



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
INGENIERÍA EN CONSERVACIÓN DE RECURSOS NATURALES

**IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO EN LA SALUD DE LA
VEGETACIÓN: UN ESTUDIO NDVI EN EL COMPLEJO INDUSTRIAL
VENTANAS DE QUINTERO-PUCHUNCAVÍ**

Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Forestales de la
Universidad de Concepción para optar al título profesional de
Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales

Por: Anil Aleira Gallano Vásquez

Profesor Guía: Dra. Tamara Gorena Hernández

Diciembre, 2025

Concepción, Chile

© 2025, Anil Aleira Gallano Vásquez

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento

**IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO EN LA SALUD DE LA
VEGETACIÓN: UN ESTUDIO NDVI EN EL COMPLEJO INDUSTRIAL
VENTANAS DE QUINTERO-PUCHUNCAVÍ**



Profesor Guía

Dra. Tamara Gorena Hernández

Profesora Asistente

Ingeniera Agrónoma, Dra.



-8@D45@8;!2?C;!

Dr. Rafael Rubilar Pons

!

Profesor Titular

Ingeniero Forestal, PhD



-8@D45@8!2?C;!

Dr. Elvis Gavilán Gutiérrez

!

Profesor Asistente

Licenciado en Matemática, Dr.

AGRADECIMIENTOS

A todas las personas que, de manera directa o indirecta, me acompañaron en este camino, sus palabras de ánimo y la confianza que depositaron en mí fueron el impulso que me mantuvo en pie. Sin su apoyo, cariño y paciencia, no habría tenido la fuerza de seguir adelante y convertirme en una mejor versión de mi misma. Este logro también les pertenece.

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	iv
RESUMEN.....	xi
ABSTRACT	xiii
I. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Contexto y efectos de la contaminación del suelo en la bahía de Puchuncaví y Quintero....	2
1.2 Contexto normativo	4
1.3 Evolución del Complejo Industrial Ventanas y su vínculo con la contaminación del suelo.	7
1.4 Características del suelo y cobertura vegetal en la zona de estudio	12
1.5 Factor de Enriquecimiento (FE)	15
1.6 Herramientas de análisis espacial y temporal.....	16
Hipótesis del trabajo	19
Objetivo general de la investigación.	19
Objetivos específicos.....	20
II. METODOLOGÍA.....	21
2.1 Ubicación geográfica del área de estudio	21
2.2 Clima del área de estudio.....	24
2.3 Toma de muestras de suelo.....	26
2.4 Factor de Enriquecimiento (FE)	27
2.5 Herramientas de análisis espacial y temporal.....	29
2.6 Análisis estadístico de los datos	34
2.7 Proceso de investigación	35
III. RESULTADOS	37
3.1 Factor de Enriquecimiento, cálculo y distribución espacial	37
3.2 Herramientas de análisis espacial y temporal índices de vegetación	41

3.3 Correlación entre el factor de enriquecimiento y las herramientas de análisis espacial.....	46
IV. DISCUSIÓN.....	57
4.1 Evaluación del FE en suelos de la bahía de Puchuncaví y Quintero.....	58
4.2 Evaluación del impacto de la contaminación en la vegetación mediante índices espectrales NDVI y SAVI.....	60
4.3 Correlación entre el factor de enriquecimiento y las herramientas de análisis espacial.....	62
V. CONCLUSIONES.....	64
VI. GLOSARIO.....	66
VII. BIBLIOGRAFÍA.....	70
VIII. APÉNDICE.....	80
8.1 Apéndice 1.....	80
8.2 Apéndice 2.....	82
8.3 Apéndice 3.....	88
8.4 Apéndice 4.....	94

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1 Rangos Índice de vegetación NDVI y SAVI.....	32
Tabla 3.1 Resultados herramientas de análisis espacial.	45
Tabla 3.2 Correlación de Spearman entre los factores de enriquecimiento de Cu, As y Pb con los índices de vegetación (NDVI y SAVI) por sitio.	49
Tabla 3.3 Modelo GAM entre los factores de enriquecimiento de Cu, As y Pb con los índices de vegetación (NDVI y SAVI) por sitio.	51
Tabla 8.1 Elementos con enriquecimiento mínimo y máximo	80

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Empresas del Complejo Industrial Ventanas (CIV).	11
Figura 2.1 Distribución de los sitios de muestreo en las comunas de Puchuncaví y Quintero, incluyendo el Sitio Control (SC).....	23
Figura 2.2 Direcciones predominantes del viento en los sitios de muestreo durante el año 2021 al año 2022.	25
Figura 2.3 Diagrama de flujo investigación.....	36
Figura 3.1 Evolución temporal de los valores del FE registrados mensualmente en los sitios LG, LM, VA y PU. (a) FE de As; (b) FE de Cu y (c) FE de Pb.....	40
Figura 3.2 Variación espacial del índice NDVI en el sitio Valle Alegre (VA) durante el mes de abril de los años 2017 (izquierda) y 2022 (derecha). Los colores representan el vigor de la vegetación, donde los valores más altos (verde) indican mayor cobertura y vigor.	43
Figura 3.3 Cambios temporales del índice SAVI en el sitio Valle Alegre (VA) durante abril de los años 2017 (izquierda) y 2022 (derecha). Los colores representan el vigor de la vegetación, donde los valores más altos (verde) indican mayor cobertura y salud vegetal.	44
Figura 3.4 Modelo GAM entre NDVI con FE en (a) Sitio PU de Pb, (b) Sitio PU de As y (c) Sitio LM de Cu.	54
Figura 3.5 Correlación entre SAVI y As en VA.	55
Figura 8.1 Variación espacial del índice SAVI en el sitio LG durante el mes de abril. A la izquierda muestra la distribución espacial para abril de 2017 y a la derecha para abril de 2022. Los valores más altos del índice (tonos más verdes) indican mayor vigor y cobertura vegetal.	82
Figura 8.2 Variación espacial del índice NDVI en el sitio LG durante el mes de abril. A la izquierda muestra la distribución espacial para abril de 2017 y a la derecha para abril	

de 2022. Los valores más altos del índice (tonos más verdes) indican mayor vigor y cobertura vegetal.	83
Figura 8.3 Variación espacial del índice SAVI en el sitio LM durante el mes de abril. A la izquierda muestra la distribución espacial para abril de 2017 y a la derecha para abril de 2022. Los valores más altos del índice (tonos más verdes) indican mayor vigor y cobertura vegetal.	84
Figura 8.4 Variación espacial del índice NDVI en el sitio LM durante el mes de abril. A la izquierda muestra la distribución espacial para abril de 2017 y a la derecha para abril de 2022. Los valores más altos del índice (tonos más verdes) indican mayor vigor y cobertura vegetal.	85
Figura 8.5 Variación espacial del índice NDVI en el sitio PU durante el mes de abril. A la izquierda muestra la distribución espacial para abril de 2017 y a la derecha para abril de 2022. Los valores más altos del índice (tonos más verdes) indican mayor vigor y cobertura vegetal.	86
Figura 8.6 Variación espacial del índice SAVI en el sitio PU durante el mes de abril. A la izquierda muestra la distribución espacial para abril de 2017 y a la derecha para abril de 2022. Los valores más altos del índice (tonos más verdes) indican mayor vigor y cobertura vegetal.	87
Figura 8.7 Relación entre el índice NDVI y el Factor de Enriquecimiento (FE) de arsénico (As) mediante modelos aditivos generalizados (GAM) en tres sitios de estudio. (a) La Greda (LG), (b) Los Maitenes (LM) y (c) Valle Alegre (VA). Valores altos de NDVI indican mayor vigor vegetacional, mientras que valores altos de FE reflejan mayor enriquecimiento relativo de As en el sustrato.	90
Figura 8.8 Relación entre el índice NDVI y el Factor de Enriquecimiento (FE) de cobre (Cu) mediante modelos aditivos generalizados (GAM) en tres sitios de estudio. (a) La Greda (LG), (b) Los Maitenes (LM) y (c) Valle Alegre (VA). Valores altos de NDVI indican mayor vigor vegetacional, mientras que valores altos de FE reflejan mayor enriquecimiento relativo de Cu en el sustrato.	93

Figura 8.9 Relación entre el índice SAVI y el Factor de Enriquecimiento (FE) en el sitio Valle Alegre (VA).....	94
Figura 8.10 Relación entre el índice SAVI y el Factor de Enriquecimiento (FE) en el sitio Puchuncaví (PU)	95

RESUMEN

La Bahía de Quintero-Puchuncaví, en Chile, ha sido históricamente afectada por la contaminación industrial derivada del complejo industrial ventanas (CIV), generando acumulación de metales pesados como el cobre (Cu), plomo (Pb) y arsénico (As) en el suelo y alteraciones en la vegetación nativa. Se evaluaron los impactos de dicha contaminación sobre la cobertura vegetal mediante el cálculo del factor de enriquecimiento (FE) de 24 elementos traza en suelos y el análisis de series temporales de los índices espectrales NDVI y SAVI entre 2017 y 2022, obtenidos a partir de imágenes satelitales procesadas en ArcGis. Se aplicó la correlación de Spearman y modelos GAM para identificar asociaciones lineales y no lineales entre FE de Cu, Pb y As y los índices de vegetación, observándose correlaciones significativas, particularmente de Cu y NDVI ($p = 0,527$; $\rho < 0,05$), y una relación no lineal entre Pb y SAVI ($R^2 = 0,956$, $\rho = 0,009$). Los resultados evidenciaron altos valores de FE en los sitios más cercanos al CIV (LG y LM) acompañados por reducciones de hasta un 46% en NDVI y 21% en SAVI, evidenciando pérdida del vigor fotosintético y deterioro de la cobertura vegetal. Se concluye que la integración de indicadores geoquímicos y análisis espectrales basados en series temporales permite caracterizar de forma efectiva los efectos de la contaminación sobre la

vegetación, aportando una metodología no invasiva apoyar estrategias de restauración ambiental en la bahía.

ABSTRACT

The Quintero-Puchuncaví Bay in Chile has been historically affected by industrial pollution originating from the Ventanas Industrial Complex (CIV), leading to the accumulation of heavy metals such as copper (Cu), lead (Pb), and arsenic (As) in the soil, as well as alterations in native vegetation. The impacts of this contamination on vegetation cover were evaluated through the calculation of the Enrichment Factor (EF) for 24 trace elements in soils and the analysis of the spectral indices NDVI and SAVI, obtained from temporal series of satellite images between 2017 and 2022, processed using ArcGIS software. Spearman's correlation was applied to determine the relationships between the EF of Cu, Pb, and As and the vegetation indices, revealing significant correlations, particularly between Cu and NDVI ($\rho = 0.527$; $\rho < 0.05$), and a nonlinear relationship between Pb and SAVI ($R^2 = 0.956$; $\rho = 0.009$). The results showed high EF values in the sites closest to the CIV (LG and LM), accompanied by reductions of up to 46% in NDVI and 21% in SAVI, indicating loss of photosynthetic vigor and deterioration of vegetation cover. The discussion interprets that metal contamination affects plant physiology and the ecosystem's regenerative capacity. It is concluded that the integration of chemical indicators and spatial analysis tools represents an effective and non-invasive methodology to characterize the effects of soil contamination on vegetation and to support environmental restoration strategies in Quintero-Puchuncaví Bay.

I. INTRODUCCIÓN

El suelo es un componente clave de todos los ecosistemas, por lo que requiere de una gestión adecuada para preservar la integridad ecológica de los diferentes procesos que ocurren en él, así como también, para resguardar la salud de la población humana (Valenzuela-Fuentes et al., 2021). La contaminación del suelo se refiere a la acumulación de sustancias nocivas como, metales pesados y algunos ejemplos son: arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb) y mercurio (Hg), entre otros. Múltiples actividades antrópicas contribuyen significativamente a la contaminación del suelo tales como: la producción industrial, la minería y el transporte motorizado, entre otros (Carvajal et al., 2023).

Los elementos traza, son aquellos que se encuentran en pequeñas cantidades en el ambiente y juegan un papel fundamental en el desarrollo natural de la vida (Parra et al., 2015). Algunos metales como el cobre (Cu) y el zinc (Zn) son esenciales para el desarrollo de los organismos vivos en pequeñas cantidades, mientras que As y el Pb son peligrosos incluso en concentraciones bajas (Tapia-Gatica et al., 2022). Debido a la incapacidad de estos elementos para ser biodegradados, se realza la necesidad de monitorear y controlar sus

concentraciones en el suelo con el fin de proteger la integridad del medio ambiente y la salud pública (Makedonski et al., 2017). Para esto, es crucial distinguir entre las concentraciones naturales de estos elementos y los aportes causados por factores antropogénicos (Salmani-Ghabeshi et al., 2016).

1.1 Contexto y efectos de la contaminación del suelo en la bahía de Puchuncaví y Quintero

Las concentraciones de elementos contaminantes en el suelo pueden verse influenciadas por actividades antropogénicas, condiciones geológicas y el uso de fertilizantes, especialmente en contextos de urbanización e industrialización (Zhang et al., 2018). Estos pueden reducir la absorción de nutrientes por parte de las plantas y provocan daños en sus estructuras celulares (Liu et al., 2019). En los suelos contaminados los metales son absorbidos por las raíces de las plantas, acumulándose como iones en sus tejidos y provocando daños celulares que comprometen su desarrollo y productividad (Liu et al., 2019; Cereceda-Balic et al., 2020). En particular, se ha observado que aproximadamente el 35% de las muestras analizadas en la zona presentan concentraciones de Cu iguales o superiores a los niveles considerados fitotóxicos, lo que implica un riesgo potencial para la salud vegetal (Rudolph, 2023). Esta alta concentración de elementos traza, especialmente Cu, repercute directamente sobre la producción

agrícola local, reduciendo el rendimiento de los cultivos y afectando la seguridad alimentaria de las comunidades (Ministerio del Medio Ambiente, 2017).

Los efectos de la contaminación no se limitan al entorno natural. La exposición crónica a metales como arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb), níquel (Ni) y zinc (Zn) ha sido vinculada al aumento de enfermedades cardiovasculares, daño hepático y renal, así como alteraciones en el sistema nervioso (Meza-Ramirez et al., 2021; Sturla, 2020). Estos elementos, al acumularse en los tejidos biológicos, pueden superar la capacidad del organismo para eliminarlos, generando efectos tóxicos de largo plazo (Arellano-Escudero, 2017). A nivel ecológico, los contaminantes del suelo pueden bioacumularse a lo largo de la cadena trófica, alterando los ecosistemas y reduciendo la biodiversidad (Valenzuela- Fuentes et al., 2021).

Es crucial implementar sistemas de monitoreo efectivos para detectar y evaluar la contaminación del suelo, lo que permite una respuesta rápida ante niveles peligrosos de contaminantes (Rudolph, 2023). La evaluación de riesgos en suelos contaminados debe considerar estos factores para proteger la salud

humana, especialmente en poblaciones vulnerables como los niños (Tapia-Gatica et al., 2022).

Frente a este panorama, la sociedad civil juega un rol fundamental en visibilizar la problemática y exigir acciones concretas por parte del estado. Diversas organizaciones sociales, territoriales y ambientales han impulsado movilizaciones, actividades de denuncia y procesos judiciales, que buscan frenar el avance de la contaminación, proteger la salud de las comunidades y avanzar hacia la remediación ambiental de la zona (Carmona 2015; Arellano-Escudero 2017). Estas acciones colectivas reflejan un cambio en la percepción del territorio, de un polo industrial a una zona de sacrificio que requiere justicia ambiental (Delgado, 2022; Hevia 2016).

1.2 Contexto normativo

La regulación ambiental en Chile ha evolucionado significativamente en las últimas décadas con el fin de prevenir, controlar y mitigar los impactos de las actividades industriales sobre el medio ambiente (Fernández et al., 2019). Sin embargo, la normativa relativa al suelo sigue presentando vacíos importantes, especialmente en lo que respecta a la calidad de este y a su recuperación.

Uno de los marcos legales más relevantes es la Ley N° 19.300 sobre las bases generales del medio ambiente (1994), que establece principios fundamentales como la prevención de la contaminación, la preservación de la naturaleza y la participación ciudadana, Ministerio del Medio Ambiente (MMA, 2017). Esta ley se complementa con el Decreto Supremo (DS) N° 40/2012, que regula el sistema de evaluación de impacto ambiental (SEIA), incluyendo proyectos que generan residuos peligrosos (Gamberini et al., 2019).

En cuanto a los residuos peligrosos, el DS N° 148/2003 del Ministerio de Salud establece el reglamento sanitario para su manejo, definiendo condiciones mínimas para su generación, almacenamiento, transporte y disposición final (Biblioteca del Congreso Nacional, 2004). Este decreto es clave en territorios como Puchuncaví y Quintero, donde la acumulación de contaminantes industriales ha sido una constante histórica (Hevia, 2016).

La superintendencia del Medio Ambiente (SMA), creada bajo la Ley N° 20.417/2010, cumple funciones de fiscalización y sanción ante incumplimientos ambientales, mientras que la ciudadanía tiene un rol activo mediante denuncias y participación en procesos de evaluación (INDH, 2021; Ley N° 20.500/2011).

A nivel internacional, Chile ratificó el Convenio de Brasilia en 1992 (DS N° 685), lo cual establece compromisos para el manejo ambientalmente racional de residuos peligrosos y regula su movimiento transfronterizo. Para abordar específicamente la situación crítica de la zona industrial, se han implementado instrumentos específicos como el plan de prevención y descontaminación atmosférica (PPDA) mediante el DS N° 105/2018, que establece límites de emisiones para dióxido de azufre (SO₂), material particulado (MP10) y metales pesados como Pb, Hg, Cd, As y Ni. Este plan ha sido actualizado posteriormente con el DS N° 39/2023, reflejando la necesidad de ajustes normativos permanentes frente a la persistencia de episodios de contaminación (MMA, 2023).

Además otras normativas complementarias incluyen:

1. DS N° 78/2009 sobre almacenamiento de sustancias peligrosas.
2. DS N° 594/1999 sobre condiciones sanitarias en los lugares de trabajo.
3. DS N° 28/2013, que regula las emisiones de fundiciones de cobre y fuentes emisoras de arsénico y plomo (BCN, 2022).
4. DS N° 104/2019 (SO₂) y el DS N° 12/2021 (MP10), que permiten establecer estándares para evaluar el riesgo a la salud humana.

A pesar de estos avances, Chile no cuenta con una normativa específica de calidad de suelos de aplicación nacional (Soto et al., 2024). Esta ausencia limita la definición de umbrales para contaminantes del suelo y dificulta la aplicación de medidas correctivas o de remediación. Frente a este “vacío” normativo, diversos autores plantean la necesidad de establecer criterios técnicos y legales para la evaluación y recuperación de suelos contaminados (Matus Acuña et al., 2018).

Asimismo, se requiere implementar sistemas de monitoreo en tiempo real y planes de restauración ecológica para las zonas más afectadas, con énfasis en la recuperación de la contaminación por metales pesados y contaminantes persistentes (Arellano-Escudero, 2017; Soto et al., 2024).

1.3 Evolución del Complejo Industrial Ventanas y su vínculo con la contaminación del suelo

La contaminación del suelo de la bahía de Puchuncaví y Quintero está estrechamente ligada al desarrollo del complejo industrial que comenzó a consolidarse en la década de 1950 (La Tercera, 2018). La zona era predominantemente rural, con actividades agrícolas, pesqueras y un uso de

suelo vinculado a la vida costera tradicional. Sin embargo, a partir de 1954, con la instalación del terminal petrolero ENAP en Quintero (ENAP, s.f), se inició un proceso sostenido de industrialización que transformaría radicalmente el paisaje, el ambiente y la calidad del suelo en la zona. La Figura 1.1, muestra la locación del complejo industrial.

El hito clave en este proceso fue la construcción de la Fundición y Refinería Ventanas, que comenzó sus operaciones en 1964 bajo el alero de la Empresa Nacional de Minería (ENAMI), y que posteriormente fue adquirida por Codelco. Esta industria marcó el inicio de la emisión sistemática de metales pesados al ambiente, principalmente debido a procesos de fundición de cobre. Desde entonces, compuestos como As, Pb, Cd, Cu, Zn, Ni y Cr comenzaron a depositarse en el suelo, tanto por vía aérea como por residuos industriales sólidos mal gestionados (Paredes, 2024).

Este mismo año, en 1964, entró en operación la primera central termoeléctrica de la zona, propiedad de AES Gener (hoy AES Andes), utilizando carbón como combustible principal (AES Gener S.A.). La quema de carbón generó grandes emisiones de material particulado (PM10 y PM2,5) y cenizas volantes que transportaban metales traza (Rueda-Holgado, 2016). Así, el suelo de las

comunas de Puchuncaví y Quintero comenzó a recibir una carga constante contaminante compuesta por partículas finas y metales pesados. Durante las décadas siguientes, nuevas industrias se sumaron al complejo, intensificando la presión sobre el medio ambiente. En los años 80's se instaló Oxiquim, dedicada al almacenamiento de productos químicos (OXIQUIM, 2024) y en los 90's Puerto Ventanas, especializado en la manipulación de graneles sólidos como carbón, concentrados de minerales y fertilizantes (PUERTOS VENTANAS, 2019). Estas actividades expusieron los suelos a contaminantes como hidrocarburos, compuestos orgánicos volátiles (COVs) y cargas contaminantes adicionales de metales pesados, producto del manejo y almacenamiento inadecuado de sustancias peligrosas. En el mismo periodo se incorporaron otras empresas como Gasmar, Cementos Melón, ENEL, GNL Quintero, Shell y COPEC, vinculadas al almacenamiento y distribución de combustibles, gas y cemento. Estas instalaciones contribuyeron a la emisión de contaminantes, en un contexto de escasa fiscalización ambiental y ausencia de sistemas adecuados de monitoreo y tratamiento de residuos.

Estudios científicos han demostrado que los suelos agrícolas y naturales en la zona presentan niveles elevados de As, Cu, Pb y Zn, con valores de referencia por sobre los establecidos para suelos no-contaminados en base a valores de referencia establecidos por el MMA (Tume et al., 2020; Valenzuela-Fuentes et

al., 2021). La exposición constante a estas emisiones ha generado una contaminación difusa y persistente, que se ha ido incorporando a las capas superficiales del suelo afectando la calidad de los ecosistemas, la agricultura y la salud humana local (Espinoza et al., 2024).

En 2015, tras décadas de denuncias y estudios científicos que demostraban la alta carga de contaminación de los suelos del Valle de Puchuncaví, el estado de Chile declaró la zona como saturada por material particulado fino (MP2.5) y latente por MP10, mediante el DS N°10 del MMA. Sin embargo, esta medida vino después de un largo historial de pasividad institucional frente a un proceso de degradación ambiental evidente y acumulativo.

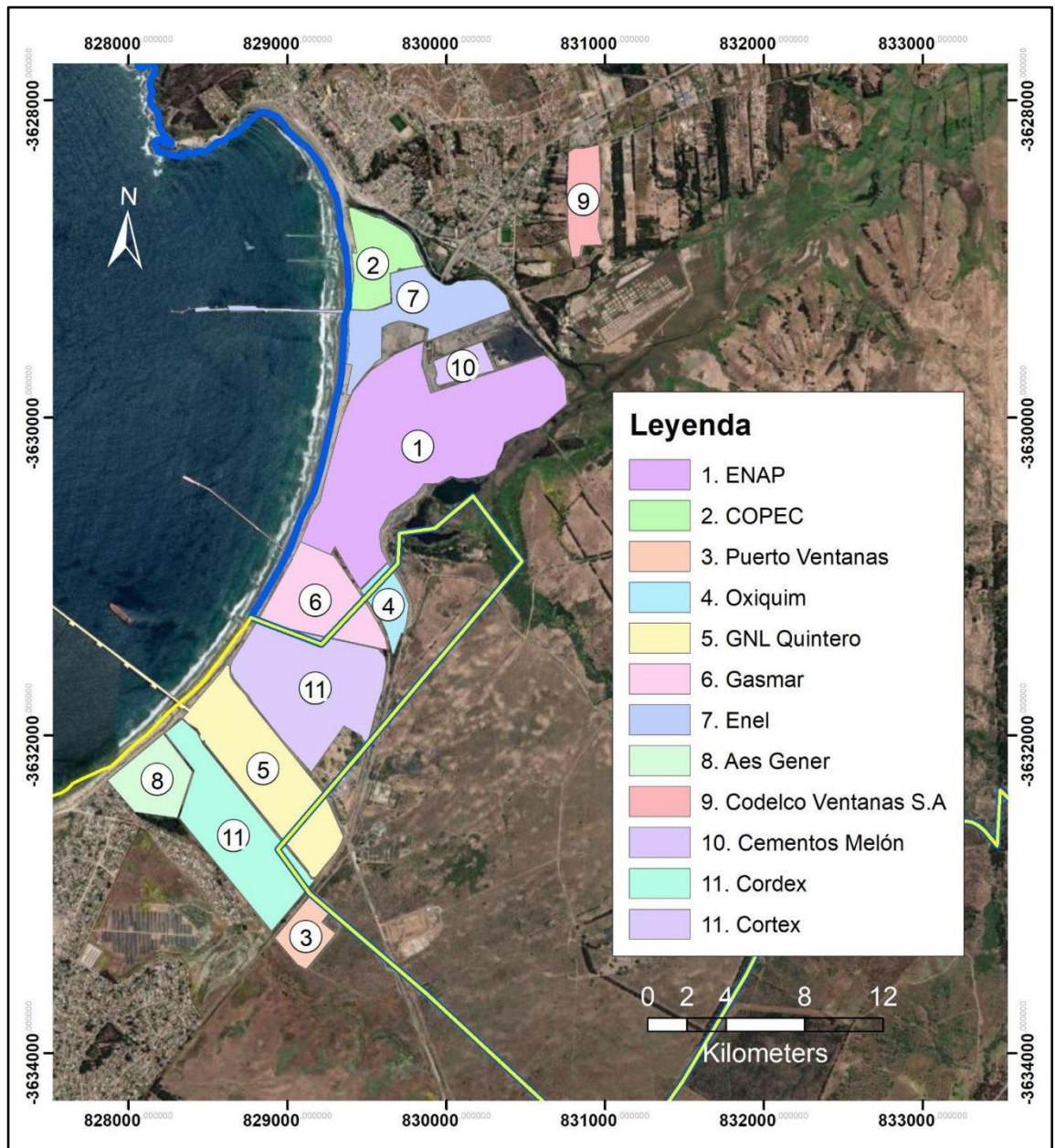


Figura 1.1 Empresas del Complejo Industrial Ventanas (CIV).

1.4 Características del suelo y cobertura vegetal en la zona de estudio

La bahía de Puchuncaví-Quintero ha experimentado una disminución progresiva en su cobertura vegetal durante las últimas décadas producto del cambio de uso de suelo, la expansión urbana y la actividad industrial. Estudios recientes indican que entre 1986 y 2021 se ha perdido más de 30% de la cobertura vegetal nativa, siendo reemplazada por áreas agrícolas, instalaciones industriales y zonas residenciales (Cruz et al., 2024). Esta transformación ha provocado una significativa pérdida de biodiversidad y una fragmentación del paisaje, alterando profundamente la provisión de servicios ecosistémicos derivada de la vegetación, como la captura de contaminantes, la protección del suelo frente a la erosión y la regulación hídrica (Correa Pérez, 2012).

Las principales formaciones vegetacionales en la zona de estudio corresponden a matorrales y bosques mediterráneos, conformados por especies como; *Trevoa trinervis* (trevo), *Peumus boldus* (peumo), *Acacia caven* (espino), *Baccharis linearis* (romerillo), *Echinopsis chiloensis* (quisco), *Lithrea caustica* (litre), *Polilepis besseri* (quenoa) (Luebert y Pliscoff, 2006). Estas especies han desarrollado adaptaciones a climas semiáridos y suelos de escasos nutrientes, pero su tolerancia se ve superada por los niveles actuales de contaminación. La contaminación del suelo reduce la calidad del hábitat y afecta la vegetación de matorral, haciéndola menos diversa y más vulnerable a la degradación (Manzur,

2005). Según el MMA (2017), la persistencia de emisiones industriales ha afectado su crecimiento, cobertura y capacidad de regeneración natural, reduciendo aún más la resiliencia del ecosistema.

Los suelos de esta zona poseen características físicas que lo predisponen a la acumulación de contaminantes. Predominan las texturas franco-arenosas, con una baja capacidad de intercambio catiónico (CIC) y bajo contenido de materia orgánica, lo que limita su capacidad para retener y degradar contaminantes (Carvajal et al., 2023). El exceso de fósforo puede ser resultado de la aplicación excesiva de fertilizantes fosfatados en prácticas agrícolas y niveles adecuados de potasio, pero hay una marcada deficiencia de nitrógeno, lo cual impacta negativamente la productividad vegetal (Meza-Ramírez et al., 2021).

La heterogeneidad de los suelos en el área de estudio influye directamente en la forma en que los contaminantes se comportan y se acumulan. Suelos más permeables permiten una mayor infiltración de contaminantes hacia capas profundas, mientras que los suelos compactos tienden a acumular partículas contaminadas en la superficie (Olivares, 2000). Según Rudolph (2023), las propiedades físicas y químicas del suelo, como la textura, la CIC y la materia orgánica, afectan la retención y movilidad de elementos tóxicos, influyendo en la exposición potencial y en la persistencia de estos compuestos. Ahmad et al.

(2015), mencionan que la movilidad y disponibilidad de los metales pesados como Cd, Pb, Ni y As, en el suelo están reguladas por propiedades fisicoquímicas del suelo, estos metales son de particular preocupación debido a sus efectos adversos en la salud de las plantas, animales y humanos.

Estudios realizados por Parra et al. (2015) determinaron en zonas cercanas al CIV, concentraciones de Cu entre 1476 mg/kg (sitio 002) y 1076 mg/kg (sitio 004); de As entre 20 mg/kg (sitio 002) y 16 mg/kg (sitio 004). De igual modo, Tume et al. (2020) reportaron concentraciones de Pb superiores a 192 mg/kg y Zn sobre los 199 mg/kg en suelos cercanos a actividades industriales, excediendo ampliamente los valores de referencia internacionales para suelos agrícolas propuestos por la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU. (USEPA) y la Organización Mundial de la Salud (OMS). En el estudio de Tapiagatica et al. (2020), las concentraciones de metales pesados en el suelo de referencia en áreas no contaminadas para Cu, As, Pb y Zn fueron de 100, 16, 35 y 122 mg/kg, respectivamente.

En este contexto, los suelos degradados y las coberturas vegetales fragmentadas no solo son testigos del impacto ambiental prolongado, sino también factores que determinan la persistencia y toxicidad de la contaminación (Cruz et al., 2024). Comprender las características físico-químicas del suelo y la

composición vegetal es clave para evaluar el grado de exposición, los riesgos para la salud y la posibilidad de recuperación del ecosistema (Ginocchio y Narváez, 2022).

1.5 Factor de Enriquecimiento (FE)

Una herramienta ampliamente utilizada para evaluar el impacto de la actividad industrial sobre la calidad de los suelos, es el Factor de Enriquecimiento (FE). Parra et al. (2015) indica que este índice permite determinar el grado de acumulación de elementos traza en el suelo, especialmente aquellos que podrían estar asociados a fuentes antropogénicas.

El FE se calcula comparando la concentración de un elemento de interés con la de un elemento de referencia (RE), tanto en el sitio contaminado como en un sitio de fondo. Este último corresponde a un área no impactada por actividades industriales, utilizada como línea base para evaluar el grado de enriquecimiento (Rueda-Holgado et al. 2016). La fórmula empleada (ver Ecuación 1 en el apartado de Metodología) contempla la relación entre estas concentraciones para estimar el enriquecimiento. Los elementos de referencia ideales son el hierro (Fe) y el aluminio (Al) debido a que presentan baja movilidad en el suelo

y escasa influencia antrópica del CIV, lo que los hace útiles como base comparativa (Barbieri 2016; Gorena et al., 2023). Además, para que la interpretación del FE sea robusta, se considera un sitio control, es decir, un área no impactada por actividades industriales, que refleja las concentraciones del fondo geoquímico analizados (Cerde-Balic et al., 2020).

En un estudio desarrollado por Alam et al. (2023), se menciona que en algunos casos se utiliza la concentración promedio de la corteza terrestre como valor de referencia, especialmente donde no se dispone de un sitio prístino para comparar. Poblete et al. (2015) plantean que un FE de 15.22 sugiere que las concentraciones de As en una zona de estudio son significativamente más altas que las del fondo geoquímico.

1.6 Herramientas de análisis espacial y temporal

El monitoreo del vigor vegetacional es fundamental para evaluar la dinámica de los ecosistemas, especialmente en territorios sujetos a presiones antropogénicas como lo es el CIV. En este contexto, índices que se utilizan son el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y el índice de Vegetación Ajustado al Suelo (SAVI), ambas herramientas eficaces para

analizar de manera espacial y temporal los cambios en la cobertura terrestre por medio de imágenes multiespectrales (Cañete-Salinas et al., 2020; Crespo et al., 2024). Estos índices, si se correlacionan con cambios en la vegetación, permiten identificar áreas afectadas por la contaminación, facilitando la toma de decisiones de gestión ambiental.

El NDVI se calcula a partir de la diferencia entre la reflectancia en el infrarrojo cercano (NIR) y el rojo (RED), normalizada sobre su suma (ver Ecuación 2) (de Oliveira et al., 2021). Este índice aprovecha la alta reflectancia del follaje sano en el NIR y su baja reflectancia en el espectro rojo, lo que permite estimar la densidad y vigor de la vegetación. Sus valores oscilan entre -1 y +1 (ver Ecuación 4), con valores negativos que indican superficies sin cobertura vegetal, como cuerpos de agua, dunas o zonas urbanas, mientras que los valores positivos cercanos a +1 reflejan vegetación densa y saludable (Montandon y Small, 2008). Estudios como el de Farrar et al. (1994) han evidenciado que el NDVI puede ser sensible a las propiedades del suelo, como textura y humedad, afectando su precisión en contextos áridos o contaminados. Es por esto que, en áreas con cobertura vegetal y suelo expuesto, se emplea el índice SAVI, el cual tiene un factor de corrección que atenúa la influencia del fondo edáfico en la señal espectral, lo que mejora la discriminación de la vegetación en entornos con escasa biomasa (ver Ecuación 3)(Fernández et al.,

2019). El SAVI ha demostrado ser particularmente útil en zonas donde la cobertura vegetal es discontinua y la reflectancia del suelo puede sesgar los resultados del NDVI (Hernández et al., 2016). Ambos índices se complementan permitiendo un análisis más completo del vigor de la vegetación.

Hipótesis del trabajo

El aumento en el grado de contaminación del suelo por metales pesados altamente enriquecidos, estimado mediante el Factor de Enriquecimiento, se asocia negativamente con el vigor vegetacional evaluado a través de los índices espectrales NDVI y SAVI.

Objetivo general de la investigación.

Determinar el grado de contaminación por elementos traza mediante el Factor de Enriquecimiento (FE) y evaluar cómo impacta en el vigor vegetacional, mediante el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y el índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI) en cuatro sitios de muestreo en el Complejo Industrial Ventanas (CIV).

Objetivos específicos

1. Cuantificar el grado de enriquecimiento de 17 elementos trazas en el suelo mediante el cálculo del Factor de Enriquecimiento en cuatro sitios de muestreo del Valle de Puchuncaví, tomando como referencia un sitio control durante 13 meses, utilizando un sitio control como referencia para determinar el grado de contaminación
2. Evaluar la variación temporal del vigor vegetacional en cuatro sitios de muestreo del Valle de Puchuncaví durante un periodo de cinco años, utilizando los índices NDVI y SAVI obtenidos de imágenes satelitales, para determinar la condición relativa de la vegetación.
3. Explorar la relación entre el grado de enriquecimiento en el suelo (FE) y los índices de vegetación (NDVI y SAVI), determinar la influencia de los elementos traza en el vigor vegetacional.

II. METODOLOGÍA

Para evaluar el impacto de los elementos traza en el suelo y su relación con la vegetación, se diseñó una estrategia metodológica integradora que combina: análisis químicos, teledetección y herramientas estadísticas. El estudio se desarrolló en zonas marcadas por una intensa actividad industrial ligada al CIV, considerado uno de los principales ejemplos de “zonas de sacrificio” en Chile (Soto et al., 2024).

2.1 Ubicación geográfica del área de estudio

El Complejo Industrial Ventanas (CIV) se ubica en la región de Valparaíso, entre las comunas de Puchuncaví y Quintero, en la costa central de Chile, aproximadamente a 130 kilómetros al noroeste de Santiago (Sturla, 2020; Cereceda-Balic et al., 2020). Esta zona se caracteriza por su rica biodiversidad, con presencia de formaciones vegetacionales nativas que se han visto amenazadas por el desarrollo industrial y el cambio en el uso del suelo (Cruz et al., 2024). En términos demográficos, la comuna de Puchuncaví cuenta con 31.923 habitantes, mientras que Quintero registra una población de 18.546 personas, según los datos más recientes disponibles (Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, 2024a, 2024b).

Para evaluar los efectos de la actividad industrial sobre el ambiente, se seleccionaron cinco sitios de muestreo en función de su proximidad al CIV. Estos fueron La Greda (LG) ubicado a 0,8 km noroeste del CIV, Los Maitenes (LM) a 2,39 km este, Puchuncaví (PU) a 8 km noroeste, Valle Alegre (VA) a 6,72 km sureste (Salmani-Ghabeshi et al., 2021) y el Sitio Control (SC) a 15 km al sur del complejo, en una ubicación validada por su representatividad y alejamiento de la influencia del CIV (Gorena et al., 2023). Los sitios más cercanos al complejo fueron LG y LM, mientras que los más alejados son PU y VA. El sitio más distante y en oposición a la pluma de los vientos del CIV es el SC (González et al., 2014). La Figura 2.1, muestra los sitios de muestreo seleccionados, permitiendo visualizar su distribución geográfica y relación espacial con respecto a la fuente emisora.

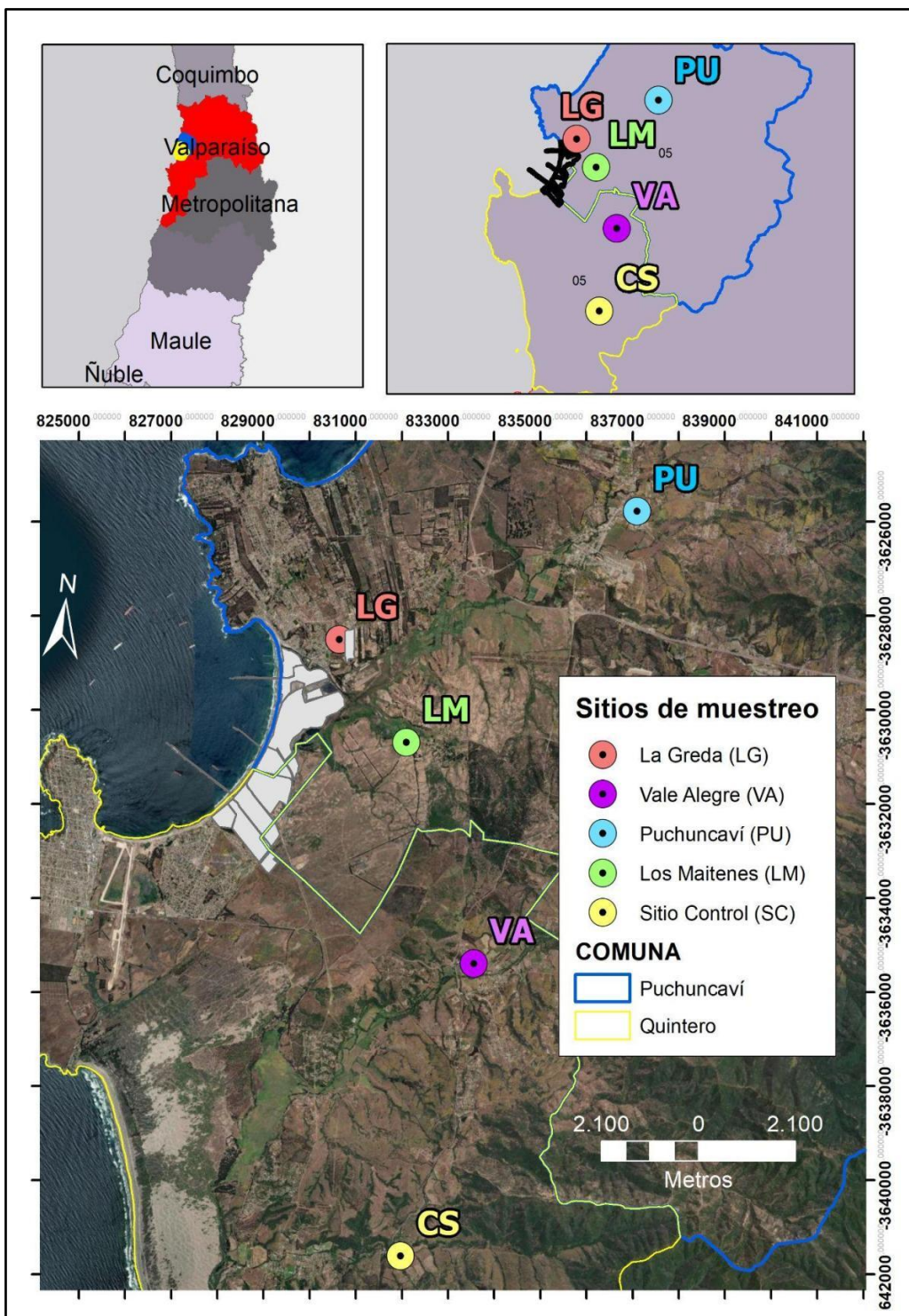


Figura 2.1 Distribución de los sitios de muestreo en las comunas de Puchuncaví y Quintero, incluyendo el Sitio Control (SC).

2.2 Clima del área de estudio

El área de estudio se caracteriza por un clima mediterráneo, con veranos cálidos y secos, e inviernos frescos y lluviosos (González, 1994). La influencia del océano Pacífico modera las temperaturas anuales, aunque también propicia la formación de neblinas costeras y vientos predominantes que afectan la calidad del aire (Paredes, 2024). Las variaciones en la disponibilidad hídrica en climas mediterráneos intensifican los procesos de lixiviación y erosión del suelo, especialmente en áreas agrícolas abandonadas o sin cobertura vegetal (Cruz et al., 2024). Estas dinámicas agravan la degradación del suelo en zonas vulnerables a la sequía.

Dentro de los factores climáticos relevantes para el estudio se encuentra el comportamiento del viento, puesto que facilita el transporte de partículas y gases, modificando la composición del aire (Olivares, 2000). Diversas investigaciones destacan la importancia del viento en este proceso. Estudios realizados por Gallardo et al. (2000) documentaron como la dirección y velocidad del viento influyeron en la dispersión del óxidos de azufre (SO_x), mientras que investigaciones realizadas por Hernández et al. (2016) señalaron que el dióxido de azufre (SO₂) puede ser transportado a grandes distancias según las condiciones meteorológicas del momento.

Para interpretar el patrón de los vientos en los diferentes sitios de muestreo, se elaboró un mapa con la rosa de los vientos para cada sitio. En la Figura 2.2 se visualizan las direcciones predominantes del viento en los sitios de muestreo desde abril del año 2021 hasta abril del año 2022, entregadas por el Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire (SINCA), en los diferentes sitios de estudio.

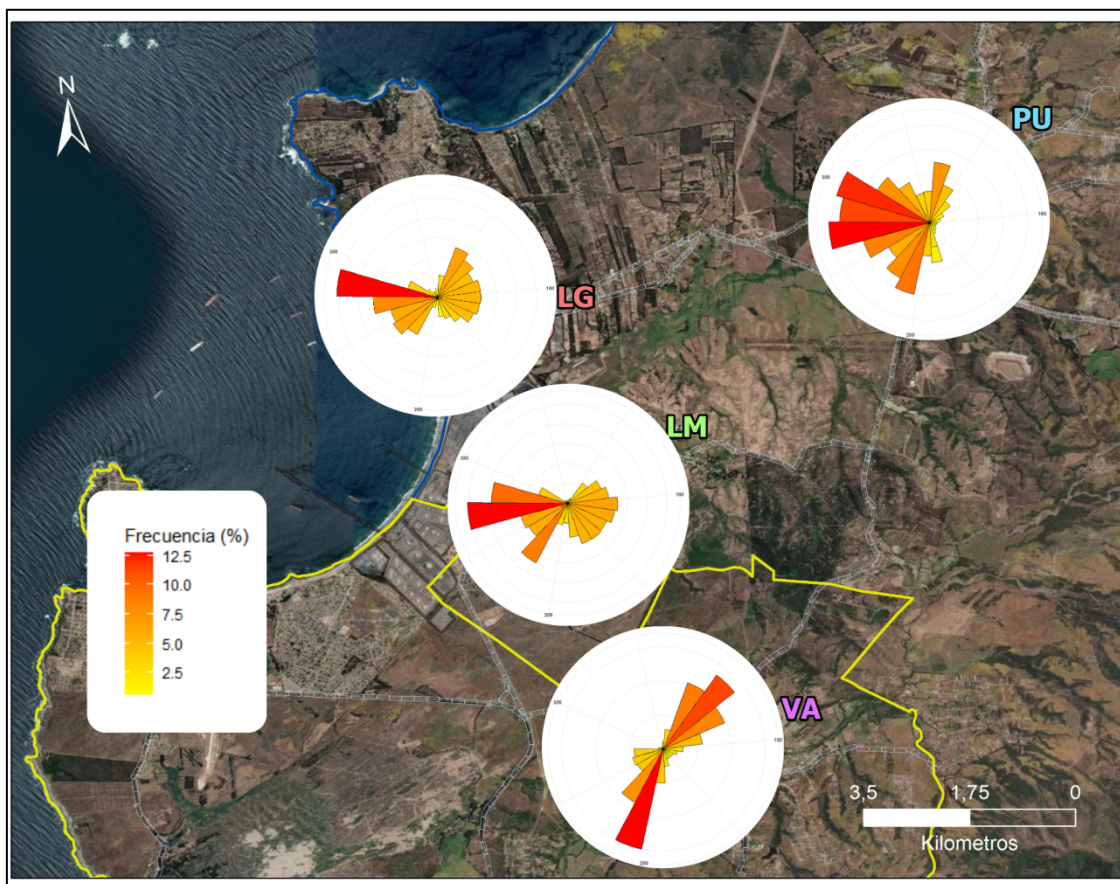


Figura 2.2 Direcciones predominantes del viento en los sitios de muestreo durante el año 2021 al año 2022.

2.3 Toma de muestras de suelo

En cada uno de los sitios se delimitaron cuadrantes de 1m² para la extracción de muestras de suelo superficial (0-10 cm de profundidad) utilizando una pala de plástico para evitar contaminación metálica. Antes de la extracción, se eliminó cuidadosamente la vegetación superficial cercana con el fin de reducir interferencias en las muestras recolectadas. La periodicidad en la toma de muestras de suelo fue mensual y se realizó durante 13 meses. Las muestras fueron almacenadas en bolsas de plástico rotuladas y posteriormente refrigeradas para su traslado al laboratorio entre abril y julio del 2021. Una vez en el laboratorio, las muestras fueron secadas en una estufa a 40°C durante 48 horas para eliminar la humedad y asegurar condiciones adecuadas para el análisis de suelos (Salmani-Ghabeshi et al., 2021). Las muestras se tamizaron a 2 mm para separar las fracciones gruesas y finas del suelo. Para la digestión ácida, se pesaron 0,4 g de suelo tamizado, los que fueron digeridos en un sistema Milestone Ultrawave durante 15 minutos, con una mezcla de ácido nítrico (HNO₃) y ácido clorhídrico (HCl) en una proporción de 3:1 (v/v) (Gorena et al. 2023). Se utilizó un espectrómetro de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS 7900, Agilent) para determinar la concentración de elementos traza. Este equipo utiliza un plasma de argón para ionizar las muestras, lo cual permite la posterior detección y cuantificación de los elementos metálicos y no metálicos mediante espectrometría de masas (Gorena et al., 2023). Se analizaron 24 elementos trazas Li, Na, Mg, Al, S, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Mo, Cd, Sb, Ba, Hg, y Pb.

2.4 Factor de Enriquecimiento (FE)

El FE se utilizó como indicador del grado de contaminación antrópica en los suelos analizados. Este índice permite comparar la concentración de un elemento traza en un sitio determinado con su valor de fondo natural, estimando el nivel de alteración respecto a condiciones no perturbadas (Quevedo y Meneses, 2014). Valores elevados de FE sugieren un enriquecimiento significativo, comúnmente asociado a actividades industriales y reflejan impactos negativos sobre la calidad del suelo, disminución de los nutrientes disponibles y afectación de la actividad biológica del ecosistema edáfico (González, 1994).

Se utilizó el sitio control (SC) para determinar el valor del fondo geoquímico, el cual está ubicado a 15 km al sur del CIV. Cereceda-Balic et al. (2020) proponen esta ubicación representativa por las condiciones naturales de la zona, que contrastan los niveles de los elementos traza observados en los demás sitios de estudio.

El cálculo de FE se realizó utilizando la Ecuación 1 descrita por Gorena et al. (2023), definida como:

$$FES = \frac{C_{\text{elemento en suelo}}}{C_{\text{elemento de ref en suelo}}} / \frac{C_{\text{elemento en SC}}}{C_{\text{elemento de ref en SC}}} \quad \text{Ec. 1}$$

Donde:

$C_{\text{elemento en suelo}}$ y $C_{\text{elemento de ref.en suelo}}$ representan las concentraciones del elemento traza y del elemento de referencia, respectivamente, en cada muestra de suelo.

$C_{\text{elemento en suelo SC}}$ y $C_{\text{elemento de ref.en suelo SC}}$ corresponden a las concentraciones de dichos elementos en el fondo geoquímico (SC).

El uso de un elemento normalizador permite reducir la influencia de variaciones naturales en las concentraciones de los elementos, para lo cual se seleccionó el hierro (Fe) debido a su abundancia, baja movilidad y comportamiento geoquímico relativamente estable en los suelos (Reimann y Caritat 2000; Gorena et al., 2023). Los valores de FE se interpretaron de acuerdo a los rangos establecidos en la literatura para análisis de suelos contaminados, donde:

FEs < 2 Enriquecimiento mínimo

2 < FEs < 5 Enriquecimiento moderado

5 < FEs < 20 Enriquecimiento significativo

20 < FEs < 40 Enriquecimiento muy alto

FEs > 40 Enriquecimiento extremadamente alto.

Se emplearon las concentraciones en mg/kg para el cálculo de los FE, obtenidas a partir de muestras recolectadas mensualmente durante el periodo comprendido entre abril de 2021 hasta abril de 2022 (13 meses). Es importante mencionar que factores externos como, la menor actividad industrial asociada a la pandemia de COVID-19, podrían haber introducido cierta incertidumbre en la interpretación de los resultados.

2.5 Herramientas de análisis espacial y temporal

Para el análisis espacial de los índices NDVI y SAVI, se generaron buffers de 1000 m² alrededor de cada punto de muestreo, con el objetivo de extraer valores promedio representativos de la cobertura vegetal en el entorno inmediato de cada sitio. En cuanto al análisis temporal, se seleccionó un rango de cinco años, desde abril del 2017 hasta abril del 2022, lo cual permitió evaluar tendencias y variaciones interanuales en los patrones del vigor vegetacional.

Los índices de vegetación NDVI y SAVI, fueron calculados a partir de bandas espectrales del satélite Sentinel-2 que proporciona una resolución espacial de hasta 10 m (Picone, 2017). Se utilizaron criterios de nubosidad con un umbral menor al 10%, lo que asegura condiciones mayormente despejadas y mayor confiabilidad en los análisis (Tang y Oki, 2007). Todas las imágenes fueron sometidas a un proceso

de corrección atmosférica para eliminar interferencias de la atmósfera y precisión radiométrica de los datos (Liu et al., 2019).

Se utilizaron las bandas del infrarrojo cercano (B8, 0,842 μm) y del rojo (B4, 0,665 μm), siguiendo la metodología propuesta por Cañete-Salinas et al. (2020), con el objetivo de estimar la actividad fotosintética y la densidad de la cobertura vegetal. Las ecuaciones utilizadas para el cálculo fueron las siguientes:

$$NDVI = \frac{NIR-ROJO}{NIR+ROJO} \quad \text{Ec. 2}$$

$$SAVI = \frac{NIR - ROJO}{(NIR - ROJO + L)} 1 + L \quad \text{Ec. 3}$$

Donde $L=0,5$ y es un factor de corrección para minimizar el efecto del brillo del suelo (Cafiero et al., 1996).

La combinación de estas bandas espectrales permitió mejorar la precisión en la detección de vegetación, tal como lo señalan Hernández et al. (2016); mientras que el análisis de las tendencias de los índices NDVI y SAVI, a lo largo del tiempo,

permite interpretar patrones de crecimiento, distribución y vigor vegetacional (Meng et al., 2020). Los valores obtenidos de estos índices fueron posteriormente clasificados para representar distintos rangos de vigor vegetacional (ver Ecuación 4 y 5), donde valores más altos indican mayor vigor en concordancia con Genç y Altunel, (2025).

Para permitir la comparación entre diferentes fechas e imágenes, se normalizaron los valores de NDVI utilizando la fórmula propuesta por Montandon y Small (2008), lo que permitió el escalamiento de los datos entre -1 y +1 por medio de la siguiente expresión

$$NDVI_{Normalizado} = \left(\frac{NDVI_{original} - NDVI_{min}}{NDVI_{max} - NDVI_{min}} \right) \times 2 - 1 \quad \text{Ec. 4}$$

De igual forma, los valores SAVI fueron normalizados a un rango entre -1,5 y +1,5 según la siguiente expresión:

$$SAVI_{Normalizado} = \left(\frac{SAVI_{original} - SAVI_{min}}{SAVI_{max} - SAVI_{min}} \right) \times 3 - 1,5 \quad \text{Ec. 5}$$

Finalmente, el vigor vegetacional se clasificó acorde a rangos definitivos según Kuri (2023) (Tabla 2.1), lo cual permitió mapear espacialmente la densidad y estado de la vegetación en cada sitio de muestreo.

Tabla II.1 Rangos Índice de vegetación NDVI y SAVI

NDVI	SAVI	Interpretación
-1 - -0,8	-1,5 - -1,2	Suelo desnudo o superficies no vegetadas (agua, roca, áreas urbanas)
-0,8 - -0,6	-1,2 - -0,9	Casi ninguna cobertura vegetal, posible suelo con baja humedad
-0,6 - -0,4	-0,9 - -0,6	Cobertura vegetal muy baja, vegetación dispersa con alto estrés hídrico
-0,4 - -0,2	-0,6 - -0,3	Cobertura vegetal baja con alto estrés hídrico o cobertura muy baja con bajo estrés hídrico
-0,2 - 0	-0,3 - 0	Cobertura vegetal media-baja con alto estrés hídrico o baja cobertura con bajo estrés hídrico
0 - 0,2	0 - 0,3	Cobertura vegetal media con estrés hídrico moderado o media-baja sin estrés

0,2 - 0,4	0,3 - 0,6	Cobertura vegetal media-alta con leve estrés hídrico o media sin estrés
0,4 - 0,6	0,6 - 0,9	Alta cobertura vegetal sin estrés hídrico
0,6 - 0,8	0,9 - 1,2	Cobertura vegetal muy alta y sin estrés hídrico
0,8 - 1	1,2 - 1,5	Cobertura total de la planta, ecosistemas densamente vegetados sin estrés ni perturbaciones

Los índices NDVI y SAVI fueron calculados a partir de estas imágenes en el Software ArcGis 10.8. Se generaron mapas raster para cada fecha seleccionada y se extrajeron los valores promedio de cada índice dentro de los buffers definidos. A continuación, se analizaron las tendencias temporales mediante la construcción de series temporales por cada sitio.

Para evaluar la variabilidad en el crecimiento de la vegetación a lo largo del tiempo entre los años 1982 y 1987, se calculó la desviación estándar de los valores NDVI. Este análisis permitió identificar variaciones asociadas a la contaminación (Farrar et al., 1994).

Finalmente, se consideraron limitaciones en los índices utilizados, como la menor precisión del NDVI en áreas con vegetación escasa y la dependencia del rendimiento de SAVI en el valor L. Estas consideraciones son cruciales para asegurar una interpretación adecuada de los resultados (Crespo et al., 2024).

2.6 Análisis estadístico de los datos

Para evaluar diferencias significativas en la concentración de elementos traza entre los sitios de monitoreo, se realizó un análisis de varianza (ANOVA), utilizando el software R (versión 4.1.1) con un nivel de significancia del 0,05. Previamente se verificó que los datos cumplieran con los supuestos de normalidad y homocedasticidad mediante las pruebas Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. En los casos en que estos supuestos no se cumplieran, se aplicó la transformación Box-Cox con el fin de aproximar los datos a una distribución normal y homogeneizar la varianza, permitiendo así un análisis más robusto.

Se analizaron los índices NDVI y SAVI temporalmente en relación con la productividad del sitio. Se trabajó con series temporales de ambos índices, calculados a partir de imágenes satelitales, permitiendo examinar tendencias en la cobertura vegetal durante el periodo de estudio. Se aplicaron análisis estadísticos descriptivos y comparativos para determinar diferencias entre sitios y las posibles

correlaciones con variables ambientales, aportando así una comprensión más profunda sobre la dinámica de la vegetación en el tiempo.

2.7 Proceso de investigación

La Figura 2.3 muestra un diagrama de flujo que sintetiza las principales etapas metodológicas de la investigación. Este esquema permite visualizar de forma clara y secuencial cómo se relacionan las distintas fases del estudio, desde la toma de muestras de suelo hasta el análisis del NDVI y SAVI. El flujo de trabajo establece la conexión entre el grado de contaminación antrópica en el suelo, expresado mediante el FE y el vigor vegetacional, evaluado a través del NDVI. Esta correlación permite interpretar los efectos de la contaminación del suelo sobre la cobertura vegetal.

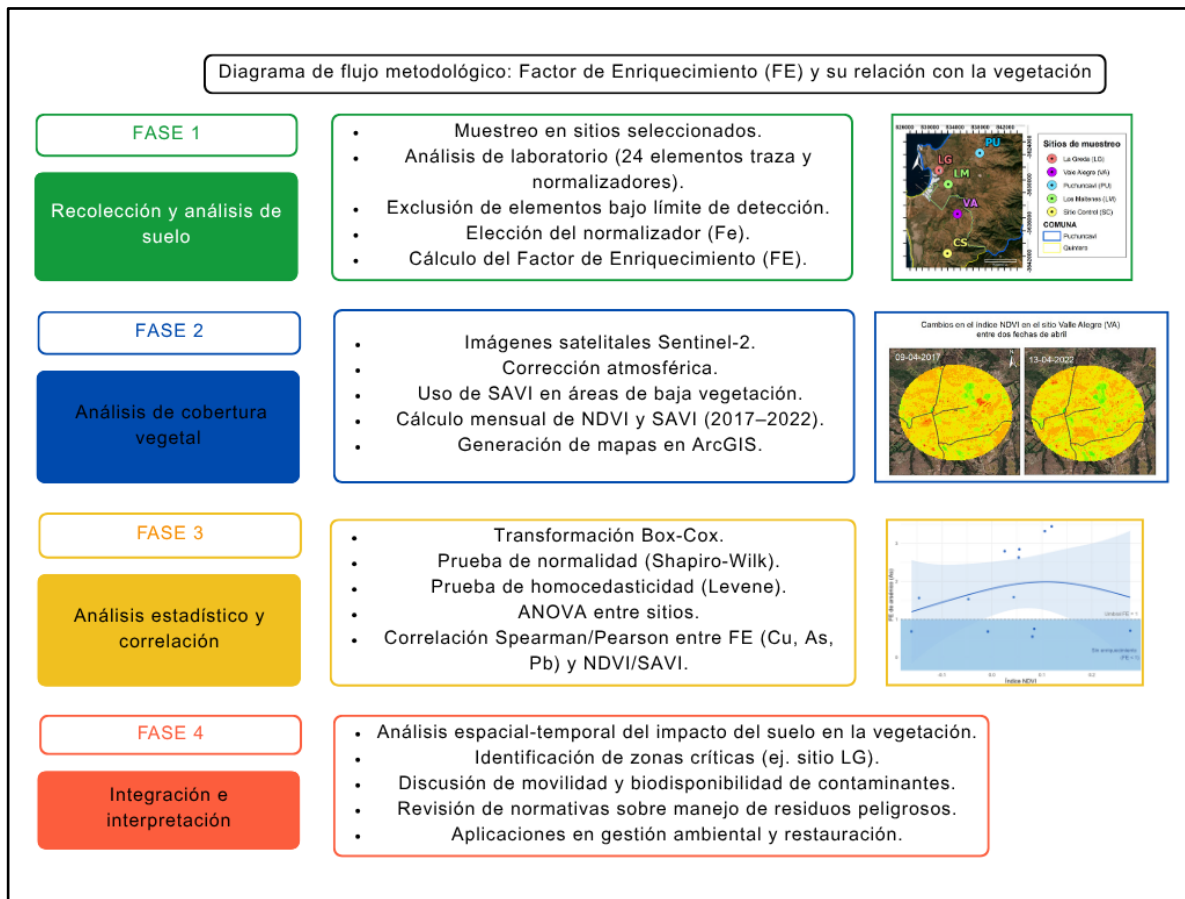


Figura 2.3 Diagrama de flujo investigación.

III. RESULTADOS

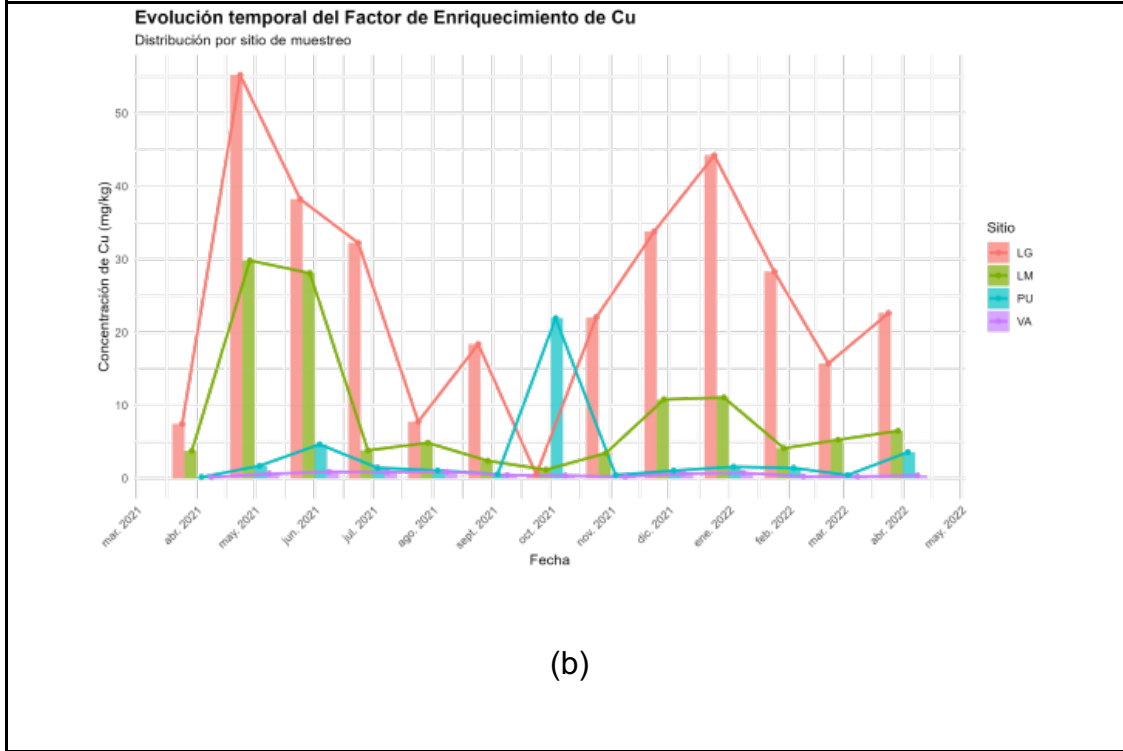
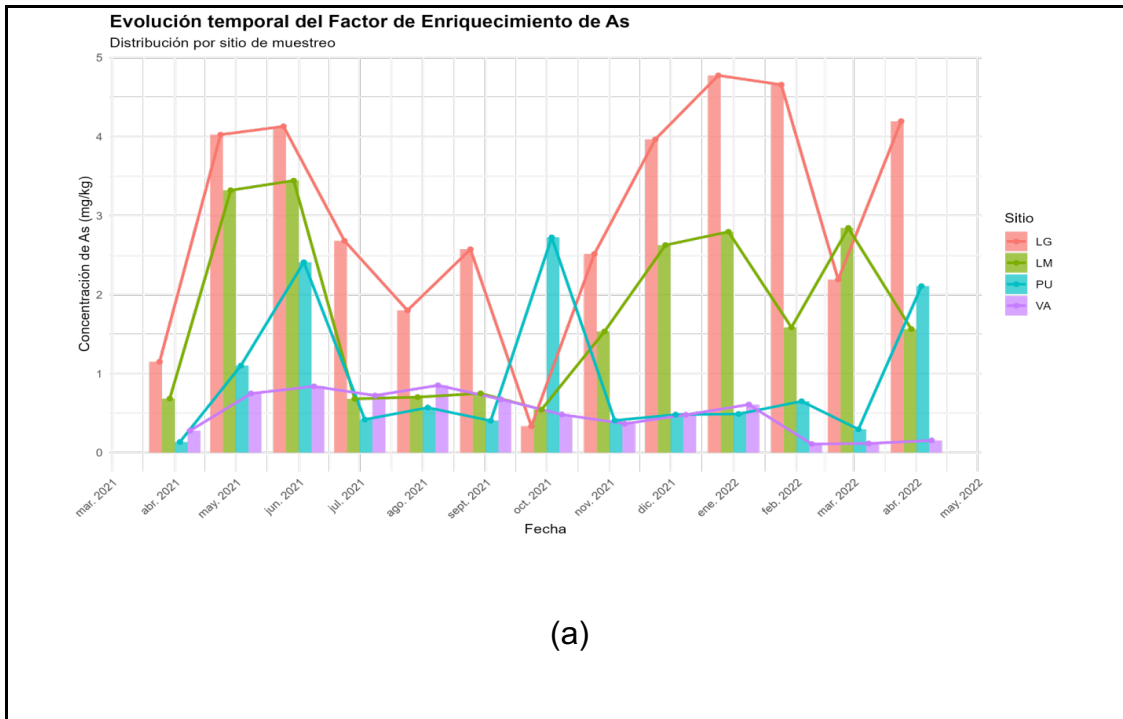
Se presentan los resultados obtenidos a partir del análisis químico del suelo y la evaluación espectral de la vegetación. En primer lugar, se exponen características de enriquecimiento de elementos traza mediante el cálculo del FE, identificando los elementos predominantes y su distribución espacial. Posteriormente, se presentan los valores obtenidos de los índices espectrales NDVI y SAVI, utilizados para medir el vigor vegetacional en los distintos sitios de muestreo. En tercer lugar, se analiza la relación estadística entre el grado de contaminación a través del Factor de Enriquecimiento (FE) y los índices de vegetación, a fin de determinar si existe una correspondencia significativa entre ambas variables. Se sintetizan los principales patrones observados y establecen comparaciones entre los sitios, destacando aquellos casos que reflejan impactos diferenciales en el vigor vegetacional.

3.1 Factor de Enriquecimiento, cálculo y distribución espacial

El cálculo de los FE se inició considerando los 24 elementos traza detectados en las muestras de suelo. No obstante, seis de ellos (S, Ti, Mo, Sb, Ba, Hg) presentaron concentraciones por debajo del límite de detección, por lo que fueron excluidos del análisis. En consecuencia, el estudio se centró en 18 elementos cuantificables: Li, Na, Mg, Al, Ca, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Cd y Pb.

El análisis de varianza (ANOVA) mostró diferencias significativas en las concentraciones de los elementos entre los distintos sitios de muestreo ($p < 0,05$; ver resultados detallados en Apéndice 1). Para verificar la idoneidad del hierro (Fe) como elemento de referencia, se aplicaron las pruebas de Levene ($p = 0,9217$) y Kruskal-Wallis ($p = 0,5675$), cuyos resultados no evidenciaron diferencias significativas entre los sitios. Este hallazgo confirma la estabilidad espacial de Fe y respalda su uso como normalizador en el cálculo del FE.

Los valores del FE se interpretaron según los rangos propuestos por Barbieri (2016), donde $FE < 2$ indica enriquecimiento mínimo y $FE > 40$, enriquecimiento extremadamente alto. Los resultados obtenidos (Figura 3.1) mostraron una variabilidad espacial marcada, con mayores niveles de enriquecimiento en los sitios La Greda (LG) y Los Maitenes (LM), ubicados en la dirección predominante de los vientos respecto al CIV. Esta tendencia concuerda con la dispersión de contaminantes desde el complejo hacia dichas zonas (Carvajar?? et al., 2023).



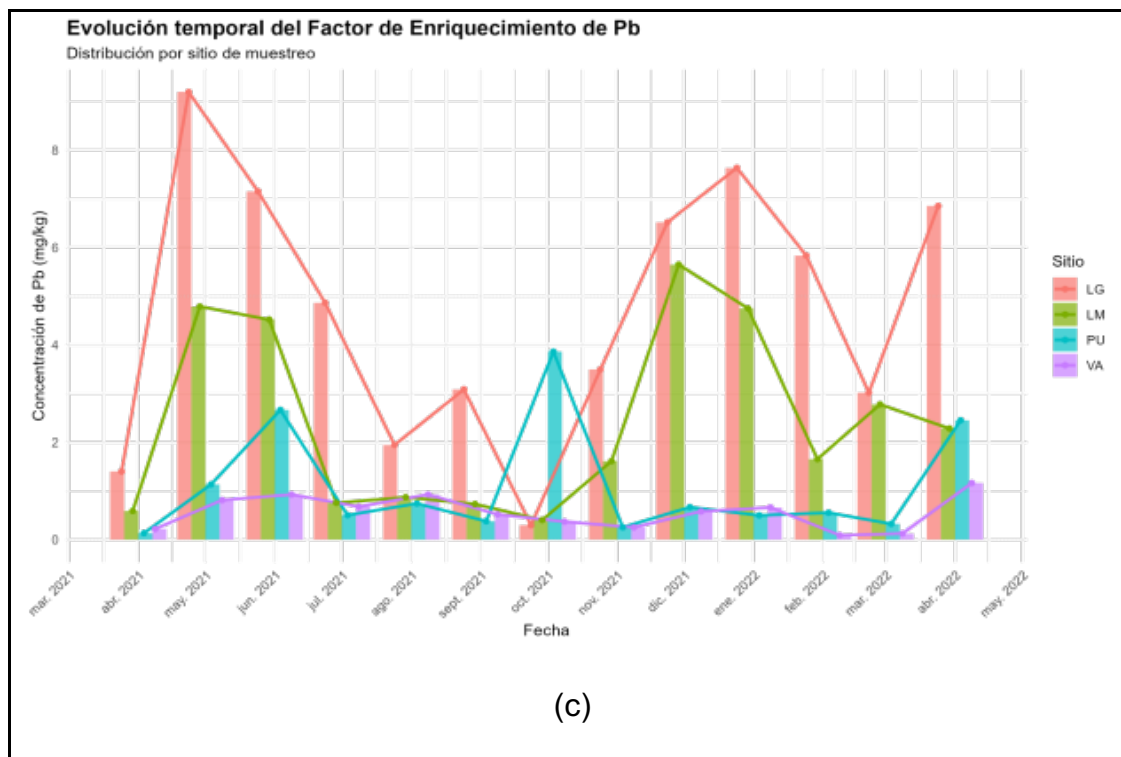


Figura 3.1 Evolución temporal de los valores del FE registrados mensualmente en los sitios LG, LM, VA y PU. (a) FE de As; (b) FE de Cu y (c) FE de Pb.

El Cu presentó un valor máximo de FE = 55, clasificado como enriquecimiento extremadamente alto, el plomo (Pb) alcanzó un FE = 9,2 (enriquecimiento significativo) y el arsénico (As) un FE = 4,8 (moderado). Todos estos máximos se registraron en el sitio LG. Se observó una disminución progresiva de los valores a medida que los sitios se alejaron del CIV, lo que evidencia una influencia directa de las fuentes industriales sobre la composición química del suelo.

Diversos estudios previos que utilizaron este suelo como matriz de análisis en la zona de Puchuncaví y Quintero, también reportaron altos niveles de Cu, As y Pb

(Tapia-Gatica, 2020; Meza-Ramirez et al., 2021), lo cual respalda los hallazgos del presente estudio. En contraste, los elementos como Al, V, Cr, Mn, Co y Sr, mostraron un enriquecimiento mínimo ($FE < 2$) en todos los sitios analizados. Esto sugiere que las concentraciones de estos últimos elementos se mantuvieron dentro de los niveles considerados naturales para la zona de estudio. Además, no presentaron diferencias significativas entre la concentración y los distintos sitios evaluados.

Los elementos Li y Mg fueron los únicos que alcanzaron valores de enriquecimiento moderado ($FE > 3$) al menos en un mes de muestreo, mostrando mayor variabilidad temporal. El Apéndice 1 presenta el detalle completo de los FE por elemento y sitio, lo que permite observar las variaciones estacionales y espaciales con mayor precisión.

3.2 Herramientas de análisis espacial y temporal índices de vegetación

Para evaluar el vigor de la cobertura vegetal y su variación espacio-temporal, se emplearon los índices de vegetación NDVI y SAVI, obtenidos a partir de imágenes satelitales Sentinel-2. Ambos índices permiten identificar cambios en la densidad y salud de la vegetación, por lo que resultan adecuados para analizar la respuesta de la flora frente al estrés ambiental causado por la contaminación del suelo. Se procesaron imágenes de los meses de abril correspondientes al periodo 2017-2022,

coincidiendo con el mes de referencia utilizado en las mediciones de suelo. La elección de abril responde a que representa una etapa fenológica estable en la zona central de Chile, posterior al crecimiento vegetativo de verano y antes del inicio del reposo invernal. Permitiendo reducir la influencia de la estacionalidad en los valores de los índices y mantener una base de comparación constante a lo largo de los años.

Cada imagen fue analizada mediante un área de influencia de 1.000 m² alrededor de cada punto de muestreo de suelo, de modo que los valores obtenidos reflejaran la condición promedio de la vegetación expuesta a similares niveles de contaminación. En total se procesaron 26 imágenes distribuidas en cinco años, lo que permitió identificar patrones espaciales y tendencias interanuales en la cobertura vegetal.

La Figura 3.2 presenta un ejemplo de este análisis para el sitio VA, mostrando el índice NDVI. Se observa una reducción visible en la cobertura vegetal entre 2017 y 2022, evidenciada por una disminución en los valores del índice, particularmente en sectores más próximos a las áreas de dispersión de contaminantes. Resultados análogos se observaron en los demás sitios, los cuales se incluyen en el apéndice 2.

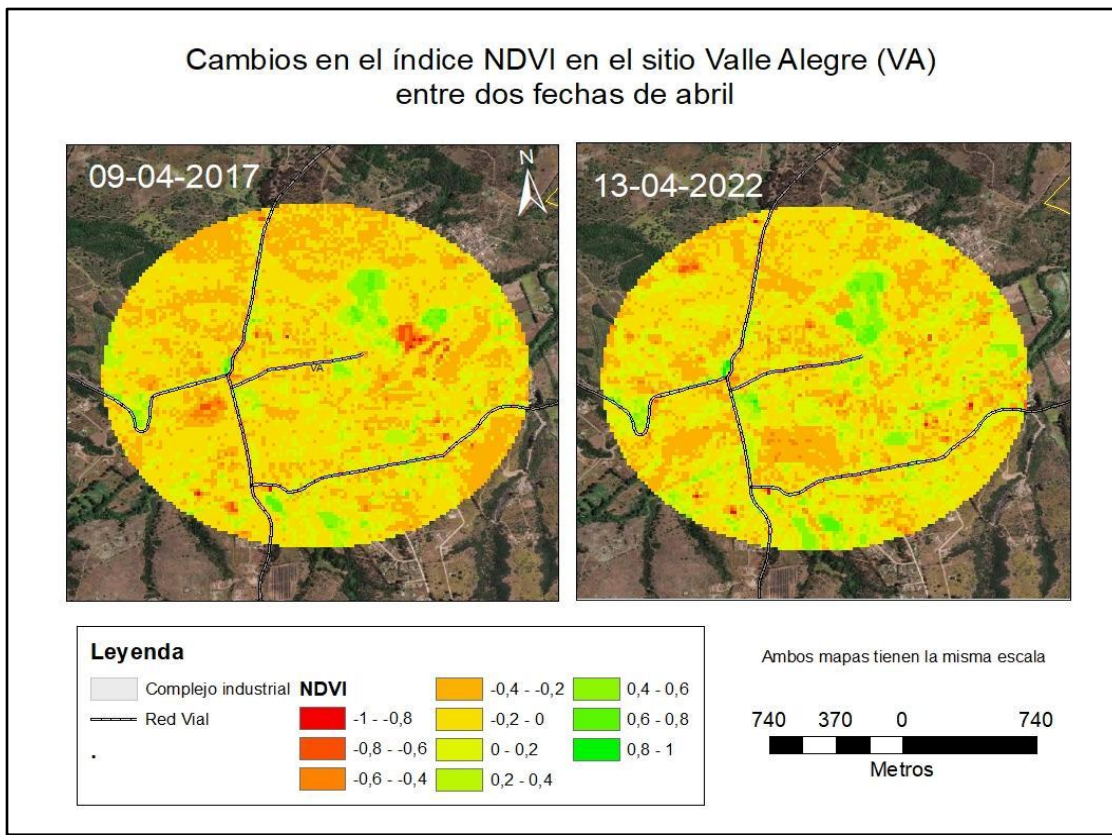


Figura III.2 Variación espacial del índice NDVI en el sitio Valle Alegre (VA) durante el mes de abril de los años 2017 (izquierda) y 2022 (derecha). Los colores representan el vigor de la vegetación, donde los valores más altos (verde) indican mayor cobertura y vigor.

En la Figura 3.3, se muestra la comparación del índice SAVI para el mismo sitio y periodo. Este índice mostró ser más sensible a la variabilidad del suelo y a la presencia de vegetación escasa, complementando la información del NDVI y evitando sobreestimaciones en zonas con cobertura discontinua.

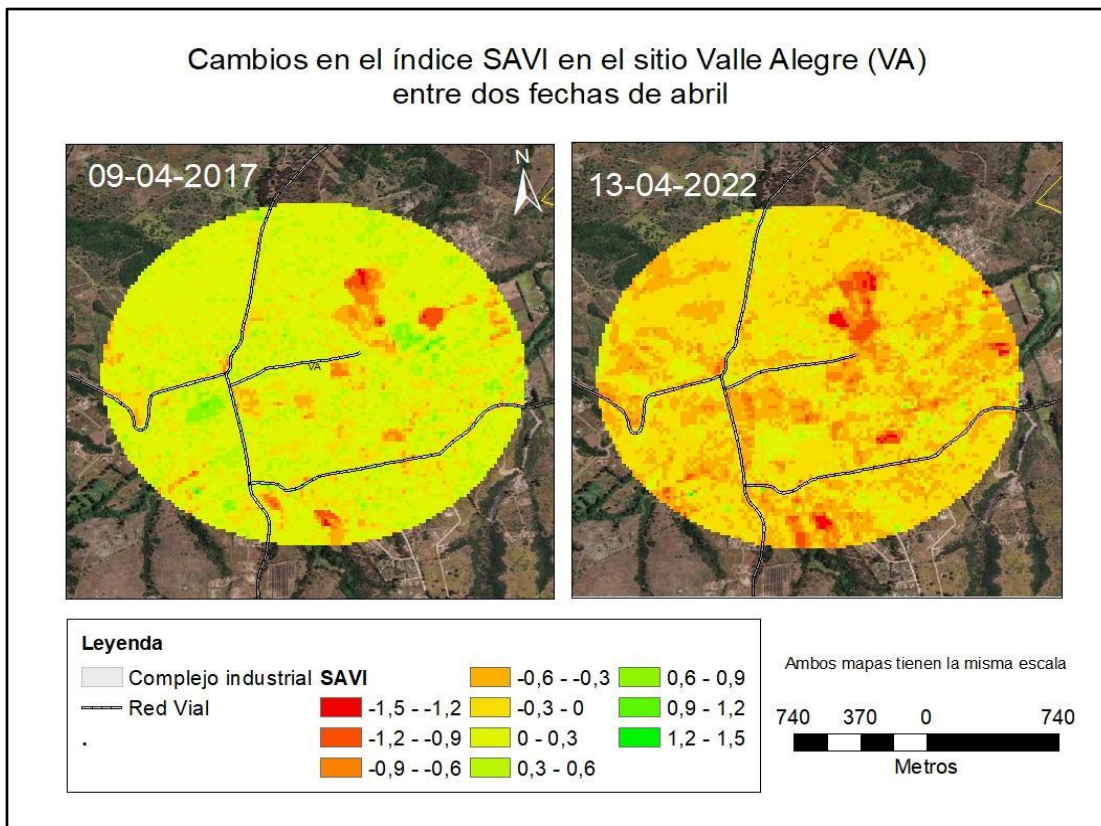


Figura 3.3 Cambios temporales del índice SAVI en el sitio Valle Alegre (VA) durante abril de los años 2017 (izquierda) y 2022 (derecha). Los colores representan el vigor de la vegetación, donde los valores más altos (verde) indican mayor cobertura y salud vegetal.

La Tabla 3.1 presenta los valores medios de NDVI y SAVI obtenidos a partir de las imágenes del mes de abril entre 2017 y 2022 para los cinco sitios amenazados. Los valores de ambos índices son adimensionales y reflejan la magnitud relativa del vigor vegetacional dentro del buffer de estudio de cada punto de muestreo.

Tabla III.1 Resultados herramientas de análisis espacial.

Sitio	La Greda (LG)		Los Maitenes (LM)		Puchuncaví (PU)		Valle Alegre (VA)		Sitio Control (SC)	
	NDVI	SAVI	NDVI	SAVI	NDVI	SAVI	NDVI	SAVI	NDVI	SAVI
Herramienta de análisis										
Planta enferma	1196	4513	732	3707	1108	4128	1938	5044	2069	5196
Planta muerta u objeto inorgánico	5711	1568	4847	1207	3864	1108	3633	669	2979	231
Planta sana	1	-	-	8	2	-	14	53	2	11
Planta semi sana	61	51	30	59	47	172	327	730	99	588

*Los índices NDVI y SAVI son variables adimensionales derivadas de la reflectancia de cada pixel, por lo que carecen de unidad de medida. La ausencia de datos en algunas celdas se debe a valores nulos o zonas sin cobertura espectral válida dentro del área de análisis.

Se observó una tendencia general de menor vigor vegetacional en los sitios más próximos al CIV, especialmente en LG y LM, cuyos valores de NDVI oscilaron entre 0,20 y 0,35; mientras que en los sitios más alejados, VA y SC, los valores superaron 0,45. El índice SAVI mostró un patrón similar, aunque con ligera mayor sensibilidad en áreas con suelo parcialmente expuesto. Estas diferencias gradiente espacial de afectación sobre la vegetación, coherente con la discusión de contaminantes desde el CIV hacia el noroeste. La variabilidad temporal de los índices fue más alta en los sitios cercanos al complejo (CV% = 20-25%) que en los sitios de referencia (CV% < 10%), lo que indica una cobertura vegetal más fluctuante y susceptible al estrés ambiental.

3.3 Correlación entre el factor de enriquecimiento y las herramientas de análisis espacial

Con el propósito de explorar la relación entre el enriquecimiento de 17 elementos traza y la respuesta de la cobertura vegetal, se evaluaron las asociaciones entre los FE y los índices espectrales NDVI y SAVI en los distintos sitios de muestreo (LG, LM, PU y VA).

En una primera etapa se consideró la aplicación de la correlación de Pearson; sin embargo, debido a que los datos no cumplieron los supuestos de normalidad, se optó

por la correlación de Spearman. Esta prueba resulta adecuada en estudios ambientales al permitir la identificación de relaciones monótonas sin requerir distribución normal de los datos (Mendivelso, 2021).

Los coeficientes de Spearman (ρ) se interpretaron en función de su signo e intensidad; valores negativos cercanos a -1 indican que un mayor nivel de enriquecimiento se asocia con una reducción del vigor vegetacional, mientras que valores positivos cercanos a +1 sugieren que ambas variables aumentan conjuntamente (Restrepo y González, 2007).

De esta manera, las correlaciones marginales no fueron destacadas, sino tomadas como indicios de tendencias ecológicas que, aun sin alcanzar plena robustez estadística, resultan coherentes con procesos descritos en la literatura, como la reducción progresiva del vigor vegetal en áreas con presencia acumulativa de metales pesados.

En la Tabla 3.2 se presenta un resumen de los coeficientes de Spearman (ρ) calculados entre el FE de los elementos Cu, As y Pb, de los índices de vegetación NDVI y SAVI en los cuatro sitios de muestreo. Los resultados muestran la magnitud y dirección de la relación entre las variables, donde valores negativos de ρ indican que

mayores concentraciones de metales asociados a menor vigor vegetacional, mientras que valores positivos surgen una relación directa o sin efecto adverso evidente.

Los casos con $p < 0,05$ se interpretan como estadísticamente significativos, evidenciando asociaciones confiables entre el grado de contaminación y la respuesta de la vegetación. Aquellos con $0,05 < p < 0,1$, se consideran tendencias marginales que si bien no alcanzan significancia convencional, podrán representar patrones ecológicos relevantes bajo condiciones ambientales distintas o con un tamaño de muestra mayor (Grisales-Romero, 2022). Esta interpretación permite distinguir las correlaciones de mayor solidez estadística de aquellas que sugieren sólo inicios de relación.

Tabla III.2 Correlación de Spearman entre los factores de enriquecimiento de Cu, As y Pb con los índices de vegetación (NDVI y SAVI) por sitio.

Elemento	Sitio	NDVI		SAVI	
		Correlación	p-value	Correlación	p-value
As	LG	-0,054	0,881	0,217	0,573
	LM	0,236	0,485	0,225	0,558
	PU	0,309	0,356	-0,151	0,675
	VA	0,563	0,075 **	0,502	0,168
Cu	LG	-0,290	0,386	0,326	0,391
	LM	0,418	0,203	0,527	0,144
	PU	0,209	0,539	-0,109	0,763
	VA	0,645	0,037 *	0,267	0,486
Pb	LG	-0,136	0,693	0,108	0,780

LM	0,154	0,653	0,267	0,486
PU	0,3	0,371	-0,297	0,403
VA	0,581	0,065 **	0,326	0,391

* = $\rho < 0,05$ **aquí se usa ., no **; si $\rho < 0,01$, sí se usa ** = $0,05 < \rho < 0,1$

Entre los hallazgos más relevantes, destaca la correlación positiva significativa entre el FE de Cu y el índice NDVI en el sitio VA ($\rho = 0,037$; $\rho < 0,05$), lo que sugiere que en este sector caracterizado por una menor carga de contaminación, el cobre podría encontrarse dentro de rangos que no generan estrés evidente sobre la vegetación. Este comportamiento puede interpretarse como una tolerancia fisiológica de las especies vegetales al elemento en bajas concentraciones.

Por su parte, el As mostró correlaciones posibles marginalmente significativas con el índice SAVI en los sitios LM y VA, lo que indicaría una posible relación débil entre la variabilidad del vigor vegetacional y la concentración de este elemento en el suelo. En contraste, el Pb presentó correlaciones débiles y no significativas en todos los sitios, lo cual sugiere una menor movilidad en el perfil del suelo o un efecto menos directo sobre la cobertura vegetal en las condiciones observadas.

En general, los sitios cercanos al CIV (LG y LM) presentaron correlaciones negativas entre los FE y los índices espectrales, lo que indica que mayores concentraciones de metales pesados reducen el vigor vegetacional, en concordancia con la hipótesis del estudio y con antecedentes previos en la zona (Tapia-Gatica, 2020; Meza-Ramirez et al., 2021). Debido a que los resultados de Spearman fueron limitados, se aplicó un Modelo Aditivo Generalizado (GAM), donde los modelos que se presentan en la Tabla 3.3 permitieron detectar relaciones no lineales que no fueron detectadas mediante la correlación convencional.

Tabla III.3 Modelo GAM entre los factores de enriquecimiento de Cu, As y Pb con los índices de vegetación (NDVI y SAVI) por sitio.

Elemento	Sitio	NDVI		SAVI	
		R ² GAM	ρ-value	R ² GAM	ρ-value
As	LG	-0,053	0,828	-0,091	0,573
	LM	0,028	0,562	-0,014	0,558
	PU	0,939	0,014 *	0,944	0,0127 *
	VA	0,359	0,018 *	-0,003	0,3483

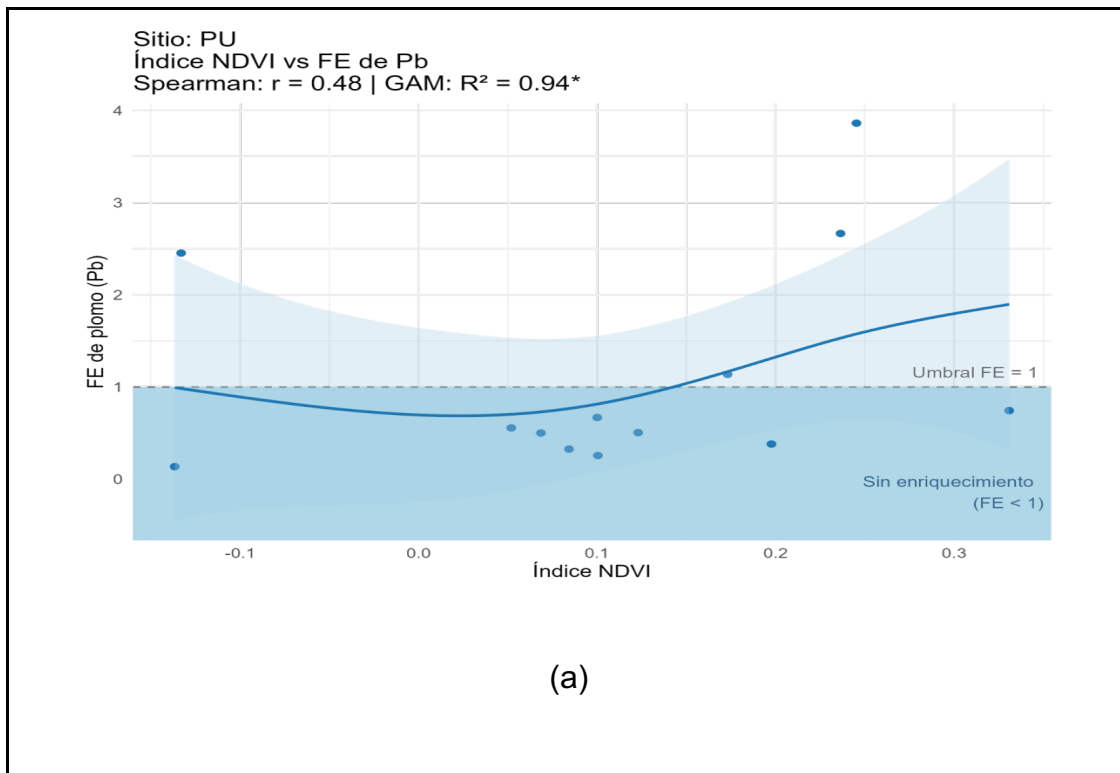
Cu	LG	0,085	0,386	-0,064	0,607
	LM	0,663	0,069 .	-0,089	0,886
	PU	0,345	0,240	-0,006	0,356
	VA	0,257	0,044 *	0,413	0,144
Pb	LG	-0,041	0,792	-0,089	0,894
	LM	-0,027	0,729	-0,062	0,594
	PU	0,944	0,0126 *	0,956	0,009 **
	VA	0,178	0,2947	0,042	0,242

* Significancia estadística código R: *** = $p < 0,001$; * = $p < 0,01$; . = $p < 0,05$; . = $p < 0,1$

En este caso, el Cu volvió a destacar como el elemento con mayor consistencia, mostrando relaciones significativas NDVI y SAVI en el sitio VA ($R^2 = 0,257$; $p < 0,05$). El As presentó también asociaciones relevantes, particularmente con SAVI en VA, donde el modelo reveló una tendencia de reducción progresiva del índice a medida que aumentaban los valores de enriquecimiento. El Pb, aunque con menor

intensidad, mostró una relación significativa con NDVI en PU, sugiriendo que este metal podría estar influyendo en el deterioro de la vegetación en esta zona.

Los resultados gráficos permiten apreciar con mayor claridad estos patrones. La Figura 3.4 ilustra la relación entre el FE de As y NDVI en el sitio VA, donde se observa una tendencia decreciente del índice con el aumento de la concentración del metal, confirmando el efecto negativo del As sobre la cobertura vegetal. Asimismo, el modelo GAM permitió identificar la asociación no lineal del Cu con NDVI, destacando su rol como contaminante crítico en la zona.



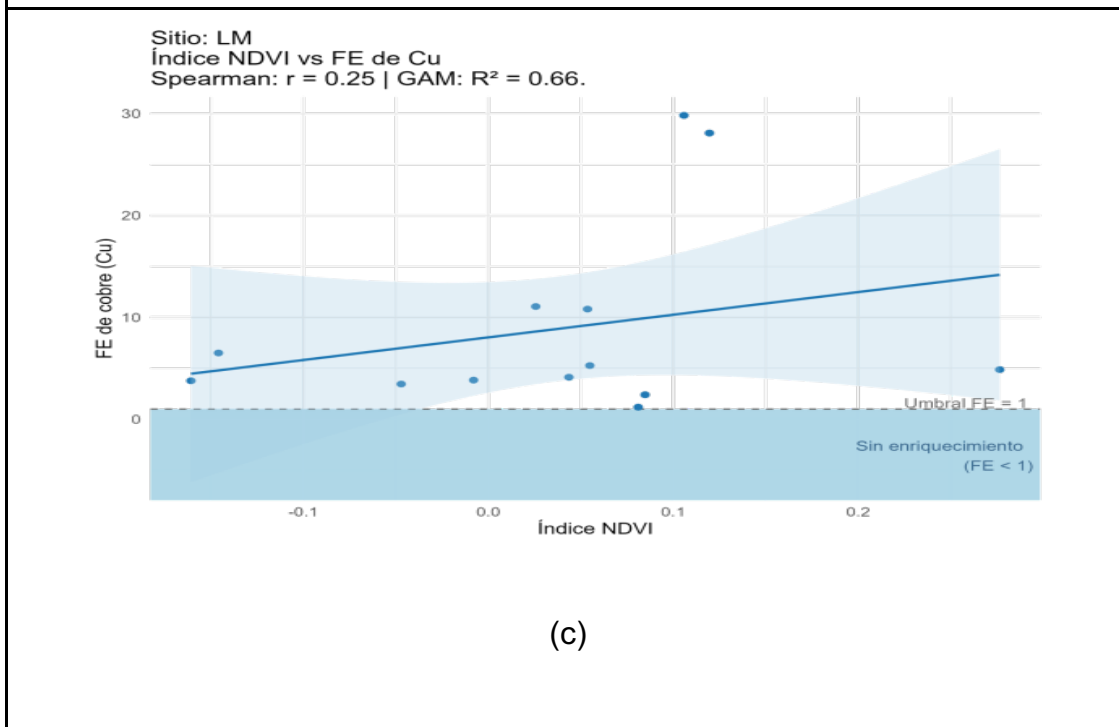
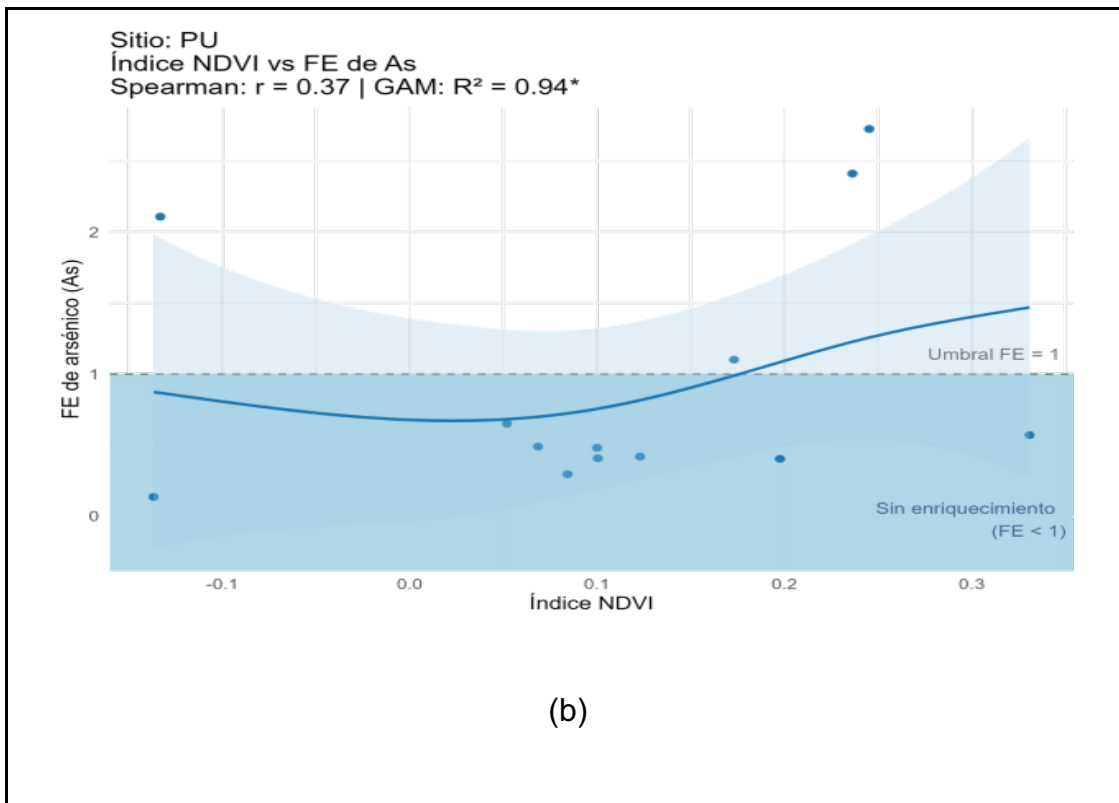


Figura 3.4 Modelo GAM entre NDVI con FE en (a) Sitio PU de Pb, (b) Sitio PU de As y (c) Sitio LM de Cu.

En la Figura 3.5 se presenta la relación entre SAVI y los tres elementos con mayor enriquecimiento (Cu, As y Pb) en VA. En este caso, el índice evidenció una mayor sensibilidad que NDVI, reflejando con mayor precisión la disminución del vigor vegetal en presencia de concentraciones elevadas de metales. En particular, el As presentó una caída más marcada del SAVI en niveles altos de enriquecimiento, mientras que el Cu y el Pb mostraron patrones de asociación menos pronunciados, aunque igualmente relevantes en términos de degradación de la vegetación.

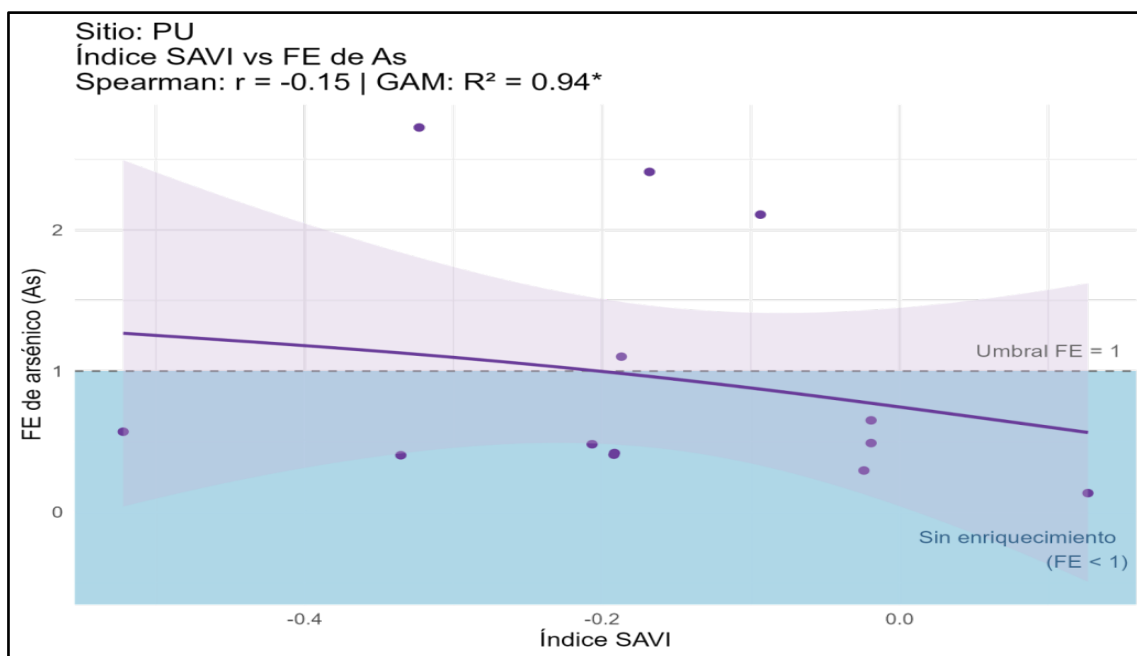


Figura 3.5 Correlación entre SAVI y As en VA.

En conjunto, los resultados muestran que el Cu alcanzó los valores de enriquecimiento más altos (FE máximo = 55) y mantuvo correlaciones significativas con NDVI en el sitio VA ($\rho = 0,037$; $\rho < 0,05$; $R^2 = 0,257$), lo que lo posiciona como el contaminante crítico de mayor impacto en la vegetación. El As, con un

enriquecimiento moderado (FE máximo = 4,8), también evidenció relaciones relevantes, particularmente con SAVI en VA, donde se observó una reducción progresiva del índice a medida que aumentaba la concentración del metal.

El Pb, con un FE máximo de 9,2 presentó correlaciones de significancia marginal en algunos sitios, lo que sugiere un efecto localizado, pero no despreciable sobre la cobertura vegetal. Además, el contraste entre índices confirma que SAVI es más sensible que NDVI para detectar el deterioro en áreas con cobertura parcial o en condiciones de estrés ambiental. Estos hallazgos permiten concluir la sección de resultados con la certeza de que la acumulación de metales pesados en el suelo se relaciona, en distintos grados, con la pérdida del vigor vegetacional en la zona de estudio. Este punto abre la discusión sobre la comparación con estudios previos, las posibles causas de estas tendencias y sus implicaciones para la gestión ambiental local.

IV. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos confirman que la acumulación de metales pesados en los suelos de la bahía de Puchuncaví constituye un proceso crítico que afecta la calidad del suelo y limita la recuperación natural de la vegetación. Este patrón ha sido ampliamente documentado en la literatura, destacando el papel del CIV como fuente principal de emisiones y deposición de contaminantes en el entorno (Cereceda-Balic et al., 2020, Carvajal et al., 2023). De acuerdo con lo señalado por Tapia-Gatica (2020), la persistencia de concentraciones elevadas de Cu, As y Pb refleja la baja capacidad de dispersión de contaminantes en el suelo y su acumulación progresiva en los horizontes superficiales, coincidiendo con los valores de enriquecimiento identificados en este estudio.

De manera complementaria, el análisis espectral de la vegetación mediante NDVI y SAVI permitió evidenciar una disminución en el vigor vegetacional en los sitios más cercanos al CIV, reflejando un deterioro progresivo de la cobertura vegetal. Resultados similares fueron reportados por Meza-Ramirez et al. (2021) en áreas con alta carga industrial, donde se observó una reducción significativa en la reflectancia de infrarrojo cercano asociada a la pérdida de biomasa foliar. De igual forma, Valenzuela-Fuentes et al. (2021) destacan que los metales

pesados pueden alterar las propiedades fisicoquímicas del suelo, disminuyendo la disponibilidad de nutrientes y alterando el desarrollo radicular, lo que traduce en una menor actividad fotosintética detectada mediante índices espectrales, afectando el desarrollo radicular, traduciéndose en una menor actividad fotosintética detectada mediante índices espectrales.

Finalmente, la correlación entre FE y los índices espectrales, reforzada por el uso de modelos no lineales, sugiere que la relación entre la contaminación del suelo y la respuesta vegetacional no sigue un patrón estrictamente lineal. Este tipo de respuesta ha sido reportado en estudios recientes que integran análisis geoquímicos teledetección, donde se observan umbrales de saturación según el grado de exposición (Li et al., 2022). Así, los resultados obtenidos en este estudio complementan la evidencia internacional al demostrar que la vegetación en Puchuncaví presenta una respuesta heterogénea ante la acumulación de metales pesados.

4.1 Evaluación del FE en suelos de la bahía de Puchuncaví y Quintero

Los valores del FE obtenidos en los suelos de la bahía de Puchuncaví confirman la existencia de un proceso de acumulación antrópica de metales

pesados, principalmente Cu, As y Pb, asociado al CIV. Este patrón concuerda con lo descrito por Salmani-Ghabeshi et al. (2016) y Rueda-Holgado et al. (2016), quienes evidenciaron que la deposición atmosférica de contaminantes metálicos en esta zona ha mantenido una tendencia persistente pese a la reducción de emisiones en los últimos años.

El Cu fue el elemento con mayor grado de enriquecimiento, lo que coincide con los antecedentes de Carvajal et al. (2023) y Arellano et al. (2016), quienes identificaron este metal como el principal indicador de contaminación industrial en suelos del cordón de Ventanas. Su acumulación se relaciona con la fuerte adsorción superficial y limitada movilidad en el perfil del suelo, favoreciendo una contaminación residual de larga duración.

Asimismo, los valores elevados de As y Pb observados en los sitios más próximos al CIV refuerzan la hipótesis de una fuente puntual de emisión, en concordancia con los gradientes espaciales reportados por Meza-Ramirez et al. (2021) y Song et al. (2017). Por otro lado, los elementos Al, V, Cr, Mn y Co presentaron valores de FE menores a 2, lo que indica enriquecimiento mínimo según la clasificación de Barbieri (2016) y una influencia antrópica sobre los componentes naturales del suelo.

En conjunto, los resultados reflejan un escenario de contaminación persistente y heterogénea, donde los suelos próximos al CIV aún superan los valores de fondo y mantienen una capacidad de recuperación limitada, tal como han señalado Rueda-Holgado et al. (2016) y Carvajal et al. (2023).

4.2 Evaluación del impacto de la contaminación en la vegetación mediante índices espectrales NDVI y SAVI

Los patrones espaciales detectados en los índices NDVI Y SAVI reflejan una disminución sostenida del vigor vegetacional en los sectores más cercanos al CIV, lo que confirma la sensibilidad de estas herramientas para detectar alteraciones provocadas por contaminación ambiental. Esta respuesta ha sido ampliamente documentada en distintos ecosistemas expuestos a metales pesados, donde los valores bajos de NDVI indican pérdida de biomasa, clorosis foliar y reducción de la cobertura vegetal (Abd Elhameed Elwesemy et al., 2020; Espinoza et al., 2022).

En este estudio, la reducción de NDVI en los sitios LG y LM sugiere un estado fisiológico asociado a la acumulación de Cu, As y Pb en el suelo. Situaciones similares fueron descritas por Mokarram et al. (2020), quienes demostraron que

el aumento de metales pesados en tejidos vegetales genera alteraciones espectrales atribuibles a la degradación de pigmentos fotosintéticos. Asimismo, Dean et al. (2024) plantean que los índices de vegetación pueden actuar como indicadores indirectos de contaminación edáfica, ya que la pérdida de vigor fotosintético y la disminución de la reflectancia en el infrarrojo cercano son respuestas consistentes ante condiciones de toxicidad o estrés prolongado.

En contraste SAVI se mostró más eficaz para distinguir variaciones en áreas con suelo parcialmente expuesto o cobertura discontinua, reduciendo la influencia del fondo del suelo. Esta propiedad ha sido destacada por Ilhom (2016) y Ma et al. (2017), quienes subrayan que el ajuste del SAVI lo hace más estable en zonas degradadas, donde pequeñas diferencias de vegetación generan grandes cambios en la señal espectral. La coherencia entre NDVI y SAVI registrada en este trabajo refuerza su uso combinado como una estrategia robusta para evaluar el grado de afectación ecológica en paisajes sometidos a perturbación industrial.

Los resultados concuerdan con los reportes de Adamu et al. (2018) y Espinoza et al. (2022), quienes demostraron que la teledetección multitemporal permite identificar el deterioro progresivo de la vegetación en torno a fuentes

contaminantes, incluso cuando los valores absolutos de biomasa son bajos. De esta forma, los índices espectrales empleados en este estudio solo validan la tendencia de degradación observada en terreno, sino que constituyen una herramienta eficaz para el monitoreo continuo de la salud de los ecosistemas afectados por la actividad industrial en Puchuncaví.

4.3 Correlación entre el factor de enriquecimiento y las herramientas de análisis espacial

Las correlaciones observadas entre el Fe y los índices NDVI y SAVI confirman la estrecha relación entre la contaminación del suelo y la respuesta de la vegetación. La tendencia negativa identificada en los sitios más próximos al CIV indica que el incremento de metales pesados en el suelo se asocia con una disminución en el vigor vegetacional, reflejando un efecto de estrés fisiológico detectable por sensores remotos. Este comportamiento ha sido ampliamente descrito por Zrouga et al. (2020) y Wang et al. (2028), quienes demostraron que la acumulación de metales altera las propiedades óptimas del dosel vegetal, reduciendo la reflectancia del infrarrojo cercano y en consecuencia, los valores de los índices de vegetación.

Asimismo, la integración de variables geoquímicas y espectrales permite identificar patrones espaciales de contaminación y diferenciar áreas con distinto grado de afectación, como plantean Agyeman et al. (2023) y Xu et al (2023). Estos autores destacan que la combinación de FE y análisis espacial ofrece una representación más precisa de la dinámica de los contaminantes, ya que incorpora tanto la dispersión atmosférica como las características topográficas y de uso del suelo. En este contexto, las correlaciones detectadas en este estudio refuerzan la utilidad de los índices NDVI y SAVI como indicadores indirectos de la distribución de metales pesados en el paisaje.

La coherencia entre las tendencias espaciales del Fe y los índices espectrales confirma que la respuesta vegetal puede emplearse como proxy de contaminación edáfica, especialmente en ecosistemas donde el monitoreo directo resulta limitado. Esto coincide con lo señalado por Wang et al. (2024), quienes destacan el potencial de la teledetección hiperespectral para estimar concentraciones metálicas en la vegetación, ampliando la información obtenida por los análisis químicos del suelo mediante un enfoque no invasivo y capaz de cubrir grandes extensiones de territorio.

V. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos evidencian que los suelos de la bahía de Puchuncaví y Quintero presentan un enriquecimiento antrópico sostenido de metales pesados, principalmente Cu, As y Pb, asociados a las emisiones históricas del CIV. Este patrón confirma la persistencia de un proceso de contaminación crónica, con un gradiente espacial decreciente hacia el noroeste, coherente con lo reportado en estudios previos de la zona.

Los análisis químicos permitieron identificar una acumulación significativa de elementos traza en los suelos, especialmente en el sitio LG, donde se observaron altos valores de FE. Esto posiciona a dicho sitio como un punto crítico de contaminación, probablemente vinculado a la presión antrópica derivada de actividades industriales del CIV. La evaluación espectral de la vegetación mostró una disminución del vigor vegetacional en los sitios más contaminados, con reducciones de hasta un 46% en NDVI y un 21% en SAVI. Esta pérdida de cobertura vegetal indica un deterioro en la funcionalidad del ecosistema, afectando directamente su capacidad de autorregulación. Se encontró una correlación estadísticamente significativa entre el FE del Cu y el NDVI en el sitio VA. No todos los elementos ni todos los sitios presentaron asociaciones claras, lo que evidencia la complejidad del fenómeno.

La hipótesis de que mayores niveles de contaminación del suelo reducirán los valores de NDVI y SAVI fue parcialmente respondida. Aunque los resultados apoyan esta relación en algunos casos específicos, su validez no se extendió de forma consistente a todos los sitios ni elementos analizados, por lo que se considera sólo parcialmente sustentada.

El estudio cumplió con sus objetivos principales, que eran cuantificar el nivel de contaminación a través del FE, evaluar el estado de la vegetación mediante índices espectrales y explorar su relación. Lo que permitió identificar patrones espaciales de impacto ambiental, con implicancias tanto ecológicas como sociales.

En conjunto, los resultados de este estudio evidencian que el cordón industrial Ventanas mantiene un impacto ambiental de larga duración, expresando tanto en la composición del suelo como en la estructura y vigor de la vegetación. Se sugiere fortalecer las estrategias de restauración ecológica y monitoreo continuo mediante la integración de análisis espectrales y geoquímicos, que permitan detectar tempranamente áreas críticas y evaluar la efectividad de futuras medidas de recuperación.

VI. GLOSARIO

Análisis de Varianza (ANOVA): Método estadístico que permite comparar si existen diferencias significativas entre los promedios de varios grupos, se emplea para determinar si los factores ambientales o espaciales influyen significativamente en los valores medidos.

Bandas espectrales: Rangos específicos del espectro electromagnético capturados por sensores remotos, cada uno asociado a respuestas particulares de la vegetación o del suelo.

Buffer (análisis especial): Zona delimitada alrededor de un punto de muestreo a una distancia fija.

Box-Cox: Transformación matemática empleada para normalizar datos y reducir la varianza no homogénea.

Capacidad de intercambio catiónico (CIC): Propiedad del suelo que indica su habilidad para retener y liberar cationes, incluyendo en la disponibilidad de nutrientes y la movilidad de metales pesados.

Cobertura vegetal: Proporción del suelo por vegetación, estimada mediante observaciones directas o índices espectrales derivados de imágenes satelitales.

Correlación: Medida estadística que determina el grado de asociación entre dos variables.

Desviación estándar: Indicador de dispersión que cuantifica cuanto se alejan los datos del valor promedio

Espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS): Técnica analítica de alta sensibilidad que permite cuantificar elementos traza en muestras ambientales.

Factor de enriquecimiento (FE): Índice que compara la concentración de un elemento en una muestra con respecto a un valor de referencia o fondo geoquímico

Fondo geoquímico: Concentración natural de un elemento en el suelo o sedimento en ausencia de influencia antropogénicas.

Gradiente: Variación progresiva de una variable ambiental o espacial a lo largo de una dirección geográfica.

Índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI): Indicador espectral que corrige el efecto del suelo en áreas con baja cobertura vegetal. Se calcula a partir de las bandas roja e infrarroja cercana, siendo útil para evaluar vegetación en etapas tempranas de recuperación.

Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI): Índice espectral que cuantifica el vigor de la vegetación mediante la relación entre la reflectancia en el infrarrojo cercano y el rojo. Es empleado para detectar estrés, productividad o cambios en la cobertura vegetal.

Lixiviación: Proceso mediante el cual sustancias solubles, como nutrientes o metales pesados se desplazan hacia capas más profundas del suelo arrastrado por el agua, influye en la movilidad y disponibilidad de contaminantes.

Nivel de significancia: Probabilidad máxima de cometer un error tipo I al rechazar una hipótesis nula verdadera en un análisis estadístico.

Pixel (en análisis satelital): Unidad mínima de información en una imagen raster satelital, que representa un área específica del terreno.

Pluma del viento: Representación espacial del arrastre de contaminantes atmosféricos desde una fuente emisora en dirección del viento dominante.

Raster: Formato de datos espaciales compuesto por una matriz de celdas (píxeles) que almacenan valores numéricos.

Reflectancia: Porcentaje de radiación electromagnética que una superficie devuelve al sensor tras ser iluminada.

Resolución espacial: Tamaño en terreno representado por cada pixel en una imagen satelital. Determina el nivel de detalle con el que pueden distinguirse objetos o patrones espectrales.

Serie temporal: Conjunto de datos registrados en intervalos de tiempo sucesivos que permiten analizar tendencias o variaciones temporales,

Tendencia no lineal: Patrón de variación entre variables que no sigue una relación proporcional constante.

Transformación Box-Cox: Procedimiento estadístico usado para estabilizar la varianza y aproximar una distribución normal. Se aplica previo a pruebas inferenciales cuando los datos no cumplen con supuestos paramétricos.

Vigor vegetacional: Estado fisiológico de la vegetación asociado a su capacidad de crecimiento y salud.

VII. BIBLIOGRAFÍA

1. Abd Elhameed Elwesemy, A. F., Abd Elghany, N. A. E., Abouhadid, A. F., & Aboelghar, M. (2020). Assessment of Spectroscopic and Morphological Properties of some Fruit Crops under the Influence of Pollution with Heavy Metals Using Remote Sensing Techniques. *Arab Universities Journal of Agricultural Sciences*, 28(2), 521-528.
2. Adamu, B., Tansey, K., & Ogutu, B. (2018). Remote sensing for detection and monitoring of vegetation affected by oil spills. *International Journal of Remote Sensing*, 39(11), 3628-3645.
3. AES Gener S.A. (2018). Memoria Integrada AES Gener energía confiable.
4. Agyeman, P. C., John, K., Kebonye, N. M., Borůvka, L., & Vašát, R. (2023). Combination of enrichment factor and positive matrix factorization in the estimation of potentially toxic element source distribution in agricultural soil. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(5), 2359-2385.
5. Ahmad, W., Najeeb, U., & Zia, M. H. (2015). Soil contamination with metals: Sources, types and implications. *Soil Remediation and Plants. Prospects and Challenges*; Hakeem, KR, Sabir, M., Öztürk, M., Mermut, AR, Eds, 37-56.
6. Arellano-Escudero, N. (2017). Arsénico sobre Puchuncaví: metabolismo de la minería y sufrimiento ambiental. *Revista Iberoamericana de Viticultura, Agroindustria y Ruralidad*, 3(10), 71-91. https://scholar.google.es/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=La+contaminaci%C3%B3n+suelo+en+la+bah%C3%ADa+de+Quintero+y+Puchuncav%C3%AD&btnG=#d=gs_cit&t=1724214254281&u=%2Fscholar%3Fq%3Dinfo%3A94dZmw4AIG4J%3Ascholar.google.com%2F%26output%3Dcite%26scirp%3D5%26hl%3Des

7. Barbieri, M. (2016). The importance of enrichment factor (EF) and geoaccumulation index (Igeo) to evaluate the soil contamination. *Journal of Geology & Geophysics*, 5(1), 1-4.
8. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile [BCN]. (2004). Aprueba reglamento sanitario sobre manejo de residuos peligrosos. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=226458>
9. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile [BCN]. (2022). Aprueba reglamento sobre gestión energética de los consumidores con capacidad de gestión de energía y de los organismos públicos, a que se refieren los artículos 2° y 5° de la ley n° 21.305. <https://bcn.cl/35bmh>
10. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile [BCN]. (2024). Puchuncaví: Reporte Comunal. https://www.bcn.cl/siit/reportescomunales/comunas_v.html?anno=2024&idcom=5105.
11. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile [BCN]. (2024). Quintero: Reporte Comunal. <https://www.bcn.cl/siit/reportescomunales/reporpdf.html?anno=2024&idcom=5107>.
12. Cafiero, G., Cammarano, D., Das, H. P., De Simone, L., D'Urso, G., Sehgal, V. M. V., ... & Ravelo, A. (1996). Remote sensing and GIS applications in agrometeorology.
13. Cañete-Salinas, P., Zamudio, F., Yáñez, M., Gajardo, J., Valdés, H., Espinosa, C., Venegas, J., Retamal, L., Ortega-Farias, S., & Acevedo-Opazo, C. (2020). Evaluation of models to determine LAI on poplar stands using spectral indices from Sentinel-2 satellite images. *Ecological modelling*, 428, 109058.

14. Carvajal, M., Jeldres, P., Vergara, A., Lobaina, E., Olivares, M., Meza, D., ... & Fadic, X. (2023). Bioremoval of copper by filamentous fungi isolated from contaminated soils of Puchuncaví-Ventanas Central Chile. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(7), 4275-4293.
15. Cereceda-Balic, F., de la Gala-Morales, M., Palomo-Marin, R., Fadic, X., Vidal, V., Funes, M., ... & Pinilla-Gil, E. (2020). Spatial distribution, sources, and risk assessment of major ions and trace elements in rainwater at Puchuncaví Valley, Chile: The impact of industrial activities. *Atmospheric Pollution Research*, 11(6), 99-109.
16. Correa Pérez, J. (2012). Complejo industrial ventanas: exclusión de la ciudadanía y problemas de gobernabilidad-el caso 'campiche' entre lo legal y lo legítimo. *Revista Justicia Ambiental*(4).
17. Crespo, N., Pádua, L., Santos, J. A., & Fraga, H. (2024). Satellite Remote Sensing Tools for Drought Assessment in Vineyards and Olive Orchards: A Systematic Review. *Remote Sensing*, 16(11), 2040.
18. Cruz, P. J., Carrasco, B. M., Carreño, J. C., & Leiva, J. O. (2024). Diagnóstico sobre las causas e impactos asociados a la destrucción y/o degradación de formaciones vegetacionales nativas en la Región de Valparaíso.
19. de Oliveira, B. R., da Silva, A. A. P., Teodoro, L. P. R., de Azevedo, G. B., Azevedo, G. T. d. O. S., Baio, F. H. R., Sobrinho, R. L., da Silva Junior, C. A., & Teodoro, P. E. (2021). Eucalyptus growth recognition using machine learning methods and spectral variables. *Forest Ecology and Management*, 497, 119496. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119496>
20. Dean, J. R., Ahmed, S., Cheung, W., Salaudeen, I., Reynolds, M., Bowerbank, S. L., Nicholson, C. E., & Perry, J. J. (2024). Use of remote sensing to assess vegetative stress as a proxy for soil contamination. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 26(1), 161-176.

21. Delgado, R., Garrido, V., Jiménez, A., Olivares, F., Ramírez, J., Vergara, F., Bannen, P., Guzmán, P., Ruiz-Tagle, J., & Vecchio, G. (2022). El caso de Quintero-Puchuncaví.
22. ENAP S.A. (s.f.) Terminal Marítimo Quintero.
23. Espinoza, S. E., Quiroz, I. A., Magni, C. R., Yáñez, M. A., & Martínez, E. E. (2022). Long-term effects of copper mine tailings on surrounding soils and sclerophyllous vegetation in Central Chile. *Water, Air, & Soil Pollution*, 233(8), 288.
24. Farrar, T., Nicholson, S., & Lare, A. (1994). The influence of soil type on the relationships between NDVI, rainfall, and soil moisture in semiarid Botswana. II. NDVI response to soil moisture. *Remote Sensing of Environment*, 50(2), 121-133. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0034425794900396>
25. Fernández, I. C., Wu, J., & Simonetti, J. A. (2019). The urban matrix matters: Quantifying the effects of surrounding urban vegetation on natural habitat remnants in Santiago de Chile. *Landscape and Urban Planning*, 187, 181-190. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.027>
26. Olivares, G., Gallardo, L., Langner, J., & Aarhus, B. (2000). Strengthening of the Air Quality Information System Working area 2: Application of a regional-scale model over the central part of Chile.
27. Gamberini, V. C., Ruiz, C. H., & Morales, C. B. (2019). Aportes y desafíos del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) a la conservación de la biodiversidad en Chile. *Investigaciones Geográficas (España)*(72), 9-29.
28. Genc, C. O., & Altunel, A. O. (2025). Monitoring the operational changes in surface reflectances after logging, based on popular indices over Sentinel-2, Landsat-8, and ASTER imageries. *Environ Monit Assess*, 197(1), 120.

29. Ginocchio, R., & Narváez, J. (2002). Importancia de la forma química y de la matriz del sustrato en la toxicidad por cobre en *Noticastrum sericeum* (Less.) Less. ex Phil. *Revista chilena de historia natural*, 75(3), 603-612.
30. González, M. (1994). *Geoquímica de metales pesados en Chile*.
31. Gorena, T., Sandoval, F., Fadic, X., & Cereceda-Balic, F. (2023). Comparison of Trace Element Deposition in *Cupressus macrocarpa* Leaves and Soils from a High-Pollution Area in the Puchuncaví Valley (Chile) Using a Biomonitoring Method. *Atmosphere*, 14(5).
32. Grisales-Romero, H., Montealegre, N., Piñeros, J. G., Ospina, D., & Nieto, E. (2022). Relación de PM_{2.5} y Enfermedad Respiratoria Aguda en un territorio de Colombia: Modelos Aditivos Generalizados. *Universidad y Salud*, 24(1), 45-54.
33. Hernández, Á., Arellano, E. C., Morales-Moraga, D., & Miranda, M. D. (2016). Understanding the effect of three decades of land use change on soil quality and biomass productivity in a Mediterranean landscape in Chile. *Catena*, 140, 195-204.
34. Hevia, C. B. F. (2016). Las etapas de cierre y post cierre de la faena minera: Responsabilidad ambiental de las empresas mineras ante los pasivos ambientales mineros. *Revista de derecho ambiental de la ONG FIMA*, 145.
35. Kuri, J. (2023). Índices de vegetación. Geospectral. <https://geospectral.com.mx/blogs/agras-1/indices-de-vegetacion>
36. Liu, M., Skidmore, A. K., Wang, T., Liu, X., Wu, L., & Tian, L. (2019). An approach for heavy metal pollution detected from spatio-temporal stability of stress in rice using satellite images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 80, 230-239.

37. Luebert, F., & Pliscoff, P. (2006). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria.
38. Manzur, M. I. (2005). Situación de la biodiversidad en Chile: desafíos para la sustentabilidad.
39. Matus Acuña, J. P., Ramírez Guzmán, M. C., & Castillo Sánchez, M. (2018). Acerca de la necesidad de una reforma urgente de los delitos de contaminación en Chile, a la luz de la evolución legislativa del siglo XXI. *Política criminal*, 13, 771-835. http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-33992018000200771&nrm=iso
40. Makedonski, L., Peycheva, K., & Stancheva, M. (2017). Determination of heavy metals in selected black sea fish species. *Food Control*, 72, 313-318.
41. Mendivelso, F. (2021). Prueba no paramétrica de correlación de Spearman. *Revista Médica Sanitas* 24(1).
42. Meng, X., Gao, X., Li, S., & Lei, J. (2020). Spatial and temporal characteristics of vegetation NDVI changes and the driving forces in Mongolia during 1982–2015. *Remote Sensing*, 12(4), 603.
43. Meza-Ramirez, V., Espinoza-Ortiz, X., Ramirez-Verdugo, P., Hernandez-Lazcano, P., & Rojas Hermosilla, P. (2021). Pb-Contaminated Soil from Quintero-Ventanas, Chile: Remediation Using *Sarcocornia neei*. *ScientificWorldJournal*, 2021, 2974786. <https://doi.org/10.1155/2021/2974786>
44. Ministerio del Medio Ambiente de Chile [MMA]. (2017). Programa para la Recuperación Ambiental y Social (PRAS) de Quintero Puchuncaví.
45. Ministerio del Medio Ambiente de Chile [MMA]. (2022). “Antecedentes ENAP para ser considerados en la revisión de la norma primaria de Material

Particulado Fino (MP2,5)".
https://planesynormas.mma.gob.cl/archivos/2022/proyectos/_6__Antecedentes_ENAP_Revision_Norma_Calidad_Primary_MP25.pdf

46. Mokarram, M., Pourghasemi, H. R., & Zhang, H. (2020). Predicting non-carcinogenic hazard quotients of heavy metals in pepper (*Capsicum annum* L.) utilizing electromagnetic waves. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 14(6), 114.
47. Montandon, L. M., & Small, E. E. (2008). The impact of soil reflectance on the quantification of the green vegetation fraction from NDVI. *Remote Sensing of Environment*, 112(4), 1835-1845.
48. OXIQUM S.A. (2024). Terminales Marítimos 37° Congreso de la AIGLP - OXIQUM en cifras 2023.
49. Paredes, C. (2024). La negligente realidad de la bahía de Quintero
50. Parra, S., Bravo, M. A., Quiroz, W., Querol, X., & Paipa, C. (2015). Distribution and pollution assessment of trace elements in marine sediments in the Quintero Bay (Chile). *Marine pollution bulletin*, 99(1-2), 256-263.
51. Picone, N. (2017). Comparación de imágenes satelitales Sentinel 2 y Landsat 8 en el estudio de áreas urbanas. Congreso Nacional de Geografía de Universidades Nacionales, At Resistencia, Chaco, Argentina,
52. Poblete, N., Macari, O., & Rodríguez, C. (2015). Enriquecimiento y distribución espacial de arsénico en los suelos de las comunas de Quintero y Puchuncaví. XIV Congreso Geológico Chileno,
53. PUERTO VENTANAS S.A. (2019). Premio Marítimo Las Americas - Operaciones portuarias verdes. Portal CIP.

54. Quevedo, J., & Meneses, L. (2014). Determinación de factores de enriquecimiento e índices de geoacumulación de plomo, cadmio y níquel en suelos agrícolas del sector San Alfonso en Machachi.
55. Restrepo, L. F., & González, J. (2007). De pearson a spearman. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 20(2), 183-192.
56. Ruiz Rudolph, P. A., & Guide, D. (2023). Escrito sobre relación de causalidad en el caso de daño ambiental por emisiones del Complejo Industrial Ventanas.
57. Rueda-Holgado, F., Calvo-Blázquez, L., Cereceda-Balic, F., & Pinilla-Gil, E. (2016). Temporal and spatial variation of trace elements in atmospheric deposition around the industrial area of Puchuncaví-Ventanas (Chile) and its influence on exceedances of lead and cadmium critical loads in soils. *Chemosphere*, 144, 1788-1796
58. Salmani-Ghabeshi, S., Fadic-Ruiz, X., Miró-Rodríguez, C., Pinilla-Gil, E., & Cereceda-Balic, F. (2021). Trace element levels in native plant species around the industrial site of Puchuncaví-Ventanas (Central Chile): Evaluation of the phytoremediation potential. *Applied Sciences*, 11(2), 713
59. Salmani-Ghabeshi, S., Palomo-Marín, M. R., Bernalte, E., Rueda-Holgado, F., Miró-Rodríguez, C., Cereceda-Balic, F., ... & Pinilla-Gil, E. (2016). Spatial gradient of human health risk from exposure to trace elements and radioactive pollutants in soils at the Puchuncaví-Ventanas industrial complex, Chile. *Environmental pollution*, 218, 322-330.
60. Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire [SINCA]. (s.f.). Estación Los Maitenes. <https://sinca.mma.gob.cl/index.php/estacion/index/id/136>
61. Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire [SINCA]. (s.f.). Estación Puchuncaví. <https://sinca.mma.gob.cl/index.php/estacion/index/id/200>

62. Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire [SINCA]. (s.f.). Estación Valle Alegre. <https://sinca.mma.gob.cl/index.php/estacion/index/id/203>
63. Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire [SINCA]. (s.f.). Estación La Greda. <https://sinca.mma.gob.cl/index.php/estacion/index/id/278>
64. Song, H., Liu, J., Yin, P., & Zhang, Y. (2017). Distribution, enrichment and source of heavy metals in Rizhao offshore area, southeast Shandong Province. *Marine pollution bulletin*, 119(2), 175-180.
65. Soto, A. E., Peñaloza, P. F., Pérez-Abarca, R., Saldivia, I. V., & Hernández, H. K. (2024). Trayectorias marcadas: Narrativas familiares de salud producidas por la contaminación antropogénica en la zona de sacrificio de Quintero-Puchuncaví, Chile. *Revista de Estudios Latinoamericanos sobre Reducción del Riesgo de Desastres REDER*, 8(2), 52-67.
66. Sturla, G. (2020). Smelting and Refining Copper in Chile: The Importance of Local Pollutants. University of Chile, Department of Economics, Working Papers, 1-20.
67. Tang, Q., & Oki, T. (2007). Daily NDVI relationship to cloud cover. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 46(3), 377-387. https://journals.ametsoc.org/view/journals/apme/46/3/jam2468.1.xml?tab_body=fulltext-display
68. Tume, P., Barrueto, K., Olguin, M., Torres, J., Cifuentes, J., Ferraro, F. X., Roca, N., Bech, J., & Cornejo, O. (2020). The influence of the industrial area on the pollution outside its borders: A case study from Quintero and Puchuncavi districts, Chile. *Environmental Geochemistry and Health*, 42, 2557-2572.

69. Valenzuela-Fuentes, K., Alarcón-Barrueto, E., & Torres-Salinas, R. (2021). From Resistance to Creation: Socio-Environmental Activism in Chile's "Sacrifice Zones". *Sustainability*, 13(6).
70. Wang, F., Gao, J., & Zha, Y. (2018). Hyperspectral sensing of heavy metals in soil and vegetation: Feasibility and challenges. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing*, 136, 73-84.
71. Xu, Y., Bi, R., & Li, Y. (2023). Effects of anthropogenic and natural environmental factors on the spatial distribution of trace elements in agricultural soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 249, 114436.
72. Zhang, B., Liu, X., Liu, M., & Meng, Y. (2018). Detection of rice phenological variations under heavy metal stress by means of blended Landsat and MODIS image time series. *Remote Sensing*, 11(1), 13.

VIII. APÉNDICE

8.1 Apéndice 1

Tabla 0.1 Elementos con enriquecimiento mínimo y máximo

Fecha	Cu				Pb				As			
	LG	LM	PU	VA	LG	LM	PU	VA	LG	LM	PU	VA
Abr. 2021	7,5	3,8	0,2	0,2	1,4	0,6	0,1	0,2	1,2	0,7	0,1	0,3
Mayo 2021	55,2	29,8	1,7	0,6	9,2	4,8	1,1	0,8	4,0	3,3	1,1	0,7
Junio 2021	38,2	28,1	4,7	0,9	7,2	4,5	2,7	0,9	4,1	3,4	2,4	0,8
Julio 2021	32,2	3,8	1,4	0,9	4,9	0,8	0,5	0,7	2,7	0,7	0,4	0,7
Ago. 2021	7,8	4,9	1,1	0,9	1,9	0,9	0,7	0,9	1,8	0,7	0,6	0,9
Sep. 2021	18,4	2,4	0,6	0,4	3,1	0,7	0,4	0,5	2,6	0,8	0,4	0,7

Oct. 2021	0,5	1,2	21,9	0,4	0,3	0,4	3,9	0,4	0,3	0,5	2,7	0,5
Nov. 2021	22,0	3,5	0,5	0,2	3,5	1,6	0,3	0,3	2,5	1,5	0,4	0,4
Dic. 2021	33,8	10,8	1,1	0,7	6,5	5,6	0,7	0,6	4,0	2,6	0,5	0,5
Ene. 2022	44,2	11,1	1,6	0,8	7,6	4,7	0,5	0,7	4,8	2,8	0,5	0,6
Feb. 2022	28,3	4,1	1,4	0,3	5,8	1,7	0,6	0,1	4,7	1,6	0,7	0,1
Mar. 2022	15,7	5,3	0,5	0,2	3,0	2,8	0,3	0,1	2,2	2,8	0,3	0,1
Abr. 2022	22,6	6,5	3,6	0,4	6,9	2,3	2,5	1,2	4,2	1,6	2,1	0,2

8.2 Apéndice 2

Se incluyen las representaciones visuales y analizar como varían los índices de vegetación en función de la distancia de la fuente de contaminación.

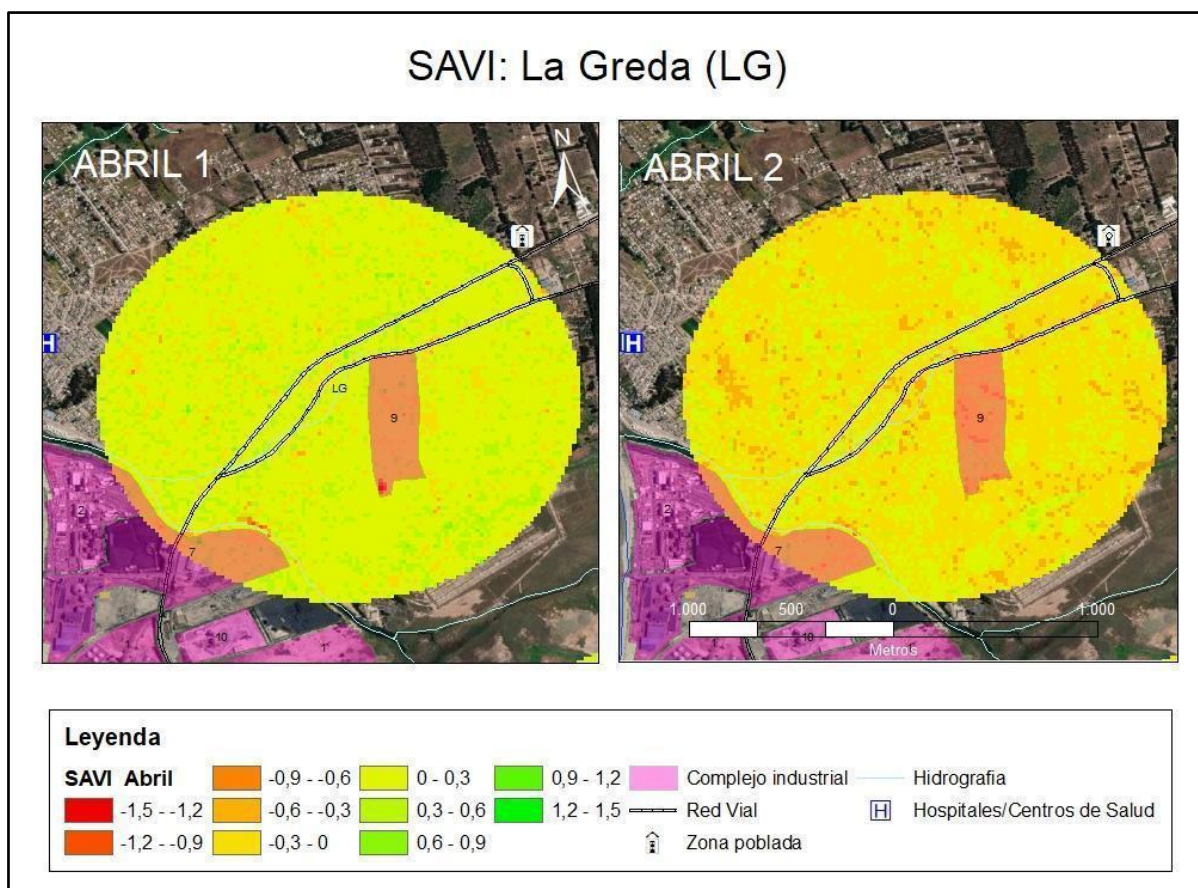
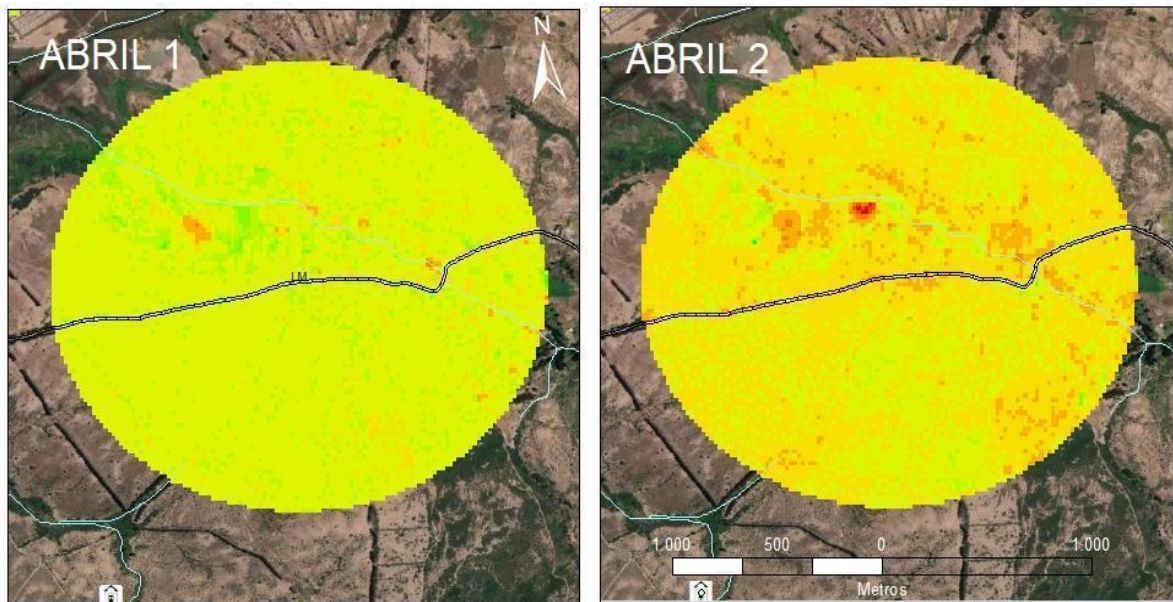


Figura 8.1 Variación espacial del índice SAVI en el sitio LG durante el mes de abril. A la izquierda muestra la distribución espacial para abril de 2017 y a la derecha para abril de 2022. Los valores más altos del índice (tonos más verdes) indican mayor vigor y cobertura vegetal.

SAVI: Los Maitenes (LM)



Leyenda

SAVI Abril	-0,9 - -0,6	0 - 0,3	0,9 - 1,2	Complejo industrial	Hidrografia
	-1,5 - -1,2	-0,6 - -0,3	0,3 - 0,6	Red Vial	Hospitales/Centros de Salud
	-1,2 - -0,9	-0,3 - 0	0,6 - 0,9	Zona poblada	

Figura 8.3 Variación espacial del índice SAVI en el sitio LM durante el mes de abril. A la izquierda muestra la distribución espacial para abril de 2017 y a la derecha para abril de 2022. Los valores más altos del índice (tonos más verdes) indican mayor vigor y cobertura vegetal.

NDVI: Los Maitenes (LM)

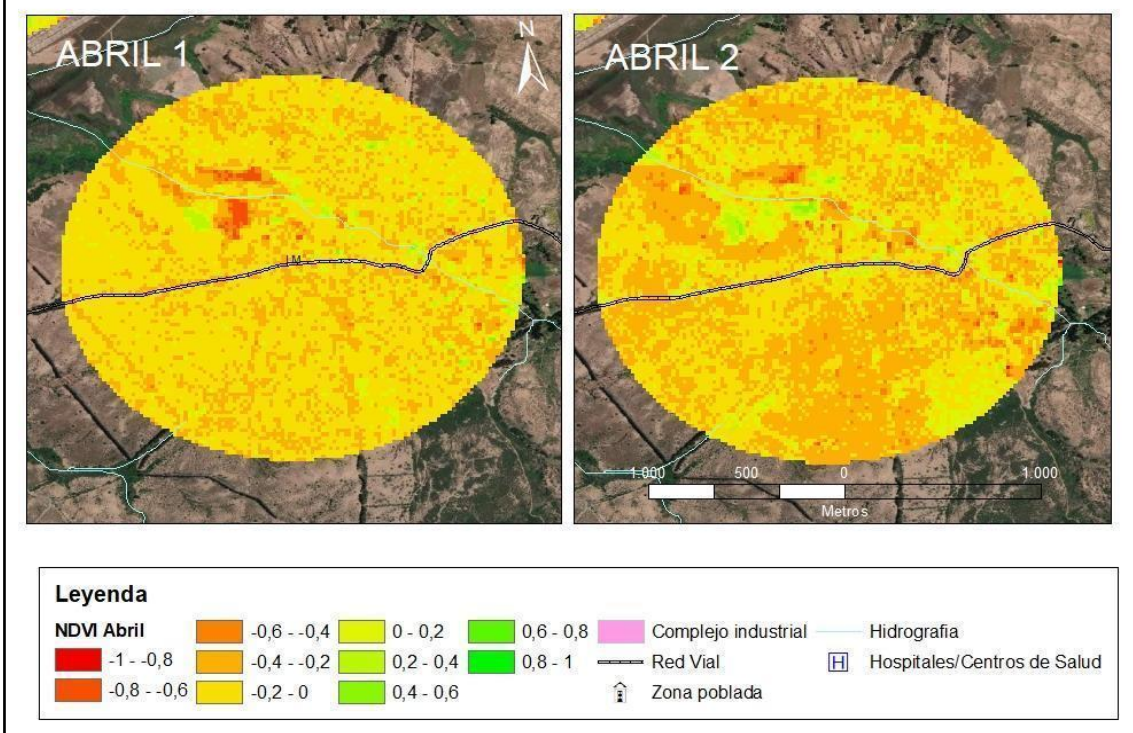


Figura 8.4 Variación espacial del índice NDVI en el sitio LM durante el mes de abril. A la izquierda muestra la distribución espacial para abril de 2017 y a la derecha para abril de 2022. Los valores más altos del índice (tonos más verdes) indican mayor vigor y cobertura vegetal.

NDVI: Puchuncaví (PU)

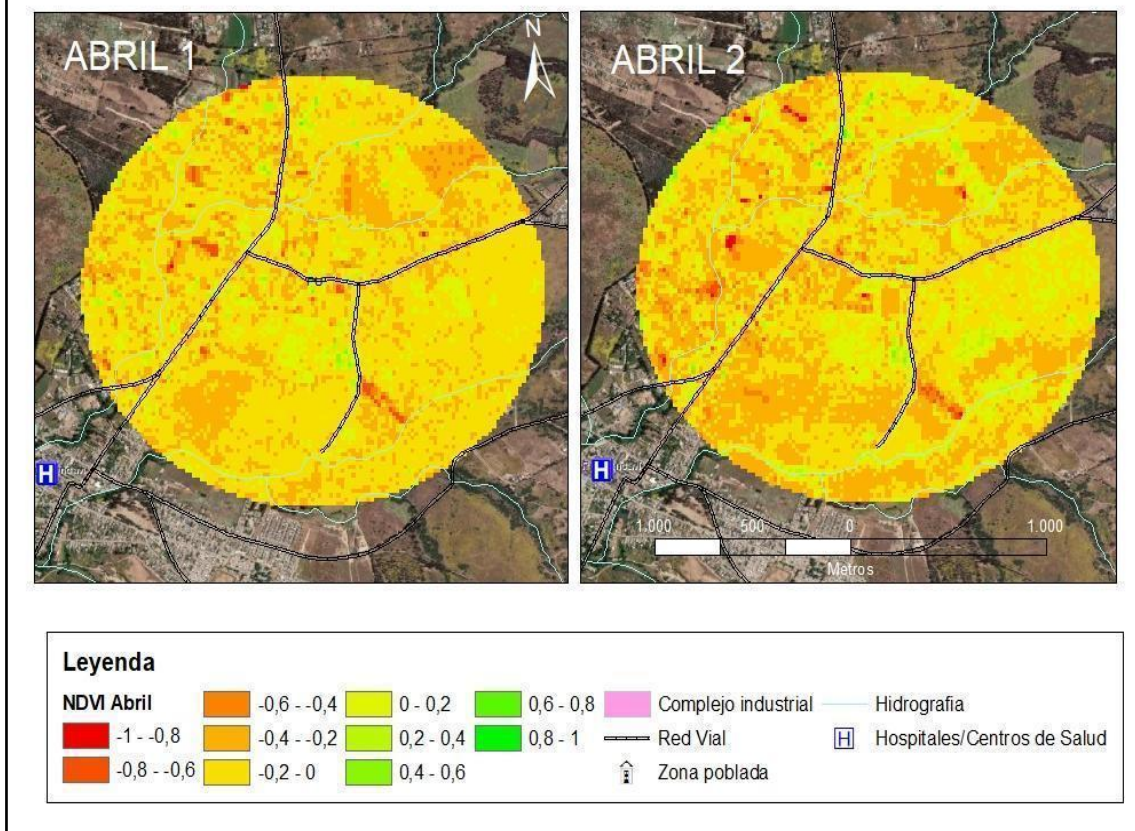


Figura 8.5 Variación espacial del índice NDVI en el sitio PU durante el mes de abril. A la izquierda muestra la distribución espacial para abril de 2017 y a la derecha para abril de 2022. Los valores más altos del índice (tonos más verdes) indican mayor vigor y cobertura vegetal.

SAVI: Puchuncaví (PU)

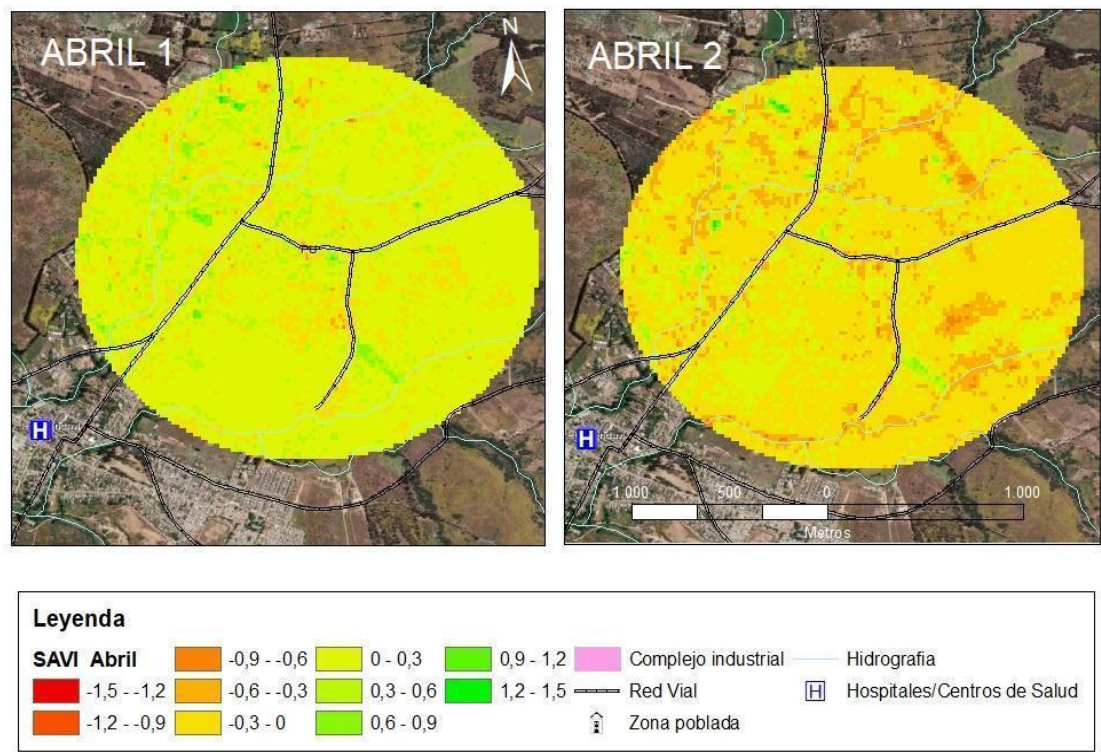
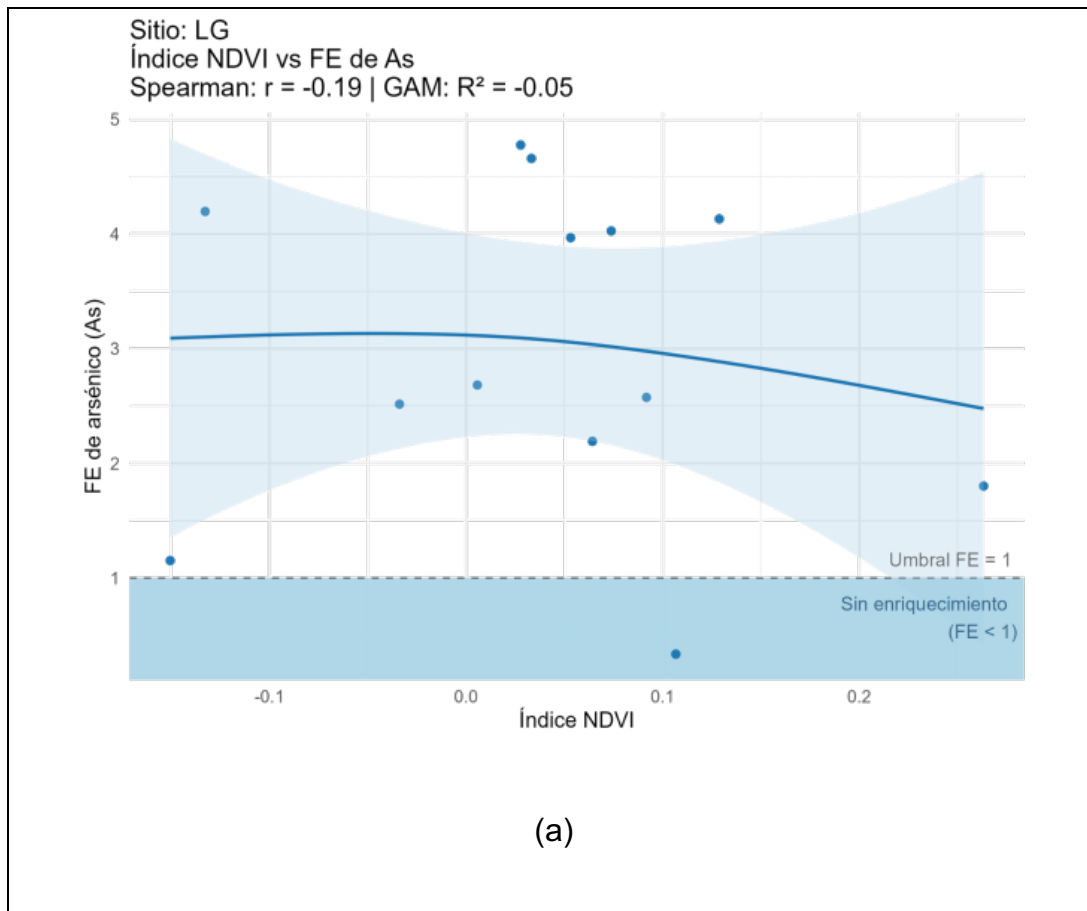
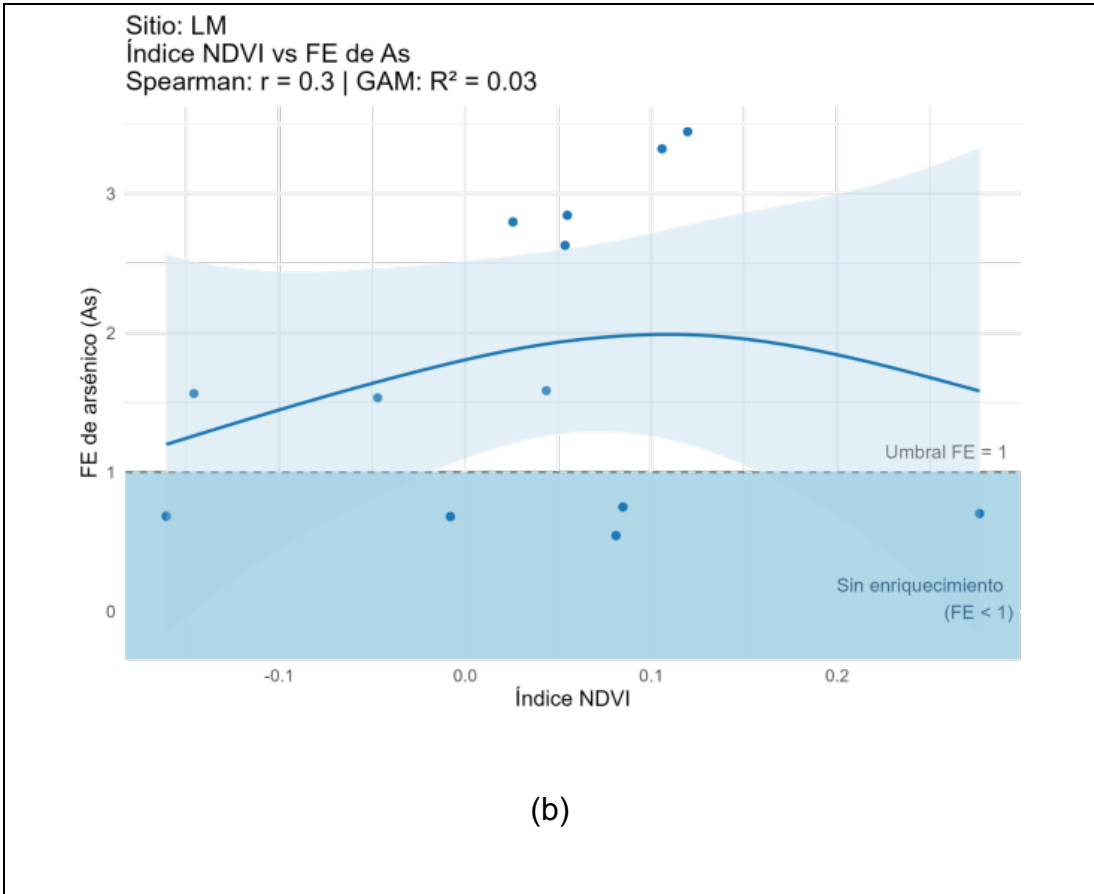


Figura 8.6 Variación espacial del índice SAVI en el sitio PU durante el mes de abril. A la izquierda muestra la distribución espacial para abril de 2017 y a la derecha para abril de 2022. Los valores más altos del índice (tonos más verdes) indican mayor vigor y cobertura vegetal.

8.3 Apéndice 3

Correlación de NDVI con elemento por sitio





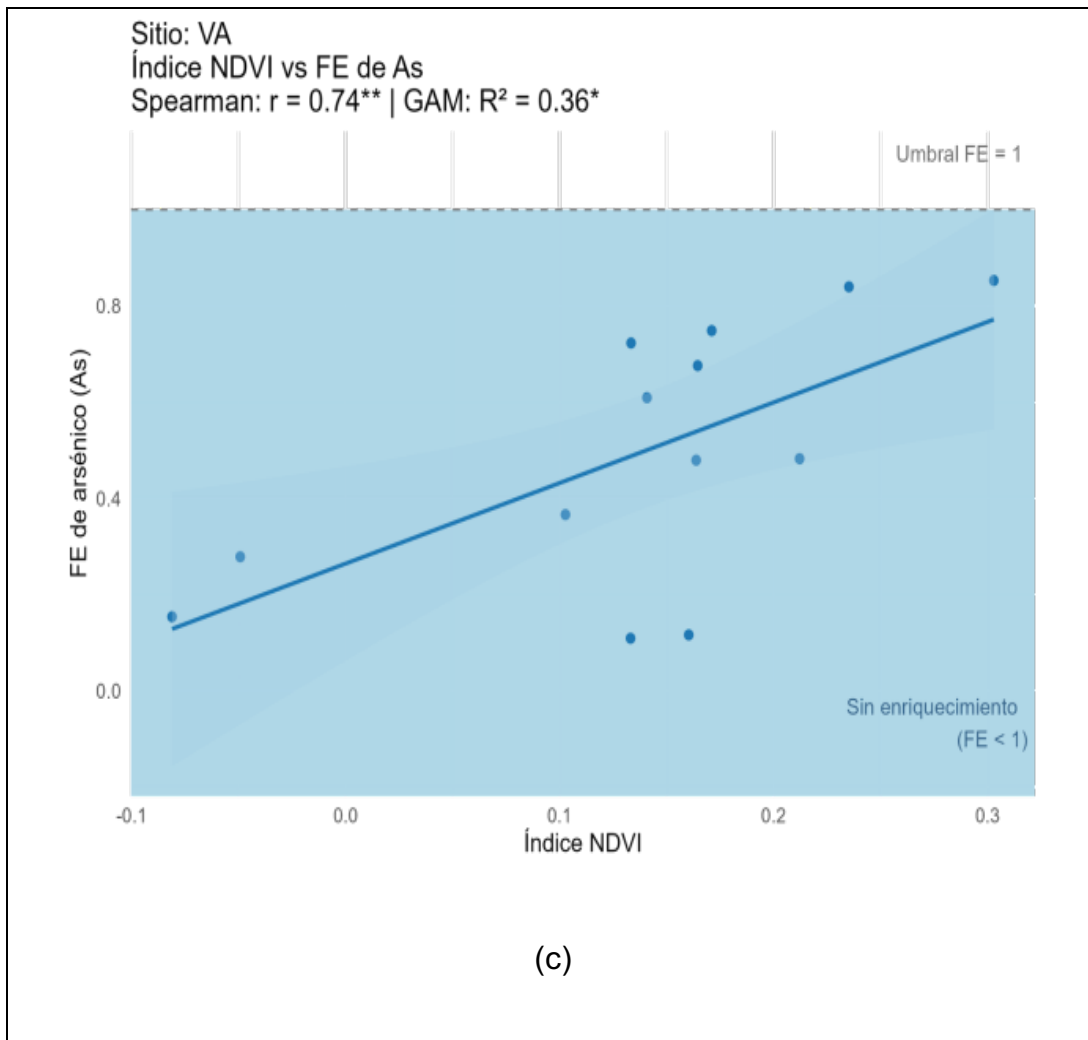


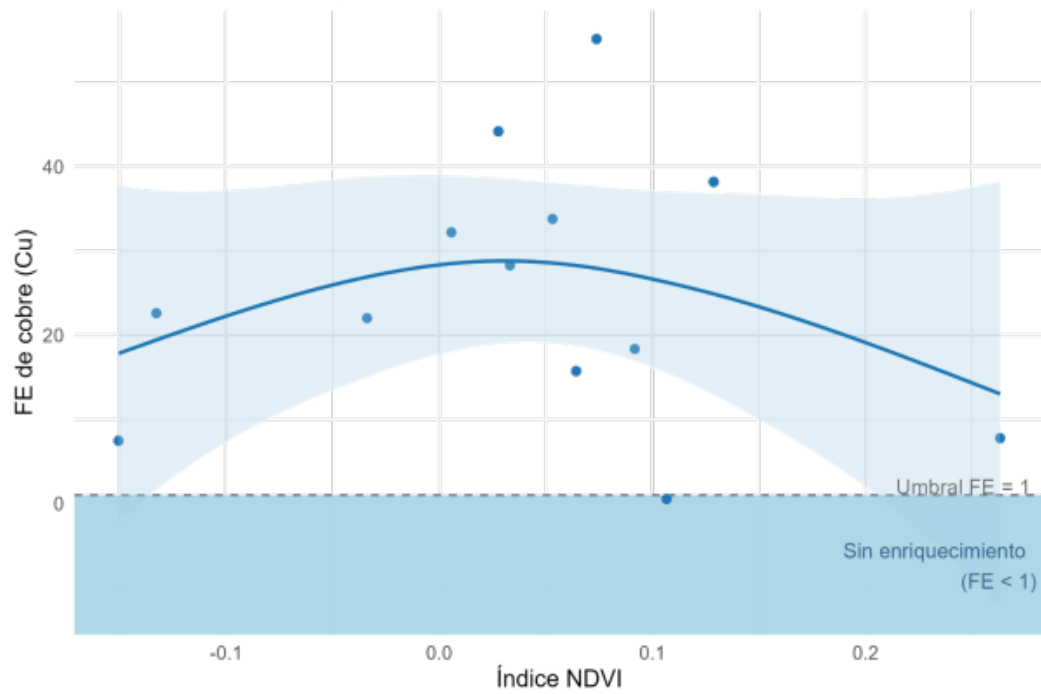
Figura 8.7 Relación entre el índice NDVI y el Factor de Enriquecimiento (FE) de arsénico (As) mediante modelos aditivos generalizados (GAM) en tres sitios de estudio. (a) La Greda (LG), (b) Los Maitenes (LM) y (c) Valle Alegre (VA).

Valores altos de NDVI indican mayor vigor vegetacional, mientras que valores altos de FE reflejan mayor enriquecimiento relativo de As en el sustrato.

Sitio: LG

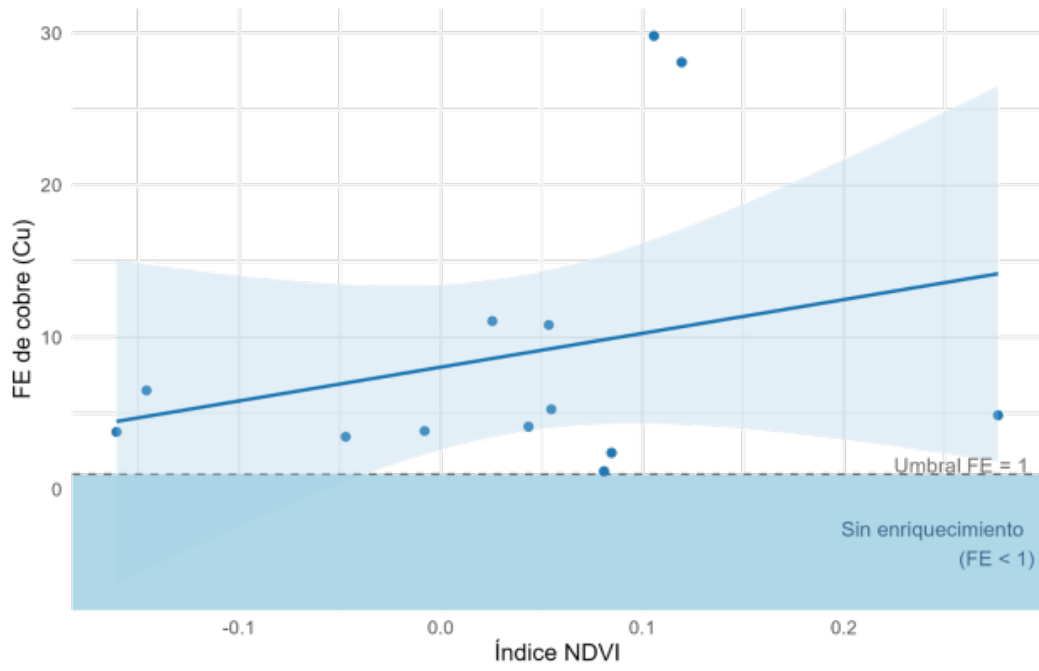
Índice NDVI vs FE de Cu

Spearman: $r = -0.04$ | GAM: $R^2 = 0.08$



(a)

Sitio: LM
Índice NDVI vs FE de Cu
Spearman: $r = 0.25$ | GAM: $R^2 = 0.66$.



(b)

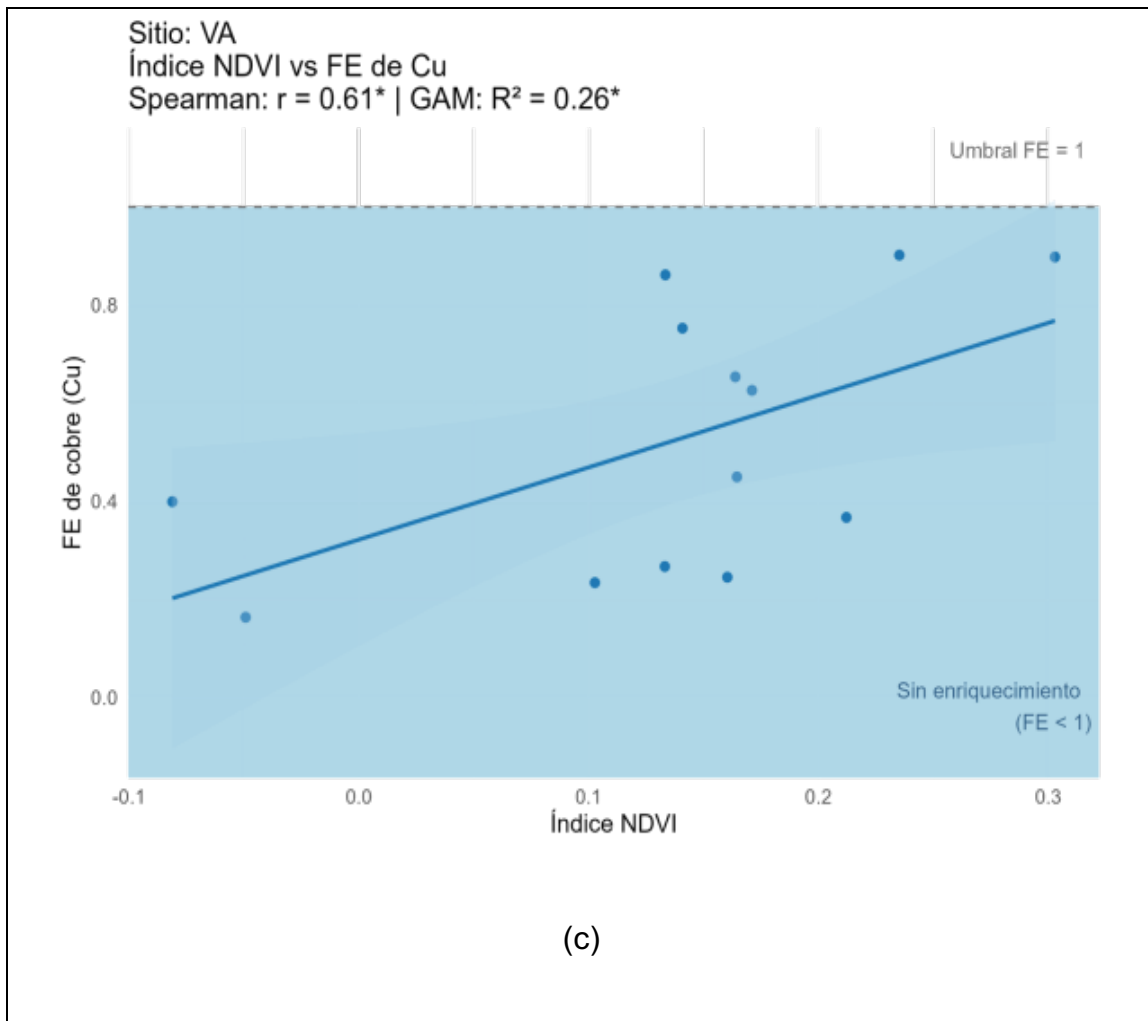


Figura 8.8 Relación entre el índice NDVI y el Factor de Enriquecimiento (FE) de cobre (Cu) mediante modelos aditivos generalizados (GAM) en tres sitios de estudio. (a) La Greda (LG), (b) Los Maitenes (LM) y (c) Valle Alegre (VA).

Valores altos de NDVI indican mayor vigor vegetacional, mientras que valores altos de FE reflejan mayor enriquecimiento relativo de Cu en el sustrato.

8.4 Apéndice 4

Correlación de SAVI con elemento por sitio

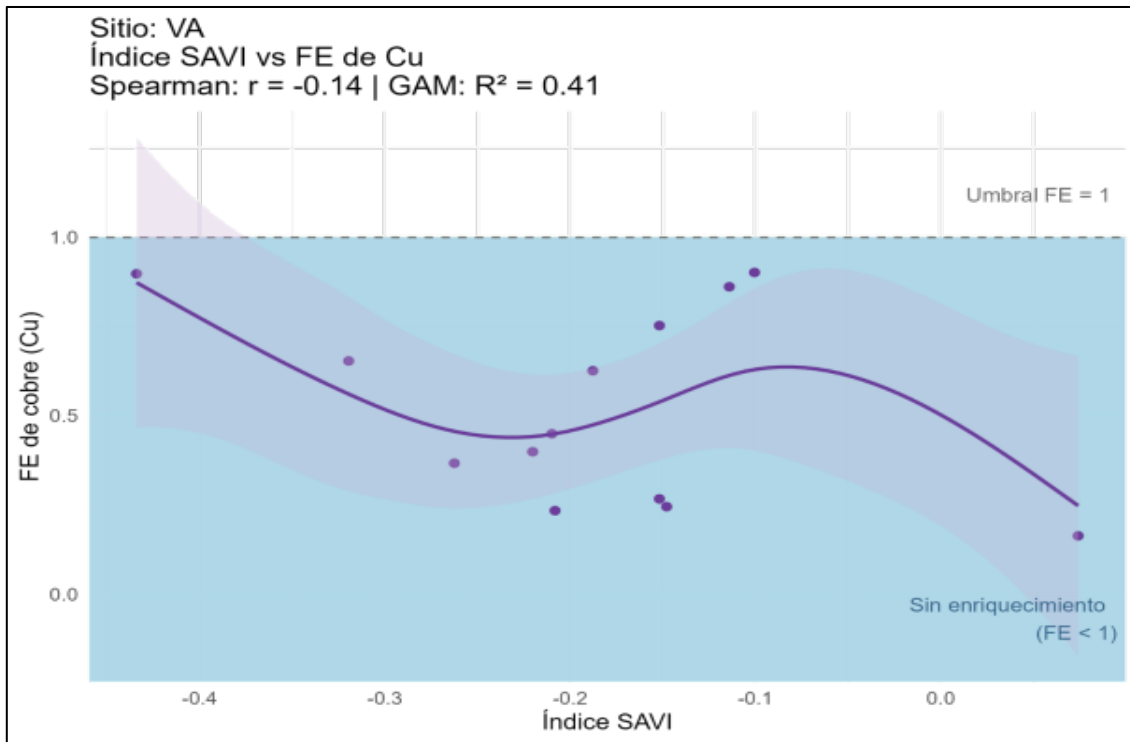


Figura 8.9 Relación entre el índice SAVI y el Factor de Enriquecimiento (FE) en el sitio Valle Alegre (VA).

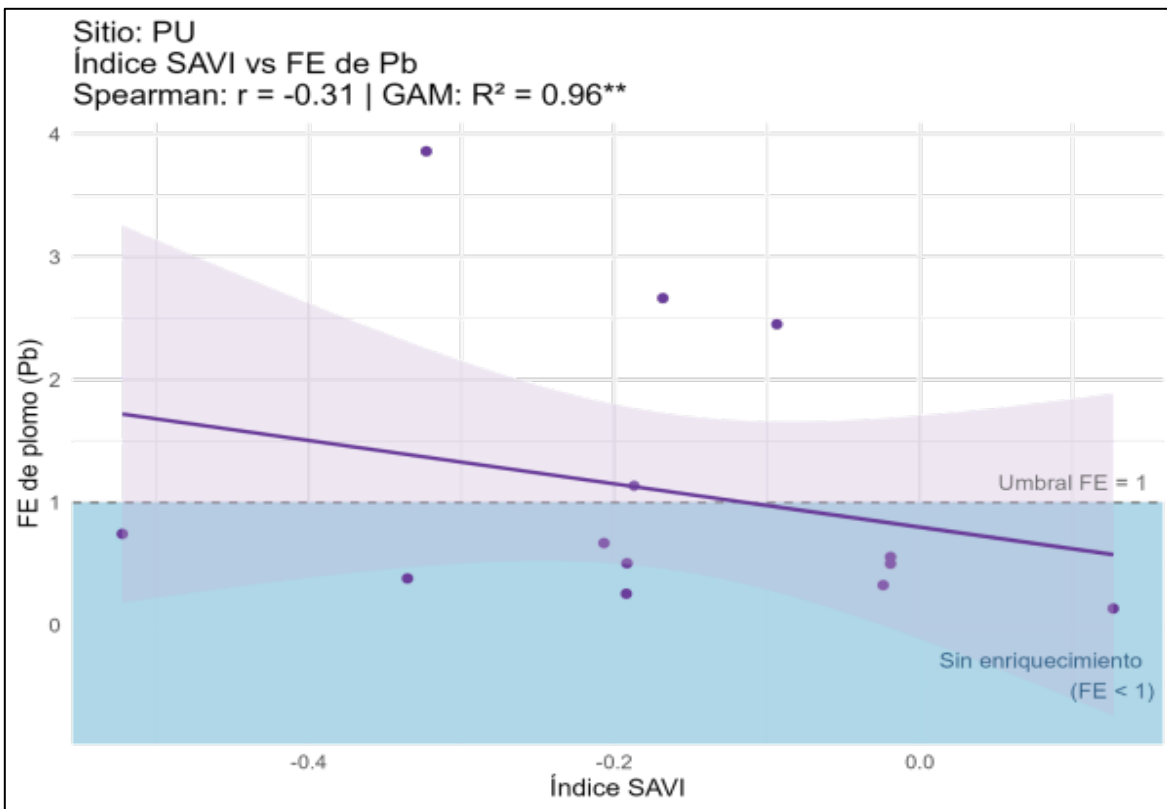


Figura 8.10 Relación entre el índice SAVI y el Factor de Enriquecimiento (FE) en el sitio Puchuncaví (PU)