



Universidad de Chile
Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas
Departamento de Geología

CARACTERIZACIÓN FÍSICA Y GEOQUÍMICA DE SEDIMENTOS ACTIVOS EN LA CUENCA HÍDRICA DEL LAGO BUDI, REGIÓN DE LA ARAUCANÍA

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE GEÓLOGA

TAMARA ALEJANDRA PEÑALOZA SANTIS

PROFESOR GUÍA:

GABRIEL EASTON VARGAS

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:

ALIDA PÉREZ FODICH

LINDA DANIELE

Este trabajo ha sido financiado por el Programa de Pueblos Indígenas de la Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas de la Universidad de Chile y el Departamento de Geología de la Universidad de Chile.

SANTIAGO DE CHILE
2022

RESUMEN DE LA MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE GEÓLOGA

POR: TAMARA ALEJANDRA PEÑALOZA SANTIS

FECHA: 2022

PROFESOR GUÍA: GABRIEL EASTON VARGAS

CARACTERIZACIÓN FÍSICA Y GEOQUÍMICA DE SEDIMENTOS ACTIVOS EN LA CUENCA HÍDRICA DEL LAGO BUDI, REGIÓN DE LA ARAUCANÍA

Este trabajo fue realizado con el fin de caracterizar la geomorfología y los distintos tipos de sedimentos de la cuenca del Lago Budi. Para esto se realizó una recopilación de antecedentes y se definieron unidades geomorfológicas. Se muestrearon distintos tipos de sedimentos para ser analizados y procesados con el fin de determinar posibles anomalías geoquímicas.

Las unidades geomorfológicas reconocidas corresponden a cordón montañoso, cuya litología está conformada principalmente por rocas metamórficas paleozoicas, niveles aterrizados con lomajes, humedales, una llanura fluvio-marina, campos dunarios y acantilados, siendo los niveles aterrizados la unidad que abarca mayor superficie de la cuenca, dotándola de un relieve ondulado con suaves pendientes.

Las muestras recolectadas presentan un predominio de la fracción fina ($< 0,063$ mm). Chile no posee una normativa especial para suelos. Pese a lo anterior la concentración de metales pesados en la cuenca no excede los estándares holandeses sugeridos por el Servicio Agrícola y Ganadero para evaluar la contaminación en suelos. Es importante destacar que estos valores se calcularon usando el contenido de materia orgánica de una muestra estándar (10%) según la Ley Holandesa Provisional para el Saneamiento de Suelo.

Los elementos Mn, Fe, Ag, As, Co, Cu, Hg, V y Zn presentan concentraciones por sobre el background de la corteza de acuerdo a referencias globales. Además, los elementos Mn, Ag, Co, Hg y Zn presentan enriquecimientos de acuerdo con referencias locales. Sin embargo, no fue posible detectar las fuentes de posible enriquecimiento natural ni antrópico en los elementos mayoritarios y elementos trazas.

Aun cuando las concentraciones de estos elementos se encuentran por sobre el background geoquímico global y local, esto no necesariamente refleja las concentraciones biodisponibles. La biodisponibilidad depende de la movilidad y solubilidad de los elementos en la solución y de propiedades del suelo como, pH, contenido de materia orgánica, contenido de arcillas, potencial redox, cationes y aniones en solución y óxidos de Fe, Mn y Al, por lo que estudiar otras propiedades de los sedimentos podría favorecer el entendimiento de la biodisponibilidad de elementos potencialmente perjudiciales al sistema suelo-planta-animal.

A mi mami y mi güeli.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue sustentada y patrocinada por el Programa de Pueblos Indígenas de la Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas de la Universidad de Chile y financiada por el Departamento de Geología de la Universidad de Chile.

Agradecer a la Asociación ambiental Budi Anumka por el apoyo y colaboración a lo largo de este trabajo, en especial a Fernando Quilaqueo por su compañía en el trabajo en terreno y compartir sus conocimientos y experiencias. Agradecer a Alison e Ignacio de la ONG Maple Microdesarrollo por actuar como garantes en todo el proceso, por su colaboración y buenas energías y excelente disposición en todo este proyecto.

Quiero agradecer al Dr. Gabriel Easton por guiar este trabajo y a la Dra. Alida Pérez y Dra. Linda Daniele, miembros de esta comisión. A la Dra. Claudia Rodríguez por estar siempre al pendiente de las necesidades y apoyarnos en todas las instancias en que lo necesitamos.

También agradecer a mi familia, en especial a mi mami por aguantar los siete años de estudio, por hacer todo lo necesario para que estuviéramos cómodas estudiando y no tuviéramos que viajar todos los días, por hacernos la vida más fácil. A mi güeli, a esa señora loca, que mientras estuvo en este mundo se preocupaba de que no me faltaría nada para ir a los terrenos, que me regaloneaba cuando volvía a casa después de meses. Al pequeño Maxi que hacía un esfuerzo gigante por no llamarme cuando estaba en clases y a mi hermana que pese a nuestras peleas siempre está cuando la necesito.

Agradecer a mi familia adoptiva en Santiago que me apoyaron en todo y se preocuparon de mi a lo largo de la carrera, que me abrieron un lugarcito en el cual me siento cómoda hasta el día de hoy.

Quiero agradecer a mis amigos los primeros años de U y hacerla un poquito menos dura, en especial a la Graci y la Nico que se acordaban de mis cumpleaños, al Villa mi compañero de atrasos en primer año y a la mami Bea que siempre se preocupa por todos. A mis amigos de la carrera por aguantarme en los terrenos y ser mis compañeros de pelambre Arroz, Fock, Lukitas, Mauri, PauPau y Martín.

Agradecer a la sita María Vicky por acompañarme en los altos y bajos de este trabajo, y por estar ahí siempre disponible para escucharme.

Finalmente, quiero agradecer a la persona más importante de todo este proceso, que me estuvo acompañando en las buenas y en las no tan buenas, a mi soporte, la persona que me daba ánimos cuando estaba decaída, la persona que nunca me dejó sola pese a mis mañas, el que cumple todos mis caprichos y es mi rayito de sol cada mañana. Gracias Migue por estos siete años juntos, por crecer juntos y hacernos mejores personas.

Índice

1	Introducción	1
1.1	Introducción y motivación	1
1.2	Hipótesis de trabajo	1
1.3	Objetivos	2
1.3.1	Objetivo general	2
1.3.2	Objetivos específicos.....	2
1.5	Ubicación y accesos a la zona de estudio	3
1.7	Antecedentes.....	4
1.7.1	Fisiografía, geología y estructuras	4
1.7.2	Origen del Lago	5
1.7.3	Clima y vegetación	7
1.7.4	Hidrografía e hidrodinámica.....	8
1.7.5	Hidrología	12
1.7.6	Uso de suelo.....	13
2	Metodología.....	17
2.1	Trabajo de campo.....	17
2.2	Definición de unidades geomorfológicas.....	17
2.3	Geomorfometría y caracterización del relieve	17
2.4	Variación de la línea de costa del lago.....	18
2.5	Metodologías de muestreo de sedimento activo y de fondo de lago	19
2.6	Análisis y procesamiento de muestras de sedimento activo y de fondo de lago	20
2.6.1	Índices de contaminación de sedimentos por metales	22

2.6.2	Análisis de metales pesados según normativas.....	24
3	Caracterización geomorfológica.....	27
3.1	Unidades geomorfológicas	27
3.2	Geomorfometría y caracterización del relieve de la cuenca	33
3.3	Evolución temporal de la línea de costa del lago	36
4	Caracterización fisicoquímica de sedimentos	37
4.1	Parámetros fisicoquímicos y biológicos de los sedimentos	38
4.1.1	Parámetros fisicoquímicos.....	38
4.1.2	Parámetros biológicos	40
4.2	Parámetros físicos de sedimentos	42
4.3	Especies de nitrógeno en solución	44
4.4	Geoquímica de sedimentos	45
4.4.1	Background Geoquímico	47
4.4.2	Relaciones de interés	56
4.4.3	Índices de contaminación en sedimentos	59
4.4.4	Normativa para la concentración de elementos en suelo	61
5	Discusión	65
6	Conclusiones y recomendaciones	70
7	Bibliografía.....	71
Anexos		77

Índice de Figuras

Figura 1.1: Vías de acceso a la zona de estudio.....	3
Figura 1.2: Mapa geológico de la cuenca hídrica del Lago Budi y su contexto morfoestructural. CC. Cordillera de la Costa. DC: Depresión Central. CP: Cordillera Principal.....	5
Figura 1.3: Esquema de etapas de formación del Lago Budi. A: Antigua red de drenaje de río Imperial. B: Situación antes del terremoto de 1960. C: Situación actual, luego del terremoto de 1960 donde se formó una laguna en Puerto Saavedra. Modificado de Wallner (2010).	7
Figura 1.4: Humedales en la desembocadura del estero Boyeco.....	8
Figura 1.5: Dinámica de abertura de barra de arena en la desembocadura del río Budi. A. Remoción de barra de arena. Tomado de Sandoval (2009). B. Desembocadura abierta...	9
Figura 1.6: Distribución espacial de la intrusión salina del Río Budi, obtenida mediante modelación numérica y considerando dos intervalos de tiempo. Tomado de Rodríguez (2005).	9
Figura 1.7: Patrones de drenaje controlados por pendiente o estructuras. Modificado de Huggett, 2007.	10
Figura 1.8: Menoko en el sector de Malalhue.....	10
Figura 1.9: Red de drenaje y subcuencas generadas a partir de GRASS-GIS.	11
Figura 1.10: Algunos de los principales esteros de la cuenca. A. Estero Cuchal-Cuchal. B. Estero Boyeco. C. Estero Temo. D. Estero Allipén.	12
Figura 1.11: Precipitación acumulada para el periodo 1990-2020.....	13
Figura 1.12: Curvas de variación estacional para una probabilidad de excedencia dada	13
Figura 1.13: Uso de suelo de la cuenca del Lago Budi. Tomado de Peña-Cortés (2006).	14
Figura 1.14: Cambio de uso en la cuenca entre los años 2001-2019, escala 1:30.000. Departamento de Monitoreo y Ecosistemas Forestales, CONAF.....	15
Figura 2.1: Parámetros geomorfológicos calculados a escala de cuenca.	18
Figura 2.2: Parámetros geomorfológicos a escala de subcuenca.	18

Figura 2.3: Ubicación de extracción de las muestras.	19
Figura 2.4: Extracción de muestra en la desembocadura del estero Boyeco.	20
Figura 3.1: Mapa geomorfológico en base a Peña-Cortés et al., (2014) y observaciones de terreno.	27
Figura 3.2: Perfil esquemático geológico-geomorfológico A-A'.....	29
Figura 3.3: Perfil esquemático geológico-geomorfológico B-B'.....	30
Figura 3.4: Niveles aterrazados con suaves lomajes vistos hacia el este desde el sector de Deume.....	31
Figura 3.5: Humedal en la desembocadura del estero Allipén.....	31
Figura 3.6: Campo dunario visto hacia el sur en la zona de Puacho.	32
Figura 3.7: Acantilados costeros. A. Acantilado costero activo visto hacia el sur, en el sector de Boca Budi. B. Acantilado costero activo visto hacia el sur, al norte Puacho.	32
Figura 3.8: Mapa de elevaciones.	34
Figura 3.9: Curva hipsométrica cuenca hídrica lago Budi.....	35
Figura 4.1: pH medido en sedimentos en laboratorio y pH del agua circundante in situ. .	39
Figura 4.2: Conductividad medida <i>in situ</i> y en laboratorio.	39
Figura 4.3: Humedad en los sedimentos medida en laboratorio.....	40
Figura 4.4: Concentración de coliformes fecales en sedimentos.....	41
Figura 4.5: Distribución de coliformes fecales en las muestras analizadas.	41
Figura 4.6: Curvas granulométricas de las muestras de sedimento a partir del análisis granulométrico realizado por el Laboratorio Bureau Veritas.....	43
Figura 4.7: Distribución en planta de las especies de nitrógeno en solución.....	44
Figura 4.8: Concentración de elementos <i>mayoritarios</i> en comparación con valores de referencia Rudnick y Gao (2004).	47
Figura 4.9: Distribución espacial elementos mayoritarios enriquecidos.....	48

Figura 4.10: Concentración de elementos traza muestreados en comparación con valores de referencia Rudnick y Gao (2004).	49
Figura 4.11: Concentración de elementos traza muestreados en comparación con valores de referencia Rudnick y Gao (2004).	50
Figura 4.12: Distribución espacial de elementos trazas As, Cu y Zn.	51
Figura 4.13: Distribución espacial de elementos trazas Co, Hg y V.	52
Figura 4.14: Distribución espacial de Ag.	53
Figura 4.15: Concentración de elementos mayoritarios muestreados en comparación con valores de referencia Muñoz (2007).	54
Figura 4.16: Concentración de elementos trazas muestreados en comparación con valores de referencia Muñoz (2007).	55
Figura 4.17: Normalización de elementos mayores por aluminio.	56
Figura 4.18: Normalización de elementos traza por aluminio.	57
Figura 4.19: Normalización de elementos traza por aluminio.	58
Figura 4.20: Diagrama bivariado V vs. FeO	59
Figura 4.21: Valor de intervención y referencia con respecto a la normativa holandesa.	62
Figura 4.22: Valores de concentraciones máximas en suelo previo a una aplicación de lodos (NCh2952.c – 2004).	64

Índice de Tablas

Tabla 1.1: Principales terremotos desde 1535 hasta la actualidad que afectaron la zona del Lago Budi y sus alrededores. Modificado de Wallner (2010).	6
Tabla 1.2: Áreas de usos de suelo en la cuenca del Budi en hectáreas por año. Departamento de Monitoreo y Ecosistemas Forestales, CONAF.	16
Tabla 2.1: Parámetros fisicoquímicos, biológicos y concentraciones de especies químicas analizados por el Laboratorio Bureau Veritas.	21
Tabla 2.2: Categorías según el índice de geoacumulación (Igeo).	23
Tabla 2.3: Categorías según el factor de enriquecimiento (FE).	23
Tabla 2.4: Estándares holandeses para evaluar la contaminación de suelos en términos de concentración total de metales.	24
Tabla 2.5: Ecuaciones de cálculo para la determinación de metales pesados.	25
Tabla 2.6: Constantes usadas para el cálculo del VIS de los elementos.	25
Tabla 2.7: Concentración máxima de metales pesados en suelos, previo a una aplicación de lodos, según la normativa chilena en la macrozona sur.	26
Tabla 3.1: Parámetros geomorfológicos de la cuenca hídrica del Lago Budi.	33
Tabla 3.2: Parámetros geomorfológicos subcuencas.	33
Tabla 3.3: Clasificación de pendientes según la Pauta para Estudio de Suelo (SAG, 2011)	35
Tabla 3.4: Variación de espejo de agua a escala de subcuenca en km ² .	36
Tabla 4.1: Simbología, tipo y ubicación de sedimentos de cada muestra.	37
Tabla 4.2: Valores de pH y conductividad de muestras de sedimentos y mediciones in situ de agua circundante a los sedimentos tomados.	38
Tabla 4.3: Composición textural de los sedimentos analizados y clasificación USCS.	42
Tabla 4.4: Elementos bajo el límite de detección del Laboratorio Bureau Veritas.	45
Tabla 4.5: Concentración de elementos mayores en % wt óxido y elementos traza en ppm detectados por el Laboratorio Bureau Veritas.	46

Tabla 4.6: Índice de carga contaminante calculado para las distintas muestras.	59
Tabla 4.7: Índice de geoacumulación calculado para las distintas muestras.	60
Tabla 4.8: Factor de enriquecimiento calculado para las distintas muestras.	60
Tabla 4.9: Contenido de arcillas/limo en (%) en las diferentes muestras.	61
Tabla 4.10: Concentraciones límites para metales en suelos agrícolas en Canadá y Brasil y suelo limoso en Alemania (SAG, 2011).	63
Tabla 5.1: Movilidad relativa de elementos mayoritarios y trazas en función de las condiciones de pH modificado de Hansen <i>et al.</i> , 1995.	65
Tabla 5.2: Grupos de metales pesados y metaloides según adsorción, fototoxicidad y riesgo para la cadena alimentaria (Chaney, 1980).	68

1 Introducción

1.1 Introducción y motivación

La cuenca del Lago Budi se encuentra en las comunas de Carahue, Saavedra y Teodoro Schmidt en la provincia de Cautín, región de La Araucanía. Ubicada en el sector costero del sur de Chile y contiene un lago salino del mismo nombre, el cual desemboca esporádicamente en el océano Pacífico por medio del río Budi.

En torno al lago habitan comunidades mapuche-lafkenche, haciendo de la cuenca y particularmente del lago un lugar de importancia ancestral y espiritual. En ese sentido, este es un trabajo colaborativo con la Asociación Ambiental Budi Anumka y la ONG MAPLE Chile, quienes trabajan en conjunto con los *Lof* o comunidades Allipén, Llaguepulli y Malalwe-Chanko, ubicadas en el sector sur del Lago Budi, parte del territorio ancestral *Ayllarewe Budi*.

Los humedales ribereños del lago constituyen un Sitio Prioritario para la Conservación de la Biodiversidad debido a su avifauna desde 1992. Estos ecosistemas son importantes a nivel mundial debido a su productividad, dinámica de nutrientes y gran biodiversidad de especies, funcionan como refugios de la fauna local y migratoria representando un alto valor ecológico (Morales, 2019). Es por esto que la disminución de fauna local (particularmente peces y aves) y la colmatación de los humedales es motivo de preocupación en las comunidades locales, quienes mediante la Asociación ambiental Budi Anumka han expresado su inquietud con respecto a las consecuencias que actividades como la agricultura y el remplazo de bosques nativos por monocultivos están teniendo en la cuenca y en el fondo del lago.

La composición química de los sedimentos de un lugar depende principalmente de la roca caja. Sin embargo, los cambios de salinidad, la producción primaria, la erosión continental y el aporte antrópico pueden cambiar la química de los sedimentos (Ahumada, 1998). Por lo que un estudio geoquímico aporta al diagnóstico geológico-ambiental es sumamente importante para identificar y determinar los factores y cambios que estén influyendo en las variaciones que han advertido las comunidades que habitan en torno al Budi.

1.2 Hipótesis de trabajo

Debido a la pendiente irregular de la cuenca, los sedimentos erosionados en las zonas más altas son arrastrados aguas abajo, acumulándose en el lago. Estos sedimentos son receptores de diversas sustancias potencialmente contaminantes provenientes de actividades antrópicas (forestales, agricultura, entre otros) las cuales pueden integrarse a las cadenas tróficas. El estudio de los sedimentos activos permitirá dilucidar la ocurrencia

de estas posibles anomalías y establecer una línea de base geológica-ambiental para así aportar a la caracterización de diversos tipos de sedimentos de la cuenca.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Determinar la geomorfología de la cuenca hídrica del lago Budi junto con caracterizar física y geoquímicamente los sedimentos activos de los esteros principales que desembocan en el lago y sedimentos de fondo de lago, para disponer de una línea de base geológica-ambiental del mismo.

1.3.2 Objetivos específicos

- i) Caracterizar la geomorfología y determinar los factores dominantes en la evolución reciente del lago Budi y su cuenca hídrica a partir de información bibliográfica, histórica y antecedentes entregados por habitantes de la cuenca, con énfasis en los procesos de erosión o sedimentación en sus costas.
- ii) Analizar y comparar la concentración de elementos mayoritarios y trazas en las muestras de sedimentos activos determinando su variación a nivel de cuenca.
- iii) Analizar la distribución de los elementos y detectar potenciales anomalías geoquímicas en sedimentos activos de los principales esteros que drenan la cuenca, prestando atención a componentes asociados a contaminación.

1.5 Ubicación y accesos a la zona de estudio

La zona de estudio se encuentra en el sector costero entre las comunas de Saavedra y Teodoro Schmidt en la provincia de Cautín, región de La Araucanía (Figura 1.1). Se localiza 103 kilómetros al oeste de Temuco.

Para acceder a la zona de estudio desde Santiago, Chile se debe tomar la Ruta 5 (Panamericana Sur) hasta la ciudad de Freire, ubicada 28 kilómetros al sur de Temuco, donde se toma la ruta S-60 hasta Teodoro Schmidt, luego por la ruta S-614 hasta la ruta S-46. También se puede acceder desde Temuco por la ruta S-40 hasta Carahue para luego tomar la ruta S-46 hacia el sur.

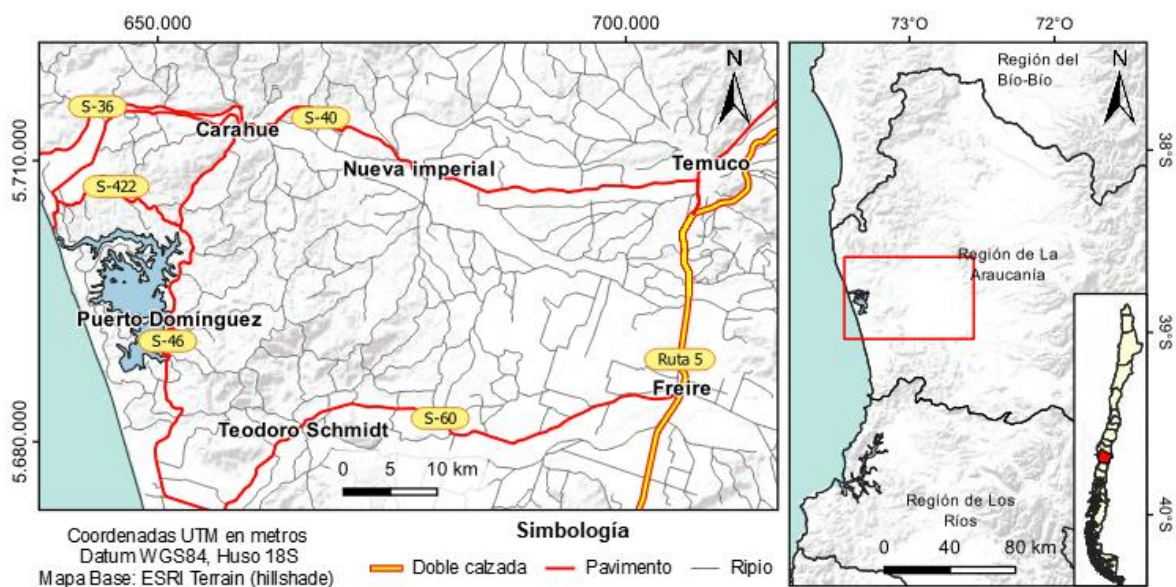


Figura 1.1: Vías de acceso a la zona de estudio.

1.7 Antecedentes

1.7.1 Fisiografía, geología y estructuras

La zona de estudio se encuentra constreñida a la Cordillera de la Costa, la que corresponde a una unidad morfoestructural mayor de la zona emergida del margen continental chileno (Charrier *et al.*, 2007). Esta unidad, en la región de la Araucanía, registra un gran descenso del continente y en la zona de estudio alcanza altitudes máximas de 400 msnm (IGM, 1986 en Peña-Cortés, *et al.*, 2014). Además, este sector se caracteriza por el desplazamiento de la Depresión Central hacia el oeste, la cual se confunde con el litoral, ya que el antiguo relieve montañoso costero se encuentra actualmente reducido a suaves colinas producto de la erosión y exposición al mar (Peña-Cortés *et al.*, 2014). La Cordillera de la Costa se encuentra separada de la línea de costa por una planicie litoral, que se extiende longitudinalmente desde río Imperial al sur por aproximadamente 75 km con un ancho de 25 km compuesta principalmente de depósitos marinos y fluviales, siendo modelada por la acción del mar y movimientos tectónicos (Mardones, 2005). En el sector oeste de la planicie litoral, los relieves están estructurados principalmente por la serie oriental del Basamento Metamórfico, el que está compuesto principalmente por secuencias volcánicas con intercalaciones marinas y sedimentarias estratificadas de edad Triásica a Cretácica Superior (Peña-Cortés *et al.*, 2014; Baytelman, 2017).

La geología del área comprende dos unidades geológicas (SERNAGEOMIN, 2003) (Figura 1.2).

Unidad PzTr4 (Paleozoico – Triásico): Corresponde a rocas metamórficas dentro de las que se puede distinguir metapelitas, metacherts, metabasitas, gneises y rocas ultramáficas. Estos dos últimos en menor proporción. En la Cordillera de la Costa, entre las regiones IX – X se conoce como Complejo Metamórfico Bahía Mansa. En la zona de estudio aflora la subunidad superior compuesta por esquistos pelíticos (PzTr4(a)).

Unidad Pl1m (Pleistoceno): Corresponde a una secuencia sedimentaria marina, litoral o estuarina. Su litología comprende coquinas, conglomerados coquináceos, areniscas y conglomerados dispuestos en niveles aterrazados emergidos. En la cuenca del Lago Budi se redefinió como “Formación Budi” la cual estaría en contacto de falla con la unidad PzTr4 (a). La Formación Budi consta de capas horizontales de areniscas, limolitas blancas uniformes y fangolitas finamente estratificadas con grietas de desecación (Lomnitz, 1969). Para esta unidad se infiere una depositación lenta e *in situ*, ya que las cañas de Gramínea crecen erguidas en la limolita. En esta Formación se encontraron hojas fósiles de la familia de los laureles, de manera que la flora que se encuentra en la Formación Budi es representativa de los géneros que aún se encuentran creciendo en las colinas bajas y en las orillas de los lagos del sur de Chile (Lomnitz, 1969).

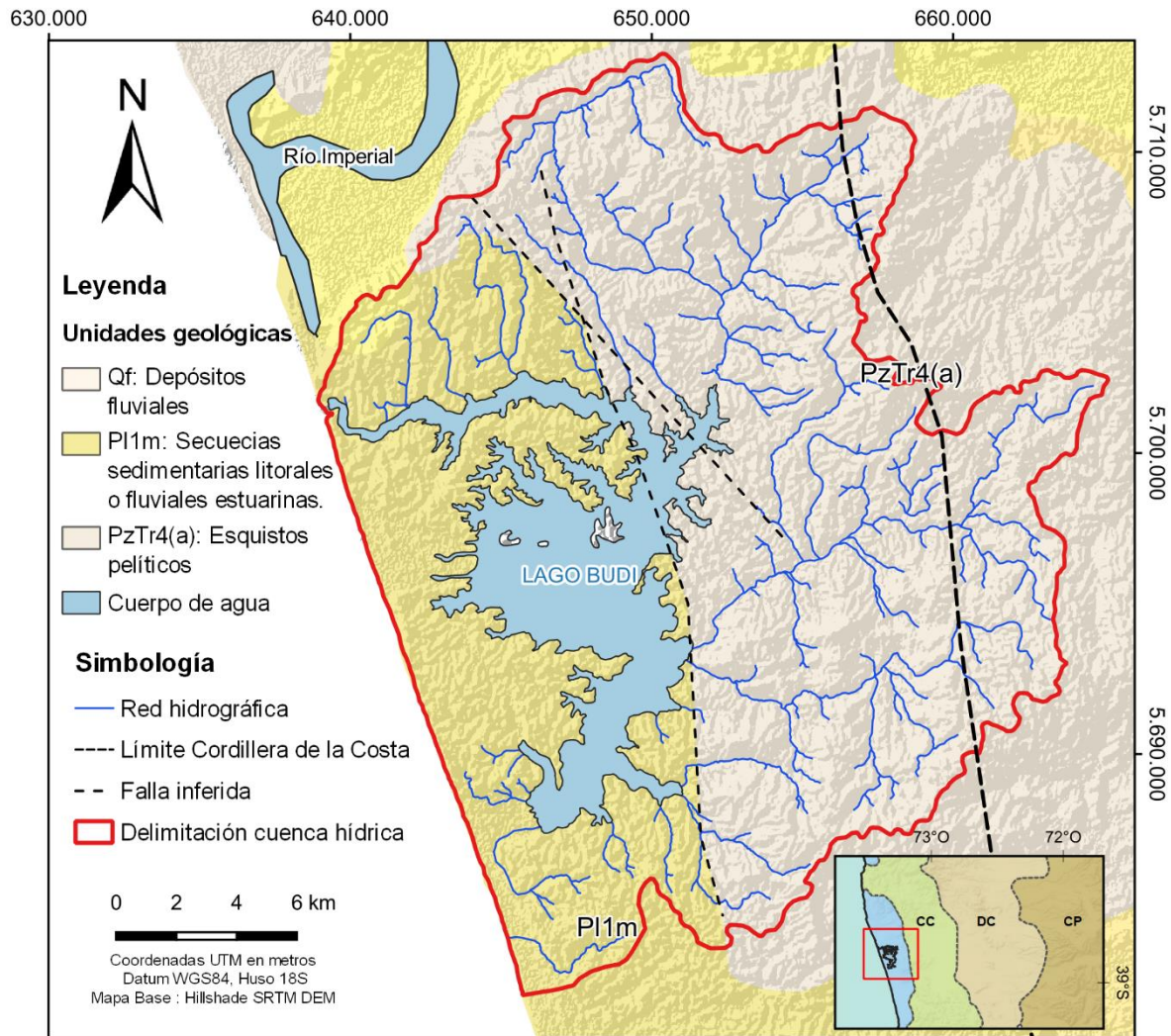


Figura 1.2: Mapa geológico de la cuenca hídrica del Lago Budi y su contexto morfoestructural. CC: Cordillera de la Costa. DC: Depresión Central. CP: Cordillera Principal.

En la zona de estudio se han inferido dos estructuras. La estructura de mayor orden posee una orientación aproximada N-S y pondría en contacto las dos unidades geológicas definidas anteriormente. Una medida de gravedad realizada en 1963 arrojó una anomalía de 20 mgal al este de Puerto Saavedra, lo que implicaría una caída del bloque costero de 0,4 a 0,6 metros (Lomnitz, 1969). La segunda estructura posee orientación NW-SE y fue inferida directamente a partir de los patrones de las redes de drenaje (Lomnitz, 1969).

1.7.2 Origen del Lago

Lomnitz (1969) describe los efectos de 40 terremotos en Chile entre 1535 y 1955 con magnitudes mayores a 7, entre ellos los que afectaron la zona del Budi o sus alrededores se muestran en la Tabla 1.1.

Tabla 1.1: Principales terremotos desde 1535 hasta la actualidad que afectaron la zona del Lago Budi y sus alrededores. Modificado de Wallner (2010).

Principales terremotos	16-12-1575 Valdivia M=8,5	24-12-1737 Valdivia M=7,5 - 8	20-02-1835 Concepción M=8 – 8,25	7-11-1837 Valdivia M=8	22-05-1960 Valdivia M=8,75 – 9,5	27-02-2010 Maule M=8,8
Concepción (36°46'S)	♦ (~)		♦ ≈ ▲ (+1,5 m)	♦ ~	♦ ~ ▲ (+0,3 m)	♦ ≈
Puerto Saavedra (38°49'S)	♦ ≈ ▽		~		♦ ≈ ▽ (-1,4 m)	♦ ≈ ▲
Valdivia (39°49'S)	♦ ≈ ▽	♦	♦ ~	♦ ~	♦ ≈ ▽ (-2,7 m)	♦ ≈
♦ Movimiento ~ Tsunami ≈ Gran Tsunami ▽ Subsistencia ▲ Alzamiento						

De las reconstrucciones realizadas tras los terremotos ocurridos en el sur de Chile, se ha concluido que la gran mayoría de los terremotos han generado un tsunami (Cisternas *et al.*, 2005), a partir de estas reconstrucciones se han reportado un total de 29 tsunamis en el sur de Chile, los cuales han quedado registrados en depósitos costeros y en fondos de lagos debido a los movimientos asociados a los terremotos (Wallner, 2010).

Producto de estos movimientos tectónicos se han producido cambios radicales en el sector del Budi, entre los que destaca el desplazamiento de la desembocadura de río Imperial 6 km hacia el norte, luego del terremoto de 1960. Producto de que varias olas del tsunami golpearon una barra de arena paralela a la playa, rompiéndola y desplazando el río el cual antes del terremoto desembocaba junto al río Budi (Lomnitz, 1969).

La principal hipótesis que se maneja sobre el origen del lago sugiere que este pudo ser parte del sistema fluvial del río Imperial y habría desembocado al mar en la zona de Puaicho (Lomnitz 1968,1969; Figura 1.3). Posteriormente, terremotos y tsunamis podrían haber modificado las morfologías, en particular las barras de arenas y dunas, cerrando la desembocadura de río Imperial en Puaicho e invirtiendo la dirección del flujo, desembocando en lo que actualmente es el río Budi (Figura 1.3 B). Previo al terremoto de 1960 ambos ríos (Imperial y Budi) habrían desembocado juntos, sin embargo, luego de este terremoto se formó una barra de arena, desplazando 10 km al norte la desembocadura de río Imperial (Wallner, 2010).

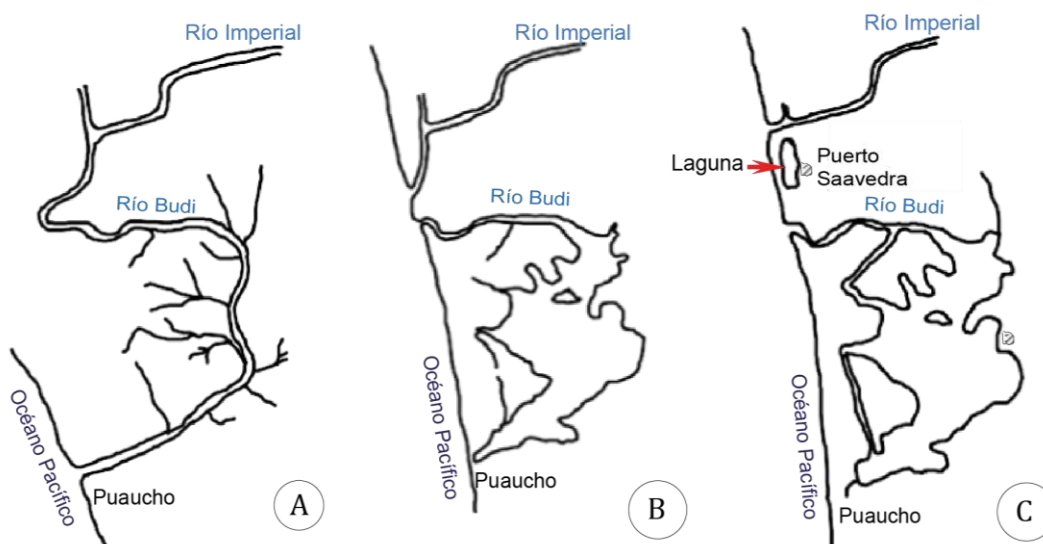


Figura 1.3: Esquema de etapas de formación del Lago Budi. A: Antigua red de drenaje de río Imperial. B: Situación antes del terremoto de 1960. C: Situación actual, luego del terremoto de 1960 donde se formó una laguna en Puerto Saavedra. Modificado de Wallner (2010).

1.7.3 Clima y vegetación

El clima del área de estudio es de tipo templado húmedo de verano fresco (Fuenzalida, 1965) que, además, pertenece al distrito agroclimático Puerto Domínguez – Puerto Saavedra de la Región de La Araucanía (Antimán y Martínez, 2005). Producto de la termorregulación marina y el efecto temperante lacustre, la amplitud térmica es reducida. Los meses de enero a diciembre son los más cálidos con temperaturas máximas que oscilan de 18 a 20 °C y mínimas entre 9 y 11 °C, mientras que los meses fríos (julio a septiembre) presentan temperaturas máximas de 13 a 14 °C y mínimas que fluctúan entre los 0,5 y los 7 °C (Rodríguez, 2005).

La flora y fauna del lago Budi es bastante diversa debido a la presencia de humedales que se desarrollan en las riberas del lago, los que están asociados a quebradas, llanuras y cabeceras de cuenca (Sandoval, 2009). En la cuenca del lago Budi es posible encontrar vegetación de tipo terrestre, acuática y semi acuática, mientras que bordeando los cursos de agua es posible identificar vegetación típica de bosque asociado a humedales (Hauenstein *et al.*, 2002). Si bien la cobertura vegetal se encuentra fuertemente degradada, es posible encontrar especies de árboles como Roble, Laurel, Lingue y Temo (LME, 2010). Al año 2010 se reportaban aproximadamente 10.000 Ha de bosque nativo, aunque este se encontraba fragmentado y se ubicaba de manera preferente en las quebradas de la cuenca (LME, 2010).



Figura 1.4: Humedales en la desembocadura del estero Boyeco.

En los humedales del Budi existen 13 comunidades bióticas de las cuales 12 son autóctonas (Salinas, *et al.*, 2016). De manera particular, es posible advertir la presencia del pez endémico huaiquil o roncadador (*Micropogonias furnierii*) y de cisnes de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*, EN) que van a reproducirse al lago. Sin embargo, se ha observado una reducción en la población de especies, y por lo tanto una disminución del ecosistema existente (Ministerio del Medio Ambiente, 2016).

1.7.4 Hidrografía e hidrodinámica

La cuenca del lago Budi se encuentra en el interfluvio entre río Imperial y río Toltén (DGA, 2004). La cuenca del lago Budi tiene como único efluente el río homónimo situado hacia el noroeste, el cual une esporádicamente el lago con el mar. Esta unión esporádica se debe a la presencia de una barra de sedimento que impide la descarga de la escorrentía de la cuenca al mar (Sandoval, 2009). Dicha barra es removida por autoridades de la zona con el fin de evitar inundaciones (Figura 1.5; Sandoval, 2009).

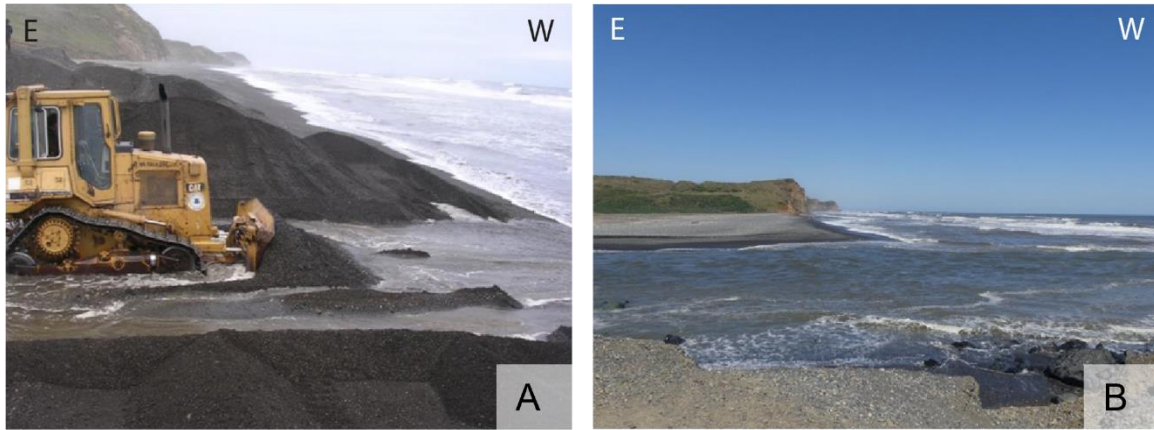


Figura 1.5: Dinámica de abertura de barra de arena en la desembocadura del río Budi. A. Remoción de barra de arena. Tomado de Sandoval (2009). B. Desembocadura abierta.

Respecto a la clasificación hidrodinámica del lago, distintos trabajos han identificado una cuña salina de aproximadamente 3,5 km de extensión (Sandoval, 2009; Rodríguez, 2005; Figura 1.6). Su presencia es indicador de estuarios fuertemente estratificados, pues corresponde a un frente de agua salada que se introduce en las zonas más profundas (Bowden, 1967, Pitchard, 1967). Además, existe un efluente de agua dulce que sigue su curso hacia el mar sobre la cuña, dando paso a una estratificación de dos capas donde no hay presencia de interfaz o zona de mezcla (Rodríguez, 2005).

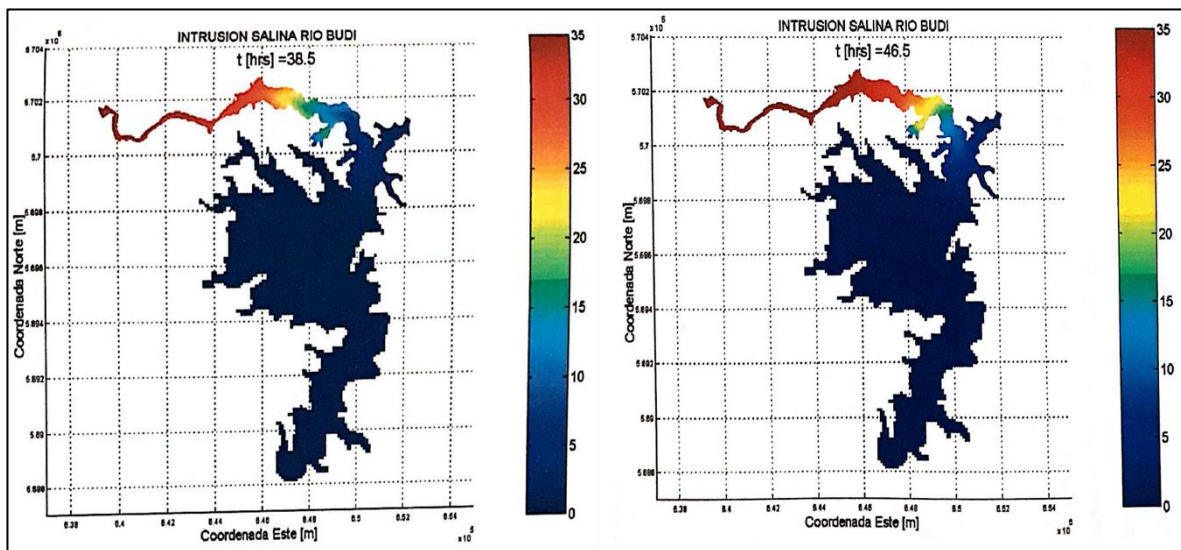


Figura 1.6: Distribución espacial de la intrusión salina del Río Budi, obtenida mediante modelación numérica y considerando dos intervalos de tiempo. Tomado de Rodríguez (2005).

En función de la barra de sedimentos que se forma en la desembocadura del río Budi, la cuenca se comporta la mayor parte del año como endorreica, y cuando la barra es removida y el sistema cuenca – mar logra conectarse, la cuenca se comporta de manera exorreica.

Cabe destacar que la conexión dura unos pocos días ya que la arena nuevamente se acumula formando la barrera (Antimán y Martínez, 2009). De esta manera, la cuenca del lago Budi se comporta la mayor parte del tiempo como una cuenca endorreica, donde los afluentes desembocan en el lago y la desembocadura se encuentra bloqueada por la barra.

La cuenca está compuesta por nueve subcuencas que drenan hacia el lago y toman el nombre del estero principal que pasa por cada una de ellas (Figura 1.9). La red de drenaje presenta un patrón dendrítico-regular, cuyos tributarios son de caudales intermitentes (Figura 1.7). Algunas de las nacientes de los tributarios corresponden a “menokos” o “manantiales sagrados” (Figura 1.8), como son conocidos por los habitantes de la zona, los que corresponden a afloramientos de aguas subterráneas que se encuentran distribuidos en la cuenca.

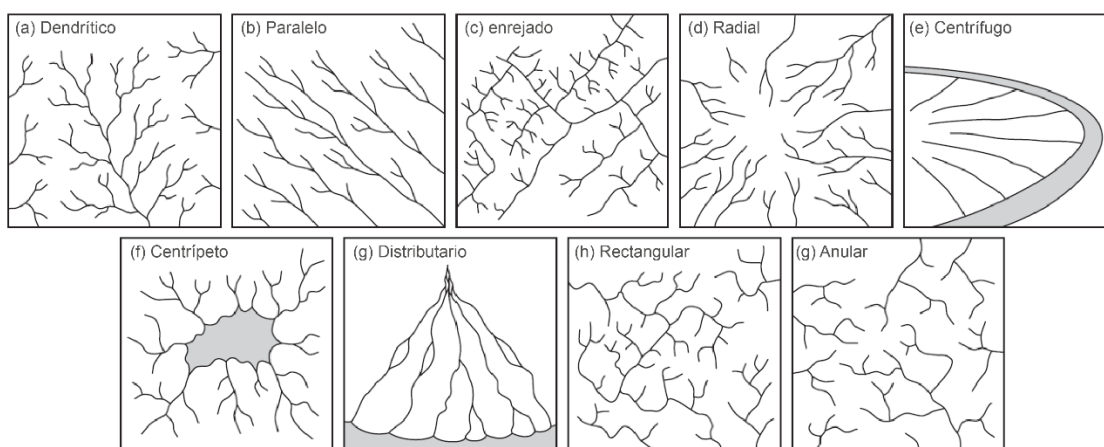


Figura 1.7: Patrones de drenaje controlados por pendiente o estructuras. Modificado de Huggett, 2007.



Figura 1.8: Menoko en el sector de Malalhue.

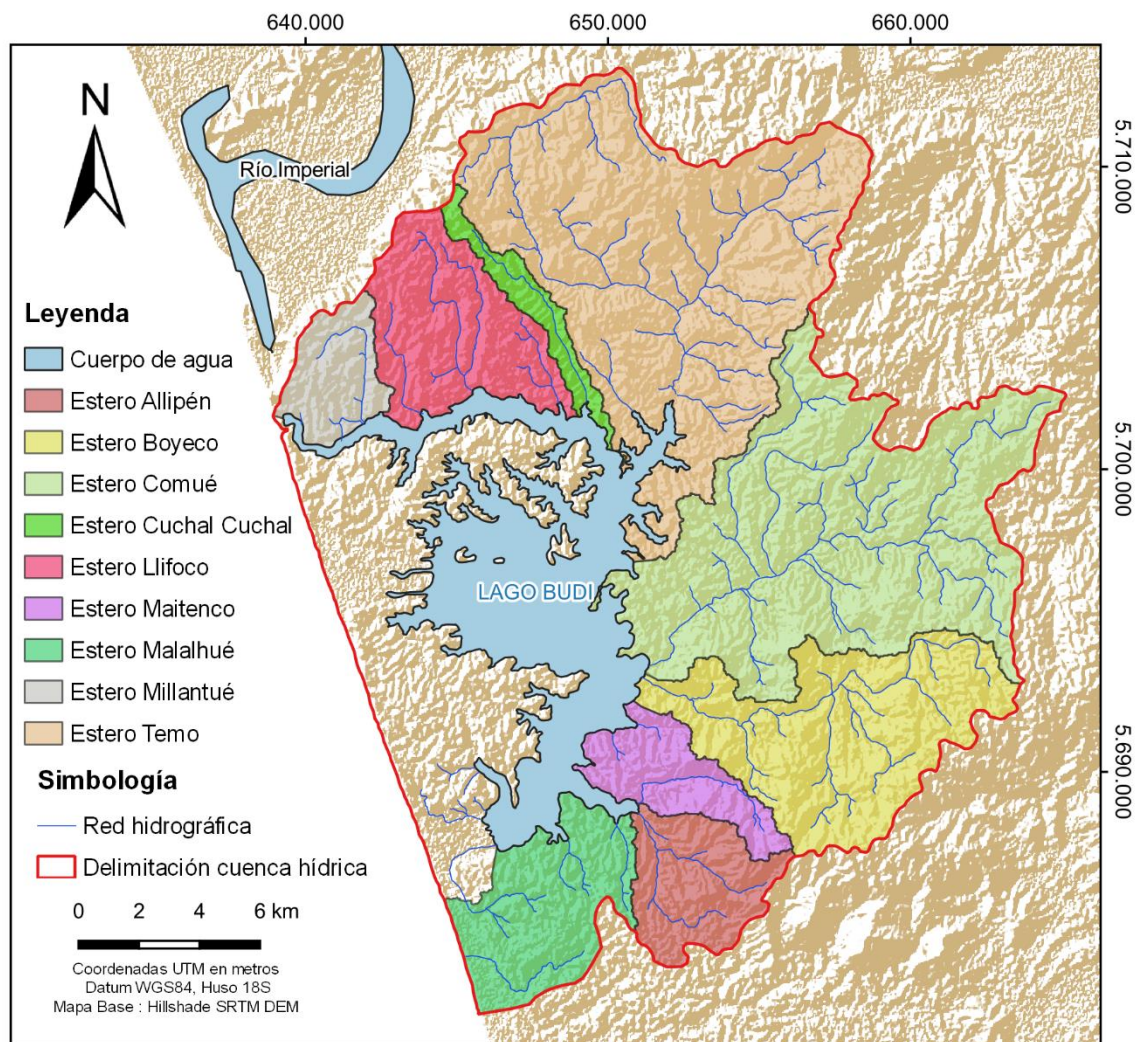


Figura 1.9: Red de drenaje y subcuencas generadas a partir de GRASS-GIS.

Los flujos permanentes en la cuenca corresponden a los esteros principales de cada subcuenca (Figura 1.9). Algunos de los que poseen mayor caudal son: Allipén, Comué y Boyeco. Además, esteros como Cuchal Cuchal presentan intervención con maquinaria para profundizar estos cauces (Figura 1.10 - A).

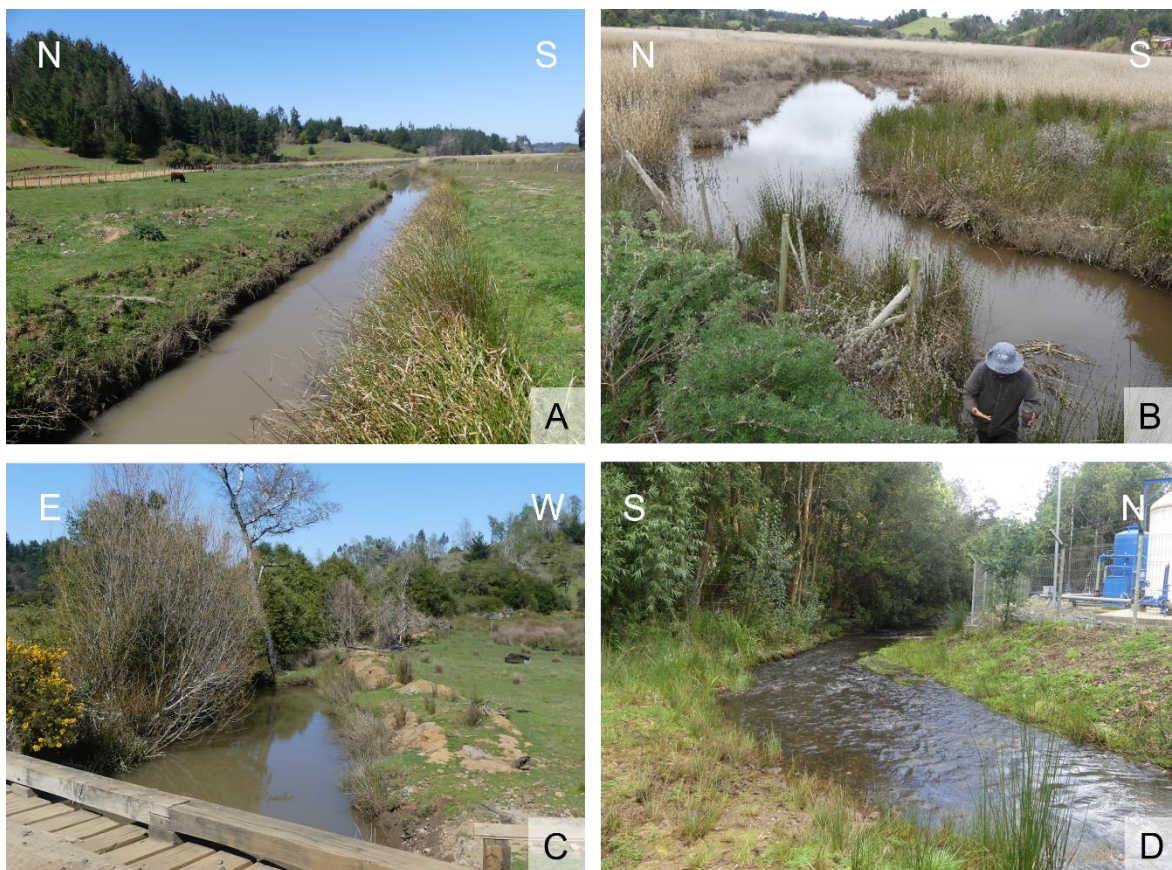


Figura 1.10: Algunos de los principales esteros de la cuenca. A. Estero Cuchal-Cuchal. B. Estero Boyeco. C. Estero Temo. D. Estero Allipén.

1.7.5 Hidrología

El análisis hidrológico consideró el estudio de las precipitaciones y temperatura en la cuenca a escala anual y mensual a partir del producto grillado CR²MET (www.cr2.cl). Es importante mencionar que no se incluyen datos de caudales, pues no se encontraron mediciones de estos en la cuenca.

Con respecto a la precipitación, entre los años 1990 y 2019 se registra un promedio anual de 1181,9 mm. En el período analizado se alcanzaron precipitaciones por sobre los 1400 mm durante los años 1993, 1997, 2002 y 2006, mientras que el año con precipitación acumulada más baja corresponde a 1998, cuyo valor fue inferior a 800 mm (Figura 1.11).

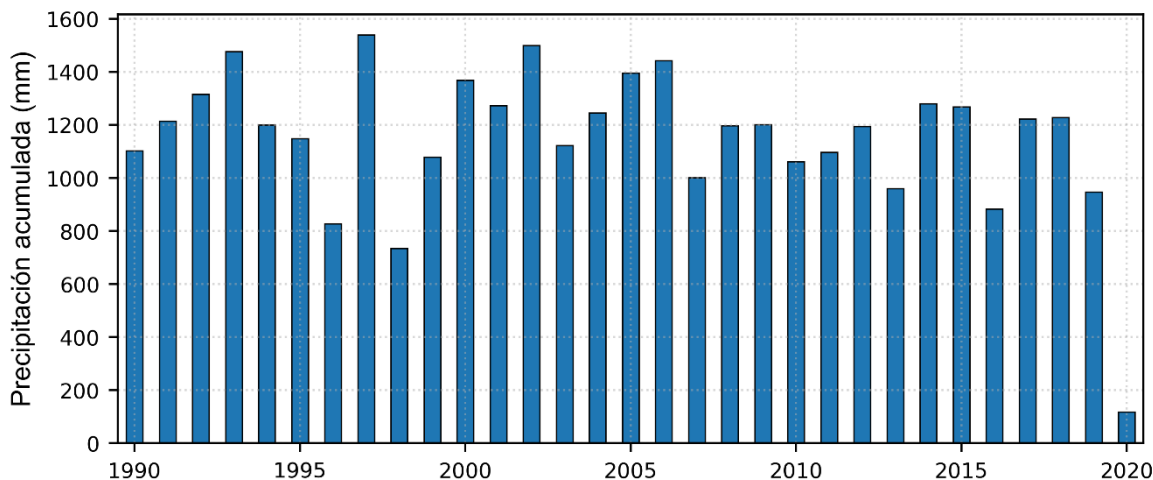


Figura 1.11: Precipitación acumulada para el periodo 1990-2020.

Considerando el mismo período de análisis, pero a escala mensual, es posible identificar un aumento de la precipitación en los meses de invierno, las cuales entre mayo y agosto superan los 160 mm en promedio. Este análisis de precipitación puede complementarse determinando el monto de precipitación asociado a una probabilidad de excedencia conocida (Figura 1.12).

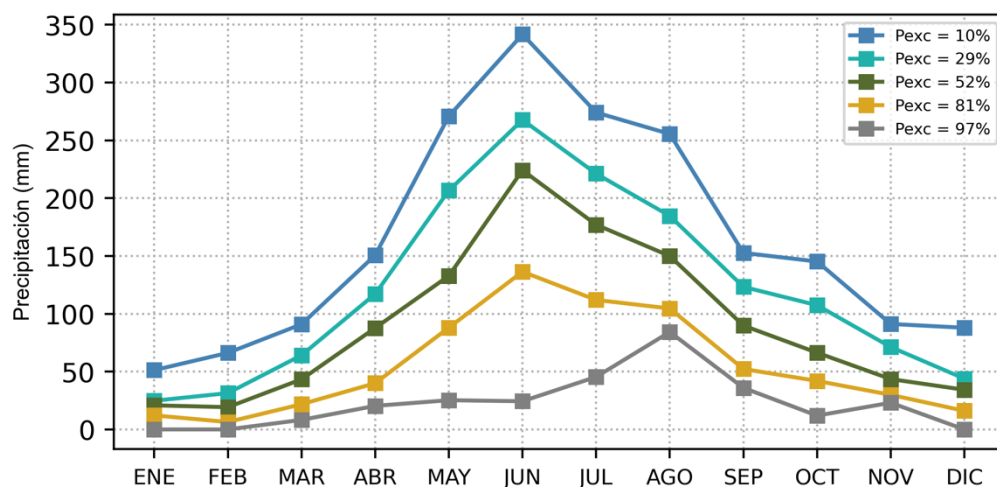


Figura 1.12: Curvas de variación estacional para una probabilidad de excedencia dada

1.7.6 Uso de suelo

Existen actividades tales como las plantaciones forestales y agropecuarias que tienen directa vinculación con el uso del suelo de la cuenca estudiada. De manera particular, a partir de la década de 1980 se ha visto un aumento lineal de las plantaciones forestales, lo que va en desmedro del bosque nativo y de los matorrales en la cuenca, los que han ido disminuyendo su superficie (LME, 2010).

Se ha observado que hay predominancia de la actividad agropecuaria en la zona, abarcando alrededor de 54,9% de la superficie de la cuenca al año 2004. El bosque nativo ocupa aproximadamente 19,6% de la superficie y la matriz forestal utiliza un poco menos de 6% (Peña-Cortés, 2006). En ese contexto, es importante notar el rápido descenso de la superficie utilizada por los matorrales (una disminución anual promedio de -2,89% entre 1980–2004), y una leve disminución de los cuerpos de agua y ríos (una tasa anual de cambio de -1,23% entre 1980-2004; Figura 2.5).

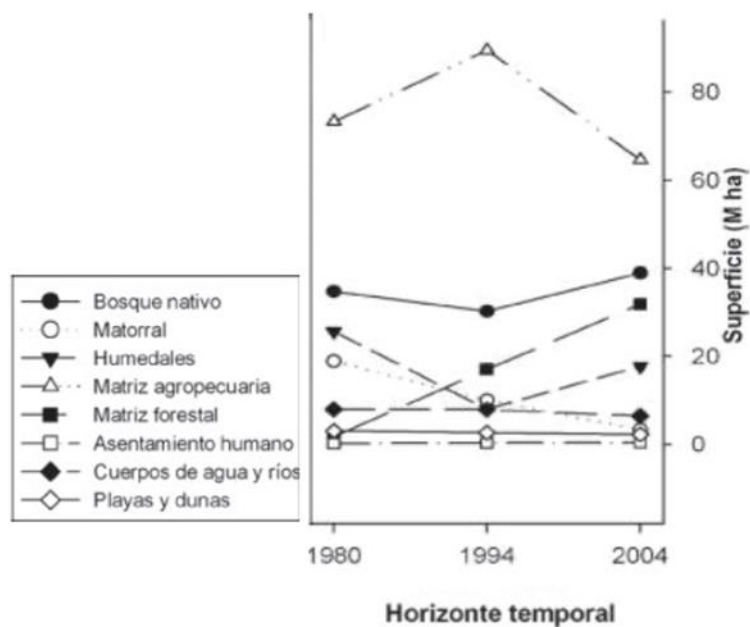


Figura 1.13: Uso de suelo de la cuenca del Lago Budi. Tomado de Peña-Cortés (2006).

Según lo reportado por el Laboratorio de Modelación Ecológica (LME, 2010), la superficie utilizada por los cultivos al año 2010, alcanzaría un 86,7% del total del área terrestre de la cuenca, lo que podría desencadenar procesos tales como erosión de laderas, acidificación del suelo y arrastre de materia orgánica hacia los cuerpos de agua, lo que a su vez provocaría acumulación de sedimentos a las orillas del lago y cambios en la calidad del agua trayendo consecuencias negativas para los ecosistemas nativos del sector.

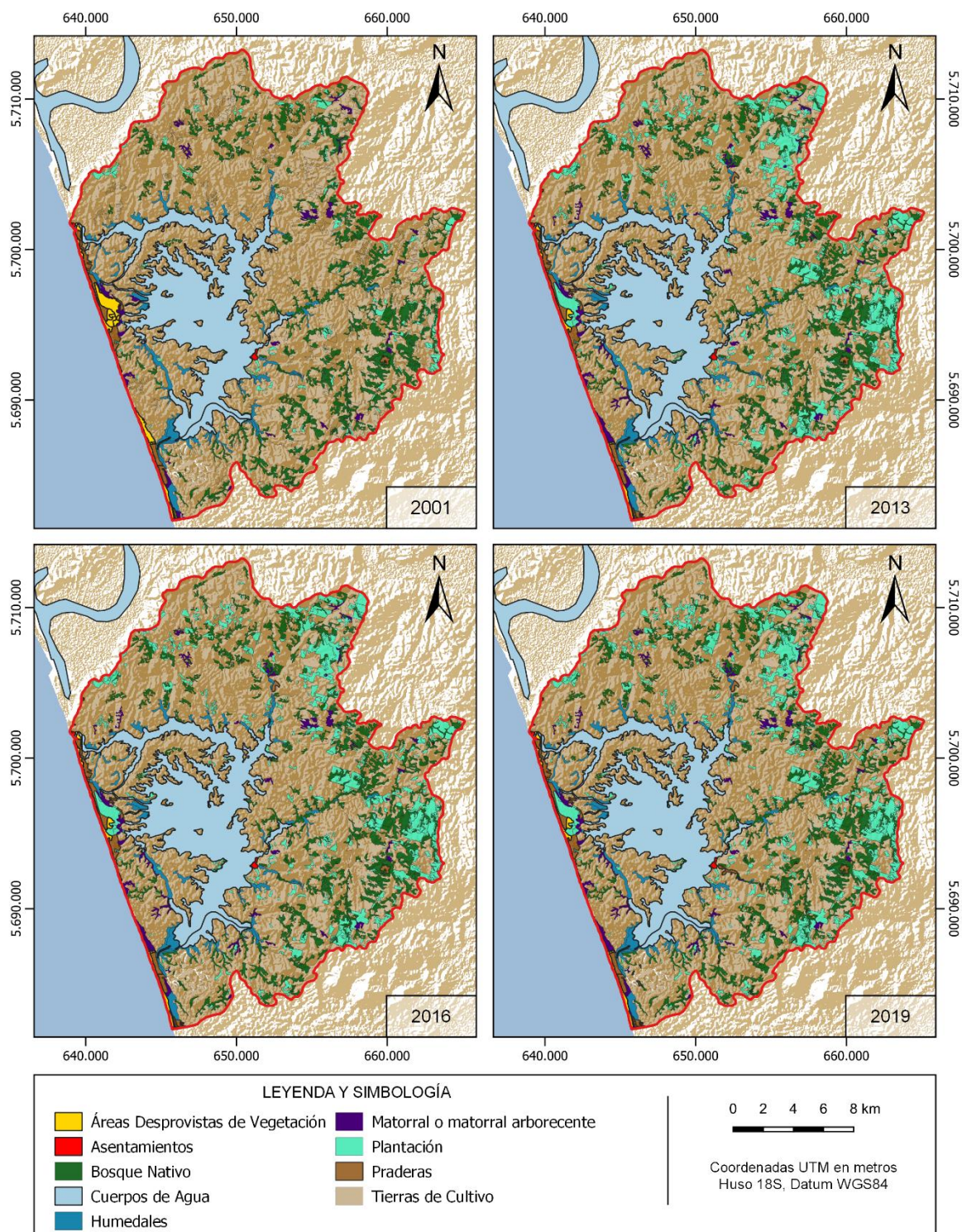


Figura 1.14: Cambio de uso en la cuenca entre los años 2001-2019, escala 1:30.000. Departamento de Monitoreo y Ecosistemas Forestales, CONAF.

Según la cartografía temática de cambio de uso de suelo para la región de La Araucanía realizada por CONAF entre el año 2001 y 2019 (Figura 2.6), se tiene que el cambio más significativo es la disminución de tierras de cultivos en 3700 Ha y el aumento de la superficie cubierta por plantaciones forestales en 3649 Ha (Tabla 1.2)

Tabla 1.2: Áreas de usos de suelo en la cuenca del Budi en hectáreas por año. Departamento de Monitoreo y Ecosistemas Forestales, CONAF.

Uso de suelo	2001	2013	2016	2019	Variación 2001-2019
Áreas Desprovistas de Vegetación	465	223	223	223	-243
Asentamientos	27	28	28	28	1
Bosque Nativo	4830	5036	5054	4918	88
Cuerpos de Agua	6593	6608	6607	6607	15
Humedales	1164	1101	1100	1058	-107
Matorral	304	464	468	473	169
Matorral Arborescente	152	234	217	220	68
Plantación	804	4238	4232	4453	3649
Praderas	357	413	411	469	112
Tierras de Cultivo	34712	31064	31067	30959	-3753

2 Metodología

El presente trabajo corresponde a una investigación en colaboración con María Victoria Quesille Palma (Quesille, 2022). La revisión de antecedentes y caracterización geomorfológica fueron trabajadas en conjunto, de manera que están presentes en ambas memorias de título.

2.1 Trabajo de campo

El trabajo de campo comprendió tres etapas. La primera etapa consistió en la revisión de antecedentes geológicos, estructurales, geomorfológicos, hidrológicos y climáticos de la cuenca hídrica del lago Budi. A partir de esto se realizó una fotointerpretación de las morfologías presentes en la zona utilizando los softwares Google Earth y QGIS (para más detalles ver sección 2.2).

La segunda corresponde al trabajo de campo realizado durante los días 20 al 24 de septiembre del 2021. En este terreno se tomaron muestras de sedimento activo en los principales esteros que drenan la cuenca hidrográfica y sedimentos de fondo de lago, donde se midieron parámetros fisicoquímicos como pH, conductividad eléctrica, entre otros (ver sección 2.5). También se reconocieron morfologías presentes a fin de contrastarlas con la fotointerpretación realizada previamente.

La tercera etapa consiste en la integración y análisis de toda la información levantada en terreno.

2.2 Definición de unidades geomorfológicas

Primero, se analizó la geomorfología de la cuenca hídrica del lago Budi mediante fotointerpretación de imágenes satelitales obtenidas desde Google Earth CNES/Airbus. Se confeccionó un mapa geomorfológico de la zona de estudio a escala 1:10.000, basado en el trabajo de Peña-Cortés *et al.*, (2014), incorporando observaciones y afinando límites de las unidades geomorfológicas de acuerdo con el trabajo de campo.

2.3 Geomorfometría y caracterización del relieve

La determinación de la geomorfometría de la cuenca se basó en el cálculo de parámetros geomorfológicos. Para esto, se utilizaron los datos de elevación obtenidos a partir de SRTM DEM, red de drenaje mapeada por fotointerpretación y una superficie estimada a partir de la delimitación de cuenca registrada en la DGA.

Los parámetros geomorfológicos determinados a escala de cuenca se dividen en tres grupos y se muestran en la Figura 2.1.

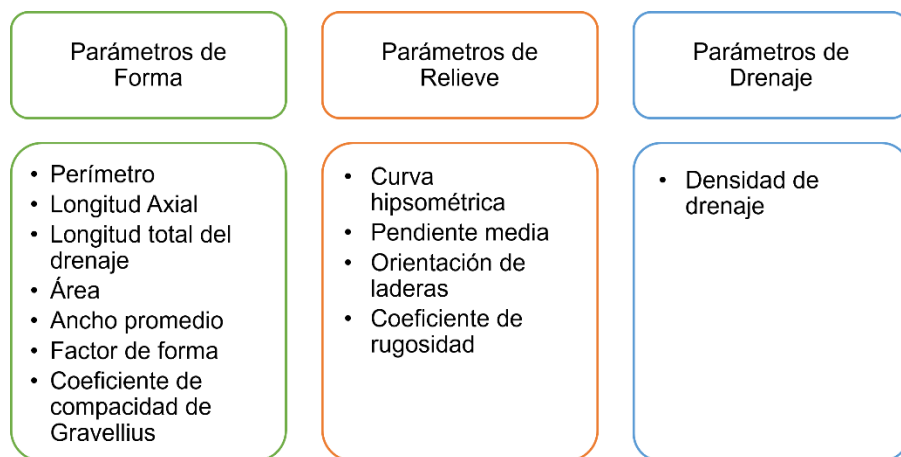


Figura 2.1: Parámetros geomorfológicos calculados a escala de cuenca.

Debido a que en la cuenca no se identifica un cauce principal, algunos parámetros geomorfológicos se determinaron a escala de subcuenca, los cuales se observan en la Figura 2.2.

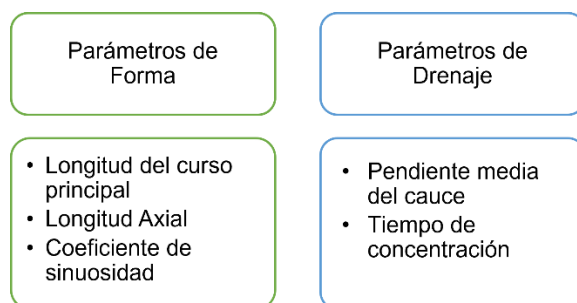


Figura 2.2: Parámetros geomorfológicos a escala de subcuenca.

Las definiciones, fórmulas y criterios de los parámetros geomorfológicos se detallan en el Anexo A.

2.4 Variación de la línea de costa del lago

El estudio de la variación de la línea de costa del lago se realizó a través de fotointerpretación de imágenes satelitales de los años 2013 y 2020. Las imágenes fueron obtenidas de Google Earth CNES/Airbus y la elección de los años a analizar responde a la disponibilidad de las imágenes.

Se realizó un mapeo a escala 1:5.000, donde se identificó la línea de costa del lago para cada año. Con esto fue posible calcular la superficie del espejo de agua para cada período, que corresponde a la superficie de agua expuesta en la que no se observan sedimentos, colmatación natural, vegetación flotante o juncos (Secretaría Distrital de Ambiente Bogotá (s.f)).

2.5 Metodologías de muestreo de sedimento activo y de fondo de lago

Se realizó la toma de muestra de sedimentos priorizando las desembocaduras de las subcuencas de mayor superficie. Además de priorizar la zona de Allipén y Malalhue, ya que allí habitan las comunidades con las que se realiza este trabajo colaborativo. La metodología para la extracción de sedimento activo y de fondo de lago siguen el procedimiento que se detalla a continuación.

Las muestras de sedimento activo y de fondo de lago fueron adecuadamente extraídas según los estándares del Laboratorio Bureau Veritas. Esta metodología consiste en tomar la muestra con una pala plástica, luego almacenarla en una bolsa de polietileno limpia y etiquetarla. La muestra debe mantenerse a una temperatura menor a los 12°C una vez extraída. Como se quiere realizar el estudio biológico de coliformes fecales, las muestras deben ser analizadas en menos de 24 horas posterior a su extracción, para minimizar los cambios químicos y biológicos que suceden luego de remover la muestra de la fuente.

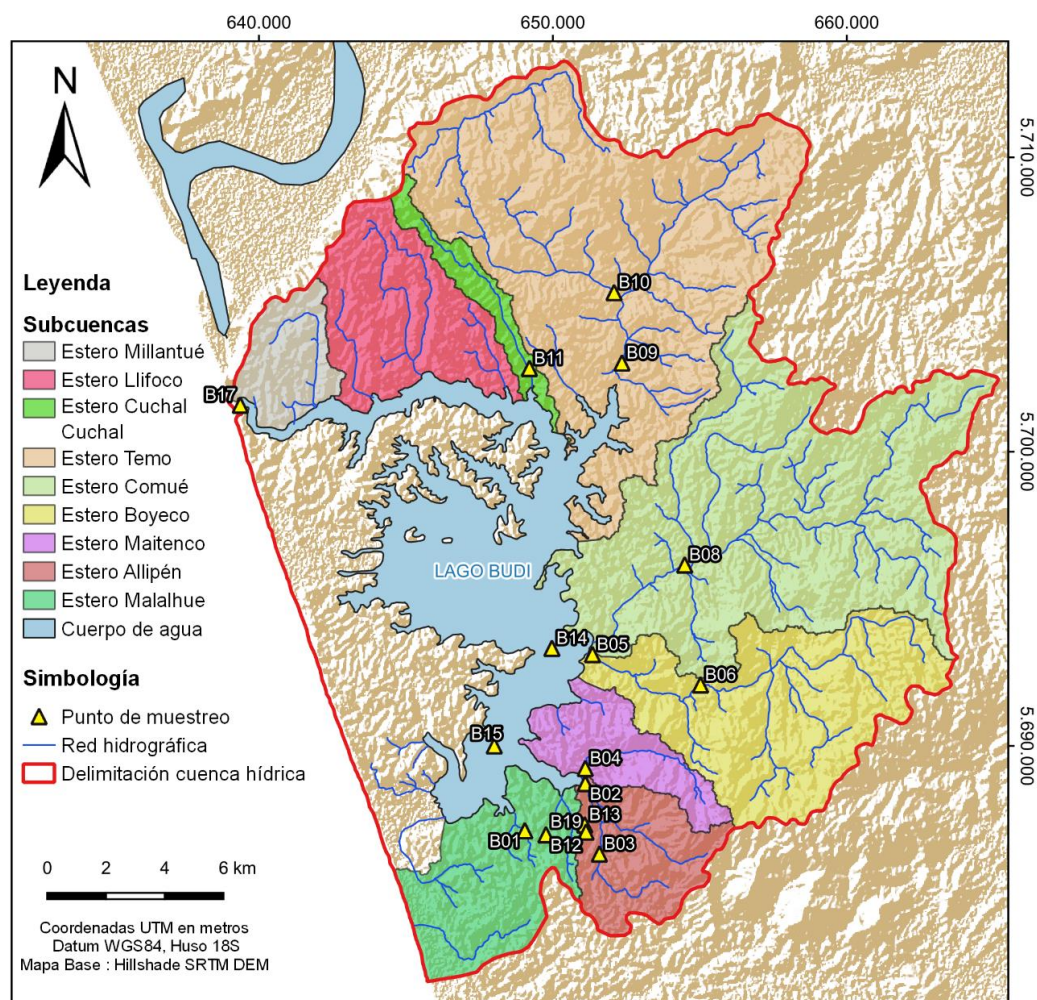


Figura 2.3: Ubicación de extracción de las muestras.

Se tomaron 14 muestras de sedimento activo (Figura 2.3): una en la desembocadura del río Budi (B17), 10 en los principales esteros de la cuenca (B01: estero Malalhue; B02-03: estero Allipén; B04: estero Maitenco; B05-06: estero Boyeco; B08: estero Comué; B09-10: estero Temo; B11: estero Cuchal-Cuchal) y tres en zonas donde afloraban manantiales en las subcuencas de Allipén (B12, B19) y Malalhue (B13). Frente a la desembocadura del estero Comué (B14) y frente a la desembocadura del estero Allipén (B15) se tomaron muestras de sedimento de fondo de lago. Además de las muestras de sedimento se midieron parámetros fisicoquímicos *in situ*: pH, conductividad eléctrica y temperatura, para lo cual se empleó un multiparámetro portátil HQ40d, con sondas de medición de conductividad eléctrica (HACH CDC40101) y pH (HACH PHC10101).



Figura 2.4: Extracción de muestra en la desembocadura del estero Boyeco.

2.6 Análisis y procesamiento de muestras de sedimento activo y de fondo de lago

El laboratorio Bureau Veritas realizó los análisis de concentraciones de elementos mayoritarios, elementos traza, humedad y granulometría en los sedimentos y nitrato, nitrito, conductividad, pH y coliformes fecales en la fase acuosa de los mismos como se detalla en la Tabla 2.1.

Los elementos mayoritarios y trazas (con excepción del arsénico y mercurio) fueron sometidos a digestión ácida y medidos por espectrometría de absorción atómica (AA o AAS por sus siglas en inglés), mientras que el arsénico se midió por medio de generación de hidruros y el mercurio por vapor frío acoplados a la absorción atómica. Para obtener los

valores de los iones inorgánicos nitrito y nitrato en la fase acuosa de los sedimentos se usó cromatografía iónica, según el método 300.1 de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 1997).

Tabla 2.1: Parámetros fisicoquímicos, biológicos y concentraciones de especies químicas analizados por el Laboratorio Bureau Veritas.

Clasificación	Elemento o especie química	Símbolo	Límite de detección (ppm)	Metodología
Elementos mayoritarios	Calcio	Ca	25	Digestión ácida - A. Atómica
	Hierro	Fe	0,6	
	Magnesio	Mg	10	
	Manganeso	Mn	0,1	
	Potasio	K	10	
	Sodio	Na	25	
Elementos traza	Arsénico	As	3	Digestión ácida/AAS - Generación de Hidruros
	Bario	Ba	0,3	Digestión ácida - A. Atómica
	Berilio	Be	3,3	Digestión ácida - A. Atómica
	Boro	B	0,3	Digestión ácida - A. Atómica
	Cadmio	Cd	0,03	Digestión ácida - A. Atómica
	Cobalto	Co	0,3	Digestión ácida - A. Atómica
	Cobre	Cu	0,2	Digestión ácida - A. Atómica
	Cromo	Cr	0,3	Digestión ácida - A. Atómica
	Estaño	Sn	0,3	Digestión ácida - A. Atómica
	Litio	Li	0,3	Digestión ácida - A. Atómica
	Mercurio	Hg	0,01	Digestión ácida - A. Atómica-vapor frío
	Molibdeno	Mo	0,5	Digestión ácida - A. Atómica
	Níquel	Ni	0,2	Digestión ácida - A. Atómica
	Plata	Ag	0,6	Digestión ácida - A. Atómica
	Plomo	Pb	0,1	Digestión ácida - A. Atómica
	Selenio	Se	0,01	Digestión ácida - A. Atómica
	Vanadio	V	3	Digestión ácida - A. Atómica
	Zinc	Zn	0,6	Digestión ácida - A. Atómica
Especies de nitrógeno en solución	Nitrato	NO ₃ ⁻	Subcontratado	QWI-IO-ANA-01 Emisión B mod.2 US EPA Method 300.1
	Nitrito	NO ₂ ⁻	Subcontratado	
Parámetros biológicos	Coliformes fecales		18NMP/100 ml	St. Methods 9221 E
Parámetros fisicoquímicos	Conductividad eléctrica a 25 °C		No aplica	Potenciometría
	Granulometría		No aplica	Escala Wentworth 1922
	Humedad		No aplica	Estufa 103 + - 2°C
	pH a 20°C		No aplica	NCh 2313/1.Of1995

Los resultados se interpretaron en función de la geología local y regional. Además, se evaluaron los resultados respecto a valores de referencias, e índices que pudiesen indicar algún grado de contaminación en las muestras y normas nacionales e internacionales mediante tablas y gráficos de dispersión representativos.

2.6.1 Índices de contaminación de sedimentos por metales

Los índices más comunes que permiten establecer niveles de contaminantes en el ecosistema se presentan a continuación. El índice por carga contaminante (PLI) proporciona información sobre el efecto general de los metales analizados en cierto lugar (Tomlinson *et al.*, 1980), el índice de geoacumulación (I_{geo}) y factor de enriquecimiento permiten categorizar la contaminación de origen antropogénico (Abraham y Parker, 2008; Müller, 1969).

2.6.1.1 Índice de carga contaminante (PLI)

El índice de carga contaminante corresponde a un indicativo de niveles de contaminación de los metales analizados. Fue propuesto por Tomlinson *et al.*, (1980) y se calcula como:

$$PLI = \sqrt[8]{FC_{As} + FC_{Pb} + FC_{Hg} + FC_{Ni} + FC_{Cu} + FC_{Zn} + FC_{Cd} + FC_{Cr}}$$

Donde FC corresponde al factor de contaminación de cada elemento, este factor fue propuesto por Håkanson (1980) y establece la relación entre el metal medidos en los sedimentos (C_x) con respecto a su valor de referencia (C_b). Se calcula de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$FC = \frac{C_x}{C_b}$$

El valor de referencia considerado es el reportado en Muñoz (2007) para esquistos de la Serie Occidental del Basamento Metamórfico Paleozoico en las regiones de La Araucanía y Los Lagos. Por lo que si $PLI > 1$ indicará que existe presencia de contaminación, en cambio si $PL < 1$ indicaría la ausencia de contaminación por metales pesados.

2.6.1.2 Índice de geoacumulación (I_{geo})

Este índice se utiliza para evaluar la contaminación a través de la concentración del analito en la matriz de estudio frente a valores de referencia, fue propuesto por Müller (1969) y utiliza la siguiente fórmula:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1,5 \cdot B_b} \right)$$

Donde C_n Corresponde a la concentración medida del elemento contaminante (mg/kg) en el suelo o sedimentos, B_n es el valor del fondo geoquímico (mg/kg) del elemento en la muestra de control, en este caso se utilizará la geoquímica local reportada en Muñoz (2007). Además, este índice posee un factor de corrección de 1,5 para reducir al mínimo las posibles variaciones del fondo geoquímico que pueda atribuirse a posibles enriquecimientos litogénicos. El resultado del Igeo da una medida del grado de contaminación del suelo o sedimento y los clasifica de acuerdo a los valores de la Tabla 2.2.

Tabla 2.2: Categorías según el índice de geoacumulación (Igeo).

Valor Igeo	Nivel de enriquecimiento
< 0	No enriquecido
$0 \leq Igeo < 1$	No enriquecido a moderado
$1 \leq Igeo < 2$	Moderado
$2 \leq Igeo < 3$	Moderado a alto
$3 \leq Igeo < 4$	Alto
$4 \leq Igeo < 5$	Alto a muy alto
$Igeo > 5$	Extremo

2.6.1.3 Factor de enriquecimiento (FE)

El factor de enriquecimiento evalúa cuanto ha aumentado la contaminación antropogénica en los sedimentos. Se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$FE = \frac{C_x/C_{Fe}}{C_b/C_{bFe}}$$

Donde C_{Fe} corresponde a la concentración de hierro en la muestra y C_{bFe} corresponde a la concentración de referencia del hierro en el fondo geoquímico local descrito en Muñoz (2007). El Fe se utiliza como normalizador geoquímico debido a que es un elemento inmóvil, además, su concentración naturalmente es alta y no se espera que actividades antrópicas enriquezcan más su concentración en los sedimentos (Pandey *et al.*, 2019 en Sánchez, 2020). Se las categorías propuestas por Sutherland (2000) que se muestran en la Tabla 2.3 para interpretar este factor.

Tabla 2.3: Categorías según el factor de enriquecimiento (FE).

Valor FE	Calidad del sedimento
< 1	No enriquecido.
$1 \leq FE < 3$	Enriquecimiento menor.
$3 \leq FE < 5$	Enriquecimiento moderado.
$5 \leq FE < 10$	Enriquecimiento moderadamente severo.
$10 \leq FE < 25$	Enriquecimiento severo.
$25 \leq FE < 50$	Enriquecimiento muy severo.
$FE > 50$	Enriquecimiento extremadamente severo.

2.6.2 Análisis de metales pesados según normativas

Muchos países se han establecido límites de elementos contaminantes en suelos para proteger la calidad ambiental, salud humana, animal y calidad de alimentos. Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) (2005) sugiere usar los estándares holandeses para determinar los valores de referencia para los principales contaminantes. En Chile, las Norma de Lodos – Requisitos y condiciones para un plan de aplicación a suelos (NCh2952.c - 2004), establece las concentraciones de metales pesados en los suelos previo a la aplicación de lodo y también las concentraciones máximas que deben tener estos productos.

2.6.2.1 Normativa internacional

Holanda establece una lista de estándares de saneamiento y concentración de metales pesados para estimar el grado de contaminación del suelo, la cual fue publicada bajo la Ley Holandesa Provisional para el Saneamiento de Suelo (Brion y Rosso, 1998).

Tabla 2.4: Estándares holandeses para evaluar la contaminación de suelos en términos de concentración total de metales.

Elemento	Valor (A) de referencia (mg/kg)	Valor (C) de intervención ¹ (mg/kg)
Arsénico	29	55
Bario	160	625
Berilio	1,1	30
Cadmio	0,8	12
Cromo	100	380
Cobalto	20	240
Cobre	36	190
Estaño	19	900
Mercurio	0,3	10
Plomo	85	530
Molibdeno	10	200
Níquel	35	210
Selenio	0,7	100
Vanadio	42	250
Zinc	140	720

¹Valor de intervención: indica contaminación severa de los suelos donde es necesario remediar.

Para metales pesados, los valores de referencia e intervención (concentración para la cual es necesario realizar trabajos de remediación) son dependientes de la relación de arcilla/limo y contenido de materia orgánica en suelos. Por ello, deben ser modificados según las fórmulas de la Tabla 2.5.

Tabla 2.5: Ecuaciones de cálculo para la determinación de metales pesados.

Elemento	Fórmula
Arsénico	$15+0,4 (A+MO)$
Bario	$30+5 \cdot A$
Berilio	$0,3+0,03A$
Cadmio	$0,4+0,007(A+3MO)$
Cromo	$50+2 \cdot A$
Cobalto	20
Cobre	$15+0,6 (A+MO)$
Estaño	$4+0,6 \cdot A$
Plomo	$50+A+MO$
Mercurio	$0,2+0,0017(2 \cdot A+MO)$
Molibdeno	0,5
Níquel	$10+A$
Selenio	0,7
Vanadio	$12+1,2 \cdot A$
Zinc	$50+1,5(2A+MO)$

Donde A=Arcillas/limo(%) y MO=Materia Orgánica(%)

Los valores de estándares de intervención deben ser modificados según la siguiente fórmula para corregir los valores según el contenido de la fracción fina de la muestra.

$$VIS = VISE(A + B \cdot \% \text{arcilla/limo} + C) / (A + 25 \cdot B + 10 \cdot C)$$

Donde VISE corresponde al valor de intervención de la Tabla 2.4 y las constantes usadas para el cálculo se presentan en la Tabla 2.6.

Tabla 2.6: Constantes usadas para el cálculo del VIS de los elementos.

Elemento	A	B	C
Arsénico	15	0,4	0,4
Bario	30	5	0
Berilio	8	0,9	0
Cadmio	0,4	0,007	0,021
Cromo	50	2	0
Cobalto	2	0,28	0
Cobre	15	0,6	0,6
Estaño	4	0,6	0
Mercurio	0,2	0,0034	0,0017
Plomo	50	1	1
Níquel	10	1	0
Vanadio	12	1,2	0
Zinc	50	3	1,5

No es necesario modificar los valores de molibdeno y selenio, ya que son constantes.

2.6.2.2 Normativa Chilena

La Norma Chilena Lodos – Requisitos y condiciones para un plan de aplicación a suelos (NCh2952.c - 2004), establece las concentraciones de metales pesados en los suelos previo a la aplicación de lodo o compost y también las concentraciones máximas que deben tener estos, este último valor se utilizó de referencia para la concentración de metales pesados en suelos.

Tabla 2.7: Concentración máxima de metales pesados en suelos, previo a una aplicación de lodos, según la normativa chilena en la macrozona sur.

Metal	Concentración en suelo (mg/kg)
Arsénico	10
Cadmio	2
Cobre	75
Mercurio	1
Niquel	30
Plomo	50
Selenio	4
Zinc	175

3 Caracterización geomorfológica

3.1 Unidades geomorfológicas

Según Peña-Cortés *et al.*, (2014), la geomorfología de la costa de la región de la Araucanía puede dividirse en dos grandes grupos. Por un lado, se pueden diferenciar relieves de erosión, donde se observan morfologías tales como cordones montañosos, terrazas y plataformas; mientras que el otro conjunto de geoformas se asocia a relieves de acumulación como depósitos aluviales, llanuras y terrazas.

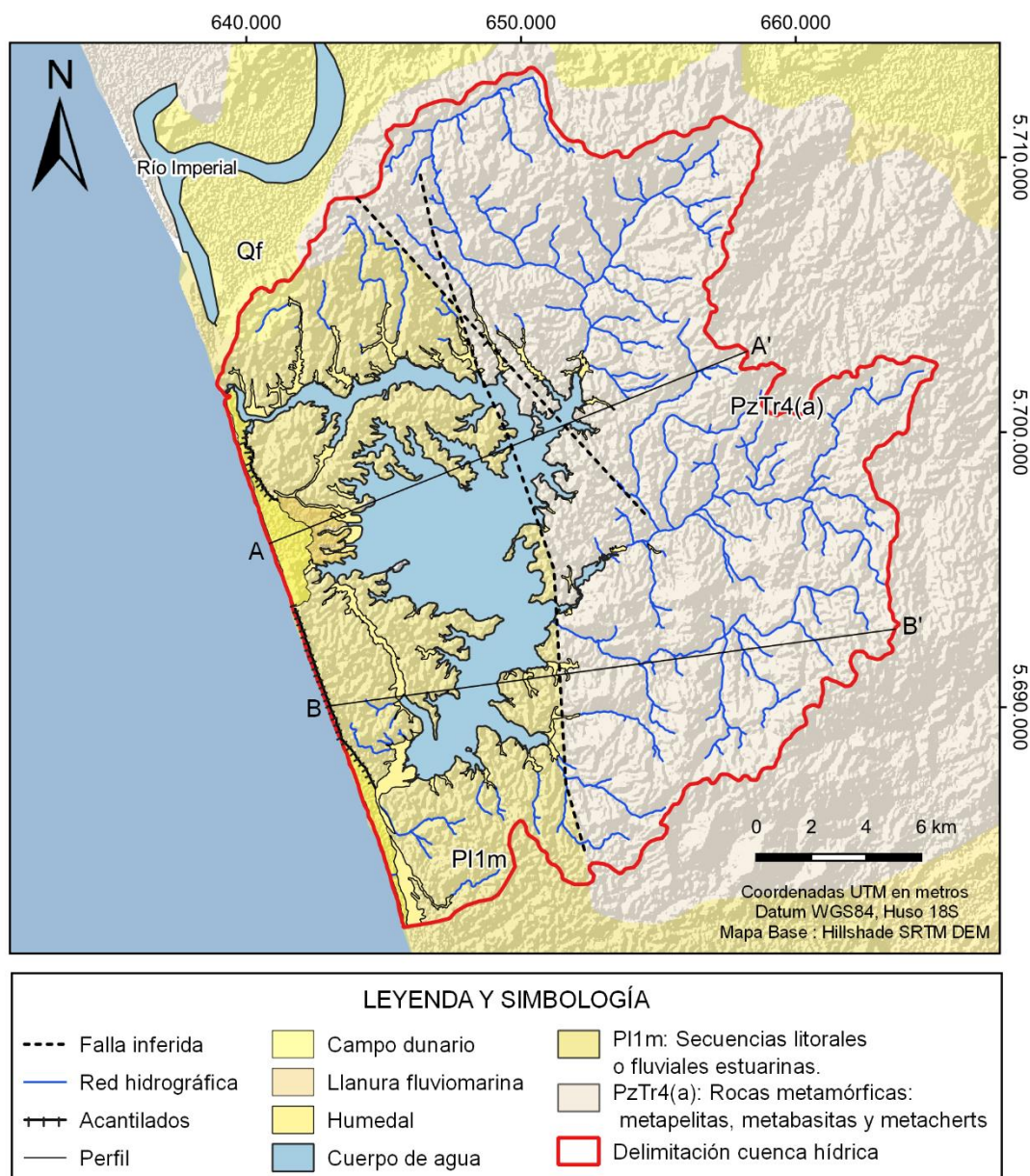


Figura 3.1: Mapa geomorfológico en base a Peña-Cortés *et al.*, (2014) y observaciones de terreno.

De manera particular, en la cuenca del lago Budi es posible identificar seis unidades morfológicas: cordón montañoso, niveles aterrazados, humedales, llanura fluvio marina, campos dunarios y acantilados, las cuales pueden observarse en la Figura 3.1 en conjunto con la geología e hidrografía de la zona de estudio.

De manera particular, la Figura 3.2 muestra la sección AA' cuya altura máxima se encuentra en el extremo NE y es de 250 msnm. En ese mismo punto se nota la presencia del cordón montañoso y es posible observar como la totalidad de esta unidad se encuentra sobre la unidad geológica correspondiente a roca metamórfica. Avanzando hacia el oeste, es posible notar la extensión de niveles aterrazados, caracterizados por sus pendientes onduladas, los cuales se ubican sobre las unidades de roca metamórfica y secuencias sedimentarias. Precisamente en el contacto litológico observado en esta unidad se encontraría la falla inferida por Lomnitz (1969). Siguiendo hacia el oeste, se observan las unidades asociadas a procesos de depositación tales como humedales, llanuras fluvio marinas y campos dunarios, las cuales se encuentran a nivel del mar.

La Figura 3.3 muestra la sección BB', donde de inmediato es posible advertir un aumento en las elevaciones con respecto al perfil anterior. La unidad de cordón montañoso sigue localizándose hacia el NE, pero su elevación asciende a 400 msnm. Avanzando en dirección a la costa, nuevamente se observan los niveles aterrazados con sus pendientes onduladas, esta unidad alcanza una elevación entre 100 y 50 msnm, diferenciándola del cordón montañoso producto de la pronunciada baja en la topografía. En esta traza no se encuentran morfologías asociadas a la depositación y finaliza en los acantilados costeros.

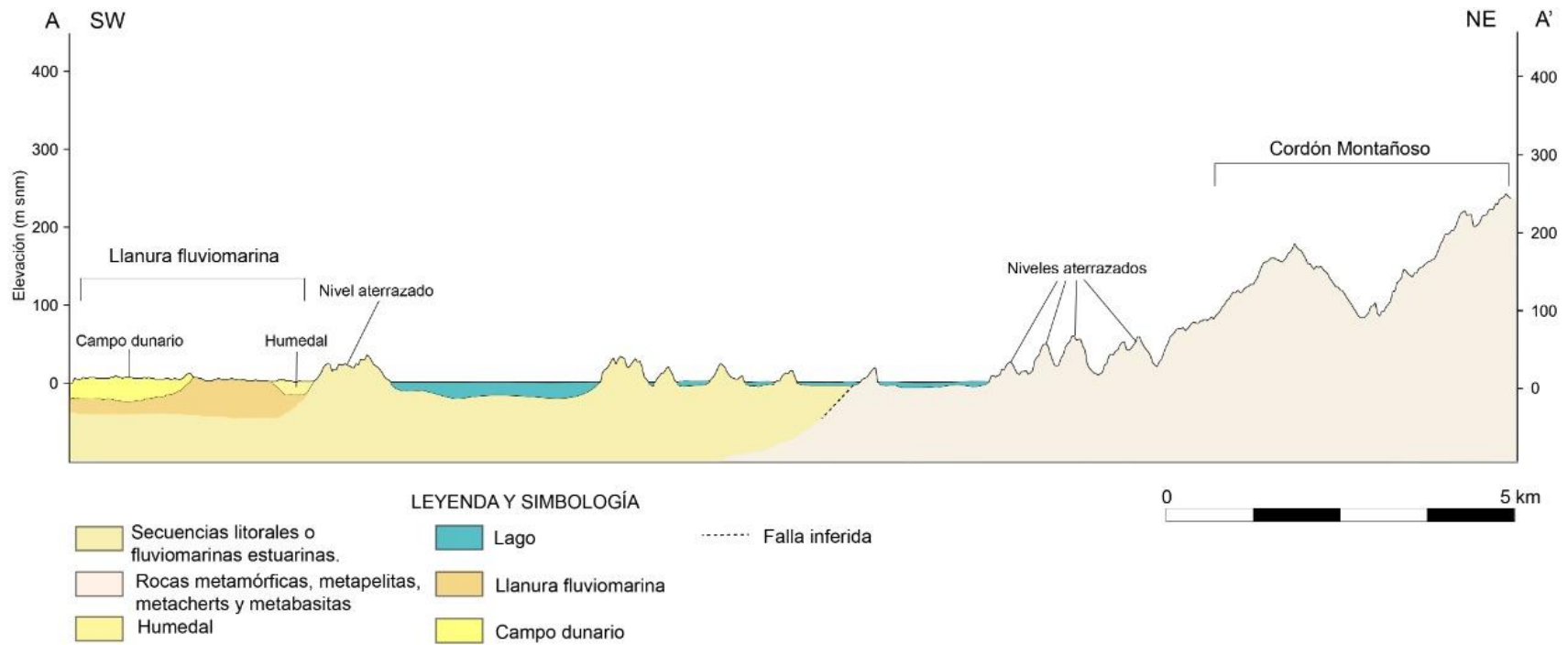


Figura 3.2: Perfil esquemático geológico-geomorfológico A-A'

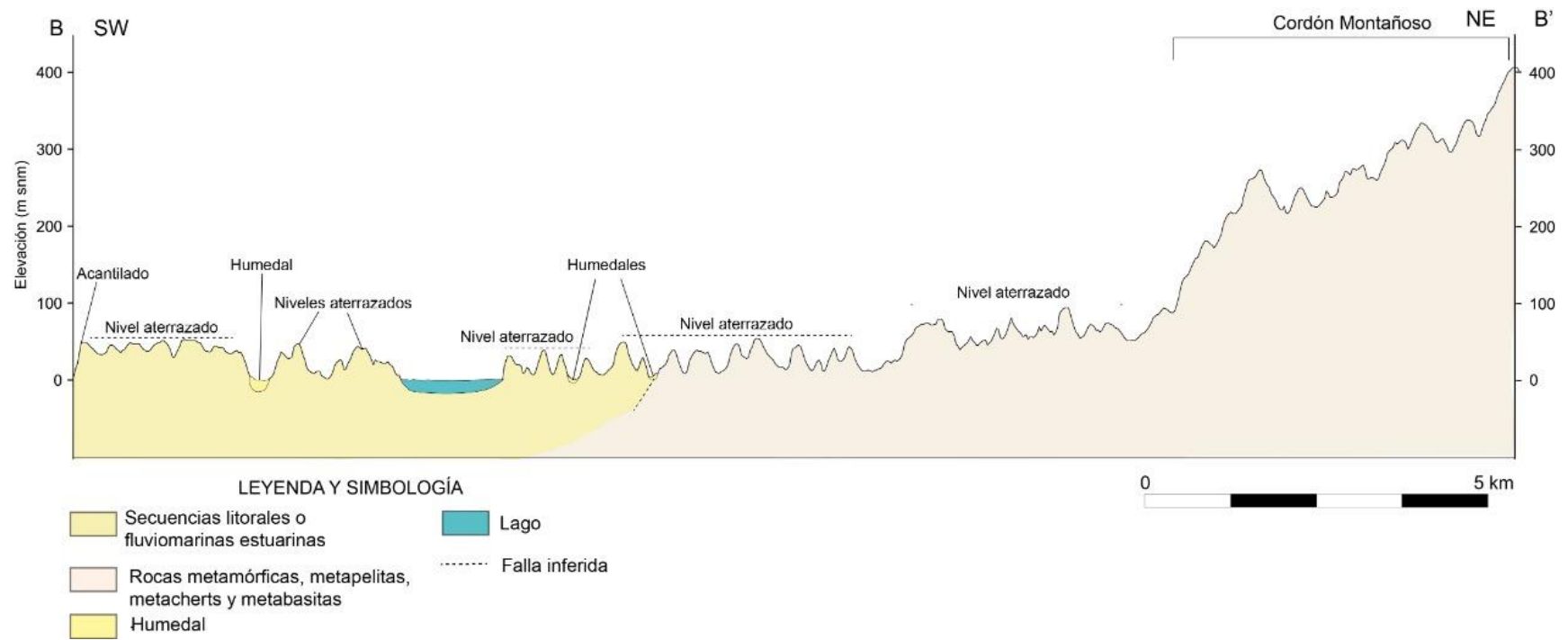


Figura 3.3: Perfil esquemático geológico-geomorfológico B-B'

De las unidades identificadas en el mapa geológico – geomorfológico es importante destacar los niveles aterrazados. De manera general, sus elevaciones bordean los 125 msnm y corresponden a la unidad que abarca mayor superficie en toda la cuenca. Se forman en roca metamórfica y secuencias sedimentarias producto de la incisión fluvial, lo que da paso a lomajes con pendientes que varían entre suave y pronunciada.



Figura 3.4: Niveles aterrazados con suaves lomajes vistos hacia el este desde el sector de Deume.

Otra morfología relevante corresponde a los humedales, los cuales se ubican en las desembocaduras de los esteros presentando abundante vegetación. Su formación se asocia a procesos de anegamiento e inundación estacional.



Figura 3.5: Humedal en la desembocadura del estero Allipén.

Hacia la parte este de la cuenca, se identifica la unidad de cordón montañoso que corresponde principalmente a roca metamórfica y se correlaciona con la Cordillera de la costa. Por otro lado, hacia el sector oeste de la cuenca, se distinguen morfologías asociadas a ambientes litorales tales como los campos dunarios, acantilados y una llanura fluvio-marina, donde es preciso destacar que esta última se formó producto de deposición de sedimentos provenientes del continente.



Figura 3.6: Campo dunario visto hacia el sur en la zona de Puaucho.

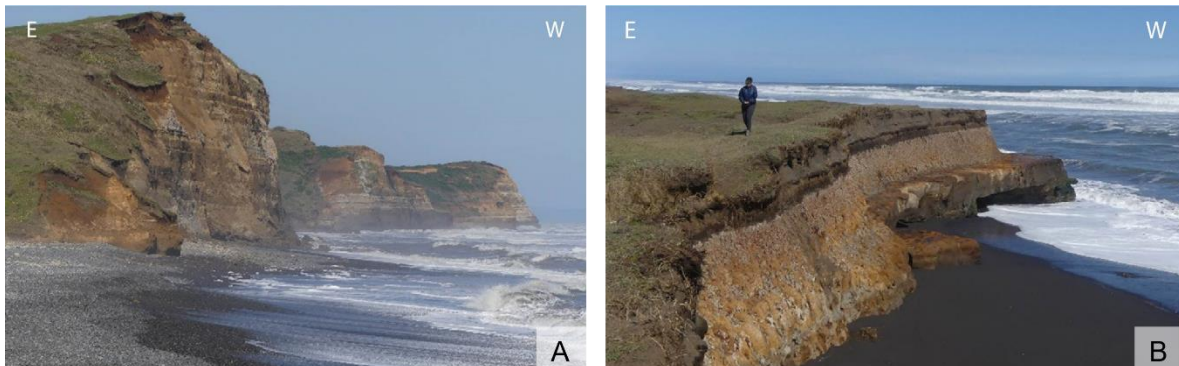


Figura 3.7: Acantilados costeros. A. Acantilado costero activo visto hacia el sur, en el sector de Boca Budi. B. Acantilado costero activo visto hacia el sur, al norte Puaucho.

3.2 Geomorfometría y caracterización del relieve de la cuenca

Los parámetros geomorfológicos calculados para la cuenca del lago Budi se muestran en la Tabla 3.1, mientras que para las subcuencas se observan en la Tabla 3.2.

Tabla 3.1: Parámetros geomorfológicos de la cuenca hídrica del Lago Budi.

Parámetro geomorfológico	Valor
Perímetro de la cuenca (km)	116,93
Longitud axial (km)	26,17
Longitud total del drenaje (km)	316,04
Área (km ²)	497,25
Ancho promedio (km)	19
Factor de forma	0,73
Coefficiente de compacidad de Gravelius (Kc)	1,48
Integral hipsométrica (%)	17,5
Pendiente media (%)	12,9
Coefficiente de rugosidad	0,56
Densidad de drenaje	0,64

Tabla 3.2: Parámetros geomorfológicos subcuencas.

Subcuenca	Longitud del curso principal (km)	Longitud axial (km)	Coef. de sinuosidad	Pendiente media del cauce	Tiempo de concentración (hr)
Estero Millantué	4,8	3,98	1,81	0,009	1,37
Estero Llifoco	7,05	6,26	1,28	0,007	2,02
Estero Cuchal	7,58	8,43	1,11	0,011	1,80
Estero Temo	21,67	10,92	1,15	0,008	4,56
Estero Comué	20,32	16,43	1,28	0,007	4,47
Estero Boyeco	16,57	11,71	1,45	0,018	2,72
Estero Maitenco	6,02	5,25	1,37	0,028	1,04
Estero Allipén	5,93	5,37	1,24	0,009	1,03
Estero Malalhue	3,16	7,83	1,08	0,014	0,83

En la Figura 3.8 se observa que la elevación de la cuenca va desde los 0 hasta los 403 msnm, registrando una altura media de 49 msnm, la cual se obtiene a partir de la curva hipsométrica de la cuenca (Figura 3.9).

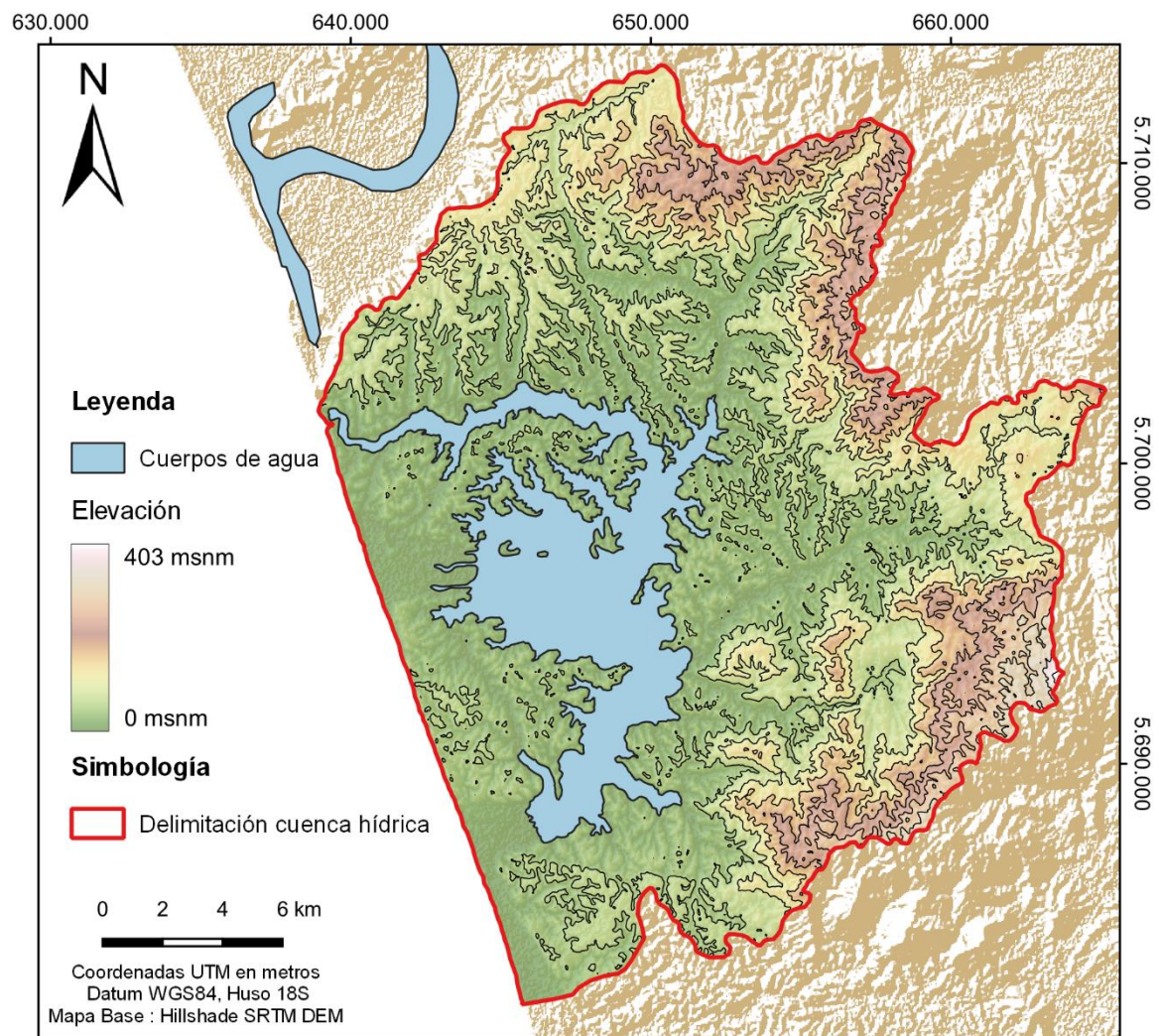


Figura 3.8: Mapa de elevaciones.

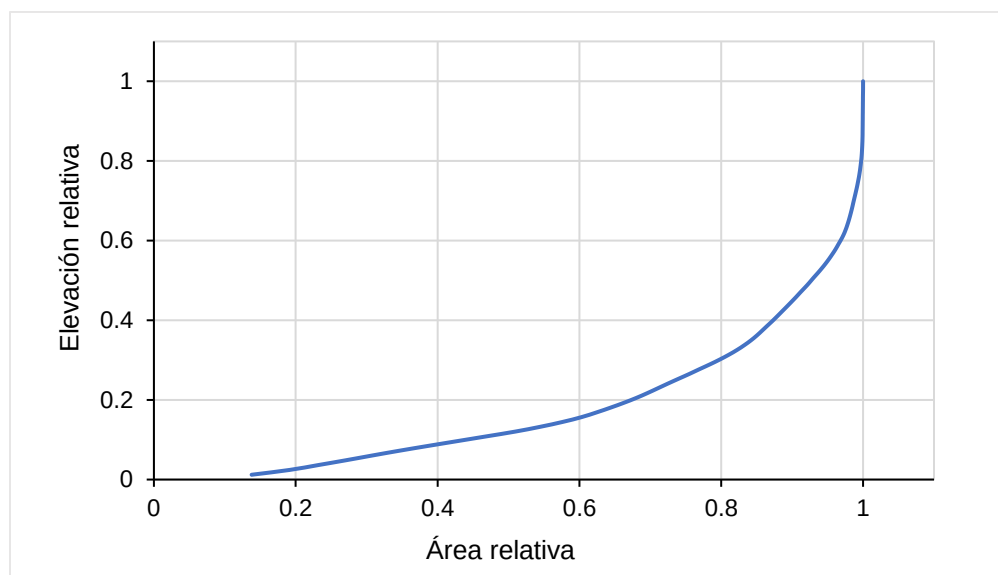


Figura 3.9: Curva hipsométrica cuenca hídrica lago Budi.

La pendiente de la zona de estudio fue clasificada según la Pauta para Estudio de Suelo (SAG, 2011). A partir de lo anterior, es posible identificar que la pendiente dominante en la cuenca es la de tipo fuertemente ondulada, seguida por la pendiente moderadamente ondulada. Los tipos de pendiente junto con la superficie que abarcan en la cuenca se muestran en la Tabla 3.3 y su distribución en la cuenca, en la Figura 3 7.

Tabla 3.3: Clasificación de pendientes según la Pauta para Estudio de Suelo (SAG, 2011)

Tipo de pendiente	Superficie (km ²)	Porcentaje de superficie (%)
Casi plano (1% < 3%)	24,12	5,53
Ligeramente ondulado (3%<5%)	29,17	6,69
Suavemente ondulado (5%<8%)	44,24	10,14
Moderadamente ondulado (8%<15%)	115,28	26,43
Fuertemente ondulado (15%<30%)	182,12	41,75
Lomajes (30%<45%)	38,10	8,74
Cerros (45%<60%)	3,02	0,69
Montañas (>60%)	0,12	0,03

3.3 Evolución temporal de la línea de costa del lago

La evolución temporal de la línea de costa del lago se realizó considerando los años 2013 y 2020. Es importante notar que las variaciones de límites y superficie del espejo de agua y de los humedales observados en el presente estudio no representan más del 0,3% de la superficie de la cuenca.

Con respecto a la ubicación y distribución de las variaciones observadas, estas se encuentran distribuidas de manera uniforme a lo largo de la línea de costa del lago. Las distancias de avance, estas no superan los 700 m, mientras que los retrocesos no son mayores a 300 m.

Finalmente, las variaciones registradas a escala de subcuenca se observan en la Tabla 3.4 donde es posible advertir la poca significancia de la superficie sujeta a variaciones, pues esta no supera los 0,2 km² en ninguna de las subcuencas analizadas.

Tabla 3.4: Variación de espejo de agua a escala de subcuenca en km².

Subcuenca	Avance	Retroceso
Millantué	0,110	0,005
Boyeco	0,010	0,000
Maitenco	0,127	0,000
Allipén	0,000	0,000
Malalhue	0,045	0,001
Temo	0,017	0,000

4 Caracterización fisicoquímica de sedimentos

En este capítulo se presentan los resultados biológicos, físicos, fisicoquímicos y geoquímicos de los sedimentos activos de los esteros, menokos y sedimentos de fondo de lago. En primer lugar, se presentan los parámetros fisicoquímicos y biológicos de los sedimentos obtenidos tanto en laboratorio como los parámetros fisicoquímicos obtenidos *in situ*, luego los parámetros físicos y finalmente los parámetros geoquímicos obtenidos en laboratorio. Cada una de las respectivas presentaciones va seguida de las correspondientes clasificaciones, comparaciones y análisis.

A continuación, se clasifican las muestras de sedimento según su proveniencia y se presenta el código de colores que se utilizará en el capítulo para facilitar la identificación de las muestras (Tabla 4.1).

Tabla 4.1: Simbología, tipo y ubicación de sedimentos de cada muestra.

Muestra	Proveniencia de sedimento	Ubicación
B01	Estero	Desembocadura estero Malalhue
B02	Estero	Desembocadura estero Allipén
B03	Estero	Estero Allipén aguas arriba
B04	Estero	Desembocadura estero Maitenco
B05	Estero	Desembocadura estero Boyeco
B06	Estero	Estero Boyeco aguas arriba
B08	Estero	Desembocadura estero Comué
B09	Estero	Desembocadura estero Temo
B10	Estero	Estero Temo aguas arriba
B11	Estero	Desembocadura estero Cuchal-Cuchal
B12	Menoko	Menoko estero Malalhue
B13	Menoko	Menoko estero Allipén
B14	Fondo de lago	Lago frente a Comué
B15	Fondo de lago	Lago frente Allipén
B17	Río	Desembocadura río Budi
B19	Menoko	Menoko estero Allipén

4.1 Parámetros fisicoquímicos y biológicos de los sedimentos

4.1.1 Parámetros fisicoquímicos

Los parámetros fisicoquímicos, pH y conductividad en sedimentos fueron medidos en el laboratorio a 20 °C, mientras que al momento de la recolección de la muestra se midieron in situ pH, conductividad y temperatura en las aguas circundantes a los sedimentos recolectados.

Tabla 4.2: Valores de pH y conductividad de muestras de sedimentos y mediciones in situ de agua circundante a los sedimentos tomados.

Muestras	Hora de muestreo	Sedimentos		In situ		
		pH	Conductividad $\mu\text{S/cm}$	pH	Conductividad $\mu\text{S/cm}$	Temperatura °C
B01	12:10	6,10	72,6	6,73	82,9	11,4
B02	13:10	6,14	81,7	6,74	62,8	12,7
B03	9:00	6,13	48,6	7,30	58,6	10,6
B04	15:24	6,27	32,4	6,76	56,4	14,0
B05	16:00	6,04	181,5	6,90	53,2	14,1
B06	16:39	6,33	51,3	7,12	48,4	13,0
B08	17:26	6,27	60,0	6,64	58,5	12,1
B09	19:05	6,00	100	6,64	76,7	11,5
B10	18:15	5,93	92,1	6,88	74,2	11,7
B11	20:30	6,42	94,3	6,56	94,4	11,7
B12	10:33	6,19	29,28	5,89	52,4	13,6
B13	9:30	6,80	94,6	6,21	49,8	11,8
B14	11:56	7,52	6750	--	--	--
B15	10:06	6,69	3630	--	--	--
B17	21:05	6,59	296,4	--	--	--
B19	14:12	6,40	103,8	6,47	51,7	14,8

En general se puede observar un comportamiento neutro del agua circundante a los sedimentos con valores mayoritariamente entre 6,5 y 7. Los sedimentos tienden a ser levemente más ácidos que las aguas circundantes, en los sedimentos activos de los esteros, mientras que en los sedimentos de los menokos el pH es más alcalino que el del agua.

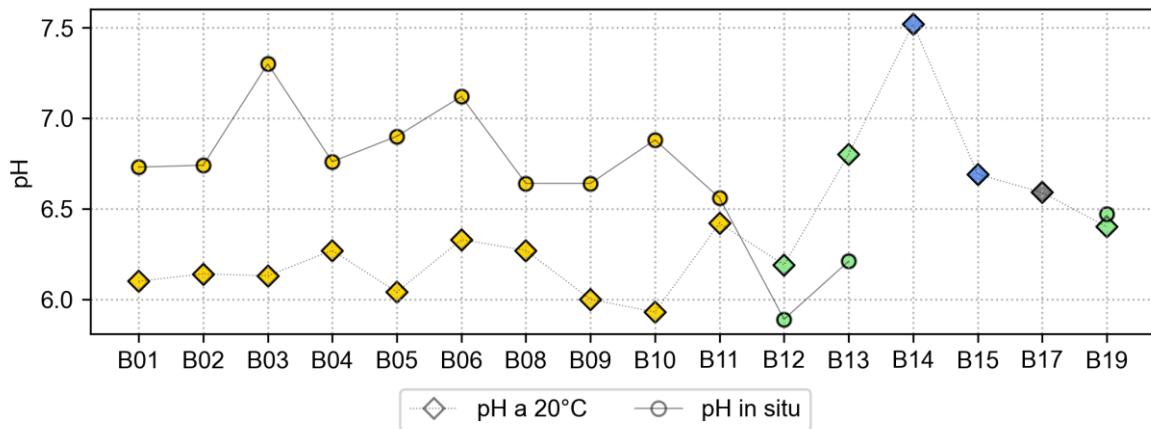


Figura 4.1: pH medido en sedimentos en laboratorio y pH del agua circundante in situ.

La conductividad eléctrica es equivalente a la salinidad. En sedimentos resulta un factor influyente en los procesos de fijación de algunos contaminantes (como lo son los metales pesados) y las bajas conductividades incrementan la solubilidad e incorporación química de algunos metales por competencia con otros iones.

Como es de esperar, los sedimentos de fondo de lago (B14 y B15) y la desembocadura del río Budi (B17) que se encontraba desembocando al mar en la fecha de la toma de muestra, presentan una mayor conductividad y, es decir, una mayor salinidad (Figura 4.2).

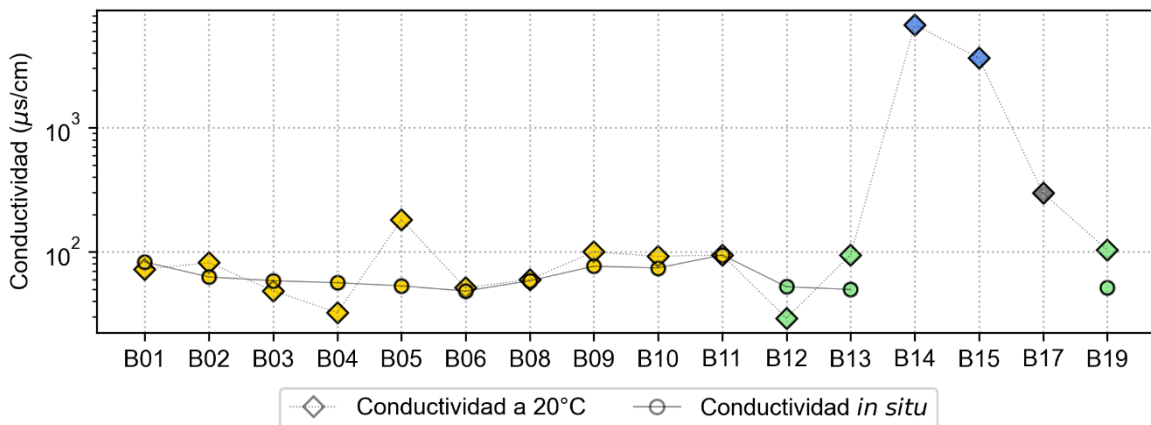


Figura 4.2: Conductividad medida *in situ* y en laboratorio.

Las muestras con mayor humedad corresponden a los sedimentos de fondo de lago, y la con menor humedad corresponde a la de sedimentos en la desembocadura del río Budi (Figura 4.3).

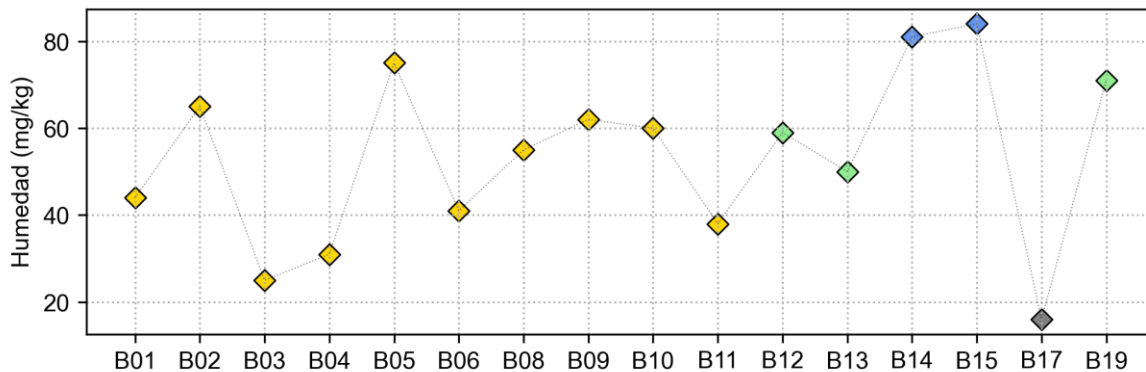


Figura 4.3: Humedad en los sedimentos medida en laboratorio.

4.1.2 Parámetros biológicos

El único parámetro biológico considerado en este estudio son los coliformes fecales. Este parámetro es sumamente importante para el estudio ambiental, ya que puede ser usada como indicador de contaminación fecal y deterioro microbiológico del agua (Pachepsky y Shelton, 2011). Generalmente, los coliformes se encuentran en mayor abundancia en la capa superficial del agua o en los sedimentos del fondo, y van disminuyendo su concentración en profundidad (Alm *et al.*, 2003 en Pachepsky y Shelton, 2011). Sin embargo, las concentraciones en los sedimentos pueden ser varios órdenes de magnitud mayor a la concentración en la columna de agua, por lo que los sedimentos actuarían como un reservorio para estos organismos (Pachepsky y Shelton, 2011).

No fue posible detectar coliformes fecales en los sedimentos de fondo del lago Figura 4.4. Las muestras con el mayor contenido de coliformes fecales se encuentran en la desembocadura del estero Boyeco (B05), en la desembocadura del estero Comué (B08) y en la desembocadura del estero Temo (B09). En ambos esteros se observa un aumento de coliformes fecales en comparación con las muestras tomadas aguas arriba en los esteros Boyeco y Temo (B06 y B10). Especialmente, como se muestra en la Figura 4.5, se puede observar las mayores concentraciones de coliformes fecales en las muestras de sedimento activo de estero.

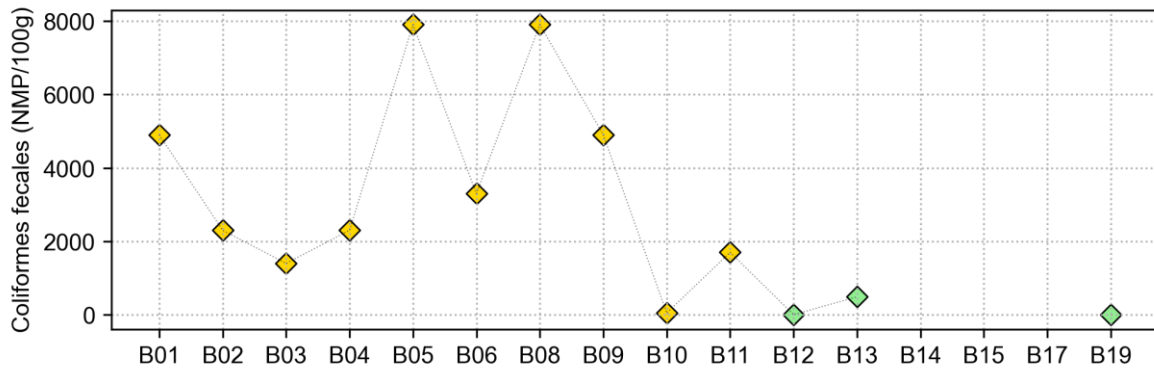


Figura 4.4: Concentración de coliformes fecales en sedimentos.

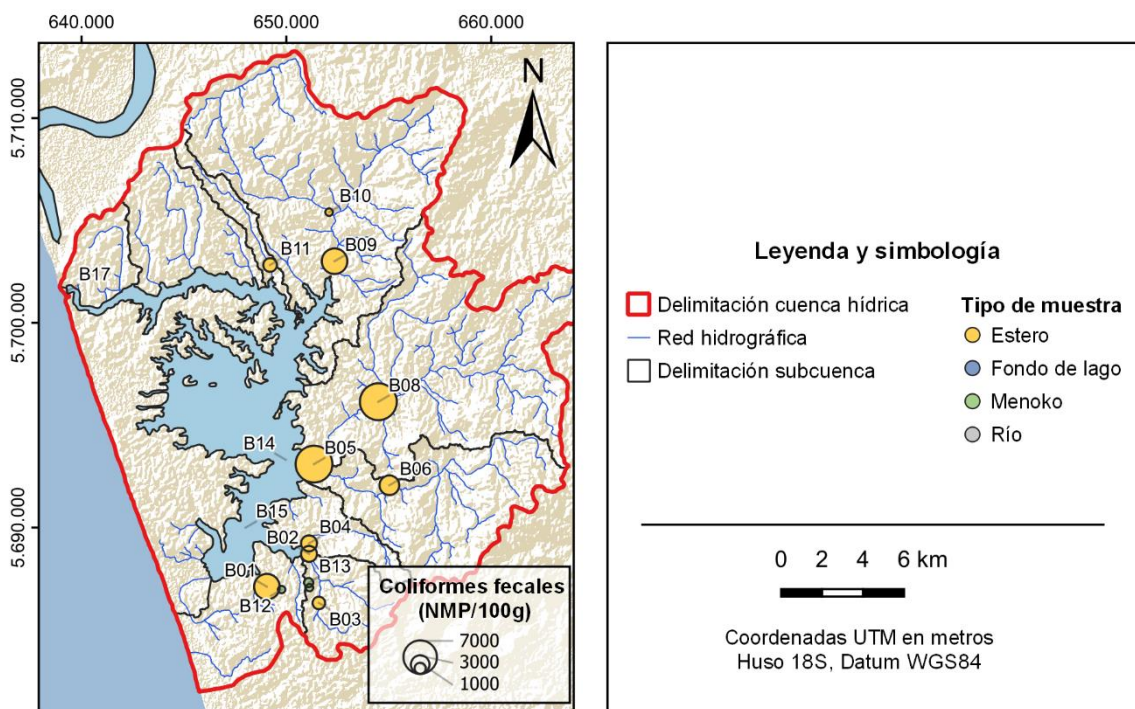


Figura 4.5: Distribución de coliformes fecales en las muestras analizadas.

4.2 Parámetros físicos de sedimentos

El análisis físico de los sedimentos es relevante, ya que el tamaño de estos puede influir en la movilidad, dispersión y acumulación de contaminantes en ellos (Kanlender y Çiçek, 2013; Li *et al.*, 2020 en Sánchez, 2020). Los resultados de la composición textural de los sedimentos se muestran en la Tabla 4.3. En ella es posible observar un predominio de la fracción fina ($< 0,063$ mm), en menor proporción arenas y gravas (< 2 mm).

Tabla 4.3: Composición textural de los sedimentos analizados y clasificación USCS.

Muestra	Gravas (%)	Arenas (%)	Finos (%)	Clasificación USCS
B01	4	75	21	Arena arcillosa
B02	15	25	60	Arcilla fina arenosa con grava
B03	32	51	17	Arena arcillosa con grava
B04	59	29	12	Grava mal graduada con arcilla y arena
B05	6	2	92	Arcilla fina
B06	2	55	43	Arena arcillosa
B08	9	40	51	Arcilla fina arenosa
B09	20	21	59	Arcilla fina arenosa con grava
B10	12	20	68	Arcilla fina arenosa
B11	57	23	20	Grava arcillosa con arena
B12	12	28	60	Arcilla fina arenosa
B13	42	23	35	Grava arcillosa con arena
B14	0	2	98	Arcilla fina
B15	12	39	49	Arena arcillosa
B17	4	95	1	Arena mal graduada
B19	12	24	64	Arcilla fina arenosa

Las muestras con mayores tamaños de grano son B04, B11 y B13 (Figura 4.6) y las muestras con mayor contenido de material fino corresponden a las muestras B14 (fondo de lago) y B05 (desembocadura estero Boyeco).

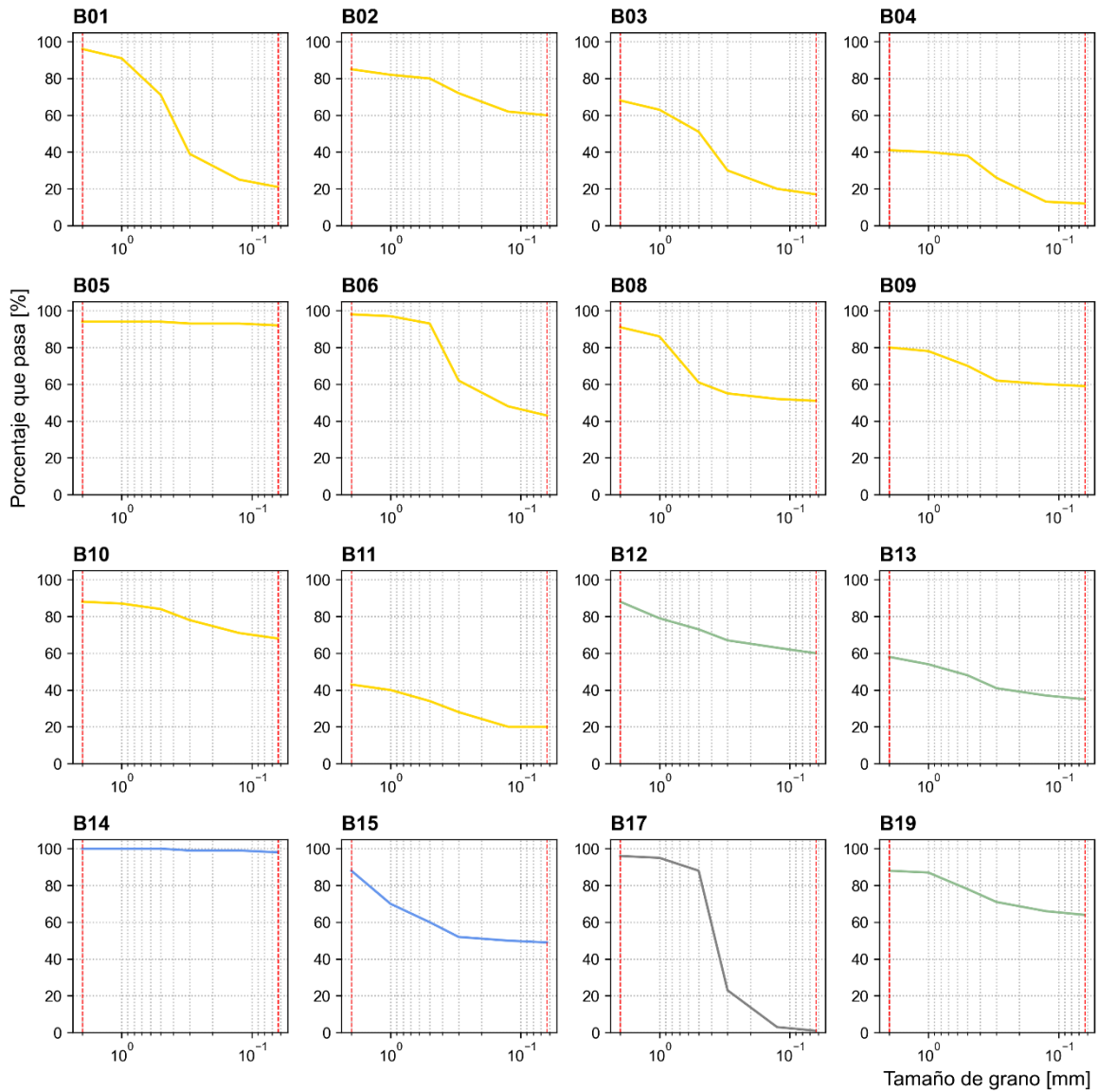


Figura 4.6: Curvas granulométricas de las muestras de sedimento a partir del análisis granulométrico realizado por el Laboratorio Bureau Veritas.

4.3 Especies de nitrógeno en solución

A continuación, se muestran los aniones en solución nitrato y nitrito medido en el agua intersticial de los sedimentos. En la Figura 4.7 se observan las mayores concentraciones de nitrito y nitrato en las muestras de la zona sur de la cuenca, particularmente de las muestras B02, B03, B05 y B06.

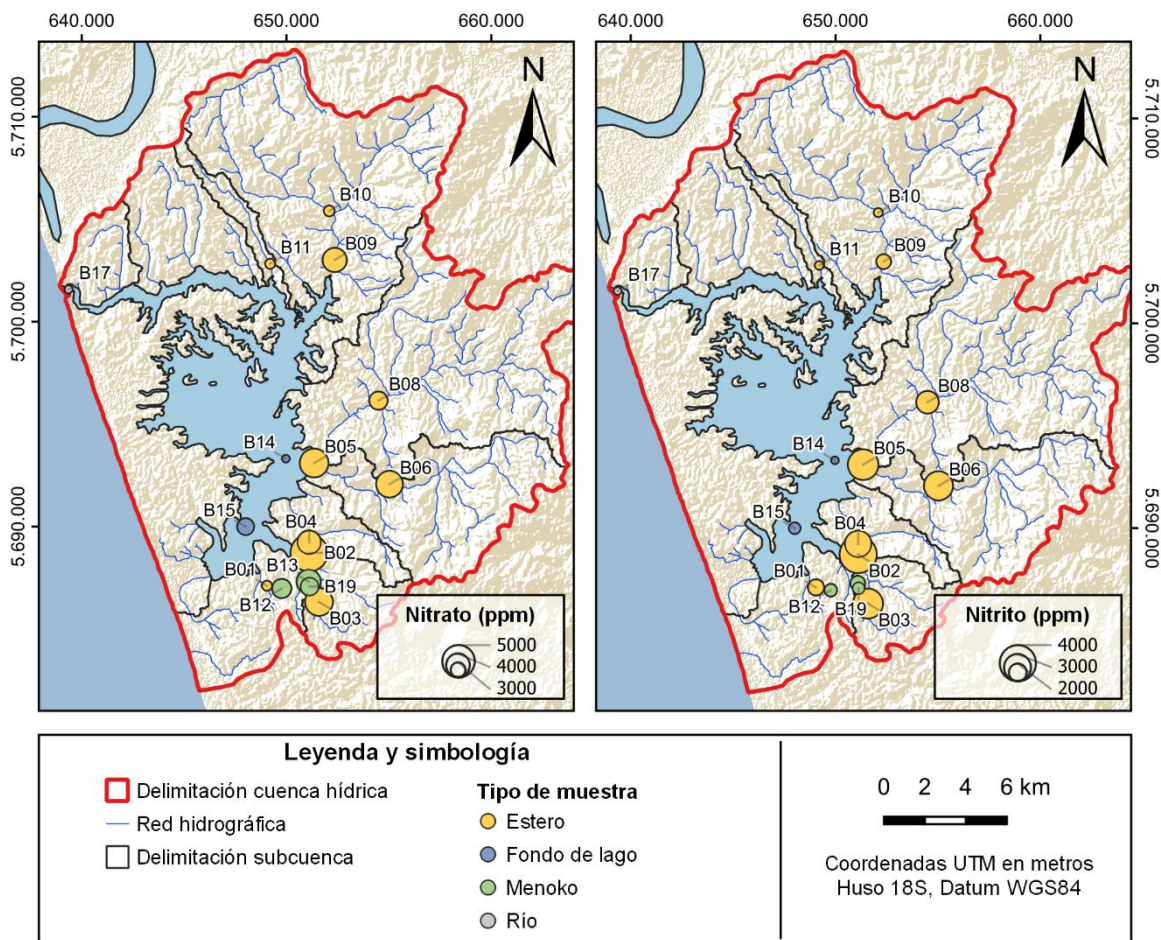


Figura 4.7: Distribución en planta de las especies de nitrógeno en solución.

4.4 Geoquímica de sedimentos

Los elementos berilio (Be), boro (B), cadmio (Cd), estaño (Sn) y molibdeno (Mo) se encuentran bajo el límite de detección del Laboratorio Bureau Veritas, y otros elementos como bario (Ba) y plata (Ag) de igual modo se encuentran bajo de los límites de detección para algunas muestras (Tabla 4.4).

Tabla 4.4: Elementos bajo el límite de detección del Laboratorio Bureau Veritas.

Elemento	Muestras	Límite de detección (ppm)	Abundancia cortical (ppm)
Ag	B01-06, B09-13 y B15-19	<0,6	0,056
B	B1-19	<0,3	17
Ba	B15 y B17	<0,3	456
Be	B1-19	<3,3	2,1
Cd	B1-19	<0,03	0,09
Mo	B1-19	<0,5	1,1
Pb	B17	<0,16	11
Se	B03 y B17	<0,01	0,013
Sn	B1-19	<0,3	2,1

Los elementos mayoritarios y trazas obtenidos a partir del análisis del laboratorio Bureau Veritas se muestran en la Tabla 4.5.

Tabla 4.5: Concentración de elementos mayores en % wt óxido y elementos traza en ppm detectados por el Laboratorio Bureau Veritas.

	Elementos mayoritarios (% wt óxido)								Elementos trazas (ppm)											
	Al ₂ O ₃	CaO	FeO	K ₂ O	Na ₂ O	MgO	MnO	Ag	As	Ba	Co	Cu	Cr	Hg	Li	Ni	Pb	Se	V	Zn
B01	11,45	0,13	5,61	0,03	0,02	0,38	0,11		5,2	51,7	23,3	45,4	35,6	0,05	7,9	18,9	7,0	0,02	164,0	48,2
B02	8,08	0,21	5,37	0,03	0,03	0,28	0,11		5,9	95,8	23,9	39,5	31,2	0,05	9,4	15,2	10,4	0,02	118,4	48,2
B03	7,15	0,11	4,88	0,01	0,04	0,32	0,10		5,1	52,1	10,7	16,0	14,0	0,13	4,3	6,5	3,0		59,2	29,0
B04	6,92	0,20	5,67	0,04	0,03	0,35	0,09		7,2	88,3	20,8	35,1	29,7	0,07	9,0	15,4	10,9	0,04	138,2	55,3
B05	9,71	0,46	10,97	0,04	0,02	0,38	0,44		7,3	106,6	43,4	49,4	51,2	0,08	10,6	17,7	11,1	0,06	148,8	75,1
B06	8,33	0,27	8,06	0,04	0,02	0,48	0,19		8,1	60,2	26,2	40,2	42,0	0,07	11,9	20,7	9,0	0,02	139,0	81,9
B08	7,56	0,26	9,20	0,03	0,03	0,25	0,22	30	7,4	94,6	24,7	39,1	28,1	0,04	6,9	14,0	12,3	0,02	129,3	77,1
B09	5,61	0,29	10,25	0,04	0,02	0,32	0,30		6,6	120,9	37,3	44,3	46,9	0,04	10,6	16,5	12,4	0,03	140,6	98,5
B10	4,58	0,21	7,10	0,03	0,02	0,18	0,21		5,4	132,7	31,8	32,2	28,4	0,06	7,3	11,1	12,0	0,03	118,0	62,9
B11	5,17	0,39	7,09	0,04	0,05	0,25	0,15	8	5,4	220,7	52,5	34,4	34,0	0,04	9,0	12,0	14,3	0,02	112,5	108,2
B12	9,84	0,12	6,92	0,02	0,02	0,24	0,06		5,8	42,9	19,0	41,2	31,5	0,05	5,5	13,8	8,0	0,06	129,7	62,1
B13	10,95	0,26	8,31	0,07	0,04	0,43	0,13		6,3	68,8	34,7	52,9	34,7	0,04	7,0	19,9	9,1	0,03	159,7	66,3
B14	4,83	0,42	8,02	0,24	1,72	0,89	0,11	16	8,1	8,4	23,5	47,0	25,4	0,04	16,9	12,5	12,2	0,05	144,3	57,8
B15	6,68	0,57	8,95	0,22	1,99	1,05	0,18		7,5		23,6	46,7	27,3	0,04	25,6	15,9	12,6	0,03	126,5	69,8
B17	0,34	0,28	9,04	0,01	0,05	1,06	0,06		1,4		25,8	4,8	40,4	0,01	1,0	19,1			326,8	61,1
B19	6,27	0,18	4,03	0,02	0,02	0,21	0,04		4,0	86,3	12,6	27,0	26,0	0,04	4,3	11,6	7,6	0,06	98,1	69,2

4.4.1 Background Geoquímico

Los valores de background geoquímico se utilizan como medida relativa para distinguir las concentraciones naturales de un elemento con nula o baja intervención antropogénica. A continuación, los valores para cada elemento de la Tabla 4.5 se compararon con la concentración promedio de dichos elementos en la corteza continental y en la corteza continental superior según los valores obtenidos por Rudnick y Gao (2004) (Figura 4.8; Figura 4.9; Figura 4.10).

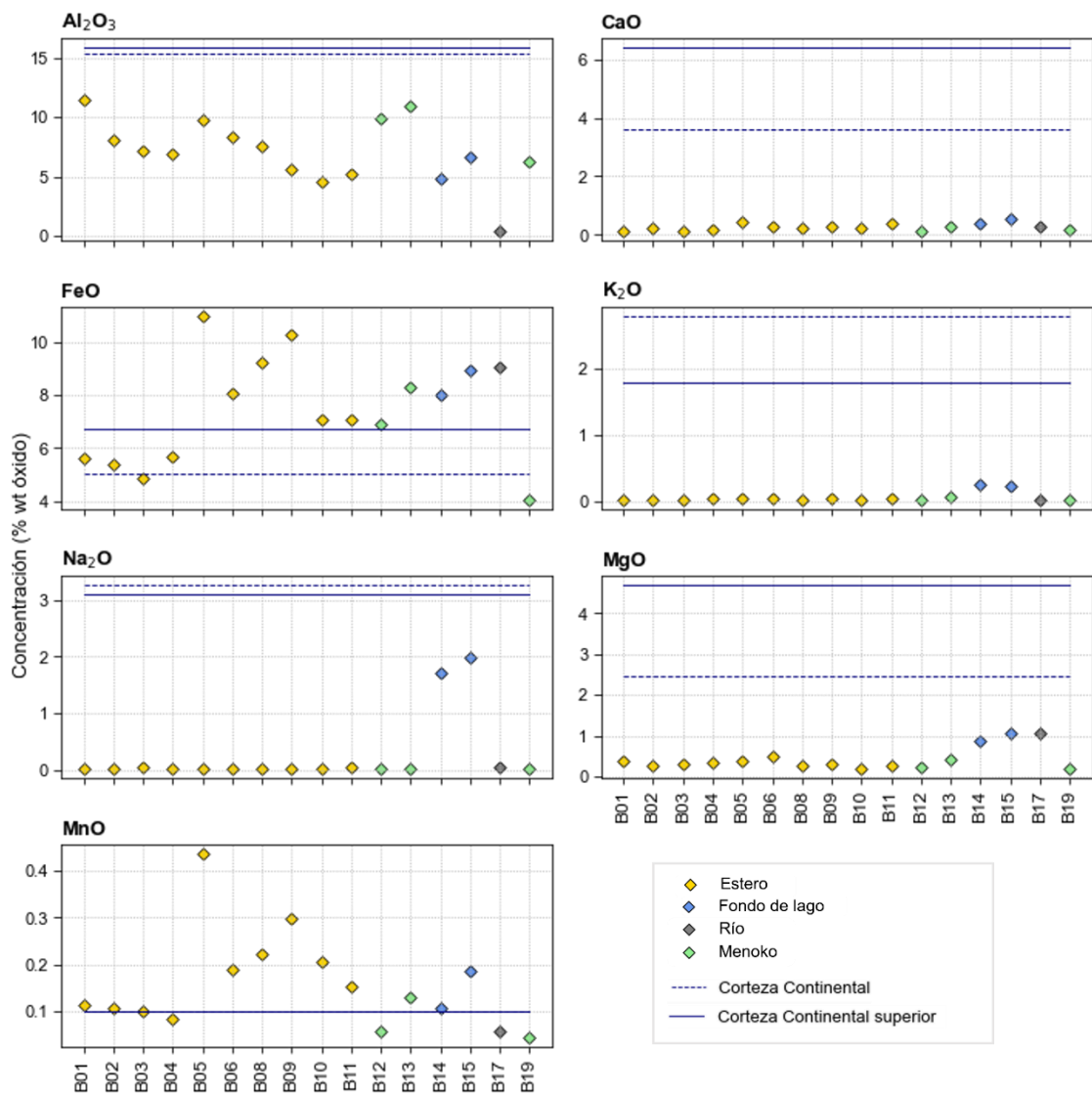


Figura 4.8: Concentración de elementos *mayoritarios* en comparación con valores de referencia Rudnick y Gao (2004).

En comparación con los valores reportados por Rudnick y Gao (2004), elementos mayoritarios como el Fe y Mn se encuentran enriquecidos entre un 5% y 120% por sobre

los valores promedio de la corteza en algunas de las muestras. En la Figura 4.9 se muestra la distribución espacial de estos elementos mayoritarios en donde FeO se encuentra en mayores concentraciones hacia las desembocaduras y MnO presenta menores concentraciones hacia el sector sur de la cuenca.

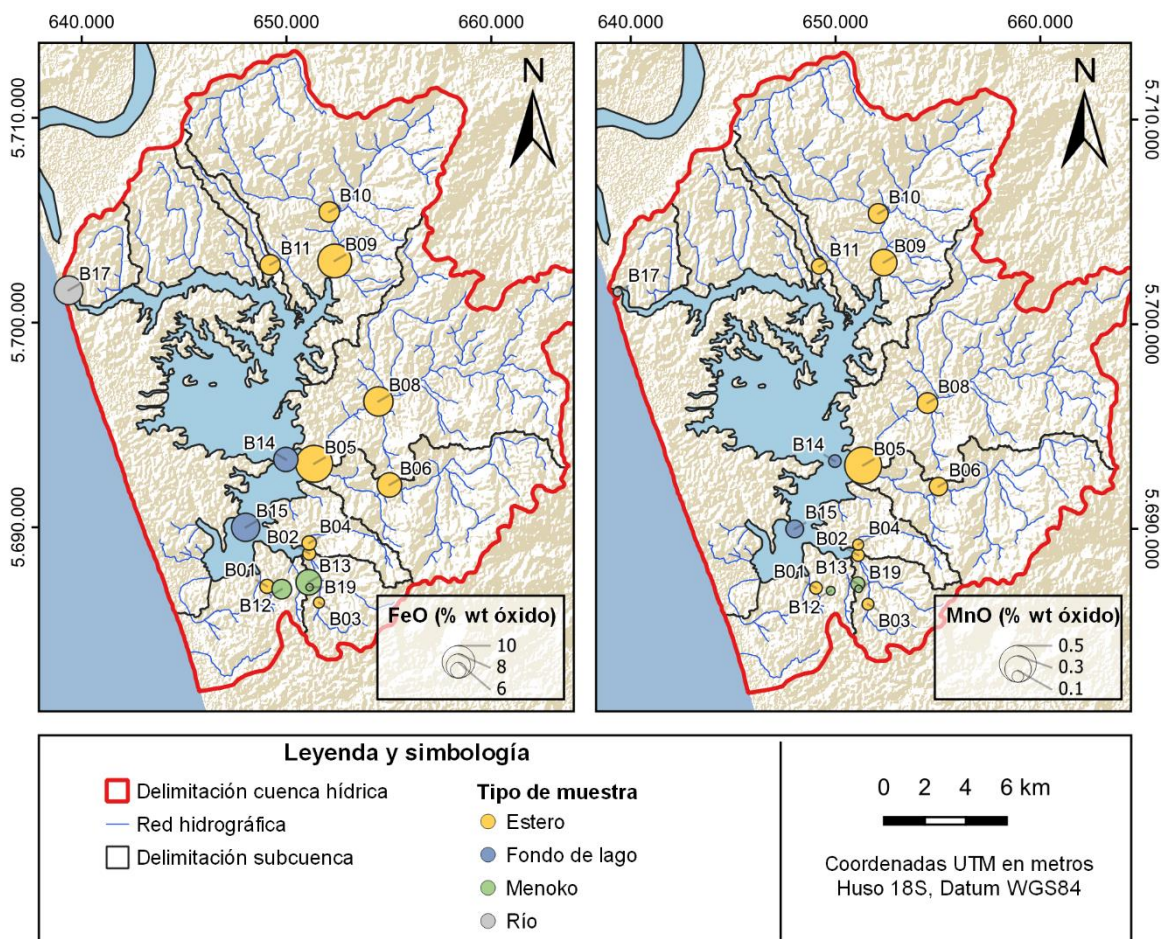


Figura 4.9: Distribución espacial elementos mayoritarios enriquecidos.

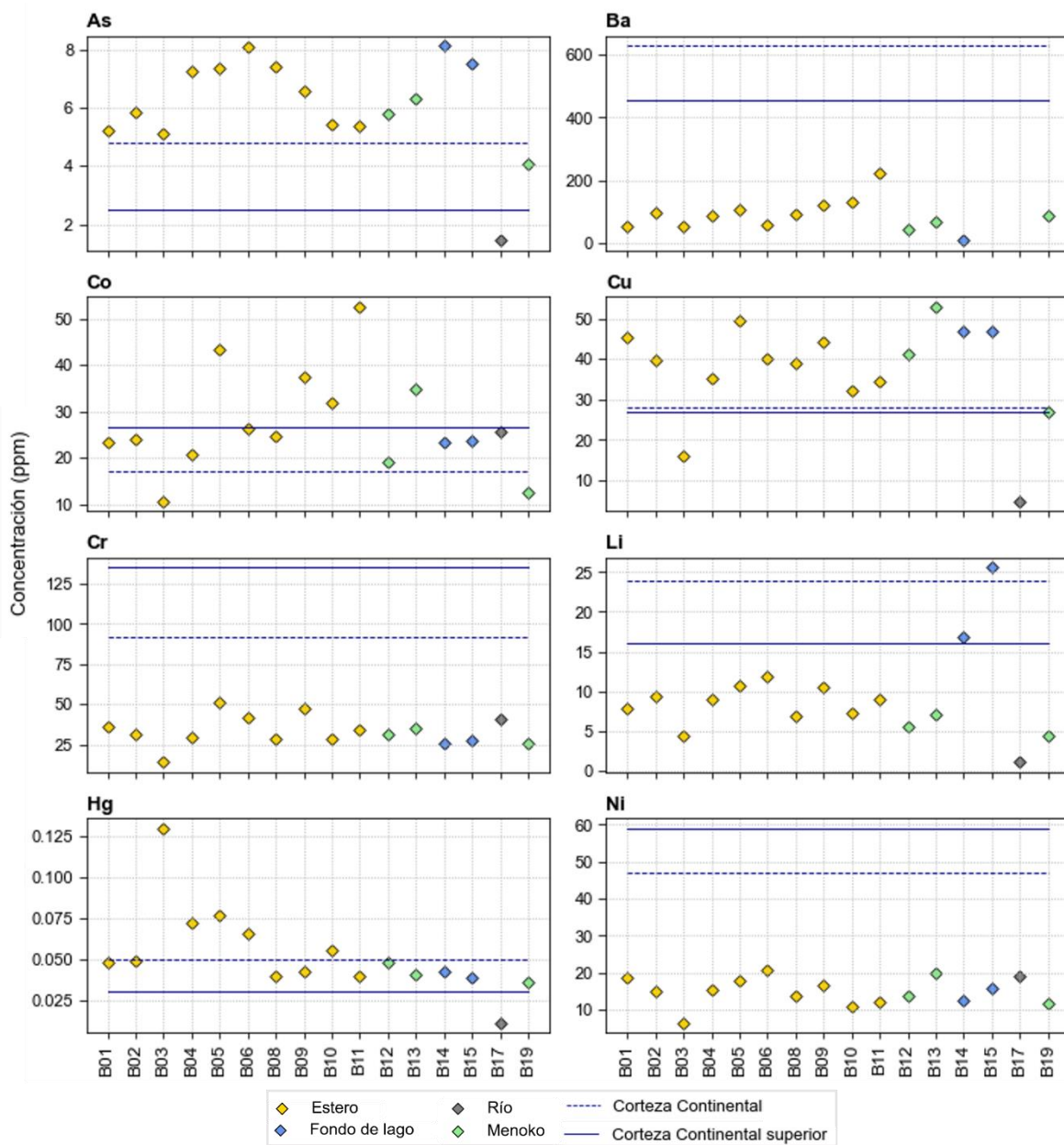


Figura 4.10: Concentración de elementos traza muestreados en comparación con valores de referencia Rudnick y Gao (2004).

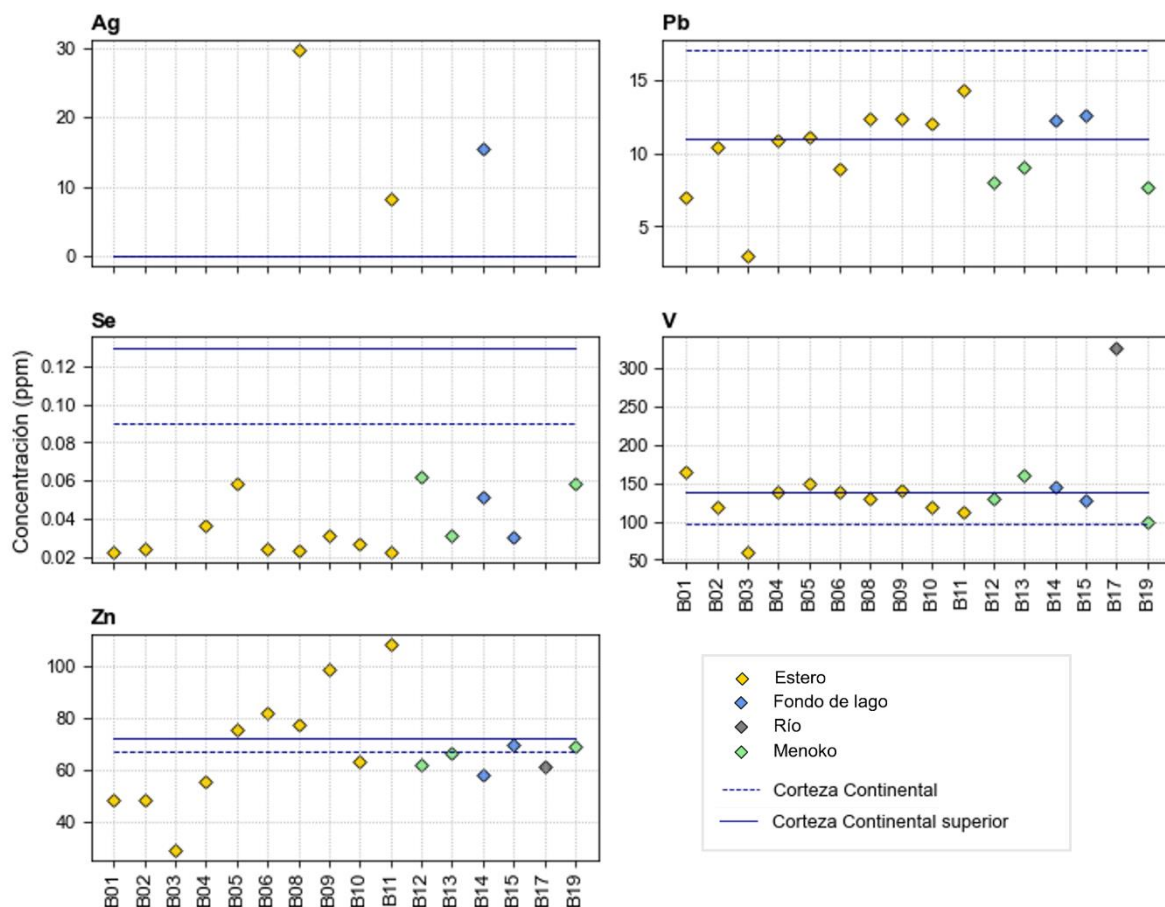


Figura 4.11: Concentración de elementos traza muestreados en comparación con valores de referencia Rudnick y Gao (2004).

Además, en elementos trazas como As, Cu y Zn se encuentran enriquecidos hasta un 90% por sobre el valor de referencia de la corteza, mientras que los elementos Co, Hg y V se encuentran enriquecidos hasta 240%. En la Figura 4.12 y **Figura 4.13** se muestra la distribución espacial de las muestras que se encuentran enriquecidas con respecto a la corteza continental.

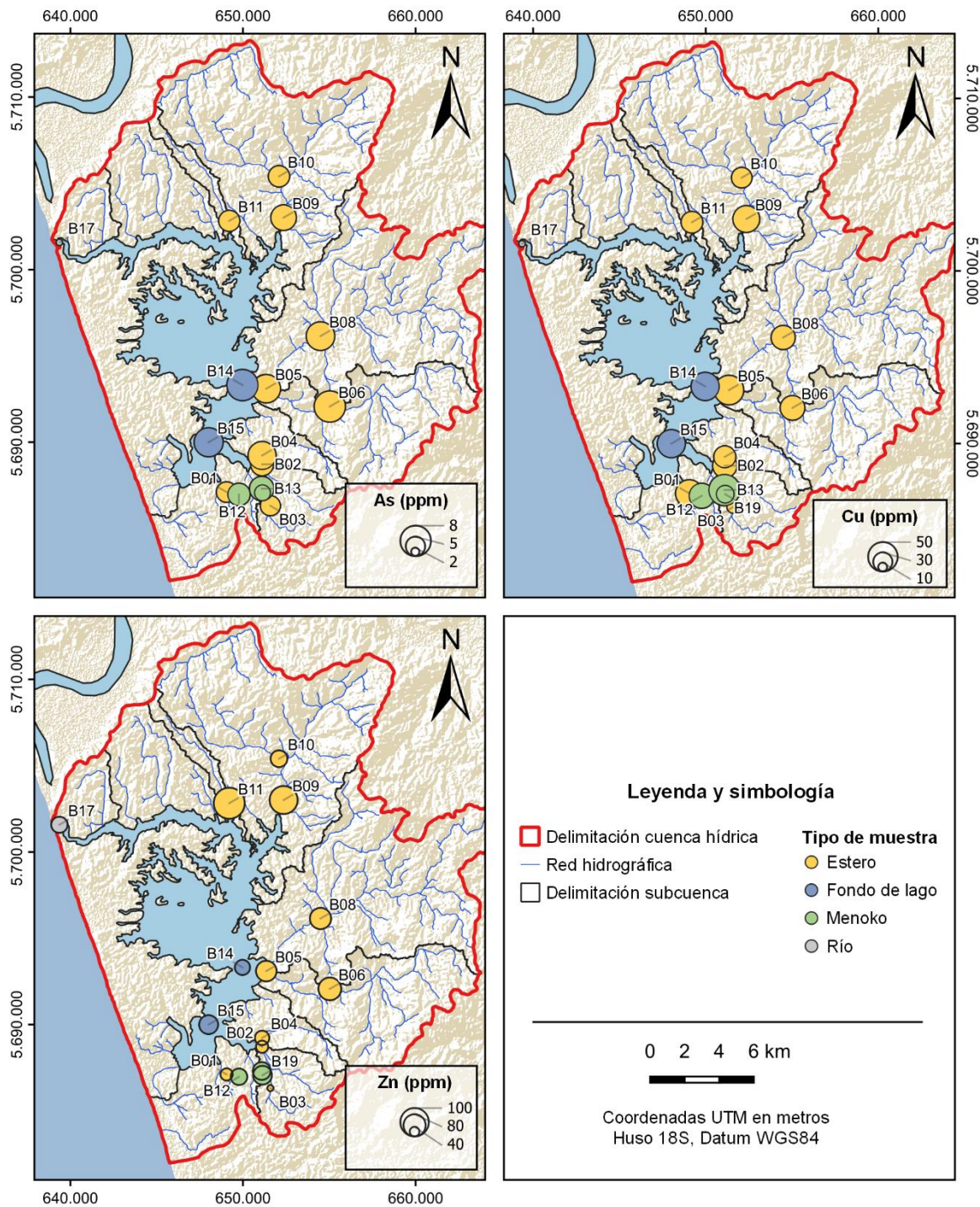


Figura 4.12: Distribución espacial de elementos trazas As, Cu y Zn.

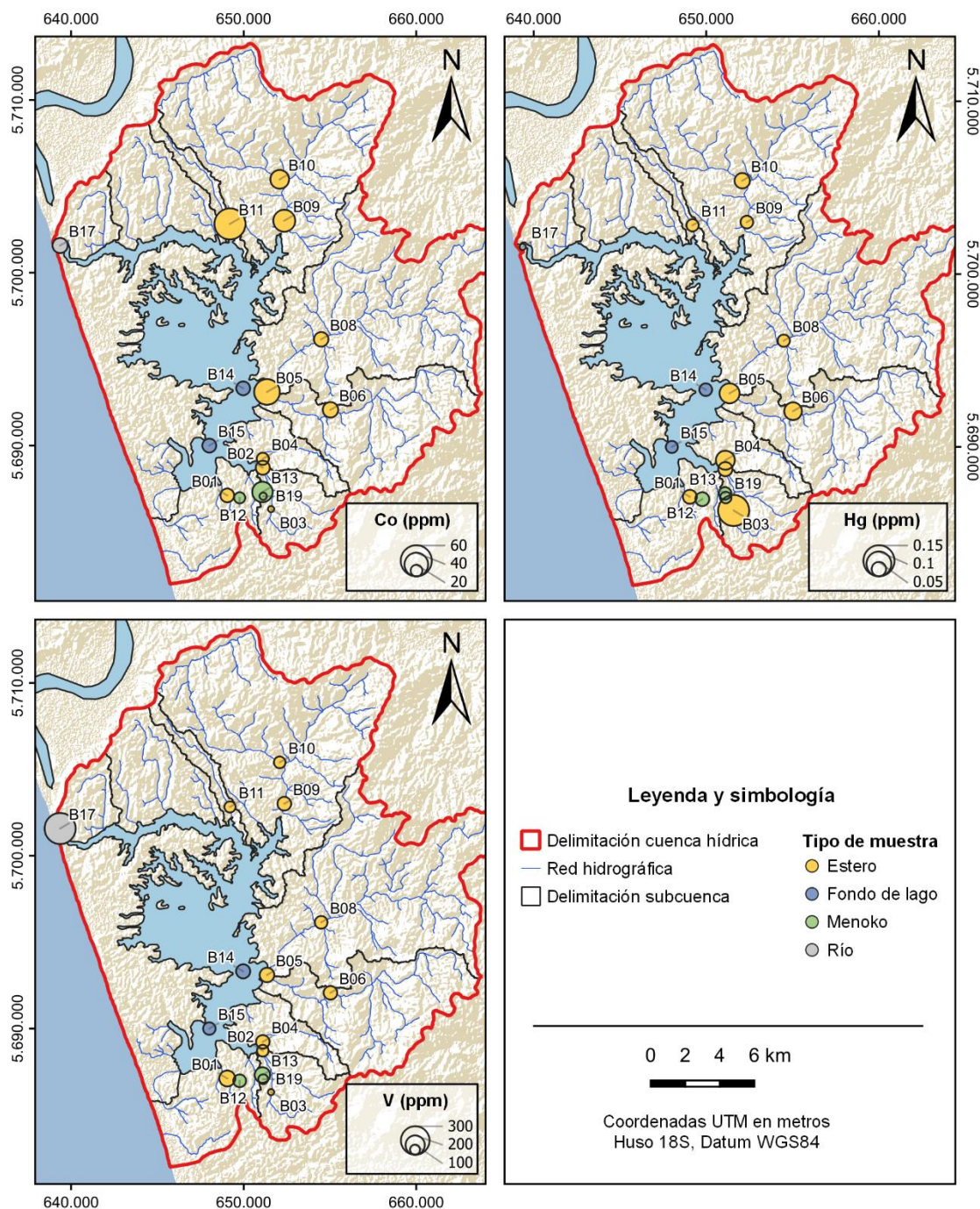


Figura 4.13: Distribución espacial de elementos trazas Co, Hg y V.

Es importante destacar que la concentración de plata en la corteza corresponde a 0,053 ppm y los valores registrados en las muestras B08, B11 y B14 son de 2 a 3 órdenes de magnitud mayor que este valor. Como se muestra en la Figura 4.14 este elemento fue detectado en las muestras en la subcuenca y frente al estero Comué y en la subcuenca Cuchal-Cuchal.

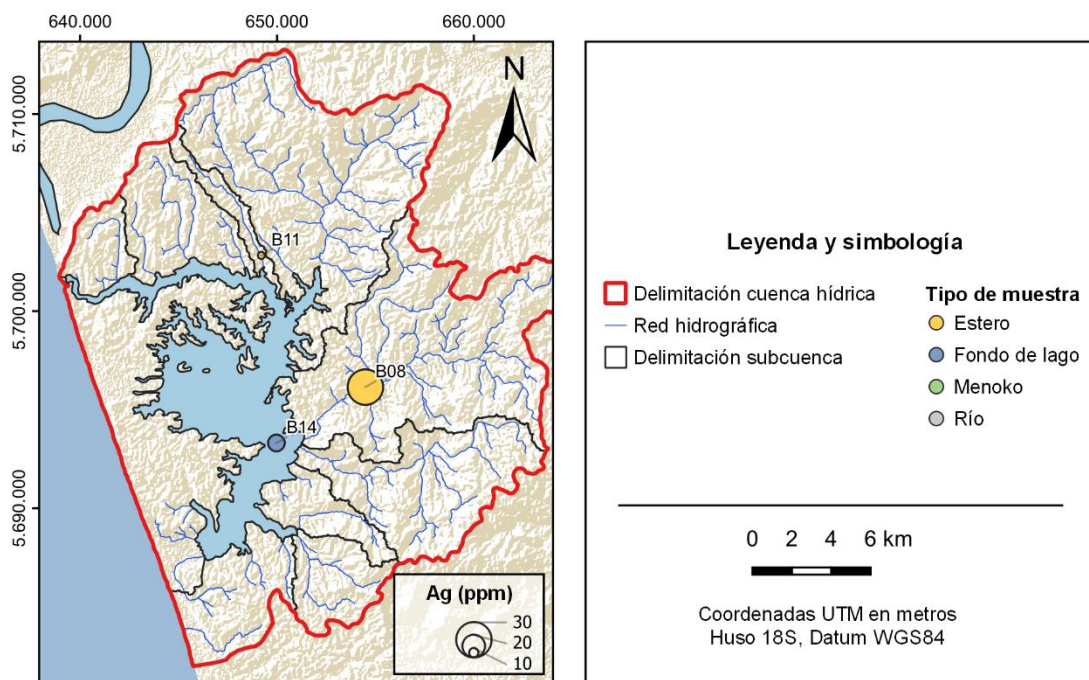


Figura 4.14: Distribución espacial de Ag.

Como background local, se consideraron las mediciones realizadas por Muñoz (2007) en la Serie Occidental del Basamento Metamórfico Paleozoico en las regiones de La Araucanía y Los Lagos para los elementos mayoritarios y traza en esquistos.

Los valores de fondo geoquímico local no consideran los elementos mayores CaO , K_2O ni Na_2O , sin embargo, se reportan en rocas metamórficas máficas entre los 39° y 40°S con contenido de CaO de entre 4,3 y 9,5 % wt óxido, para K_2O entre 0,3 y 0,8 % wt óxido y para Na_2O entre 1,5 y 2,9% wt óxido (Orellana, 2016), quedando todas las muestras analizadas en el presente trabajo bajo las concentraciones antes mencionadas. En la Figura 4.15 se observa que solo la muestra B05 excede la concentración de MnO considerando las concentraciones promedio locales.

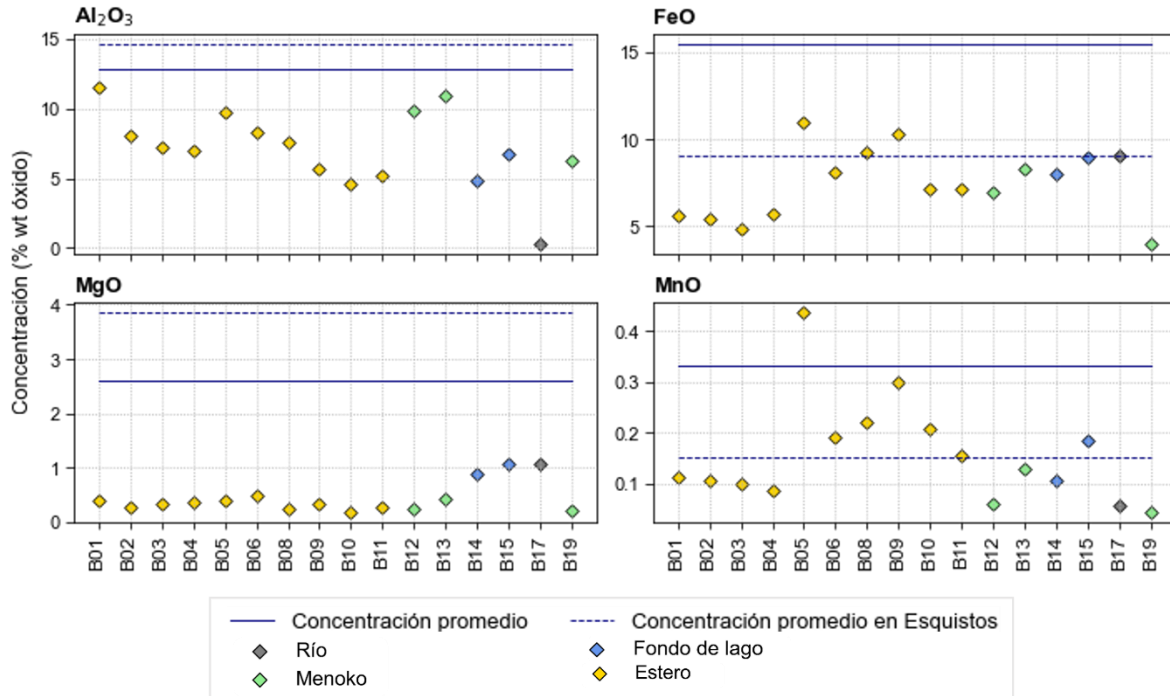
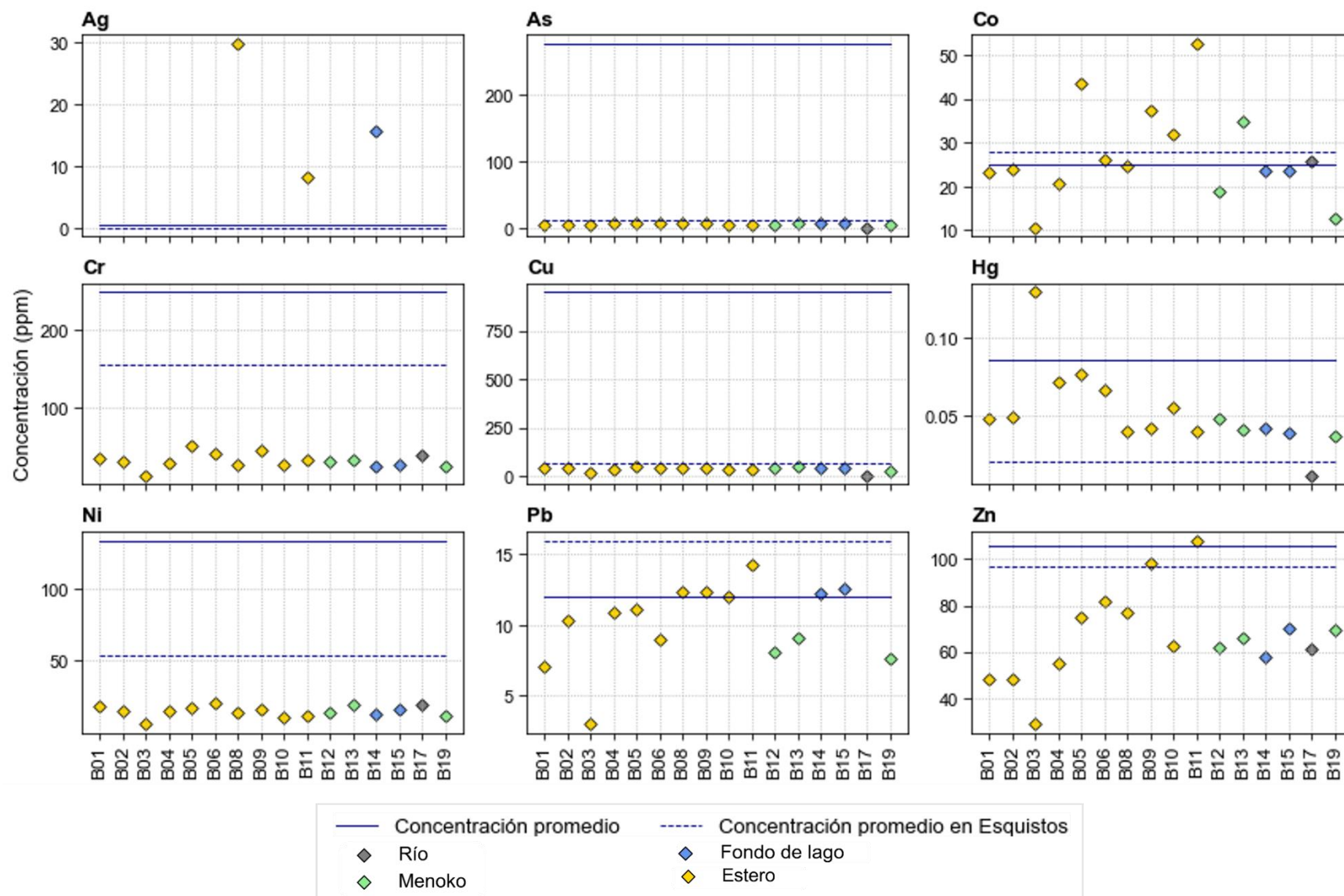


Figura 4.15: Concentración de elementos mayoritarios muestreados en comparación con valores de referencia Muñoz (2007).

En cuanto a los elementos trazas Muñoz (2007) no presenta valores para bario, litio, selenio ni vanadio. En la Figura 4.16 es posible observar que las tres muestras en las que se detecta plata se encuentran enriquecidas con respecto al background local, de la misma manera se encuentran enriquecidos en cobalto y zinc en la muestra B11. Para el mercurio es posible notar un enriquecimiento por sobre los valores del fondo geoquímico local en la muestra B05 y por sobre los valores registrado en esquistos en todas las muestras.



4.4.2 Relaciones de interés

4.4.2.1 Normalización por aluminio

En los siguientes gráficos se muestran las elementos mayores y trazas para evaluar el enriquecimiento de metales en sedimento utilizando como elemento de referencia el aluminio, ya que es un elemento inmóvil y la mayor parte de las especies de metales transportados por los ríos están fuertemente ligados a las fases sólidas de aluminosilicatos.

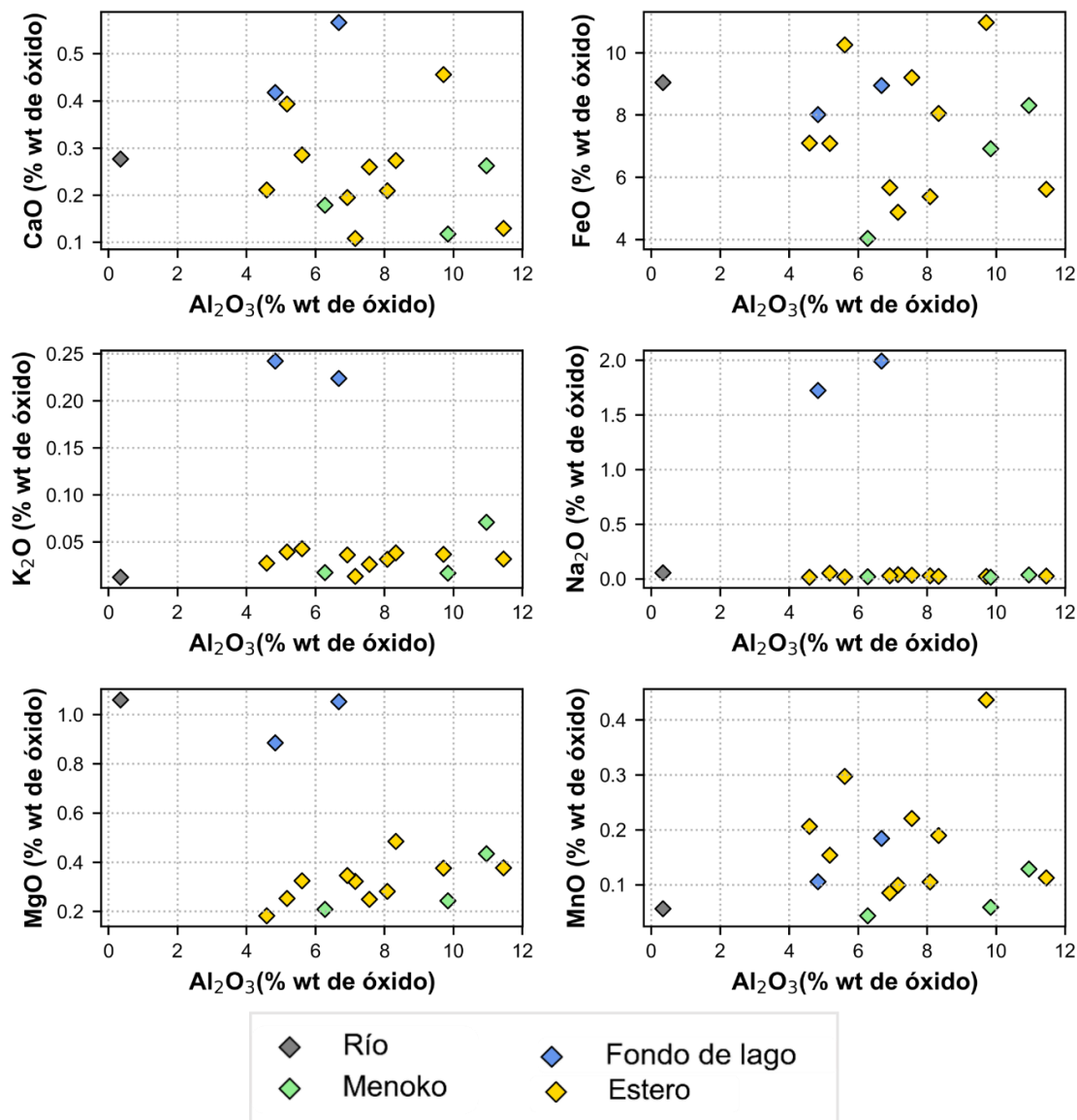


Figura 4.17: Normalización de elementos mayores por aluminio.

Entre los elementos mayores se observa una mayor correlación entre Al₂O₃ - K₂O y Al₂O₃ - MgO.

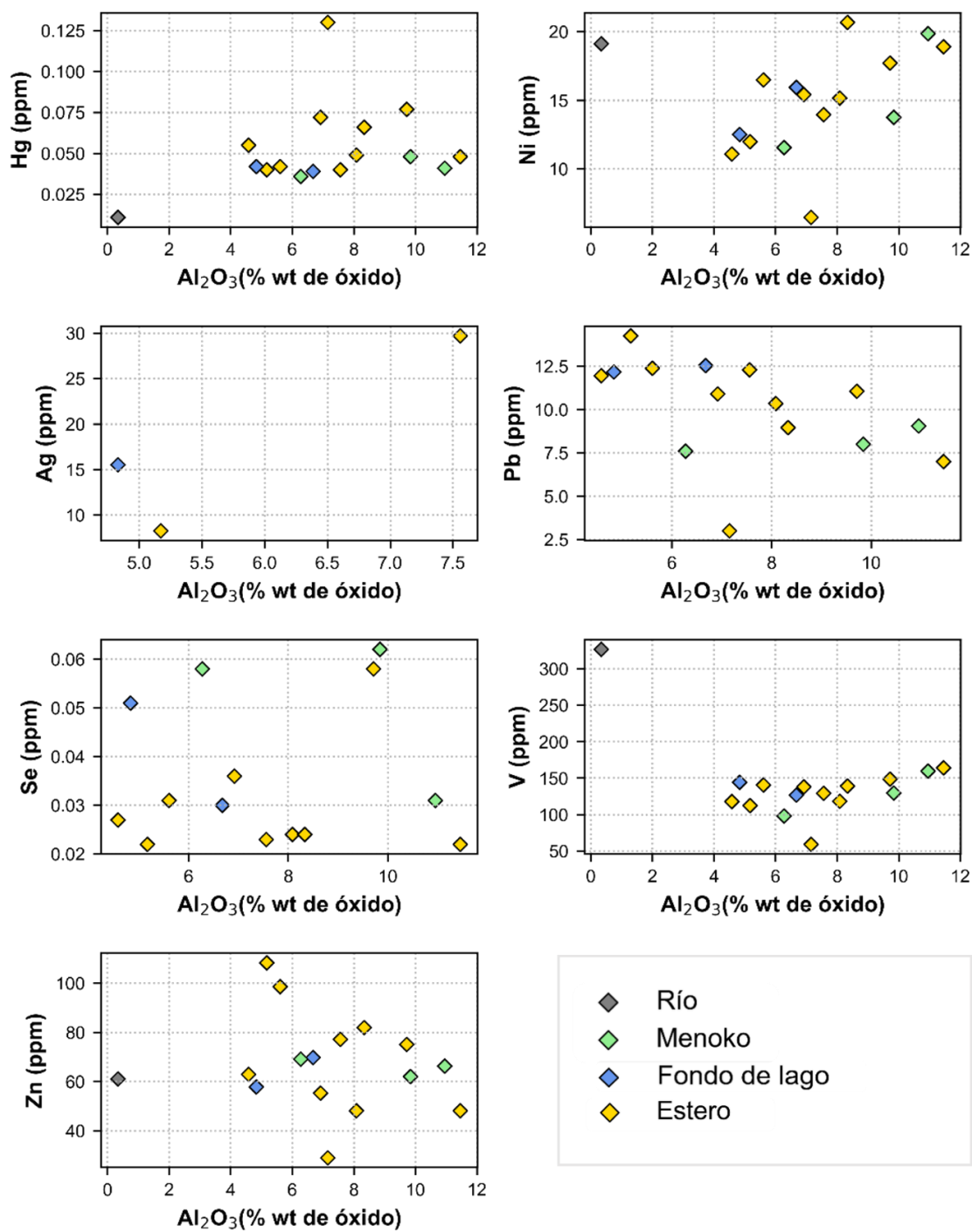


Figura 4.19: Normalización de elementos traza por aluminio.

Para los elementos traza es posible notar una correlación entre Ni- Al_2O_3 , V- Al_2O_3 y Cu- Al_2O_3 .

4.4.2.2 V vs. Fe

La relación entre el FeO y V permite sugerir la proveniencia de este último, debido a que el V precipita en forma de óxido e hidróxidos que pueden adsorberse a moléculas orgánicas o a compuestos de Fe (Morford y Emerson, 1999; Westermann *et al.*, 2010). Por lo que la correlación entre estos elementos permitirá determinar si el V ha sido adsorbido por moléculas orgánicas o compuestos de Fe. En la Figura 4.20 no se observa una clara correlación entre el V y FeO.

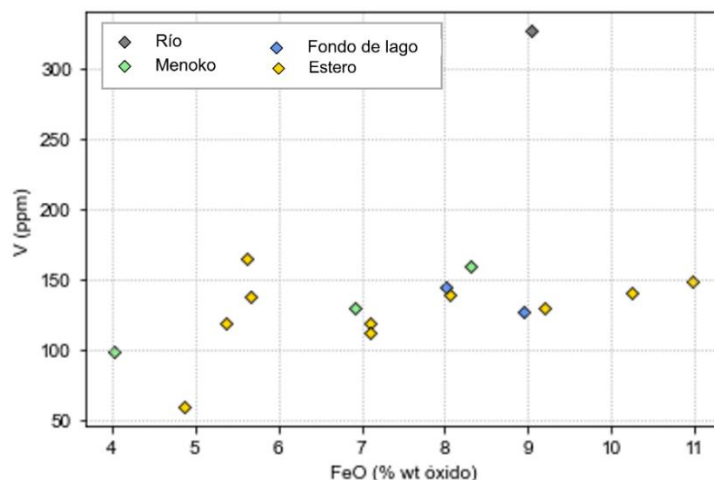


Figura 4.20: Diagrama bivariado V vs. FeO

4.4.3 Índices de contaminación en sedimentos

A continuación, se presentan los índices más utilizados para evaluar la contaminación en sedimentos: índice de carga contaminante (PLI), índice de geoacumulación (Igeo) y factor de enriquecimiento (FE). Estos índices relacionan el contenido total del elemento en las muestras y su concentración en el fondo geoquímico local, que corresponde a los esquistos descritos en Muñoz (2007). Por lo anterior no se consideraron los elementos mayores CaO, Na₂O y K₂O ni los elementos traza Ba, Li, Se y V, es importante destacar que de estos grupos de elementos el V y el Li se encuentran enriquecidos con respecto a las concentraciones de la corteza.

4.4.3.1 Índice de carga contaminante (PLI)

Este índice permite identificar las muestras en las que hay contaminación por metales pesados. En la Tabla 4.6 no se observa ningún PLI > 1 por lo que no se podría asociar a una contaminación en los elementos pesados: As, Pb, Hg, Ni, Cu, Zn y Cr.

Tabla 4.6: Índice de carga contaminante calculado para las distintas muestras.

B01	B02	B03	B04	B05	B06	B08	B09	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B17	B19
0,6	0,6	0,4	0,6	0,7	0,7	0,6	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,0	0,5

4.4.3.2 Índice de geoacumulación (Igeo)

Este índice analiza el enriquecimiento en las muestras realizando una corrección para minimizar el enriquecimiento litogénico en las muestras. En amarillo se muestran los índices que podrían indicar un bajo nivel de enriquecimiento, en naranja las muestras B04, B05 y 06 con niveles de enriquecimiento moderado y un enriquecimiento de moderado a alto en la muestra B03 en Hg. Finalmente, en las muestras que se detectó Ag (B08, B11 y B14) presentan un nivel extremadamente enriquecido en este elemento, según la tabla de clasificación propuesta (Tabla 2.2).

Tabla 4.7: Índice de geoacumulación calculado para las distintas muestras.

	Al	Fe	Mg	Mn	As	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	Ag	Pb	Zn
B01	-0,9	-1,3	-3,9	-1,0	-1,8	-0,8	-1,2	-2,7	0,7	-2,1		-1,8	-1,6
B02	-1,4	-1,3	-4,4	-1,1	-1,6	-0,8	-1,4	-2,9	0,7	-2,4		-1,2	-1,6
B03	-1,6	-1,5	-4,2	-1,2	-1,8	-2,0	-2,7	-4,1	2,1	-3,6		-3,0	-2,3
B04	-1,7	-1,3	-4,1	-1,4	-1,3	-1,0	-1,6	-3,0	1,3	-2,4		-1,1	-1,4
B05	-1,2	-0,3	-3,9	0,9	-1,3	0,0	-1,1	-2,2	1,4	-2,2		-1,1	-1,0
B06	-1,4	-0,8	-3,6	-0,3	-1,2	-0,7	-1,4	-2,5	1,1	-2,0		-1,4	-0,8
B08	-1,5	-0,6	-4,5	0,0	-1,3	-0,8	-1,4	-3,1	0,4	-2,5	7,6	-1,0	-0,9
B09	-2,0	-0,4	-4,2	0,4	-1,4	-0,2	-1,2	-2,3	0,5	-2,3		-1,0	-0,6
B10	-2,3	-0,9	-5,0	-0,1	-1,7	-0,4	-1,7	-3,0	0,9	-2,9		-1,0	-1,2
B11	-2,1	-0,9	-4,5	-0,6	-1,7	0,3	-1,6	-2,8	0,4	-2,8	5,8	-0,8	-0,4
B12	-1,2	-1,0	-4,6	-1,9	-1,6	-1,1	-1,3	-2,9	0,7	-2,6		-1,6	-1,2
B13	-1,0	-0,7	-3,7	-0,8	-1,5	-0,3	-1,0	-2,8	0,5	-2,0		-1,4	-1,1
B14	-2,2	-0,8	-2,7	-1,1	-1,2	-0,8	-1,2	-3,2	0,5	-2,7	6,7	-1,0	-1,3
B15	-1,7	-0,6	-2,5	-0,3	-1,3	-0,8	-1,2	-3,1	0,4	-2,3		-0,9	-1,1
B17	-6,0	-0,6	-2,5	-2,0	-3,6	-0,7	-4,4	-2,5	-1,4	-2,1			-1,3
B19	-1,8	-1,8	-4,8	-2,4	-2,2	-1,7	-2,0	-3,2	0,3	-2,8		-1,7	-1,1

4.4.3.3 Factor de Enriquecimiento (FE)

Este factor busca identificar si la contaminación proviene de alguna fuente natural o antropogénica. Las muestras que presentan algún grado de enriquecimiento, ligado posiblemente a fuentes antropogénica se muestran en amarillo, naranja y rojo. El mayor nivel de contaminación se encuentra en las muestras con presencia de plata, lo que es coherente con el índice de geoacumulación.

Tabla 4.8: Factor de enriquecimiento calculado para las distintas muestras.

	Al	Mg	Mn	As	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	Ag	Pb	Zn
B01	1,3	0,2	1,2	0,7	1,3	1,0	0,4	3,9	0,6		0,7	0,8
B02	0,9	0,1	1,2	0,8	1,4	1,0	0,3	4,1	0,5		1,1	0,8

	Al	Mg	Mn	As	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	Ag	Pb	Zn
B03	0,9	0,2	1,2	0,8	0,7	0,4	0,2	12,1	0,2		0,3	0,6
B04	0,8	0,1	0,9	1,0	1,2	0,8	0,3	5,8	0,5		1,1	0,9
B05	0,5	0,1	2,4	0,5	1,3	0,6	0,3	3,2	0,3		0,6	0,6
B06	0,6	0,1	1,4	0,8	1,1	0,6	0,3	3,7	0,4		0,6	1,0
B08	0,5	0,1	1,4	0,6	0,9	0,6	0,2	2,0	0,3	292,7	0,8	0,8
B09	0,3	0,1	1,7	0,5	1,2	0,6	0,3	1,9	0,3		0,7	0,9
B10	0,4	0,1	1,7	0,6	1,5	0,6	0,2	3,5	0,3		1,0	0,8
B11	0,5	0,1	1,3	0,6	2,4	0,6	0,3	2,6	0,3	105,8	1,1	1,4
B12	0,9	0,1	0,5	0,6	0,9	0,8	0,3	3,1	0,3		0,7	0,8
B13	0,8	0,1	0,9	0,6	1,4	0,8	0,2	2,2	0,4		0,6	0,7
B14	0,4	0,3	0,8	0,8	1,0	0,8	0,2	2,4	0,3	175,7	0,9	0,7
B15	0,5	0,3	1,2	0,6	0,9	0,7	0,2	2,0	0,3		0,8	0,7
B17	0,0	0,3	0,4	0,1	0,9	0,1	0,3	0,6	0,4		0,0	0,6
B19	1,0	0,1	0,7	0,8	1,0	0,9	0,4	4,1	0,5		1,1	1,6

4.4.4 Normativa para la concentración de elementos en suelo

A nivel mundial se ha reconocido la importancia del suelo como un recurso natural esencial y por esto la necesidad de establecer indicadores de calidad de suelo protegiendo al mismo tiempo la calidad ambiental, la salud humana, animal y la calidad de alimentos (SAG, 2005).

Chile carece de una normativa para la protección del suelo y sedimentos. Sin embargo, SAG establece criterios de calidad de suelos, basado en normativa internacional y la Norma Chilena Lodos – Requisitos y condiciones para un plan de aplicación a suelos (NCh2952.c - 2004), las cuales serán detalladas y comparadas con los valores obtenidos en las muestras a continuación.

4.4.4.1 Normativa internacional

Holanda en 1994 propone una lista de estándares de saneamiento y concentración de contaminantes para estimar el grado de contaminación del suelo, en función del contenido de arcilla y materia orgánica. El contenido de arcilla/limo de cada muestra se muestra en la Tabla 4.9 y la materia orgánica se consideró en un 10% (contenido del suelo estándar según la normativa holandesa)

Tabla 4.9: Contenido de arcillas/limo en (%) en las diferentes muestras.

B01	B02	B03	B04	B05	B06	B08	B09	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B17	B19
21	60	17	12	92	43	51	59	68	20	60	35	98	49	1	64

A partir de estos contenidos se calcula el valor de referencia de concentración de metales pesados y el valor de intervención, que indica la contaminación severa en suelos donde es necesario remediar.

En general los valores para las muestras con mayor contenido de material fino presentan mayores valores de referencia e intervención. Se observan algunas concentraciones por sobre los límites de referencia de cobalto, cobre y vanadio. Además, el único valor que sobrepasa el límite de intervención es la muestra de la desembocadura del río Budi (B17) (Figura 4.21).

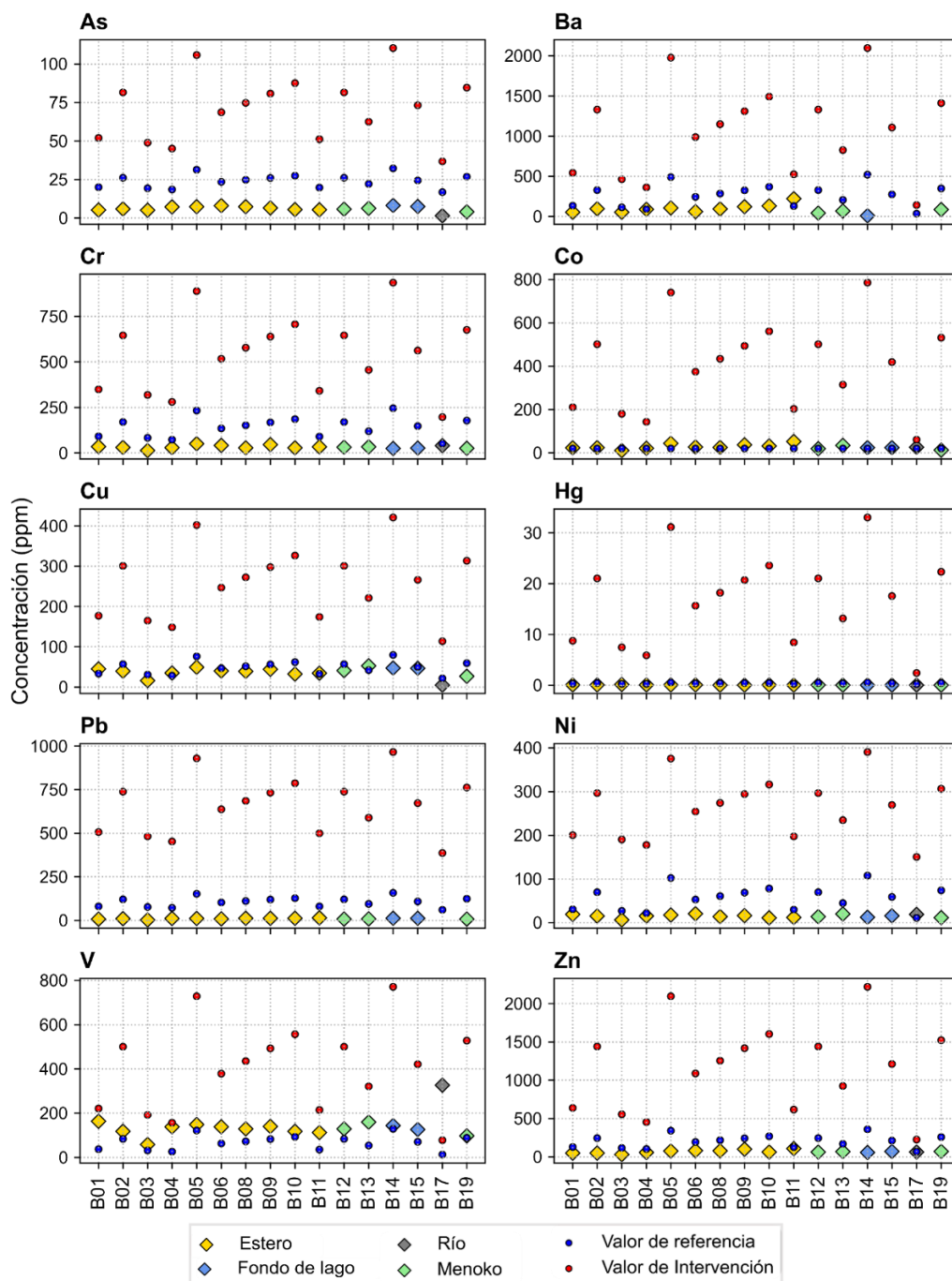


Figura 4.21: Valor de intervención y referencia con respecto a la normativa holandesa.

Además de la normativa holandesa, se tienen valores de concentraciones de la normativa canadiense y brasileña para suelos agrícolas, y para suelos limosos en Alemania.

Tabla 4.10: Concentraciones límites para metales en suelos agrícolas en Canadá y Brasil y suelo limoso en Alemania (SAG, 2011).

	As	Ba	Co	Cu	Cr	Zn	Ni	Pb	Se	Hg	V	Ag
Canadá	12	750	40	63		200	50	70	1	6,6	130	20
Brasil	35	300	35	200	180	450	70	180		12		25
Alemania	15			30	60	150	50	70		0,5		

Según los valores de la Tabla 4.10, las concentraciones de las muestras tomadas se encuentran por sobre estos valores en algunos elementos y muestras. Según las normas canadiense y brasileña se encuentran elevados: cobalto para B05 y B11 y plata en B08. Además, en la muestra canadiense se tiene un valor elevado de vanadio en B01, B04-06, B09, B13-14 y B17. Para la norma alemana se tiene un alto valor en Cu para todos los valores, con excepción de B03, B17 y B19; y alto en plata para las tres muestras que registran valores sobre el límite de detección.

4.4.4.2 Normativa chilena

La Norma Chilena de lodos (NCh2952.c - 2004), establece las concentraciones máximas de metales pesados que deben tener el lodo (acumulación de sólidos sedimentables, separados en distintos procesos de tratamiento de agua), además de la concentración que debe tener el suelo antes de que el lodo sea aplicado. Este último valor se utilizará de referencia para suelos con bajo o nulo nivel de contaminación.

A partir de la concentración máxima para metales pesados en suelos previo a una aplicación de lodos se observa que ningún metal pesado excede las concentraciones máximas. En función de lo que se muestra en la Figura 4.22:, las muestras obtenidas no excederían los límites de metales pesados que se exige la normativa chilena para suelos en los que se depositará lodo.

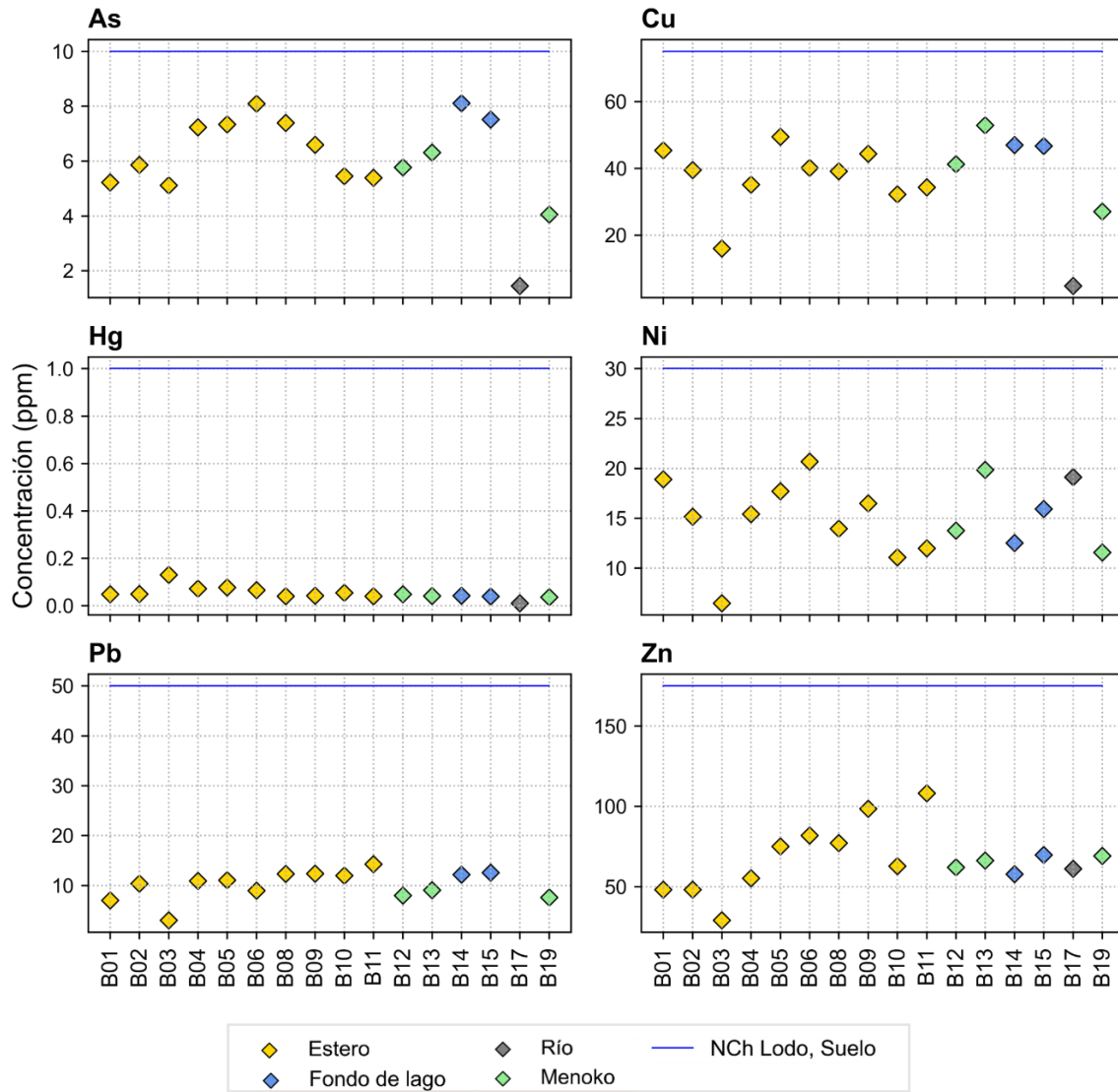


Figura 4.22: Valores de concentraciones máximas en suelo previo a una aplicación de lodos (NCh2952.c – 2004).

5 Discusión

La contaminación en los sedimentos no sólo depende de fuentes antropogénicas, sino que también de la litología, características texturales, contenido de materia orgánica, composición mineralógica y ambiente depositacional de los sedimentos (Salomón y Förstner, 1984 en Rosas, 2005). A continuación, se analizan los parámetros fisicoquímicos, físicos y biológicos que caracterizan el ambiente de deposición de los sedimentos.

Las muestras analizadas tienen en promedio un pH de 6,4 con una desviación estándar de 0,4. La movilidad relativa de los elementos mayores y trazas puede estar determinada por el pH del ambiente como se muestra en la Tabla 5.1.

Tabla 5.1: Movilidad relativa de elementos mayoritarios y trazas en función de las condiciones de pH modificado de Hansen *et al.*, 1995.

	Movilidad relativa		
	Alta	Baja	Muy baja o inmóvil
pH ácido	V, U, Zn, Co, Cu, Ni, Hg, Ag, Au		
pH neutro a alcalino	Mo		Zn, Cu, Co, Ni, Hg
Independiente del pH	Ca, Cd, Na, Mg, Sr	K, Pb, Fe, Mn	Al, Cr

La composición granulométrica de los sedimentos estudiados muestra un predominio de arcillas y limos con respecto a las arenas y gravas, razón que puede favorecer la acumulación de contaminantes, ya que la acumulación de metales pesados y coliformes fecales ocurre principalmente en la fracción fina (Hoyle *et al.*, 1996 en Pachepsky y Shelton, 2011; Kalender y Çiçek, 2013; Li *et al.*, 2020 en Sánchez, 2020).

Los coliformes fecales fueron indetectables en los sedimentos de fondo de lago, mientras que en los menokos se registraron valores relativamente bajos (entre 2 y 490 NMP/100g) y los mayores valores fueron registrados en sedimento activo de estero en las muestras B05, B08, B09 y B01 (7900, 7900, 4900 y 4900 NMP/100g respectivamente). Las mayores concentraciones de coliformes se encuentran aguas abajo, esto es lo esperable ya que hay indicios de que los coliformes fecales pueden moverse cuesta abajo hacia los arroyos por eventos de erosión o escorrentía (Ishii *et al.*, 2006). Las concentraciones de coliformes fecales detectadas en el agua circundante a los sedimentos activos de estero (con excepción de la muestra B10) son mayores a los 1000 NPM/100g. Las muestras de aguas tomadas el mismo día del muestreo de sedimento reportadas en Quesille (2022), varían entre 4,5 y 1700 NMP/100ml y solo dos de estas (B05 y B10) exceden el contenido exigido por la norma chilena para riego (NCh. 1333/78). Diversos estudios en ambientes costeros coinciden el reportar concentraciones más altas en sedimentos y menores en agua superficial, esto depende en gran medida de aportes fluviales, precipitaciones y corrientes de marea que juegan un rol importante dentro de los ecosistemas costeros (Becerra-Tapia,

1995). Sin embargo, estos altos niveles de coliformes fecales en el sedimento podrían implicar un riesgo sanitario, asociado a la posible resuspensión e integración a la columna de agua, ya que la resuspensión del sedimento es frecuente en los cuerpos acuáticos someros como es el caso de los esteros (Burton *et al.*, 1987; Craig *et al.*, 2004 en Barrera-Escorcia *et al.*, 2013).

En cuanto a las especies de nitrógeno en solución (nitrito y nitrato) registrados en la cuenca, sus concentraciones varían de 2155 a 5484 mg/kg en nitrito y 889 a 4069 mg/kg en nitrato. Las concentraciones reportadas en las muestras de agua de nitrato no superan los 2 mg/L mientras que el nitrito se encuentra bajo el límite de detección correspondiente a 0,05 mg/L (Quesille, 2022). Fuentes de nitrato y nitrito en suelo incluyen residuos de plantas y animales en descomposición, estiércol/compost animal, fertilizantes químicos y lluvias (USDA, 2014).

En cuanto a la geoquímica de los sedimentos, es importante conocer la concentración del fondo geoquímico de los elementos para detectar una posible anomalía geoquímica. En los resultados de la sección 4.4.1 en donde se observan anomalías según los valores de referencia de la corteza para Fe, Mn, As, Co, Cu, Li, Hg, Ag, V y Zn. De estos enriquecimientos, en los elementos mayoritarios solo el Mn en la muestra B05 se encuentra por sobre el background local mientras que en los elementos trazas Ag, Co, Hg en B03 y Zn en B11 se encuentran enriquecidos con respecto al background local. Es importante notar que no se cuenta con concentraciones locales para Li y V que se encuentran enriquecidos por sobre el valor de la corteza continental. Es importante notar que todos los elementos trazas enriquecidos en comparación con los valores de referencia de la corteza continental y los valores de referencia de la geoquímica local se encontraban bajo el límite de detección del laboratorio Bureau Veritas para las muestras de aguas analizadas por Quesille (2022).

Los elementos trazas que se encuentran enriquecidos con respecto a la concentración del fondo geoquímico local, corresponden a metales pesados. Algunos de los que fueron analizados en este trabajo que se encuentran naturalmente en el medio ambiente y son de interés medioambiental corresponden a Hg, Ni, Cu, Pb, Fe, Cd, Zn, Mn, Co, Ag y el metaloide As, ya que pueden considerarse contaminantes cuando su concentración en relación con el valor de referencia aumenta de modo que presenta un riesgo real o potencial para los organismos vivos (Wright, 2003 en Sánchez, 2020). La contaminación por metales pesados puede producirse de manera natural o antropogénica. La meteorización de rocas metamórficas como las que se encuentran en el sector este de la cuenca o depositación de partículas provenientes de erosión eólica, superficie de los océanos, actividad volcánica, aerosoles y humo de incendios forestales son procesos naturales que aumentan la concentración de metales pesados en suelos y sedimentos (Connell, 2005). Entre las actividades antropogénicas se encuentran la descarga de efluentes domésticos,

escorrentía urbana, descarga de residuos industriales y escorrentía agrícola (Islam *et al.*, 2015).

Debido a las altas pendientes y precipitaciones de la cuenca, el factor litológico es sumamente relevante en la contaminación litológica natural. El índice de geoacumulación (Igeo) corrige esta variable, y por tanto indica los elementos en los que es más probable que la contaminación sea producto de actividades antropogénicas. El elemento traza Hg presenta un índice de enriquecimiento moderado en B03 a B06, mientras que Ag se encuentra extremadamente enriquecido en B08, B11 y B14. El factor de enriquecimiento (FE) sugiere un factor antrópico para los elementos Ag en B08, B11 y B14, Mn en B05, B09 y B10, Co en B11, Hg todas sus muestras con excepción de la muestra B17 y Zn en B19.

La importancia de la protección del suelo es ampliamente reconocida, por lo que la Unión Europea propuso directivas para la clasificación de suelos contaminados (Kelley, 2002 en SAG, 2015), según estos estándares los valores en Mn presentan un índice de contaminación de ligeramente contaminado a altamente contaminado (límites en Anexo E). De igual modo, SAG (2015) reporta en la región de La Araucanía una concentración promedio de 2019 mg/kg. El manganeso es el único elemento mayoritario que se encuentra enriquecido con respecto a la geoquímica local. Este elemento es requerido en mínimas cantidades para el crecimiento, desarrollo y función de plantas y animales, para los seres humanos, sin embargo, en exceso puede ser un potente neurotóxico. Las principales fuentes de exposición corresponden a los alimentos ricos en Mn y suplementos de Mn, agua, suelos y aire (Ramírez y Azcona, 2017). Gran parte del Mn en el suelo se encuentra inmóvil en forma de compuestos insolubles, como óxidos trivalentes y tetravalentes, por lo que es poco absorbido por las plantas que lo captan como Mn^{+2} y en las plantas es relativamente inmóvil, es decir, se acumula en las hojas de mayor edad (Bañados y Ibáñez, 2005). En el estudio de elementos pesados realizado por SAG en 2005 no se pudo detectar si el enriquecimiento de este metal en la región de La Araucanía era natural o antrópico.

El cobalto se encuentra enriquecido con respecto al fondo geoquímico local, este elemento traza se encuentra naturalmente en rocas, suelos, plantas y animales (SAG, 2005). Las concentraciones de Co en las muestras de sedimento no superan las 53 ppm, encontrándose bajo la concentración para la cual se reportan en Vanselow (1966) pequeños efectos en las plantas (100 ppm). Además, los suelos con alto contenido de óxidos de manganeso adsorben y son capaces de fijar tres cuartas partes del Co total, inhibiendo la absorción de este elemento por las plantas (McKenzie, 1975).

El V se encuentra enriquecido con respecto a las concentraciones de la corteza, en particular en la muestra B17 se encuentra 98% sobre la concentración promedio de la corteza continental superior. El V sugiere que los sedimentos que lo contienen se han acumulado en condiciones anóxicas (Breit y Wanty; Calvert y Pedersen, 1993) y en los que es importante el contenido de sulfuros generados por actividad orgánica. Así en ambientes

desprovistos de oxígeno y en condiciones sulfurosas el V precipita en forma de óxidos e hidróxidos (Tribouillard *et al.*, 2004). La falta de correlación entre V y FeO en las muestras analizadas (Figura 4.20) permite sugerir que este último se encuentra concentrado preferentemente con la materia orgánica. Es factible entonces que el V haya sido aportado por la circulación de aguas oceánicas más que por contribuciones terrígenas (Breit y Wanty, 1991).

Pese a que en los índices de contaminación calculados indican un enriquecimiento de bajo a moderado para Hg, este no supera las 0,13 ppm y se encuentra bajo la concentración en que los suelos son considerados contaminados (0,5 ppm) según SAG (2005). Este elemento no es esencial para las plantas ni nutrición de los animales, la adsorción desde los suelos a las plantas es baja, de esta manera altas concentraciones de Hg en el suelo producen solo aumentos moderados en los niveles del metal en las hojas por adsorción desde el suelo, generalmente no son fitotóxicos (no producen daños a las plantas) excepto a concentraciones muy altas y causa riesgos mínimos para la cadena alimentaria (Chaney, 1980).

Se agruparon los metales según su adsorción en el suelo, fitotoxicidad y riesgo para la cadena alimentaria como se muestra en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2: Grupos de metales pesados y metaloides según adsorción, fototoxicidad y riesgo para la cadena alimentaria (Chaney, 1980).

Grupo	Metal	Adsorción en el suelo	Fitotoxicidad	Riesgo para la cadena alimentaria
1	Ag, Cr, Sn, Ti, Y, Zr	Baja solubilidad y fuerte retención en el suelo.	Baja.	Bajo riesgo, son tomados en menor grado por las plantas.
2	As, Hg y Pb	Adsorbidos fuertemente por los coloides del suelo.	Las plantas pueden adsorberlos, generalmente no son fitotóxicos excepto a concentraciones muy altas.	Causa mínimos riesgos para la cadena alimentaria humana.
3	B, Cu, Mn, Mo, Ni y Zn	Presenta menos adsorción al suelo comparado con los grupos 1 y 2.	Fácilmente tomados por las plantas, son fitotóxicos a concentraciones que causan muy bajo riesgo en la salud humana.	Conceptualmente la barrera “suelo-planta” protege a la cadena alimentaria de estos elementos.
4	Cd, Co y Se	Menor grado de adsorción al suelo en relación a los otros metales.	Causan riesgo en la salud humana y animal a concentraciones que generalmente no son fitotóxicas.	Existe una bioacumulación a través de la cadena alimentaria suelo-planta-animal.

Adicionalmente, Holanda elaboró estándares para estimar el grado de contaminación de suelo publicado en la Ley Holandesa Provisional para el Saneamiento de Suelos (Brion y Rosso, 1998 en SAG, 2015), para estos límites, el único valor que sobrepasa el valor de intervención es la muestra de la desembocadura del río Budi (B17). Sin embargo, estos valores se encuentran sesgados por la cantidad de materia orgánica (%) seleccionada para calcular estos límites, las concentraciones de elementos que dependen de esta variable son As, Cu, Hg, Pb y Zn, ya que el resto de los metales pesados solo dependen del porcentaje de fricción fina contenido en la muestra. Si estas muestras tuviesen un mayor contenido de materia orgánica los límites serían más permisivos, aumentando en 4, 6, 0,17, 1 y 15 ppm para As, Cu, Hg, Pb y Zn respectivamente si el contenido de materia orgánica aumenta en 10% y más restrictivos si el contenido de materia orgánica es menor, disminuyendo en 2, 3, 0,5, 0,085 y 7,5 ppm para As, Cu, Hg, Pb y Zn respectivamente si la cantidad de materia orgánica disminuye un 5%. Es probable que las muestras que se encuentran más estancadas, como el lago, presenten una mayor cantidad de materia orgánica, mientras que la muestra de la desembocadura del río Budi (arena) tenga una menor cantidad de materia orgánica.

Es importante destacar que la concentración total de elementos pesados en los sedimentos no necesariamente refleja las concentraciones biodisponibles (disponibles para la absorción de las plantas). La biodisponibilidad depende de la movilidad y solubilidad de los elementos en la solución de suelo y de propiedades del suelo como, pH, contenido de materia orgánica, contenido de arcillas, potencial redox, cationes y aniones en solución y óxidos de Fe, Mn y Al (SAG, 2005).

6 Conclusiones y recomendaciones

El objetivo del este trabajo consistió en describir y analizar la geomorfología de la cuenca hídrica del lago Budi junto con caracterizar física y geoquímicamente los sedimentos activos de los esteros principales que desembocan en el lago y los sedimentos de fondo de lago, determinando posibles procesos de origen y de modificación. Para esto se realizó una recopilación de antecedentes y se definieron unidades geomorfológicas, las que fueron afinadas en el trabajo de campo. Se muestrearon distintos tipos de sedimentos para ser analizados y procesados con el fin de determinar posibles anomalías geoquímicas.

Con respecto a la geomorfología, en la cuenca se distinguen un cordón montañoso, niveles aterrazados con lomajes, humedales, una llanura fluvio-marina, campos dunarios y acantilados como las unidades geomorfológicas principales. Los cordones montañosos de la parte más alta de la cuenca corresponden a rocas metamórficas, las que producto de las abundantes precipitaciones de la zona pueden ser erosionadas, los sedimentos producidos pueden ser arrastrados hacia los principales cursos de agua generando un enriquecimiento en algunos metales como cobalto, cobre, hierro y manganeso.

Las muestras recolectadas presentan un predominio de la fracción fina ($< 0,063$ mm). En la actualidad Chile no posee una normativa especial para suelos. Pese a lo anterior, la concentración de metales pesados en la cuenca no excede los estándares holandeses sugeridos por el Servicio Agrícola y Ganadero para evaluar la contaminación en suelos. Es importante destacar que estos valores se calcularon usando el contenido de materia orgánica de una muestra estándar (10%) según la Ley Holandesa Provisional para el Saneamiento de Suelo, por lo que es necesario realizar análisis de materia orgánica en las muestras para establecer de mejor manera los límites de contenidos de metales en los suelos y sedimentos.

Los elementos Mn, Fe, Ag, As, Co, Cu, Hg, V y Zn presentan concentraciones por sobre el background de la corteza de acuerdo a referencias globales. Además, los elementos Mn, Ag, Co, Hg y Zn presentan enriquecimientos de acuerdo con referencias locales. Sin embargo, no fue posible de detectar las fuentes de posible enriquecimiento natural ni antrópico en los elementos mayoritarios y elementos trazas.

Aun cuando las concentraciones de estos elementos se encuentran por sobre el background geoquímico global y local, esto no necesariamente refleja las concentraciones biodisponibles. La biodisponibilidad depende de la movilidad y solubilidad de los elementos en la solución y de propiedades del suelo como, pH, contenido de materia orgánica, contenido de arcillas, potencial redox, cationes y aniones en solución y óxidos de Fe, Mn y Al, por lo que estudiar otras propiedades de los sedimentos podría favorecer el entendimiento de la biodisponibilidad de elementos perjudiciales el sistema suelo-planta-animal.

7 Bibliografía

Ahumada, R. (1998). Metales traza (Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) en los sedimentos del Seno Aysén: Línea base y alteraciones ambientales, *Ciencia y Tecnología Del Mar*. 75–88.

Antimán, M., y Martínez, C. (2005). Grado de antropización, evaluación y modelación matemática del nivel trófico del lago Budi como base para determinar su comportamiento ambiental. Tesis para optar al grado de Licenciado en Recursos Naturales y Licenciado en Ciencias. Universidad Católica de Temuco.

Bañados, M. y Ibáñez, F. (2005). Toxicidad por manganeso en arándanos. *Revista Agronomía y Forestal UC*. N°26, pp. 8-13.

Barrera-Escorcía, G., Fernández-Rendón, C., Wong-Chang, I., y Ramírez, P. (2013). La sensibilidad del grupo coliforme como indicador de la presencia de enterobacterias patógenas en cuatro cuerpos acuáticos de México. *Hidrobiológica*, 23(1), 87-96. Recuperado de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972013000100009&lng=es&tlng=es.

Baytelman Rojas, C. (2017). Estudio de la Cordillera de la Costa entre los 33°S y 34°S utilizando tomografía sísmica: Implicancias tectónicas. Disponible en <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/148567>.

Becerra-Tapia, N. y A.V. Botello. (1995). Bacterias coliformes totales, fecales y patógenas en el sistema lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Hidrobiológica* 5(1-2): 87-94.

Botello, A., Rendón von Osten, J., Gold-Bouchot, G. y Agraz-Hernández, C. (2005). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3616.4962>.

Breit, G.N.; Wanty, R.B. (1991). Vanadium accumulation in carbonaceous rocks: a review of geochemical controls during deposition and diagenesis. *Chemical Geology* 91: 83-97.

Brus, D., Lamé, F., y Nieuwenhuis, R. (2009). National baseline survey of soil quality in the Netherlands. *Environmental Pollution*, 157(7), 2043–2052. doi:10.1016/j.envpol.2009.02.028.

Calvert, S. y Pedersen, T. (1993). Geochemistry of recent oxic and anoxic marine sediments: implications for the geological record. *Marine Geology* 113: 67-88.

Carbonero, P. (1984). Química del suelo y los fertilizantes. Universidad Politécnica de Madrid, Cátedra XVI, Bioquímica y Química Agrícola, Madrid. ISBN 84-7401-007-1.

Cares, M. (2013). Re Mogen Waj Mapu New: Por una vida pura en la Tierra. Memoria Proyecto de Título, Arquitectura. Universidad de Chile.

Chapman, D. (1992). Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota. Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition. <https://doi.org/10.4324/9780203476710>.

Charrier, R., Pinto, L., y Rodríguez, M. P. (2007). Tectonostratigraphic evolution of the Andean Orogen in Chile. En The Geology of Chile pp. 21-114. Geological Society Special Publication.

Cisternas, M., Atwater, B.F., Torrejón, F., Sawai, Y., Machuca, G., Lagos, M., Eipert, A., Youlton, C., Salgado, I., Kamataki, T., Shishikura, M., Rajendran, C.P., Malik, J.M., Rizal, Y. y Husni, M. (2005). Predecessors of the giant 1960 Chile earthquake. Nature 437, pp. 404-407. <https://doi.org/10.1038/nature03943>.

Connell, D. (2005). Basic Concepts of Environmental Chemistry. Basic Concepts of Environmental Chemistry (second). Boca Raton: Taylor & Francis Group / CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b12378>.

DGA (2004). Diagnóstico y Clasificación de los Cursos y Cuerpos de Agua según objetivos de Calidad: Cuenca del río Imperial. Recuperado de: <https://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/20.500.13082/32997>.

EPA (1997). Determination of inorganic anion in drinking water by ion. Revisión 1. Cromatografía iónica EPA 300,1.

Fuenzalida, H. (1965). Biogeografía, Geografía Económica de Chile, CORFO. Santiago, Chile. Editorial Universitaria S.A.

Håkanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. Water Research, 14, 975–1001.

Hansen, A., Zavala, A. y Bravo, I. (1995). Fuentes de contaminación y enriquecimiento de metales en sedimentos de la cuenca Lerma-Chapala. ISSN electrónico: 2007-2422.

Hauenstein, E., González, M., Peña, F., y Muñoz, A. (2002). Clasificación y caracterización florístico - vegetal de los humedales de la costa de Toltén (IX región, Chile). Revista Gayana Botánica 59: 87-100. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432002000200006>.

Huggett, R. (2007). Fundamentals of geomorphology. Second Edition, Routledge Fundamentals of Physical Geography.

Islam, S., Ahmed, K. y Raknuzzaman, M. (2015). Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, 48, 282–291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.016>.

Kangas, P. (2004). Ecological engineering: principles and practice. ISBN 9781566705998.

Kass, D. (1995). Fertilidad de suelos. San José, Costa Rica. EUNED.

Krone, R. (1977). Estuarine Processes: Circulation, Sediments, and Transfer of Material in the Estuary. Effects of physical alterations.

Laboratorio de Modelación Ecológica. (2010). Análisis del impacto económico y social y objetivos de calidad ambiental del lago Budi. Informe Final. Departamento de Ciencias Ecológicas. Universidad de Chile.

Li, R., Tang, X., Guo, W., Lin, L., Zhao, L., Hu, Y. y Liu, M. (2020). Science of the Total Environment Spatiotemporal distribution dynamics of heavy metals in water, sediment, and zoobenthos in mainstream sections of the middle and lower Changjiang River. *Science of the Total Environment*, 714, 136779. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136779>.

Lizano, O., Alfaro, E., y Salazar, A. (2012). Un método para evaluar el enriquecimiento de metales en sedimentos marinos en Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 60 (Supl. 2), 197-211. Recuperado desde: http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442012000600014&lng=en&tlng=es.

Lomnitz, C. (1968). Acerca de una curiosidad geológica chilena: Los orígenes del Lago Budi. –*Bol. de la Univ. de Chile* 82, S. 37-42.

Lomnitz, C. (1969). Sea floor spreading as a factor of tectonic evolution in Southern Chile. *Nature* 222, pp. 366-369. <https://doi.org/10.1038/222366a0>.

López Jiménez, M., Monks, S., Serrano, A., Pulido, G; Gaytan, J., y López, M. (2012). Dinámica de las variables fisicoquímicas del sedimento de la laguna de Tampamacho, Veracruz, México. *Revista Científica UDO Agrícola*. 12(4). 965-972pp.

Mardones, M. (2005). La cordillera de la Costa: Caracterización Físico-Ambiental y Regiones Morfoestructurales. Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile. Santiago de Chile: Editorial Universitaria. p. 39-59.

Martin, J.-M., y Meybeck, M. (1979). Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine Chemistry*, 7(3), 173–206. doi:10.1016/0304-4203(79)90039-2.

McKenzie, R. (1975). The mineralogy and chemistry of soil cobalt. En Trace elements in Soil-Plant-Animal System. Academic press. New York, pp. 83-93.

Ministerio del Medio Ambiente (2016). Diagnóstico del estado y tendencia de la biodiversidad en las regiones de Chile: Región de La Araucanía.

Morales, L. (2019). Influencia del pH, conductividad, contenido de C inorgánico, materia orgánica y de los metales Fe, Mn, Al extraíbles sobre la absorción de fósforo en la fracción limo-arcilla de los sedimentos de las lagunas Unare y Píritu, EDO. Azoátegui. Trabajo de título para optar al Título de Licenciada Química. Universidad Central de Venezuela.

Morgan, J., Higuchi, H., Takahashi, H., y Hertogen, J. (1978). A "chondritic" eucrite parent body: inference from trace elements. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42(1), 27–38. doi:10.1016/0016-7037(78)90213-2.

Müller V. (1969). *Geochemical Index for Pollution Assessment in Aquatic Environment*. Springer, New York, NY, USA.

Muñoz, V. (2007). El basamento metamórfico Paleozoico, Serie Occidental, en la Hoja Queule, IX y X región Chile. Condiciones presión-temperatura del metamorfismo. Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias, Mención Geología. Universidad de Chile.

NCh2952.c2004. Lodos - Requisitos y condiciones para un plan de aplicación en suelos.

Orellana, F. (2016) Petrología de las rocas Máficas y ultramáficas en la Serie Occidental del centro sur de Chile (39° y 40°S). Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias, Mención Geología. Universidad de Chile.

Pachepsky, Y. y Shelton, D. (2011). *Escherichia Coli and Fecal Coliforms in Freshwater and Estuarine Sediments*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 41:12, 1067-1110. <http://dx.doi.org/10.1080/10643380903392718>.

Peña-Cortés, F. Gutiérrez, P., Rebolledo, G., Escalona, M., Hauenstein, E., Bertrán, C., Schlatter, R., Tapia, J. (2006). Determinación del nivel de antropización de humedales como criterio para la planificación ecológica de la cuenca del lago Budi, IX Región de La Araucanía, Chile, *Revista de Geografía Norte Grande*, 36, pp. 75-91.

Peña-Cortés, F., Limpert, C., Andrade, E., Hauenstein, E., Tapia, J., Bertrán, C. y Vargas-Chacoff, L. (2014). Dinámica geomorfológica de la costa de La Araucanía. *Revista de geografía Norte Grande*. (58), 241-260. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022014000200013>.

Plank, T., y Langmuir, C. (1998). The chemical composition of subducting sediment and its consequences for the crust and mantle. *Chemical Geology*, 145(3-4), 325–394. doi:10.1016/s0009-2541(97)00150-2.

Quesille, M. (2022). Geomorfología y geoquímica de las aguas superficiales y subterráneas en la cuenca del lago Budi, Región de La Araucanía. Memoria de Título para optar al grado de Geóloga. Universidad de Chile.

Ramírez, R. y Azcona, M. (2017). Efectos tóxicos del manganeso. *Rev Esp Méd Quir*, 22, 71–76.

Rehak, K. (2008). Pliocene-Pleistocene Landscape Evolution in South-Central Chile [Ph,D, thesis]: Potsdam, Germany, Universität Potsdam: 101 pp.

Rodríguez, C. (2005). Estudio del comportamiento hidrodinámico y aspectos de calidad de aguas del lago Budi. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Universidad de Chile.

Rosas, H. (2005). Contaminación de sedimentos del río Anoia por metales pesados (Barcelona - España). *Investigación & Desarrollo*, No 5. pp. 75-89. ISSN 1814-6333.

Rudnick, R. y Gao, S. (2004). Composition of the continental crust. *Treatise on Geochemistry* Holland, H. y Turekian, K. (Editors). Elsevier, Amsterdam. 3: 1-64.

Rueda, G., Rodríguez, J. y Madriñán, R. (2011). Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas: perspectivas para Colombia. *Acta Agronómica*, 60(3), 203-217. Extraído desde: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-28122011000300001&lng=en&tlng=es.

SAG (2005). Criterio en calidad de suelo agrícola.

SAG (2011). Pauta para estudio de suelos.

Salazar, P. (2017). Tendencias climáticas y sus efectos en el golfo de Ancud por medio de las series de precipitación y temperatura más largas. Memoria para optar al título profesional de Geógrafa. Universidad de Chile.

Salinas, R., & Ministerio de Medio Ambiente. (2016). Diagnóstico del estado y tendencias de la biodiversidad: Región de la Araucanía.

Sánchez, C. (2020). Evaluación de la toxicidad en sedimentos de los canales del Distrito de Riego de La Ramada mediante la utilización de bioensayos. Tesis para obtener el grado de Magister en Ingeniería Ambiental. Universidad de Colombia.

Sandoval, L. (2009). Intrusión salina en el lago Budi. Análisis hidrodinámico y estudio de la corriente de densidad. Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias de la Ingeniería, Mención Recursos y Medio Ambiente Hídrico. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Universidad de Chile.

SERNAGEOMIN (2003). Mapa Geológico de Chile. Versión digital. Publicación geológica digital, No. 4, 2003. Base Geológica escala 1:1.000.000.

Tomlinson, D., Wilson, J., Harris, C. y Jeffrey, D. (1980). Problems in Assessment of Heavy Metals in Estuaries and the Formation of Pollution Index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*. 33. pp. 566-575. <https://doi.org/10.1007/BF02414780>.

Tribovillard, N., Riboulleau, A., Lyons, T. y Baudin, F. (2004). Enhanced trapping of molybdenum by sulfurized marine organic matter of marine origin in Mesozoic limestones and shales. *Chemical Geology* 213: 385-401.

USDA (2015). Soil Quality Indicators. Soil Nitrate.

Uwah, E., Abah, J., Ndahi, N. y OGUGBUAJA, V. (2009). Concentration levels of nitrate and nitrite in soils and some leafy vegetables obtained in Maiduguri, Nigeria. *Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation*.

Wallner, J. (2010). Holozäne Landschaftsentwicklung am Lago Budi, Chile (38,9°S) - Paläolimnologisch/paläoseismische Untersuchungen an Lagunensedimenten- zur Erlangung des akademischen Grades doctor rerum naturalium.

Anexos

Anexo A: Parámetros Geomorfológicos	78
Anexo B: Granulometría obtenida por el laboratorio Bureau Veritas según la Escala Wentworth 1922.....	82
Anexo C: Valores de Referencia en mg/kg, calculados según la norma holandesa de 1994.	83
Anexo D: Valores de Intervención en mg/kg, calculados según la norma holandesa de 1994.	84
Anexo E: Directivas para clasificación de suelos contaminados (Kelley, 2002 en SAG, 2015)	85

Anexo A: Parámetros Geomorfológicos

A.1 Parámetros de forma

Perímetro de la cuenca (km):

Se define como la longitud de la línea que envuelve la cuenca hídrica, a lo largo de la divisoria de aguas.

Longitud axial (km):

Longitud de la línea recta que une la desembocadura y el punto más lejano y que corresponde al eje de la cuenca.

Longitud del curso principal (km):

Corresponde a la longitud de la recta que va desde el punto más distante de la cuenca hasta la desembocadura.

Longitud total del drenaje (km):

Suma de todas las longitudes de los cursos de agua que son drenados por la cuenca.

Área (km²):

Superficie delimitada por la divisoria de aguas.

Ancho promedio (km):

Relación entre la superficie de la cuenca y su longitud axial.

$$\text{Ancho promedio} = \frac{\text{Superficie de la cuenca (km}^2\text{)}}{\text{Longitud axial (km)}}$$

Factor de forma:

Parámetro adimensional correspondiente a la razón entre el ancho promedio de la cuenca y su longitud axial. Un factor de forma semejante a 1 indica una cuenca redondeada, si el factor de forma la cuenca será alargada y menos propensa a generar crecidas.

$$\text{Factor de forma} = \frac{\text{Ancho promedio (km)}}{\text{Longitud axial (km)}}$$

Coeficiente de compacidad de Gravelius (Kc):

Parámetro adimensional que se calcula como la división entre el perímetro de la cuenca con el perímetro de un círculo teórico de igual área:

$$Kc = \frac{\text{Perímetro de la cuenca (km)}}{2 \pi \cdot \sqrt{\text{Área de la cuenca (km}^2\text{)}}}$$

Kc indica la forma aproximada de la cuenca, según la siguiente tabla:

Valor de K_c	Forma aproximada
$K_c = 1,00$	Cuenca redonda
$K_c = 1,25$	Ovalada redonda
$K_c = 1,50$	Oblonga
$K_c > 1,75$	Rectangular oblonga

En la medida que K_c tienda a 1, mayor será la susceptibilidad de la cuenca a generar crecidas, ya que la distancia entre la divisoria de aguas y el curso principal será similar en toda la cuenca, aumentando la probabilidad de ondas de crecida continua.

A.2 Parámetros de relieve

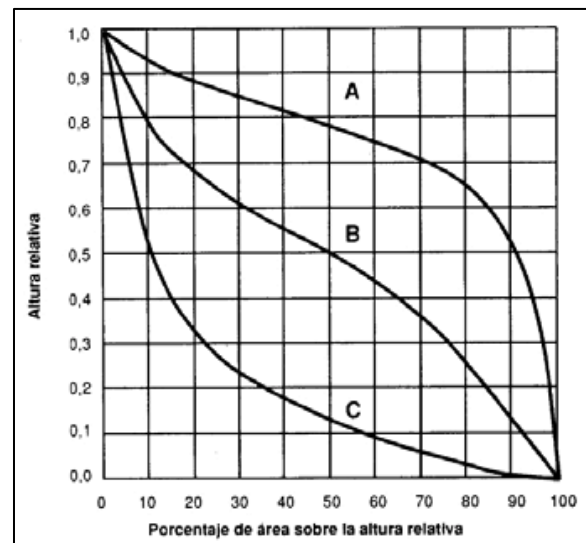
Curva hipsométrica:

Corresponde a un gráfico cuyo eje de las abscisas representa el área relativa y las ordenadas la altura relativa. Su grado de sinuosidad y su pendiente son variables y en determinados casos pueden asociarse a controles tectónicos o litológicos particulares. Gaspari *et al.* (2012) asocia la sinuosidad y concavidad de la curva a procesos evolutivos:

A: Cuenca con gran potencial erosivo

B: Cuenca en equilibrio

C: Cuenca de bajo poder erosivo, predominantemente sedimentaria.



Tipos de curvas hipsométricas. Extraído de Plata *et al.* (2008).

A partir de la curva hipsométrica puede calcularse la integral hipsométrica, la cual indica cuantitativamente el área bajo la curva.

Pendiente media de la cuenca:

Se define a partir de la siguiente ecuación matemática:

$$\text{Pendiente media} = 100 \cdot \frac{H \cdot L}{A}$$

Donde:

H = distancia vertical entre curvas de nivel medidas

L = longitud total de las curvas de nivel

A = Superficie medida en km²

Coefficiente de rugosidad (Ra):

Parámetro adimensional que indica la relación entre el desnivel de la cuenca y su densidad de drenaje.

$$Ra = \frac{\text{Desnivel de la cuenca}}{\text{Densidad de drenaje}}$$

Orientación de ladera:

Dirección con respecto al norte geográfico, en base a la pendiente general de las laderas de la cuenca.

A.3 Parámetros de drenaje**Densidad de drenaje (Dd):**

Relación entre la sumatoria de las longitudes de todos los cauces que drenan la cuenca y la superficie de esta.

$$Dd = \frac{\sum \text{longitud de los cauces de la cuenca}}{\text{Superficie de la cuenca}}$$

En una primera aproximación, sin considerar otros aspectos físicos de la cuenca, a mayor densidad de drenaje menor probabilidad de crecidas existe en una cuenca, esto porque al existir una alta densidad de drenaje el flujo de agua debe recorrer una mayor trayectoria, distanciando las ondas de crecida.

Pendiente media del cauce (J):

Razón entre el desnivel del cauce principal y la longitud de este.

$$J = \frac{\text{desnivel del cauce principal}}{\text{longitud del cauce principal}}$$

Tiempo de concentración (Tc):

Se define como el tiempo que demora el flujo superficial en aportar al caudal de salida de la cuenca. Es decir, corresponde al tiempo que demora el recorrido de una gota de agua entre el punto más alejado hasta la desembocadura.

Es posible determinar el T_c a partir de la siguiente ecuación empírica desarrollada por Kirpich (1960):

$$T_c = \frac{0,0078 \cdot L^{0,77}}{J^{0,385}}$$

Donde:

L = longitud del canal

J = pendiente media del cauce

Anexo B: Granulometría obtenida por el laboratorio Bureau Veritas según la Escala Wentworth 1922.

Malla	Apertura mm	Porcentaje de material retenido (%)															
		B01	B02	B03	B04	B05	B06	B08	B09	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B17	B19
N°10	2	4	15	32	59	6	2	9	20	12	57	12	42	0	12	4	12
N°18	1	5	3	5	1	0	1	5	2	1	3	9	4	0	18	1	1
N°35	0,5	20	2	12	2	0	4	25	8	3	6	6	6	0	10	7	9
N°60	0,25	32	8	21	12	1	31	6	8	6	6	6	7	1	8	65	7
N°120	0,125	14	10	10	13	0	14	3	2	7	8	4	4	0	2	20	5
N°230	0,063	4	2	3	1	1	5	1	1	3	0	3	2	1	1	2	2

Anexo C: Valores de Referencia en mg/kg, calculados según la norma holandesa de 1994.

Muestra	Arcillas/limo (%)	As	Ba	B	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Pb	Sn	Ni	V	Zn
B01	21	29	155	1,1	0,8	100	20	36	0,3	85	19	35	42	140
B02	60	49	405	2,6	1,1	200	20	66	0,5	135	49	85	102	290
B03	17	38,6	275	1,8	1,0	148	20	50	0,4	109	33,4	59	70,8	212
B04	12	47,4	385	2,4	1,1	192	20	64	0,5	131	46,6	81	97,2	278
B05	92	58,2	520	3,2	1,3	246	20	80	0,6	158	62,8	108	129,6	359
B06	43	37	255	1,7	0,9	140	20	48	0,4	105	31	55	66	200
B08	51	43	330	2,1	1,0	170	20	57	0,4	120	40	70	84	245
B09	59	50,6	425	2,7	1,2	208	20	68	0,5	139	51,4	89	106,8	302
B10	68	51	430	2,7	1,2	210	20	69	0,5	140	52	90	108	305
B11	20	49,8	415	2,6	1,1	204	20	67	0,5	137	50,2	87	104,4	296
B12	60	47,8	390	2,5	1,1	194	20	64	0,5	132	47,2	82	98,4	281
B13	35	49,8	415	2,6	1,1	204	20	67	0,5	137	50,2	87	104,4	296
B14	98	58,2	520	3,2	1,3	246	20	80	0,6	158	62,8	108	129,6	359
B15	49	43,4	335	2,1	1,0	172	20	58	0,4	121	40,6	71	85,2	248
B17	1	21	55	0,5	0,6	60	20	24	0,2	65	7	15	18	80
B19	64	49,4	410	2,6	1,1	202	20	67	0,5	136	49,6	86	103,2	293

Anexo D: Valores de Intervención en mg/kg, calculados según la norma holandesa de 1994.

Muestra	Arcillas/limo (%)	As	Ba	B	Cd	Cr	Co	Cu	Sn	Hg	Mo	Pb	Ni	V	Zn
B01	21	55	625	30	12	380	240	190	900	10	200	530	210	250	720
B02	60	34	1633	74	17	760	613	348	2321	26	200	828	334	607	1749
B03	17	34	1109	51	15	562	419	266	1582	18	200	673	269	421	1214
B04	12	34	1552	71	17	730	583	336	2207	25	200	804	324	579	1666
B05	92	34	2097	95	20	935	785	421	2975	33	200	966	390	771	2222
B06	43	34	1028	48	14	532	389	253	1468	16	200	649	259	393	1131
B08	51	34	1331	61	16	646	501	301	1895	21	200	739	296	500	1440
B09	59	34	1714	78	18	790	643	361	2435	27	200	852	343	636	1831
B10	68	34	1734	79	18	798	651	364	2463	27	200	858	346	643	1851
B11	20	34	1673	76	18	775	628	355	2378	26	200	840	338	621	1790
B12	60	34	1573	72	17	737	591	339	2236	25	200	810	326	586	1687
B13	35	34	1673	76	18	775	628	355	2378	26	200	840	338	621	1790
B14	98	34	2097	95	20	935	785	421	2975	33	200	966	390	771	2222
B15	49	34	1351	62	16	654	509	304	1923	21	200	745	299	507	1461
B17	1	33	222	12	10	228	91	127	332	4	200	411	161	107	309
B19	64	34	1653	75	17	768	621	352	2349	26	200	834	336	614	1769

Anexo E: Directivas para clasificación de suelos contaminados (Kelley, 2002 en SAG, 2015)

Parámetro	Concentración en mg/kg				
	Suelos no contaminados	Contaminación ligera	Contaminación media	Contaminación alta	Contaminación muy alta
pH ácido	6-7	5-6	4-5	2-4	<2
pH alcalino	7-8	8-9	9-10	10-12	>12
Arsénico	0-30	30-50	50-100	100-500	>500
Cadmio	0-1	1-3	3-10	10-50	>50
Cromo	0-100	100-200	200-500	500-2500	>2500
Cobre	0-100	100-200	200-500	500-2500	>2500
Plomo	0-500	500-1000	1000-2000	2000-1%	>1%
Manganeso	0-500	500-1000	1000-2000	2000-1%	>1%
Níquel	0-20	20-50	50-200	200-1000	>1000
Zinc	0-250	250-500	500-1000	1000-5000	>5000