

**UNIVERSIDAD DE ATACAMA
FACULTAD DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE GEOLOGÍA**



**IMPLICANCIAS AMBIENTALES DE LA GEOQUÍMICA DE LOS
SEDIMENTOS DEL HUMEDAL URBANO RÍO ELQUI, ALTOVALSOL A
DESEMBOCADURA, REGIÓN DE COQUIMBO, CHILE**

MATÍAS IGNACIO VILLALÓN PAREDES

2022

**UNIVERSIDAD DE ATACAMA
FACULTAD DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE GEOLOGÍA**



**IMPLICANCIAS AMBIENTALES DE LA GEOQUÍMICA DE LOS
SEDIMENTOS DEL HUMEDAL URBANO RÍO ELQUI, ALTOVALSOL A
DESEMBOCADURA, REGIÓN DE COQUIMBO, CHILE**

“Trabajo de titulación presentado en conformidad a los requisitos para obtener el título
de GEÓLOGO”

Profesor guía: Francisco Tapia
Co – guía: Mg. Carolina Vega

MATÍAS IGNACIO VILLALÓN PAREDES

2022



Este trabajo fue desarrollado en el marco del "Proyecto GEF Humedales Costeros: Promoviendo la conservación y el manejo sostenible de los humedales costeros y sus cuencas aportantes, a través de la mejora en la gestión y planificación de los ecosistemas del borde costero de la zona centro – sur de Chile, hotspot de biodiversidad", iniciativa dirigida por el Ministerio de Medio Ambiente (MMA), financiada por Global Environment Facility (GEF), en alianza con ONU Medio Ambiente, que actúa como agencia implementadora y cuyos fondos son gestionados en Chile por la Fundación Sendero de Chile. Especial reconocimiento a Carolina Vega, coordinadora local del Proyecto en la Región de Coquimbo, por el apoyo brindado durante el desarrollo de mi trabajo de titulación.

*A mis padres,
Marcela y Henry*

RESUMEN

Este estudio se llevó a cabo con el fin de investigar la presencia de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) en los sedimentos del humedal urbano del Río Elqui y sus implicaciones ambientales. Para ello, se tomaron 10 muestras de sedimentos superficiales a lo largo del humedal y se analizaron las concentraciones de Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Hg, Ni, Pb y Zn mediante ICP-MS, además de la granulometría y el contenido de materia orgánica en los sedimentos. Las concentraciones de los elementos evaluados disminuyeron en el siguiente orden: Fe > Al > Mn > Cu > Zn > Pb > As > Cr > Ni. Los niveles de contaminación se evaluaron mediante el índice de geoacumulación (Igeo), el factor de enriquecimiento (FE), el índice de polución modificado (IPM), el índice de riesgo ecológico modificado (IRM) y las directrices de calidad de sedimentos (SQGs). El Igeo indicó que los sedimentos se encontraban impolutos en Cr, Mn, Ni y Zn, e impolutos a moderadamente contaminados por As, Cu y Pb. El FE mostró una acumulación moderada a severa de As, Cu, Pb y Zn, acumulación moderada para Mn y Ni, y mínima para Cr. En cuanto al IPM, la mayoría de las estaciones se establecieron en la categoría de contaminación severa. Según el IRM, el humedal urbano del Río Elqui presentó un riesgo ecológico considerable debido a los niveles de As, Pb y Cu en los sedimentos. La evaluación según SQGs indicó una probabilidad moderada a alta de ocurrencia de efectos adversos para el ecosistema debido a los niveles de Cu, una probabilidad moderada a baja en el caso del As y una baja probabilidad de efectos nocivos por parte de Cr, Ni, Pb y Zn. Los análisis de correlación Pearson, PCA y la distribución espacial mostraron que los elementos estaban correlacionados entre sí ($p < 0,05$), lo que indica que podrían tener una misma fuente de origen. También hubo una correlación positiva entre As - Ni - Zn y la fracción más fina de los sedimentos, entre la materia orgánica y As, y entre Fe - Mn y As - Cr - Cu - Ni - Zn, lo cual sugiere que estos elementos son controlados en el medio acuático de diferentes maneras. Dadas las características geogénicas y las actividades desarrolladas en la zona, se deduce un origen mixto (natural y antropogénico), donde la variabilidad espacial es reflejo de la hidrodinámica e influencias de las actividades antropogénicas desarrolladas a lo largo de la cuenca baja del Río Elqui.

ABSTRACT

This study was conducted to investigate the presence of potentially toxic elements (PTEs) in the sediments of the urban wetland of the Elqui River and its environmental implications. For this purpose, 10 surface sediment samples were collected along the wetland, and the concentrations of Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Hg, Ni, Pb, and Zn were analyzed using ICP-MS, along with sediment grain size and organic matter content. The concentrations of the evaluated elements decreased in the following order: Fe > Al > Mn > Cu > Zn > Pb > As > Cr > Ni. Pollution levels of PTEs were assessed using the geoaccumulation index (Igeo), enrichment factor (EF), modified pollution index (MPI), modified ecological risk index (ERI), and sediment quality guidelines (SQGs). Igeo indicated that the sediments were virtually unpolluted for Cr, Mn, Ni, and Zn, and unpolluted to moderately contaminated for As, Cu, and Pb. EF showed moderate to severe accumulation of As, Cu, Pb, and Zn, moderate accumulation for Mn and Ni, and minimal accumulation for Cr. Regarding MPI, most stations were categorized as severely polluted. According to ERI, the urban wetland of the Elqui River presented significant ecological risk due to the levels of As, Pb, and Cu in the sediments. Assessment based on SQGs indicated a moderate to high probability of adverse effects on the ecosystem due to Cu levels, a moderate to low probability in the case of As, and a low probability of harmful effects from Cr, Ni, Pb, and Zn. Pearson correlation analysis, PCA, and spatial distribution showed significant correlations among the elements ($p < 0.05$), suggesting a common source. There was also a positive correlation between As - Ni - Zn and the finest fraction of the sediments, between organic matter and As, and between Fe - Mn and As - Cr - Cu - Ni - Zn, indicating different controls on these elements in the aquatic environment. Given the geogenic characteristics and activities in the area, a mixed origin (natural and anthropogenic) is deduced, where spatial variability reflects hydrodynamics and influences from anthropogenic activities along the lower Elqui River basin.

TABLA DE CONTENIDOS

CAPITULO 1: MARCO INTRODUCTORIO.....	11
1.1. Estado del arte	11
1.2. Área de estudio	16
1.3. Problemática	18
1.4. Hipótesis	22
1.5. Objetivos.....	22
1.5.1. Objetivo general	22
1.5.2. Objetivos específicos	22
CAPITULO 2: ANTECEDENTES GENERALES.....	23
2.1. Ubicación.....	23
2.2. Geomorfología.....	24
2.3. Clima.....	26
2.4. Hidrología.....	27
2.5. Flora.....	28
2.6. Fauna.....	29
2.7. Geología Regional.....	32
2.8. Hidrogeología	36
2.9. Actividades productivas	38
2.10. Geoquímica de los sedimentos fluviales	41
2.12. Geoquímica ambiental de los sedimentos fluviales	42
CAPITULO 3: METODOLOGÍA.....	44
3.1. Etapa de gabinete	44
3.2. Etapa de terreno	46
3.3. Etapa de laboratorio.....	48

3.4. Análisis de la información	49
3.4.1. Factor de enriquecimiento	50
3.4.2. Índice de geoacumulación	52
3.4.2. Índice de polución modificado	53
3.4.3. Índice de potencial riesgo ecológico modificado	54
3.4.4. Directrices de calidad ambiental de sedimentos	55
3.4.4. Análisis estadístico	56
CAPITULO 4: RESULTADOS	58
4.1. Granulometría y materia orgánica de los sedimentos	58
4.2. Geoquímica de los sedimentos	61
4.3. Índices de evaluación ambiental de los sedimentos	63
CAPITULO 5: DISCUSIONES	69
5.1. Identificación de fuentes aportantes	69
5.2. Análisis de la distribución espacial	73
5.3. Evaluación ambiental	76
CAPITULO 6: CONCLUSIONES	79
REFERENCIAS	80

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Ubicación, justificación y condición del cauce superficial de cada estación de muestreo.	44
Tabla 2. Clasificación del tamaño de partículas homologada.	48
Tabla 3. Límites de detección (LD). Información proporcionada por ALS Life Science Division.	49
Tabla 4. Niveles de Clasificación del factor de enriquecimiento (Jahromi et al., 2021).	51
Tabla 5. Concentraciones de la línea base ambiental (LB) de la Hoja La Serena (Fernández, 2018). A modo de comparación, se presentan las concentraciones medias reportadas para la corteza continental superior (CSC) propuestas por Rudnick y Gao (2003) y la razón entre ambas concentraciones (LB/CSC).	51
Tabla 6. Clasificación del Índice de geoacumulación (Müller, 1969).	52
Tabla 7. Clasificación del índice de polución modificado (IPM). Extraído de Brady et al. (2015).	54
Tabla 8. Clasificación del factor de potencial riesgo ecológico (Eri). Extraído de Brady et al. (2015).	55
Tabla 9. Clasificación del índice de potencial riesgo ecológico modificado (IRM). Extraído de Brady et al. (2015).	55
Tabla 10. SQGs de los elementos potencialmente tóxicos en sedimentos de agua dulce (MacDonald et al., 2000). Concentraciones medidas en ppm.	56
Tabla 11. Parámetros del tamaño de grano de los sedimentos analizados.	60
Tabla 12. Concentraciones medias y estadísticos descriptivos de los elementos evaluados. SD = Desviación estándar. CV = Coeficiente de variación.	61
Tabla 13. Matriz de correlación r de Pearson entre los EPTs y las características generales de los sedimentos superficiales del humedal urbano Río Elqui.	70
Tabla 14. Análisis de componentes principales (PCA) de los elementos potencialmente tóxicos.	71
Tabla 15. Concentración media (ppm) de los EPTs reportados en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui.	75

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Tabla periódica que muestra los elementos en términos de su toxicidad. Modificado de Hossain et al. (2021).	13
Figura 2. Fuentes antropogénicas asociadas a elementos potencialmente tóxicos en humedales costeros. Modificado de Li et al. (2022).	14
Figura 3. Migración y transformación de metales pesados (HM) o Elementos potencialmente tóxicos en humedales costeros. Donde, S^{-2} : anión sulfuro; CO^{-3} : anión carbonato; $Fe/Mn (OH)_x$: oxi – hidróxidos de hierro y manganeso; Me (HM): Metal pesado metilado; OM: materia orgánica; Clay: arcillas; red.: estado de reducción; ox.: estado de oxidación; Eh: potencial de oxidación – reducción; Temp.: temperatura. Modificado de Li et al. (2022).	15
Figura 4. Mapa de ubicación y elementos fisiográficos del humedal urbano Río Elqui, Altovalsol a Desembocadura (MMA, 2022).	17
Figura 5. Mapa de ubicación de las presiones ambientales sobre el humedal urbano del Río Elqui. Modificado de Tabilo et al. (2021).	19
Figura 6. Mapa de ubicación de la cuenca del Río Elqui y sus principales afluentes. Modificado de CIREN (2014).	23
Figura 7. Principales unidades morfoestructurales de la cuenca del Río Elqui. Modificado de CIREN (2014).	24
Figura 8. Perfil topográfico de la cuenca del río Elqui en dirección O – E. Extraído de DGA (2004).	25
Figura 9. Esquema unifilar de entradas y salidas de agua en el humedal del Río Elqui (Contreras – López et al, 2022).	28
Figura 10. Mapa geológico de la cuenca del Río Elqui. Extraído de Miralles (2013). ...	35
Figura 11. Mapa hidrogeológico regional de la cuenca del Río Elqui. Extraído del Mapa Hidrogeológico de Chile (DGA, 1986).	37
Figura 12. Uso de suelo agrícola entre Altovalsol y la desembocadura del Río Elqui. Modificado de CONAF (2019).	38
Figura 13. Principales recursos minerales metálicos, Distritos Mineros y Zonas de Alteración Hidrotermal de la cuenca del Río Elqui. Distritos mineros (recuadros): 1.	

Brillador: Cu, Au, (Ag, Fe); 2. Pajonales: Cu, Au, (Fe); 3. Lambert: Cu, Mn, Au, (Ag, Fe, Pb-Zn); 4. San Antonio: Cu, Au, Fe; 5. Santa Gracia: Au, Cu; 6. Las Cañas: Mn, Cu, (Ag); 7. Talcuna: Cu, Ag, Mn, (Au); 8. Arqueros: Ag, Cu, Mn, (Au, Pb-Zn); 9. El Sauce: Au, (Cu, Pb-Zn, Ag); 10. Condoriaco: Ag, Au, Cu, (Pb-Zn); 11. Almirante Latorre: Cu, Au, (Fe, Pb-Zn); 12. La Corina: Au, (Cu, Pb-Zn, Ag); 13. Caserones: Cu, Ag (Au); 14. La Plata: Cu, Ag; 15. C° Porongo: Cu, (Ag, Au); 16. San Luis: Cu, (Ag); 17. Uchumí: Cu, (Ag); 18. El Arrayán: Mn; 19. Andacollo: Au, Cu; 20. El Indio – Tambo: Au, Ag, Cu; 21. Carmen de Río Seco: Au, Ag, (Sb); 22. Nueva Elqui: Ag. Zonas de Alteración Hidrotermal (elipses): 1. Tres Cruces, 2. Pangué, 3. Vicuña, 4. Río Seco, 5. El Tapado, 6. Río Colorado Norte, 7. Río Colorado Sur, 8. La Laguna, 9. El Piden, 10. El Cepo, 11. El Infiernillo, 12. La Coipa, 13. Río Ternero, 14. Vaquitas Heladas, 15. Vacas Heladas, 16. Las Ánimas, 17. Libra-El Indio-Las Hediondas, 18. Las Pudu, 19. El Llano. Extraído de Miralles (2013). 40

Figura 14. Mapa de ubicación de las estaciones de muestreo y su relación con las presiones ambientales sobre el humedal urbano del Río Elqui. Modificado de Tabilo et al. (2021). 45

Figura 15. Mosaico fotográfico de los sitios muestreados: **A)** Sedimentos lacustres, sector Desembocadura (E10), **B)** Sedimentos transicionales ecosistema lótico – lacustre, zona de inundación permanente (E9), **C)** Sedimentos fluviales con evidencias de escorrentía reciente, cauce principal del Río Elqui, zona de extracción de áridos (E4), **D)** Sedimentos fluviales activos, cauce principal del Río Elqui, sector Altovalsol (E10). ... 47

Figura 16. A) Triángulo de clasificación textural de los sedimentos según Folk & Ward (1957) Nomenclatura; G: Grava, mG: Grava fangosa, msG: Grava fangosa arenosa, sG: Grava arenosa, gM: Fango con grava, gmS: Arena fangosa con grava, gS: Arena con grava, (g)M: Fango con gravas ligeras, (g)mS: Arena fangosa con gravas ligeras, (g)S: Arena con gravas ligeras, sM: Fango arenoso y mS: Arena Fangosa. **B)** Distribución del tamaño de grano de los sedimentos superficiales del humedal urbano Río Elqui. 59

Figura 17. Distribución de la cantidad de materia orgánica en los sedimentos superficiales del humedal urbano Río Elqui. 60

Figura 18. Diagrama de caja y distribución espacial de la concentración de los elementos analizados en los sedimentos superficiales del humedal urbano Río Elqui. ... 62

Figura 19. Diagrama de caja del factor de enriquecimiento (FE) de los elementos analizados en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui.	63
Figura 20. Diagrama de caja del índice de geoacumulación (Igeo) de los EPTs analizados en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui.	64
Figura 21. Índice de polución modificado (IPM) de cada estación de muestreo del humedal urbano Río Elqui.	66
Figura 22. Mapa del índice de polución modificado (IPM) a lo largo del cauce del humedal urbano Río Elqui.	66
Figura 23. A) Diagrama de caja del factor de potencial riesgo ecológico (Er) en los sedimentos superficiales del humedal urbano Río Elqui. B) Distribución espacial porcentual del Er de cada EPT en función del valor total del IPM.	67
Figura 24. Índice de potencial riesgo ecológico modificado (IRM) en cada estación de muestreo del humedal urbano Río Elqui.	68
Figura 25. Mapa del índice de potencial riesgo ecológico modificado (IRM) a lo largo del cauce del humedal urbano Río Elqui.	68
Figura 26. Distribución espacial y temporal de la concentración de EPTs en los sedimentos en el humedal urbano Río Elqui. Datos extraídos de Tabilo et al. (2022). ...	75
Figura 27. Relación entre la concentración de EPTs reportadas en este estudio y SQGs, valores > 1 indican concentraciones sobre el estándar SQG.	77

CAPITULO 1: MARCO INTRODUCTORIO

1.1. Estado del arte

Las zonas costeras, que representan tan solo el 10% de la superficie terrestre, albergan al 54% de la población mundial (Li et al., 2016). El aumento de la urbanización y los cambios demográficos a nivel global en las últimas décadas han provocado un crecimiento en el uso y desarrollo de estas áreas, lo cual ha tenido un impacto significativo en el entorno (Neumann et al., 2015). Además, estas zonas están estrechamente relacionadas con una amplia variedad de ecosistemas, entre los cuales se destacan los humedales costeros. Estos humedales proporcionan múltiples contribuciones basadas en la naturaleza que contribuyen positivamente al bienestar humano, tales como la regulación climática e hidrológica, el turismo y la disponibilidad de recursos naturales, entre otros.

Tal como lo define la Convención sobre Humedales (Ramsar, 1971), los humedales costeros son zonas de transición ecológica de gran valor donde convergen los ambientes terrestres y marinos; éstos se desarrollan en contextos fisiográficos, hidro(geo)lógicos y climáticos muy disímiles y a su vez proporcionan importantes contribuciones, tales como generadores de nutrientes para la zona costera, estabilizan el clima (temperatura y humedad), actúan como sumideros de carbono y contaminantes, y protegen los asentamientos humanos contra inundaciones, marejadas y/o tsunamis, entre otros. Los humedales costeros están catalogados como sistemas biológicamente diversos y altamente productivos, ya que en estos habita una gran variedad de especies, incluidas plantas hidrófitas y halófitas junto con especies leñosas y herbáceas, las cuales proporcionan hábitats estructurales para bacterias epífitas, algas bentónicas y macroinvertebrados; éstos últimos suministran un subsidio energético fundamental a lo largo de la trama alimenticia para vertebrados como anfibios, peces y aves acuáticas (Strayer & Findlay, 2010). Además, son sistemas altamente complejos debido a sus características hidrodinámicas. Su capacidad de carga ambiental depende de las interacciones entre los regímenes hidrológicos, las tasas de sedimentación, la producción de biomasa, la generación de nutrientes y los procesos impulsados por la escorrentía, la salinización y el aumento del nivel del mar. Estos ecosistemas experimentan cambios

estacionales que influyen en el tiempo de residencia del agua, las áreas propensas a inundaciones, el pH, la salinidad y la temperatura (Novoa et al., 2020). Sin embargo, debido a sus particularidades ecológicas, los humedales costeros presentan diferentes niveles de vulnerabilidad, resiliencia y capacidad de respuesta frente a las amenazas. Los cambios en el uso del suelo, especialmente la fragmentación, la reducción del área y la degradación asociada al crecimiento urbano, han tenido un impacto significativo en estos ecosistemas. Estos cambios son considerados como el factor antropogénico principal responsable de la pérdida de más del 67% de los humedales costeros a nivel mundial. Además, el crecimiento urbano ha alterado la estructura de los hábitats, la calidad del agua y los sedimentos, entre otros efectos (Novoa et al., 2020; Davidson, 2014).

En Chile, con una extensión costera de casi 6500 km, la distribución de los humedales costeros disminuye de sur a norte debido a la influencia de la variación climática, la geografía y la interacción de las corrientes marinas. Estos humedales emergen dispersos a lo largo de la zona costera, formando un corredor ecológico de gran importancia que destaca por su biodiversidad, productividad y endemismo. Son refugios esenciales para numerosas especies de aves migratorias que siguen las rutas migratorias "Pacífico - Oeste", "Central" y "Patagonia", lo que resalta la importancia de su conectividad (Tabilo et al., 2016). Estos valiosos humedales costeros se enfrentan a una variedad de amenazas, tanto de origen natural como antropogénico, que tienen un impacto significativo en su biodiversidad y configuración geomorfológica (Peña et al., 2019). En el norte de Chile, estos humedales costeros se encuentran en una situación crítica en términos de vulnerabilidad, resiliencia y sostenibilidad, agravada por los cambios globales actuales (Thorne et al., 2018). Por lo tanto, es crucial comprender a fondo estos ecosistemas para desarrollar e implementar estrategias adecuadas que aseguren la conservación y preservación de estos valiosos sistemas de alto valor ecológico (Barragán et al., 2005; Navarro et al., 2021).

Particularmente, la contaminación de estos ecosistemas por elementos traza (ET), metales pesados (HMs), o también conocidos en las ciencias ambientales como elementos potencialmente tóxicos (EPTs) ha tomado una gran preocupación en las dos

últimas décadas (Li et al., 2022). Si bien algunos elementos como el cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), cobalto (Co), manganeso (Mn) y zinc (Zn) desempeñan un papel esencial y fundamental en los organismos vivos, pueden volverse perjudiciales cuando sus concentraciones superan ciertos límites. Por otro lado, elementos como el arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb) y mercurio (Hg) son altamente tóxicos, incluso en cantidades mínimas (Hossain et al., 2021) (Figura 1). Es relevante destacar que los EPTs presentan una persistencia a lo largo del tiempo y son difíciles de degradar. Como consecuencia, pueden ocasionar daños directos o indirectos tanto a la salud humana como a la estabilidad del ecosistema a través de las tramas alimentarias (Yan et al., 2020).

																							He
H																	B	C	N	O	F	Ne	
Li	Be															Al	Si	P	S	Cl	Ar		
Na	Mg																	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr						
B	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe						
Cs	Ba	57-71	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn						
Fr	Ra	89-103	Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	Ds	Rg	Cn	Nh	Fl	Mc	Lv	Ts	Og						

Figura 1. Tabla periódica que muestra los elementos en términos de su toxicidad. Modificado de Hossain et al. (2021).

Tanto los procesos naturales como las actividades antropogénicas contribuyen en la entrada de EPTs a los ecosistemas acuáticos. Los procesos naturales como la meteorización y erosión de las rocas liberan elementos que entran en el agua por diversos medios de transporte. Sin embargo, la principal fuente de EPTs son las actividades antropogénicas. Por ejemplo, se ha demostrado que el desarrollo urbano e industrial, las actividades agrícolas y la descarga de desechos son fuentes importantes de EPTs (Effendi et al., 2016; Khodami et al., 2017; Li et al., 2022) (Figura 2).

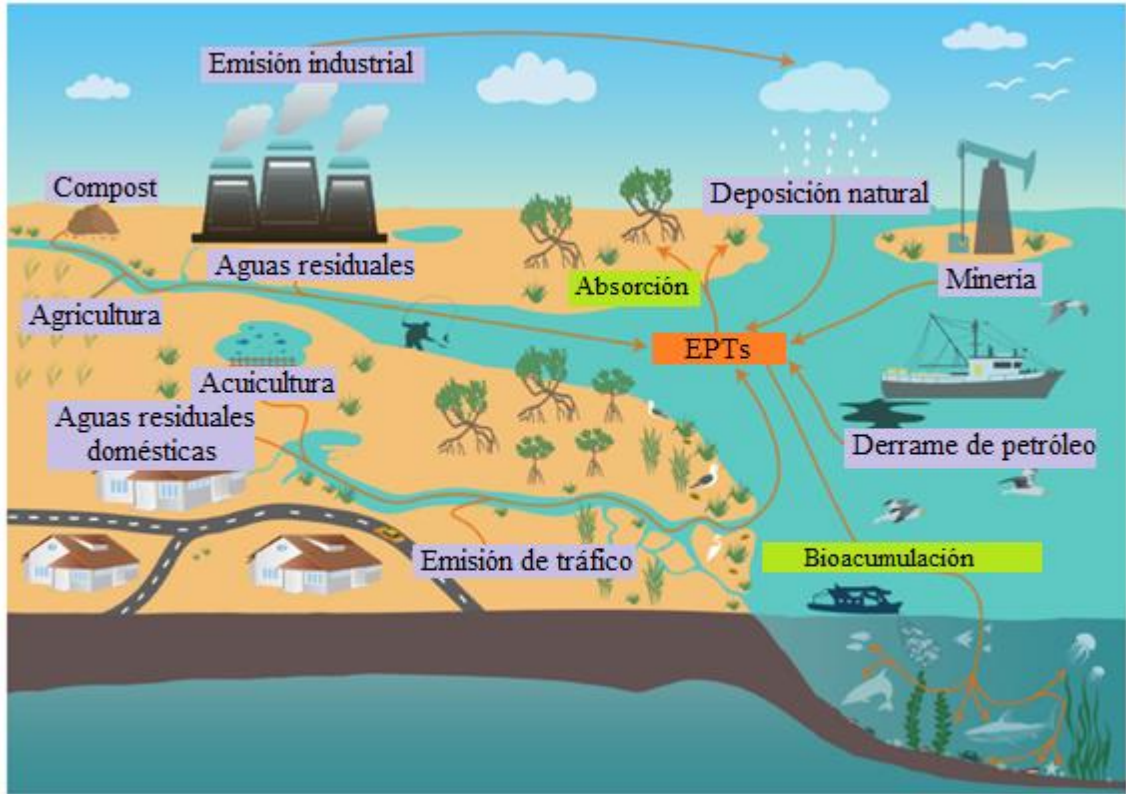


Figura 2. Fuentes antropogénicas asociadas a elementos potencialmente tóxicos en humedales costeros. Modificado de Li et al. (2022).

Una vez liberados en los ambientes acuáticos, los EPTs se concentran en los sedimentos a través de la adsorción y la precipitación, y se transportan y enriquecen en la trama alimentaria a través de la absorción biológica. Al mismo tiempo, la dinámica de los procesos biogeoquímicos puede permitir que los EPTs acumulados se reciclen nuevamente en la columna de agua, lo que puede convertir a los sedimentos en una fuente de contaminación interna o secundaria (Morse & Richard, 2004; Morgan et al., 2012; Hill et al., 2013; Shi et al., 2019). Uno de los factores más importantes que regulan la disponibilidad de EPTs en los humedales costeros es la hidrodinámica, la cual gobierna el transporte de sedimentos, aunque bien las propiedades fisicoquímicas de la columna de agua y sedimentos, así como el tamaño de grano del sedimento, oxígeno – hidróxidos de hierro (Fe) y manganeso (Mn), sulfuros y el contenido de materia orgánica desempeñan un papel importante en la capacidad de absorción/desorción de los sedimentos y su patrón de redistribución en los ecosistemas (Khodami et al., 2017; Ding et al., 2018; Islam et al., 2018; Talukder, et al 2021) (Figura 3).

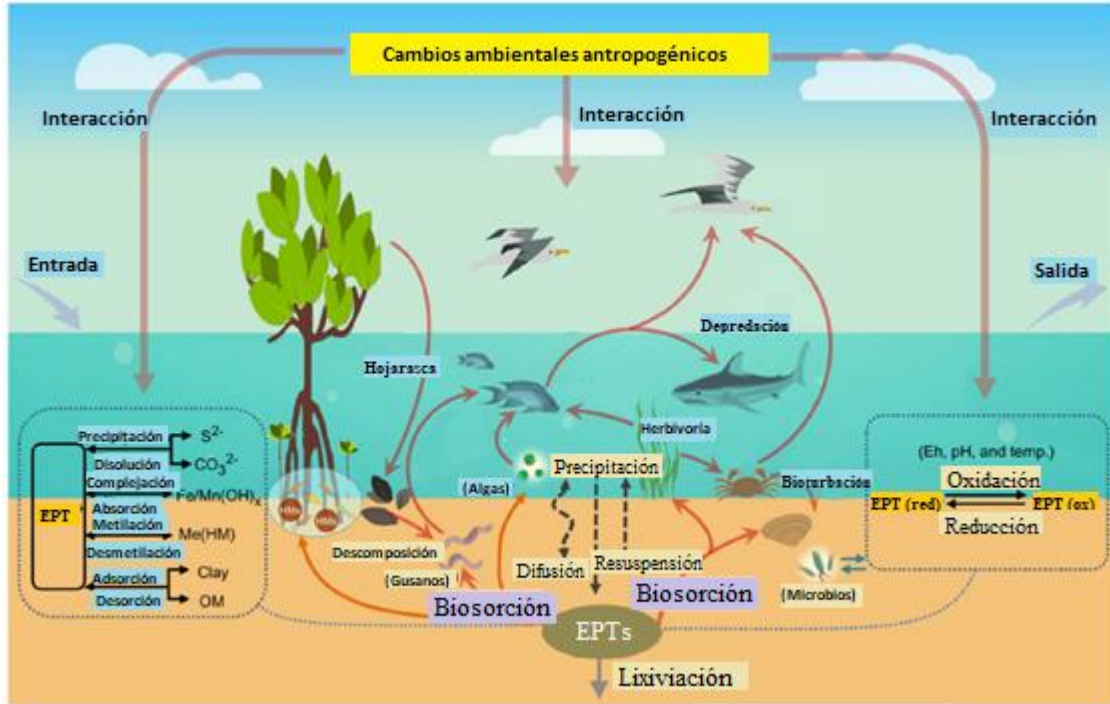


Figura 3. Migración y transformación de metales pesados (HM) o Elementos potencialmente tóxicos en humedales costeros. Donde, S^{2-} : anión sulfuro; CO_3^{2-} : anión carbonato; $Fe/Mn(OH)_x$: oxi – hidróxidos de hierro y manganeso; Me(HM): Metalpesado metilado; OM: materia orgánica; Clay: arcillas; red.: estado de reducción; ox.: estado de oxidación; Eh: potencial de oxidación – reducción; Temp.: temperatura. Modificado de Li et al. (2022).

A razón de que los sedimentos actúan como sumideros y posibles fuentes secundarias de EPTs, el análisis del contenido de estos en los sedimentos se utiliza a menudo como un indicador de referencia importante para juzgar la calidad ambiental de los humedales. En las últimas décadas, se han desarrollado diversos índices y herramientas, tales como el factor de enriquecimiento (FE), el índice de geoacumulación (Igeo), el índice de polución (PLI), el índice de riesgo ecológico (IR) y las directrices de calidad ambiental en sedimentos (SQGs), además de análisis multivariantes y de componentes principales (PCA), para evaluar el grado de contaminación por EPTs en los sedimentos y el riesgo ecológico asociado, así como la identificación de sus fuentes aportantes (Brady et al., 2015; Li et al., 2022; Çavuş et al., 2023; Chai & Guo, 2023). Estas herramientas y técnicas permiten una evaluación integral de la presencia de EPTs en los sedimentos, proporcionando información valiosa para la gestión y protección de los humedales.

1.2. Área de estudio










El “Humedal Urbano Río Elqui, Altovalsol a Desembocadura” fue declarado el 5 de agosto de 2022 a través de la Resolución Exenta N°833 del Ministerio de Medio Ambiente con las facultades que otorga la Ley N°21.202, denominada Ley de Humedales Urbanos (MMA,2022). El humedal urbano Río Elqui corresponde a un subsistema límnic integrado a la cuenca hidrográfica del Elqui, localizado en una zona semiárida ubicada aproximadamente 3 Km al Norte del casco fundacional de La Serena (29°53’S, 71°16’O). El humedal se encuentra inserto parcialmente en el límite urbano de la comuna de La Serena según el plan regulador comunal vigente, cuyos límites ecológicos cubren una superficie total de 492,8 hectáreas, los cuales considera en su conjunto vegetación ripariana y palustre, vegas, laguna costera, cursos de agua permanentes y zonas de inundación temporales (Figuroa et al., 2021; MMA, 2022). (Figura 4).

Este humedal es reconocido como un ecosistema de alto endemismo y diversidad de especies, así como también relevante en términos culturales, sociales y turísticos, ya que provee múltiples servicios ecosistémicos relacionados al desarrollo de actividades de educación ambiental y recreación de la comunidad, así como de prácticas ancestrales del pueblo Diaguita (MMA, 2022).

Para efectos de este estudio, el área de interés se situó específicamente a lo largo de los límites definidos en su proceso de reconocimiento como humedal urbano, abarcando una extensión de ~18 km, desde el poblado de Altovalsol hasta su desembocadura en el tramo final de la laguna costera.



LEYENDA

-  Área de estudio
-  Cuenca del Río Elqui
-  Región de Coquimbo
-  Ruta 5 norte
-  Fisiografía del humedal del Río Elqui
-  Laguna costera
-  Curso de agua permanente
-  Zona de inundación temporal
-  Vegetación ribereña

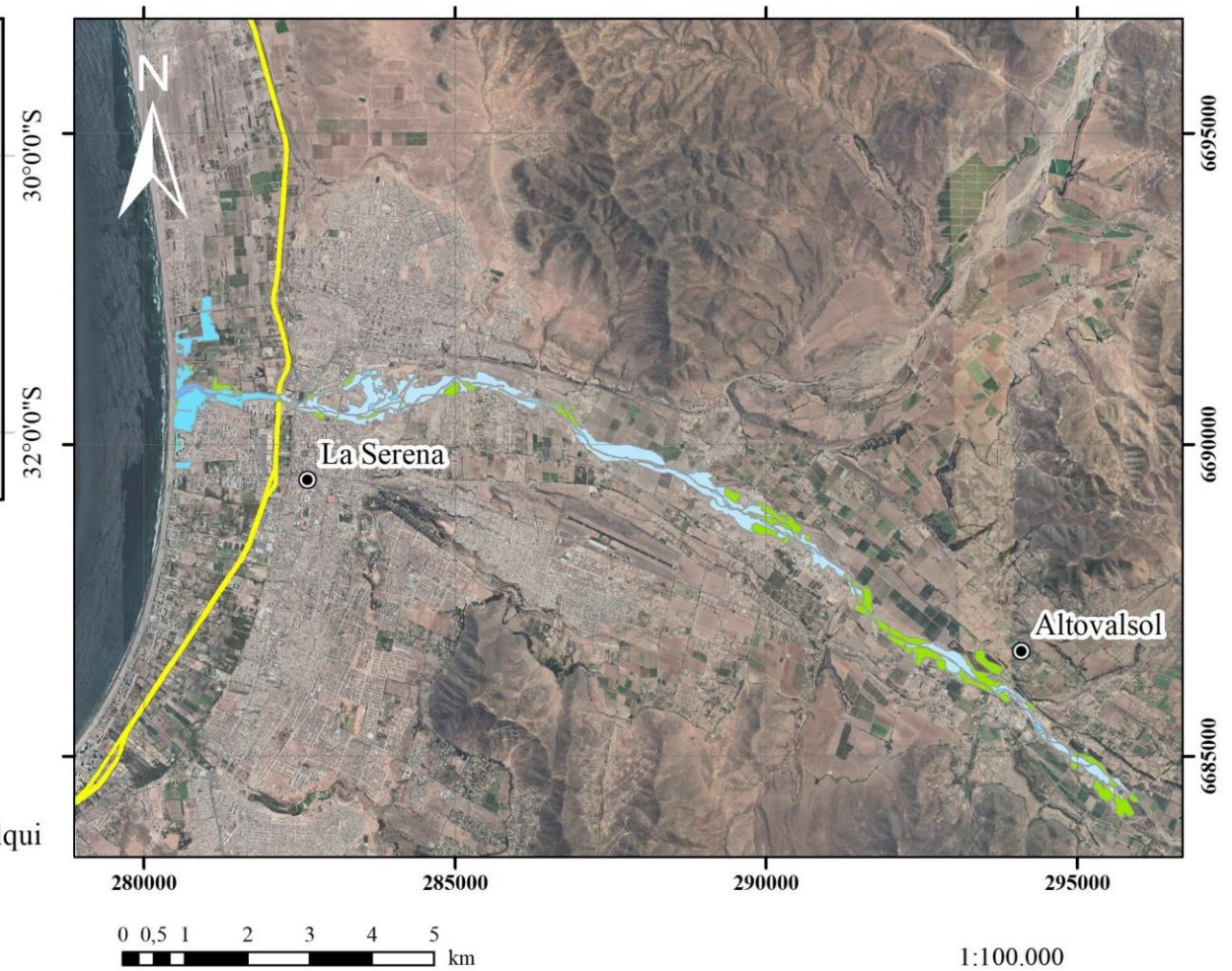


Figura 4. Mapa de ubicación y elementos fisiográficos del humedal urbano Río Elqui, Altovalsol a Desembocadura (MMA, 2022).

1.3. Problemática

Pizarro et al. (2010) revela que los ríos ubicados en el Centro – Norte de Chile están expuestos a la contaminación por EPTs provenientes de diversas fuentes. Esta contaminación se debe tanto a factores naturales, debido a las características geológicas particulares de la zona, como a las actividades humanas, donde la industria minera y agrícola desempeñan un papel significativo como fuentes de emisión de EPTs. La magnitud de la contaminación en estos ríos es comparable a la observada en otros ríos contaminados a nivel mundial, como el Río Tinto en España, el Río Rhin en Alemania, el Río Changjiang en China y el Río Nakkavagu en India. Sin embargo, el impacto de esta contaminación puede ser potencialmente mayor en comparación con otros países debido a la aridez de la zona.

Particularmente, la cuenca del Río Elqui exhibe los niveles más altos de contaminación en comparación a los ríos de la región Centro – Norte de Chile, con las concentraciones históricas promedio más elevadas de arsénico (As) y cobre (Cu) (Pizarro et al., 2010). Esto se suma a que la cuenca presenta una elevada presión antrópica, dada por factores tales como: la desnaturalización de los cauces producto de la extracción de áridos, cambios en el uso de suelo derivado de la expansión agrícola y urbana, contaminación difusa por la actividad agrícola, basurales, descargas de aguas servidas, pasivos ambientales mineros, sobreexplotación de los recursos hídricos y la presencia de especies exóticas invasoras (Tabilo et al., 2021). En este sentido, presta particular atención el depósito de relaves inactivo de la planta concentradora de cobre Pajonales, el cual se encuentra ubicado a escasos 100 metros de los límites definidos para el humedal urbano en la localidad de Altovalsol. Las concentraciones de cobre en cubeta, muro y sedimentos de cubierta del depósito son de 4166, 3251 y 1497 g/t respectivamente, según el informe del SERNAGEOMIN en 2023, lo cual lo convierte en una fuente puntual de contaminación. Además, es relevante mencionar las descargas recurrentes de residuos domiciliarios (aguas negras) hacia la laguna, las cuales son canalizadas a través del aliviadero de tormentas de la empresa sanitaria Aguas del Valle, posicionándolo como una segunda fuente puntual de contaminación. De modo que la

situación de impacto ambiental del humedal urbano Río Elqui resulta ser variada en diversidad, intensidad y origen de sus factores (Figura 5).

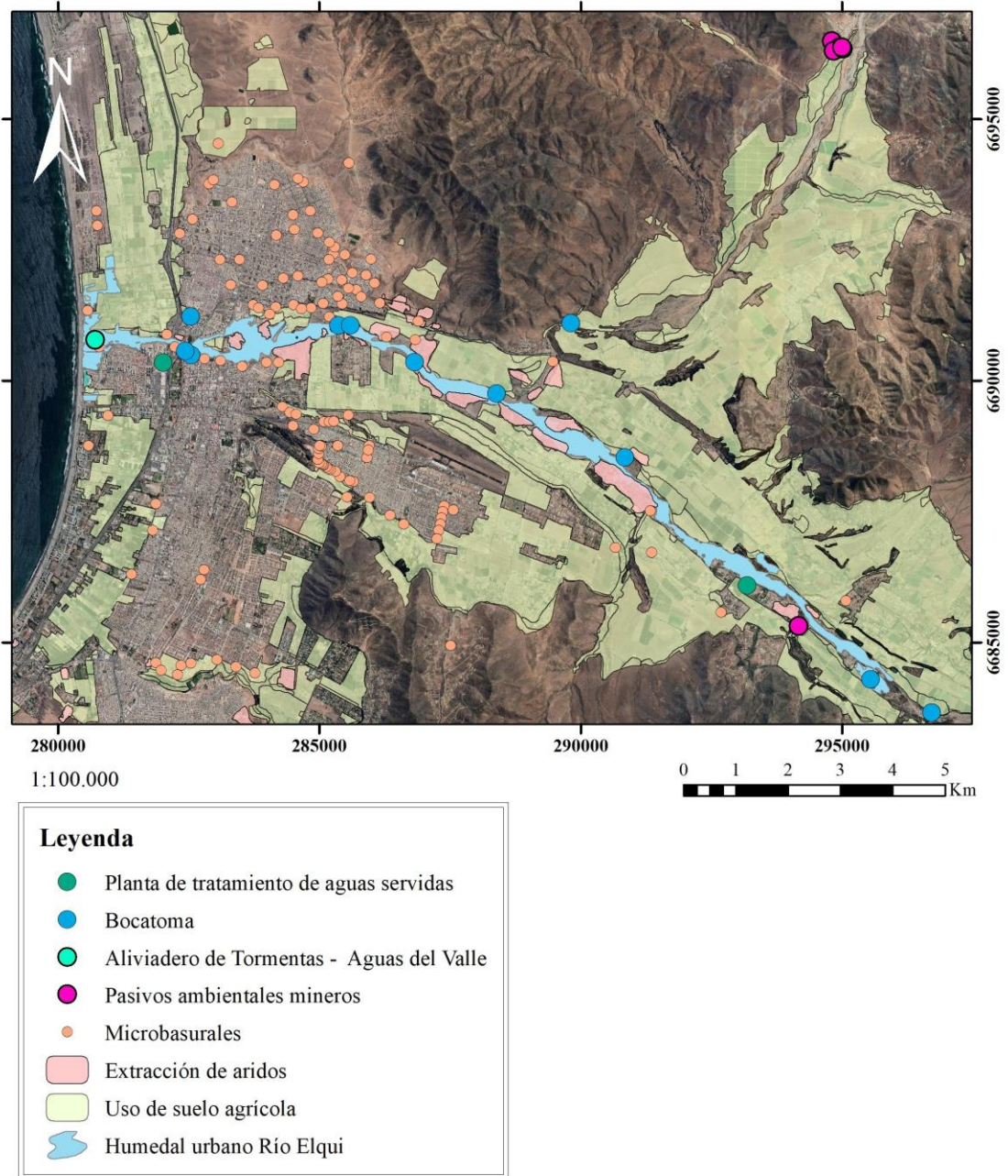


Figura 5. Mapa de ubicación de las presiones ambientales sobre el humedal urbano del Río Elqui. Modificado de Tabilo et al. (2021).

Tabilo et al. (2022), en su estudio desarrollado en la cuenca baja del Río Elqui en marco del Proyecto GEF Humedales Costeros, llevada a cabo durante la temporada estival del año 2021, dan muestra de:

- Una relación espacial inversa hacia la desembocadura del río, entre la concentración de elementos potencialmente tóxicos presentes en el agua y en sedimentos superficiales, lo que indicaría que posiblemente estos elementos se estén enriqueciendo en los sedimentos, sobre todo en condiciones de sequía donde el flujo hídrico no logra suspender sedimentos desde el lecho.
- En general, los elementos evaluados en sedimentos (Cu, As, Cd, Mn, Pb, Cr, Fe, Zn y Hg) presentaron una tendencia decreciente en sus concentraciones totales a lo largo de la cuenca baja, con máximos en el sector de la laguna, a excepción del arsénico. Debido a esto, es necesario profundizar el estudio de sedimentos en el sector de la desembocadura, el cual podría revelar condiciones fisicoquímicas que podrían favorecer, o no, la biodisponibilidad de los elementos potencialmente tóxicos.
- Particularmente, el Cu presenta los mayores índices de clasificación de contaminación, de severa a extrema. Mientras que el As, Cd y Mn varían de contaminación severa a moderada y el Pb, Cr, Fe, Zn y Hg se encuentran en la categoría de contaminación baja. Sin embargo, los estándares de calidad ambiental utilizados fueron ajenos a las características geoquímicas intrínsecas de la zona dada la dificultad de establecer una línea de base ambiental en condiciones preindustriales.
- Durante los períodos de sequía, las quebradas que contribuyen temporalmente al cauce principal, como las Quebradas Santa Gracia, Talca y Marquesa, no experimentan una erosión fluvial significativa. Por lo tanto, se consideró que la influencia de los depósitos de relaves ubicados en estas quebradas durante el período evaluado es insignificante. Sin embargo, a lo largo del tiempo es posible que se haya acumulado una cantidad considerable de EPTs en estas zonas. En este contexto, las últimas precipitaciones registradas en la cuenca durante la temporada invernal de 2022 podrían haber transportado una gran cantidad de estos elementos hacia la

laguna costera del humedal. De modo que los eventos de escorrentía plantean un desafío constante para la resiliencia del ecosistema, ya que expone al humedal a un potencial impacto ambiental.

En resumen, la cuenca del Río Elqui enfrenta una problemática ambiental preocupante debido a la contaminación por elementos potencialmente tóxicos (EPTs). Si bien, las características geológicas de la región son un factor importante a la hora de estudiar la disponibilidad de los EPTs, las actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca podrían exacerbar la situación. Además, dado que los sedimentos actúan como sumideros y posibles fuentes secundarias de EPTs dentro de los humedales, la presencia de concentraciones elevadas de EPTs en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui podría representar un escenario desfavorable para el ecosistema y su biodiversidad. Por lo tanto, es esencial realizar una investigación detallada para comprender el origen, la magnitud e implicaciones ambientales de esta contaminación. Este trabajo contribuirá a la línea base del área de estudio y permitirá mejorar los criterios técnicos para la toma de decisiones y la gestión ambiental del humedal costero.

1.4. Hipótesis

Debido a las características geológicas regionales y a la intensidad de las actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca del río Elqui, se esperan concentraciones anómalas elevadas de los elementos potencialmente tóxicos (EPTs) en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui, Altovalsol a Desembocadura, cuya presencia implicaría un potencial riesgo ecológico.

1.5. Objetivos

1.5.1. Objetivo general

Analizar la presencia de los elementos potencialmente tóxicos (EPTs) en los sedimentos del humedal urbano del Río Elqui y sus implicancias ambientales al ecosistema.

1.5.2. Objetivos específicos

- I. Delinear y analizar los antecedentes de interés que inciden en la geoquímica a nivel de la cuenca del Río Elqui y localmente en su desembocadura.
- II. Caracterizar la granulometría y el contenido de materia orgánica de los sedimentos del humedal urbano Río Elqui.
- III. Caracterizar la geoquímica y distribución espacial de los EPTs en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui.
- IV. Evaluar el potencial riesgo ecológico asociado a la presencia de EPTs en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui.

CAPITULO 2: ANTECEDENTES GENERALES

2.1. Ubicación

La cuenca del Río Elqui se encuentra en el sector septentrional de la región de Coquimbo y se extiende entre los $29^{\circ}27' - 30^{\circ}34'S$ y $71^{\circ}22' - 69^{\circ}52'O$, cubriendo un área de alrededor de 9.700 km^2 . Incluye tres grandes subcuencas: el Río Turbio ($\sim 4.200 \text{ km}^2$), Río Claro ($\sim 1.550 \text{ km}^2$), y el Río Elqui ($\sim 3.950 \text{ km}^2$) (Figura 6). El Río Elqui tiene su origen 2 km aguas arriba de Rivadavia, a partir de la confluencia de los ríos Turbio y Claro. El Río Turbio, a su vez, se forma a partir de la unión del Río del Toro y el Río La Laguna. Por otro lado, el Río Claro nace de la confluencia de los ríos Derecho y Cochiguáz.

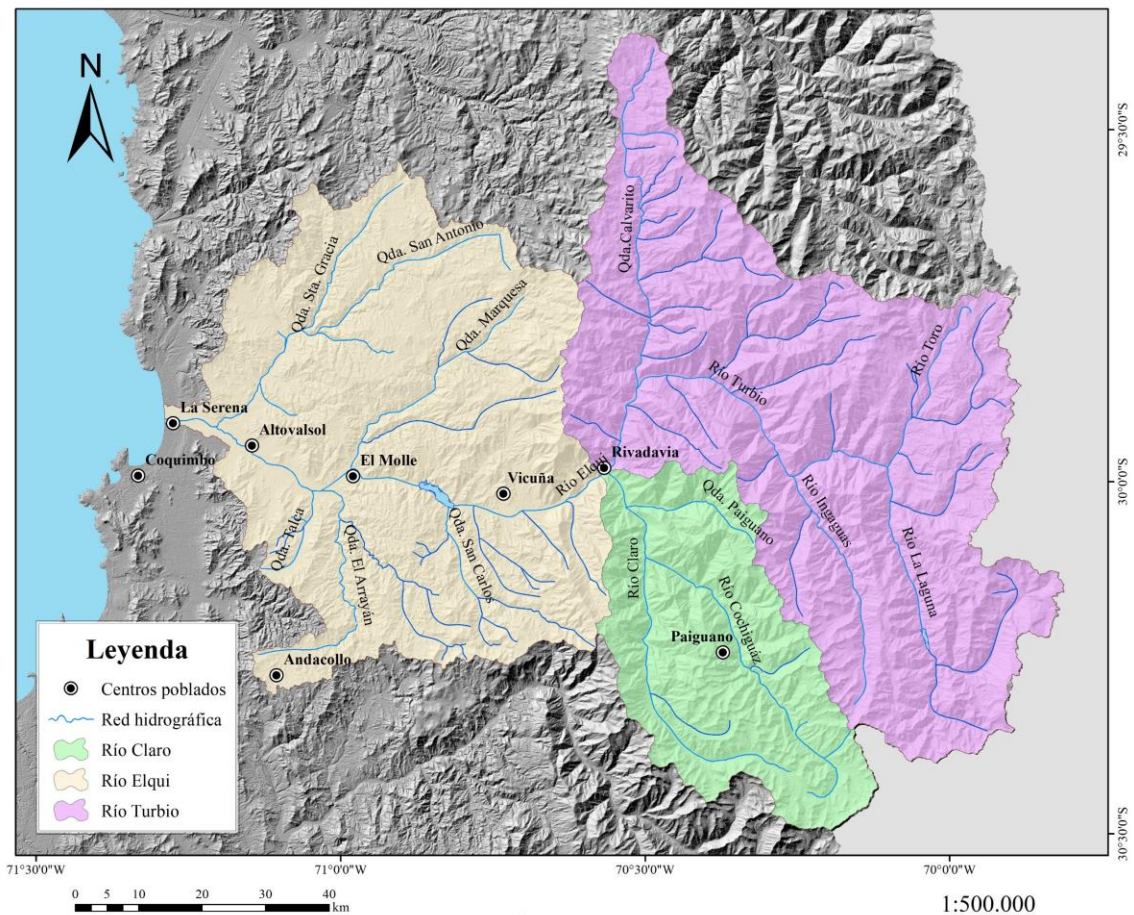


Figura 6. Mapa de ubicación de la cuenca del Río Elqui y sus principales afluentes. Modificado de CIREN (2014).

2.2. Geomorfología

La región de Coquimbo se caracteriza por un paisaje montañoso. A excepción del discontinuo cinturón costero, la región está dominada por valles orientados en dirección E – O, el sistema de los Valles Transversales, los que fluyen desde las montañas andinas hasta la costa (Higueras et al., 2004).

Desde el punto de vista geomorfológico, existe una serie de elementos fisiográficos que se pueden identificar claramente; los grupos principales son: cordillera de los Andes, precordillera, cordillera de la costa y planicies litorales (Figuras 7 y 8).

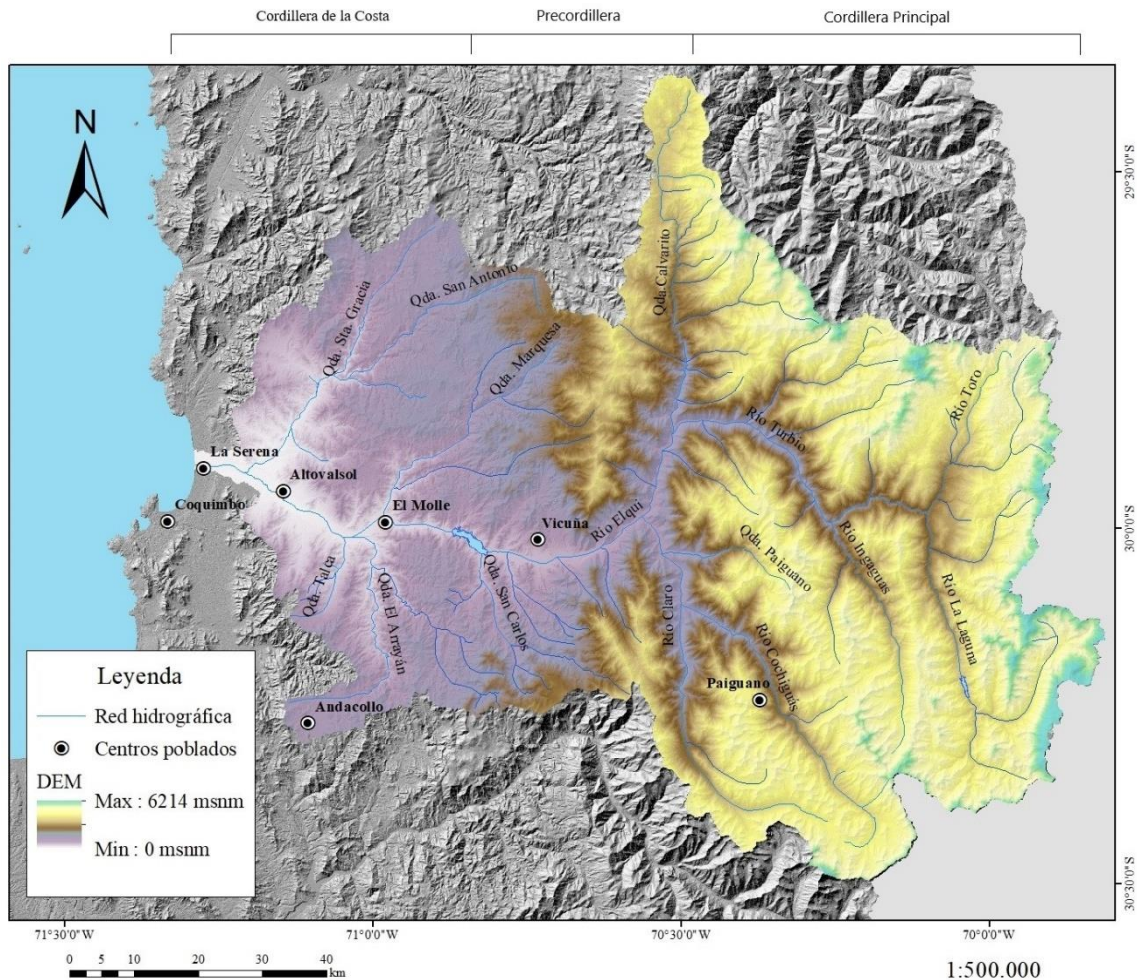


Figura 7. Principales unidades morfoestructurales de la cuenca del Río Elqui. Modificado de CIREN (2014).

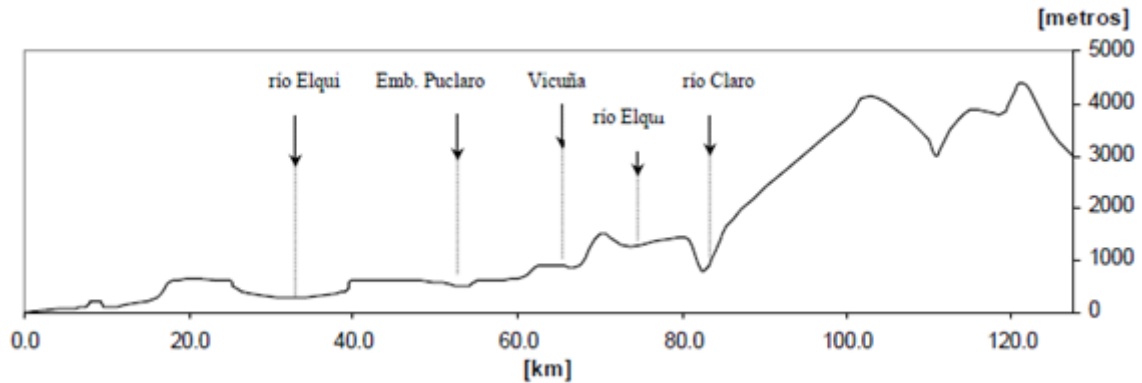


Figura 8. Perfil topográfico de la cuenca del río Elqui en dirección O – E. Extraído de DGA (2004).

La alta cordillera constituye la sección más oriental y de mayor altitud de la hoya hidrográfica. Corresponde a aquella parte de la alta cordillera de los Andes donde se originan los cursos de agua de los ríos Turbio y Claro que forman el Río Elqui, los cuales drenan sus aguas hacia el poniente. El área es compleja orográficamente y se caracteriza por poseer altas pendientes con diversas cumbres que superan los 5.000 m.s.n.m. como los cerros Olivares (6.216 m.s.n.m.), Las Tórtolas (6.160 m.s.n.m.) y Doña Ana (5.648 m.s.n.m.). Esta sección se encuentra surcada por numerosos ríos, esteros y quebradas cuya orientación es controlada por factores geológicos estructurales (Cepeda, 2008).

En el sector del nacimiento del Río Elqui, en la localidad de Rivadavia, la precordillera Andina presenta alturas intermedias, destacando el Cerro Mamalluca (2.330 m.s.n.m.) por el norte y el Cerro El Molle (2.630 m.s.n.m.) por el sur del Río Elqui en el sector de Paihuano. En sus primeros kilómetros hasta la localidad de El Molle, el Río Elqui se caracteriza principalmente por un escurrimiento de tipo recto y un valle de reducida extensión. Las máximas elevaciones que se presentan en este sector están comprendidas entre los 1.000 a 1.600 m.s.n.m. disminuyendo en forma paulatina (DGA, 2004).

En el tramo final del río (desde el sector de El Molle hasta la desembocadura en el mar), el cauce principal presenta escurrimiento de tipo anastomosado y valles con mayores amplitudes, cuyo material de sedimentación fluvial ha originado amplias terrazas laterales de significativa importancia humana y económica para el área. Estas

terrazas se encuentran claramente desarrolladas a unos 25 km de la desembocadura, el nivel superior tiene uno 300 m de altitud en sus inicios, disminuyendo en dirección al mar con una pendiente de 7%, hasta alcanzar unos 120 a 130 m.s.n.m. cerca de la desembocadura. Las diferencias de altitud en el valle transversal oscilan entre los 700 m por el norte del cauce principal de la cuenca y 260 m por el sur de este mismo curso fluvial. En la costa, este valle se mezcla con las planicies litorales que se extienden latitudinalmente por el borde costero, alcanzando en algunos sectores un ancho de 30 km (DGA, 2004).

2.3. Clima

El clima en la cuenca hidrográfica del Río Elqui está notablemente influenciado por el anticiclón del Pacífico, la corriente de Humboldt y el efecto de la cordillera de los Andes. Esta región presenta un carácter semiárido con elementos del clima desértico del norte y del clima más húmedo de Chile central. Predomina un clima de estepa templada, con distintas características: costero – nuboso en la franja litoral y cálido – seco en el interior (Cepeda, 2008). La temperatura media en la costa es de alrededor de 14°C, aumentando hacia el interior a unos 16°C. En cuanto a la precipitación media anual, se registra aproximadamente 126 mm a lo largo de la costa y alrededor de 131 mm en el interior de los valles transversales. Sin embargo, esta región se caracteriza por fuertes variaciones anuales debido a la influencia de los vientos provenientes del oeste, que están correlacionados con la oscilación del sur de El Niño (ENOS) y pueden traer lluvias intensas e inundaciones repentinas. En años con una fuerte influencia de ENOS, las consecuencias en esta área pueden ser catastróficas, como se evidenció en 1997, cuando las carreteras y los puentes quedaron bloqueados por flujos masivos de escombros y sedimentos, aislándola prácticamente del resto del país (Higueras et al., 2004).

2.4. Hidrología

El Río Elqui nace a 815 m.s.n.m., 2 km aguas arriba de Rivadavia, a partir de la confluencia de los ríos Turbio y Claro. El Río Turbio nace desde la confluencia del Río del Toro, que drena el distrito minero Au – Cu – As de El Indio, y el Río La Laguna, este último sostenido en gran parte por el derretimiento del glaciar El Tapado. El Río Claro nace de la confluencia de los ríos Derecho y Cochiguaz. Desde las cabeceras en la alta cordillera hasta su desembocadura, el sistema fluvial del Río Elqui recibe aportes hídricos de quebradas menores, algunas permanentes y otras efímeras. Las quebradas principales incluyen las quebradas Santa Gracia y Marquesa por la ribera norte del Río Elqui, y las quebradas Arrayán, Talca y San Carlos en la ribera sur (Llanca y Miranda, 2003; Cepeda, 2008). El cauce del Río Elqui cruza la ciudad de La Serena para desembocar en la laguna costera ubicada en el centro de la bahía de Coquimbo. El origen del agua de la laguna de su desembocadura proviene principalmente del Río Elqui, con aportes de escurrimiento pluvial, agua subterránea y agua marina en pleamar (DGA, 2004; Figueroa et al., 2021; Contreras – López et al., 2022.). Dadas las regulaciones interanuales del cauce, el grado de embancamiento e intervenciones antrópicas en su desembocadura, la laguna estuarina presenta un comportamiento de desagüe intermitente hacia el Océano Pacífico dependiente de la abertura de su barra de arena terminal (Tabilo et al., 2022; Contreras – López et al, 2022). (Figuras 6 y 9).

La cuenca del Elqui presenta un régimen hídrico de escurrimiento nivopluvial mixto, su descarga promedio es muy variable tanto en el espacio como en el tiempo. El Río Turbio tiene una descarga media anual entre 0,8 y 7,1 m³/s, el Río Claro varía entre 1,5 y 4,5 m³/s, mientras que el Río Elqui oscila entre 4,3 y 12,5 m³/s. Además, el ciclo de Oscilación del Sur de El Niño (ENOS) ha significado que la escorrentía en la cuenca sea históricamente muy variable, tan baja como 2,4 y tan alta como 33 m³/s, e incluso más. No obstante, el embalse andino La Laguna, ubicado en la cabera de su río homónimo, y el embalse Puclaro, situado en la comuna de Vicuña a ~50 km al oriente de la ciudad de La Serena, han desempeñado un papel importante en la regulación y gestión hídrica de la cuenca, especialmente en su curso inferior (Galleguillos, 2004).

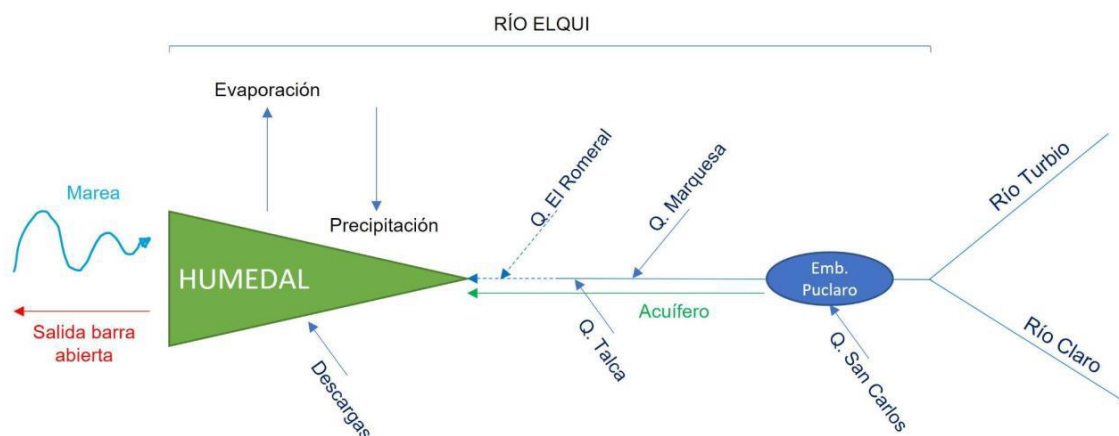


Figura 9. Esquema unifilar de entradas y salidas de agua en el humedal del Río Elqui (Contreras – López et al, 2022).

2.5. Flora

El clima y la orografía desempeñan un papel fundamental en los procesos biológicos y ecológicos de la cuenca del Elqui. En la zona andina del Valle de Elqui, la vegetación se limita a altitudes de hasta 4.500 m.s.n.m. (Squeo et al. 2009). A menores alturas se suceden varios cinturones o pisos de vegetación. En el piso andino superior (4.200 – 4.500 m.s.n.m.), se presentan pequeñas plantas herbáceas con crecimiento en roseta y raíces poco profundas. En el piso andino inferior (3.500 – 4.200 m.s.n.m.), aparecen plantas en cojín, como las llaretas (*Azorella madreporica*), adesmias (*Adesmia subterranea*) y arbustos postrados que no superan los 30 cm de altura (*Adesmia aegiceras*). En el piso subandino (2.700 – 3.500 m.s.n.m.) se encuentran arbustos altos como la varilla brava (*Adesmia hystrix*) y el pingo-pingo (*Ephedra breana*) (Squeo et al. 2009). La vegetación bajo el piso subandino también está influenciada por variables climáticas ligadas a la altitud, donde la cactácea columnar copao (*Eulychnia acida*) alcanza su límite superior a los 1.500 m.s.n.m.

Por otro lado, la desembocadura del Río Elqui está localizada en el piso matorral desértico mediterráneo de *Oxalis gigantea* y *Heliotropium stenophyllum*. Este piso vegetacional corresponde a fases sucesionales de otras unidades de mayor desarrollo (Cea et al. 2019). Pastén et al. (2016) distinguen 18 unidades vegetacionales en el

estuario, con una cobertura del 80% del suelo. La mayor parte de ella corresponde a plantas herbáceas y, en una menor proporción, a plantas leñosas. La vegetación del estrato herbáceo que rodea el espejo de agua del humedal Río Elqui en su desembocadura se encuentra dominada por las herbáceas grama brava (*Distichlis spicata*), chinquihue (*Ambrosia chamissonis*) y el arbusto brea (*Tessaria absinthioides*), las cuales están acompañadas de las herbáceas berraza (*Apium nodiflorum*), chilquilla (*Baccharis glutinosa*), doca (*Carpobrotus aequilaterus*), cortadera (*Cortaderia speciosa*), botón de oro (*Cotula coronopifolia*), hierba de la virgen (*Phyla nodiflora*), cama de sapo (*Heliotropium curassavicum*), malva amarilla (*Malvella leprosa*), llantén mayor (*Plantago major*), romaza (*Rumex maricola*), *Sellieria radicans* y *Verbena litoralis*. El estrato Leñoso bajo suma a *Frankenia chilensis* (Bravo – Naranjo et al., 2020).

En las dunas adyacentes al humedal dominan las especies herbáceas perennes tales como *Ambrosia chamissonis* (chinquihue), *Distichlis spicata* (grama brava), acompañadas de *Cristaria glaucophylla* (malvilla), *Solanum heterantherum* (tomatillo) y el arbusto *Lycium chilense* (coralillo). En los sectores inundados del humedal crece principalmente *Typha angustifolia* (totora), *Schoenoplectus californicus* (junco), *Juncus acutus* (junquillo), *Juncus sp.* y *Phragmites australis* (carrizo) (Bravo – Naranjo et al., 2020). Finalmente cabe destacar que la diversidad de plantas acuáticas identificadas en la cuenca baja del Río Elqui, comprende un total de 78 especies: 44 locales (4 endémicas y 40 nativas) y 34 introducidas (Figuroa et al., 2021).

2.6. Fauna

La cuenca del Río Elqui presenta una riqueza taxonómica de artrópodos de al menos 16 órdenes, 73 familias, 104 géneros y 129 especies, de las cuales 105 son insectos. Por su parte, los vertebrados registrados son 25 órdenes, 60 familias, 140 géneros y 209 especies (Zuleta et al. 2009). La riqueza filética de artrópodos y vertebrados disminuye con la altitud, la desembocadura del Río Elqui tiene un 60% de los vertebrados del valle, mientras que la vega altoandina Tambo – Puquíos tiene

alrededor del 20% de las aves y mamíferos, y solo un 7% de los reptiles del Valle del Elqui (Zuleta et al., 2009).

Particularmente en la desembocadura del Río Elqui, la riqueza de vertebrados comprende al menos: 4 clases, 18 órdenes, 41 familias y 120 especies de las cuales 14 especies presentan problemas de conservación (CEA, 2018, Bravo – Naranjo et al., 2020). Las Aves son el taxón con mayor riqueza específica (107), seguido de Mammalia (7), Reptilia (6) y Amphibia con 3 especies (*Calyptocephalella gayi*, *Pleurodema thaul* y *Rhinella arunco*). El estuario alberga 117 especies de vertebrados terrestres nativos, de los cuales sólo un 6% son endémicas para Chile (Bravo – Naranjo et al., 2020). En la desembocadura del Río Elqui se han descrito al menos 10 especies de vertebrados acuáticos: las 3 especies de anfibios mencionados, un mamífero (*Myocastor coipus*) y 6 especies de peces dulceacuícolas y estuarinos como la pocha (*Cheirodon pisciculus*), el pejerrey del norte (*Basilichthys microlepidotus*), la carpa (*Cyprinus carpio*), pejerrey de mar (*Odontesthes regia*), la gambusia (*Gambusia holbrooki*) y la lisa (*Mugil cephalus*) (Zuleta – Ramos, et al. 2019). Sin embargo, un 20% de los vertebrados acuáticos de la desembocadura son especies introducidas y algunas de ellas pueden ser consideradas como especies invasoras como la carpa (*Cyprinus carpio*) que depreda aves, peces nativos e invertebrados, junto con modificar la biomasa y la diversidad de macrófitas y zooplancton (Vilizzi et al., 2014; Maceda – Veiga et al., 2017).

La avifauna del estuario Río Elqui y sectores adyacentes comprende 12 órdenes, 30 familias y 104 especies (Bravo – Naranjo et al., 2020). Las taxas con mayor riqueza son Charadriiformes con 33 especies (32%) y los Passeriformes con 26 especies (25%). De acuerdo con su estatus, 78 especies corresponden a aves residentes y 26 especies migratorias. De las especies visitantes, siete corresponden a visitantes accidentales (*Cygnus melanocoryphus*, *Netta peposaca*, *Oxyura vittata*, *Larus serranus*, *Butorides striatus*, *Fulica ardesiaca* y *Pelecanus occidentalis*). Con relación a la estacionalidad, 76 especies se observan durante todo el año, 23 especies de aves son visitantes de verano, y 5 son visitantes invernales (Bravo – Naranjo et al., 2020). Una de las especies más notables registradas es el pidencito (*Laterallus jamaicensis*), ave exclusiva de ambientes pantanosos. De conducta críptica, se alimenta principalmente de invertebrados acuáticos y terrestres (BirdLife International, 2016). A nivel internacional,

es considerada como una especie casi amenazada (NT) (IUCN, 2018), mientras que en Chile es reconocida como Insuficientemente Conocida (DS 5/1998 MINAGRI). El pidencito puede verse particularmente afectado por la degradación del hábitat, en especial la derivada del pastoreo en humedales de zonas semiáridas (Richmont et al., 2012).

La fauna de mamíferos comprende a la especie endémica marsupial yaca (*Thylamys elegas*), dos múridos introducidos (*Mus musculus* y *Rattus rattus*) y dos roedores nativos: laucha olivácea (*Abrothrix olivaceus*) y *Oligoryzomys longicaudatus* (ratón colilargo). En el estuario en algunas ocasiones es posible avistar al zorro chilla (*Lycalopex griseus*) ambulando por los basurales y algunos conejos (*Oryctolagus cuniculus*) (Bravo – Naranjo et al. 2020).

La herpetofauna del humedal está representada por 3 tropidúridos endémicos: lagarto de zapallar (*Liolaemus zapallarensis*), lagartija de plata (*L. plateiy*) y lagarto nitido (*L. nitidus*), y una especie nativa, lagartija lemniscata (*L. lemniscatus*) (CEA, 2018). Pastén & López – Morgado (2016) menciona la presencia del lagarto llorón (*Liolaemus chiliensis*) en el humedal costero del Río Elqui, aunque sin registro fotográfico de la especie. Por otra parte, en algunos sectores con mayor vegetación y piedras se observaron algunos ejemplares de *Homonata gaudichaudi* (salamanqueja), especie catalogada como endémica. También es posible observar en los bordes riparianos las dos especies de culebras de Chile Central (*Philodryas chamissonis* y *Tachymenis chilensis*) (Bravo – Naranjo et al., 2020).

Cabe mencionar que, dentro de los elementos de la fauna nativa de los humedales costeros de la Región de Coquimbo, los invertebrados son el taxón predominante, aunque el menos estudiado (Figueroa et al., 2009). Especial atención merecen las poblaciones del camarón de río del norte (*Cryphiops caementarius*) en los humedales de Elqui, Limarí y Choapa. Este crustáceo es el único representante de la familia Palaemonidae en Chile. Su estado de conservación es de Peligro de Extinción para la Región de Valparaíso y Metropolitana, y Vulnerable para el resto de su rango de distribución (MMA, 2020). También la ocurrencia de una especie de caracol (*Omalogyra atonus*) que está muy pobremente representada en Chile, junto con la gran diversidad de macroinvertebrados presentes en el río Elqui, como *Penaphlia chilensis* y

Smicridea chilensis (Jara, 2002; Donoso, 2007), así como de varios Anfípodos y Decápodos que habitan los humedales costeros y cuya biología se desconoce, sugieren que estos ecosistemas pueden albergar una riqueza filética importante que es necesario estudiar y conservar (Contreras – López et al, 2022).

2.7. Geología Regional

A continuación, se presenta el marco geológico simplificado del área estudio, elaborado a partir de información obtenida de la Hoja La Serena y una serie de mapas geológicos ejecutados por el Servicio Nacional de Geología y Minería, específicamente de las Hojas Guanta (Nasi et al., 1990), Pisco Elqui (Mpodozis & Cornejo, 1988), Vallenar y parte norte de La Serena (Moscoso et al., 1982), Andacollo – Puerto Aldea (Emparán & Pineda, 2006) y Vicuña – Pichasca (Pineda & Emparán, 2006). La geología presente en la cuenca del Elqui, al igual que en gran parte del territorio nacional, presenta una configuración general correspondiente a franjas litogénicas de orientación N – S, con edades decrecientes hacia el oriente, salvo excepciones (Figura 10).

En la costa afloran en forma discontinua, rocas metamórficas y metasedimentarias correspondientes al Complejo Metamórfico del Choapa de edad Devónico – Carbonífero, que representan asociaciones de un prisma de acreción y/o depósitos de antearco, además de cuerpos plutónicos del Triásico correspondientes al Complejo Plutónico Altos de Tilanay. El bloque conformado por ambos complejos ha sido interpretado como resultado de la construcción y deformación de un bloque acrecionado al margen continental, durante el Devónico – Triásico Superior. Subordinadamente se presentan unidades sedimentarias continentales, marinas y transicionales del Mioceno – Pleistoceno (Formación Coquimbo y Formación Confluencia).

Las unidades mesozoicas se disponen tanto en el flanco occidental como al este de la Falla Vicuña. La secuencia inicia con depósitos sedimentarios del Triásico Medio – Superior, tanto marinos de la Formación San Félix, como continentales de la Formación Las Breas, cubiertas por rocas volcánicas de composición andesítica del Triásico Superior – Jurásico Inferior correspondientes a la Formación La Totorá y Estratos del

Verraco. Sobre estas últimas se disponen, y en parte engranando con estas, secuencias clásticas y carbonatadas de la Formación Tres Cruces del Jurásico Inferior – Medio, depositadas en un ambiente marino de trasarco sobre una plataforma poco profunda. La secuencia Triásico – Jurásica culmina con los depósitos volcánico – sedimentarios del Jurásico Superior correspondientes a las Formaciones Algarrobal, Mostazal, Picudo y Baños del Toro. Además, cuerpos intrusivos de composiciones intermedias, dioritas a tonalitas afloran ampliamente en el área de estudio, siendo su principal expresión en el margen centro – occidental de la cuenca. Estos cuerpos plutónicos de edades Jurásico superior a Eoceno, se asocian al Sistema de Fallas El Romeral que se extiende en dirección N – S.

Hacia el flanco occidental de la Cordillera Principal se disponen las formaciones sedimentarias marinas y continentales, Formación Río Tascadero y Formación Pucalume respectivamente, ambas del Cretácico Inferior. Las unidades volcanosedimentarias de edades asignadas al Cretácico Superior se encuentran ampliamente distribuidas en el margen central y oriental de la cuenca, estas corresponden a lavas de composiciones intermedias a básicas con intercalaciones sedimentarias continentales y/o marinas. De estas unidades se destacan las Formaciones Arqueros, Quebrada Marquesa, Los Elquinos y Estratos de Quebrada del Calvario.

En la Alta Cordillera, las unidades geológicas más antiguas corresponden al Complejo Metamórfico El Cepo y a la Formación Hurtado, las cuales evidencian procesos de sedimentación y de metamorfismo regional de bajo grado el cual habría ocurrido durante el Ordovícico – Carbonífero Inferior. Estas unidades constituyen parte del basamento metamórfico donde se instauró el arco magmático carbonífero como consecuencia de un ambiente de subducción activo, cuyo principal resultado se relaciona al extenso macizo granítico del Carbonífero, denominado Batolito Elqui – Limarí, asociado a una cubierta de rocas volcánicas del Paleozoico Superior representado por las Formaciones Matahuaico y Pastos Blancos.

La sucesión de ambientes marinos y continentales que caracteriza el lapso comprendido entre el Triásico Medio – Cretácico Inferior, culmina en el Cretácico Superior, dando paso a un ambiente exclusivamente continental, representado en el borde occidental de la Alta Cordillera por los depósitos volcánicos del Cretácico

Superior y Terciario Inferior. A partir del Oligoceno – Mioceno se evidencia un intenso período de volcanismo que habría acumulado grandes volúmenes de andesitas, riolitas, tobas e ignimbritas en discordancia angular sobre las rocas volcánicas pérmicas, agrupadas en las Formaciones Doña Ana, Cerro de Las Tórtolas y Vallecito, siendo los últimos productos volcánicos antes de la horizontalización de la placa oceánica y consecuente migración del eje volcánico hacia el este. Cabe mencionar que estas formaciones corresponden a las principales rocas hospedantes de la mineralización de Au – Ag – Cu de la franja metalogénica El Indio. Por otro lado, los intrusivos comprenden rocas de composición intermedia, comprendidos en la Unidad Infiernillos, las cuales se asocian espacial y genéticamente a zonas de alteración hidrotermal.

Por último, los depósitos sedimentarios no consolidados, tales como depósitos fluviales, recientes o antiguos, depósitos aluvionales y coluviales, se concentran a lo largo de los cauces principales, y por otro lado los depósitos eólicos y de playas se disponen en el borde costero.

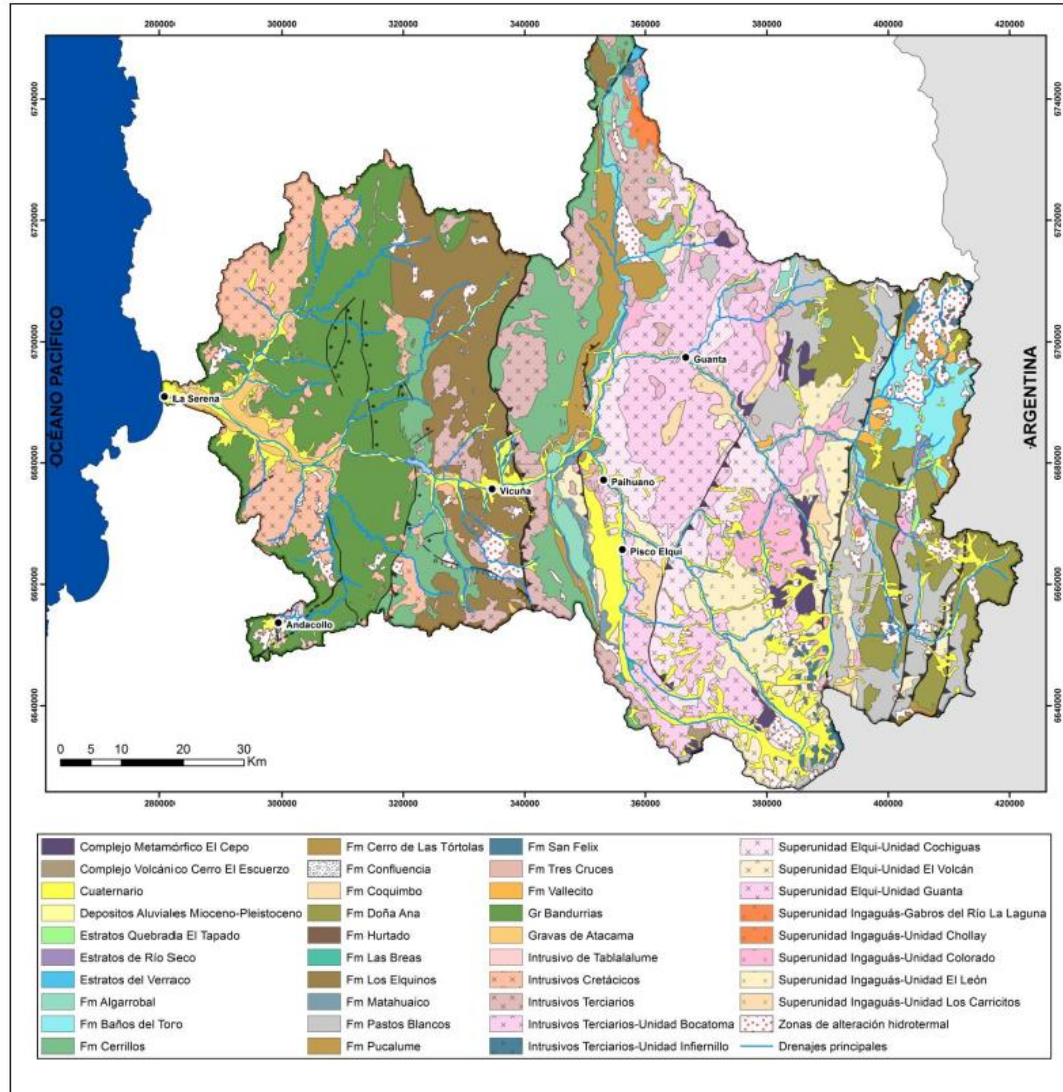


Figura 10. Mapa geológico de la cuenca del Río Elqui. Extraído de Miralles (2013).

En síntesis, la geología de la cuenca del Elqui se puede dividir en dos sectores geológicamente contrastantes limitados por la Falla Vicuña: la cordillera de la Costa - Precordillera y sector de la Alta Cordillera o Cordillera Principal.

El sector occidental comprende: (1) rocas metamórficas paleozoicas y sedimentos marinos del Mioceno al Plioceno a lo largo de un estrecho cinturón costero. (2) Rocas volcánicas y sedimentarias del Cretácico Inferior. (3) Granitoides del Cretácico Medio. (4) Andesitas y sedimentos clásticos del Cretácico Superior y rocas basálticas a riolíticas del Paleoceno – Eoceno.

El dominio oriental es relativamente más complejo, comprendiendo unidades que varían en edad desde el Paleozoico hasta el Mioceno: (1) Rocas paleozoicas que incluyen pelitas y areniscas del Devónico – Carbonífero, riolitas del Paleozoico Superior, brechas, tobas y andesitas. Los granitoides incluyen los batolitos de Elqui – Limari e Incaguas (Carbonífero). (2) Rocas mesozoicas que comprenden andesitas y areniscas del Triásico, calizas del Jurásico Inferior, areniscas y esquistos, areniscas, tobas y riolitas del Jurásico Superior – Cretácico, y conglomerados del Jurásico Superior, areniscas, andesitas, brechas y tobas. (3) Rocas del Oligoceno – Mioceno incluyendo andesitas, riolitas, tobas, ignimbritas, granitos, granodioritas, monzodioritas y pórfidos granodioríticos (Oyarzun et al., 2007).

2.8. Hidrogeología

De acuerdo con la Dirección General de Aguas (2004), las características hidrogeológicas presentes en la cuenca del Río Elqui son las siguientes:

En la parte alta, destaca la existencia de permeabilidad muy baja debido a la existencia de rocas metamórficas y sedimentarias, volcánicas y plutónicas e hipabisales del período paleozoico motivo por el cual el escurrimiento subterráneo ocurre paralelo a los cauces. Se identifican tres principales escurrimientos subterráneo (Figura 11). El primero, en dirección SO, paralelo al Río Turbio hasta el poblado de Rivadavia, con una profundidad promedio de 45 metros y productividad hídrica de $50 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}$. Este acuífero escurre a través de rocas de permeabilidad muy baja. El segundo, en dirección N, por un lecho de rocas Plutónicas escurren aguas subterráneas paralelas al Río Claro hasta la confluencia con el Turbio en Rivadavia. Desde Rivadavia hasta la desembocadura en La Serena el acuífero escurre en dirección E - O por depósitos no consolidados o rellenos con profundidades freáticas que varían de los 17 a los 3 metros, encajonados por rocas volcánico – sedimentarias de muy baja productividad hídrica. En este sector del valle, el acuífero freático se extiende ininterrumpidamente a lo largo de todo el valle y sólo muestra un leve grado de semi – confinamiento en el sector terminal en la ciudad de La Serena. Este acuífero presenta valores de transmisividad variables entre 4.200 y $100 \text{ m}^2/\text{día}$, estimándose como valor medio unos $500 \text{ m}^2/\text{día}$. El tercero corresponde a un

último acuífero que escurre en dirección SO paralelo a la Cordillera de la Costa por rocas volcánico – sedimentarias del Cretácico, cuyas aguas confluyen al flujo subterráneo principal hacia el sector de la desembocadura.



Figura 11. Mapa hidrogeológico regional de la cuenca del Río Elqui. Las flechas indican las direcciones de flujo de los principales acuíferos de la cuenca. Extraído del Mapa Hidrogeológico de Chile (DGA, 1986).

2.9. Actividades productivas

La estructura de las labores productivas (agrícola, agua potable, industria, minería y forestal) y de consumo de la cuenca modifican los aportes naturales y el balance hídrico del humedal (Contreras – López et al., 2019). Así, la industria agrícola representa el principal consumo de agua de la cuenca del Río Elqui con una demanda anual de 7,08 m³/s (DGA, 2020). La actividad agrícola se desarrolla notoriamente en zonas aledañas al cauce del Río Elqui, donde el 40% del área cultivada se encuentra ubicada en la Comuna de La Serena, aguas abajo del embalse Puclaro. La superficie estimada de cultivos corresponde a 17.278 hectáreas, los cultivos de vid de mesa, mandarinas, limones y paltos constituyen las mayores extensiones superficiales con 4.800, 2.304, 1.816 y 1.539 hectáreas respectivamente (ULS – PROMMRA, 2017) (Figura 12).

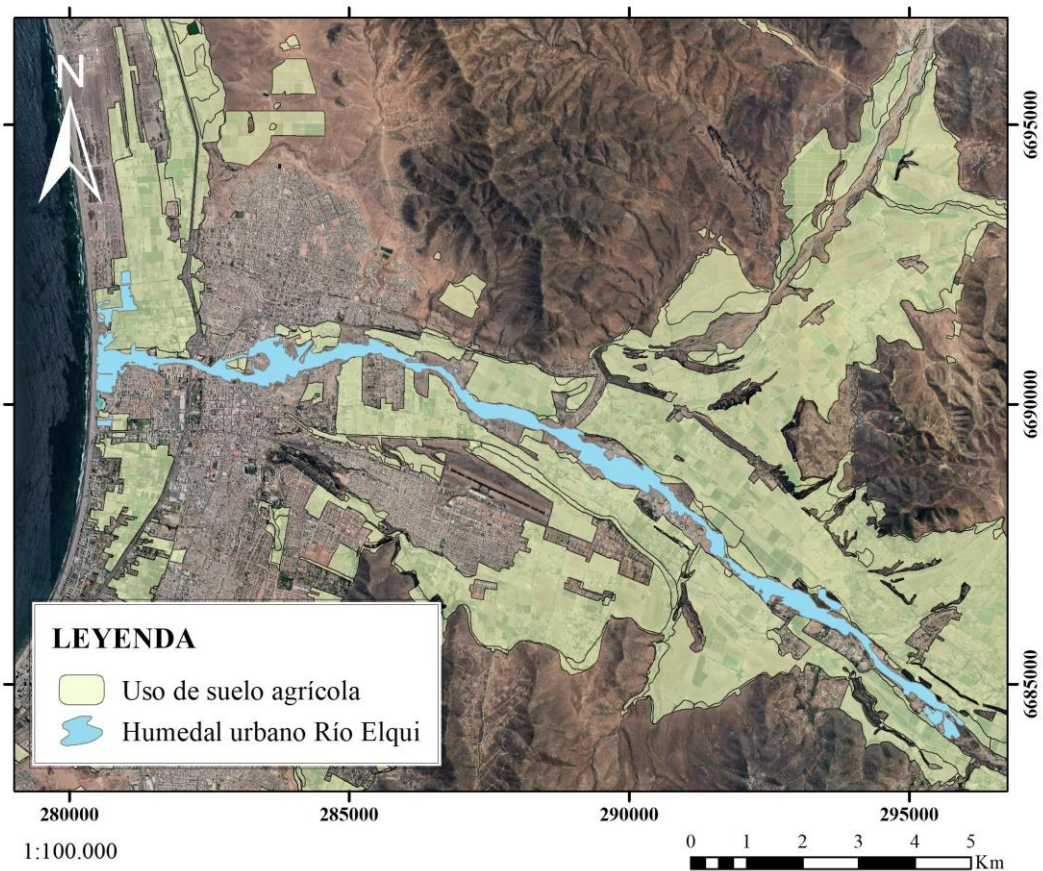


Figura 12. Uso de suelo agrícola entre Altovalsol y la desembocadura del Río Elqui. Modificado de CONAF (2019).

La cuenca del Elqui se caracteriza por poseer una gran diversidad de yacimientos minerales, relacionados principalmente a la explotación de Cu, Au, Ag y Fe, entre otros. Siendo los distritos mineros de Andacollo, Talcuna, Arqueros y El Indio – Tambo los más destacados, tanto desde un punto de vista histórico como económico. Además, existen numerosas zonas de alteración hidrotermal que, en algunos casos, se asocian a una mineralización económica (Figura 13).

Desde el punto de vista metalogénico, Oyarzun et al. (2007) mencionan dos lapsos de tiempo relevantes:

1. Actividad magmática – hidrotermal Mesozoica, transición Cretácico Temprano – Medio, con depósitos estratoligados y vetiformes de Cu (Distrito Talcuna), Vetiformes de Ag (Distrito Arqueros), vetiformes de Cu – Hg – Au (Distrito Punitaqui), estratoligados de Mn (Distrito Corral Quemado), pórfidos y epitermales de Cu – Hg – Au (Distrito Andacollo), y depósitos del tipo IOCG e IOA enmarcados en la Franja Ferrífera Chilena.
2. Actividad magmática – hidrotermal del Mioceno Tardío con el cinturón epitermal de El Indio (Cu – Au – As), el cual comprende zonas de alteración hidrotermal importantes como El Indio – Tambo, El Tapado, El infiernillo, La Coipa y el Piden.

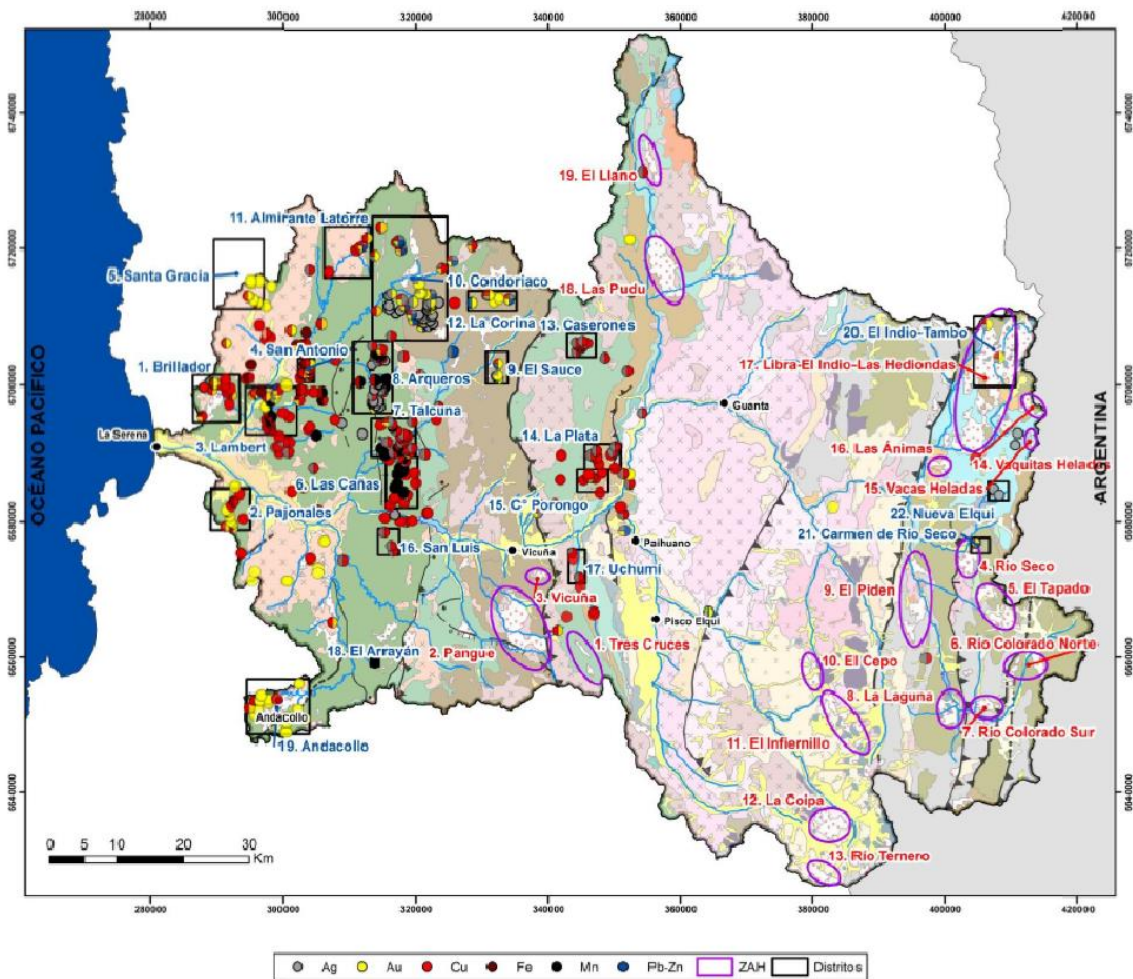


Figura 13. Principales recursos minerales metálicos, Distritos Mineros y Zonas de Alteración Hidrotermal de la cuenca del Río Elquí. Distritos mineros (recuadros): 1. Brillador: Cu, Au, (Ag, Fe); 2. Pajonales: Cu, Au, (Fe); 3. Lambert: Cu, Mn, Au, (Ag, Fe, Pb-Zn); 4. San Antonio: Cu, Au, Fe; 5. Santa Gracia: Au, Cu; 6. Las Cañas: Mn, Cu, (Ag); 7. Talcuna: Cu, Ag, Mn, (Au); 8. Arqueros: Ag, Cu, Mn, (Au, Pb-Zn); 9. El Sauce: Au, (Cu, Pb-Zn, Ag); 10. Condoriaco: Ag, Au, Cu, (Pb-Zn); 11. Almirante Latorre: Cu, Au, (Fe, Pb-Zn); 12. La Corina: Au, (Cu, Pb-Zn, Ag); 13. Caserones: Cu, Ag (Au); 14. La Plata: Cu, Ag; 15. C° Porongo: Cu, (Ag, Au); 16. San Luis: Cu, (Ag); 17. Uchumí: Cu, (Ag); 18. El Arrayán: Mn; 19. Andacollo: Au, Cu; 20. El Indio – Tambo: Au, Ag, Cu; 21. Carmen de Río Seco: Au, Ag, (Sb); 22. Nueva Elquí: Ag. Zonas de Alteración Hidrotermal (elipses): 1. Tres Cruces, 2. Pangué, 3. Vicuña, 4. Río Seco, 5. El Tapado, 6. Río Colorado Norte, 7. Río Colorado Sur, 8. La Laguna, 9. El Piden, 10. El Cepo, 11. El Infiernillo, 12. La Coipa, 13. Río Ternero, 14. Vaquitas Heladas, 15. Vacas Heladas, 16. Las Ánimas, 17. Libra-El Indio-Las Hediondas, 18. Las Pudu, 19. El Llano. Extraído de Miralles (2013).

2.10. Geoquímica de los sedimentos fluviales

De acuerdo a Miralles (2013), los principales factores que controlan la geoquímica de los sedimentos fluviales de la cuenca del Río Elqui son los siguientes:

1. La litología paleozoica, correspondiente al bloque oriental de la cuenca del Elqui, al este de la Falla Vicuña, en los ríos Claro, Cochiguáz, Ingaguas, La Laguna y estero Guanta, compuesta principalmente por el Batolito Elqui – Limarí, Complejo metamórfico El Cepo, y las Formaciones Pastos Blancos, Matahuaico y Hurtado, definen una signatura geoquímica con altas concentraciones de SiO_2 , Na_2O , K_2O , Cd, Be, Sn, C_{total} , HREE y LREE. Se sugiere que la intensa actividad agrícola en la parte baja de los ríos Claro, Cochiguáz y el estero Guanta, podrían aportar a la geoquímica de esta zona altas concentraciones de C_{total} y Sn proveniente de pesticidas.
2. La litología cretácica, correspondiente al bloque occidental de la cuenca del Elqui, al oeste de la Falla Vicuña, en las quebradas y afluentes del Río Elqui en general, compuesta principalmente por rocas volcánico – sedimentarias con intrusiones asociadas a la Franja Ferrífera Chilena y a mantos de manganeso presentes en el Grupo Bandurrias, definen una signatura geoquímica con altas concentraciones de Al_2O_3 , CaO, MgO, Fe_2O_3 y MnO. La actividad minera desarrollada en esta zona comprende a pequeños y medianos yacimientos de Au, Ag, Fe, Cu, Pb, Zn y Mn. No obstante, estos elementos no se representan en la signatura geoquímica característica de esta zona, a excepción del Fe y Mn. Por otro lado, la señal geoquímica de Fe y Mn no se restringe solamente a los distritos mineros, es más bien transversal a la zona, por lo que la actividad minera no se considera un factor de gran influencia.
3. Las zonas de alteración hidrotermal y/o de actividad minera, relacionadas a los distritos mineros más importantes de la cuenca del Río Elqui, entre ellos El Indio – Tambo, Carmen de Río Seco, Andacollo, Talcuna y Arquero, definen la signatura

geoquímica de los drenajes inmediatamente aguas abajo de ellos, modificando las concentraciones químicas inherentes a la litología general de la cuenca.

4. La Falla Vicuña, estructura de carácter regional que divide la cuenca en dos bloques con características litológicas, geomorfológicas e hidrodinámicas disimiles, actúa también como límite para las características geoquímicas globales de la cuenca del Elqui, produce un aumento, en algunos casos abruptos, en la concentración de Au, Fe₂O₃, MgO, TiO₂, Mo, Cu, Pb, Ni, As, Cd, Ag, Hg, entre otros elementos, lo cual se relaciona a la disminución en la energía de transporte debido al ensanchamiento del valle, por lo que se considera este factor como un control geomorfológico de acumulación gravitacional.
5. El Embalse Puclaro, cuyos sedimentos actúan como trampa de absorción para la signatura geoquímica rica en elementos potencialmente tóxicos como As, Cu y S_{Total} que gobiernan el Río Elqui desde sus nacientes en el Río Toro.

2.12. Geoquímica ambiental de los sedimentos fluviales

A pesar de la aridez y las condiciones climáticas variables de la zona, en los últimos años la cuenca del Río Elqui ha experimentado un importante desarrollo en las actividades agroindustriales y mineras. Los principales determinantes de la calidad de las aguas y sedimentos del Río Elqui y sus afluentes vienen dados por la combinación de caracteres industriales (antropogénicos), climáticos y fisiográficos (naturales), como lo son la minería, la agroindustria, y la escorrentía superficial y erosión en las zonas de alteración hidrotermal en las altas montañas. Particularmente, la calidad de las aguas se ve alterada en un incremento de acidez y en la concentración de metales producto de la actividad minera y la escorrentía superficial, mientras que la agricultura es responsable de un alto contenido de nitratos (NO₃) forzando la eutrofización del ecosistema aguas abajo (Ribeiro et al., 2014; Oyarzun et al., 2007).

Los distritos mineros de Andacollo, Talcuna y El Indio, son particularmente importantes de abordar desde una mirada ambiental.

El distrito de Andacollo Cu – Au – Hg, conectado con el valle de Elqui desde el sur a través de la quebrada El Arrayán, incluye un depósito de Cu del tipo pórfido e importantes cuerpos epitermales de Au – Hg. Higuera et al. (2004) reportan en este distrito altos niveles de Cu y Hg, aunque bien la contaminación es controlada por la geología local, su dispersión se modifica dado a factores tales como el obsoleto sistema de flotación de Cu y el uso continuado de Hg para la amalgamación de Au, lo que ha llevado a una contaminación significativa en los sedimentos fluviales (Hg 0,2 – 3,8 µg/g; Cu 75 – 2200 µg/g) y los suelos (Hg 2,4 – 47 µg/g).

El distrito cuprífero de Talcuna, ubicado en la quebrada Marquesa de la rivera norte del Río Elqui, ha sido responsable de varios episodios de contaminación por depósitos de relaves debido a fallas operacionales. Además, grandes cantidades de pasivos ambientales mineros han contribuido a la contaminación del Río Elqui debido a su erosión y flujos de lodo durante episodios de precipitación de El Niño, lo cual genera un grave problema teniendo en cuenta que el tiempo promedio de residencia de los contaminantes mineros en los sedimentos de los ríos se calcula en cientos de años (Galleguillos, 2004; Coulthard y Macklin 2003).

Finalmente, el distrito de El Indio Au – Cu – As, en la cabecera de la cuenca y a una altitud superior a los 4.000 m.s.n.m., directamente conectado con el Río del Toro y por lo tanto con el Río Elqui, cuya actividad minera estuvo activa desde mediados de la década de 1970 al año 1999, hasta que la empresa minera El Indio inició su plan de cierre en el 2003. Sin embargo, el distrito se encuentra en un cinturón de zonas de alteración hidrotermal (Franja Epitermal El Indio) y ha sido una fuente natural de drenaje ácido durante al menos 10.000 años (Oyarzun et al. 2004). Entrega cargas importantes de As, Cu, Zn, Fe y SO_4^{2-} al Río Toro, generalmente excediendo el estándar chileno para el agua de riego (Oyarzun et al. 2004). El contenido de Cu de la fracción fina de sedimentos fluviales es superior al 0,1 % (Oyarzún et al. 2003). Aunque las acciones de cierre de El Indio han sido efectivas en la disminución de las concentraciones de As disueltas, el Cu ha aumentado y el pH ha disminuido, lo que sugiere una intensificación del proceso de generación del drenaje ácido (Ribeiro et al., 2014; Galleguillos et al., 2008; Galleguillos, 2004).

CAPITULO 3: METODOLOGÍA

3.1. Etapa de gabinete

Se realizó una revisión bibliográfica, principalmente de artículos científicos con una línea investigativa centrada en la contaminación por elementos potencialmente tóxicos en humedales de otras latitudes, esto a modo de estructurar el desarrollo del presente trabajo. Además, se analizaron diversos informes técnicos y artículos científicos desarrollados en la cuenca del Río Elqui para contextualizar de manera regional y local el área de estudio. Por otro lado, se elaboró la cartografía base del área de estudio con información geoespacial proporcionada por el Proyecto GEF Humedales Costeros. En base a esta información, y mediante el uso de Google Earth y el análisis temporal de imágenes satelitales, se definieron a lo largo del humedal urbano 10 estaciones de muestreo, separadas entre sí por una distancia de 1 a 2 km aproximadamente (Tabla 1 y Figura 14).

Tabla 1. Ubicación, justificación y condición del cauce superficial de cada estación de muestreo.

ID	Coordenada UTM Norte	Coordenada UTM Este	Justificación	Cauce superficial
E1	6684989	294892	Límite de inicio del Humedal Urbano Río Elqui	✓
E2	6686346	293202	Aguas abajo Relave y Planta de tratamiento de Aguas Servidas (PTAS)	✓
E3	6687190	291795	Fuentes difusas agricultura / Modificación cauce natural	✓
E4	6688061	291087	Áridos / Modificación Cauce Natural / Fuentes difusas agricultura	✗
E5	6689641	288226	Aguas abajo Qda. Santa Gracia / PAM / Áridos / Modificación cauce natural	✗
E6	6690884	285812	Áridos / Modificación cauce natural / Basurales	✗
E7	6690656	284091	Drenaje urbano / Basurales / Morfología "cauce natural"	✗
E8	6690714	282143	Drenaje urbano / Basurales / Agua superficial en el cauce natural / Estación DGA	✓
E9	6690788	281341	Transición ecosistema lótico - lacustre / Aguas abajo PTAS	✓
E10	6690786	280505	Laguna Costera en su desembocadura / Aguas abajo Aliviadero de Tormentas	✓

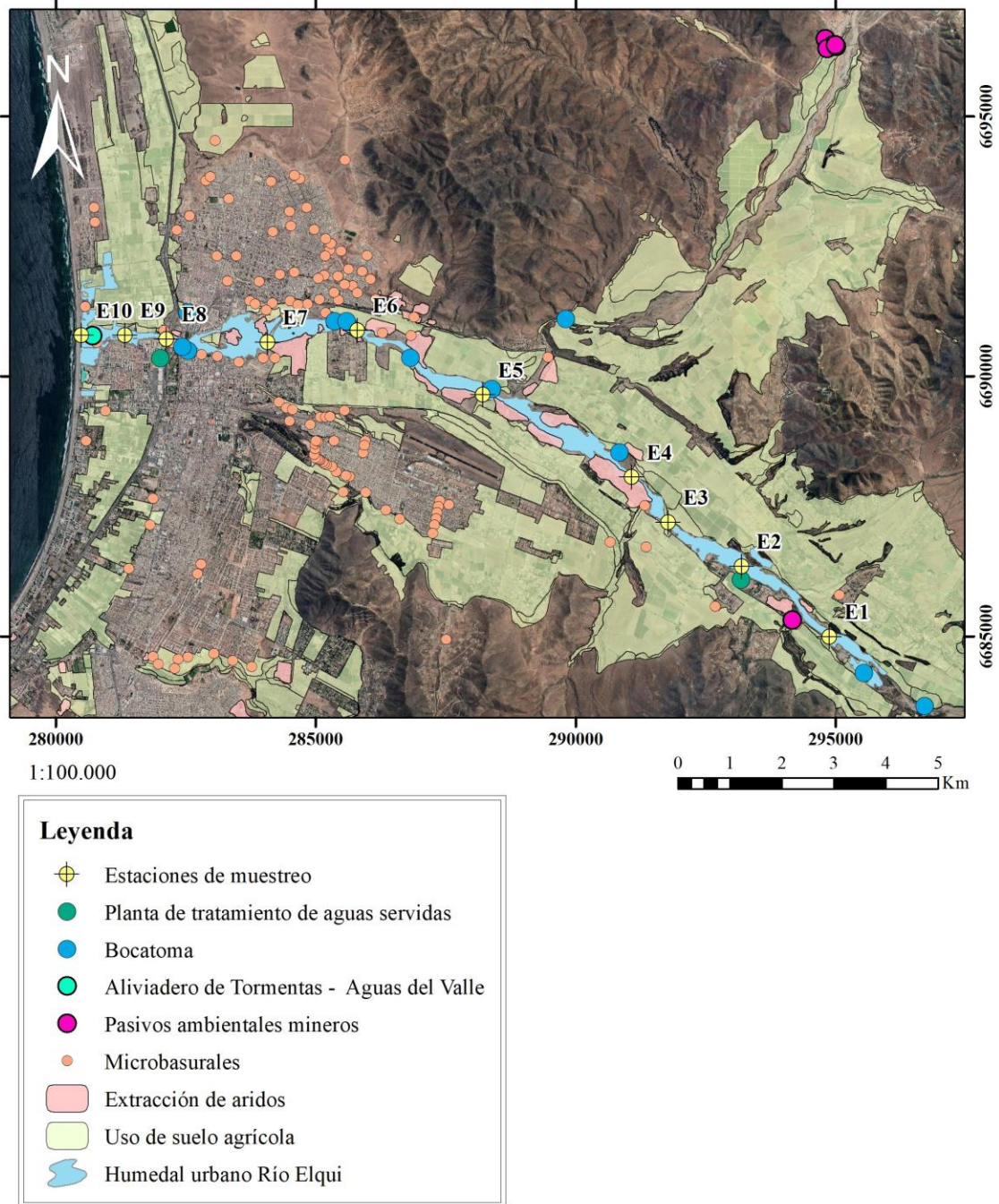


Figura 14. Mapa de ubicación de las estaciones de muestreo y su relación con las presiones ambientales sobre el humedal urbano del Río Elqui. Modificado de Tabilo et al. (2021).

3.2. Etapa de terreno

Se ejecutó una primera visita de reconocimiento al área estudio el día 15 de agosto de 2022, donde se recorrió gran parte del humedal, desde la desembocadura hasta la localidad de El Molle. El levantamiento de los datos se realizó durante los días 25 y 26 de noviembre de 2022, donde se muestrearon sedimentos lacustres, fluviales activos y fluviales con evidencias de esorrentía reciente (Figura 15). Las muestras fueron tomadas utilizando una pala de PVC, se almacenaron en bolsas de polietileno transparente debidamente rotuladas. En cada estación se registró, además, las coordenadas del sitio de muestreo, fotografías y características generales del entorno. Cada muestra (~3 kg) fue conformada por un compósito de submuestras recolectadas a lo largo y ancho del canal, y a una profundidad máxima de 5 cm. La cantidad de submuestras y el radio de muestreo varió según la cantidad de sedimento fino y a la accesibilidad del sitio de muestreo. Al finalizar la jornada de terreno, se realizó un proceso de homogeneización y cuarteo para cada una de las muestras, se recolectaron 250 gramos en un frasco de vidrio para los análisis de granulometría y materia orgánica, y para el análisis geoquímico se recolectó una botella de polietileno de 125 ml colmatada de sedimentos con 2 ml de HNO₃ (2 pH) para mantener la estabilidad química de los sedimentos acuáticos. Cada envase fue debidamente rotulado y puesto a refrigeración hasta su envío al laboratorio ALS Life Science Division para el análisis.



Figura 15. Mosaico fotográfico de los sitios muestreados: **A)** Sedimentos lacustres, sector Desembocadura (E10), **B)** Sedimentos transicionales ecosistema lótico – lacustre, zona de inundación permanente (E9), **C)** Sedimentos fluviales con evidencias de escorrentía reciente, cauce principal del Río Elqui, zona de extracción de áridos (E4), **D)** Sedimentos fluviales activos, cauce principal del Río Elqui, sector Altovalsol (E10).

3.3. Etapa de laboratorio

Las muestras de sedimentos fueron analizadas por el laboratorio ALS Life Science Division, ubicado en la ciudad de Santiago. Los parámetros analizados fueron: (1) granulometría, (2) contenido de materia orgánica y (3) geoquímica. El laboratorio se reservó la información respecto a las técnicas de preparación de muestras para cada análisis solicitado. Los métodos utilizados fueron los siguientes:

1. **Granulometría:** La distribución del tamaño de partícula mayor a 75 μm , retenidos en el tamiz No. 200, se determinó mediante tamizado, mientras que la fracción fina, partículas menores a 75 μm , se determinó a través del proceso de sedimentación, utilizando un hidrómetro (ASTM D422 – 63, 2007). A modo de simplificación para efectos de este trabajo, los resultados se homologaron de acuerdo a la clasificación del tamaño de grano de sedimentos no consolidados de Wentworth (1922) (Tabla 2).

Tabla 2. Clasificación del tamaño de partículas homologada.

Categoría		Escala de tamaño de grano de Wentworth (mm)	Homologación ASTM-D422
Grava	Guijarros	> 4	Malla N°5 (4mm)
	Gránulos	2 – 4	Malla N°10 (2mm)
Arena	Arena muy gruesa	1 – 2	Malla N°18 (1mm)
	Arena gruesa	0,50 – 1	Malla N°20 (0,85 mm) y N°35 (0,5 mm)
	Arena media	0,25 – 0,5	Malla N°60 (0,25 mm)
	Arena fina	0,125 – 0,25	Malla N°100 (0,150 mm) y N°140 (0,106 mm)
	Arena muy fina	0,063 – 0,125	N°200 (0,075 mm)
Lodo	limo y arcilla	< 0,063	< Malla N°200 (< 0,075 mm)

2. **Materia orgánica:** Se utilizó el método de pérdida de masa por ignición en una mufla a 440°C, el contenido de materia orgánica (%) fue determinado por la diferencia entre la masa de la muestra previamente secada a 107°C (pérdida de humedad) y la masa resultante del proceso de ignición (ASTM 2974 – 20e1, 2020).

3. Geoquímica: El análisis de metal (oídes) totales se realizó bajo las especificaciones técnicas US EPA Method 6020 A (2007) y US EPA Method 3010 A (1992). Las muestras fueron sometidas a digestión por el método de agua regia (ácido nítrico y clorhídrico en proporción 1:3), y las matrices evaluadas para aluminio (Al), arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn) por espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP -MS). La Tabla 3 indica los límites de detección para cada uno de los elementos analizados.

Tabla 3. Límites de detección (LD). Información proporcionada por ALS Life Science Division.

	LD (mg/kg)
Al	140
As	1,00
Cd	0,90
Cr	7,00
Cu	1,75
Hg	1,30
Fe	140
Mn	13,00
Ni	2,20
Pb	1,00
Zn	1,20

3.4. Análisis de la información

El factor de enriquecimiento (FE), el índice de geoacumulación (I_{geo}), el índice de polución modificado (IPM), el índice de riesgo ecológico potencial modificado (IRM) y directrices de calidad ambiental de sedimentos (SQGs), además de representación cartográfica en GIS y análisis estadísticos se utilizaron en este trabajo para evaluar el potencial riesgo ecológico asociado a la presencia de EPT.

3.4.1. Factor de enriquecimiento

El Factor de Enriquecimiento (FE) se ha utilizado tradicionalmente para evaluar y distinguir los efectos del medio ambiente natural y de las actividades antropogénicas en la acumulación de EPTs en sedimentos de los humedales. A fin de reducir los efectos antropogénicos del muestreo y la medición, y garantizar la comparabilidad y equivalencia de cada indicador, se utiliza un elemento conservador de referencia para normalizar los EPTs en las muestras analizadas. La normalización frente a un elemento conservador explica los aportes litogénicos y sedimentarios del elemento de interés, potenciando la predicción de la acumulación antropogénica a través del factor de enriquecimiento (Duodu et al., 2016). Los elementos de referencia comúnmente utilizados son: Sc, Mn, Ti, Al, Fe y Ca, ya que son estables y no se ven afectados fácilmente por el medio ambiente y el proceso de análisis, y prueba (Rubio et al., 2000; Loska et al., 2004). En este estudio, se definió el Al como elemento de referencia para normalizar las concentraciones de los EPTs, ya que el Aluminio se considera un elemento estable de gran abundancia en la corteza terrestre y, por lo tanto, se considera la variabilidad causada por los efectos del tamaño del grano en los diferentes entornos de deposición (Ravisankar et al., 2015). El FE se calculó de la siguiente manera:

$$FE = \frac{\left(\frac{C_i}{Al}\right)_{muestra}}{\left(\frac{C_i}{Al}\right)_{fondo}}$$

Donde C_i y Al son las concentraciones del elemento traza potencialmente contaminante y el elemento de referencia, respectivamente, tanto de la muestra como del fondo geoquímico. De acuerdo con los valores del FE, la evaluación de elementos potencialmente tóxicos se divide en 6 niveles, los cuales están definidos en la Tabla 4.

Tabla 4. Niveles de Clasificación del factor de enriquecimiento (Jahromi et al., 2021).

Factor de Enriquecimiento (FE)	Clasificación
$FE < 1$	Nivel de fondo
$1 \leq FE < 2$	Enriquecimiento mínimo
$2 \leq FE < 5$	Enriquecimiento moderado
$5 \leq FE < 20$	Enriquecimiento moderado a severo
$20 \leq FE < 40$	Enriquecimiento muy severo
$FE \geq 40$	Enriquecimiento extremadamente alto

Los valores de fondo geoquímico (LB) utilizados para este trabajo son los propuestos por Fernández (2018) en la elaboración de la línea de base ambiental de la Hoja La Serena (1:250.000), en el marco del Plan Nacional de Geología ejecutado por el Sernageomin (Tabla 5).

Tabla 5. Concentraciones de la línea base ambiental (LB) de la Hoja La Serena (Fernández, 2018). A modo de comparación, se presentan las concentraciones medias reportadas para la corteza continental superior (CSC) propuestas por Rudnick y Gao (2003) y la razón entre ambas concentraciones (LB/CSC). *Las concentraciones base de Al, Fe, Mn y Cr se obtuvieron a partir de sus constituyentes en óxidos como elementos mayores.

Elemento	Unidad	LB	CSC	LB/CSC
As	ppm	7,53	4,80	1,57
Cd	ppm	0,13	0,09	1,44
Cr*	ppm	46,00	92,00	0,50
Cu	ppm	84,90	28,00	3,03
Mn*	ppm	1471,47	774,46	1,90
Hg	ppm	0,02	0,05	0,40
Ni	ppm	11,46	47,00	0,24
Pb	ppm	11,38	17,00	0,67
Zn	ppm	64,02	67,00	0,96
Al*	%	7,83	8,01	0,98
Fe*	%	7,74	3,52	2,20

3.4.2. Índice de geoacumulación

El Índice de Geoacumulación (I_{geo}), introducido por Müller (1969), se ha aplicado en gran parte de los estudios recientes de contaminación de sedimentos en humedales. Este índice se utiliza para determinar la variación progresiva de los elementos potencialmente contaminantes debido a los procesos litogénicos, comparando las concentraciones actuales con el fondo geoquímico, y se calculó de la siguiente manera:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_i}{1,5 \times B_i} \right)$$

Donde C_i corresponde a la concentración del elemento potencialmente tóxico medido en los sedimentos, y B_i a la concentración geoquímica de fondo del elemento (LB). Se introduce un factor de 1,5 para minimizar los efectos de posibles variaciones en los valores de fondo debido a procesos litogénicos. Müller (1981) categorizó el I_{geo} en siete clases definidas en la Tabla 6.

Tabla 6. Clasificación del Índice de geoacumulación (Müller, 1969).

Índice de Geoacumulación (I_{geo})	Clasificación
$I_{geo} < 0$	Impoluto
$0 \leq I_{geo} < 1$	Impoluto a moderadamente contaminado
$1 \leq I_{geo} < 2$	Moderadamente contaminado
$2 \leq I_{geo} < 3$	Moderadamente a fuertemente contaminado
$3 \leq I_{geo} < 4$	Fuertemente contaminado
$4 \leq I_{geo} < 5$	Fuertemente a muy fuertemente contaminado
$I_{geo} \geq 5$	Condiciones muy fuertes de contaminación

3.4.2. Índice de polución modificado

El Factor de Contaminación (FC) cuantifica el grado de contaminación por parte de un elemento en específico (Hakanson, 1980). Esto proporciona información acerca de la concentración de un elemento en un sitio de interés en relación con los valores de fondo. Sin embargo, el cálculo del FC no toma en cuenta los parámetros de entrada litógenos y sedimentarios, lo cual podría ser una fuente de error cuando se consideran ambientes estuarinos, ya que son áreas de sedimentación intensa con aportes significativos por medio de las vías fluviales (Brady et al., 2015). Estas limitaciones a partir de un solo elemento han llevado a la elaboración de índices de contaminación multielementales para la evaluación de la calidad de los sedimentos.

Brady et al. (2015) propusieron un Índice de Polución Modificado (IPM), que es una mejora del índice de polución (IP) desarrollado por Hakanson (1980), donde utiliza factores de enriquecimiento en lugar de factores de contaminación para su cálculo. Por lo que toma en consideración las concentraciones de fondo y el comportamiento complejo y no estacionario de los sedimentos. En ese sentido, se utilizó el IPM para evaluar la contaminación general de las muestras de sedimentos por EPTs. Dado que los elementos de interés pueden tener efectos contrastantes en muestras de sedimentos particulares, el IPM ayuda a interpretar la contaminación por EPTs en conjunto para cada sitio en particular. IPM se calculó de la siguiente manera:

$$IPM = \sqrt{\frac{FE_{medio}^2 + FE_{max}^2}{2}}$$

Donde, FE_{max} y FE_{medio} se refieren al factor de enriquecimiento máximo y al factor de enriquecimiento promedio para cada estación de monitoreo, respectivamente. Las categorías utilizadas para la clasificación del IPM se encuentran descritas en la Tabla 7.

Tabla 7. Clasificación del índice de polución modificado (IPM). Extraído de Brady et al. (2015).

IPM	Clasificación
$IPM < 1$	Impoluto
$1 \leq IPM < 2$	Levemente contaminado
$2 \leq IPM < 3$	Moderadamente contaminado
$3 \leq IPM < 5$	Moderadamente a altamente contaminado
$5 \leq IPM < 10$	Altamente contaminado
$IPM \geq 10$	Severamente contaminado

3.4.3. Índice de potencial riesgo ecológico modificado

El índice del Potencial Riesgo Ecológico (IR) ha sido ampliamente utilizado y universalmente aceptado para la evaluación cuantitativa del riesgo ecológico (Hakanson, 1980; Çavuş et al., 2023; Yin et al., 2023). Sin embargo, al igual que en el IP, no se consideraron los factores litógenos y sedimentarios de los elementos de interés, ya que el IR utiliza el factor de contaminación (FC) como su unidad básica de cálculo. Como se mencionó anteriormente, el factor de enriquecimiento se desarrolló para tener en cuenta los efectos de entrada sedimentaria terrígena (Duodu et al., 2016). En este estudio se utilizó el Índice del Potencial Riesgo Ecológico Modificado (IRM) el cual integra en su cálculo al FE para evaluar el grado de contaminación de los EPTs en el área de estudio (Brady et al., 2015). El valor de la IRM se calculó de la siguiente manera:

$$IRM = \sum_{i=1}^n Er_i = \sum_{i=1}^n Tr_i \times FE_i$$

Donde, Er_i y FE_i corresponden al factor de potencial riesgo ecológico y al factor de enriquecimiento de cada EPT analizado, respectivamente. Tr_i se refiere al coeficiente de respuesta para la toxicidad de cada elemento, el cual indica la sensibilidad ecológica a la contaminación y el nivel de toxicidad del elemento (Yavar Ashayeri & Keshavarzi,

2019). Los coeficientes de respuesta (Tr_i) utilizados para Hg, Cd, As, Cu, Pb, Ni, Cr y Zn fueron 40, 30, 10, 5, 5, 5, 2 y 1, respectivamente (Hakanson 1980). Las categorías utilizadas para la clasificación de Er_i y IRM están descritas en las Tablas 8 y 9.

Tabla 8. Clasificación del factor de potencial riesgo ecológico (Er_i). Extraído de Brady et al. (2015).

(Er)	Clasificación
$Er < 40$	Potencial de riesgo ecológico bajo
$40 \leq Er < 80$	Potencial de riesgo ecológico moderado
$80 \leq Er < 160$	Potencial de riesgo ecológico considerable
$160 \leq Er < 320$	Potencial de riesgo ecológico alto
$Er \geq 320$	Riesgo ecológico muy alto

Tabla 9. Clasificación del índice de potencial riesgo ecológico modificado (IRM). Extraído de Brady et al. (2015).

IRM	Clasificación
$IRM < 150$	Riesgo ecológico bajo
$150 \leq IRM < 300$	Riesgo ecológico moderado
$300 \leq IRM < 600$	Riesgo ecológico considerable
$IRM \geq 600$	Riesgo ecológico muy alto

3.4.4. Directrices de calidad ambiental de sedimentos

Las directrices de calidad ambiental de sedimentos (SQGs) se han utilizado en numerosas aplicaciones, incluido el diseño de programas de monitoreo, la interpretación de datos históricos, la evaluación de la necesidad de estudios detallados acerca de la calidad de los sedimentos, la evaluación de la calidad de los posibles materiales dragados, evaluaciones de riesgos ecológicos, y el desarrollo de programa de remediación de la calidad de los sedimentos (Long & MacDonald 1998). MacDonald et

al. (2000) desarrollaron dos SQGs para 28 químicos considerados contaminantes (metal (oides), hidrocarburos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorados y plaguicidas). Estas directrices fueron consensuadas en: (1) el umbral del cual no se espera que ocurran efectos tóxicos probables, definido por sus siglas TEC, y (2) el umbral sobre el cual se espera con mayor frecuencia la ocurrencia de efectos adversos, definido como PEC (Tabla 10). En este trabajo se utilizaron estos estándares a modo de comparación para evaluar los posibles efectos adversos hacia el ecosistema asociado a la presencia de EPTs en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui, Altovalsol a Desembocadura.

Tabla 10. SQGs de los elementos potencialmente tóxicos en sedimentos de agua dulce (MacDonald et al., 2000). Concentraciones medidas en ppm.

Elemento	TEC	PEC
As	9,79	33,00
Cd	0,99	4,98
Cr	43,40	111,00
Cu	31,60	149,00
Hg	0,18	1,06
Ni	22,70	48,60
Pb	35,80	128,00
Zn	121,00	459,00

3.4.4. Análisis estadístico

Se realizaron análisis de estadísticos descriptivos para explorar la variación de cada uno de los parámetros evaluados en las muestras, además de una matriz de correlación Pearson (r) para discernir las posibles relaciones entre las variables estudiadas bajo un nivel de significancia estadística (α) del 5% y 1%, es decir, se consideraron correlaciones validas con un p – valor $< 0,05$ y $0,01$. El procesamiento de datos y los análisis estadísticos se ejecutaron en el software MS Excel 2019.

El análisis de los datos del tamaño de grano se realizó en el programa GRADISTAT basado en los trabajos de Krumbein & Pettijohn (1938) y Folk & Ward (1957), a través del método logarítmico de los momentos (Blott & Pye, 2001).

Adicionalmente, con el fin de identificar las fuentes y comprender las relaciones con mayor claridad de los elementos potencialmente tóxicos que representan un potencial riesgo ecológico (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni y Zn), se realizó una mayor discriminación por el método de análisis de componentes principales (PCA). Para ello, se utilizó el software IBM SPSS Statistics 26 con una medida de correspondencia Kaiser – Meyer – Olkin (KMO), donde un valor $KMO > 0,60$ indica que existen correlaciones entre las variables y, por lo tanto, estas serían adecuadas para el análisis factorial, esto además de una prueba de esfericidad Barlett con una significancia estadística $< 0,05$. Esta técnica estadística es utilizada para discernir qué conjunto de variables forman subconjuntos coherentes que son relativamente independientes entre sí. Esas variables correlacionadas se combinan en factores que debiesen ser representativos del proceso subyacente. En ciencias ambientales, PCA se ha utilizado ampliamente para identificar las posibles fuentes de contaminación a través de contribuciones naturales y/o antropogénicas (Bao et al., 2017; Fang et al., 2019; Lu et al., 2020).

Se utilizó el Software ArcGIS 10.8 empleando el datum UTM WGS84 para la confección de los mapas base y mapas de distribución espacial de los índices de calidad ambiental unificados (IPM e IRM) bajo el método de inverso a la distancia ponderado (IDW).

CAPITULO 4: RESULTADOS

4.1. Granulometría y materia orgánica de los sedimentos

Los resultados de la textura y distribución granulométrica de los sedimentos del humedal urbano Río Elqui, Altovalsol a Desembocadura, se muestran en la Figura 16. Se identificaron cinco tipos de sedimentos basados en la clasificación de Folk & Ward (1957), nombrados, arena fangosa con gravas (E4, E5, E6 y E7), arena con gravas (E3 y E8), grava fangosa arenosa (E1 y E9), grava arenosa (E2) y arena ligeramente con gravas (E10). Los rangos asociados a gravas, arenas y lodos (limos y arcillas) fluctúan entre 4,50 a 55,07%, 42,63 a 92,77%, y 2,20 a 29,66%, respectivamente. El tamaño medio de grano de los sedimentos (M_z) se concentró en las arenas, fluctuando entre arenas muy gruesas (E2), arenas gruesas (E1 y E8), arenas medias (E3, E5, E9 y E10) y arenas finas (E4, E6 y E7). Los valores de clasificación mostraron un rango de arenas mal a muy mal clasificadas. En cuanto a los valores de asimetría, las estaciones E1, E2 y E3 presentaron una distribución con tendencia hacia la fracción de grano más fina, mientras que las demás muestras resultaron en una distribución simétrica (Tabla 11).

Los resultados del contenido de materia orgánica (MO) en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui se presentan en la Figura 17. Los valores más altos y bajos de materia orgánica fueron 4,82% en E9 y 0,43% en E2 respectivamente. El valor medio de materia orgánica fue de $1,49 \pm 1,29\%$. El contenido de materia orgánica aumentó paulinamente de este a oeste, hasta su máximo en E9, para luego decaer en el sector de la desembocadura (E10).

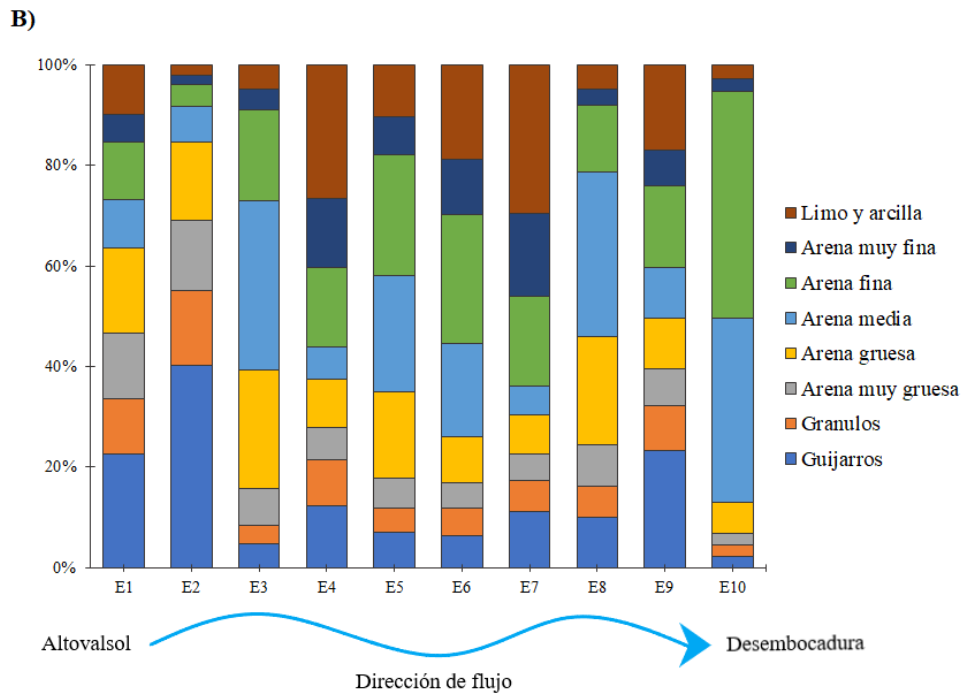
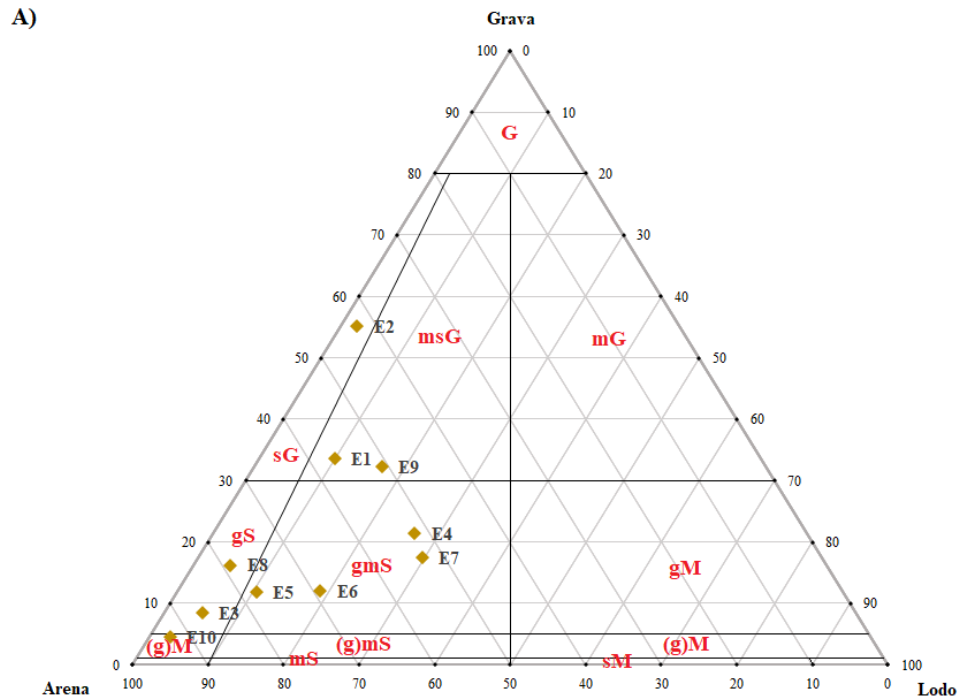


Figura 16. A) Triángulo de clasificación textural de los sedimentos según Folk & Ward (1957). Nomenclatura: G: Grava, mG: Grava fangosa, msG: Grava fangosa arenosa, sG: Grava arenosa, gM: Fango con grava, gmS: Arena fangosa con grava, gS: Arena con grava, (g)M: Fango con gravas ligeras, (g)mS: Arena fangosa con gravas ligeras, (g)S: Arena con gravas ligeras, sM: Fango arenoso y mS: Arena Fangosa. **B)** Distribución del tamaño de grano de los sedimentos superficiales del humedal urbano Río Elqui.

Tabla 11. Parámetros del tamaño de grano de los sedimentos analizados.

Estación	Mz (Φ)	Clasificación (σ)	Asimetría (sk)	Curtosis (k)
E1	0,55	2,67	0,76	0,28
E2	-0,80	1,97	1,38	0,70
E3	1,33	1,77	0,53	0,30
E4	2,26	3,11	-0,05	-0,02
E5	1,70	2,24	0,30	0,14
E6	2,29	2,53	0,06	0,02
E7	2,67	3,04	-0,27	-0,09
E8	0,98	1,97	0,42	0,21
E9	1,20	3,06	0,37	0,12
E10	1,84	1,33	-0,17	-0,13

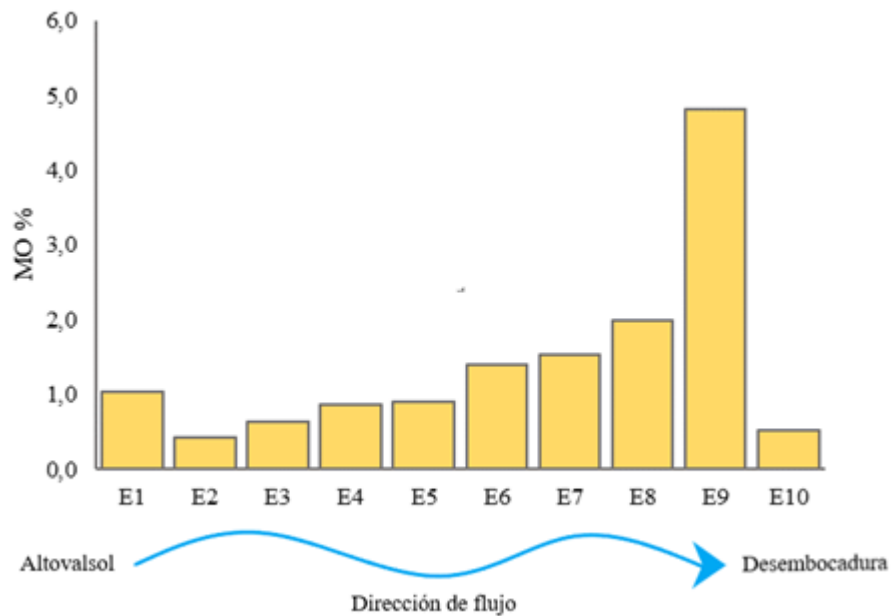


Figura 17. Distribución de la cantidad de materia orgánica en los sedimentos superficiales del humedal urbano Río Elqui.

4.2. Geoquímica de los sedimentos

Los resultados del análisis estadístico de la geoquímica de los sedimentos del humedal urbano Río Elqui se resumen en la Tabla 12 y Figura 18. Las concentraciones de los elementos evaluados comprendieron rangos de 0,67% – 2,03% para aluminio (Al), 1,69% – 3,26% para hierro (Fe), 6,39 – 30,9 ppm para arsénico (As), 7,17 – 12,6 ppm para cromo (Cr), 31,5 – 415 ppm para cobre (Cu), 351 – 3580 ppm para manganeso (Mn), 4,14 – 12 ppm para níquel (Ni), 11 – 51 ppm para plomo (Pb), y 44 – 158 ppm para zinc (Zn). Cadmio (Cd) y mercurio (Hg) resultaron bajo los límites de detección. Las concentraciones medias disminuyeron en el siguiente orden: Fe ($2,41 \pm 0,53$ %) > Al ($1,29 \pm 0,41$ %,.) > Mn ($967,20 \pm 953,43$ ppm) > Cu ($164,88 \pm 121,64$ ppm) > Zn ($91,28 \pm 36,75$ ppm) > Pb ($26,56 \pm 12,69$ ppm) > As ($15,60 \pm 7,07$ ppm) > Cr ($10,31 \pm 2,11$ ppm) > Ni ($7,79 \pm 2,48$ ppm). La concentración de los elementos potencialmente tóxicos varió significativamente entre cada sitio, a excepción del Fe y Cr. El coeficiente de variación se estableció en el siguiente orden: Mn (98%) > Cu (74%) > Pb (48%) > As (45%) > Zn (40%) > Al (32%) > Ni (31%) > Fe (22%) y Cr (20%).

Tabla 12. Concentraciones medias y estadísticos descriptivos de los elementos evaluados. SD = Desviación estándar. CV = Coeficiente de variación.

Elemento	Unidad	Media	SD	Max	Mín	CV (%)
As	ppm	15,60	7,07	30,90	6,39	45
Cr	ppm	10,31	2,11	12,60	7,17	20
Cu	ppm	164,88	121,64	415,00	31,50	74
Mn	ppm	967,20	953,43	3580,00	351,00	98
Ni	ppm	7,79	2,48	12,00	4,14	31
Pb	ppm	26,56	12,69	51,00	11,00	48
Zn	ppm	91,28	36,75	168,00	44,00	40
Al	%	1,29	0,41	2,03	0,67	32
Fe	%	2,41	0,53	3,26	1,69	22

En general, los elementos mostraron un patrón de distribución espacial análogo, con máximos en el Puente Zorrilla (E7) y en la transición del ecosistema lótico – lacustre (E9). Los valores máximos de Cu, Pb, Zn, Al y Fe se presentaron en E7, y de As, Cr, Mn, Ni en E9, mientras que los valores más bajos se presentaron en la desembocadura (E10) (Figura 18).

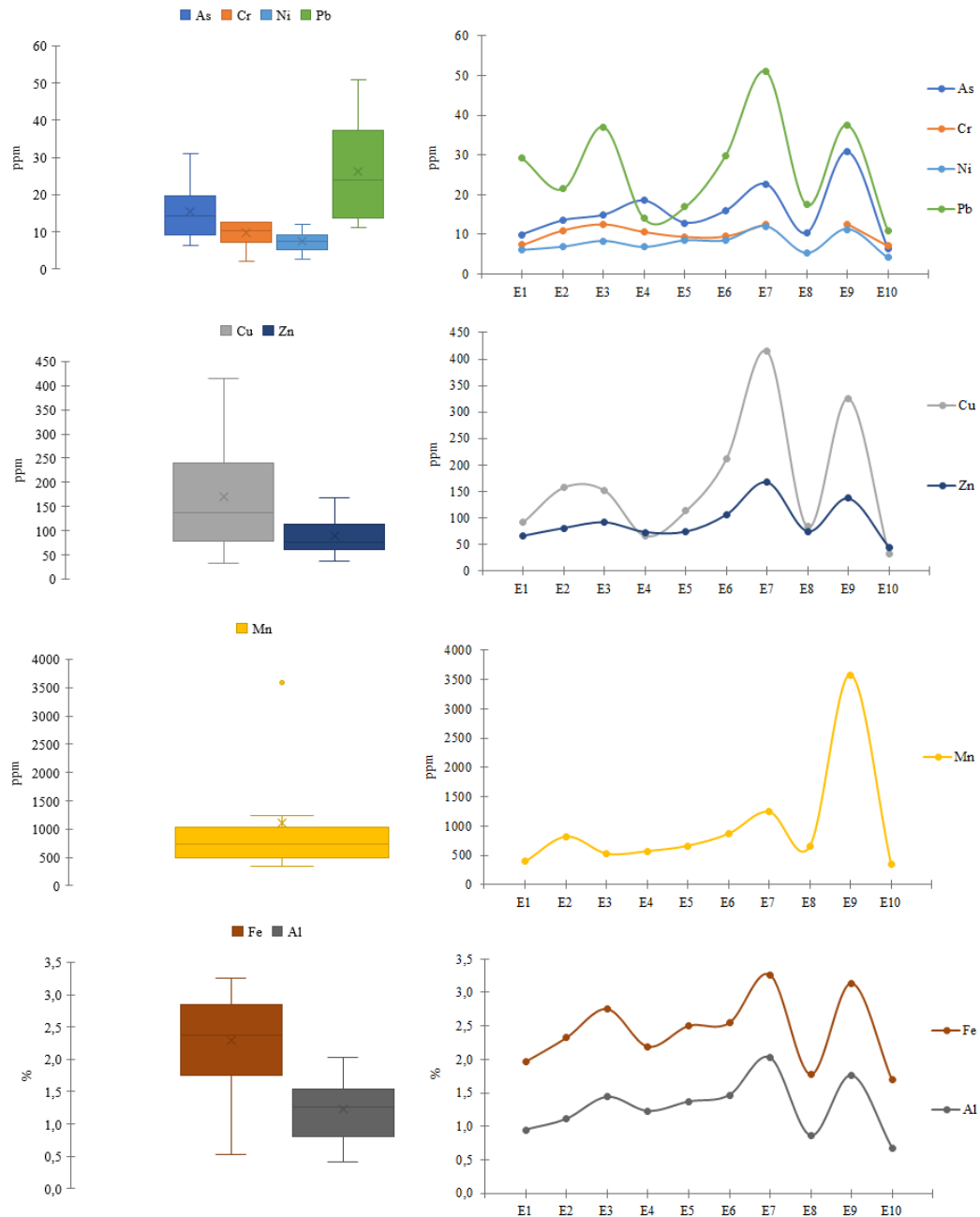


Figura 18. Diagrama de caja y distribución espacial de la concentración de los elementos analizados en los sedimentos superficiales del humedal urbano Río Elqui.

4.3. Índices de evaluación ambiental de los sedimentos

El promedio del FE para los EPTs evaluados reveló la siguiente tendencia decreciente: Pb ($14,00 \pm 4,13$) > As ($12,45 \pm 2,68$) > Cu ($10,70 \pm 4,83$) > Zn ($8,61 \pm 1,26$) > Ni ($4,15 \pm 0,20$) > Mn ($3,72 \pm 2,58$) > Cr ($1,37 \pm 0,26$). De acuerdo a la Figura 19, la distribución de los datos indicó un enriquecimiento moderado a severo para As y Zn, con valores que fluctúan entre 9,8 y 18,2 para el caso del As, y entre 7,6 a 10,6 para el Zn. El 75% de los datos de Cu bajo el límite superior con valores entre 18,9 y 6,9 se distribuyeron en la categoría de enriquecimiento moderado a severo, con un límite inferior de 4,3 catalogado como moderado. Para el caso del Pb, el 75% de los datos sobre el límite inferior fluctuaron en la clasificación de enriquecimiento moderado a severo, con valores entre 7,9 y 17,4, y con un límite superior de 21,2 en la clasificación de enriquecimiento muy severo. El 100% de los datos de Mn y Ni indicaron un enriquecimiento moderado con medianas de 3,0 y 4,2 respectivamente. Por último, el Cr presentó un factor de enriquecimiento mínimo con una mediana de 1,3.

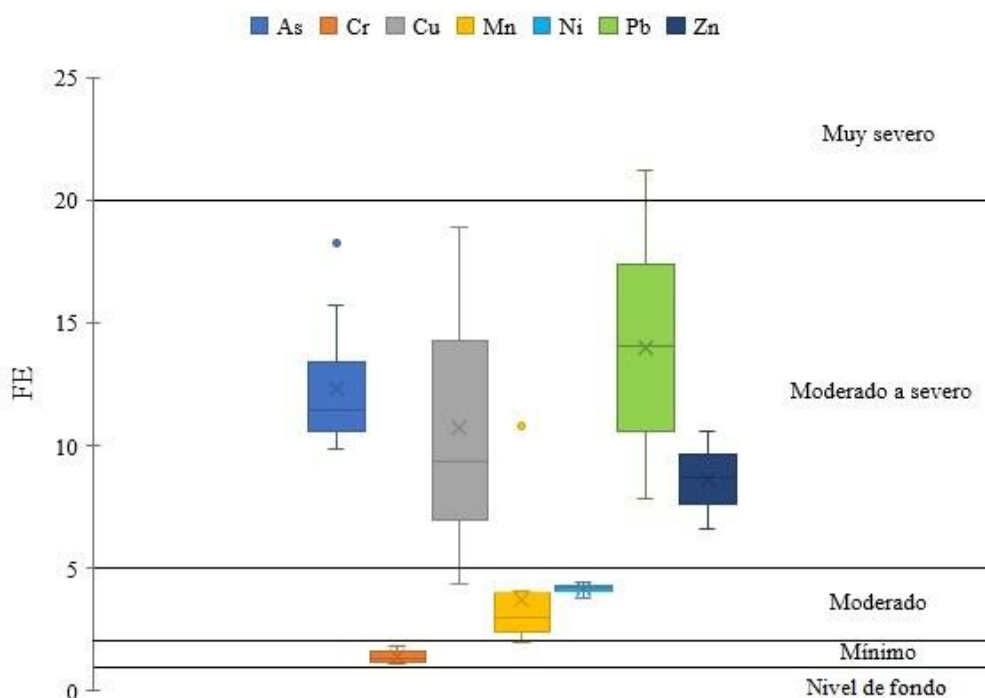


Figura 19. Diagrama de caja del factor de enriquecimiento (FE) de los elementos analizados en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui.

Los valores medios del Igeo presentaron la siguiente secuencia: Pb ($0,49 \pm 0,71$) > As ($0,34 \pm 0,64$) > (Cu $0,01 \pm 1,11$) > Zn ($-0,17 \pm 0,55$) > Ni ($-1,21 \pm 0,47$) > Mn ($-1,55 \pm 0,95$) > Cr ($-2,77 \pm 0,31$) (Figura 20). La disposición de los Igeo para Ni, Mn y Cr indicaron condiciones no contaminantes en los sedimentos por parte de estos elementos. Para el caso del Zn, el 75% de los datos bajo Q3 presentó valores del Igeo menores a 0,2 con una mediana de -0,3 en la categoría de impoluto. El 50% de los datos de As entre Q1 y Q3 se distribuyeron entre Igeo de -0,1 y 0,8 con una mediana de 0,3 en la categoría de impoluto a moderadamente contaminado. Respecto al Cu, el 50% de los datos entre Q1 y Q3 transitaban en los rangos de clasificación impoluto e impoluto a contaminación moderada con valores Igeo entre -0,7 y 0,9 con un Q2 de 0,04 categorizado como impoluto a moderadamente contaminado. En cuanto al Pb, el 50% de los datos entre Q1 y Q3 se distribuyeron entre -0,8 y 1,2 con una mediana de 0,5 en la clasificación impoluta a moderadamente contaminado. Tanto el As, Cu y Pb presentaron valores que transitaban entre rangos de contaminación moderada a impoluta.

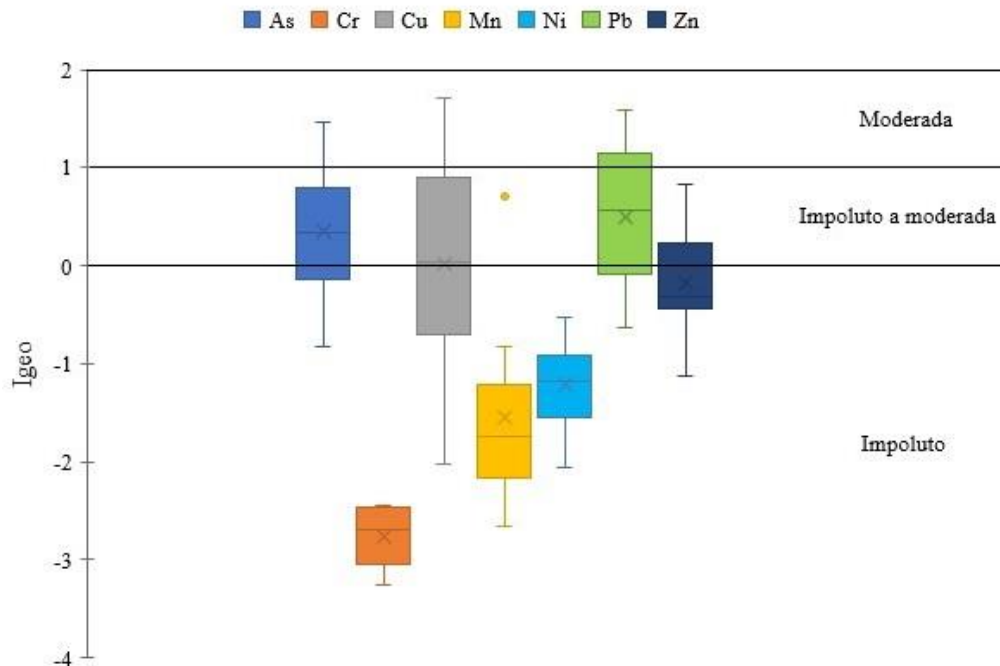


Figura 20. Diagrama de caja del índice de geoacumulación (Igeo) de los EPTs analizados en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui.

En cuanto al índice de polución modificado (IPM), el 80% de las estaciones fueron consideradas severamente contaminadas y el 20% restante como altamente contaminado, las zonas con los índices más elevados se presentaron en E1, E7 y E9 (Figuras 21 y 22). Por otro lado, el orden de los valores medios de *Er* fue el siguiente: As ($123,47 \pm 25,41$) > Pb ($70,01 \pm 19,60$) > Cu ($53,52 \pm 22,93$) > Ni ($20,76 \pm 0,94$) > Zn ($8,61 \pm 1,19$) > Cr ($2,74 \pm 0,50$). Cr, Ni y Zn se establecieron en la categoría de un bajo factor de riesgo ecológico, el As se ubicó en la categoría de riesgo considerable con una mediana de 115 y un valor escapado hacia un factor de alto riesgo en E4. Respecto al Cu, el 50% de los datos sobre Q1 obtuvieron un factor de riesgo entre 35 y 71 con una mediana de 47, ubicada en el rango de riesgo moderado y un límite superior de 94 en la categoría de riesgo considerable. Para el caso del Pb, el 75 % de los datos bajo Q3 se establecieron en factores de riesgo entre 39 y 87, con una mediana de 70 catalogada de riesgo moderado y un límite superior de 106 en la categoría de riesgo considerable (Figura 23). El As aporta los mayores factores de riesgo en las estaciones de monitoreo, con rangos que fluctúan entre 63% y 35% del valor total del IRM. En segundo lugar, se encuentra el Pb con rangos que van desde un 36% a 16%, seguido del Cu entre 29% y 10%, Ni con un rango de 10% al 6%, y en menor medida se presentan Zn y Cr aportando menos del 4% al cálculo del IRM. (Figura 23). Finalmente, el análisis del IRM indicó que la proporción de estaciones que representan un potencial riesgo ecológico considerable fue del 20% ubicadas en E7 y E9. Esta última estación presentó un valor máximo de 375, el resto de las estaciones se identificó como moderado (Figuras 24 y 25).

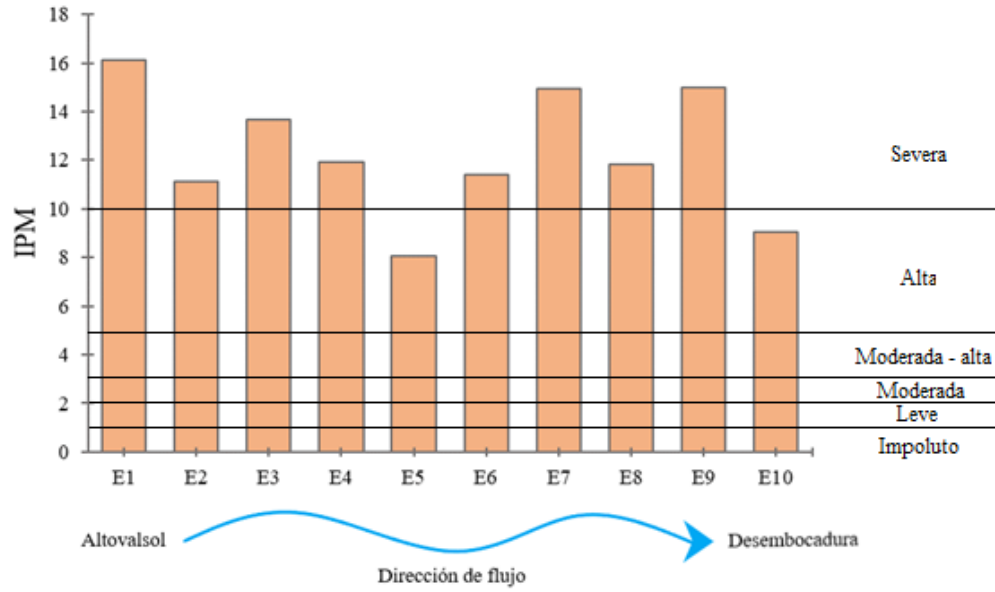


Figura 21. Índice de polución modificado (IPM) de cada estación de muestreo del humedal urbano Río Elqui.

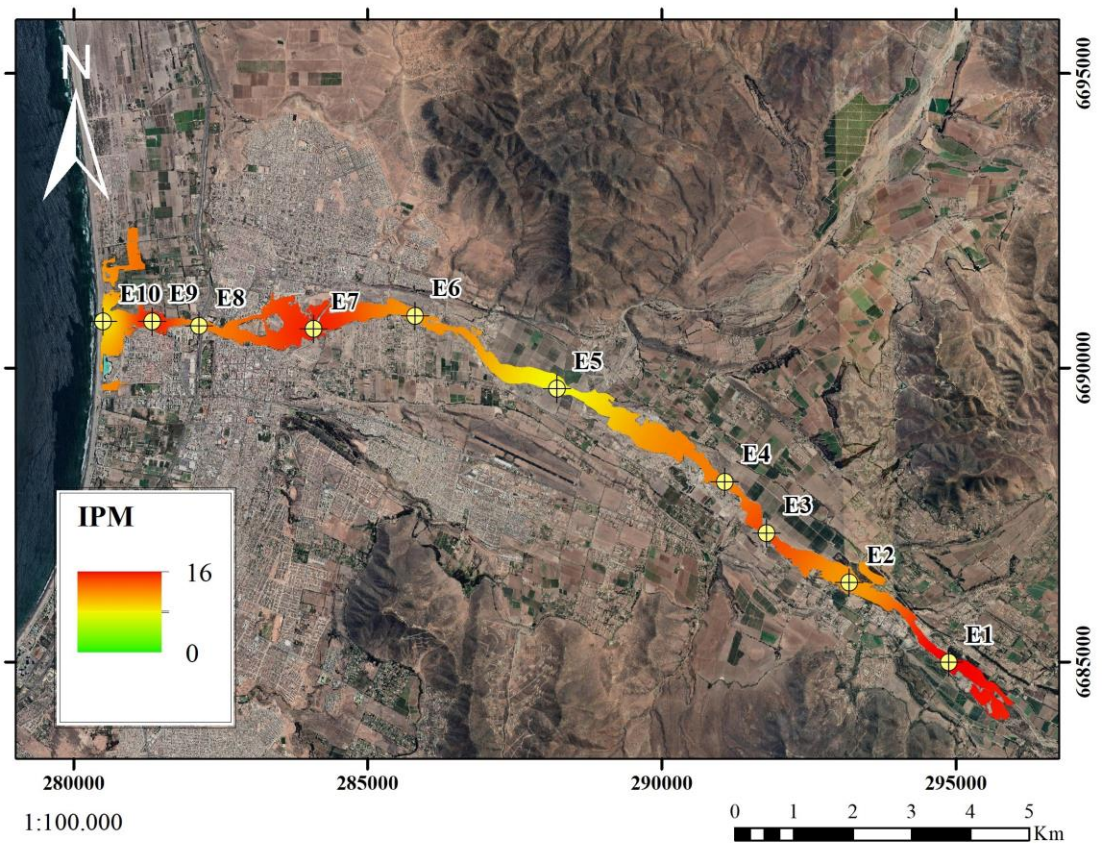


Figura 22. Mapa del índice de polución modificado (IPM) a lo largo del cauce del humedal urbano Río Elqui.

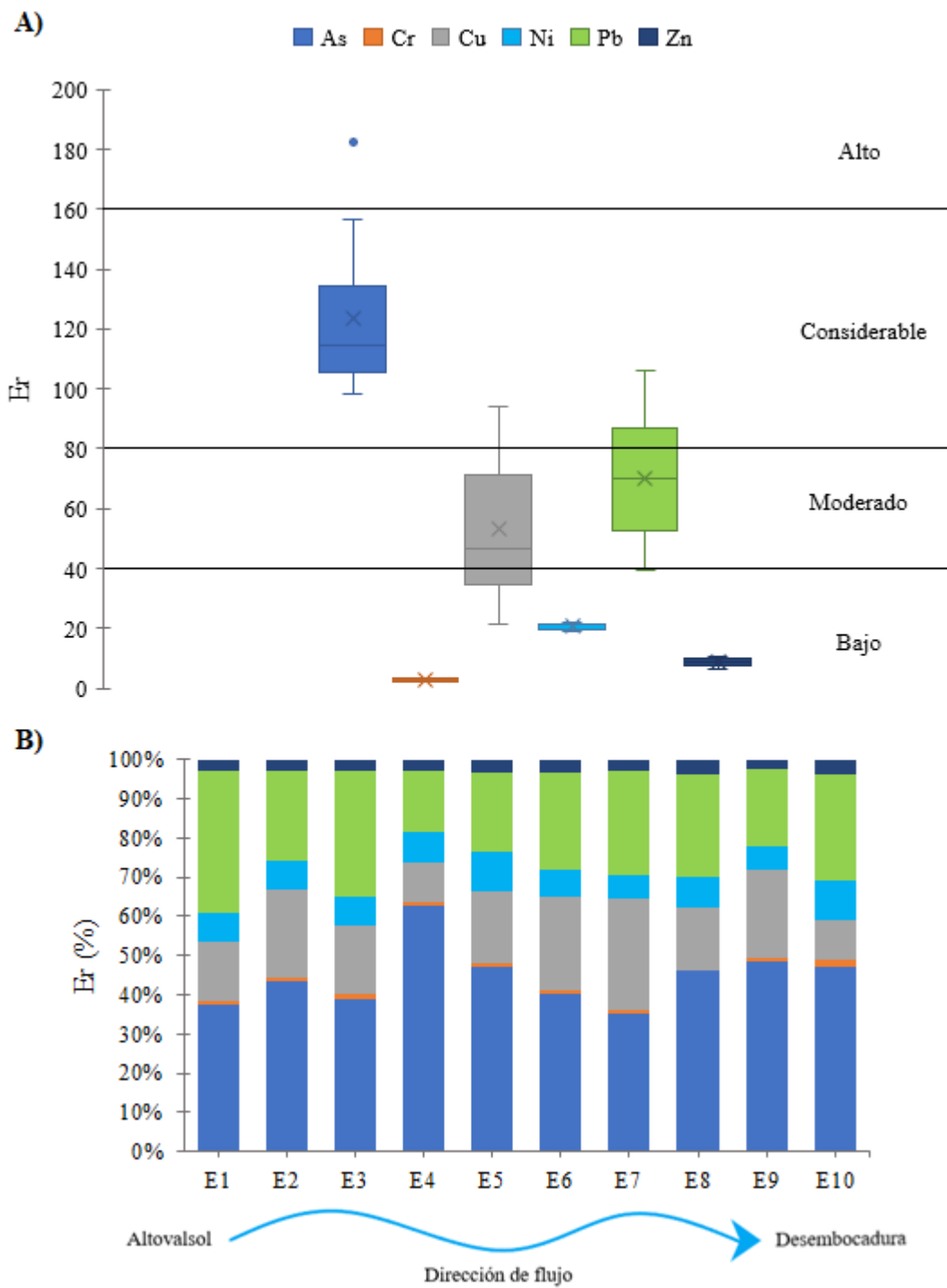


Figura 23. A) Diagrama de caja del factor de potencial riesgo ecológico (Er) en los sedimentos superficiales del humedal urbano Río Elqui. B) Distribución espacial porcentual del Er de cada EPT en función del valor total del IPM.

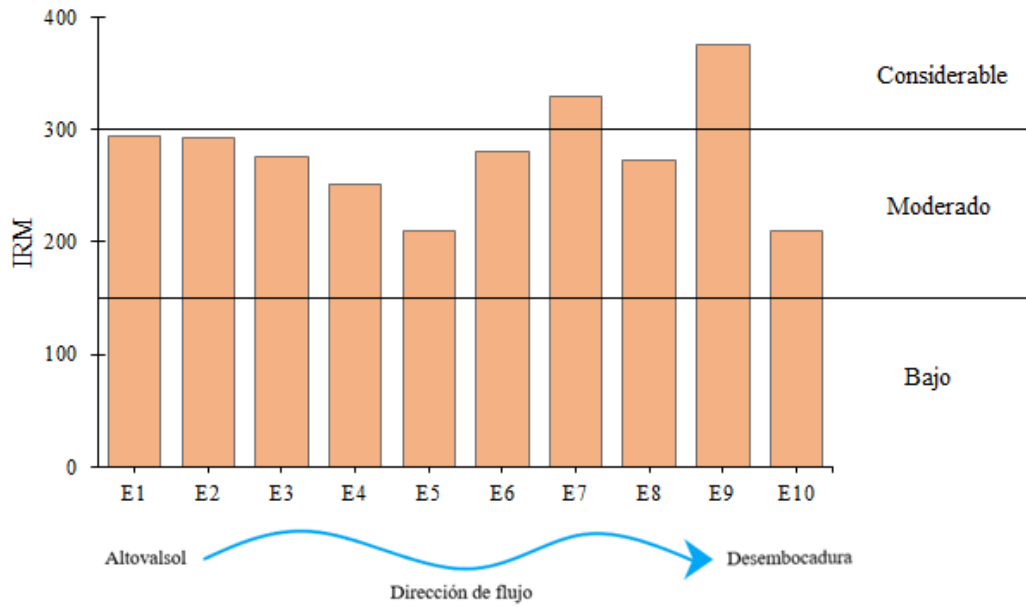


Figura 24. Índice de potencial riesgo ecológico modificado (IRM) en cada estación de muestreo del humedal urbano Río Elqui.

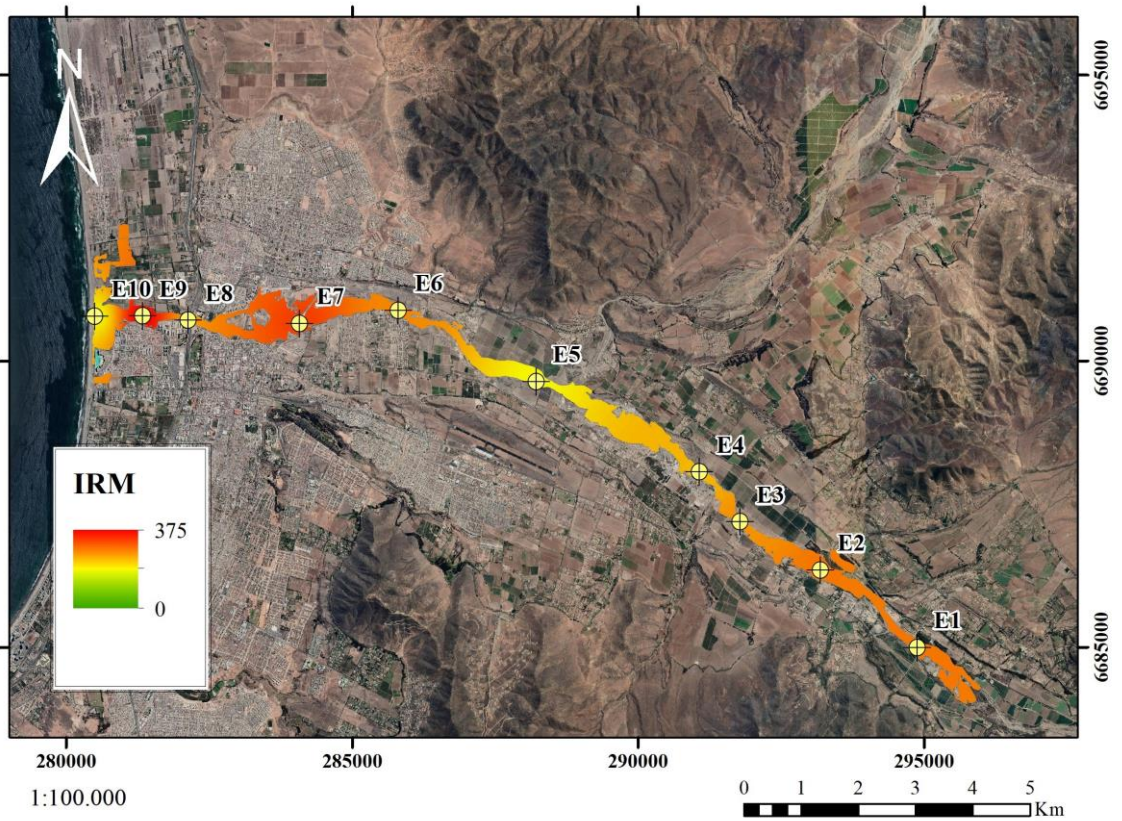


Figura 25. Mapa del índice de potencial riesgo ecológico modificado (IRM) a lo largo del cauce del humedal urbano Río Elqui.

CAPITULO 5: DISCUSIONES

5.1. Identificación de fuentes aportantes

Los resultados de la matriz de correlación Pearson (r) se presentan en la Tabla 13, estos dan muestra de una correlación positiva y significativa entre As – Cr – Cu – Ni – Pb – Zn ($p < 0,05$). Durante los procesos de migración y transformación, los elementos con altos valores de correlación pueden mostrar comportamientos análogos y fuentes comunes, indicativo de que están alineados con sus materiales parentales (Diami et al., 2016; Wang et al., 2014; Zhang et al., 2017; Hu et al., 2022). Los resultados de este estudio indican que la fuente de estos elementos (natural o antrópica) podría ser la misma. Además, se presenta una correlación significativamente positiva entre As – Cr – Cu – Ni – Pb – Zn y los constituyentes de los elementos mayores, Al y Fe ($p < 0,01$), lo cual sugiere una componente de origen natural, determinado por las características de los ensamblajes minerales (Miao et al., 2020).

La cantidad de materia orgánica, el tamaño de grano y óxidos e hidróxidos de Fe y Mn son factores importantes en la dispersión y disponibilidad de los EPTs en los sedimentos (Covelo et al., 2007; Gholizadeh et al., 2018). En general, los materiales finos con una alta relación superficie – volumen y absorción iónica tienen una capacidad significativa para absorber componentes orgánicos e inorgánicos (McCave, 1984; Horowitz y Elrick, 1987). En este estudio hubo una correlación significativa y positiva entre As – Ni – Zn y lodos ($p < 0,05$), lo cual es levemente consistente con los patrones de distribución entre estas variables.

La materia orgánica puede regular el comportamiento geoquímico de los EPTs a través de los procesos de adsorción, desorción y complejación (Santos et al., 2003). El análisis de correlación Pearson indicó una correlación significativamente positiva entre la materia orgánica y As – Mn ($p < 0,01$).

Los óxidos e hidróxidos de Fe/Mn recubiertos de minerales arcillosos o de minerales individuales son portadores importantes de EPTs (Zhu et al., 2018). El Fe se correlacionó de manera positiva y significativamente con As – Cr – Cu – Ni – Pb – Zn ($p < 0,01$). El Mn presentó una correlación positiva y significativa con As ($p < 0,01$) y Cu – Ni – Zn ($p < 0,05$). Indudablemente los patrones de distribución espacial de los

EPTs se asemejan bastante a los de Fe y Mn, lo cual indica que los oxi/hidróxidos de Fe y Mn juegan un rol importante en su distribución. Los resultados apuntan a que estos elementos interactúan en el medio acuático a través de distintos mecanismos, ya sea por medio de complejos relacionados a la materia orgánica para el caso del As, por medio de absorción en fracción fina de los sedimentos (As, Ni y Zn), o bien, a través de la absorción iónica de oxi – hidróxidos de Fe y Mn.

El tamaño medio del grano (Mz) presentó una correlación significativamente negativa con las gravas ($p < 0,01$) y positiva con lodos ($p < 0,05$), lo cual es consistente con los resultados de clasificación de Folk & Ward (1957), los cuales indican una mala clasificación con una distribución simétrica con tendencia hacia la fracción fina, tendencias que usualmente se desarrollan en un ambiente deposicional del tipo fluvial.

Tabla 13. Matriz de correlación r de Pearson entre los EPTs y las características generales de los sedimentos superficiales del humedal urbano Río Elqui. *La correlación es significativa al nivel de 0,05. **La correlación es significativa al nivel de 0,01.

	As	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Fe	Al	Mz	Grava	Arena	Lodo
Cr	0,79*												
Cu	0,80**	0,72*											
Mn	0,87**	0,55	0,67*										
Ni	0,87**	0,80*	0,93**	0,67*									
Pb	0,64*	0,66*	0,89**	0,46	0,83**								
Zn	0,83**	0,76*	0,99**	0,64*	0,94**	0,88**							
Fe	0,85**	0,88**	0,91**	0,64*	0,98**	0,84**	0,91**						
Al	0,85**	0,82**	0,91**	0,59	0,99**	0,82**	0,93**	0,98**					
Mz	0,24	0,06	0,25	0,00	0,33	0,20	0,33	0,29	0,41				
Grava	0,22	0,16	0,15	0,28	0,07	0,07	0,09	0,07	0,00	-0,78**			
Arena	-0,57	-0,37	-0,47	-0,42	-0,43	-0,32	-0,45	-0,38	-0,40	0,29	-0,82**		
Lodo	0,65*	-0,38	0,58	0,30	0,64*	0,46	0,66*	0,56	0,70*	0,69*	-0,10	-0,48	
MO	0,76**	0,44	0,55	0,94**	0,54	0,38	0,55	0,47	0,45	0,06	0,15	-0,28	0,27

En cuanto al análisis de componentes principales, la medida de adecuación del muestreo KMO fue igual a 0,86, con un nivel de significancia inferior a 0,01, lo que denota adecuadamente la capacidad de este método para analizar los resultados (Tabla 14). Para efectos de este estudio, se consideró solamente una componente (PC1), la cual explica el 85% de la varianza de la población con un autovalor de 5,10 y, por lo tanto, podría reflejar la fuente de los elementos con potencial riesgo ecológico presentes en los sedimentos. Las demás componentes, que en su conjunto responden a tan solo el 15% de la varianza con autovalores individuales inferiores a 1 se consideraron estadísticamente poco relevantes para su análisis. La primera componente principal PC1 indicó cargas notoriamente significativas para As (0,88), Cr (0,85), Cu (0,96), Ni (0,97), Pb (0,88) y Zn (0,98), y además de ser consistentes con el análisis de la matriz de correlación Pearson y que su distribución espacial es análoga, se sugiere que provienen de una misma fuente.

Tabla 14. Análisis de componentes principales (PCA) de los elementos potencialmente tóxicos.

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
As	0,89	0,31	-0,30	0,14	0,08	0,00
Cr	0,83	0,44	0,35	-0,03	-0,01	0,01
Cu	0,97	-0,19	-0,06	-0,14	0,07	0,07
Ni	0,97	-0,02	-0,13	-0,02	-0,23	0,00
Pb	0,89	-0,37	0,21	0,19	0,02	0,00
Zn	0,98	-0,12	-0,03	-0,12	0,07	-0,08
Varianza (%)	84,64	7,98	4,56	1,50	1,13	0,18
Varianza acumulada (%)	84,64	92,62	97,18	98,68	99,82	100,00
Autovalor	5,08	0,48	0,27	0,09	0,07	0,01

Los estudios previos de Miralles (2013) y Fernández (2018) de carácter regional abocados a la geoquímica de sedimentos fluviales en la zona, han dado muestra de un agrupamiento de As – Cu – Pb – Zn – Cd – Sb, el cual ha sido interpretado como producto de la dispersión a partir de las zonas de alteración hidrotermal de la Franja Epitermal de El Indio en la alta cordillera. A su vez, mencionan una clara asociación de

Au – Hg – Cu subordinadamente con Mo, lo cual guarda una directa relación del Cu asociado a la mineralización del tipo epitermal y pórfido enmarcada en la franja metalogénica del Cretácico Inferior. Por otro lado, las secuencias volcano – sedimentarias del bloque occidental de la cuenca reflejan una signatura geoquímica en los sedimentos caracterizada por altas concentraciones de Al_2O_3 , CaO, MgO, Fe_2O_3 y MnO, donde el Níquel actúa como reemplazo en las fases minerales densas ferromagnesianas como señal de fondo, y se encuentra enriquecido en las fases minerales constituidas principalmente por Cr_2O_2 y MgO. Las altas concentraciones de Fe y Mn no solo se encuentran regidas por la litología general de la cuenca baja, sino también se ve enriquecida por las intrusiones asociadas a la Franja Ferrífera Chilena y depósitos minerales de manganeso del tipo manto en Quebrada Marquesa.

En términos del índice de geoacumulación, los sedimentos se clasificaron como impolutos en Cr, Mn, Ni y Zn, e impolutos a modernamente contaminados por As, Cu y Pb. Por otro lado, los factores de enriquecimientos indicaron un enriquecimiento moderado a severo para Pb, As, Cu y Zn en relación a los niveles de fondo. Estos resultados sugieren que la disponibilidad de EPTs procede principalmente de factores naturales derivados de la escorrentía superficial y erosión de zonas de mineralización y/o alteración hidrotermal, y potenciado por la participación antrópica de la actividad minera en relación a los niveles de As, Cu y Pb.

Aunque las características geogénicas de la cuenca resultan ser un fuerte componente a la hora de estudiar la disponibilidad de EPTs en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui, cabe mencionar que la línea base ambiental bajo la cual se determinaron los índices de evaluación ambiental fue realizada en función de la geoquímica de sedimentos superficiales post – industriales, es decir, la línea base ambiental utilizada (Fernández, 2018) incorpora una traza de las actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca, principalmente de actividades como la minería y la agricultura. Adicionalmente, el embalse Puclaro ejerce una fuerte influencia en la distribución general de estos elementos aguas abajo de la cuenca del Río Elqui, de modo que identificar la fuente resulta una tarea compleja (Miralles, 2013). Sin embargo, bajo los resultados de este estudio se deduce un origen mixto, aunque cuyo principal factor viene dado por las características naturales de la zona.

5.2. Análisis de la distribución espacial

Uno de los factores más importantes que regulan la disponibilidad de EPTs en los ecosistemas de humedales costeros es la hidrodinámica que gobierna el transporte de sedimentos, así como la cobertura vegetal y la dinámica de los procesos biogeoquímicos (Williams et al., 1994). De acuerdo a los patrones generales de distribución espacial de los EPTs presentes en los sedimentos superficiales del humedal urbano Río Elqui y a sus condiciones hidráulicas se diferenciaron tres segmentos: (1) Tramo inicial (entre las estaciones E1 – E4), tramo intermedio (E4 – E8), y (3) tramo de la Desembocadura (E8 – E10).

El tramo inicial del humedal urbano se caracterizó por un leve aumento de las concentraciones de EPTs aguas abajo de E1, probablemente debido a la erosión del depósito de relaves ubicado a escasos metros del cauce principal y a aportes difusos relacionados con la intensa actividad agrícola desarrollada en la zona. Se observa un mayor aumento en los niveles de cobre en comparación a los demás EPTs aguas abajo del relave, lo que sugiere que la erosión de este último podría tener un mayor impacto en la variación de la concentración de cobre. Sin embargo, es necesario contar con evidencias en terreno para corroborar esta afirmación. A pesar de ello, es importante destacar que el aumento en la concentración de EPTs en este tramo resulta ser menos pronunciado en comparación con los máximos detectados en las estaciones E7 y E9.

La transición entre el tramo inicial e intermedio (E3 – E5) se limitó por la ausencia de agua en el cauce del Río Elqui y por una disminución de los EPTs, a excepción del As. En esta zona se desarrolla una intensa actividad extractiva de áridos en las riberas y dentro del cauce principal. Los procesos hidrológicos y sedimentarios están estrechamente relacionados a la morfología del cauce, por lo que la variabilidad de la acumulación de EPTs en esta zona podría verse afectada por las intervenciones al cauce natural. El tramo intermedio presentó un aumento gradual en la concentración de todos los elementos aguas abajo de la estación E5 hasta su peak en E7. Probablemente, este tramo es el segmento más intervenido del humedal urbano dada las modificaciones del cauce y la sobre extracción del recurso hídrico. Estas acciones se reflejan, tanto en la ausencia de un caudal ecológico registrado durante las campañas de terreno como en la

fragmentada cobertura vegetal presente en esta área. El aumento de EPTs podría ser influenciado por el escaso o nulo cauce superficial que no logra suspender sedimentos, favoreciendo así la acumulación dentro de un ambiente fluvial de baja energía. Aunque, tras los eventos de precipitación y activación de quebradas registrados en julio de 2022, pudo haber existido un aporte sustancial de EPTs hacia el humedal, de igual manera este aumento en las concentraciones de EPTs se relaciona espacialmente con el aumento de la cobertura vegetal dentro del cauce hacia el Puente Zorilla en E7. Aguas abajo de la estación E7, la concentración de EPTs disminuye considerablemente tras el regreso del flujo superficial de agua dentro del cauce. Esto indica que la hidrodinámica juega un rol fundamental en los patrones de distribución de los elementos potencialmente tóxicos en los sedimentos del humedal urbano.

Tabilo et al. (2022) en su estudio desarrollado en la cuenca del Río Elqui durante la temporada estival del año 2021 reportan concentraciones medias elevadas de As, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui. Estas concentraciones fueron incluso 2 y 3 veces más altas en comparación con los resultados obtenidos en el presente estudio (Tabla 15). Aunque su estudio contempló solo 3 estaciones dentro de los límites del humedal, se observa una clara diferencia en el tramo de la desembocadura (Figura 26).

Durante la temporada 2021 los valores máximos se presentaron en E10, a excepción del arsénico, lo cual puede estar relacionado a una acumulación histórica de sedimentos enriquecidos en EPTs sumado al aporte de la descarga de aguas residuales domésticas del aliviadero de tormentas de la empresa sanitaria Aguas del Valle, el cual drena sus aguas directamente hacia la laguna costera. Por otro lado, en este estudio desarrollado a inicios de la temporada estival 2022 se registró un descenso drástico de las concentraciones de As, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en la desembocadura. El cambio estacional de la concentración de los elementos evaluados en el tramo final de la desembocadura podría ser explicado tras la apertura de la barra de arena terminal y desagüe de la laguna costera producto de la crecida del caudal del Río Elqui tras los eventos de precipitación ocurridos en julio de 2022, de modo que la apertura y drenaje de la laguna habrían removilizado sedimentos en suspensión ricos en ETPs hacia la zona intermareal. Se requieren estudios en detalle de los sedimentos de fondo de la laguna

costera y del intermareal para una evaluación ambiental de las zonas donde se desarrolla la mayor biodiversidad de este ecosistema, las cuales pueden estar afectas a contaminación por EPTs dada a una posible acumulación histórica de estos.

Tabla 15. Concentración media (ppm) de los EPTs reportados en los sedimentos del humedal urbano Río Elqui.

	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Tabilo et al. (2022)	38,35 ± 31,72	18,94 ± 14,50	290,4 ± 124,23	14,91 ± 6,35	28,21 ± 9,73	301,91 ± 316,05
Este estudio	15,60 ± 7,07	10,31 ± 2,11	164,88 ± 121,64	7,79 ± 2,48	26,56 ± 12,69	91,28 ± 36,75

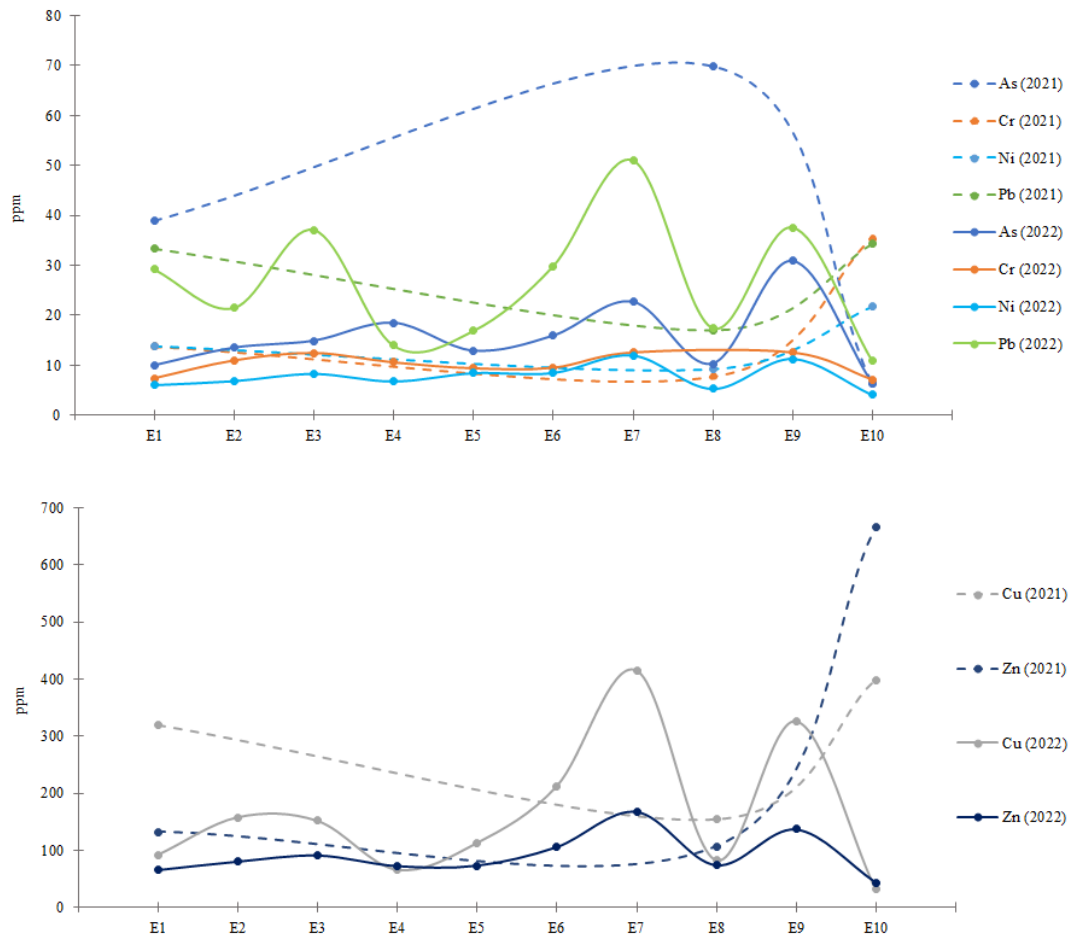


Figura 26. Distribución espacial y temporal de la concentración de EPTs en los sedimentos en el humedal urbano Río Elqui. Datos extraídos de Tabilo et al. (2022).

5.3. Evaluación ambiental

Los resultados de este estudio señalan que el humedal urbano Río Elqui, Altovalsol a Desembocadura presenta una contaminación alta a severa con un moderado a considerable potencial riesgo ecológico, dado principalmente por los niveles de As, Pb y Cu en sus sedimentos. Sin embargo, estos resultados basados en las concentraciones totales de sedimentos no necesariamente representan un efecto toxicológico hacia los organismos que cohabitan en este ecosistema. Un acercamiento a los posibles efectos adversos producto de la presencia de EPTs sobre los organismos que habitan en los sedimentos de ecosistemas de agua dulce es la comparación referente a las directrices de calidad ambiental de sedimentos (SQGs).

De acuerdo a lo expuesto en la Figura 27, el 100% de los datos evaluados para Cr y Ni, y el 75% de los datos correspondientes a Pb y Zn se encontraron bajo los niveles de referencia TEC. Pb y Zn presentaron un límite superior de 1,5 sobre TEC, sin embargo, el 100% de los valores resultaron bajo 0,5 en relación al estándar PEC. En cuanto al As, el 75% de los datos se encontró sobre el estándar TEC, el 50% de los datos comprendidos entre Q1 y Q3 resultó entre 1 y 2, respectivamente, con un límite superior de 3,2 veces la concentración de este elemento en relación a TEC, y en referencia al estándar PEC, el 100% de los datos se encontró bajo 0,9 con un 50% de estos comprendidos entre Q1 y Q3 con valores entre 0,3 y 0,6. Para el caso del Cu, el 75 % de los datos se encontró sobre Q1 con un valor de 2,5 respecto a TEC, el 50% sobre Q2 fue superior a 4,2 con límites entre 1 y 13,1. En relación al estándar PEC, el 50% de los datos de Cu bajo Q2 presentó valores menores a 0,9, un Q3 de 1,6 y un límite superior con 2,8 veces la concentración establecida para este estándar.

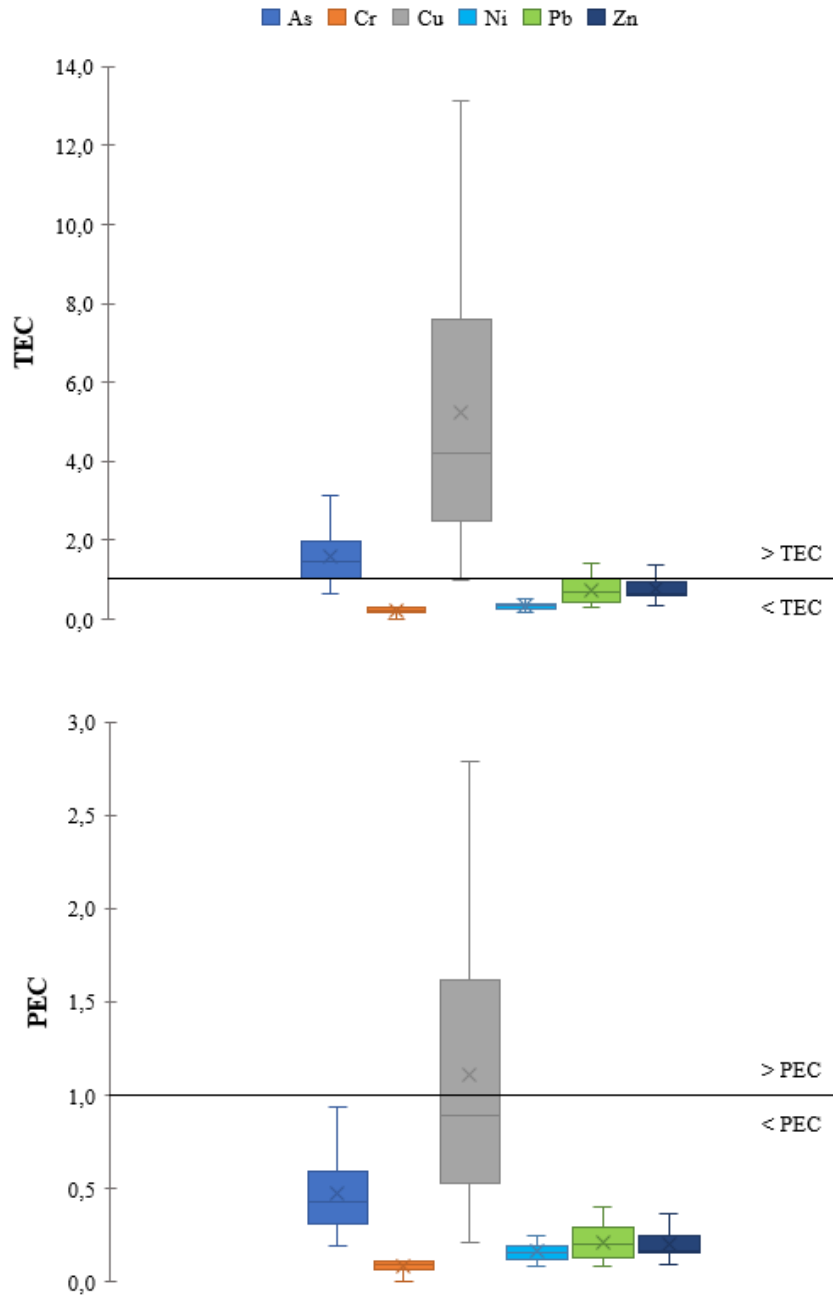


Figura 27. Relación entre la concentración de EPTs reportadas en este estudio y SQGs. Valores > 1 indican concentraciones sobre el estándar SQG.

En síntesis, el humedal urbano Río Elqui presenta una moderada a alta probabilidad de ocurrencia de efectos adversos hacia su ecosistema dados los niveles de Cu presente en sus sedimentos, una probabilidad moderada a baja para el caso del As y una baja probabilidad de efectos nocivos por parte de Cr, Ni, Pb y Zn. En este sentido, es relevante destacar el reciente estudio realizado por Alvares y Casales (2022) en la cuenca del Río Elqui, en el cual se evaluó la calidad ambiental mediante el uso de índices bióticos de macroinvertebrados bentónicos. Dicho estudio revela la existencia de condiciones de contaminación por componentes orgánicos en las aguas del río, con perturbaciones moderadas a severas en los índices poblacionales, agravándose hacia la desembocadura. Estos hallazgos enfatizan la importancia de llevar a cabo estudios focalizados en el tramo final del humedal urbano.

No obstante, estos resultados deben ser interpretados con cautela, dado que se requiere un seguimiento a largo plazo para realizar una evaluación más precisa de los niveles de contaminación. Asimismo, la movilidad de los EPTs estará condicionada por la dinámica de los procesos biogeoquímicos del humedal, por lo que un monitoreo periódico de los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua, análisis mineralógicos y especiación geoquímica de sedimentos, sumado a análisis biogeoquímicos de plantas, organismos bentónicos, peces y aves, permitirán determinar con claridad la biodisponibilidad y biomagnificación, y con ello el impacto ecológico asociado a la presencia de EPTs a lo largo de la trama trófica. Estas medidas permitirán obtener una comprensión más precisa de la situación y sus implicaciones ecológicas.

CAPITULO 6: CONCLUSIONES

La geoquímica total de elementos potencialmente tóxicos en los sedimentos superficiales del humedal urbano Río Elqui, Altovalsol a Desembocadura exponen una condición de contaminación alta a severa con un riesgo ecológico considerable dado los niveles de arsénico (As), cobre (Cu) y plomo (Pb). Los niveles de níquel (Ni), cromo (Cr) y zinc (Zn) exponen una baja a moderada contaminación y no representan un potencial riesgo ecológico. En términos de las directrices de calidad ambiental de sedimentos existe una probabilidad moderada a alta de ocurrencia de efectos adversos para el ecosistema debido a los niveles de Cu, una probabilidad moderada a baja en el caso del As y una baja probabilidad de efectos nocivos por parte de Cr, Ni, Pb y Zn.

Los análisis de correlación de Pearson indicaron una relación positiva entre As – Ni – Zn y la fracción más fina de los sedimentos, entre la materia orgánica y As, y entre Fe – Mn y As – Cu – Ni – Zn, lo cual sugiere diferentes mecanismos de control de estos elementos en el medio acuático. Estos incluyen complejos y/o adsorción relacionados a la materia orgánica para el caso del As, absorción en la fracción fina de los sedimentos (As, Ni y Zn), y absorción iónica de oxi/hidróxidos de Fe y Mn. El análisis de información bibliográfica, estadística y espacial apuntan a que la fuente de origen de los EPTs es mixta, es decir, tanto de origen natural como antropogénica. Esto se debe a las características naturales de la cuenca, que se ven potenciadas por las actividades productivas desarrolladas en ella. La variabilidad espacial y temporal de los EPTs en el humedal refleja la compleja interacción entre la hidrodinámica, los procesos de sedimentación y transporte, y las actividades antropogénicas.

Este estudio proporciona una referencia para la protección del humedal urbano del Río Elqui. Dado que los ecosistemas acuáticos pequeños y semicerrados resultan ser los más afectados por la intervención humana, es necesario un monitoreo continuo para identificar posibles cambios en estas áreas, y así aplicar los planes de gestión ambiental adecuados. En este sentido, toma una particular atención el sector de la desembocadura y la laguna costera, siendo esta, la zona donde se desarrolla la mayor biodiversidad de este ecosistema, la cual estaría expuesta a efectos nocivos dado los niveles de Cu y As presentes en sus sedimentos.

REFERENCIAS

Álvarez, E. & Casale, JF., 2022. Informe de resultados: Monitoreo de la calidad ambiental del humedal desembocadura del Río Elqui en base a índices bióticos de macroinvertebrados bentónicos, campaña de muestreo invierno 2022. Coexiste Spa.

ASTM D2974-20e1, 2020. Standard Test Methods for Determining the Water (Moisture) Content, Ash Content, and Organic Material of Peat and Other Organic Soils.

ASTM D422-63, 2007. Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils.

Bao, K., Shen, J., Sapkota, A., 2017. High – resolution enrichment of trace metals in a west coastal wetland of the southern Yellow Sea over the last 150 years, *Journal of Geochemical Exploration*, Volume 176, 136-145.

Barragán, J., Castro, C. & Alvarado, C., 2005. Towards Integrated Coastal Zone Management in Chile. *Coast. Manag.*, 33, 1–24.

Blott, S.J. & Pye, K. (2001) GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* 26, 1237-1248.

Brady, J., Ayoko, G., Martens, W. & Goonetilleke, A., 2015. Development of a hybrid pollution index for heavy metals in marine and estuarine sediments. *Environ. Monit. Assess.* 187, 306.

Bravo – Naranjo, V., Zuleta – Ramos, C., Contreras – López, M., Cea, A., Larraguibel, G., Pastén, V. & Salcedo, J., 2020. Cap.4: Estuario Río Elqui. En: Zuleta-Ramos C & Bravo-Naranjo V (eds). *Atlas Humedales Costeros de Coquimbo: Biodiversidad & Territorio*. Pág. 52-63. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Çavuş, H., Kükreç, S., Sağlam, M. & Erginal, A. E., 2023. Analysis of Toxic Metal-Induced Ecological Risk in Kepez Stream, Çanakkale, Türkiye. *International Journal of Environment and Geoinformatics*, 10 (2), 24-32.

Chai, Y. & Guo, F., 2023. Potentially toxic element contamination in soils affected by the antimony mine spill in Northwest China. *Toxics*, 11, 359.

CEA (Centro de Ecología Aplicada Ltda.), 2018- Revisión bibliográfica de la biodiversidad de cinco humedales costeros de la zona centro sur de Chile. *GEF Humedales Costeros*

Cea, A., Martínez – Tillería, K.P., Pastén, V. & Osorio, R., 2019. Flora y vegetación de los humedales costeros de Coquimbo. En: Zuleta-Ramos C & Contreras-López M (eds). *Humedales de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación*. Pág. 80-109. Editorial Universidad de La Serena, La Serena, Chile.

Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA), 2017. Consultoría Técnica Recopilación y Levantamiento antecedentes para apoyo en la elaboración de anteproyecto de normas secundarias de calidad ambiental (NSCA) para las aguas continentales superficiales de la cuenca del Río Elqui. SEREMI Región de Coquimbo, Ministerio del Medio Ambiente

Cepeda, J., 2008. Antecedentes generales de la cuenca del Río Elqui, Región de Coquimbo, Chile. *Los Sistemas Naturales de la Cuenca del Río Elqui*, Ediciones Universidad de La Serena.

CIREN, 2014. Redefinición de la clasificación red hidrográfica a nivel Nacional. Ministerio de Obras Públicas.

CONAF, 2019. Cartografía temática de Cambio de Uso de la Tierra de la Región de Coquimbo para el periodo 2001 – 2019. Ministerio de Agricultura.

Contreras-López M., Agredano R., Winckler P., Cabrera F., Zuleta C., Jofré C., Duarte N. & Navarro A., 2022. Diagnóstico sobre el comportamiento morfodinámico e hidrodinámico del humedal costero del río Elqui y su barra terminal de arena, Región de Coquimbo. Informe Final. Estudio elaborado por Dinámica Costera y solicitado por Ministerio del Medio Ambiente – Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente en el marco del proyecto GEFSEC ID:9766.

Contreras – López, M. & Zuleta – Ramos, C., 2019. Vulnerabilidades de los humedales costeros de Coquimbo. Humedales de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación. Editorial Universidad de La Serena.

Coulthard, T.J. & Macklin, M.G., 2003. Modeling long-term contamination in river systems from historical metal mining. *Geology* 31:451–454.

Covelo, E.F., Vega, F.A., Andrade, M.L., 2007. Competitive sorption and desorption of Heavy metals by individual soil components. *J. Hazard. Mater.* 140, 308–315.

Davidson, N.C., 2014. How much wetland has the world lost? Long – term and recent trends in global wetland area. *Mar. Freshw. Res.*, 65, 934–941.

Diami, S.M., Kusin, F.M., Madzin, Z., 2016. Potential ecological and human health risk of heavy metals in surface soils associated with iron ore mining in Pahang, Malaysia. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (20), 21086–21097.

Ding, X., Ye, S., Yuan, H. & Krauss, K., 2018. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in coastal surface sediments in the Hebei Province Offshore Area, Bohai Sea, China. *Marine Pollution Bulletin* 131: 655–661.

Dirección general de aguas (DGA), 2004. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad: cuenca del río Elqui. Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas, Gobierno de Chile.

Dirección General de aguas (DGA), 2020. Plan estratégico de gestión hídrica en la cuenca de Elqui. Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas, Gobierno de Chile.

Donoso, K., 2007. Macroinvertebrados bentónicos y la evaluación de la calidad del agua en los ríos Elqui y Cachapoal. Memoria de Título para optar al Título Profesional de Biología mención en Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad de Chile.

Duodu, G.O., Goonetilleke, A., Ayoko, G.A., 2016. Comparison of pollution indices for the assessment of heavy metal in Brisbane River sediment. *Environmental Pollution*. 219, 1077–1091.

Effendi, H., Kawaroe, M., and Mursalin, L. D. F. 2016. Ecological risk assessment of heavy metal pollution in surface sediment of Mahakam Delta, East Kalimantan. *Procedia Environmental Sciences* 33:574–582.

Emparán, C. & Pineda, G., 2006. Hoja Andacollo Puerto Aldea. Región de Coquimbo. Servicio Nacional de Geología y Minería. Escala 1:100.000. Carta Geológica de Chile, N° 96.

Fang, X., Peng, B., Wang, X., Song, Z., Zhou, D., Wang, Q., Qin, Z., Tan, C., 2019. Distribution, contamination and source identification of heavy metals in bed sediments from the lower reaches of the Xiangjiang River in Hunan province, China, *Science of The Total Environment*, Volume 689, 557-570.

Fernández, G., 2018. Evaluación de geoquímica -ambiental de sedimentos fluviales de hoja La Serena (1:250.000) por medio de análisis de datos composicionales. Tesis de Pregrado, Universidad de Chile. Repositorio Institucional – Universidad de Chile.

Figuroa, R., Suarez, M.L., Andreu, A., Ruiz, V.H. & Vidal – Abarca M.R., 2009. Caracterización ecológica de humedales de la zona semiárida en Chile Central. *Gayana (Concepción)*, 73(1): 76-94.

Figuroa, A., Lictevout, E., Rojas, C., Tapia, D., Daroch, S., Cáceres, R., 2021. Delimitación y caracterización de usos del Humedal Desembocadura del Río Elqui y sus Subcuencas Aportantes, Región de Coquimbo. Informe Final. Ministerio del Medio Ambiente – Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

Folk R. L. & Ward W. C., 1957. Brazos River bar (Texas): a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Research*, Volume 27 (1): 3–26.

Galleguillos, G., Oyarzún, J., Maturana, H. & Oyarzun, R., 2008. Retención de arsénico en embalses: el caso del río Elqui, Chile. *Ingeniería Hidráulica Mexico*, 23(3):29–36.

Galleguillos, G., 2004. Actividades mineras y efectos de las obras hidráulicas sobre la calidad del agua del río Elqui y sus afluentes. Proyecto de Graduación, Universidad de La Serena .

Gao, W., Du, Y., Gao, S., Ingels, J., & Wang, D., 2015. Heavy metal accumulation reflecting natural sedimentary processes and anthropogenic activities in two contrasting coastal wetland ecosystems, eastern China. *Journal of Soils and Sediments*, 16(3), 1093–1108.

Gholizadeh M. & Patimar R., 2018. Ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from the Gorgan Bay, Caspian Sea, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 137, 662-667.

Higueras, P., Oyarzun, R., Oyarzún, J., Maturana, H., Lillo, J., & Morata, D., 2004. Environmental assessment of copper–gold–mercury mining in the Andacollo and Punitaqui districts, northern Chile. *Applied Geochemistry*, 19(11), 1855–1864.

Hill, N.A., Hill, Simpson, Simpson, S.L., Johnston, E.L., 2013. Beyond the bed: effects of metal contamination on recruitment to bedded sediments and overlying substrata. *Environ. Pollut.* 173, 182–191.

Hökanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Res.* 14, 975–1001.

Horowitz, A.J., Elrick, K.A., 1987. The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. *Appl. Geochem.* 2, 437–451.

Hossain, M., Karmakar, D., Begum, S. N., Ali, S. Y., Patra, P. K., 2021. Recent trends in the analysis of trace elements in the field of environmental research: A review, *Microchemical Journal*, Volume 165, 106086, 026-265.

Hu, R., Wang, Y., Zhang, X., Zhu, L., Luo, M., Liu, B., Yuan, X., 2022. Sources and factors controlling the distribution of heavy metals in coastal sediments of Haiyang, China, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 175, 113152.

Islam, M., Hossain, M., Matin, A., and Sarker, M., 2018. Chemosphere assessment of heavy metal pollution, distribution and source apportionment in the sediment from Feni River Estuary, Bangladesh. *Chemosphere*, 202, 25–32.

IUCN (2018) The IUCN red list of threatened species.

Jahromi, F., Keshavarzi, B., Moore, F., Abbasi, S., Busquets, R., Hooda, P., Jaafarzadeh, N., 2021. Source and risk assessment of heavy metals and microplastics in bivalves and coastal sediments of the Northern Persian Gulf, Hormogzan Province, *Environmental Research*, Volume 196, 110963.

Jara, C., 2002. Evaluación de la existencia de insectos bioindicadores de la calidad del agua en zonas rítrónicas y potámicas de tres ríos de la zona semiárida de Chile. Memoria de Título para optar al Título Profesional de Biología mención en Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad de Chile.

Khodami, S., Surif, W., Maznah, W. & Daryanabard, R., 2017. Assessment of heavy metal pollution in Surface sediments of the Bayan Lepas Area, Penang, Malaysia. *Marine Pollution Bulletin* 114(1), 615–622.

Llanca, J. & Miranda, E., 2003. Estudios de aguas subterráneas en la cuenca del río Elqui. Proyecto de Graduación de Ing. Civil, Universidad de La Serena.

Long, E. MacDonald, D., 1998. Recommended uses of empirically derived sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. *Human Ecolog Risk Assess* 4:1019–1039.

Loska, K., Wiechuła, D. & Korus, I., 2004. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International* 30:159–165.

Li, C., Wang, H., Liao, X., Xiao, R., Liu, K., Bai, J., Li, B., & He, Q., 2022. Heavy metal pollution in coastal wetlands: A systematic review of studies globally over the past three decades, *Journal of Hazardous Materials*, Volume 424, Part A, 127312.

Li, Y., Zhang, X., Zhao, X., Ma, S., Cao, H., Cao, J., 2016. Assessing spatial vulnerability from rapid urbanization to inform coastal urban regional planning. *Ocean Coast. Manag.* 123, 53–65.

Lu, Q., Bai, J., Zhang, G., Wu, J., 2020. Effects of coastal reclamation history on heavy metals in different types of wetland soils in the Pearl River Delta: Levels, sources and ecological risks, *Journal of Cleaner Production*, Volume 272, 122668.

MMA, 2022. Reconocimiento Humedal Urbano Río Elqui, Altovalsol a Desembocadura. Diario Oficial de la República de Chile. Res. Ex 833.

MMA, 2020. Lista de especies nativas según estado de conservación. Sitio web clasificación de especies silvestres (<http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/>).

Maceda – Veiga, A., López, R. & Green, A.J., 2017. Dramatic impact of alien carp *Cyprinus carpio* on globally threatened diving ducks and other waterbirds in Mediterranean shallow lakes. *Biological Conservation* 212: 74–85.

MacDonald, D., Ingersoll, C. & Berger, T., 2000. Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 20–31.

McCave, I.N., 1984. Size spectra and aggregation of suspended particles in the Deep ocean. *Deep-Sea Research*, 31, 329–352.

Miao, X., Hao, Y., Zhang, F., Zou, A., Ye, S., Xie, Z., 2020. Spatial distribution of heavy metals and their potential sources in the soil of Yellow River Delta: a traditional oil field in China. *Environ Geochem Health* 42, 7–26.

Miralles, C., 2013. Evaluación de los factores que controlan la geoquímica de sedimentos fluviales de la cuenca del río Elqui, IV Región de Coquimbo, Chile. Tesis de Pregrado, Universidad de Chile. Repositorio Institucional – Universidad de Chile.

Morgan, B., Rate, A.W. & Burton, E.D., 2012. Trace element reactivity in FeS-rich estuarine sediments: influence of formation environment and acid sulfate soil drainage. *Sci. Total Environ.* 438, 463–476.

Morse, J. & Richard, D., 2004. Chemical dynamics of sedimentary acid volatile sulfide. *Environ. Sci. Technol.* 38, 131A–136A.

Moscoso, R., Nasi, C. & Salinas, P., 1982. Hoja Vallenar y parte norte de La Serena. Región de Coquimbo. Servicio Nacional de Geología y Minería. Escala 1:250.000. Carta Geológica de Chile, N° 55.

Mpodozis, C. & Cornejo, P., 1988. Hoja Pisco Elqui. Región de Coquimbo. Servicio Nacional de Geología y Minería. Escala 1:250.000. Carta Geológica de Chile, N° 68.

Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine. *Geojournal*, 2, 108–118.

Muüller, G., 1981. Die schwermetallbelastung der sediment des Neckars und Seiner Nebenflüsse: eine Bestandsaufnahme. *Chem. Zeit.* 105, 157–164.

Nasi, C., Moscoso D. R. & Maksaev, J., 1990. Hoja Guanta. Región de Coquimbo. Servicio Nacional de Geología y Minería. Escala 1:250.000. Carta Geológica de Chile, N° 67.

Navarro, N., Abad, M., Bonnail, E. & Izquierdo, T., 2021. The Arid Coastal Wetlands of Northern Chile: Towards an Integrated Management of Highly Threatened Systems. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9, 948.

Neumann, B., Vafeidis, A.T., Zimmermann, J., Nicholls, R.J., 2015. Future coastal population growth and exposure to sea – level rise and coastal flooding – A global assessment, 10, 1–34.

Niemeyer, H. & Cereceda, P., 1984. Geografía de Chile: Hidrografía. Tomo VIII. Instituto Geográfico Militar, Chile.

Novoa, V., Rojas, O., Ahumada-Rudolph, R., Sáez, K., Fierro, P., Rojas, C., 2020. Coastal Wetlands: Ecosystems Affected by Urbanization?. *Water*, 12, 698.

Normas Generales. CVE 2167285. Ministerio del Medio Ambiente, Reconoce de Oficio Humedal Urbano Río Elqui, Altovalsol a Desembocadura. Diario Oficial de la República de Chile, 05 de agosto de 2022.

Oyarzun, R., Oyarzún, J., Lillo, J., Maturana, H., & Higuera, P., 2007. Mineral deposits and Cu–Zn–As dispersión – contamination in stream sediments from the semiarid Coquimbo Region, Chile. *Environ Geol* 53, 283–294.

Oyarzun, R., Lillo, J., Higuera, P., Oyarzún, J. & Maturana, H., 2004. Strong arsenic enrichment in sediments from the Elqui watershed, Northern Chile: industrial (gold mining at El Indio-Tambo district) vs. geologic processes. *J Geochem Explor* 84:53–64.

Oyarzún, J., Maturana, H., Paulo, A. & Pasieczna, A., 2003. Heavy metals in stream sediments from the Coquimbo Region (Chile): effects of sustained mining and natural processes in a semi-arid Andean basin. *Mine Water Environ* 22:155–161.

Pastén, V. & López – Morgado, N., 2016. Lista y Fototeca de la Fauna de Vertebrados e Invertebrados del Humedal Costero del Río Elqui. Informe proyecto FPA “A través del trueque científico fortalezcamos los vínculos y promovemos el cuidado del medioambiente. Fundación Ecoterra, La Serena, Chile.

Pastén, V., López – Morgado, N., Flores, C. & Salgado – Luarte, C., 2016. Línea Base de la Vegetación del Humedal de la Desembocadura del Río Elqui. Informe proyecto FPA “A través del trueque científico fortalezcamos los vínculos y promovemos el cuidado del medioambiente. Fundación Ecoterra, La Serena, Chile.

Pineda, G. & Emparán, C., 2006. Hoja Vicuña Pichasca. Región de Coquimbo. Servicio Nacional de Geología y Minería. Escala 1:100.000. Carta Geológica de Chile, N° 97.

Pizarro, J., Vergara, P., Rodríguez J. & Valenzuela A. 2010. Heavy metals in northern Chilean rivers: Spatial variation and temporal trends. *Journal of Hazardous Materials*, 181: 747–754.

Ravisankar, R., Sivakumar, S., Chandrasekaran, A., Kanagasabapathy, K.V., Prasad, M.V.R., Satapathy, K.K., 2015. Statistical assessment of heavy metal pollution in sediments of east coast of Tamilnadu using Energy Dispersive X-ray Fluorescence Spectroscopy (EDXRF), *Applied Radiation and Isotopes*, Volume 102, 42-47.

Ribeiro, L., Kretschmer, N., Nascimento, J., Buxo, A., Rötting, T. S., Soto, G., Oyarzún, R., 2014. Water Quality Assessment of the Mining-Impacted Elqui River Basin, Chile. *Mine Water and the Environment*, 33(2), 165–176.

Richmond, O. M., Tecklin, J., & Beissinger, S. R., 2012. Impact of cattle grazing on the occupancy of a cryptic, threatened rail. *Ecological Applications*, 22(5), 1655-1664.

Rubio, B., Nombela, M. & Vilas, F., 2000. Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution. *Marine Pollution Bulletin* 40:968–980.

Rudnick, R. L., & Gao, S., 2003. Composition of the continental crust. *Treatise on geochemistry*, 3, 659.

Santos, J., Beltrán, R. & Gómez, J., 2003. “Spatial variations of heavy metals contamination in sediments from Odiel river (Southwest Spain). *Environment International*, vol. 29 (1), 69–77.

SERNAGEOMIN, 2023. Registro geoquímico de depósitos de relave en Chile.

Shi, C., Ding, H., Zan, Q. & Li, R., 2019. Spatial variation and ecological risk assessment of heavy metals in mangrove sediments across China, *Marine Pollution Bulletin*, 142, 115-124.

Squeo, F.A., Tracol, Y., López, D., León, M. & Gutiérrez, J.R., 2009. Vegetación nativa y variación temporal de su productividad en la Provincia de Elqui. En: *Los Sistemas Naturales de la Cuenca del Río Elqui (Región de Coquimbo, Chile): Vulnerabilidad y Cambio del Clima*. Cepeda PJ (ed): 159-183. Ediciones Universidad de La Serena. La Serena, Chile.

Strayer, D.L. & Findlay, S.E.G., 2010, *Ecology of freshwater shore zones*. *Aquat. Sci.* 2010, 72, 127–163.

Tabilo, E., Castillo, D., Chávez – Villavicencio, C., Casale, J.F. & Vargas, S., 2022. Diagnóstico ambiental actual y fuentes emisoras del Humedal Costero del Río Elqui, Región de Coquimbo. Ministerio del Medio Ambiente, Coquimbo, Chile.

Tabilo, E., Vargas S., Casale J-F., Chávez C., 2021. Identificación de Áreas Prioritarias de Restauración del Humedal Desembocadura del Río Elqui y sus Subcuencas Aportantes, Región De

Coquimbo. Licitación No.2/2020 Coquimbo. Proyecto GEF Humedales Costeros, ONU Medio Ambiente. Ministerio del Medio Ambiente.

Tabilo, E., Burmeister, C., Chávez, C. & Zöckler, C., 2016. Humedales y Aves Migratorias en la Costa Árida del Pacífico Sudamericano; Etapa 1; Unpublished Technical Report; Centro Neotropical de Entrenamiento en Humedales y Manfred Hermsen Stiftung: Coquimbo, Chile.

Talukder, R., Rabbi, H., Baharim B. & Carnicelli, S., 2021. Source identification and ecological risk assessment of heavy metal pollution in sediments of Setiu wetland, Malaysia, *Environmental Forensics*,

Thorne, K., MacDonald, G., Guntenspergen, G., Ambrose, R., Buffington, K., Dugger, B., Freeman, C., Janousek, C., Brown, L. & Rosencranz, J., 2018. Pacific coastal wetland resilience and vulnerability to sea-level rise. *Sci. Adv*, V4, 3270.

ULS – PROMMRA, 2017. Generación e Implementación de un Programa de Seguimiento y Monitoreo de Suelo agrícolas para el Ordenamiento del Territorio. Informe Final Proyecto FIC – R 2015. Gobierno Regional de Coquimbo. Universidad de La Serena, Laboratorio de Prospección, Monitoreo y Modelación de Recursos Agrícolas y Ambientales (PROMMRA). La Serena, Chile.

Vilizzi, L., Thwaites, L.A., Smith, B.B., Nicol, J.M. & Madden, C.P., 2014. Ecological effects of common carp (*Cyprinus carpio*) in a semi-arid floodplain wetland. *Marine and Freshwater Research* 65: 802–817.

Wang, Y., Yang, L., Kong, L., Liu, E., Wang, L., Zhu, J., 2014. Spatial distribution, ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediments from Dongping Lake, Shandong, East China. *Catena* 125, 200–205.

Wedepohl, K.H., 1995. The composition of the continental crust. *Geochim. Cosmochim.*

Williams, T.P., Bubb, J.M., Lester, J.N., 1994. Metal accumulation within salt marsh environments: a review. *Mar Pollution Bulletin* 28, 277–290.

Yan, C., Zhuang, T., Bai, J., Wen, X., Lu, Q. & Zhang, L., 2020. Assessment of As, Cd, Zn, Cu and Pb Pollution and Toxicity in River Wetland Sediments and Artificial Wetland Soils Affected by Urbanization in a Chinese Delta. *Wetlands* 40, 2799–2809.

Yavar Ashayeri, N., Keshavarzi, B., 2019. Geochemical characteristics, partitioning, quantitative source apportionment, and ecological and health risk of heavy metals in sediments and water: a case study in Shadegan Wetland, Iran. *Mar. Pollut. Bull.* 149, 110495.

Yin, F., Meng, W., Liu, L., Feng, K. & Yin, C., 2023. Spatial distribution and associated risk assessment of heavy metals pollution in farmland soil surrounding the Ganhe Industrial Park in Qinghai Province, China. *Land*, 12(6), 1172.

Zhang, P., Hu, R., Zhu, L., Wang, P., Yin, D., Zhang, L., 2017. Distributions and contamination assessment of heavy metals in the surface sediments of western Laizhou Bay: implications for the sources and influencing factors. *Mar. Pollut. Bull.* 119 (1), 429–438.

Zhu, H., Bing, H., Yi, H., Wu, Y. & Sun Z., 2018. Spatial Distribution and Contamination Assessment of Heavy Metals in Surface Sediments of the Caofeidian Adjacent Sea after the Land Reclamation, Bohai Bay. *Journal of Chemistry*. Vol. 2018.

Zuleta, C., Pizarro – Araya, J., Hiriart, D., Cepeda, J. & Barriga, J.E., 2009. Artrópodos y vertebrados terrestres del valle de Elqui: riqueza, distribución y cambio climático. En: *Los Sistemas*

Naturales de la Cuenca del Río Elqui (Región de Coquimbo, Chile): Vulnerabilidad y Cambio del Clima. Cepeda PJ (ed): 187-212. Ediciones Universidad de La Serena. La Serena, Chile.

Zuleta – Ramos, C., Hiriart, D. & Bravo – Naranjo, V., 2019. Vertebrados terrestres y acuáticos de los humedales de Coquimbo. En: Zuleta-Ramos C & Contreras-López M (eds). Humedales de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación. Pág. 62-78. Editorial Universidad de La Serena, La Serena, Chile.