como se cita en Bown y Pérez (2015), quienes lo describieron para explicar la degradación de los ecosistemas en la “Guía de restauración de los ecosistemas Andinos de Santiago”, y la evaluación del estado ecológico de la zona de ribera del estero El Totoral, respectivamente. Este modelo conceptual grafica el estado de degradación en que se encuentran los ecosistemas, dividiendo por niveles las transiciones de menor a mayor degradación. Reconoce 2 umbrales que determinan los distintos estados de degradación: 1) barrera biótica, 2) barrera abiótica. Estas incluyen la pérdida de masa vegetal y de biodiversas (1), y las variables erosión y contaminación del suelo (2) (Zamorano, 2021).

En base a los índices escogidos para evaluar el estado ecológico de la zona de ribera de la Quebrada El Batro expuestos anteriormente, y al modelo conceptual de Whisenant (1999), se determina un nivel general de degradación de la quebrada.

Este modelo define tres niveles de degradación, los que se pueden apreciar a continuación en la figura n° 3:

Figura n° 3: Niveles de degradación de Whisenant (1999)



Fuente: Whisenant (1999) como se cita en Bown y Pérez (2015)

2.2.7 Resumen de índices escogidos

Tabla n°6: Resumen de índices

Dimensión	Índice
Vegetación	QBR
	Índice de biodiversidad de Shannon
Avifauna	
Suelo	Estimación de tipo de erosión dominante y grado de erosión de suelo
	Cartografía de pendientes y clasificación

Fuente: *Elaboración propia, 2023.*

2.3 Definición áreas de muestreos:

La selección de áreas de muestreo se definió en base a una técnica de muestreo aleatorio simple, buscando abarcar inicialmente el área de estudio desde la zona de cabecera a la desembocadura, intentando respetar una equidistancia de puntos cada 1 km. Sin embargo, a partir de las dificultades en el levantamiento de información en la parte alta de la quebrada, que implicó una nueva limitación del área de estudio, se optó primeramente por mantener una equidistancia entre los puntos de control dentro de un rango de 700m a 900m. Además, fueron agregados 3 puntos adicionales que corresponden a submicrocuencas tributarias. Estas áreas de muestreo fueron adicionadas buscando robustecer el análisis del estudio, con el fin de visualizar la interconexión hídrica y los corredores biológicos de la microcuenca.

En cada punto de muestreo se aplicaron las metodologías anteriormente expuestas, siendo el punto de control una referencia de localización para la aplicación de cada índice:

- 1) Índice QBR en un transecto de 80m x 20 m.
- 2) Registro de vegetación leñosa en un área de 80m x 10m en la zona de ribera.
- 3) Registro de avifauna en un radio de 25 metros.
- 4) Índice de erosión en parcelas de 10x10 metros.

Capítulo 3: Resultados

3.1.1 Ecosistema forestal en un estado original potencial

Mediante la revisión bibliográfica de documentos y estudios de quebradas con similitudes biogeográficas, se ha intentado establecer un modelo conceptual de las coberturas vegetales que presentó la zona de ribera de la Quebrada El Batro, en un estado previo a las alteraciones y presiones antrópicas. La recopilación de información se centra en estudios de la ecorregión de Valparaíso, en específico de la vegetación de quebradas litorales con cabecera en la Cordillera de la Costa, con las cuales será posible sintetizar de forma hipotética y teórica, la composición vegetal original del área de estudio.

La vegetación de las quebradas del litoral de la región de Valparaíso, según la clasificación de los pisos vegetacionales de Luebert y Pliscoff (2018), corresponde al Bosque esclerófilo mediterráneo costero. Donoso (1982) definió un subtipo de este tipo forestal, denominado Bosque Higrófilo, el cual se encuentra principalmente en las quebradas costeras, en zonas de alta humedad asociadas a cursos de agua. Quintanilla & Morales (2012) señalan que estas microcuencas litorales presentan una vegetación con similitudes con los bosques húmedos del sur de Chile, producto de migraciones de procedencia austral ocurridas durante las glaciaciones pleistocénicas.

La vegetación costera de la región se clasifica en tres grandes grupos: Bosques, Matorrales, Praderas. Los **bosques** se ubican en las zonas más húmedas y protegidas, como lo son las quebradas y las laderas de exposición sur no expuestas al viento marino, que por su alta salinidad afecta las copas de los árboles (Teillier *et al.*, 2018). Se distinguen dos tipos de bosque: 1) Higrófilo, y 2) Esclerófilo costero. Los **matorrales primarios** (aquellos que no son producto de la degradación de los bosques), crecen en terrazas litorales y laderas de exposición norte. Los **matorrales secundarios** que son producto de la degradación antrópica de actividades como la agricultura y la ganadería, la tala y los incendios. Y por último las praderas, que se ubican en dunas y en humedales de agua dulce o salina, en donde la vegetación leñosa no prospera (Teillier *et al.*, 2018).

3.1.2 Categorización de áreas de la microcuenca

La vegetación mediterránea costera exhibe notorias diferencias en respuesta a las condiciones de aridez, humedad y radiación a las que está expuesta. De este modo es posible agruparlas en 3 categorías (Zamorano, 2021):

- 1) Ladera de exposición Sur, comprende laderas con exposición sur, suroeste y sureste.
- 2) Laderas de exposición Norte, comprende laderas con exposición norte, noroeste y noreste.
- 3) Zona de ribera, comprende el área entre los márgenes sur y norte del talweg.

Laderas de exposición Sur:

La ladera de exposición Sur recibe radiación solar pocas horas al día, lo que le permite generar condiciones de mayor humedad respecto de la ladera de exposición Norte. En

estos bosques predominan los árboles de hojas coriáceas, mejor conocidos como esclerófilos. Sus hojas poseen un tejido de resistencia conocido como esclerénquima, que le permite enfrentar el déficit hídrico extenso de la temporada estival (Teillier *et al.*, 2018). Son características las especies *Peumus boldus* (Boldo) y *Cryptocaria alba* (Peumo), *Lithrea caustica* (Litre) y *Schinus latifolius* (Molle). La composición de las especies se relaciona directamente con la cantidad de humedad de la que disponen, y se registra un gradiente que va desde peumos y boldos, hasta los litres, que son los más resistentes a la sequía (Teillier *et al.*, 2018). Otras especies asociadas a la ladera de exposición sur son las arbóreas *Citronella mucronata* (Naranjillo), *Quillaja saponaria* (Quillay) y *Maytenus boaria* (Maitén), las trepadoras *Cissus striata* (Voqui colorado) y *Lardizabala biternata* (Cóguil), y los arbustos *Chusquea cumingii* (Quila), *Adenoleptis serrata* (Colliguay macho), *Azara celastrina* (Lilén) y *Escallonia pulverulenta* (Corontillo) (Quintanilla & Morales, 2012).

Laderas de exposición Norte:

La ladera de exposición Norte se caracteriza por su mayor exposición a la radiación solar, lo que determina las altas temperaturas y las condiciones de severa aridez a las que se ven expuestas las especies. Estas laderas están dominadas por Matorral xerófilo, conformado por arbustos caducos en verano, suculentas y hierbas presentes en primavera. Producto de las condiciones a las que están expuestas, crecen de menor tamaño, casi irreconocibles en ocasiones, especies arbóreas tales como *Lithrea caustica* (Litre), *Schinus polygamus* (Huingán) *Quillaja saponaria* (Quillay) y *Schinus latifolius* (Molle) (Teillier *et al.*, 2018), y arbustos como *Colliguaja odorífera* (Colliguay), *Proustia cuneifolia* (Huañil) y *Retanilla trinervia* (Tevo) (Quintanilla & Morales, 2012). Son características y reconocibles a distancia las suculentas *Puya chilensis* (Chagual) y *Trichocereus litoralis* (Quisco) (Teillier *et al.*, 2018).

Zona de ribera:

En el fondo de las quebradas litorales, en áreas de sombra y con mejor disponibilidad hídrica, es posible distinguir un subtipo forestal del bosque esclerófilo mediterráneo costero denominado bosque higrófilo (Donoso, 1982). La mayor humedad de estos ambientes se explica básicamente por el flujo estacional de los cursos de agua pluvial captados por el área de influencia de la quebrada (que desciende por dinámica de ladera hacia el fondo de quebrada), los efectos de la neblina en la costa y el alto nivel freático (muy cercano a la superficie), lo que facilita las condiciones necesarias para el desarrollo de la vegetación higrófila en la zona de ribera (Donoso, 1982). Algunas especies dominantes de este subtipo son *Aextoxicon punctatum* (Olivillo), *Blepharocalyx cruckshanksii* (Temu), *Dasyphyllum excelsum* (Tayú), *Myrceugenia exsucca* (Petra) y *Salix humboldtiana* (Sauce chileno) (Teillier *et al.*, 2018).

A continuación, se exponen las asociaciones forestales del subtipo higrófilo descritas por Teillier *et al.* (2018) en el libro “Flora del Litoral de la Región de Valparaíso”. Estos bosques aquí descritos son asociaciones presentes en quebradas costeras de la V región, a partir de lo cual pueden realizarse comparaciones con el área de estudio, para acercarse –al menos- teóricamente a la composición vegetal en un estado original, óptimo o saludable:

Bosque-parque de *Salix humboldtiana* (Sauce chileno): Fragmentos de bosque que crecen en quebradas y esteros de baja alteración. Otras especies que se observan asociadas son *Otholobium glandulosa* (Culén) y *Blepharocalyx cruckshanksii* (Temu) (Teillier et al., 2018).

Bosque de *Aextoxicon punctatum* (Olivillo): Bosque de quebradas húmedas donde hay neblina durante gran parte del año. Otras especies arbóreas características son *Aristotelia chilensis* (Maqui), *Myrceugenia correifolia* (Petrillo), arbustos como *Myrceugenia obtusa* (Arrayán) y *Rhaphithamnus spinosus* (Arrayán macho); y entre las hierbas *Uncinia trichocarpa* (Garabato) (Teillier et al., 2018).

Bosque de *Myrceugenia exsucca* (Petra) y *Drymis winteri* (Canelo): Bosque de ambiente pantanoso y muy escaso. Vive sumergido en el agua la mayor parte del año. Además de Petra y Canelo, es posible hallar *Maytenus boaria* (Maitén) y *Crinodendron patagua* (Patagua), y son características las trepadoras *Cissus striata* (Voqui colorado) y *Lardizabala biternata* (Cóguil). Especies arbustivas como *Aristotelia chilensis* (Maqui) y *Senna stipulacea* (Quebracho blanco), y hierbas como el helecho *Blechnum chilense* (Costilla de vaca) y *Blechnum hastatum* (Quilquil). (Teillier et al., 2018).

La revisión bibliográfica, en conjunto a una revisión de las características topográficas y biogeográficas de la Quebrada El Batro, permiten establecer de forma teórica que, en un estado original, previo a las presiones y degradación antrópicas, y a la masificación de especies exóticas en territorio nacional, fueron dominantes las estructuras vegetacionales propias del Bosque esclerófilo, con formaciones del bosque esclerófilo de subtipo higrófilo y bosque esclerófilo húmedo en la zona de ribera (Zamorano, 2021), con áreas pantanosas con masivas y complejas estructuras vegetales compuestas por especies higrófilas propias del **Bosque de *Myrceugenia exsucca* y *Drymis winteri*** descrito en Teillier et al., (2018). Se han tomado en cuenta las descripciones forestales de Donoso (1982), Quintanilla & Morales (2012), Teillier et al. (2018) y Zamorano (2021), las cuales fueron consideradas referencias teóricas a partir de las similitudes biogeográficas con sus respectivas áreas de estudio.

3.2 Salud Global de la Zona de ribera – Resultados índices.

A continuación, se presentan los resultados de los índices aplicados en la medición del Estado Ecológico de la zona de ribera de la Quebrada El Batro. El orden de los resultados será: 1) índice QBR, 2) índice de Shannon para vegetación leñosa y avifauna, 3) índice de erosión de suelo, y 4) la estimación de pendientes. Se agregó además un apartado de cárcavas y la revisión de una Planta elevadora de Aguas Servidas ubicada en una de las submicrocuencas tributarias.

3.2.1 Índice QBR

Los resultados de la aplicación del índice QBR en los 7 transectos muestreados en la zona de ribera de la quebrada, arrojan resultados que varían desde “degradación extrema y pésima calidad”, hasta “bosque ribereño ligeramente perturbado, calidad buena”, siendo la zona media de la Quebrada en donde se evaluó de mejor manera, sobre todo en el transecto n°2, en donde, de no ser por la excesiva presencia de la especie exótica *Rubius almiifolius* (zarzamora), hubiese superado el rango de evaluación hacia un "Bosque ribereño sin alteraciones con estado natural". En promedio se obtuvo una calificación de 55 puntos,

lo que indica una calidad de bosque de ribera con un “inicio de alteración importante, con calidad aceptable”.

Como análisis general, las dimensiones mejor evaluadas entre todos los transectos fueron la estructura y calidad de la cubierta. Estas dimensiones le otorgan valor al porcentaje de cobertura de vegetación arbórea, arbustiva y herbácea, a la procedencia de estas, su continuidad dentro de la zona de ribera y la intervención antrópica. Esto indica que hay un buen porcentaje de vegetación nativa en el área, en términos generales con una disposición relativamente homogénea, con áreas con baja o nula perturbación antrópica. Sin embargo, el puntaje del promedio puede resultar engañoso, puesto que hay mucha variación respecto de los valores entre la zona media y las zonas superior e inferior de la microcuenca.

Tabla n° 7: Resumen evaluación de calidad de bosque de ribera. Índice QBR

		Grado de cubierta	Estructura de la cubierta	Calidad de la cubierta	Grado de naturalidad	Puntaje total	Calidad de bosque de ribera
P	Pto. 1	0	5	-5	5	5	Degradación extrema, pésima calidad.
	Pto. 2	20	20	25	25	90	Bosque ribereño ligeramente perturbado, calidad buena.
N	Pto. 3	15	25	20	25	85	Bosque ribereño ligeramente perturbado, calidad buena.
T	Pto. 4	15	20	20	10	65	Inicio de alteración importante, calidad aceptable.
A	Pto. 5	15	15	20	0	60	Inicio de alteración importante, calidad aceptable.
J	Pto. 6	5	10	10	10	35	Alteración fuerte, mala calidad.
E	Pto. 7	5	10	15	10	45	Inicio de alteración importante, calidad aceptable.

Fuente: *Elaboración propia, 2023.*

A continuación, se describen en detalle los resultados del índice:

Degradación extrema (Calidad pésima):

El transecto 1 fue el peor evaluado, siendo el único que arrojó un puntaje dentro del rango de degradación extrema. Las dimensiones más críticas en la evaluación, son “Grado de cubierta” y “Calidad de cubierta”.

Este transecto está ubicado en la desembocadura de la microcuenca, en plena área urbana. Los bajos puntajes de la evaluación se explican por varios factores: 1) El primero y más evidente, tiene relación con los niveles de alteración a los que se ha visto expuesta esta área, especialmente en la conectividad del cauce con sus márgenes y la llanura de inundación, con la presencia de infraestructura urbana como calles pavimentadas, un puente, y casas ubicadas próximas al lecho de inundación del humedal. 2) Esto ha determinado inclusive la composición vegetal leñosa del área, hallándose sobretodo especies exóticas en la zona de ribera. Y 3) se precisa señalar que la zona de ribera de

este transecto presenta un predominio de vegetación herbácea propia de los humedales, lo que naturalmente le otorga una calificación baja puesto que este índice le otorga valoración a la vegetación arbórea y arbustiva. Este último punto permite concluir que la aplicación de este índice no evalúa satisfactoriamente las características del humedal de la desembocadura. Las figuras 4 y 5 corresponden a fotografías de desembocadura.

Figura n° 4



Figura n° 5



Fuente: *Captura propia, 2022.*

Alteración fuerte (Mala calidad)

Los transectos 6 y 7 fueron evaluados como zonas de ribera con “Alteración fuerte (Mala calidad)”. En general, pese a tener una buena cantidad y biodiversidad de vegetación en la zona de ribera, no existió una mayor comunicación con los ecosistemas adyacentes de las laderas. En ambos puntos se hallaron residuos de basura, así como también degradación del suelo a causa de los vehículos motorizados que transitan por el sector. En el transecto 6 se hallaron incluso indicios de tala de árboles para el “despeje” del fondo de quebrada para su utilización como pista de enduro (deporte que se practica en moto), así como también para la extracción de leña. Hechos similares se observaron en el área contigua, en donde se han hecho de ramplas y saltos que en algunos sectores se direccionan a las quebradas erosionando el suelo. Del transecto n°7, su evaluación se debe a las características de la vegetación por cubierta y estructura, la cual, pese a tener una riqueza de especies leñosas superior a 10, no supera una cobertura del 50%.

Figura n° 6



Figura n° 7



Fuente: *Captura propia, 2022.*

Nota: Las figuras 6 y 7 corresponden a fotografías en la zona de ribera del transecto n°6. Se pueden observar desechos antrópicos, y la tala de vegetación para el despeje de la “pista” de enduro y la extracción de leña.

Inicio de alteración importante (Calidad aceptable)

Los transectos 4 y 5 obtuvieron un puntaje de 65 y 60 puntos respectivamente, siendo evaluado el bosque ribereño con un “inicio de alteración importante con calidad aceptable”. Ambos presentaron muy buena puntuación en general en todas las dimensiones, siendo el “grado de naturalidad” la dimensión que disminuyó considerablemente la evaluación para cada uno. Para el caso del transecto n°4 esta dimensión obtuvo 10 puntos, dado que se observaron modificaciones en las terrazas adyacentes propias de la actividad de enduro, pero sin estructuras sólidas. Mientras que en el transecto n°5, se registró la presencia de una Planta de Elevación de Aguas Servidas (PEAS) a cercanos metros del cauce (esto será descrito en mayor detalle más adelante), y canaletas provenientes de las casas ubicadas en la zona alta. Pese a ello, ambos transectos fueron evaluados con buenos puntajes, ya que presentan una cubierta vegetal de gran biodiversidad, de relativa abundancia y homogeneidad en la distribución.

Bosque ribereño ligeramente perturbado (Calidad buena)

Los transectos n°2 y n°3 fueron los mejor calificados, con una puntuación de 90 y 85 puntos respectivamente. Esto dado que presentan una alta biodiversidad, con buena cobertura y continuidad con los bosques adyacentes. El estado de estos transectos que determinó el rango de calificación, puede estar influenciado por la dificultad de acceso que tienen (como es el caso del transecto n°2), lo que ha impedido mayores alteraciones antrópicas. Salvo por la masiva presencia de *Rubus ulmifolius* (Zarzamora), lo cual marcó una baja en el puntaje, ambos transectos presentaron un bosque ribereño ligeramente perturbado, y de buena calidad.

Figura n° 8: transecto n° 2

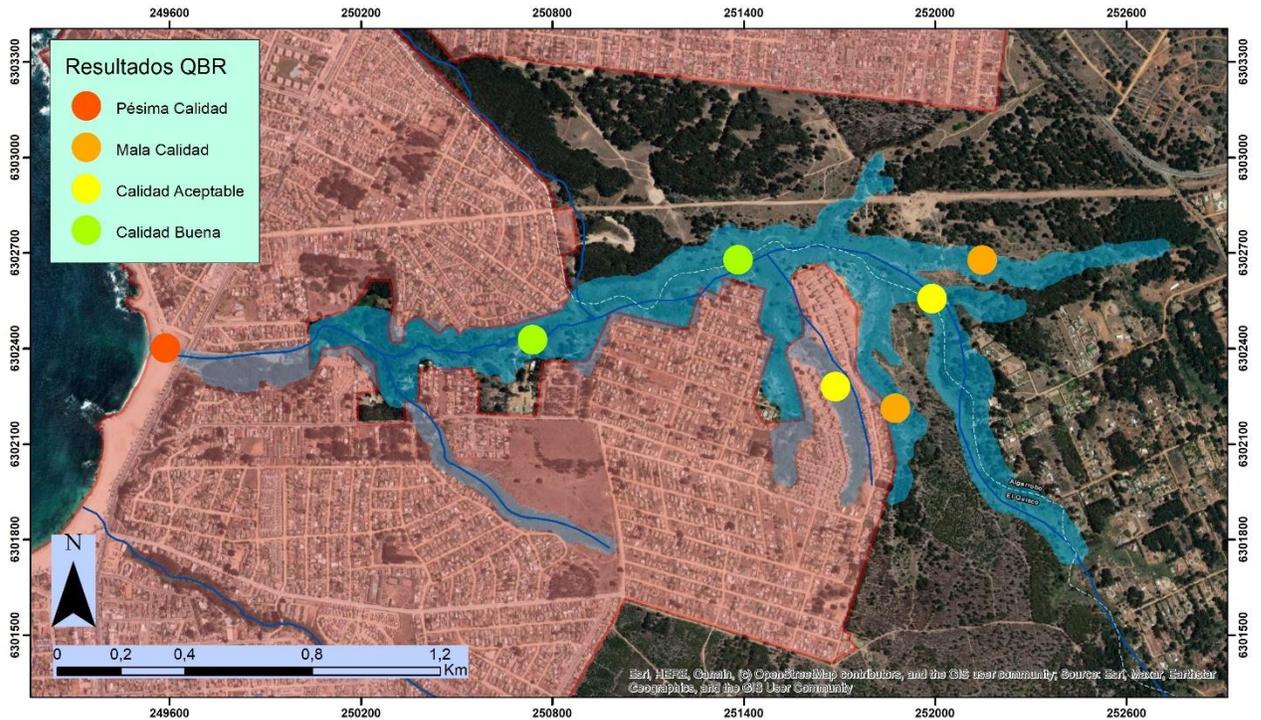


Figura n° 9: transecto n° 3



Fuente: *Captura propia, 2022.*

Cartografía n° 2: Resultados índice QBR



Índice QBR aplicado en Zona de Ribera Quebrada El Batro, El Quisco. V Región

1 cm = 130 m
 Proyección UTM
 Datum: WGS 1984
 Huso 19 S

FACULTAD DE ARQUITECTURA Y URBANISMO
 UNIVERSIDAD DE CHILE
 Autor: Matías Guerra Lira

Simbología

- Quebrada El Batro
- Red Hidrográfica El Quisco
- Área Urbana Consolidada 2018
- El Quisco



Fuente: *Elaboración propia, 2023.*

3.2.2 Biodiversidad de especies leñosas

En el catastro de vegetación de vegetación leñosa efectuado en las 7 parcelas de muestreo, se obtuvo una riqueza total de **38 especies** y una abundancia de **1784 individuos** (detalle en anexo n°4 y en tabla n° 8), de los cuales 31,8% nativas, 32,3% son endémicas, 35,9% exóticas. Se registró un total de 13 especies nativas, con una abundancia de 568 individuos, 17 especies endémicas con un total de 576 individuos, y 8 especies exóticas, con un registro de 640 individuos.

Tabla n°8: Registro de especies leñosas según origen.

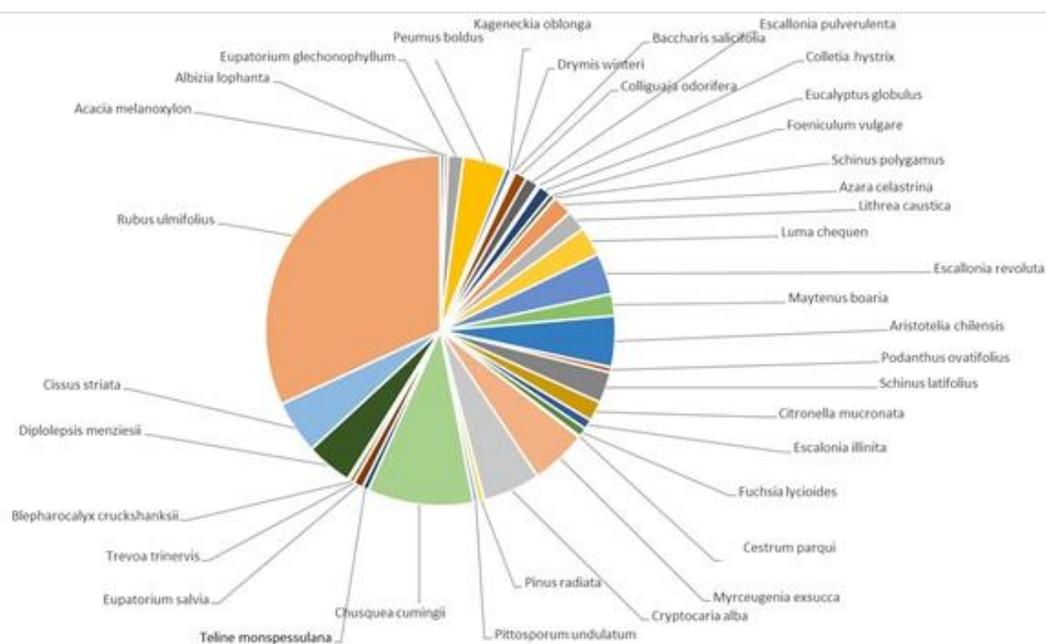
Origen de vegetación leñosa	Riqueza	Porcentaje	Abundancia	Porcentaje
Nativas	13	34,2	568	31,8
Endémicas	17	44,7	576	32,3
Exóticas	8	21,1	640	35,9

Fuente: *Elaboración propia, 2023.*

Se registró una riqueza de **13 especies nativas y 17 especies endémicas**, sumando un total de 1144 individuos entre ambas. De ellas, 356 individuos pertenecen al bosque esclerófilo mediterráneo costero de subtipo higrófilo: *Drymis winteri* (3), *Luma chequen* (48), *Aristotelia chilensis* (84), *Cryptocarya alba* (95), *Myrceugenia exsucca* (93) y *Citronella mucronata* (33). Es preciso mencionar que *Myrceugenia exsucca* "Poco frecuente" (Teillier *et al.*, 2019), mientras que *Citronella mucronata* en calidade de "Vulnerable" (Rivera, 2021).

La presencia de especies exóticas invasoras, sobre todo de *Rubus ulmifolius* (zarzamora), es una constante en las parcelas de muestreo, y representa el 31,89% del total de especies leñosas registradas. Este antecedente es de especial preocupación, considerando que poseen el mayor porcentaje de abundancia, superando a las especies endémicas y nativas. Estos datos arrojan un cierto grado de homogenización del paisaje y de la diversidad de especies, en donde escasas especies concentran un gran número de abundancia total. Pese a ello, los resultados del índice de biodiversidad de Shannon arrojaron buenos resultados en general, salvo por la zona de desembocadura que presenta niveles bajos de diversidad.

Figura n°10: Porcentaje de abundancia de especies leñosas



<i>Kageneckia oblonga</i>	0,06	<i>Schinus polygamus</i>	1,12
<i>Eupatorium salvia</i>	0,06	<i>Schinus latifolius</i>	1,18
<i>Escallonia pulverulenta</i>	0,11	<i>Albizia lophanta</i>	1,23
<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i>	0,17	<i>Citronella mucronata</i>	1,4
<i>Myrceugenia exsucca</i>	0,22	<i>Colliguaja odorifera</i>	1,85
<i>Cissus striata</i>	0,22	<i>Acacia melanoxylon</i>	1,85
<i>Lithrea caustica</i>	0,33	<i>Luma chequen</i>	1,91
<i>Aristotelia chilensis</i>	0,34	<i>Eupatorium glechonophyllum</i>	2,02
<i>Foeniculum vulgare</i>	0,39	<i>Peumus boldus</i>	2,69
<i>Chusquea cumingii</i>	0,39	<i>Pittosporum undulatum</i>	2,86
<i>Eucalyptus globulus</i>	0,45	<i>Azara celastrina</i>	3,81
<i>Colletia hystrix</i>	0,5	<i>Baccharis salicifolia</i>	4,04
<i>Drymis winteri</i>	0,5	<i>Maytenus boaria</i>	4,26
<i>Baccharis macraei</i>	0,5	<i>Diplolepis menziesii</i>	4,71
<i>Teline monspessulana</i>	0,56	<i>Escallonia revoluta</i>	4,93
<i>Cestrum parqui</i>	0,56	<i>Pinus radiata</i>	5,21
<i>Podanthus ovatifolius</i>	0,84	<i>Escalonia illinita</i>	5,33
<i>Trevoa trinervis</i>	0,9	<i>Fuchsia lycioides</i>	9,81
<i>Cryptocaria alba</i>	0,9	<i>Rubus ulmifolius</i>	31,9

Fuente: Elaboración propia, 2023.

A continuación, se detallan los resultados de la aplicación del índice de Shannon para la vegetación leñosa por parcela de muestreo:

Áreas de muestreo con “Diversidad Muy Baja”:

La parcela de muestreo n°1 ubicada en la zona de desembocadura es la que arrojó el menor rango de diversidad con una riqueza de 2 especies nativas. Esto se debe al alto grado de

transformación al que se ha visto expuesto el paisaje, explicado por su ubicación dentro del área urbana, lo que ha derivado en una alteración muy severa de la composición vegetal de la zona de ribera y muy difícil de remediar en el corto y mediano plazos. Es preciso señalar que la zona de ribera de esta parcela presenta un predominio de vegetación herbácea de hábito halófito por lo que naturalmente se encuentra una menor riqueza y abundancia de especies nativas leñosas. Como puede observarse en la tabla n°8, al considerarse la vegetación leñosa exótica el rango de diversidad aumenta a “**Diversidad Baja**”, dado que la riqueza de especies exóticas es de 6.

Al tratarse de un área con vegetación herbácea de hábito halófito (Humedal El Batro), es de especial preocupación la masiva presencia de *Eucalyptus globulus*, ya que provoca efectos negativos tales como la alelopatía, que dificulta el establecimiento de especies nativas, y sequedad en los suelos, debido a su elevado consumo hídrico.

Áreas de muestreo con “Diversidad Alta:

En la parcela de muestreo n°4 el índice de Shannon para especies leñosas nativas arrojó un resultado de 2,1, por lo cual según Caviedes (1999) entra en el rango de “Diversidad Alta”. En total se registró una riqueza de 12 especies nativas, con una abundancia de 128 individuos. El rango de diversidad no disminuye al considerar las especies exóticas, pese a que fueron registradas un total de 2 especies con una abundancia de 75 individuos, de los cuales 70 correspondieron a *Rubus ulmifolius*. Esta falta de alteración en el resultado al agregar al cálculo la totalidad de especies, puede ser explicada porque se logra cierto grado de homogeneidad en la distribución de individuos por especie.

Áreas de muestreo con “Diversidad Muy Alta:

Las parcelas de muestreo 2, 3, 5, 6 y 7 registraron una “Diversidad Muy Alta”. En todas las parcelas se registraron entre 12 y 21 especies nativas, con un máximo de abundancia en el área de control n° 2, con un total de 334 individuos. La parcela 2 registró vegetación conspicua para el caso de estudio, tales como *Myrceugenia exsucca* (26), *Cissus striata* (28), *Citronella mucronata* (10), *Aristotelia chilensis* (19) y *Luma chequen* (14). Al igual que la parcela 3, donde se registró *Myrceugenia exsucca* (14), *Cissus striata* (12), *Citronella mucronata* (9), *Aristotelia chilensis* (16), y *Luma chequen* (28). También se registró en la parcela n°5 *Cryptocarya alba* (15) en pequeñas asociaciones con *Myrceugenia exsucca* (22). Todas las anteriores, especies propias del Bosque esclerófilo mediterráneo de subtipo higrófilo (Teillier *et al.*, 2018).

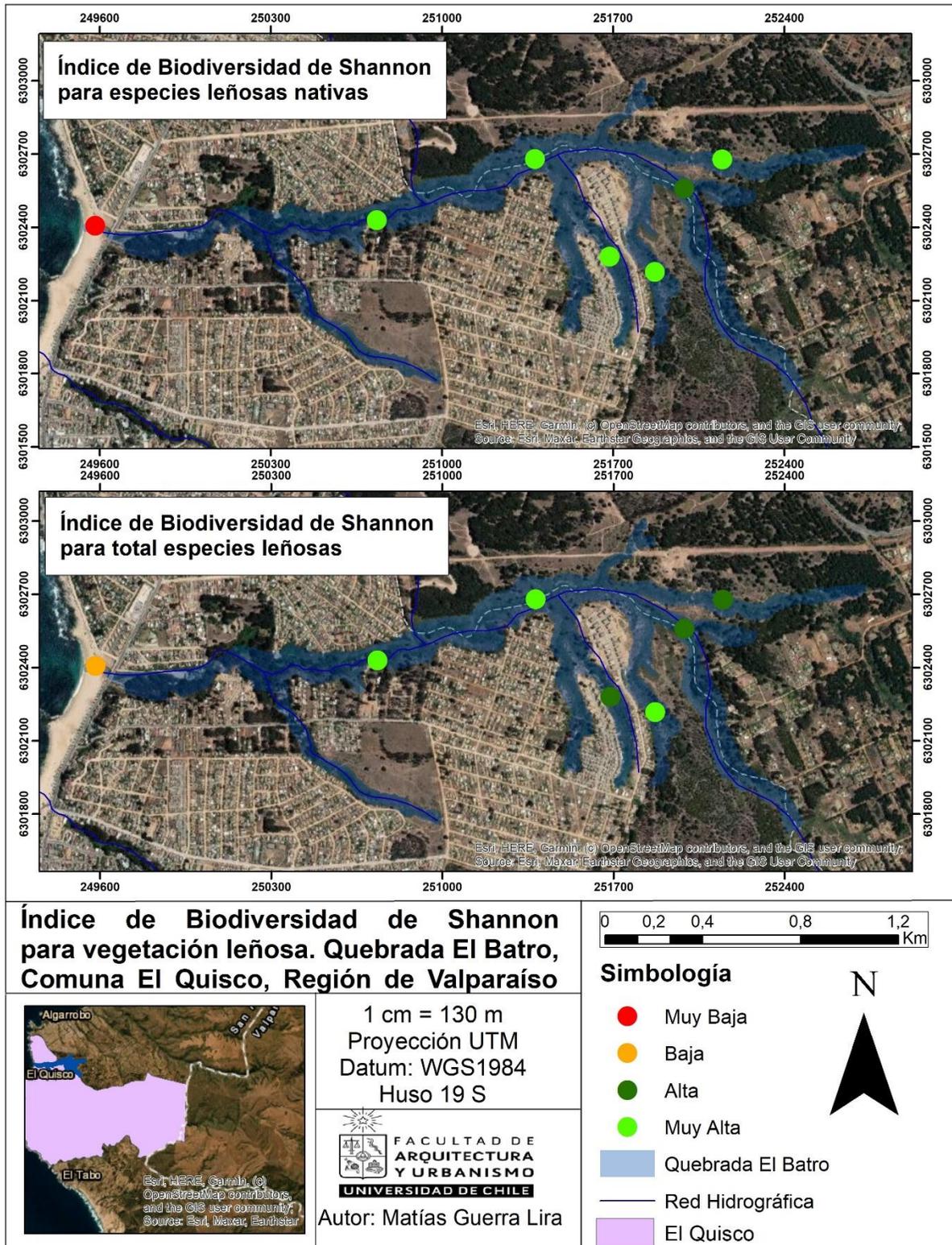
Como se había señalado, la gran cantidad de *Rubus ulmifolius* se constata en todas las parcelas de muestreo, con mayor abundancia a partir de la parcela n°2 hasta la n°7. Motivo por el cual se precisa dar mención a la disminución del rango de diversidad en las parcelas 5 y 6 de “Muy Alta” a “Alta” al considerar las especies exóticas en el cálculo del índice de Shannon. Esto se explica por la abundancia que representan las especies exóticas dentro de dichas parcelas, en desmedro de la abundancia total de las especies nativas. Es decir, la abundancia de especies no es homogénea, sino que se cumple que pocas especies exóticas registran muchos individuos, y representan un porcentaje importante dentro del total de especies registradas.

Tabla n° 9: Resumen de biodiversidad de especies leñosas.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Riqueza spp. leñosas nativas	2	20	21	12	16	14	12
Abundancia	8	334	223	128	148	153	149
Índice de Shannon vegetación leñosa nativa	0,4	2,8	2,7	2,1	2,5	2,4	2,5
Rango de Diversidad Caviedes (1999)	Muy Baja	Muy Alta	Muy Alta	Alta	Muy Alta	Muy Alta	Muy Alta
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Riqueza spp leñosas total	8	22	24	14	19	16	13
Abundancia	61	463	346	203	260	247	204
Índice de Shannon especies leñosas totales	1,8	2,7	2,5	2,1	2,2	2,2	2,4
Rango de diversidad Caviedes (1999)	Baja	Muy Alta	Muy Alta	Alta	Alta	Alta	Muy Alta

Fuente: *Elaboración propia, 2023.*

Cartografía n° 3: Índice de Shannon para vegetación leñosa.



Fuente: *Elaboración propia*, 2023.

3.2.3 Biodiversidad de avifauna en la zona de ribera.

El catastro de especies realizado en la totalidad de los puntos de control, arroja una riqueza de 29 especies con una abundancia total de 189 individuos (observar anexo n° 5). El mayor porcentaje de origen corresponde a las aves nativas con una riqueza de 24 especies (82,75%) y una abundancia de 155 individuos lo que arroja un porcentaje de 82,01%. Las aves exóticas representan el 10,05% distribuidos en 3 especies, con un total de 19 individuos. Mientras que las aves endémicas se distribuyeron en 2 especies, con un registro de abundancia total de 15 individuos, siendo el 7,94% del total. Estos resultados están influenciados por la temporada en que fue realizado el levantamiento de información, correspondiente al mes de agosto.

Tabla n°10: Porcentaje de especies de aves según su origen.

Origen de las aves	Riqueza	Porcentaje	Abundancia	Porcentaje
Nativas	24	82,75	155	82,01
Endémicas	2	6,9	15	10,05
Alóctonas	3	10,35	19	7,94

Fuente: *Elaboración propia*, 2023.

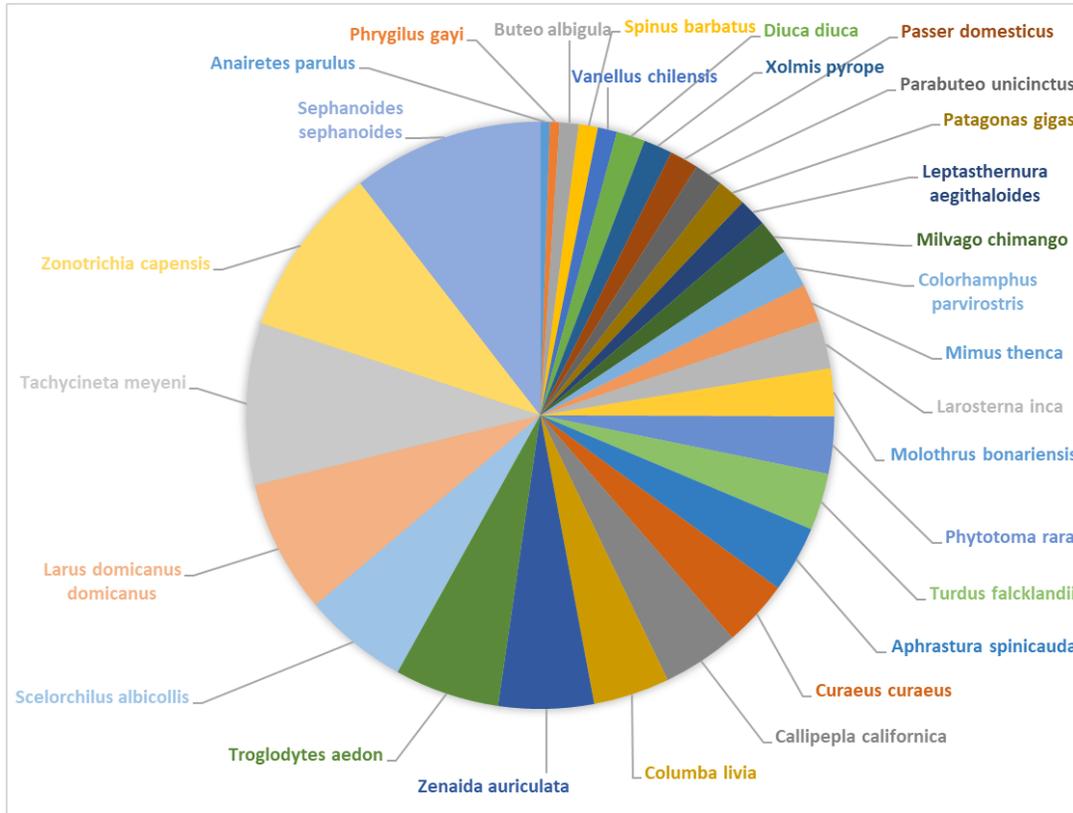
Las especies endémicas que fueron registradas corresponden a *Scelorchilus albicollis* (11) y *Mimus thenca* (4), con registros en los puntos de control 2, 3 y 5, y 2, 5 y 6 respectivamente. Pese a que no fue posible el avistamiento, el canto de *Scelorchilus albicollis* (Tapaculo) es muy reconocible en las zonas de vegetación densa, bajo los matorrales de *Chusquea cumingii* (Quila) en donde haya refugio. Medel *et al.* (2009) señala la importancia de la especie *Mimus thenca* (Tenca) como la encargada -junto a las especies *Xolmis pyrope* (Diucón) y *Turdus falcklandii* (Zorzal)- del esparcimiento de la semilla de *Cryptocarya alba* (Peumo) en los bosques esclerófilos del Chile central. Ambas especies endémicas pertenecen al orden de las Passeriformes, y están consideradas como especies de preocupación menor (Birdlife International, 2016).

Los puntos con mayor abundancia fueron el punto 1 y el punto 3, con 40 y 43 individuos respectivamente. Esta abundancia del punto 1 puede ser explicada por su ubicación en la costa, lo que permite comúnmente la masiva presencia de aves marinas como *Larus domicanus domicanus* (Gaviota dominicana) y *Larosterna inca* (Gaviotín monja). Por su parte el punto de control 3, tenía una planicie con escasa vegetación que permitía una visibilidad privilegiada para realizar el registro de las aves, lo que pudo influir en este aumento de abundancia con respecto al resto de los puntos.

Las especies con mayor abundancia corresponden a *Sephanoides sephanoides* (20), *Zonotrichia capensis* (18), y *Tachycineta meyeni* (17). Le siguen con sobre 10 individuos de abundancia *Larus domicanus domicanus* (14), *Troglodytes aedon* (11), y *Scelorchilus albicollis* (11).

En general el resultado del índice de Shannon para avifauna entregó buenos puntajes por lo que varios puntos se ubicaron dentro del rango de diversidad “Alta” o “Muy alta”, salvo por los puntos de control 1 y 7, que obtuvieron la peor calificación. Estos buenos resultados se explican por la distribución relativamente homogénea de las especies y su abundancia por punto de control. Es decir, en los puntos de control de buena calificación, no hubo una especie que dominara en abundancia por sobre el resto, y se catastró más bien un número similar de individuos por especie, algo que el índice de Shannon evalúa positivamente.

Figura n° 11: Porcentaje de abundancia de especies de aves.



Especie	%	Especie	%
Anairetes parulus	0,53	Larosterna inca	2,65
Phrygilus gayi	0,53	Molothrus bonariensis	2,65
Buteo albigula	1,06	Phytotoma rara	3,17
Spinus barbatus	1,06	Turdus falcklandii	3,17
Vanellus chilensis	1,06	Aphrastura spinicauda	3,70
Diuca diuca	1,59	Curaeus curaeus	3,70
Xolmis pyrope	1,59	Callipepla californica	4,23
Passer domesticus	1,59	Columba livia	4,23
Parabuteo unicinctus	1,59	Zenaida auriculata	5,29
Patagonas gigas	1,59	Troglodytes aedon	5,82
Leptasthernura aegithaloides	1,59	Scelorchilus albicollis	5,82
Milvago chimango	1,96	Larus domicanus domicanus	7,41
Colorhamphus parvirostris	2,12	Tachycineta meyeri	8,99
Mimus thenca	2,13	Zonotrichia capensis	9,52
		Sephanoides sephanoides	10,58

Fuente: Elaboración propia, 2023.

A continuación, se detallan los resultados del índice de Shannon para el registro de avifauna según rango de diversidad. Se puede observar el resumen en tabla n° 11 y en la cartografía n° 4, adjunta en este apartado, su distribución espacial:

Diversidad Muy Baja:

El punto de control que registró el índice más bajo de diversidad de avifauna nativa corresponde al Punto n° 7 en donde solo se registró una riqueza de 4 especies, y un total de 9 individuos: *Zonotrichia capensis* (1), *Parabuteo unicinctus* (1), *Zenaida auriculata* (6) y *Colorhamphus parvirostris* (1). Este resultado resulta un tanto paradójico al analizar el escenario general del resto de puntos y anclarlo a los resultados de los índices (QBR y índice de Shannon para vegetación leñosa), agregando además que se registraron al menos 3 nidos de aves. Se estima que el resultado en este punto en particular es muy probablemente fortuito, y no necesariamente representativo de la diversidad de especies que interactúan en el área de muestreo. Cabe señalar que no se registraron especies alóctonas en este punto.

Diversidad Baja

El valor de índice de Shannon en el punto de control n°1 para las aves nativas, arroja un resultado dentro del rango de “Diversidad Baja”. Esto se debe principalmente a la abundancia de la especie *Larus domicanus domicanus* (14), en desmedro del resto de especies nativas avistadas en este punto, como *Larosterna inca* (5), *Zonotrichia capensis* (4), *Tachycineta meyeni* (2) y *Molothrus bonariensis* (1). El índice de este punto sube de rango a “Diversidad media” al considerar las especies alóctonas *Columba livia* (8) y *Passer domesticus* (1). Cabe precisar que la especie *Larosterna inca* (Gaviotín monja), está catalogada como una especie cercana a la amenaza (NT) (Birdlife International, 2018).

Diversidad Media

El punto 4 registró una “Diversidad media” con una riqueza de 8 especies y una abundancia de 12 individuos: *Troglodytes aedon* (1), *Diuca diuca* (1), *Tachycineta meyeni* (1), *Molothrus bonariensis* (1), *Aphrastura spinicauda* (2), *Phytotoma rara* (3), *Leptasthemura aegithaloides* (1) y *Turdus falcklandii* (2). No se registraron especies alóctonas, por lo que las 8 especies aquí registradas son nativas. Este fue el único punto de control en el que el resultado está dentro del rango de diversidad media.

Diversidad Alta

Los puntos 2, 5 y 6, obtuvieron un resultado dentro del rango de “Diversidad alta” para especies de aves nativas, con un mínimo de riqueza de 10 especies en el punto 6. En los 3 puntos se registró al menos una especie endémica (*Scelorchilus albicollis* o *Mimus thenca*). Los puntos 2 y 5 presentaron una abundancia a la media, con 35 y 34 individuos registrados. Por su parte el punto 6 registro una abundancia total de 16 individuos. Pese a este número, el rango de diversidad está explicado por la distribución equitativa de individuos por especie, siendo los valores de abundancia entre 1 y 2 individuos por especie.

Diversidad Muy Alta:

Al agregar en el cálculo las aves alóctonas, el punto 6 aumenta su rango de diversidad a “Muy alta”. Como se señaló previamente, este punto cumple una distribución homogénea entre abundancia por especie, lo que explica este resultado. Esta categoría la comparte con el punto 3, que es el punto que registró mayor riqueza de especies nativas (17), y mayor abundancia (41). Las especies de mayor abundancia en este punto corresponden a *Zonotrichia capensis* (6), *Tachycineta meyeri* (6) y *Scelorchilus albicollis* (4).

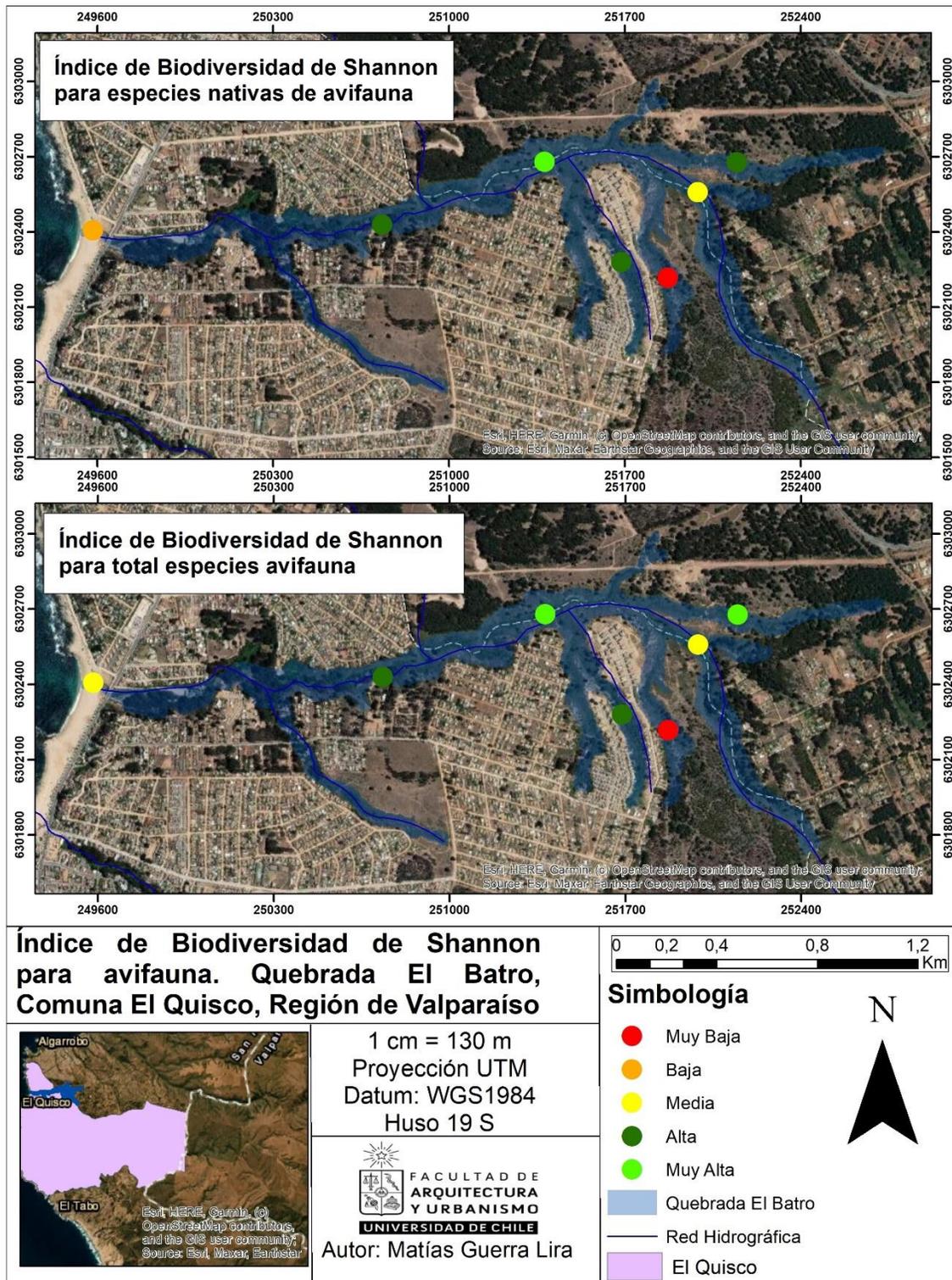
Tabla n° 11: Resumen de biodiversidad de avifauna

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Riqueza spp. Avifauna nativa	7	12	17	8	11	10	4
Abundancia	31	32	41	12	31	14	9
Índice de Shannon avifauna nativa	1,6	2,2	2,3	1,9	2,2	2,2	1
Rango de Diversidad Caviedes (1999)	Baja	Alta	Muy Alta	Media	Alta	Alta	Muy Baja
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Riqueza spp avifauna total	9	13	18	8	12	11	4
Abundancia	40	35	43	12	34	16	9
Índice de Shannon avifauna total	1,9	2,3	2,7	1,9	2,3	2,4	1
Rango de diversidad Caviedes (1999)	Media	Alta	Muy Alta	Media	Alta	Muy Alta	Muy Baja

Fuente: *Elaboración propia, 2023.*

Nota: Los valores fueron redondeados a la décima. Por ello puede haber resultados de Índice de Shannon similares en distintas categorías.

Cartografía n°4: Resultados índice de Shannon para avifauna.



Fuente: *Elaboración propia, 2023.*

3.2.4 Erosión de suelo.

Parte importante de los tipos de erosión vistos en la Quebrada El Batro tienen relación con la topografía de la microcuenca, la que, junto a la composición del suelo, influye en los niveles de degradación erosiva a los que puedan estar expuestas ciertas áreas. Sin embargo, en este proceso, es inevitable considerar a la vegetación como un componente sustancial, toda vez que su presencia o ausencia genera dinámicas de erosión y grados de susceptibilidad muy dispares. Su importancia reside en la protección que da al suelo mediante el follaje y la hojarasca, amortiguando el impacto de las gotas de las precipitaciones, al mismo tiempo que reduce la velocidad del escurrimiento superficial (Espinoza et al., 1988 como se cita en Zamorano, 2021), favoreciendo a su vez la infiltración a través de pequeñas aberturas o ranuras que dejan sus raíces. La vegetación actúa también como un estabilizador de las laderas, brindando sujeción, estabilidad y cohesión con sus raíces (R.P.C. Morgan, 1997 como se cita en Vargas, 2019). En esta ecuación es necesario incluir también las acciones antrópicas que han modelado el suelo, como el drenaje de cañerías de captación de aguas lluvia de poblaciones aledañas y el desarrollo de actividades en vehículos motorizados en la quebrada.

En función de ello, este apartado constará en primer lugar de los resultados de la aplicación del índice de erosión dominante realizado en las parcelas de muestreo de 10m x 10m, junto a una sistematización de observaciones realizadas en terreno, que buscan contribuir en el análisis de los resultados. Además, se ha realizado una cartografía de pendientes, que otorga información más detallada sobre el escenario erosivo del área de estudio.

Tipos de erosión dominantes por parcela de muestreo (Laminar-surcos-cárcavas)

La erosión del suelo es un proceso en el cual este mismo sufre una degradación y pérdida. Se habla de “tipo de erosión predominante”, dado que en una parcela de muestreo es posible discriminar el tipo de erosión que está más presente. La definición de la predominancia está determinada entonces por el porcentaje de área que abarca dicho tipo. A continuación, se detallan los resultados:

Laminar:

A lo largo de toda el área de estudio es posible evidenciar este tipo de erosión, siendo predominante en las parcelas 1, 2, 3 y 5. Este tipo de erosión consiste en el arrastre de capas finas y uniformes en toda o casi toda la superficie del suelo (De la Maza, 2014), y no precisa del desarrollo de incisiones visibles a simple vista como canalículos o surcos, generando un modelado de aplanamiento (Vargas, 2019). Las parcelas 2 y 3 presentaron un grado de erosión ligera, mientras que las parcelas 1 y 5 fueron catalogadas con erosión moderada.

La buena disposición vegetal que presentan en general las parcelas de muestreo permite que los niveles de erosión de suelo sean de baja intensidad, pero pese a ello no son nulos. R.P.C. Morgan (1997) en Vargas (2019), señala que una cobertura vegetal óptima de seguridad contra la erosión se alcanza a partir del 70% de cubrimiento. La disminución de las precipitaciones en las últimas dos décadas en la provincia de San Antonio ha

determinado una baja del componente vegetal herbáceo, el cual presenta un follaje que protege al suelo disminuyendo la velocidad y la magnitud del escurrimiento superficial y por ende el lavado de nutrientes desde las primeras capas de suelo.

Este último antecedente se considera con especial atención, puesto que los suelos desnudos son una de las variables que propician el desencadenamiento de las primeras fases de la erosión del suelo, dando paso a pequeños canalículos que progresivamente crecen, si las condiciones de erosividad se mantienen, hasta desarrollar mayores niveles de erosión y degradación del suelo.

Surcos

Al igual que la erosión laminar este tipo de erosión es bastante común. Sin embargo, su presencia no fue siempre dominante. Las parcelas 4 y 7 presentaron niveles de erosión moderada, siendo la parcela 6 la que presentó los mayores niveles de erosión asignándole finalmente un grado de erosión severa. Todas ellas presentaron como tipo de erosión dominante a Surcos.

Parte importante de este nivel de degradación tiene como principal causa los suelos desnudos en laderas y partes de fondo de quebrada, que se han desarrollado a causa de la tala de vegetación y la práctica de deportes en vehículos motorizados como el Enduro. Estas actividades son especialmente dañinas en la conservación de las propiedades físicas y de calidad del suelo, toda vez que queda expuesto con un mayor grado de vulnerabilidad a los efectos del escurrimiento superficial. Si el terreno se encuentra con un grado de humedad el Enduro podría generar compactación e incisiones, especialmente si se encuentra en terrenos con pendiente, y compactación y acumulaciones de tierra (pequeños camellones o caballones) si se encuentra en terrenos planos (Vargas, s/f).

Las comunidades agrupadas en la defensa de los ecosistemas de la quebrada se han visto forzadas a la colocación de barreras que dificultan el acceso a los senderos (ver figura n°12). Sin embargo, los efectos de estas prácticas dañinas se pueden observar en varios puntos, que asociado al efecto de las precipitaciones y el escurrimiento, incrementan la severidad de la erosión. (ver figura n° 13).

Figura n° 12:



Figura n° 13:



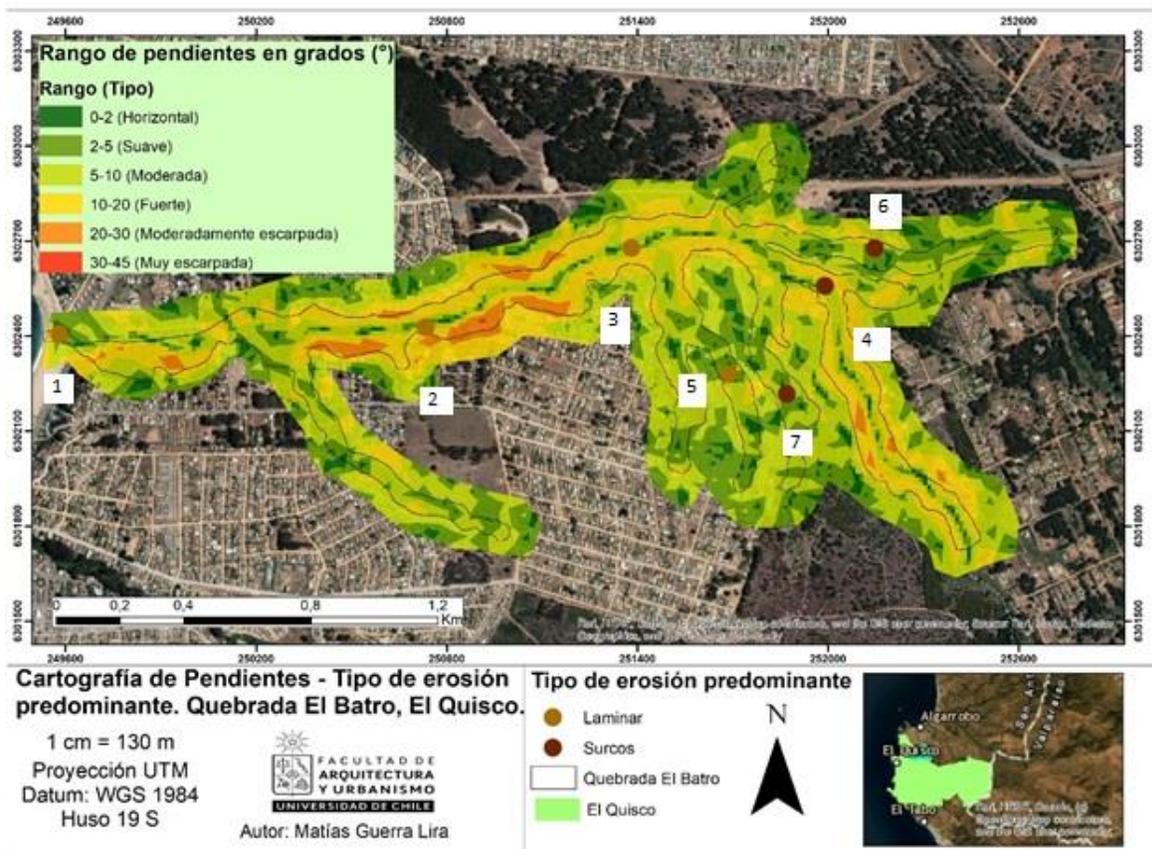
Fuente: *Elaboración propia, 2022.*

Tabla n° 12: Tipo de erosión dominante y grado de erosión por área de muestreo.

Área de muestreo	Tipo de Erosión dominante	Grado de erosión
Parcela 1	Laminar	Erosión Moderada
Parcela 2	Laminar	Erosión Ligera
Parcela 3	Laminar	Erosión Ligera
Parcela 4	Surcos	Erosión Moderada
Parcela 5	Laminar	Erosión Moderada
Parcela 6	Surcos	Erosión Severa
Parcela 7	Surcos	Erosión Moderada

Fuente: *Elaboración propia, 2023.*

Cartografía n°5: Pendientes – tipo de erosión dominante por parcela de muestreo.



Fuente: *Elaboración propia, 2023.*

Cárcavas

Erosión que presenta un avance retrógrado (ladera arriba) y de gran profundidad que, pese a no ser dominante en ninguna parcela de muestreo, presenta una intensidad a considerar en las partes altas de la ladera sur (ubicación de referencia entre las parcelas 3 y 4). Las principales causas reconocidas en el área de estudio se relacionan con la cobertura vegetal, el tipo de suelo, el uso de suelo, la topografía de la quebrada (ya que coinciden con un

rango de pendientes “fuerte”), la salpicadura de las precipitaciones, y a la concentración de cañerías de captación de lluvias provenientes de las poblaciones colindantes que descargan/desembocan en la ladera sur de la quebrada. Este último antecedente es especialmente significativo de acuerdo al caso, ya que debido a esta situación se genera un escurrimiento superficial de alta intensidad en determinadas áreas, dando como resultado cárcavas de gran tamaño en distintos puntos de la ladera (revisar cartografía n°6) que oscilan entre 1 y 3 metros de profundidad (revisar figuras n° 14 y n° 15).

Las cárcavas son el tipo de erosión de mayor intensidad y complejidad, e implica entre otras cosas el mayor desafío de recuperación en terrenos degradados. Su proceso erosivo posee un comportamiento errático, por lo que es difícil de investigar y predecir (Bravo-Espinosa *et al.*, 2010), lo que dificulta la delimitación de su área de influencia tanto ladera arriba como ladera abajo. El flujo de sedimentos que provee ladera abajo, hacia el exutorio, genera alteraciones bioquímicas en el agua, sedimentación de los cauces, y el deterioro de su calidad. Por lo mismo, como se puede apreciar en la cartografía n°6, se señala un área de erosión potencial por flujo, de acuerdo a la dirección de flujo de sedimentos, lo que permite visualizar un área de influencia potencial de las cárcavas en la microcuenca.

Por otro lado, debido a su potencial crecimiento, su comportamiento errático y la dificultad de predecir con exactitud su evolución, no se puede descartar la posibilidad de ocurrencia de eventos de remoción en masa en concomitancia o no con las dinámicas de las cárcavas, lo que transforma esta área en una zona de riesgo, y de alteración muy severa a nivel físico y biótico de la microcuenca.

Figuran n° 14:

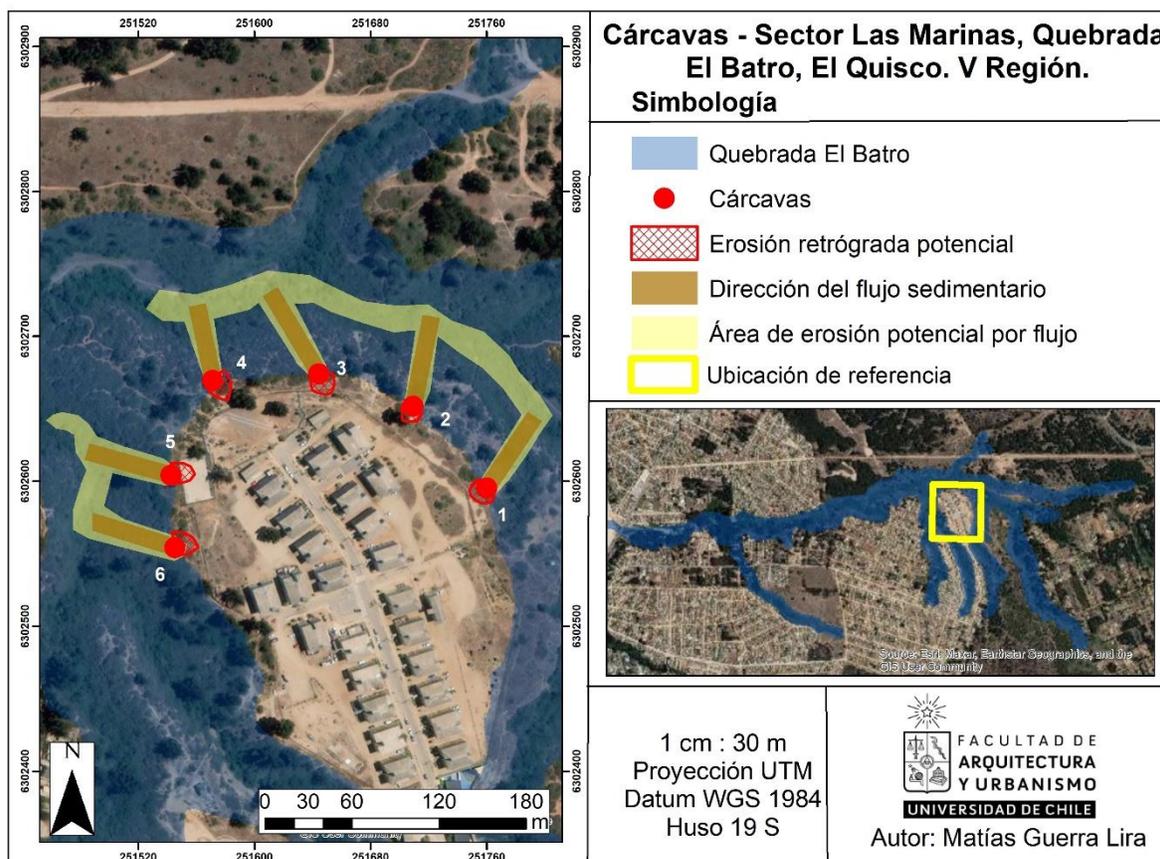


Figura n° 15:



Fuente: *Elaboración propia, 2022.*

Cartografía n° 6: Cárcavas – Sector Las Marinas, Quebrada El Batro, El Quisco.



Fuente: *Elaboración propia, 2023.*

Tabla n°13: Información cárcavas.

Cárcava	UTM X	UTM Y	Ubicación	Observaciones
Cárcava 1	251762.51	6302561.3	Atrás de pto limpio. Descarga de aguas lluvias pasaje 3	Socavón > 3m. Riesgo de caídas.
Cárcava 2	251715.68	6302642.24	Descarga aguas lluvias de pasaje 2 noreste	Ladera erosionada. Múltiples cárcavas.
Cárcava 3	251667.94	6302675.73	Cercana a sede marina 1, erosión de terraplenes	Grupo de cárcavas, erosionan talud.
Cárcava 4	251581.32	6302673.93	Descarga aguas lluvias calle montemar, cerca de plaza de juegos.	Socavón altura > 3m. Riesgo de caídas.
Cárcava 5	251540.73	6302594.98	Costado de multicancha	Múltiples socavones, riesgo de caídas
Cárcava 6	251600.21	6302491.51	Descarga de aguas lluvias, pasaje 3 suroeste	Tubos de alcantarillado al descubierto por erosión.

Fuente: Extraído de “*Informativo de degradación de suelos, Villa Las Marinas, El Quisco*”.
Realizado por *Colectivo Defensa Quebrada El Batro, 2023.*

3.2.5 Situación hídrica de la Quebrada El Batro

La Quebrada El Batro posee un régimen pluvial, por lo que su situación hídrica está sujeta en primer lugar, a la ocurrencia –o no- de precipitaciones. Estas muestran una clara tendencia a la disminución a partir del año 2000 (revisar figura n°16: Precipitaciones en Punta Panul, San Antonio), lo cual ha determinado una baja en la disponibilidad de agua fresca en las capas superficiales, y supone por tanto una disminución de la recarga de los niveles freáticos. Estos períodos de sequía prolongada y la ocurrencia intermitente de precipitaciones intensas, a la larga producen efectos negativos en términos hídricos y de calidad del suelo, puesto que se genera un escurrimiento superficial erosivo de la primera capa del suelo y una compactación superficial que disminuye la porosidad y la percolación del agua hacia los niveles subterráneos.

Aguas arriba, en el sector de cabecera, la transformación del paisaje se ha agudizado en los últimos años con el aumento de la parcelación de terrenos próximos al lecho, que se suma a la ampliación de las plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* que pueblan parte importante de la zona de ribera, en desmedro de las poblaciones vegetales originales. Ambas situaciones generan un perjuicio hídrico para la microcuenca por:

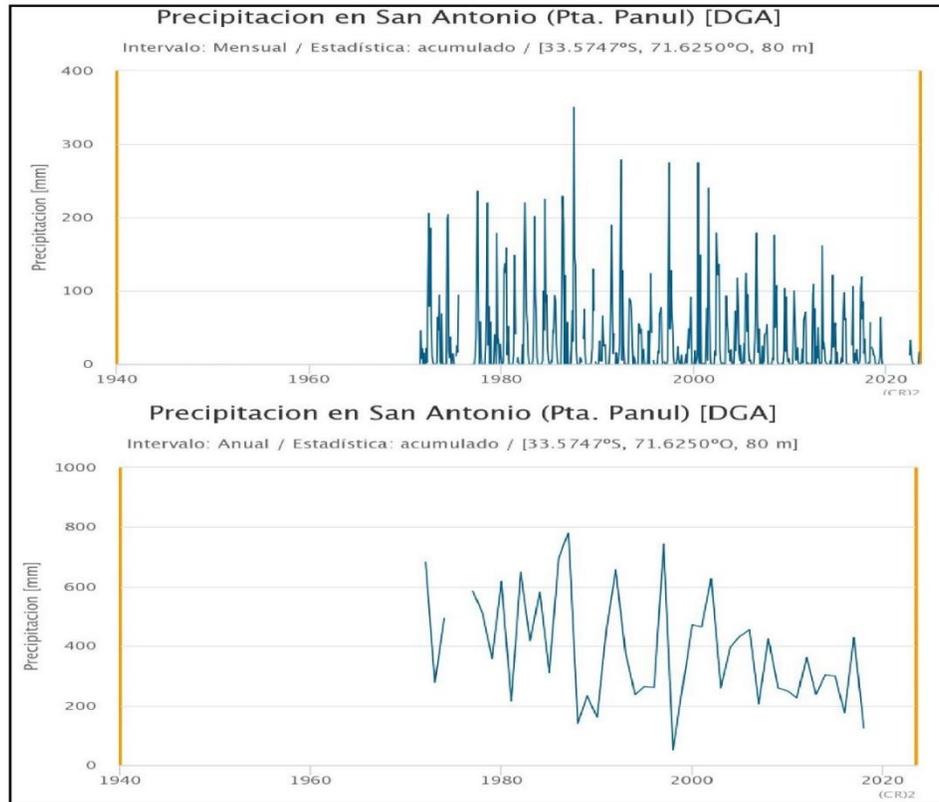
- 1) La extracción de aguas subterráneas en algunas parcelas de agrado que, “*al bombear hacia la superficie, se produce un cono invertido de depresión, generando una disminución en el nivel freático que se manifiesta en un secamiento del cauce*” (Ferrando, (s/f). en Zamorano (2021)).
- 2) La alta cantidad de agua que consumen ambas especies para su supervivencia, generando un desbalance del ciclo natural.

Este cambio en el paisaje influencia la dinámica hídrica de la quebrada disminuyendo la disponibilidad y captación de aguas de la microcuenca desde la zona alta. Dicha transformación, propia de la acción antrópica, es sobretodo determinante en la situación hídrica aguas abajo, en el área de estudio, la cual es elemental para los **procesos ecológicos** del ecosistema ribereño, y por lo tanto de su capacidad de resiliencia y adaptación a las condiciones de aridez producto de la disminución de las precipitaciones y el aumento de la temperatura debido al cambio climático. Este secamiento antrópico viene acompañado de aumentos en la evapotranspiración de las cuencas y microcuencas, y se espera que la tendencia hacia un clima más seco continúe (Gallardo *et al.*, 2019).

Un estudio realizado por el Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (2020) en que se analizaron imágenes satelitales del período 2000-2017, señala que producto de la mega sequía que afecta a los bosques esclerófilos de la zona central de Chile en las últimas décadas, se ha manifestado un fenómeno conocido como *Browning*, que vendría a ser el “pardeamiento” de los bosques o pérdida de verdor en estos. Se estima que en este período un tercio de los bosques de la zona central disminuyó su verdor producto de la falta de agua (Miranda *et al.*, 2020), lo que se traduce en un debilitamiento de la capacidad fotosintética de los organismos vegetales. Este análisis permitió apreciar que el verdor de los árboles mantuvo mayor estabilidad en los fondos de quebrada, donde el suelo conserva

condiciones de humedad más favorables (Miranda *et al.*, 2020), por lo que la disponibilidad de agua para el mantenimiento de estos bosques únicos es irremplazable e indispensable.

Figura n° 16: Gráficos de precipitaciones mensual y anual en Punta Panul, San Antonio.



Fuente: *Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2)*, 2023.

3.2.6 Calidad de agua.

Durante agosto de 2022, en el levantamiento realizado en el punto n°5 correspondiente a un brazo tributario desde el sur de la quebrada, fue posible registrar la presencia de una coloración rojiza/marrón del agua a partir de la zona media de dicho tributario (revisar figura n°17), hasta cerca del área de confluencia con el eje principal de la quebrada, la cual había colonizando parte importante del agua superficial. La organización Defensa Quebrada el Batro (2023) registró durante las primeras lluvias del año en curso la presencia de esta misma coloración en el humedal de la desembocadura, por lo que se puede concluir que colonizó todo el curso de agua de la Quebrada a partir de la tributaria aguas abajo.

Figura n° 17: Registro de coloración rojiza/marrón de las aguas.



Fuente: *Captura propia, 2022.*

Como resultado del cambio climático a gran escala, se han manifestado cielos más despejados que han desencadenado un aumento en la radiación solar, lo cual ha propiciado la concentración de nutrientes en las capas superficiales del agua (Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia, 2019). Producto de la disminución de precipitaciones, además, se han generado flujos lénticos, lo que ha favorecido el estancamiento de agua en algunos sectores de la quebrada que, acompañado de detritos orgánicos de vegetación exótica de difícil degradación (como las hojas y conos de *Pinus radiata*) y de desechos orgánicos antrópicos provenientes de la Planta de Elevación de Aguas Servidas (PEAS) ubicada en la zona central de uno de los tributarios sur de la quebrada, pudo generar un fenómeno conocido como eutrofización. La eutrofización se produce cuando hay un enriquecimiento de nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo), que hace que la carga de estos sea mayor a su asimilación, generando una proliferación de microalgas desequilibrando el ecosistema (Núñez, 2022). Este fenómeno es sobretodo dañino para la disponibilidad de oxígeno en el agua contaminada, puesto que las microalgas y bacterias consumen gran parte del oxígeno disuelto, lo que es perjudicial para el ecosistema acuático, así como también para la vegetación ribereña. Tal como señala García *et al* (2018) la eutrofización se debe esencialmente a los efectos de la acción antrópica.

Otra causa que podría responder a este fenómeno, es la presencia de bacterias férricas (o ferrobacterias), que usualmente forman manchas de color amarillo, naranja, rojo o marrón en las aguas (MICROLAB, 2011). Su posible presencia puede deberse a la oxidación de metales de la PEAS ubicados dentro del curso de agua de la quebrada tributaria sur, y que, dadas determinadas condiciones, pueden prosperar colonizando aguas abajo.

3.2.7 Situación Planta Elevadora Aguas Servidas (PEAS):

Conforme la aprobación del Servicio de Evaluación Ambiental (SEIA) el año 2010, fue ejecutada la red de alcantarillado para los proyectos habitacionales Villa las Marinas y Padre Eduardo Alvear, la cual requería proyectar un sifón invertido como solución al problema de atravesado de la quebrada natural existente entre ambos loteos (SEIA, 2010). El sifón invertido corresponde a un conducto cerrado que trabaja a presión y se utiliza para conducir aguas en el cruce de una tubería por una depresión topográfica en la que se encauzan aguas corrientes (SEIA, 2010). Según el informe del SEIA, el Titular en Adenda N° 1 señala que ***“la napa en el fondo de la quebrada está prácticamente en superficie, por tanto, la vulnerabilidad de esta es alta”***.

Las partes que componen el sifón corresponden a:

- Transiciones de entrada y salida.
- Rejilla de entrada.
- Tuberías de presión
- **Cámara de desagüe**, la cual se ubica justo a nivel de la quebrada (fondo de quebrada) (Figura n° 18). Consiste en una cámara de válvulas de compuertas de dimensiones convenientes de acuerdo al caudal a desalojar. Las unidades están dispuestas dentro de una isla de protección enterrada a nivel de terreno (que asegure la continuidad del flujo de la quebrada), protegida por un zampeado de piedra para evitar socavamiento en los bordes (SEIA, 2010).

La ejecución de este proyecto contemplaba medidas ante situaciones de contingencia y riesgo como fugas y derrames de aguas servidas al curso natural de agua de fondo de quebrada. Sin embargo, la Agrupación Defensa Quebrada El Batro ha constatado que producto del rebasamiento de las aguas servidas de la cámara de desagüe, esta *“ha llegado al flujo de agua de la quebrada, introduciendo desechos antrópicos y contaminando el sistema hídrico natural”* (Colectivo Defensa Quebrada El Batro, 2023). Además, señalan que la tapa de la cámara de desagüe está constantemente abierta, lo cual genera un foco de contaminación. Ante esta situación, cabe precisar que las medidas de mitigación de riesgos no se han realizado de forma óptima, o bien son insuficientes.

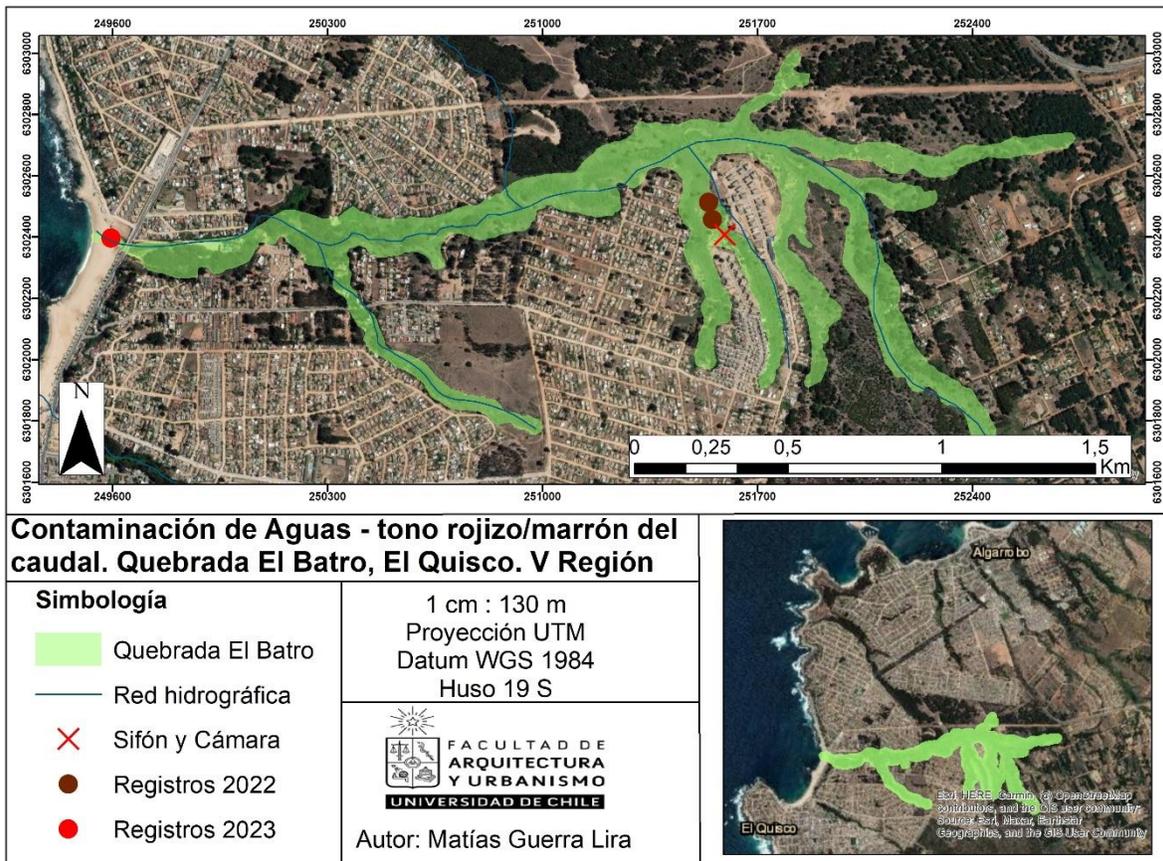
Esta situación genera las condiciones para que, producto del desbalance químico del agua, prosperen organismos ajenos al ecosistema acuático y terrestre de la quebrada, como lo es el caso de la coloración rojiza/marrón de las aguas.

Figura n° 18: Cámara de desagüe de la PEAS abierta, al límite del rebasamiento.



Fuente: *Captura propia, 2022.*

Cartografía n° 7: Contaminación de aguas.



Fuente: *Elaboración propia, 2023.*

3.2.8 Situación Especies Exóticas Invasoras (EEI):

Para el Ministerio del Medio Ambiente, en Chile la normativa respecto de la gestión de EEI se ha enfocado al tratamiento de plagas y sobre las implicancias de estas sobre los sectores productivos (MMA, 2023), mas no sobre los efectos en la pérdida de biodiversidad.

Una EEI está definida como “*una especie exótica, asilvestrada o naturalizada, que expandió su área de distribución y población*” (MMA, 2023) impactando negativamente en los ecosistemas en que se establece, compitiendo con las especies nativas que habitan.

Este apartado contempla las especies catalogadas como EEI, o bien especies exóticas que han colonizado extensiones importantes en el ecosistema ribereño de la Quebrada El Batro (comportamiento invasor), por lo cual representan un impedimento en el corto y mediano plazo para la restitución de las comunidades vegetales originales.

Rubus ulmifolius (Zarzamora):

Especie leñosa de mayor abundancia en la zona de ribera de la quebrada, representa un 31,89% del total de especies registradas en las 7 parcelas de muestreo, en las que estuvo presente en un 100%. Su nivel de adaptación y tipo de reproducción vegetativa y por semilla, le permite colonizar áreas, compitiendo con las especies nativas del ecosistema e impidiendo su desarrollo, profundizando la degradación (Fuentes *et al.*, 2014). Su colonización altera el desarrollo del sotobosque y de vegetación leñosa (Zamorano, 2021).

La presencia de zarzamora en grandes cantidades es de especial cuidado en términos del ciclo natural de fuego, puesto que al secarse otorga mucho combustible aumentando probabilidad de incendios (García, 2020). Esto representa un riesgo para las comunidades vegetales nativas y endémicas de las áreas cercanas a su colonización, y también para los poblados del entorno.

Teline monspessulana (Retamilla):

Pese a ser registrada solo en 2 puntos de control (puntos 2 y 3), representando menos del 1% del total de especies registradas en las parcelas de muestreo, el MMA la cataloga como una especie exótica que en la actualidad es considerada invasora. Este antecedente da cuenta de su capacidad adaptativa sobre los hábitats en que se establece, en desmedro de las comunidades vegetales nativas.

Eucalyptus globulus (Eucalipto):

Representa el 30% del total de especies registradas en el punto 1, donde ha colonizado generando una plantación densa. Por su distribución en el área puede ser catalogada como EEI, puesto que ha logrado dominar con creces el hábitat en desmedro de especies nativas.

Esta especie es de especial consideración debido al alto consumo hídrico que requiere, sobre todo en las etapas de crecimiento y cuando ha logrado generar un dominio en extensiones importantes del terreno. Esta especie compite por agua y luz, y provoca una alelopatía negativa al producir compuestos que restringen o evitan el establecimiento de especies nativas. Además, producto del alto consumo hídrico disminuye la humedad en el

área, aumentando la probabilidad de incendios forestales, representando un riesgo para las poblaciones colindantes. En la zona alta de la quebrada su presencia junto a *Pinus radiata* es notoria a la distancia, lo que permite suponer un poblamiento masivo en la zona de ribera entre ambas especies.

***Pinus radiata* (Pino):**

Pese a que el registro de esta especie en la zona de ribera es solo del 0,56% del total de especies, con presencia en 3 puntos de control, su poblamiento en laderas de exposición norte y sur de la zona media de la microcuenca es notoria, así como también en la zona alta de la microcuenca. Además, parte de la alteración bioquímica ocurrida en la quebrada tributaria Sur, detallada en el apartado anterior, es atribuible entre otras cosas al detrito orgánico de difícil degradación que produce esta especie, en específico sus hojas, pero sobre todo al cono o estróbilo reproductivo.

Un efecto indirecto de las plantaciones de *Pinus radiata* al suelo *in situ* se expresa en alteraciones químicas, “*particularmente en el empobrecimiento de cationes básicos y contenido de fósforo, producto de las características de la hojarasca, y la disminución de la actividad biológica del suelo*” (Rivas *et al.*, 2004). Los efectos precisos de una sustitución o invasión por *Pinus radiata* dependen de la composición original del bosque nativo (Lusk *et al.*, 2001), sin embargo, se ha demostrado la gran dificultad que tienen las especies nativas para colonizar los sectores con *Pinus radiata* debido al cambio de pH del suelo y a la bajísima cantidad de luz que llega al suelo (Teillier *et al.*, 2018). Es importante destacar que hay antecedentes de que el poblamiento de *Pinus radiata* en diferentes hábitats ejerce una significativa presión de acidificación en el suelo, con consecuencias adversas para la situación química y nutritiva del suelo (Schlatter & Otero, 1995).

Debido a que en comunidades extensas esta especie impide y diezma el desarrollo de especies nativas, cambiando casi en su totalidad la estructura natural del bosque - comportamiento atribuible en la zona alta de la quebrada-, esta especie puede ser catalogada como una especie invasora.

3.3 Estado de degradación de la zona de ribera de la Quebrada El Batro

En base a los resultados de los índices aplicados, junto a las observaciones de terreno y la revisión de bibliografía especializada en el tema, se definen las principales causas de degradación del área de estudio:

Urbanización

Esta variable es determinante en la transformación del paisaje natural y la degradación de la zona de ribera, puesto que reemplaza las dinámicas propias de los ecosistemas que habitan. Este fenómeno es sobre todo evidente en las áreas de cabecera y desembocadura, dado que ambas áreas se encuentran truncadas por carreteras. Si bien las presiones de urbanización no presentan una continuidad en la zona media, de igual modo las alteraciones de entrada y salida de la microcuenca afectan las interacciones en aquella.

La cabecera es, por excelencia, el inicio de la captación y del flujo hídrico de la microcuenca. Su modificación e impermeabilización desfavorece la dinámica hídrica aguas abajo, lo que se traduce en una disminución del flujo de materia, energía y nutrientes tanto a nivel superficial como subterráneo y, por tanto, el ecosistema ribereño y sus componentes se ven afectados.

Por su parte, el área de desembocadura sufre las consecuencias de las presiones antrópicas más palpables, como lo son la contaminación del humedal, la modificación de las riberas y de las áreas de conectividad entre cauce y ribera, así como también en la manipulación antrópica del drenaje de las aguas del humedal. Esto provoca una disminución de la capacidad de resiliencia del componente vegetal, así como también del intercambio de nutrientes entre el agua dulce y salada. Por otro lado, trunca el flujo de los corredores biológicos, afectando la comunicación que existe entre ecosistemas, impidiendo la transmisión de energía y materia, lo cual se traduce con el tiempo en fragmentación y degradación de los ecosistemas.

Invasiones biológicas

La masiva presencia de *Rubus ulmifolius* (zarzamora), ha provocado un cierto grado de homogenización del paisaje forestal, es decir, una simplificación en la composición del ecosistema, que implica una baja de la biodiversidad. Es la especie más abundante en la zona de ribera, y su capacidad de adaptación le permite poblar extensas áreas, impidiendo el desarrollo de las especies nativas. Las extensiones de *Eucalyptus globulus* en el área cercana a la desembocadura, y de *Pinus radiata* en la parte alta de la microcuenca (fuera del área de estudio), también son consideradas especies invasoras que limitan y diezman la continuidad del bosque esclerófilo mediterráneo costero (y de especies del bosque higrófilo) y la diversidad de fauna en la zona de riberas y laderas de la microcuenca.

Pese a la masividad y la homogenización que provocan dichas especies en el área de estudio, las especies nativas y endémicas han mantenido una importante presencia en la zona media a zona media baja, con pequeños bosques característicos del bosque higrófilo, lo que permite dar cuenta del potencial ecológico del bosque de ribera de la Quebrada El Batro. Si bien estos fragmentos de bosque adquieren la forma de extensiones discontinuas de distintas superficies, han demostrado mantener procesos ecológicos que le permiten subsistir pese a las presiones antrópicas y ambientales históricas y del último tiempo. Más adelante se verán opciones para robustecer sus cualidades y favorecer la ampliación de sus límites y conectividad.

Régimen hídrico

Como se ha mencionado anteriormente, la disponibilidad de agua de la quebrada está supeditada a las precipitaciones. Estas han demostrado una baja considerable en las últimas décadas, por lo cual los ecosistemas pueden encontrarse con un déficit hídrico, lo que en el mediano y largo plazo ocasionaría un secamiento del ambiente acuático y terrestre, generando condiciones de aridez y por tanto de una disminución de la cobertura vegetal. Esta aseveración se plantea en relación al análisis de datos presentados en el

estudio, mas no sobre un seguimiento exhaustivo de la situación hídrica de la microcuenca, la cual ameritaría un monitoreo periódico con la utilización de instrumentos.

Pese a ello, en el apartado **3.2.4 Situación hídrica** se expusieron antecedentes que permiten establecer las alteraciones antrópicas sobre la dinámica natural del agua: cañerías con evacuaciones en la quebrada, focos de contaminación y extracción de aguas subterráneas.

En función de estos resultados y de acuerdo con el modelo de Whisenant (1999) como se cita en Bown y Pérez (2015), se establece que en términos generales **la microcuenca se encuentra en un nivel alto de degradación** que ha superado las barreras bióticas y abióticas. Tal como define Whisenant (1999), una vez sobrepasado el umbral abiótico no será suficiente la mera exclusión de los agentes de daño ni las intervenciones sobre la cobertura vegetal. En esta fase, es imperativo intervenir el entorno físico, con medidas estructurales (Vargas, 2019) que permitan su estabilización, y que comprenden la ejecución de obras de mayor envergadura como el perfilamiento del terreno, zanjias de infiltración (Whisenant, 1999 como se cita en Bown y Pérez, 2015).

Pese a estos resultados es necesario señalar y valorar la presencia de pequeños bosques de gran desarrollo en la zona media y media baja de la microcuenca, con estructura y cobertura vegetal biodiversas, además de la presencia de individuos renovales de diversidad de especies nativas y endémicas en distintos puntos de la zona de ribera. Así también las interacciones entre flora y fauna, ya que mediante ellas se puede verificar que el ecosistema posee funcionalidad, en condiciones aceptables, y que tiene potencialidad de mejorar sí se acompaña de buena forma.

Capítulo 4: Discusión, conclusiones y recomendaciones.

4.1 Discusión

Los índices utilizados en la evaluación del estado ecológico de la zona de ribera, entregaron importantes antecedentes que permitieron establecer entre otras cosas que el alto nivel de degradación de la microcuenca tiene como causa principal las presiones antrópicas y ambientales, que han sometido los componentes bióticos y abióticos que la componen. La aplicación del índice QBR para determinar la calidad de la vegetación ribereña brindó una aproximación al estado de conservación que mantiene la zona de ribera del área de estudio (Noss 1990). Por su parte el índice de Shannon permitió sistematizar los registros de vegetación leñosa y avifauna, estableciendo rangos de diversidad en base a los resultados, los que permiten una comparación entre las distintas parcelas de muestreo dispuestas a lo largo de la zona de ribera de la quebrada.

La importancia de este estudio se resume en la identificación de las presiones externas, y en el reconocimiento del estado actual del ecosistema ribereño, contribuyendo en la producción de conocimiento sobre las áreas silvestres de la costa central de Chile, así como también en la elaboración de un documento con información técnico científica que quedará a disposición de las comunidades que se han agrupado en la defensa de los atributos ecológicos de la quebrada, con el fin de contribuir en la toma de decisiones sobre las acciones que se decidan ejecutar para cumplir sus objetivos.

Las características ecológicas registradas en el área de estudio, sobre todo en las zonas media y media-baja de la microcuenca, en donde existen condiciones de saturación y anegamiento temporal y/o permanente, con una zona de ribera con un desarrollo complejo compuesto por elementos arbóreos, arbustivos, trepadores y herbáceos, muchos de ellos propios del subtipo forestal higrófilo, adquieren una relevancia única al ubicarse en una ecorregión catalogada como Hotspot para la conservación de la biodiversidad mundial.

Este ecosistema, hoy desprovisto del cumplimiento de alguna figura de protección legal, está expuesto y vulnerable a las presiones externas, con un serio riesgo de profundizar los niveles de degradación. La Ley 20.283 de Bosque Nativo, en el reglamento de Suelos, Aguas y Humedales establece una zona de protección de exclusión de intervención que corresponde a:

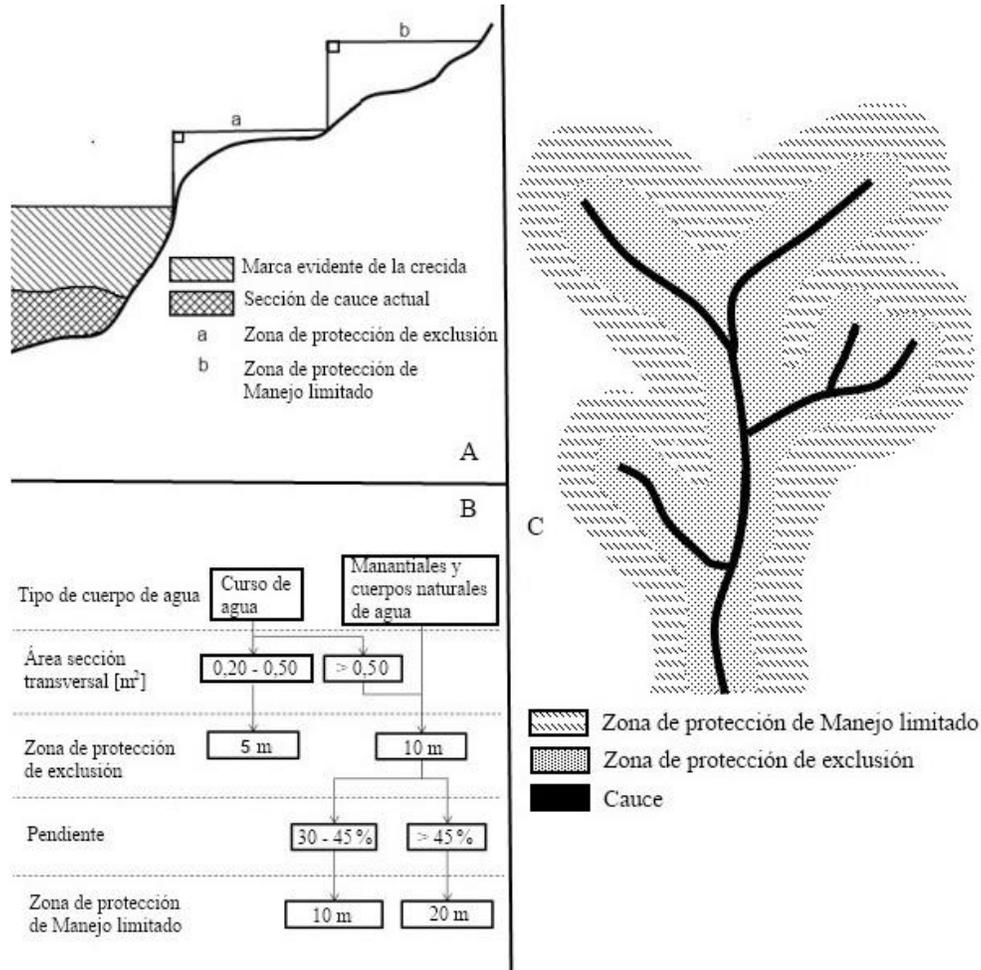
“los 5 m aledaños a ambos lados de cursos naturales de agua, cuya sección de cauce, delimitada por la marca evidente de la crecida regular, es superior a 0,2 m² e inferior a 0,5 m². Y en cursos naturales de agua de sección de cauce mayor a 0,5 m², el ancho de esta zona será de 10 m a ambos lados de éste. Las distancias previamente señaladas se miden en proyección horizontal en el plano, desde el borde del cauce, cuerpo de agua, o manantial y perpendicular al eje, o a la línea de borde de éstos” (CONAF, 2021).

Por otro lado, establece una zona de protección de manejo limitado, que corresponde:

“al área contigua a la zona de exclusión de intervención de cuerpo de agua, manantial y cursos naturales de agua de sección de cauce mayor a 0,5 m². Esta zona de manejo tiene un ancho de 10 m para pendientes entre 30 y 45% y de 20 m para pendientes

superiores a 45%. Su aplicación se interpreta en que las franjas de protección variarán de acuerdo a la sección transversal y las pendientes referidas, es decir su protección puede variar a lo largo del curso de agua” (CONAF, 2021).

Figura N° 19: Descripción de la normativa vigente en Chile, en base al Reglamento de Suelos, Aguas y Humedales de la Ley 20.283.



Fuente: Romero et al. (2014).

En función de este reglamento, la delimitación de la zona de protección del ecosistema de la quebrada es diferenciado a lo largo del área de estudio. Es diferenciado de acuerdo a sus características geomorfológicas y topográficas, y considera zonas de exclusión de intervención de 5 y 10 metros según corresponda. Así como también zonas de protección de manejo limitado para cursos de agua con sección transversal del cauce superior a 0,5 m², con una zona de manejo de ancho de 10 metros para pendientes entre 30 y 45%, y de 20 metros para pendientes superiores a 45% (CONAF, 2021), para la cual algunos sectores de la Quebrada El Batro debiese considerarse adscrita.

Cabe señalar que al día de hoy el área de estudio no se encuentra protegida. Tampoco ha existido fiscalización de un ente estatal que repare en el cumplimiento del reglamento de

Suelos, Aguas y Humedales. En esta misma línea, son pertinentes los cuestionamientos sobre las presiones antrópicas que deben evitarse para fortalecer la continuidad de estos ecosistemas. Ejemplo de ello, es la presencia de la cámara de desagüe de la PEAS en la sub microcuenca sur ubicada entre las poblaciones Villa Las Marinas y Padre Eduardo Alvear, la cual en términos ecológicos es un despropósito y amerita una revisión exhaustiva de las autoridades pertinentes, así como también de un nuevo proyecto de alcantarillado para ambas poblaciones, de modo que no afecten el normal funcionamiento del ecosistema acuático y ribereño de la quebrada, y a las personas visitantes a la Quebrada. A su vez, insistir en la degradación del suelo (soporte indispensable de la vegetación) que ha generado las descargas de aguas lluvia provenientes del Sector Las Marinas, que han desencadenado procesos erosivos de gran intensidad, con cárcavas que oscilan entre 1 y 3 metros de profundidad, transformándose en una zona de riesgo para la población, y en un peligro latente para el ecosistema. Asimismo, señalar el perjuicio en términos de erosión que generan las actividades motorizadas en laderas y zonas ribereñas, y particularmente en la revisión de los procedimientos de fiscalización y supervisión para con estas.

En la comprensión de la problemática de degradación de los espacios naturales, es necesaria la consideración de los actores que interactúan en el territorio: Vecinos, organizaciones comunitarias, gobierno local, servicios públicos, entre otros. Y también profundizar en elementos científicos de caracterización de la microcuenca como la diversidad de mamíferos, reptiles y anfibios que alberga la quebrada, así como de los insectos que interactúan en las zonas pantanosas, y la composición del suelo, de modo que la gestión de las medidas a implementar sea pertinente con la resiliencia del ecosistema.

4.2 Conclusiones

Este estudio se desarrolló motivado por conocer el Estado Ecológico de la zona de ribera de la Quebrada El Batro. Con este interés se eligieron variables que permitieran establecer un acercamiento al conocimiento de la salud global del ecosistema ribereño mediante índices de fácil aplicación que estuvieran al alcance. Las dimensiones evaluadas fueron calidad de bosque de ribera, biodiversidad vegetación de ribera y avifauna, y erosión de suelo. Para ello se seleccionaron índices de amplio uso en estudios ecológicos tales como el índice QBR para medir la calidad del bosque de ribera, el índice de Shannon, con el cual se cuantificó biodiversidad y fue aplicado para vegetación leñosa y avifauna, y por último la definición del grado de erosión y tipo de erosión dominante por parcela de muestreo.

En primer lugar, es preciso señalar los límites a los que se enfrentó el desarrollo de este estudio, que sin lugar a dudas determinaron los resultados expuestos. Los problemas de acceso a la zona de ribera en la parte alta de la quebrada se debieron únicamente al cierre perimetral de terrenos privados, lo que obstaculizó la evaluación de la microcuenca en todas sus zonas (desde la cabecera a la desembocadura), por lo cual el análisis del estado de salud de la quebrada se simplificó.

Por otro lado, como se señaló en el apartado anterior, se precisan estudios que abarquen las variables que aquí no fueron tratadas, como evaluaciones de la biodiversidad de vegetación herbácea, mamíferos, anfibios, reptiles, insectos, funga, con los que la quebrada interactúa y da soporte. De igual modo profundizar en la composición del suelo, y la

aplicación de un muestreo que permita establecer con exactitud la calidad de agua. Lo anterior, con el fin de describir y caracterizar de forma más específica y detallada el ecosistema de la quebrada, lo que sería un gran avance en el conocimiento de las microcuencas costeras de la zona central. Estos paisajes pueden contribuir en términos culturales y educacionales sobre la vegetación nativa y endémica del país.

Con el apoyo bibliográfico de rigor, y en base a las características biogeográficas de la Quebrada El Batro, se estableció que, previo a las presiones ejercidas por las actividades antrópicas y a los efectos negativos que provocan degradación de los ecosistemas, fueron abundantes las estructuras forestales propias del bosque esclerófilo mediterráneo costero, con formaciones del bosque esclerófilo de subtipo higrófilo.

En la actualidad, este paisaje ha sido diezmado y simplificado por especies exóticas con comportamientos invasores como *Rubus ulmifolius*, *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, las que ejercen una amenaza patente y latente sobre las comunidades nativas y endémicas. Estas EEI incrementan las probabilidades de incendios forestales, por lo que ponen en riesgo también a las poblaciones cercanas. Pese a la abundancia de estas especies, los resultados del índice de Shannon para vegetación leñosa por parcela de muestreo, arrojaron en general resultados positivos para la biodiversidad arbórea y arbustiva, siendo registradas un número considerable de especies nativas y endémicas. En ese sentido, si bien es apreciable un cierto grado de homogenización en el paisaje, se debe reconocer la presencia de asociaciones propias del bosque esclerófilo de subtipo higrófilo, con especies como *Luma chequen*, *Aristotelia chilensis*, *Cryptocarya alba*, *Myrceugenia exsucca*, *Citronella mucronata*, *Cissus striata* y *Blepharocalyx cruckshanksii*, y de especies esclerófilas endémicas como *Peumus boldus* y *Lithraea caustica*.

Es probable que este reconocimiento a la biodiversidad de la zona de ribera de la Quebrada El Batro tenga su fundamento en el aumento del tamaño de las parcelas de muestreo adoptado. Si bien esta elección es propia de este estudio, esta decisión se hizo en base a la experiencia del autor en el desarrollo de la práctica profesional, en que se concluyó que el área de muestro de 10m x 5m era insuficiente para percibir la biodiversidad vegetal de la quebrada. Considerando el carácter indagatorio de este estudio sobre la biodiversidad y composición vegetal de la zona de ribera, a la limitación temporal para el levantamiento de información, y en base a Braun-Blanquet (1964), es que se estimó una ampliación de superficie de las parcelas de muestreo a 80m x 10m, por sobre el aumento de áreas de muestreo.

Respecto de la biodiversidad de avifauna, los resultados arrojaron resultados en general positivos. Sin embargo, se estima conveniente el aumento de observaciones por punto de muestreo y en diferentes estaciones del año para un próximo estudio. Reducir a una ocasión el muestreo es un límite de este estudio, independiente que los registros se hayan realizado en el rango de horario en que las aves tienen mayor actividad, puesto que no alcanza a ser totalmente representativo, y el registro de aves puede resultar fortuito. A pesar de esta limitación, fue posible dar cuenta sobre la alta interacción de aves en la zona de ribera, lo cual es un indicador de un cierto grado de salud y funcionalidad del ecosistema ribereño

(Vargas, 2019). Así como también fue posible evidenciar que la vegetación ejerce como soporte para la reproducción de aves.

La degradación del suelo es una problemática vigente, y debe considerar medidas de mitigación en el corto plazo. La pérdida de suelo es un factor irreparable en el corto plazo, que determina las posibilidades de desarrollo de la vegetación en el presente y futuro. Esta problemática debe ser considerada a través de la interacción de los factores intervinientes, y las medidas a aplicar deben ser ejecutadas lo antes posible. Es de especial preocupación y amerita una revisión exhaustiva de las autoridades pertinentes, el reconsiderar el manejo de aguas lluvia de la población Las Marinas, que ha desencadenado erosión tal como cárcavas de gran tamaño en las laderas adyacentes a la población, con procesos de erosión muy severos que pueden relacionarse con eventos de remoción en masa. **Motivo por el cual el área debe ser estudiada y considerada una zona de riesgo, con medidas de mitigación que se inicien en el período seco próximo.** Por su parte, se deben prohibir las actividades motorizadas en toda la microcuenca, ya que aceleran la degradación, dañan mecánicamente la vegetación, y repelen a la fauna que habita, entre otros efectos.

Las proyecciones climáticas globales y las presiones antrópicas actuales pueden incidir negativamente en las extensiones del bosque esclerófilo costero y bosque higrófilo, simplificando su composición y disminuyendo su superficie, más aún si se observa el contexto de degradación y fragmentación históricos a la que se han visto expuestos los ecosistemas de la zona central. Tomando estas consideraciones, las conclusiones finales del presente estudio son determinantes: **Las quebradas costeras son el soporte de una importante biodiversidad, yacen en ellas ecosistemas frágiles y muy susceptibles ante las presiones antrópicas y ambientales, motivo por el cual se deben concentrar esfuerzos para su preservación, considerando además que se encuentran en uno de los Hotspot de biodiversidad a nivel mundial. La zona de ribera de la Quebrada El Batro alberga un importante reservorio genético que debe ser protegido, es por ello que debe ser considerada un área de conservación.**

Este estudio es un pequeño aporte para el conocimiento de las áreas silvestres del litoral central, fruto del trabajo en conjunto con el Colectivo Defensa Quebrada El Batro, para quienes, se espera, sirva de ayuda y claridad para la gestión de acciones que apunten en el beneficio de la naturaleza y la vida silvestre que alberga la quebrada.

4.3 Recomendaciones

Control de erosión de suelo

El manejo de la problemática de erosión y degradación del suelo es de primera necesidad, ya que este constituye el componente básico de los ecosistemas forestales. La influencia del proceso de degradación de suelos trasciende el área de alteración aparente, mermando otros componentes ambientales (Gayoso *et al.*, 1999), como el componente hídrico, provocando alteraciones en su balance, sedimentación de los cauces, y el deterioro de calidad.

Las técnicas de erosión se orientan en mitigar o detener procesos activos de erosión, y van desde enmiendas orgánicas, a intervenciones estructurales (Capana *et al.*, 2004). A continuación, se detallan tres métodos que pueden resultar favorables para la situación actual de la quebrada:

Materia orgánica

La presencia de hojarasca en el suelo es clave en la mitigación de la erosión, ya que constituye un manto de amortiguación ante el goteo de las precipitaciones, protege del arrastre de suelo por escorrentía, al mismo tiempo que entrega nutrientes, por lo que su extracción vuelve vulnerable al suelo (Vargas, 2019). La adición de materia orgánica al suelo ha demostrado aportar al desarrollo de este, aumentar la porosidad reduciendo la densidad en suelos compactados y favoreciendo la capacidad de retención hídrica (Zamorano, 2021).

Infiltración hídrica

Para aumentar la infiltración hídrica y disminuir la escorrentía superficial, se pueden construir –en base a la precipitación de diseño- sistemas de zanjas de infiltración que intercepten el agua de escorrentía que proviene de la parte alta de la ladera, disminuyendo el caudal y la velocidad, permitiendo una distribución uniforme (Vargas *et al.*, 1998).

Control de cárcavas

Ante la presencia de cárcavas, se establece que, para disminuir el régimen erosivo, se disponga de vegetación alrededor, especialmente en la cabecera de la cárcava, además de la construcción de fosas que funcionen como descargas para desviar el escurrimiento superficial que tenía dirección a la cárcava (Gayoso *et al.*, 1999), así como de canales desviación que deriven el agua proveniente del área de influencia hacia otros lugares factibles de recibirla (Vargas *et al.*, 1998). Vargas (s/f) señala que las acciones de mitigación sobre las cárcavas deben ser realizados en períodos secos para evitar la probabilidad de ocurrencia de eventos erosivos gatillados por las precipitaciones y el escurrimiento superficial. A su vez, se recomienda aplicar trabajos de estabilización en los ejes de la cárcava como los diques de retención de sedimentos y la instalación de cubiertas biológicas superficiales sobre los taludes de la cárcava, en conjunto con plantación de especies arbóreas y arbustivas nativas, y de siembra de especies herbáceas nativas, respectivamente (Vargas *et al.*, 1998).

Control de Especies Exóticas Invasoras (EEI)

Cerca del 36% de individuos leñosos registrados corresponden a especies exóticas. Si bien de este total no todas corresponden a especies invasoras, o con comportamientos invasores, su abundante presencia, en desmedro de la vegetación nativa y endémica, indica la capacidad de competencia y adaptación que tienen estas especies. Esta numerosa población, de no ser abordada y trabajada como una problemática, en el futuro puede generar mayores perjuicios que los que actualmente provoca sobre las poblaciones nativas, limitando aún más su presencia, e inclusive haciéndole perder territorio.

Ameritan especial consideración las especies *Rubus ulmifolius*, *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, ya que han demostrado un comportamiento invasor en la quebrada, especialmente la primera de ellas dado su elevado número de registro, presencia en todos los puntos muestreados y rápida propagación. Para su eliminación se recomienda un método de control manual por sobre el químico, ya que este no genera externalidades ambientales negativas. Para ello se deben emplear herramientas menores como hacha, motosierra, chuzo o pala (Seremi del Medio Ambiente Región del Biobío, Gobierno Regional de Biobío, 2020). Según Díaz (2015) existe alta probabilidad de diezmar la expansión de esta planta invasora, mediante la aplicación de hongos roya (de virulencia probada). Este método de infección afecta distintas partes de la planta, debilitándola y dándole oportunidad al bosque nativo de competir (Díaz, 2015). Sin embargo, las alteraciones bioquímicas que puede desencadenar el uso de hongos ajenos al ecosistema desestima en gran parte este método, por lo que el control manual, pese al esfuerzo físico y económico que requiere, sigue siendo la forma más óptima para mitigar la invasión de *Rubus ulmifolius*. Por su parte, los individuos renovales de *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* que crecen bajo las comunidades de estas especies, deben ser extraídos manualmente para evitar su desarrollo y controlar la población.

La eliminación de estas especies fomenta la regeneración natural de la vegetación nativa, dándoles espacio y oportunidad para su desarrollo. Los desechos orgánicos que derivan de estas acciones pueden emplearse como materiales en tratamientos de cubierta, con el fin de disminuir los efectos de la erosión y contribuir con nutrientes y materia orgánica al suelo, o bien como material para la construcción de senderos o barreras que impidan el paso a áreas con niveles de degradación mayor.

Las jornadas de control de EEI pueden ser una experiencia que se aproveche para realizar educación ambiental, la que debe ser abierta, promoviendo la participación en el territorio, otorgando responsabilidad a las comunidades y organizaciones interesadas sobre el control comunitario en las áreas silvestres de la comuna.

Forestación con especies nativas

La forestación de especies nativas es una práctica básica y de amplio uso para la restauración de ecosistemas. Algunas consideraciones para facilitar su éxito:

La selección de especies debe hacerse en base a la presencia y dominancia en los ecosistemas de referencia originales y a la presencia y dominancia en el ecosistema a restaurar. Se recomienda trabajar con una planta muy bien desarrollada en vivero, aplicar

enmiendas de alta calidad y realizar casillas profundas para un adecuado desarrollo radicular. Así mismo tomar en cuenta la distribución y composición vegetal respecto de su posición en la microcuenca. A saber, las especies dominantes según exposición:

Ladera de exposición Sur: *Peumus boldus* y *Cryptocaria alba*, *Lithrea caustica* y *Schinus latifolius*, *Citronella mucronata* y *Aristolelia chilensis*, los arbustos *Chusquea cumingii*, *Adenoleptis serrata*, *Azara celsastrina* y *Escallonia pulverulenta* y las trepadoras *Lardizabala biternata* (Coguil), *Cissus striata* (Voqui colorado) y *Diplolepis menziesii* (Voquicillo) (Quintanilla y Morales, 2012).

Ladera de exposición norte: Laderas dominadas por Matorral xerófilo. Especies comunes son *Lithrea caustica*, *Schinus polygamus* y *Schinus latifolius* (Teillier et al., 2018), arbustos como *Colliguaja odorífera*, *Retanilla trinervia* y la trepadora *Diplolepis menziesii* (Quintanilla y Morales, 2012).

Fondo de ribera: Vegetación del bosque esclerófilo mediterráneo costero denominado bosque higrófilo (Donoso, 1982), con especies como *Aextoxicon punctatum*, *Blepharocalyx cruckshanksii*, *Dasyphyllum excelsum*, *Myrceugenia exsucca*, *Salix humboldtiana*, *Luma chequen*, *Aristolelia chilensis*, *Drymis winteri* y *Cissus striata* (Teillier et al., 2018).

Debe ser considerada la probabilidad de supervivencia mediada por la sucesión ecológica (Zamorano, 2021) contemplando especies pioneras (o facilitadoras), especies de sucesión intermedia y especies de sucesión tardía, además de las características del área donde se va a revegetar (Altamirano, 2008).

En base a bibliografía de referencia, se estima que *Quillaja saponaria*, *Senna candolleana*, *Schinus polygamus*, y *Colliguaja odorífera* presentan alta de sobrevivencia en revegetación en ambientes mediterráneos de Chile (Altamirano, 2008), lo que podría considerarse principalmente para las laderas de exposición norte del área de estudio.

Se recomienda la forestación de especies propias del bosque higrófilo, con el fin de revertir su condición de degradación y contribuir en la regeneración óptima de este ecosistema, con especies tales como: *Citronella mucronata*, *Aextoxicon punctatum*, *Myrceugenia exsucca*, *Myrceugenia obtusa*, *Lardizabala biternata*, *Baccharis salicifolia*, *Salix humboldtiana*, *Dasyphyllum excelsum*, *Peumus boldus* y *Cryptocaria alba*, *Blepharocalyx cruckshanksii*, *Luma chequen*, *Aristolelia chilensis*, *Drymis winteri* y *Cissus striata*.

Bibliografía

Alejandro Miranda, Antonio Lara, Adison Altamirano, Carlos Di Bella, Mauro E. González y Jesús Camarero. (2020). *Análisis: Pérdida del verdor en el bosque de la zona central de Chile.* (CR)2. <https://www.cr2.cl/analisis-perdida-en-el-verdor-del-bosque-de-la-zona-central-de-chile-cr2/>

Altamirano, T. (2008). *Restauración de los sistemas naturales mediterráneos de Chile central* (Tesis doctoral, Pontificia Universidad Católica de Chile).

Arancibia Fortes, J., Araya Silva, J.L. & Zunino Mardones, D. (2020). *Análisis vegetacional del bosque nativo en la región mediterránea de la zona central de Chile: zona de estudio valle de Colliguay.* En *Investigaciones Geográficas* (Vol. 59, pp.105-119). <https://doi.org/10.5354/0719-5370.2020.55371>

Biblioteca del Congreso Nacional (BCN) (2018). *Clima y vegetación Región de Valparaíso.* (2018). <https://www.bcn.cl/siit/nuestropais/region5/clima.htm>

Becerra, C. (2013). *Flora y vegetación ribereña en la Reserva Nacional Trapananda, Región de Aysén, Chile.* (Tesis de pregrado, Universidad Austral de Chile) Repositorio institucional de la Universidad Austral de Chile. Disponible en: <http://cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2013>

Becerra, N. (2020). *Análisis de componentes hidrológicos y su influencia en el tipo de escurrimiento superficial en microcuencas de la Reserva Nacional Río Clarillo, comuna de Pirque, Región Metropolitana de Santiago.* (Tesis de pregrado, Universidad de Chile). Disponible en: <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/176049>

Biblioteca del Congreso Nacional (BCN) (2017). *Reportes comunales Región de Valparaíso.*(2018).https://www.bcn.cl/siit/reportescomunales/comunas_v.html?anno=2017

Biblioteca del Congreso Nacional (BCN) (2010). *Ley sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal, Ley 20.283.* <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=274894&idVersion=2008-07-30>

Bizama, G., Torrejón, F., Aguayo, M., Muñoz, María D., Echeverría, C., & Urrutia, R. (2011). *Pérdida y fragmentación del bosque nativo en la cuenca del río Aysén (Patagonia-Chile) durante el siglo XX.* *Revista de geografía Norte Grande*, (Vol. 49, pp. 125-138). <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022011000200008>.

Balvanera, P., & Cotler, H. (2007). *Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos.* *Revista Gaceta ecológica*, (Vol. 84-85, pp. 8-15) <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53908502>

Birdlife International. (2016). *Xolmis pyrope.* *The IUCN Red List of Threatened Species 2016:* e.T22708885A94182477. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016>

Birdlife International. (2016). *Turdus falcklandii.* *The IUCN Red List of Threatened Species 2016:* e.T22700007A93758538. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016>

Birdlife International. (2018). *Larosterna inca*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*: e.T22694834A132576903. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018>

Braun Blanquet, J. (1979). *Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. H. Blume.

Bravo-Espinosa, M., Mendoza, M. E., Medina-Orozco, L., & Sáenz-Reyes, T. (2010). *Características y control de cárcavas*. *Terra Latinoamericana*, (28-3, pp.281-285. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S018757792010000300011&script=sci_abstract

BuscAves. (sf). App Móvil.

Bustamante, R., Grez, A.. (1995). *Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos*. *Revista de Ambiente y Desarrollo* (Vol.11, n.2. pp. 58-63). <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/8423>

Capana, S. F., Rona, R. V., Torugawa, K., & Makita, M. (2004). *Manual de control de erosión*. CONAF.

Carrasco, S., Enrique, H., Peña-Cortés, F., & Vargas-Chacoff, L. (2014). *Evaluación de la calidad de vegetación ribereña en dos cuencas costeras del sur de Chile mediante la aplicación del índice QBR, como base para su planificación y gestión territorial*. *Revista Gayana Botánica*, (Vol. 71(1),pp.1-9). <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432014000100002>

Carvajal, A. F., & Pabón, J. D.. (2016). *Transformación de la superficie terrestre por la actividad humana y su relación con el cambio climático*. *Revista Sociedade & Natureza*, (Vol. 28(2), pp. 185–198. <https://doi.org/10.1590/1982-451320160201>

Caviedes, B. M. (1999). *Manual de métodos y procedimientos estadísticos*. Bogotá. *Universidad Jorge Tadeo Lozano*, 67.

Corporación Nacional Forestal (CONAF). (2021). *Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile al año 2020*. Departamento de Monitoreo de Ecosistemas Forestales. 76 p.

Corrochano, A. (2007). *El estado ecológico de las aguas superficiales: un nuevo enfoque en la gestión del agua*. *Revista Ambiente: la revista del Ministerio de Medio Ambiente*, (Vol. 63, pp.57-64). <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2240104>

Critical Ecosystem Partnership Fund. (2022). Definición de puntos críticos de biodiversidad. En: <https://es.cepf.net/our-work/biodiversity-hotspots/hotspots-defined>

Critical Ecosystem Partnership Fund. (2023). Biodiversity Hotspot: Chilean Winter Rainfall-Valdivian Forest. En: <https://www.cepf.net/our-work/biodiversity-hotspots/chilean-winter-rainfall-valdivian-forests>

Daily, GC (1997). *Servicios de la naturaleza: dependencia social de los ecosistemas naturales*. (pp. 454-464). Prensa de la Universidad de Yale.

De la Maza, C. L., Cerda, C., Cruz, G., Mancilla, G., Fuentes, J. P., Estades, C., ... & Vielma, E. (2014). *Manual para aplicar indicadores de sustentabilidad en áreas protegidas: ámbito biofísico*. Editorial Gráfica Metropolitana, Santiago de Chile.

Defensa Quebrada El Batro. (2023). Informativo de degradación de suelos, Villa Las Marinas, El Quisco.

IDE Chile. (2018). DEM Alos Palsar Región de Valparaíso.

Díaz, M. (2015). Expertos buscan erradicar zarzamora del archipiélago Juan Fernández mediante hongo. Página web CONAF. En: <https://www.conaf.cl/expertos-buscan-erradicar-la-zarzamora-mediante-hongo-roya-del-archipelago-juan-fernandez/>

Donoso Z., C. (1982). *Reseña Ecológica de los Bosques Mediterráneos de Chile*. Revista BOSQUE, (Vol.4(2), pp.117-146). Doi:10.4206/bosque.1982.v4n2-04.

Echeverría, C., & Otavo, S. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>

Otavo, S., & Echeverría, C. (2017). *Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad*. Revista mexicana de biodiversidad, (Vol. 88(4), pp. 924-935). <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>

Espinoza, G. A., Fuentes, E. R., & Molina, J. D. (1988). *La erosión: fenómenos naturales y acción del hombre*. Ecología del Paisaje en Chile Central. Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile, pp. 53-64.

Ferrando, F. (s/f). Sondajes: Explotación de Pozos, Hidrología. (Diapositivas de PowerPoint). Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Chile.

Flores, J. P., Carmona, L., Rojas, S., Martínez, E., & Retamal, M. (2013). Estado actual de los suelos de la Región de Coquimbo, uso y degradación. (Pub. CIREN N° 176).

Fuentes, N., Sánchez, P., Pauchard, A., Urrutia, J., Cavieres, I., & Marticorena, A. (2014). *Plantas invasoras del centro-sur de Chile: una guía de campo*. Concepción: Laboratorio de invasiones biológicas (LIB).

Fujieda, M., & Vargas, R. (2005). Características hidrológicas de una cuenca montañosa en una región semiárida, Chile. Investigación trimestral agrícola de Japón: Revista JARQ, (Vol. 39(1), pp. 69-76) <https://doi.org/10.6090/jarq.39.69>

Gallardo, M., & Contreras, I. (2016). Fragmentación y biodiversidad del paisaje asociados a la construcción de la autopista Valle Biobío en Concepción. Revista *Tiempo y Espacio*, (Vol. 37, pp. 52-69).

Gallardo, L., Rudnick, A., Barraza, J., Fleming, Z., Rojas, M., Gayó, E.M., Aguirre, C., Farías, L., Boisier, J.P., Garreaud, R., Barría, P., Miranda, A., Lara, A., Gómez-González, S., Arriagada, R.A. (2019). *El Antropoceno en Chile: evidencias y formas de avanzar*. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2, (ANID/FONDAP/15110009), 40 pp. Disponible en <https://www.cr2.cl/antropoceno/>

García Miranda, F. G. & Miranda Rosales, V. (2018). *Eutrofización, una amenaza para el recurso hídrico*. México: Universidad Autónoma del Estado de México

García, R. (2020). Plantas invasoras y su relación con incendios forestales. Naturalistas Chile. 16° cuarentenaconciencia. Santiago.

Gayoso, J., & Alarcón, D. (1999). *Guía de conservación de suelos forestales*. Instituto Forestal, Chile.

Godoy, R., Rivas, Y., Valenzuela, E., Leiva, J., Oyarzun, C., & Marysol, A. (2007). *Actividad biológica del suelo en dos bosques de Nothofagus del centro sur de Chile*. *Revista Gayana. Botánica*, (Vol. 64(1), pp. 81-92.) <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432007000100008>

Gonzalez, C. (2020). Evaluación del Estado Ecológico del Estero Zamorano de la comuna de San Vicente de Tagua Tagua, región de Ohiggins. (Tesis de pregrado, Universidad de Chile) Repositorio institucional de la Universidad de Chile: <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/176702>

HIDRI, P. (2006). *Protocolo para la valoración de la calidad hidro morfológica de los ríos*. Agencia Catalana de l'Aigua.

Hernández, J., Serra, M., & Yancas, L. (2000). Manual de Métodos y Criterios para la Evaluación y Monitoreo de la Flora y la Vegetación. *Estudios de flora y vegetación. Facultad de Ciencias Forestales y Agronómicas, Universidad de Chile, Santiago de Chile*.

Holl, K. & Aide, T. (2011). ¿Cuándo y dónde restaurar activamente los ecosistemas? *Revista Ecología y gestión forestal*, (Vol. 261(10), pp.1558-1563). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>

Ilustre Municipalidad de El Quisco. (2022). Ficha técnica humedal El Batro.

Instituto Nacional de Estadísticas (INE), (2003). Resultados Censo 2017 por país, regiones y comunas. Santiago: Instituto Nacional de Estadísticas. En línea: <https://www.ine.cl/docs/defaultsource/FAQ/s%C3%ADntesis-de-resultados-censo-2002.pdf?sfvrsn=2>

Instituto Nacional de Estadísticas (INE), (2018). Resultados Censo 2017 por país, regiones y comunas. Santiago: Instituto Nacional de Estadísticas. En línea: <https://resultados.censo2017.cl/Region?R=R08>

Lattera, P., Manson, R., & Barrantes, G. (2013). *Servicios ecosistémicos hídricos: estudios de caso en América Latina y el Caribe*. A. Lara (Ed.). América, SA.

Luerbert, O., & Pliscoff, P. (2018). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Santiago: Universidad de Chile.

Londoño, Y., Moreno, D., & Suarez, O. (2017). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y su relación con la calidad del agua en tres quebradas de alta montaña de Antioquia, Colombia. Universidad Pontificia Bolivariana.

Lusk, C., Donoso, C., Jiménez, M., Moya, C., Oyarce, G., Reinoso, R., Saldaña, A., Villegas, P., & Matus, F. (2001). Descomposición de hojarasca de *Pinus radiata* y tres especies arbóreas nativas. *Revista chilena de historia natural*, (Vol. 74(3), pp. 705-710). <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2001000300016>

Medel, R., & Zamora, R. E. G. I. N. O. (2009). *Ecología y evolución de interacciones planta-animal*. M. A. Aizen (Ed.). Santiago de Chile: Editorial Universitaria.

Ministerio del Medio Ambiente (MMA). (2023). Especies Exóticas Invasoras en Chile: Una amenaza a la Biodiversidad. En: [https://especies-exoticas.mma.gob.cl/#:~:text=Invasoras%20\(EEI\),nativas%20que%20viven%20en%20ell](https://especies-exoticas.mma.gob.cl/#:~:text=Invasoras%20(EEI),nativas%20que%20viven%20en%20ell).

Ministerio del Medio Ambiente (MMA). (2023). Chile es un país vulnerable al cambio climático. En: <https://cambioclimatico.mma.gob.cl/>

MICROLAB INDUSTRIAL. (2011). Ferrobacterias, calidad del Agua y rendimiento de los pozos. En: <https://www.microlabindustrial.com/blog/ferrobacterias-calidad-del-agua-y-rendimiento-de-los-pozos>

Möller, P. (2011). *Las franjas de vegetación ribereña y su función de amortiguamiento, una consideración importante para la conservación de humedales.* Revista *Gestión ambiental*, (Vol. 21, pp.96-106). Doi: ISSN 0718-445X

Morgan, R. P. C. (1997). Erosión y conservación del suelo. Ediciones Mundi-prensa

Moreno-Chacón, M., Mardones, D., Viveros, N., Madriaza, K., Carrasco-Urra, F., Marticorena, A., Baeza, C., Rodríguez, R., & Saldaña, A. (2018). Flora vascular de un remanente de bosque esclerófilo mediterráneo costero: Estación de Biología Terrestre de Hualpén, Región del Biobío, Chile. *Revista Gayana. Botánica*, (Vol.75(1), pp. 466-481). <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432018000100466>

Munné, A., Solá, C. & Prat, N. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175, 20-37.

Munné, A., Prat, N., Solá, C., Bonada, N. y Rieradevall, M. (2002). *Un método de campo sencillo para evaluar la calidad ecológica del hábitat de Ribera en ríos y arroyos: Índice QBR: Calidad Ecológica del Hábitat de Ribera.* Revista *Conservación acuática: ecosistemas marinos y de agua dulce*, (Vol. 13(2), pp. 147–163). <https://doi.org/10.1002/aqc.529>

Munne, A., Sola, C. y Prat, N. (2006). *Estado ecológico de los ríos de Cataluña Evaluación del riesgo de no alcanzar los objetivos de la Directiva Marco del Agua; Estado ecológico de los ríos en Cataluña. Diagnóstico del riesgo de incumplimiento de los objetivos de la Directiva Marco del Agua.* Tecnología del Agua, 273.

Muñoz-Pedrerros, A., Fletcher, S., Yáñez, J., & Sánchez, P. (2010). Diversidad de micromamíferos en tres ambientes de la Reserva Nacional Lago Peñuelas, Región de Valparaíso, Chile. *Revista Gayana (Concepción)*, (Vol. 74(1), pp. 1-11. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382010000100003>

Noss, R. (1990). Indicadores para el seguimiento de la biodiversidad: un enfoque jerárquico. *Revista Biología de la conservación* (Vol.4, pp.355-364) <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>.

Nuñez, T. (2022). Gestión sostenible de los cuerpos de agua: El desafío de prevenir la eutrofización de los lagos en Chile.

Palma, A., Figueroa, R., & Ruiz, V. H. (2009). Evaluación de ribera y hábitat fluvial a través de los índices QBR e IHF. *Revista Gayana (Concepción)*, (Vol.73(1), pp.57–63). <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382009000100009>

Palma, A., González-Barrientos, J., Reyes, C., & Ramos-Jiliberto, R. (2013). Biodiversidad y estructura comunitaria de ríos en las zonas árida, semiárida y mediterránea-norte de Chile. *Revista chilena de historia natural*, (Vol.86(1), pp. 1-14). <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2013000100001>

Parrish, J., Braun, D. & Unnasch, R. (2009). *¿Estamos conservando lo que decimos que somos? Medición de la Integridad Ecológica dentro de Áreas Protegidas.* BioScience. 53.

Perez-Quezada JF & Bown, HE (Eds.). 2015. *Guía para la restauración de los ecosistemas andinos de Santiago.* Santiago, Universidad de Chile-CONAF.

Pla, Laura. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8), 583-590.

Plan de Desarrollo Comunal El Quisco 2019-2022. (2019).

Porta, J., López-Acevedo, M., & Poch, R. (2019). *Edafología, Uso y protección de los suelos.* Mundi-Prensa

Quintanilla, V., & Morales, M. (2012). Degradación de microcuencas de gran valor geobotánico en la zona costera mediterránea de Chile. Antecedentes para la restauración ecológica. *Geographica*.67 – 99, 2012.

Ríos, S. & Bailey, R. (2006). Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia* 553: 153-160.

Rivas, Y., Oyarzún, C., Godoy, R., & Valenzuela, E. (2009). Mineralización del nitrógeno, carbono y actividad enzimática del suelo en un bosque de *Nothofagus obliqua* (Mirb) Oerst y una plantación de *Pinus radiata* D. Don. del centro-sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 82(1), 119-134, 2009.

Rivera, M. (2021). *Citronella mucronata.* The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T31358A63588356. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021>

Romero, Fabián I, Cozano, Miguel A, Gangas, Rodrigo A, & Naulin, Paulette I. (2014). Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35(1), 3-12. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002014000100001>

Sabater, S., & Elozegi, A. (2009). Conceptos y técnicas en Ecología Fluvial. *Rubus Editorial*, 2009.

Schlatter, J., & Otero, L. (1995). Efectos de *Pinus radiata* sobre las características químico nutritivas del suelo mineral superficial.

SER – Society for Ecological Restoration International. (2004). Principios de SER International sobre la restauración ecológica. En: <http://ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>.

Servicio de Evaluación e Impacto Ambiental (SEIA). (2010). Informe Consolidado de la Evaluación de Impacto Ambiental de la Declaración de Impacto Ambiental del Proyecto "Extensión Red de Alcantarillado Loteos La Marina y Padre Eduardo Alvear, El Quisco".

Seremi del Medio Ambiente Región del Biobío, Gobierno Regional de Biobío. (2020). Manual de técnicas básicas para la restauración de ecosistemas forestales a escala de paisaje, Chile. 155 pp.

Servicio Nacional de Geología y Minería. (2003). *Mapa Geológico de Chile, Versión Digital.*

Smith-Ramírez, C., González, M., Echeverría, C., & Lara, A. (2015). Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos: Current state of ecological restoration in Chile: Perspectives and challenges. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 43(1), 11-21. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-686X2015000100002>.

Suarez, M., Vidal, M., Sánchez, M., Alba, J., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casa, J., Jáimez, P., Munné, A., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Salinas, M., Toro, M. & Vivas, S. (2002). *Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. Limnética.* 21. 135-148.

Teillier, S., Villaseñor, R., Marticorena, A., Novoa, P. & Niemeyer, H. (2018). *Flora del Litoral de la Región de Valparaíso. Los Molles – Santo Domingo. Guía para la identificación de las especies.* Andors Impresores.

Vargas, R., Francke, S., Tokugawa, K, & Makita, M. (1998). Manual de control de erosión, Corporación Nacional Forestal, Proyecto CONAF-JICA.

Vargas, R. (2019). Material del curso “Recuperación de áreas degradadas”, Carrera de Geografía, Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Chile.

Vargas, R. (s/f).

Vásquez, Alexis E. (2016). Infraestructura verde, servicios ecosistémicos y sus aportes para enfrentar el cambio climático en ciudades: el caso del corredor ribereño del río Mapocho en Santiago de Chile. *Revista de geografía Norte Grande*, (63), 63-86. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022016000100005>.

Vásquez, A., Mejía, A., Faustino, J., Terán, R., & Vásquez, I. (2016). Manejo y Gestión de cuencas hidrográficas. Universidad Nacional Agraria La Molina. Obtenido en: <http://www.fondoeditorialunalm.com/wp-content/uploads/2020/09/CUENCAS-HIDROGRAFICAS.pdf>.

Vásquez, S. (2018). Evaluación del estado ecológico de las quebradas y sus zonas ribereñas en la ciudad de Algarrobo, región de Valparaíso. (Tesis de pregrado Universidad de Chile). Repositorio institucional de la Universidad de Chile. Disponible en: <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250152666>

Whisenant, S. G. (1999). Reparar zonas silvestres dañadas. *Cambridge University Press, Cambridge, UK.*

Wildlife Conservation Society. (2021). Integridad de los Ecosistemas y política internacional.

Zamorano, C. (2021). Evaluación del estado ecológico de la zona de ribera del Estero El Totoral. El Quisco, región de Valparaíso. (Tesis de pregrado, Universidad de Chile).

Evaluación del Estado Ecológico de la zona de ribera de la Quebrada El Batro, El Quisco, V Región.

Repositorio institucional de la Universidad de Chile. Disponible en:
<https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/183814>

Anexos:

1)

TRANSECTO	
FECHA	
PUNTOS	GRADO DE CUBIERTA DE LA ZONA DE RIBERA
25	Más de 80% de cubierta vegetal en la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)
10	Entre 50% y 80% de cubierta vegetal en la zona de ribera
5	Entre 10% y 50% de cubierta vegetal en la zona de ribera
0	Menos de 10% de cubierta vegetal en la zona de ribera
+10	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total
+5	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%
-5	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25% y 50%
-10	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%
Puntaje:	
PUNTOS	ESTRUCTURA DE LA CUBIERTA
25	Recubrimiento de árboles superior al 75%
10	Recubrimiento de árboles entre el 50% y el 7% o recubrimiento de árboles entre el 25% y el 50%, y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25%
5	Recubrimiento de árboles inferior al 50% y el resto de la cubierta con arbustos entre 10% y 25%
0	Sin árboles y arbustos por debajo del 10%
+10	Si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50%
+5	Si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25% y 50%
+5	Si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque
-5	Si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es >50%
-5	Si los árboles y arbustos se distribuyen en manchones sin continuidad
-10	Si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es menor al 50%
Puntaje:	

PUNTOS	CALIDAD DE CUBIERTA	TIPO 1	TIPO 2	TIPO 3
25	Número de especies diferentes de árboles y arbustos nativos	>1	>2	>3
10	Número de especies diferentes de árboles y arbustos nativos	1	2	3
5	Número de especies diferentes de árboles y arbustos nativos	-----	1	1-2
0	Sin árboles nativos	-----	-----	-----
+10	Si existe una continuidad de la comunidad a lo largo del río como mínimo			
	3m de ancho, uniforme y ocupando más del 75% de la ribera			
+5	Si existe una continuidad en la comunidad lo largo del río (entre 50% y el 75% de la ribera)			
+5	Si existe una disposición en bandas paralelas al río			
+5	Si el número diferente de especies de arbustos es	>2	>3	>4
-5	Si existen estructuras construidas por el hombre			
-5	Si existe alguna especie de árbol introducida (alóctona) aislada			
-10	Si existen vertidos de basuras			
-10	Si existen especies de árboles alóctonas formando comunidades			
Puntaje:				

PUNTOS	GRADO DE NATURALIDAD DEL CANAL FLUVIAL
25	El canal del río no ha sido modificado
10	Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal
5	Signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río
0	Río canalizado en la totalidad del tramo
-10	Si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río
Puntaje:	

2)

Registro de vegetación leñosa. Parcela de muestreo n°:				
	Nombre común	Especie	Origen	Abundancia
1				
2				
3				
4				
5				
6				
7				
8				
9				
10				
11				
12				
13				
14				
15				
16				
17				
18				

3)

Registro de Aves. Punto de muestreo n°:				
	Nombre común	Especie	Origen	Abundancia
1				
2				
3				
4				
5				
6				
7				
8				
9				
10				
11				
12				
13				
14				
15				
16				
17				
18				

4)

Nombre comun	Especie	Origen	Eje principal				Quebradas tributarias			Ab. acumulada
			P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	
Acacia	<i>Albizia lophanta</i>	Exótica	7							7
Aromo	<i>Acacia melanoxylon</i>	Exótica	6							6
Barba de viejo	<i>Eupatorium glechonophyllum</i>	Nativa		12					13	25
Boldo	<i>Peumus boldus</i>	Endémica		21	7	5	6	17	16	72
Bollen	<i>Kageneckia oblonga</i>	Endémica		9						9
Canelo	<i>Drymis winteri</i>	Endémica			3					3
Chilca	<i>Baccharis salicifolia</i>	Nativa	1					3		4
Colliguay	<i>Colliguaja odorifera</i>	Endémica	8	12						20
Corontillo	<i>Escallonia pulverulenta</i>	Endémica			2	7	7		6	22
Crucero	<i>Colletia hystrix</i>	Nativa			4					4
Eucaliptus	<i>Eucalyptus globulus</i>	Exótica	21							21
Hinojo	<i>Foeniculum vulgare</i>	Exótica	9							9
Huingán	<i>Schinus polygamus</i>	Nativa			1					1
Lilen	<i>Azara celastrina</i>	Endémica		13		4	3	3	10	33
Litre	<i>Lithrea caustica</i>	Endémica		4	1	5	6		18	34
Luma chequén	<i>Luma chequen</i>	Endémica		14	28		6			48
Lun	<i>Escallonia revoluta</i>	Endémica		12	11		22	16	7	68
Maitén	<i>Maytenus boaria</i>	Nativa		10	21		5			36
Maqui	<i>Aristotelia chilensis</i>	Nativa		19	16	29	6	14		84
Mitique	<i>Podanthus ovatifolius</i>	Endémica		9						9
Molle	<i>Schinus latifolius</i>	Nativa		12	5	4		9	21	51
Naranjillo	<i>Citronella mucronata</i>	Endémica		10	9	2	9	3		33
Ñipa	<i>Escallonia illinita</i>	Endémica			11		5			16
Palo de yegua	<i>Fuchsia lycioides</i>	Endémica		11		2	1	1		15
Palqui	<i>Cestrum parqui</i>	Nativa			2					2
Petra	<i>Myrceugenia exsucca</i>	Nativa		26	14	3	18	22	10	93
Peumo	<i>Cryptocaria alba</i>	Endémica		23	16	15	17	15	9	95
Pino	<i>Pinus radiata</i>	Exótica			2	5	3			10
Pitosporo	<i>Pittosporum undulatum</i>	Exótica	3				1	4		8
Quila	<i>Chusquea cumingii</i>	Nativa		56	40	30	28	21		175
Retamilla	<i>Teline monspessulana</i>	Exótica		4	6					10
Salvia macho	<i>Eupatorium salvia</i>	Endémica							16	16
Tebo	<i>Trevoa trinervis</i>	Nativa			1					1
Temu	<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i>	Endémica		3				4		7
Vautro	<i>Baccharis macraei</i>	Nativa			4					4
Voquicillo	<i>Diplolepis menziesii</i>	Endémica		30	15		4	12	15	76
Voqui colorado	<i>Cissus striata</i>	Nativa		28	12	22	5	13	8	88
Zarzamora	<i>Rubus ulmifolius</i>	Exótica	6	125	115	70	108	90	55	569
ABUNDANCIA POR PUNTO DE CONTROL			61	463	346	203	260	247	204	1784

	Endémica
	Nativa
	Exótica

5)

Especie	Origen	Eje principal				Quebradas tributarias			Ab. Acumulada
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	
<i>Buteo albigula</i>	Nativa			1			1		2
<i>Anairetes parulus</i>	Nativa		1						1
<i>Troglodytes aedon</i>	Nativa		4	2	1	4			11
<i>Zonotrichia capensis</i>	Nativa	4	2	6		3	2	1	18
<i>Callipepla californica</i>	Alóctona		3	2		3			8
<i>Phrygilus gayi</i>	Nativa			1					1
<i>Diuca diuca</i>	Nativa				1		2		3
<i>Xolmis pyrope</i>	Nativa		1	2					3
<i>Larus domicanus domicanus</i>	Nativa	14							14
<i>Larosterna inca</i>	Nativa	5							5
<i>Tachycineta meyeni</i>	Nativa	2	4	6	1	4			17
<i>Passer domesticus</i>	Alóctona	1					2		3
<i>Spinus barbatus</i>	Nativa			2					2
<i>Molothrus bonariensis</i>	Nativa	1			1	2	1		5
<i>Columba livia</i>	Alóctona	8							8
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Nativa			1			1	1	3
<i>Sephanoides sephanoides</i>	Nativa		9	3		8			20
<i>Patagonas gigas</i>	Nativa		2			1			3
<i>Aphrastura spinicauda</i>	Nativa		2	3	2				7
<i>Phytotoma rara</i>	Nativa			2	3	1			6
<i>Scelorchilus albicollis</i>	Endémica		3	4		4			11
<i>Mimus thenca</i>	Endémica		1			1	2		4
<i>Milvago chimango</i>	Nativa			1			1		2
<i>Leptasternura aegithaloides</i>	Nativa			1	1		1		3
<i>Curaeus curaeus</i>	Nativa		1	3		1	2		7
<i>Zenaida auriculata</i>	Nativa	2				2		6	10
<i>Vanellus chilensis</i>	Nativa			2					2
<i>Colorhamphus parvirostris</i>	Nativa		2	1				1	4
<i>Turdus falcklandii</i>	Nativa	3			2		1		6
ABUNDANCIA POR PUNTO DE CONTROL		40	35	43	12	34	16	9	189

	Endémica
	Nativa
	Alóctona

6)

