



Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Universidad de Concepción



Influencia de la descarga de nutrientes y gases de efecto invernadero (óxido nitroso y metano) de la desembocadura del río Itata a la zona costera

Por Belén Pérez Miranda

Tesis presentada al Departamento de Oceanografía de la Universidad de Concepción para optar al título profesional de Biólogo Marino.

Profesora Guía: Laura Farías

Profesora Co-guía: Loretto Arriagada

Concepción, Chile, 2024.

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA

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

UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA

Este Seminario de Título ha sido realizado en el Departamento de Oceanografía de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas.

Profesor(a) Guía

Nombre y Grado (s)
Académico

Director de Tesis

Nombre y Grado (s)
Académico

Ha sido
aprobada
por la
Siguiete
Comisión
Evaluadora
Académico (s)

Nombre y Grado (s)

Nombre y Grado (s) Académico

Jefe de Carrera

Nombre y Grado (s) Académico

Dedicatoria

*Mi Lucero,
Mi luz e inspiración,
Todo lo que hago es por ti.*

Agradecimientos

En primer lugar, quiero agradecer a Dios, por ser mi refugio y fortaleza en todo momento, dándome sabiduría, fe y la certeza de que, con esfuerzo y determinación, todo es posible.

Agradezco profundamente también a mis profesoras guías durante este gran proceso, donde mi conocimiento creció en todas las áreas posibles, Laura Farías, Loretto Arriagada, y Karen Sanzana, quienes con su paciencia, conocimiento y constante motivación iluminaron el camino para que este trabajo tomara forma. Su confianza en mí fue fundamental para superar los desafíos y alcanzar esta meta.

A mi mamá, Nayadet, quien con amor y sacrificio me enseñó a nunca rendirme. Gracias por estar siempre a mi lado y otorgarme la oportunidad de cumplir uno de mis sueños, dedicarme a la ciencia y el mar.

A mi esposo Cristian y su madre Myriam, quienes sacrificaron mucho conmigo en este proceso, agradezco su apoyo incondicional, su paciencia y por creer en mí.

A mi hija Danae Lucero, que ilumina mi vida con su sonrisa y me inspira a ser la mejor versión de mí misma. Por ella este esfuerzo cobra un significado más profundo.

Por último, pero no menos importante, quiero dar una mención especial a mis perros, fieles compañeros que me acompañaron y cuidaron en cada una de las largas noches de desvelo.

A todos ustedes, mi más sincero agradecimiento. Este logro no es solo mío, es de todos quienes me apoyaron con su amor y confianza en el camino.

Contenido

Influencia de la descarga de nutrientes y gases de efecto invernadero (GEI) del río Itata a la zona costera	1
Resumen	9
Abstract	11
Introducción	13
Hipótesis I	27
Hipótesis II	27
Objetivo general	27
Objetivos específicos	27
Materiales y Métodos.....	28
Resultados	37
Variables hidrográficas en la desembocadura del río Itata.....	37
Variación estacional en la descarga de nutrientes y Gases de Efecto invernadero (GEI)	39
1. <i>Concentración y exportación de nutrientes y GEI en la desembocadura del río Itata</i>	39
2. <i>Relación entre Caudal y Precipitaciones y las concentraciones de nutrientes, GEI y SDT</i> .	43
Tendencias decadales en la descarga de nutrientes y STD hacia la Zona Costera (2000-2024) 45	
4. <i>Comparación entre Períodos Húmedos y Secos</i>	49
Impacto del Uso del Suelo y Cambios en el Caudal	50
1. <i>Cambios en el Uso del Suelo</i>	50
2. <i>Relación Entre Uso del Suelo y Variaciones en descarga de Nutrientes y GEI</i>	50
Discusión.....	52
Impacto estacional en la descarga de nutrientes y GEI.....	52
Cambios decadales en las descargas hacia la zona costera	58
Implicancias y proyecciones del cambio climático.....	62
Efectos del cambio de uso del suelo sobre la dinámica de nutrientes y GEI en la zona costera.....	63
Relevancia ecológica y socioeconómica.....	67
Conclusión.....	70
Bibliografía.....	74
ANEXO.....	86

Índice de tablas

Tabla 1. Servicios y funciones ecosistémicas de las cuencas hidrológicas	13
Tabla 2. Factores influyentes en la descarga de nutrientes en Ríos	14
Tabla 3. Relación entre procesos y variables que influyen sobre gases de efecto invernadero y nutrientes.....	15
Tabla 4. Campañas y estaciones de muestreo realizadas en la desembocadura del río Itata.....	25
Tabla 5. Bases de datos y estaciones de muestreo utilizadas en la recopilación histórica	28
Tabla 6. Parámetros y metodologías de cada base de datos	30
Tabla 7. Escalas de tiempo por variable utilizadas en las caracterizaciones decadales.....	32
Tabla 8. Hidrología de la desembocadura del río Itata para el año 2024.....	34
Tabla 9. Correlaciones entre las variables y sus cambios decadales para la desembocadura del río Itata (Nitrato NO_3^- , Nitrito NO_2^- , Fosfato PO_4^{3-} , Silicatos $\text{Si}(\text{OH})_4$), sólidos disueltos totales (SDT), Metano CH_4 , Temperatura (T°), Precipitación (pp) y caudal (Q).....	45
Tabla 10. Suma por hectáreas de uso de suelo en la cuenca del río Itata en tres periodos de tiempo (2001-2013-2021)	47

Índice de figuras

Figura 1. Mapa general de la cuenca del río Itata (A) con sus respectivos usos de suelo actuales (B) y su zona de desembocadura (C).....	26
Figura 2. Concentración de nutrientes (Nitrato NO_3^- , Nitrito NO_2^- , Fosfato PO_4^{3-} y Silicatos $\text{Si}(\text{OH})_4$) en la desembocadura del río Itata año 2024.....	35
Figura 3. Descarga de nutrientes (Nitrato NO_3^- , Nitrito NO_2^- , Fosfato PO_4^{3-} y Silicatos $\text{Si}(\text{OH})_4$) en la desembocadura del río Itata año 2024.....	37
Figura 4. Concentración y descargas de GEI (Óxido nitroso N_2O y Metano CH_4) en la desembocadura del río Itata año 2024.....	39
Figura 5. Precipitaciones y caudal asociadas a la estación Nueva Aldea en Rio Itata año 2024 ...	40
Figura 6. Cambios decadales de las concentraciones de nutrientes (Nitrato NO_3^- , Nitrito NO_2^- , Fosfato PO_4^{3-} y Silicatos $\text{Si}(\text{OH})_4$), sólidos disueltos totales (SDT) y temperatura para la desembocadura del río Itata	42
Figura 7. Cambios decadales (2000-2024) de caudales y precipitación en la cuenca del río Itata	46
Figura 8. Porcentajes de cambios de uso de suelo en la Cuenca del río Itata en los años 2001, 2013 y 2021.....	48

Anexo

Anexo 1. Cuadros de ANOVA de concentraciones nutrientes	86
Anexo 2. Cuadros de ANOVA para las descargas de nutrientes	87
Anexo 3. Cuadros de ANOVA para concentración y descarga de gases de efecto invernadero....	87
Anexo 4. Cuadros de ANOVA de concentraciones decadales de nutrientes.....	88
Anexo 5. Matriz de correlaciones entre las variables decadales estudiadas.	89

Resumen

Las cuencas hidrográficas son rutas clave para la transferencia de nutrientes, gases de efecto invernadero (GEI) y material particulado hacia las zonas costeras. Estos flujos están modulados por factores geomorfológicos, climáticos, hidrográficos y biogeoquímicos, que se ven alterados por procesos antropogénicos, afectando la composición química y la calidad del agua. La cuenca del río Itata, de régimen pluvionival, presenta máximas descargas invernales con variaciones interanuales influenciadas por el Niño Oscilación del Sur (ENSO); sin embargo, ha sido impactada por una sequía prolongada desde 2010 y por cambios en el uso de suelo hacia monocultivos desde los años 2000.

El estudio analiza las variaciones estacionales y decadales de la descarga de nutrientes (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , $\text{Si}(\text{OH})_4$), sólidos disueltos totales (SDT) y GEI (N_2O y CH_4), evaluando el papel de factores climáticos y antrópicos. Bajo la hipótesis de que estas descargas están predominantemente controladas por factores climáticos estacionales y decadales, por encima de los impactos antrópicos como el cambio de uso de suelo, se propone que las exportaciones de GEI y SDT son mayores en invierno debido a incrementos en el caudal y la escorrentía, pero disminuyen a largo plazo debido a la sequía y la creciente demanda hídrica.

El objetivo general fue analizar la variación estacional y decadal en la descarga de nutrientes, GEI y otras variables ambientales (temperatura, salinidad, SDT), identificando los factores responsables de los patrones observados. Para ello, se realizó un muestreo estacional en el estuario interno del río Itata (desembocadura), complementado con datos históricos de acceso libre recopilados durante las últimas dos décadas.

Los ciclos estacionales de nutrientes y GEI en la desembocadura del río Itata mostraron variaciones significativas influenciadas por la precipitación y el caudal. El NO_3^- y $\text{Si}(\text{OH})_4$ alcanzaron máximos en invierno, con descargas de 600 g/s y 3000 g/s, respectivamente, mientras que el PO_4^{3-} presentó un incremento en primavera

(0,45 mg/L). El N_2O exhibió una marcada estacionalidad con máximos invernales (14,722 nM), mientras que el CH_4 mostró menor variabilidad, con máximos en invierno (106,2 nM). Estas tendencias reflejan la interacción entre procesos hidrológicos y biogeoquímicos, junto con cambios antropogénicos como el uso de fertilizantes fosfatados.

Las series de tiempo indican una disminución en las descargas de nutrientes en el tiempo, excepto para el PO_4^{3-} y el SDT. Las correlaciones entre el caudal, nutrientes y GEI destacan la influencia del régimen hidrológico en la dinámica biogeoquímica. El caudal mostró relaciones positivas con el SDT y $Si(OH)_4$, pero negativas con NO_3^- y PO_4^{3-} , indicando un desfase entre su exportación y las concentraciones e indicando diferentes procesos de mineralización, intemperización y escorrentía. El N_2O presentó correlaciones positivas con NO_3^- y NO_2^- , reflejando su dependencia de procesos de ciclo del nitrógeno, mientras que el CH_4 no mostró correlaciones con otras variables, excepto el SDT.

El análisis de uso de suelo revela un aumento de las plantaciones forestales (+10%) a costa de la disminución de terrenos agrícolas y vegetación natural en zonas bajas y medias de la cuenca, áreas críticas para el aporte de nutrientes a cuerpos de agua. Aunque los cambios de uso de suelo entre 2001 y 2021 no fueron estadísticamente significativos y se requiere de un análisis de décadas anteriores, se relacionan con cambios decadales significativos en nutrientes y GEI, caudal y precipitación, subrayando el impacto potencial de las actividades humanas en los ciclos biogeoquímicos. Estos hallazgos subrayan la interacción entre procesos climáticos y antrópicos en la dinámica biogeoquímica del río Itata, destacando la importancia de estrategias integradas de manejo de cuencas para mitigar los impactos en la calidad de los ecosistemas costeros.

PALABRAS CLAVE:

Cuencas hidrográficas; Nutrientes; Gases de efecto invernadero (GEI); Zonas costeras; Sequía; Cambio de uso del suelo; Escorrentía; Descarga; Caudal.

Abstract

Watersheds are key routes for the transfer of nutrients, greenhouse gases (GHG) and particulate matter to coastal areas. These flows are modulated by geomorphological, climatic, hydrographic and biogeochemical factors, which are altered by anthropogenic processes, affecting the chemical composition and water quality. The Itata river basin, with a pluvial-nival regime, presents maximum winter discharges and interannual discharges influenced by El Niño-Southern Oscillation (ENSO); However, it has been impacted by a prolonged drought since 2010 and by changes in land use towards monocultures since the 2000s.

The study analyses the seasonal and decadal variations in the discharge of nutrients (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , $\text{Si}(\text{OH})_4$), total dissolved solids (TDS) and GHG (N_2O and CH_4), evaluating the role of climatic and anthropogenic factors. Under the hypothesis that these discharges are predominantly controlled by seasonal and decadal climatic factors, above anthropogenic impacts, such as land use change, it is proposed that exports are higher in winter due to increases in flow and runoff but decrease in the long term due to drought and increasing water demand.

The general objective was to analyse the seasonal and decadal variation in the discharge of nutrients, GHG and other environmental variables (temperature, salinity, TDS), identifying the factors responsible for the observed patterns. To this end, seasonal sampling was carried out in the internal estuary of the Itata River, complemented by open-access historical data collected during the last two decades.

The seasonal cycles of nutrients and GHG at the mouth of the Itata River showed significant variations influenced by precipitation and flow. NO_3^- and $\text{Si}(\text{OH})_4$ reached maximums in winter, with discharges of 600 g/s and 3000 g/s, respectively, while PO_4^{3-} showed an increase in spring (0.45 mg/L). N_2O exhibited a marked seasonality with winter maximums (0.08 mg/L), while CH_4 showed less variability, except for an increase in winter. These trends reflect the interaction between hydrological and biogeochemical processes, together with anthropogenic changes such as the use of phosphatic fertilizers.

Time series indicate a decrease in the discharges of these compounds over time, except for PO_4^{3-} and TDS. Correlations between flow, nutrients and GHG highlight the influence of the hydrological regime on biogeochemical dynamics. Flow showed positive relationships with TDS and $\text{Si}(\text{OH})_4$, but negative relationships with NO_3^- and PO_4^{3-} , indicating a lag between their export and concentrations and indicating different mineralization, weathering and runoff processes. N_2O showed positive correlations with NO_3^- and NO_2^- , reflecting its dependence on nitrogen cycle

processes, while CH₄ had less interaction, except for a significant negative compensation with the flow rate and TDS.

The land use analysis reveals an increase in forest plantations (+10%) at the expense of a decrease in agricultural land and natural vegetation in low and middle areas of the basin, critical areas for the contribution of nutrients to water bodies. Although land use changes between 2001 and 2021 were not statistically significant and an analysis of previous decades is required, they are related to significant decadal changes in nutrients and GHG, flow and precipitation, highlighting the potential impact of human activities on biogeochemical cycles. These findings underline the interaction between climatic and anthropogenic processes in the biogeochemical dynamics of the Itata River, highlighting the importance of integrated watershed management strategies to mitigate impacts on the quality of coastal ecosystems.

KEYWORDS

Watersheds; Nutrients; Greenhouse gases (GHG); Coastal areas; Drought; Land use change; Runoff; Discharge; Flow rate.

Introducción

Las cuencas hidrográficas representan el ámbito físico y natural asociado al ciclo del agua, con gran relevancia en la conformación del ambiente terrestre-marino (CEPAL, 2002). Al respecto, las zonas costeras son un componente esencial de las cuencas hidrográficas exorreicas (Coccossis, 1997), ya que los flujos hidrológicos de sus ríos, que se caracterizan por tener un patrón de drenaje de aguas superficiales continuo, modifican las características hidrográficas y biogeoquímicas de la zona costera (Saidi et al., 2006; Williams et al., 2022). Las cuencas hidrográficas crean ecosistemas complejos, con una alta biodiversidad y flujos biogeoquímicos asociados a estuarios, lagunas costeras, marismas (McLusky & Elliott, 2004; Saidi et al., 2006; Kidd et al., 2019; Harris et al., 2019), condicionando la dinámica del ambiente marino adyacente (Zamboni et al., 2007)

La influencia de la descarga de ríos sobre las zonas costeras genera cambios tanto en las propiedades fisicoquímicas del agua como en la ecología de las áreas costeras (Cotrim da Cunha et al. 2007), dado la mezcla de agua dulce, diversos compuestos y partículas con el agua de mar (Lerman, 1981; Saidi et al., 2006). El aporte de la materia orgánica, compuestos inorgánicos, y otros elementos son primordiales para la funcionalidad y producción biológica de la zona costera (Escobar, 2002; Beusen et al., 2005; Lihan et al., 2011); así también de contaminantes y otros compuestos que pueden producir un efecto deletéreo en estos (Lerman, 1981; Higgins et al., 2006; Saidi et al., 2006).

Asimismo, los cambios climáticos en las cuencas hidrográficas y la descarga de los ríos tienen impactos múltiples, los cuales se ven incrementadas por estresores asociados a forzantes antropogénicas como la urbanización, industrialización, producción agrícola, contaminación, erosión, cambio de uso del suelo, uso de recursos hídricos y finalmente el cambio climático como sequía, eventos extremos, entre algunos (Escobar, 2002).

A un nivel global, los ecosistemas costeros con influencia fluvial son un elemento importante en la dinámica de las plataformas continentales (Huang et al., 2023) y un aporte significativo para el desarrollo de la economía marina, en actividades como el comercio marino, la acuicultura, la pesca y el turismo (Lihan et al., 2011), regulando múltiples funciones ecológicas con un alto valor de servicios ecosistémicos (Costanza et al., 1997; Grilo et al., 2011; Coccossis, 1997) (Tabla 1). Además, la zona costera está bajo el impacto de actividades humanas de alta intensidad convirtiéndolas en zonas de alta vulnerabilidad, con una gran presión sobre los recursos, el medio ambiente y frecuentes disturbios naturales (Huang et al., 2023).

Servicio Ecosistémico	Función Ecosistémica
Ciclo de nutrientes	Almacenamiento y procesamiento de nutrientes.
Tratamiento de desechos	Remoción de excesos de nutrientes y contaminantes, control de contaminación.
Regulación de alteraciones	Amortiguación de impacto por alteraciones climáticas y antropogénicas.
Alimentación	Acuicultura
Refugio	Hábitat y biodiversidad.
Cultural	Recreación
Control biológico	Dinámica trófica y biodiversidad.
Materiales de desecho	Extracción de materiales de desecho.
Control de gases	Regulación climática y composición química de la atmosfera.

Tabla 1: Servicios y funciones ecosistémicas de las cuencas hidrológicas. (Adaptado de Costanza et al. 1997; Escobar 2002).

Intercambio de nutrientes, gases de efecto invernadero (GEI) y sólidos disueltos entre las cuencas y zonas costeras

Los ríos desempeñan un papel crucial en la descarga de nutrientes Nitrato (NO_3^-), Nitrito (NO_2^-), Fosfato (PO_4^{3-}) y Silicatos ($\text{Si}(\text{OH})_4$), Sólidos disueltos totales y GEI (óxido nitroso N_2O y metano CH_4) hacia los ecosistemas costeros, actuando como un puente entre los ambientes terrestres y marinos (*CEPAL, 2002; Lihan et al., 2011*). La influencia de los ríos en la descarga de nutrientes depende de varios factores físicos, climáticos y antropogénicos, los cuales son resumidos en la [Tabla 2](#). El grado de mezcla entre las aguas dulces y saladas (en los estuarios) determina cómo los nutrientes y GEI son transportados o retenidos antes de ingresar a la zona costera, para luego ser distribuidos por corrientes mareales, vientos, y otros procesos turbulentos, que a su vez influyen en la dispersión de compuestos (*Ralston et al., 2010; Cheng et al., 2013*).

Categoría	Factor	Descripción
Condiciones climáticas	Precipitaciones	Afectan el caudal del río, controlando la cantidad de nutrientes arrastrados. Eventos extremos, como tormentas, aumentan significativamente los flujos de nutrientes.
	Sequías	Reducen el caudal del río, limitando la descarga de nutrientes y alterando su composición debido a la concentración en el agua restante.
	Temperatura	Influye en la tasa de mineralización de materia orgánica y la solubilidad de compuestos como NO_3^- y PO_4^{3-} .
Características hidrográficas de la cuenca	Geología del terreno	El tipo de roca y suelo determina la cantidad y tipo de nutrientes liberados naturalmente.
	Uso del suelo	La agricultura, urbanización y deforestación incrementan el aporte de nutrientes como nitrógeno y fósforo, por fertilizantes, aguas residuales.
	Vegetación	Reduce el transporte de nutrientes en cuencas con bosques o humedales, actuando como un filtro natural y reduce la erosión.
Aportes antropogénicos	Descargas de aguas residuales	Aumentan la carga de nutrientes, especialmente compuestos nitrogenados y fósforo.
	Uso de fertilizantes	Genera eutrofización debido al escurrimiento agrícola hacia ríos y zonas costeras.
	Presas, embalses y caminos	Alteran los flujos de nutrientes al acumular sedimentos y modificar las condiciones químicas del agua.
Procesos biogeoquímicos en el río	Transformación de nutrientes y GEI	Procesos como desnitrificación, nitrificación y mineralización cambian las formas químicas de los nutrientes transportados.
	Retención y liberación	Zonas de remanso, meandros o humedales retienen nutrientes y los liberan de manera gradual.
Hidrodinámica del sistema costero	Mezcla en estuarios	Determina cómo los nutrientes son transportados o retenidos antes de ingresar al mar. Las corrientes mareales y vientos, la surgencia costera influyen en su dispersión.

Tabla 2. Factores influyentes en la descarga de nutrientes en Ríos. Fuentes de Ralston et al., 2010; Williams et al., 2022; Lerman, 1981; Saidi et al., 2006; Beusen et al., 2005; Lihan et al., 2011.

Todos estos factores están interrelacionados, y las tendencias globales, como el cambio climático y la expansión de las actividades humanas, están modificando la dinámica de las descargas fluviales a la zona costeras (Akter et al., 2022; Escobar, 2002). Los factores que determinan la descarga GEI, cómo CH₄ y N₂O, hacia las zonas costeras tienen puntos en común con los nutrientes, al compartir su origen en procesos biogeoquímicos y el papel de los ríos como transporte de material terrestre hacia los ecosistemas marinos. Sin embargo, los GEI tienen un componente gaseoso que interactúa directamente con la atmósfera, lo que significa que parte de ellos puede liberarse durante el transporte y al llegar a la zona costera (Tabla 3).

Procesos/variables	GEI (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O)	Nutrientes (N, P, Si)	Relación común
Materia orgánica	Fuente clave para la producción de CO ₂ (respiración microbiana) y CH ₄ (metanogénesis); aumenta el N ₂ O por nitrificación y desnitrificación.	Aporta compuestos orgánicos que se descomponen liberando nitrógeno y fósforo.	La degradación de materia orgánica impulsa tanto la producción de GEI como la liberación de nutrientes.
Hidrodinámica del río	Caudal y velocidad determinan el transporte y liberación de GEI a la atmósfera y a la zona costera.	Afectan la carga y transporte de nutrientes disueltos y particulados hacia la zona costera.	El flujo controla la cantidad y el destino de ambos (retenidos, liberados o transportados).
Temperatura	Aumenta la actividad microbiana, favoreciendo la producción de CO ₂ , CH ₄ y N ₂ O.	Influye en la mineralización de materia orgánica y la solubilidad de nutrientes.	Procesos bioquímicos que generan GEI y nutrientes son más rápidos a mayores temperaturas.
Uso del suelo	Actividades agrícolas y urbanas incrementan el carbono orgánico y el nitrógeno reactivo, aumentando CO ₂ , CH ₄ y N ₂ O.	Fertilizantes y aguas residuales aumentan la concentración de nitrógeno, fósforo y otros nutrientes.	Las actividades humanas aumentan las cargas de carbono y nutrientes hacia los ríos y zonas costeras.
Precipitaciones y caudal	Lluvias estacionales o extremas movilizan materia orgánica y nutrientes que favorecen la producción de GEI; aumentan el transporte fluvial.	Lluvias y caudales mayores transportan nutrientes del suelo hacia los ríos y las zonas costeras.	Eventos hidrológicos intensos amplifican los flujos de ambos hacia el sistema costero.
Procesos en sedimentos	Sedimentos anóxicos favorecen la producción de CH ₄ y N ₂ O; liberan CO ₂ por descomposición.	Retienen nutrientes (adsorción) o los liberan (reminerización).	Los sedimentos actúan como fuentes o sumideros tanto para GEI como para nutrientes.
Interacción tierra-océano	En los estuarios, la mezcla de aguas dulces y salinas favorece la producción de N ₂ O y la oxidación de CH ₄ .	Regula la forma química y disponibilidad de nutrientes, como amonio o fosfato PO ₄ ³⁻	Los gradientes químicos y físicos del estuario transforman ambos flujos antes de entrar al mar.
Presas y embalses	Retienen carbono orgánico y aumentan la producción de CH ₄ y N ₂ O en condiciones anóxicas.	Actúan como depósitos de nutrientes, reduciendo la carga que llega al sistema costero.	Modifican el transporte y las dinámicas internas de GEI y nutrientes.

Tabla 3. Relación entre procesos y variables que influyen sobre GEI y nutrientes. (fuentes: Cheng et al., 2013; Akter et al., 2022; Wang et al., 2017; Liu et al., 2019; Arellano et al., 2019; Brigham et al., 2019; Wang et al. 2017).

En la zona costera, el intercambio mar atmósfera (emisión) y el aporte continental de GEI es un proceso complejo que involucra varias interfaces como la litosfera (suelos-sedimentos), atmósfera e hidrosfera (incluidas aguas subterráneas) (Raymond et al., 2013; Wang et al., 2017; Liu et al., 2019); además de procesos biogeoquímicos mediados por microbios (González et al., 2021). Los ríos son fuentes importantes de N₂O y CH₄ hacia la zona costera (Qu et al., 2017; Codispoti et al., 2001), cuyos aportes representan respectivamente, hasta el 35% y el 75% de las emisiones globales totales generadas por fuentes naturales y antropogénicas (Seitzinger et al., 2000; Dalal & Allen, 2008). Los procesos involucrados en la producción natural de estos GEI son fundamentales para los ecosistemas acuáticos, al regular los ciclos naturales y el metabolismo microbiano endógeno del nitrógeno y el carbono (Abril et al., 2014; Codispoti & Christensen, 1985; Teodoru et al., 2009; Murrel et al., 2009), transformando el carbono orgánico disuelto, y afectando la situación climática al contribuir a las concentraciones atmosféricas globales de GEI, ya que en condiciones de sobresaturación superficial de CH₄ y N₂O, los sistemas acuáticos actúan como importantes fuentes de emisión hacia la atmósfera (Zhang, 2021); Por lo tanto, la emisión de GEI en sistemas acuáticos costeros está controlada por múltiples factores, como las condiciones hidrológicas, meteorológicas y las actividades humanas (Tabla 2) (Wang et al., 2017; Ortega et al., 2019; Liu et al., 2019).

La descarga de nutrientes y materia orgánica también está controlada por números procesos y variables, en muchos casos compartidas por ambos gases. Esto convierte a las zonas costeras y estuarinas en ecosistemas ricos en GEI, partículas y nutrientes (Johnson et al., 2013; Wang et al., 2018; Roebuck et al., 2019; Arellano et al., 2019). Los nutrientes nitrogenados y fosfatados se generan de forma natural en ríos a través de la lixiviación y meteorización del suelo, la descomposición de la materia orgánica y la interacción con la vegetación y el suelo circundante (Likens et al., 1970; Meybeck, 1982), así, el aporte de agua dulce que llega al mar cambia la estratificación e influye en el flujo lateral de nutrientes y partículas; siendo estas últimas responsables de generar turbidez, que controla la penetración de luz en la capa superior, regulando el crecimiento del fitoplancton (Smith et al., 1996; Shipe et

al., 2006). Esto puede verse reflejado en las plumas costeras, que se forman cuando las aguas de los ríos cargadas de sedimentos, nutrientes y agua dulce fluyen hacia el océano costero y forman una capa de agua dulce de baja densidad que se extiende sobre el agua salada más densa del océano, e influye en la circulación oceánica y los procesos de mezcla en la zona costera (*Lentz y Limeburner, 1995*), como también en los niveles de oxígeno y a la distribución de los organismos marinos (*Munkes, 2005; Rabalais, Turner y Scavia, 2002*).

De hecho, la producción de CH₄ y N₂O en ríos y estuarios está estrechamente vinculada a la dinámica de los nutrientes y a la disponibilidad de oxígeno disuelto (*Hipsey et al., 2018; Bange et al., 2019*), regulando los procesos microbianos que conducen a la producción de estos gases. Por ejemplo, en el estuario del río Jiulong, se encontró que altas concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto se correlacionaban con niveles elevados de N₂O (*Li et al., 2023*), al igual que el río Ohio, que recibe nitrógeno de fuentes agrícolas, contribuye significativamente a las emisiones globales de N₂O, estimadas en alrededor de 1,7 Tg N por año (*Beaulieu et al., 2011*). De manera similar, en los sistemas costeros del Ártico, se encontró que la afluencia de los ríos dominaba las emisiones de metano, lo que destaca la importancia de los aportes de agua dulce (*Manning et al., 2019*), junto con esto, los estuarios tropicales exhiben concentraciones más altas de CH₄ y N₂O durante la estación húmeda, impulsadas por una mayor disponibilidad de materia orgánica y actividad microbiana (*Müller et al., 2016; Schulz et al., 2023*). Además, en los estuarios urbanizados, como por ejemplo el estuario del río Hudson, la afluencia de nutrientes provenientes de aguas residuales se ha relacionado con mayores concentraciones de CH₄ y N₂O (*Brigham et al., 2019; Wang et al. 2017; Wang et al., 2021*).

Por consiguiente, los ríos juegan un papel fundamental en el funcionamiento de las zonas costeras y en el control de la producción primaria, al ser una principal fuente de nutrientes y material particulado (*Garnier et al., 2010*); no obstante, una liberación excesiva puede generar una inminente eutrofización y acidificación de la zona (*Smith, 2003; Valiela et al., 1992*), alterando el ecosistema, las especies presentes

y las características físicas y químicas del agua (*Escobar, 2002*). Por ello el impacto de la descarga de los ríos sobre la zona costera está correlacionado con el volumen de descarga a escalas anuales y estacionales.

Factores/procesos climáticos, temperatura, precipitación y descarga de agua dulce

El transporte por los ríos a la zona costera de GEI, partículas y nutrientes está regulada por los flujos hídricos (*Cruzado et al., 2002*), siendo afectado por cambios climáticos con mayor/menor pluviometría y variaciones térmicas, al generar un mayor/menor arrastre de los productos de la escorrentía continental (*Rivera et al., 2002*). Esto modifica la exportación de nutrientes, GEI y SDT de las cuencas fluviales y la productividad de los entornos marinos adyacentes (*Masotti et al., 2018; Shah et al., 2008, Cravo et al., 2006*).

A escalas interanuales, las variaciones en las descargas de los ríos están correlacionadas con El Niño Oscilación del Sur (*ENSO*), ya que un aumento en las precipitaciones durante este fenómeno climático conlleva altos caudales (*Aceituno y Vidal, 1990; Waylen et al., 1993*). Por el contrario, La Niña es a menudo asociada con una disminución de las precipitaciones y una baja descarga de ríos (*Aceituno y Vidal, 1990*). Junto con esto, los ciclos hidrológicos y sus variaciones estacionales de precipitación influyen significativamente en el caudal de los ríos (*Pérez et al., 2015*) y está estrechamente vinculada a los patrones climáticos regionales. En las regiones templadas, los ríos tienden a tener una estacionalidad marcada con caudales más altos en otoño e invierno debido al aumento de las precipitaciones, seguidos de caudales más bajos asociados al deshielo en primavera y verano, cuando las temperaturas aumentan y las tasas de evaporación son más altas (*Lins, 2012; Singh y Kumar, 2014; Mendez, 2021; Barnett, Adam y Lettenmaier, 2005*). A su vez, esta estacionalidad influye sobre las plumas costeras, ya que durante los

períodos de alto caudal se forman plumas grandes y ricas en nutrientes que pueden extenderse lejos de la costa; o también plumas pequeñas en periodos de baja descarga del caudal (*Fong y Geyer, 2002; Lentz y Limeburner, 1995*).

Por otro lado, a escalas de tiempo más largas, el cambio climático está alterando la estacionalidad de los sistemas fluviales, al influir en los patrones de precipitación y de deshielo, lo cual puede alterar los patrones de transporte de nutrientes y material particulado. Por ejemplo, la creciente frecuencia e intensidad de los fenómenos meteorológicos extremos, como las inundaciones, puede aumentar el transporte de sedimentos y la carga de nutrientes en las zonas costeras (*Mendez, 2021*). También, muchos ríos del hemisferio norte están experimentando ahora caudales máximos más tempranos debido al deshielo temprano asociado al creciente aumento de la temperatura del aire (*Stewart, Cayan y Dettinger, 2005*). Esto no solo ha sido observado y estudiado globalmente; si no que en Chile se ha relacionado a una disminución significativa del caudal y al presente periodo de mega sequía reconocido en desde el 2010, donde el caudal medio de los ríos de Chile se ha reducido a la mitad de la década anterior (2000-2009) provocando que las cargas de nutrientes y sedimentos representan sólo del 40% al 60% de su capacidad normal (*Massotti et al., 2018*), reduciendo considerablemente las plumas y afectando la estabilidad de las playas; el tamaño y distribución del hábitat y reduciendo la productividad primaria (*Saldías et al., 2012; Escobar, 2002; Mendez, 2021*).

Cambios de uso de suelo

El cambio de uso de suelo en una cuenca hidrográfica puede afectar significativamente los procesos hidrológicos y la integridad de los ecosistemas acuáticos, contribuyendo a la degradación de las cuencas, y la calidad y composición química del agua de los ríos (*Wente, 2000; Wolka et al., 2014; Galata et al., 2020*). Las zonas costeras se ven notablemente afectadas por los cambios de uso de suelo (*Murrel et al., 2009*): por un lado, el transporte de sedimentos se ve incrementado por la degradación de la cubierta terrestre, como la conversión de bosques en áreas forestales, aumentando la erosión y la sedimentación en las aguas costeras (*Liu et al., 2019*), ya que se reduce la interceptación y el almacenamiento de nutrientes transportados por la precipitación (*Hipsey et al., 2018*), y genera cambios en la escorrentía superficial, que es potenciada por superficies impermeables y reducida por de áreas de vegetación, encargadas simultáneamente de potenciar la calidad de agua, impedir la homogeneización de hábitat y mantener la resiliencia de los ecosistemas costeros ante los cambios ambientales (*Harrison et al., 2010*). A su vez, las variaciones del transporte de sedimentos cambian la cantidad, forma (disueltos inorgánicos, orgánicos, partículas) y proporciones de los aportes de nutrientes a los ecosistemas costeros contribuyendo a numerosos impactos negativos para la salud humana y el medio ambiente, como la pérdida de hábitat y biodiversidad, el aumento de floraciones de algas nocivas, la eutrofización, la hipoxia y la muerte de peces (*Billen y Garnier, 2010; Díaz et al., 2022; Rabalais, 2002; Turner et al., 2003*).

Debido al crecimiento de la población humana, la agricultura asociada a la producción de alimentos ha alterado notablemente los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno (N), fósforo (P), carbono (C) y sílice (*Zhang, 2021*), ya que generan una gran carga de nutrientes hacia la zona costera, a través de estiércol y fertilizantes de N y P (*Strokal et al., 2016; Seitzinger et al., 2010*). Con esto, a un nivel global, la velocidad en la que el nitrógeno biológicamente disponible ingresa a la biosfera terrestre se ha duplicado en las últimas 5 décadas (*Zhang, 2021*). Es así como el

transporte de nutrientes y partículas por los ríos a las zonas costeras puede verse incrementado por actividades antropogénicas (*Stanley et al., 2016; Smith, 2003*), ya que las cuencas degradadas pueden aumentar su concentración (*Hergoualc'h & Verchot, 2014; Reavie et al., 2017*). Por ejemplo, existe una correlación positiva entre el uso del suelo urbano y las concentraciones de NO_3^- en el agua de los ríos, lo que sugiere que la escorrentía urbana y las descargas de aguas residuales contribuye a la contaminación por nutrientes en las aguas costeras adyacentes (*Valiela et al., 1992; Meybeck, 1982*).

Bajo este sentido, las concentraciones de GEI que son causadas por la descomposición del carbono orgánico (C) del suelo y el agua asociadas a los ríos (*Abril et al., 2014; Codispoti & Christensen, 1985; Teodoru et al., 2009*) son a su vez consistentes con el gradiente de carga de contaminación del agua (*Zhang, 2021*). Gran parte del N_2O que llega al océano costero se origina por acción de bacterias, pero es potenciado por el uso de fertilizantes y afluentes con altas cargas de contaminación (*Gruber et al., 2008; Zhang, 2021*), perturbando al ciclo natural del nitrógeno (*Pan et al., 2023*), junto con esto la interceptación y almacenamiento de nutrientes transportados por la precipitación afectados por la forestación, aumenta los procesos de nitrificación, y consecuentemente, la emisión de N_2O (*Zhang, 2021*). Por otro lado, el CH_4 es influenciado por la agricultura y ganadería (*Kiene, 1991*), siendo la composición de nutrientes del agua un impulsor en la emisión de este gas al correlacionarse positivamente con la concentración de nutrientes exógenos como el fósforo, ya que promueve directamente el metabolismo del metanógeno y el crecimiento del fitoplancton, mientras que los residuos de plancton proporcionan fuentes de carbono (C) fresco para la producción de CH_4 (*Peacock et al., 2019; , Yang et al., 2015, Zhang et al., 2021*). Concluyentemente, en los procesos de agriculturización, urbanización y forestación, una gran cantidad de ríos se contaminan y sus funciones se modifican, lo que los convierte en potenciales focos de emisión de GEI (*Veum et al., 2009; Campeau et al., 2014*).

Caso de estudio: La cuenca hidrográfica del río Itata y la zona costera adyacente

La cuenca hidrográfica del río Itata se ubica en la Región del Biobío ($36^{\circ}23'08''S$; $72^{\circ}52'06''W$) y su área tiene una superficie aproximada de 11.502 km^2 (*Figura 1*). Sus afluentes principales nacen en la cordillera y precordillera de los andes, recibiendo aportes de deshielos de nieves y glaciares (*Andrades, 1990*). Sin embargo, según estadísticas entre los años 1996 a 2017 de la Dirección General de Aguas (*DGA*), los aportes hídricos de la cuenca provienen principalmente de precipitaciones (Con una media anual de 1.300 mm), con período pluvial de máxima descarga en invierno ($760 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) y un periodo nival de deshielo y derretimiento de nieve durante la primavera y verano ($22 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), marcando así una fuerte estacionalidad. Como consecuencia, la descarga de nutrientes a las zonas costeras también muestra un ciclo estacional controlado por la descarga del río, alcanzando un máximo marcado durante el invierno (*Massotti et al., 2018; Mendez, 2021*).

En relación con los usos de suelos, cerca del 14% del área corresponde a bosque nativo, 56% a monocultivos forestales, 9% agricultura y 14% asentamientos humanos (*DGA, 2022*). Sólo entre 1979 y 2000, el 64% de los terrenos agrícolas y bosque nativo fueron reemplazados por forestales a una tasa anual del 10.5 % (*Aguayo et al., 2009*). También se reconoce una disminución significativa del caudal debido al periodo de mega sequía (*Garreaud et al., 2017*) y el uso de agua destinada al riego y a la captación de agua potable (*DGA, 2004*). Respecto a la concentración de GEI en los ríos de la región, existen pocos antecedentes sobre la estacionalidad, pero en general se presenta una sobresaturación de ambos gases como en el caso de CH_4 para el río Itata (*Bello, 2016*) y N_2O para el río Biobío (*Cornejo et al., 2018*).

Junto con esto, dentro de las consecuencias del cambio climático, para la región central de Chile, se espera aumento de la temperatura del aire, la cual podría influir sobre la actividad microbiana del suelo (*Ylla, 2012*), además de una disminución significativa del caudal debido al periodo de mega sequía reconocido en Chile desde el 2010, que ha producido déficits de precipitaciones de aproximadamente 30%, con

una duración sin precedentes históricos (*Garreaud et al., 2017*), y que el caudal medio de los ríos de Chile se reduzca a la casi a la mitad de la década anterior (valor medio de $684.09 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ antes de la mega sequía, a $417.04 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ después del 2010 en el río Itata) provocando que las cargas de nutrientes y sedimentos representan sólo del 40% al 60% de su capacidad normal (*Massotti et al., 2018*), reduciendo considerablemente las plumas y afectando la estabilidad de las playas; el tamaño y distribución del hábitat y reduciendo la productividad primaria (*Saldías et al., 2012; Escobar, 2002; Mendez, 2021*).

Bajo este sentido, en el presente estudio se busca identificar la señal estacional de los niveles de descargas de nutrientes y GEI en el efluente del río Itata hacia su zona costera, e inferir los cambios decadales asociados a potenciales procesos naturales y/o antrópicos responsables de la disminución del caudal y el uso de la cuenca, para así vislumbrar los posibles efectos sobre la descarga de estos en la zona costera.

Hipótesis I

A escala estacional, la concentración y descarga de nutrientes y GEI a la zona costera son mayores en invierno, debido a un mayor caudal, asociado al aumento de precipitaciones.

Hipótesis II

A escala decadal, existe reducción de la concentración de nutrientes y sólidos descargados a la zona costera del río Itata, debido mayoritariamente a la disminución del caudal, precipitaciones y aumento de los factores antropogénicos.

Objetivo general

Analizar la variación estacional y decadal de la descarga de nutrientes, gases de efecto invernadero y otras variables ambientales hacia la zona costera aledaña a la cuenca del río Itata, y dilucidar los factores climáticos (sequía, temperatura) y antropogénicos (uso de suelo) responsables de los patrones observados.

Objetivos específicos

1. Caracterizar la variación estacional del año 2024 de la descarga de nutrientes Nitrato (NO_3^-), Nitrito (NO_2^-), Fosfato (PO_4^{3-}) y Silicatos ($\text{Si}(\text{OH})_4$) y gases de efecto invernadero (Óxido nitroso N_2O y Metano CH_4) hacia la zona costera.
2. Analizar los cambios decadales (2000-2020) en la descarga de nutrientes, sólidos disueltos totales y otras variables hacia la zona costera.
3. Examinar el impacto del cambio decadal de uso del suelo y caudal del río Itata sobre la exportación de nutrientes y gases.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La cuenca hidrográfica del río Itata se ubica en la zona centro-sur de Chile, específicamente en la Región del Biobío ($36^{\circ}23'08''S$; $72^{\circ}52'06''W$ (*Figura 1*)). Su área es aproximadamente de 11.294 km^2 y se caracteriza por un clima mediterráneo, con una temperatura media anual de 14.1°C y una precipitación media anual de 1.550 mm (*DGA, 2022*). Cerca de su desembocadura, el río presenta una zona estuarina interna, de aproximadamente 200 ha , donde la corriente principal se asocia con barras de arena y zonas de vega.

Muestreo

El estudio se llevó a cabo mediante un muestreo estacional, con cuatro campañas que representaron cada una de las estaciones del año: verano, otoño, invierno y primavera, cuyo detalle se puede apreciar en la *Tabla 4*. Se seleccionaron 7 estaciones de muestreo ubicadas dentro de la desembocadura del río Itata, abarcando desde la ribera sur a la norte. Los puntos de muestreo se georreferenciaron y se mantuvieron constantes durante todas las campañas para garantizar la independencia de las muestras (*Figura 1*).

Campaña	Fecha	Estaciones		
		Latitud	Longitud	Nombre
VERANO	13 enero 2024	-36,38401	-72,85924	E1
		-36,38465	-72,86217	E2
OTOÑO	29 mayo 2024	-36,38387	-72,85785	E3
		-36,38465	-72,8561	E4
INVIERNO	15 agosto 2024	-36,38612	-72,85811	E5
		-36,38803	-72,86211	E6
PRIMAVERA	11 octubre 2024	-36,38595	-72,85193	E7

Tabla 4. Campañas y estaciones de muestreo realizadas en la desembocadura del río Itata. Fuente: Elaboración propia

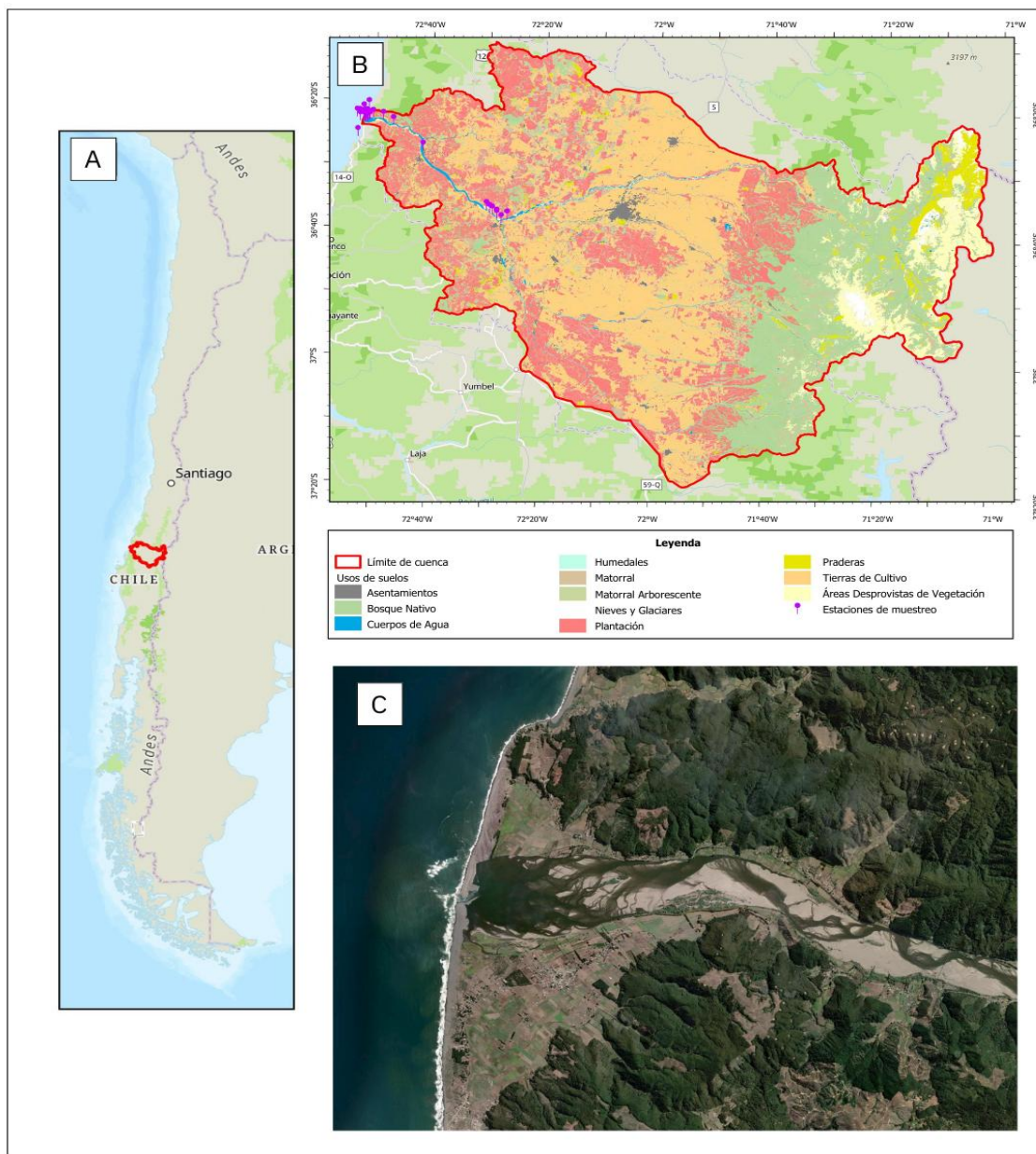


Figura 1. Mapa general de la cuenca del río Itata (A) con sus respectivos usos de suelo actuales (B) y su zona de desembocadura (C). Referencias: CONAF, 2020.

Se colectaron muestras estuarinas de nutrientes (Nitrato (NO_3^-), Nitrito (NO_2^-), Fosfato (PO_4^{3-}) y Silicatos ($\text{Si}(\text{OH})_4$)) por triplicado con una jeringa de 60 mL (1 por punto) para extraer directamente agua superficial del río. Para el filtrado se utilizó un filtro de acetato de celulosa de 0.45 μm y se almacenó en frascos de polietileno falcón de 15 mL. Para muestras de gases, se utilizaron viales cromatográficos de 20 mL (triplicado), evitando la presencia de burbujas e inmediatamente inoculados con 50 μL de cloruro de mercurio (HgCl_2) para detener la actividad biológica, los que se sellaron con septas de goma y tapas de aluminio para evitar contaminación con gases de la atmósfera. Todas las muestras recolectadas son almacenadas en frío y oscuridad en contenedores tipo “Cooler” llenos de material refrigerante (“ice pack”)

Métodos analíticos

Las variables hidrográficas (temperatura, salinidad, pH, oxígeno disuelto, conductividad y sólidos disueltos totales) se obtuvieron en aguas superficiales (0.3 m) mediante un sensor multiparámetros (Hanna Instrument HI 9829-02042 Medidor Multiparámetro) calibrado. Los gases fueron analizados por el método del equilibrio de fases; para ello a cada vial se le añadió 5 mL de Helio (gas inerte), permitiendo un equilibrio entre la fase acuosa y gaseosa, mediante agitación constante a 30°C. Posteriormente, la fase gaseosa se analizó por cromatografía gaseosa en un cromatógrafo de gas (Shimadzu 17-A) con un detector de captura electrónica (ECD) para N_2O y un cromatógrafo (Agilent technologies 6850) con un detector de ionización de llama (FID) para CH_4 . Las muestras de nutrientes fueron analizadas mediante técnicas colorimétricas estándares en un autoanalizador Seal AA3 de flujo segmentado, el cual consta de cuatro módulos específicos para cada nutriente (*Grasshoff et al., 1983*).

Recopilación de datos históricos

La creación de la base de datos para este estudio consistió en una búsqueda bibliográfica de datos de uso libre disponibles sobre la cuenca del río Itata de parámetros y condiciones químicas, físicas y climatológicas, durante el periodo del año 2000 a la actualidad. Las diferentes bases de datos y sus respectivas campañas/estaciones de muestreo (*Tabla 5*) fueron seleccionadas según su calidad informativa, su duración en el tiempo y su representatividad geográfica en la cuenca. La data decadal hidrográfica y química recopilada asociada al río Itata pertenecen al Laboratorio de Oceanografía Química de la Universidad de Concepción (2013-2016), Laboratorio de Biogeoquímica de la Universidad de Concepción (2015 - 2023), Dirección General de Aguas (DGA) (2000-2023) (<https://dga.mop.gob.cl/>), Sistema Nacional de Información de Fiscalización Ambiental (<https://snifa.sma.gob.cl/>) con sus informes consolidados anuales (2010-2021) correspondientes al programa de monitoreo marino CFI Nueva Aldea (PROMNA), Dirección General del Territorio Marítimo (DIRECTEMAR) (2006-2017) (www.directemar.cl). Por otro lado, la información fluviométrica y meteorológica como caudal y precipitación fueron obtenidos del explorador de cuencas hidrográficas CAMELS-CL (Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia www.CR2.cl), la DGA y de la Red Agroclimática Nacional (AGROMET) (<https://www.agromet.cl>). Finalmente, para la obtención de información y creación de los mapas de uso de suelo se utilizaron datos de libre acceso de la región del Ñuble del Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile, de las Actualizaciones al año 2020 Corporación Nacional Forestal (CONAF, 2021) desde donde pudimos obtener una resolución temporal del año 2001 al 2021 de usos de suelo, junto con la información geográfica del área de la cuenca e imágenes de alta resolución de la última década. Esto, en conjunto de los datos actuales de este trabajo, nos deja finalmente una resolución temporal desde el 2000 al 2024, para alcanzar el análisis temporal decadal de al menos 20 años.

Base de datos	Periodo	Latitud	Longitud	Estación
PROMNA	2010-2021	-36.39099	-72.85737	Río
		-36.3977	-72.82045	Intermareal (ED)
		-36.40096	-72.8086	Submareal (E18)
DIRECTEMAR	2006-2017	-36,35472	-72,85306	Punta Mela
		-36,36722	-72,86667	Boca Norte río Itata
		-36,39083	-72,87527	Boca Itata
		-36,43222	-72,88167	Burca
Laboratorio de biogeoquímica	2013-2016	-36,38384	-72,85614	IT1
		-36,39317	-72,85665	IT3
		-36,38918	-72,86205	IT5
		-36,38923	-72,85657	IT4
		-36,3879	-72,86118	IT2
		-36,39326	-72,86205	IT6
		-36,38301	-72,84103	IT7 (Río)
		-36,38525	-72,85296	IT8
		-36,3817	-72,85913	IT9
Laboratorio de Oceanografía química (Dr. Salamanca)	2015-2023	-36.390	-72.869	E-Estuario
		-36.401	-72.781	E-Río
DGA	2000-2021	-36.65	-72.45	Nueva Aldea
		-36.6259	-72.4922	Celulosa Arauco
		-36.4667	-72.6927	Coelemu
		-36.6328	-72.4725	ARRIBA Celulosa Arauco

Tabla 5. Bases de datos y estaciones de muestreo utilizadas en la recopilación histórica.

Cada base de datos fue revisada y adecuada homogeneizando las unidades de medidas de los parámetros y sus respectivas metodologías (*Tabla 6*) (eg. ug/L, ml/L, nm/L), posteriormente las variables fueron clasificadas por año (menor a mayor, 2000-2024), fecha de muestreo (mensual) y etiquetados según la estación meteorológica asociada a la fecha de muestreo (verano, otoño, invierno y primavera), para analizar las posibles fluctuaciones de información asociadas a las variaciones climáticas y ambientales de cada estación del año a un nivel anual y decadal. Luego de revisar y ordenar la data completa, se eliminaron los valores atípicos; posteriormente se realizaron interpolaciones de tipo lineal para los valores

faltantes. Los datos de estaciones provenientes de la desembocadura fueron asumidos homogéneos y promediados con el objeto de construir las diferentes series de tiempo de las variables estudiadas; nótese que las series de tiempos de frecuencia mensual variaron en periodos, siendo las más largas las de NO_3^- y Si(OH)_4 . En esta tesis solo se usaron variables como los nutrientes, GEI SDT y variables meteorológicas como temperatura del aire, precipitación y caudal.

Base de datos	Parámetros	Metodologías
PROMNA	SST (mg/L)	Gravimetría
	Salinidad (psu)	CTD-O
	Oxígeno disuelto (ml/L)	CTD-O
	Temperatura (°C)	CTD-O
	Nitrito (umol/L)	Espectroscopía UV/VIS
	Nitrato (umol/L)	Espectroscopía UV/VIS
	Fosfato (umol/L)	Espectroscopía UV/VIS.
DIRECTEMAR	Fosforo total (mg/L)	NCh 2313 / 15, Of 1997. Absorción Molecular
	Nitrato (mg/L)	Std. Methods Ed.20 1998, 4500 NO3 B Absorción Molecular
	Fosfato mg/L	Std. Methods Ed.20 1998, 4500 Metavanadato de Amonio/UV-VIS
	SST (mg/L)	Standard Methods Ed. 21, 2005. Método 2540 D Gravimetría.
	Nitrito (mg/L)	Std Methods 4500-NO2 B Ed.22, 2012
Laboratorio de Oceanografía Química	Temperatura (°C)	CTD-OD SAIvas SD208
	Conductividad (fS/cm)	CTD-OD SAIvas SD208
	Oxígeno disuelto (ml/L)	CTD-OD SAIvas SD208
	pH	Electrometría
	SST (mg/L)	Gravimetría
	Nitrato (mg/L)	Espectroscopía UV/VIS
	Nitrito (mg/L)	Espectroscopía UV/VIS
	Fosfato (mg/L)	Espectroscopía UV/VIS
	Silicato (mg/L)	Espectroscopía UV/VIS
Laboratorio de Oceanografía Química	Temperatura (°C)	CTD-OD SAIvas SD208
	Conductividad (fS/cm)	CTD-OD SAIvas SD208
	Oxígeno disuelto (ml/L)	CTD-OD SAIvas SD208
	pH	Electrometría
	SST (mg/L)	Gravimetría
	Nitrato (mg/L)	Espectroscopía UV/VIS
	Nitrito (mg/L)	Espectroscopía UV/VIS
	Fosfato (mg/L)	Espectroscopía UV/VIS
	Metano (mg/L)	Cromatografía
Silicato (mg/L)	Espectroscopía UV/VIS	

Laboratorio Biogeoquímica	de	% Oxígeno Disuelto	Electrodo de membrana
		SST (mg/L)	Gravimetría
		Salinidad (PSU)	CTD-OD SAIvas SD208
		Temperatura (°c)	CTD-OD SAIvas SD208
		Oxígeno Disuelto (mg/L)	CTD-OD SAIvas SD208
DGA		Conductividad (fS /cm)	Conductímetro
		Fosfato (mg/L)	Kjeldahl – Titulación
		Nitrato (mg/L)	Espectrofotometría Ultravioleta
		Oxígeno disuelto %	Electrodo de membrana
		Oxígeno disuelto (mg/L)	Yodométrico – Titulación
		pH	Potenciométrico
		Temperatura (°C)	Termómetro
		Nitrato (mg/L)	Espectrofotometría ultravioleta

Tabla 6. Parámetros y metodologías de cada base de datos.

Análisis de datos y estadísticos

Variación estacional en la concentración de nutrientes, sólidos disueltos totales y gases de efecto invernadero

Para el análisis de la estacionalidad durante el año 2024 se analizaron las concentraciones y descargas de cada nutriente y gases de efecto invernadero (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , $\text{Si}(\text{OH})_4$, N_2O y CH_4) para cada estación del año (verano, otoño, invierno y primavera). La descarga o exportación fue cuantificada a través del flujo de la variable estudiada ($F = C \text{ (g/m}^3\text{)} \times Q \text{ (m}^3\text{/s)}$), donde F : Flujo g/s, C : concentración de la variable, Q : caudal $\text{m}^3\text{/s}$. Se estimaron parámetros estadísticos exploratorios como medias, desviación estándar y error, además se desarrollaron gráficos de caja (boxplots). Posteriormente se desarrolló un análisis de componentes principales (PCA) para reducir la cantidad de dimensiones del conjunto de variables y conservar aquellas que explicaran los patrones de estacionalidad. Para determinar la variación estacional significativa de las concentraciones y descargas, se realizó un análisis de la varianza (ANOVA)

unidireccional utilizando la estacionalidad como factor fijo con 4 grupos, con las concentraciones y descargas como variables respuestas. Los supuestos del ANOVA se evaluaron con la prueba de Levene para evaluar la homogeneidad de la varianza y una prueba de Shapiro-Wilk para evaluar la normalidad de los residuos. Se utilizó una prueba a posteriori de Tukey para evaluar las diferencias significativas en el factor. El nivel de significación se fijó en 0,05 para la evaluación de los supuestos del ANOVA y la prueba a posteriori. Los análisis estadísticos fueron realizados en el software IBM SPSS Statistics.

Variación decadal en la concentración de nutrientes, sólidos disueltos totales y gases de efecto invernadero

Para la construcción de los ciclos anuales medios (climatología) y análisis de tendencias decadales de base mensual (2000 - 2024), se estimaron parámetros estadísticos exploratorios como medias, desviación estándar, error y gráficos de caja (boxplots) de cada variable (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} y Si(OH)_4 y metano CH_4 ; óxido Nitroso N_2O no fue considerado por no tener resolución temporal necesaria). Se analizaron los componentes principales (PCA) para para todas las variables y finalmente se realizó una matriz de correlaciones de Spearman entre las variables. El nivel de significancia se estableció en 0,05 utilizando la corrección de Bonferroni. Suponiendo que $r \geq 0,6$ indicaba una correlación fuerte, valores de 0,4 a 0,6 indicaban una correlación moderada y valores por debajo de 0,4 indicaban una correlación débil. Para determinar las variaciones decadales de las concentraciones, descargas, precipitaciones y caudales se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) unidireccionales. Los supuestos del ANOVA se evaluaron con la prueba de Levene para evaluar la homogeneidad de la varianza y una prueba de Shapiro-Wilk para evaluar la normalidad de los residuos. Se utilizó una prueba a posteriori de Tukey para evaluar las diferencias significativas en el factor. El nivel de significación se fijó en 0,05 para la evaluación de los supuestos del ANOVA y la prueba a posteriori. Cabe mencionar que para los datos de precipitación y caudal

se usaron los promedios semanales anteriores a la obtención de la data discreta. Los análisis estadísticos fueron realizados en el software IBM SPSS Statistics.

Variable	Resolución temporal
Precipitación (mm)	2000-2024
Caudal (m ³ /s)	2000-2024
Nitrato NO ₃ ⁻ (mg/L)	2000-2024
Fosfato PO ₄ ³⁻ (mg/L)	2000-2024
Temperatura (°C)	2000-2024
Nitrito NO ₂ ⁻ (mg/L)	2010-2024
SDT (mg/L)	2010-2024
Silicato Si(OH) ₄ (mg/L)	2013-2024
Metano CH ₄ (nM)	2015-2024

Tabla 7. Escalas de tiempo por variable utilizadas en las caracterizaciones decadales

Cambios de uso de suelo

De la recopilación de datos de cambio de uso de suelo (2001, 2013, 2021) se realizaron gráficos de torta para examinar el porcentaje de cambio a través de estos años. Para analizar los cambios de usos de suelos entre los años 2001, 2013, 2021 se utilizó la prueba no paramétrica de Wilcoxon que analiza muestras relacionadas a través del software IBM SPSS Statistics.

Resultados

Variables hidrográficas en la desembocadura del río Itata

Las características hidrográficas del estuario (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH, temperatura y salinidad) para las estaciones de verano, otoño, invierno y primavera de 2024 (*Tabla 8*). Oxígeno disuelto alcanzó máximos de 10,2 ml/L en otoño y mínimos de 7,18 ml/L en primavera; el porcentaje de saturación fue alto en verano con 113,38% y bajo en invierno con 67,71%. La salinidad presentó máximos en verano con 4,39 PSU y el menor en primavera con 0,03 PSU. El máximo de pH fue 8,93 en verano y el mínimo 6,91 en invierno. La temperatura alcanzó máximos en verano con 24,75 °C y mínimos en invierno con 7,68 °C. La conductividad fue mayor en verano con 66,65 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y menor en primavera con 58 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esto evidencia que los valores máximos tienden a concentrarse en verano, mientras que los mínimos se distribuyen entre invierno y primavera según el parámetro.

Parámetro	Unidad de medida	Campaña	Valor máximo
O ₂ disuelto	mL/L	Verano	8,98
		Otoño	10,2
		Invierno	8,35
		Primavera	7,18
O ₂ disuelto	% de saturación	Verano	113,38
		Otoño	87,3143
		Invierno	67,7143
		Primavera	72,3429
Salinidad	PSU	Verano	4,38857
		Otoño	0,09286
		Invierno	0,05286
		Primavera	0,03
Ph		Verano	8,93
		Otoño	7,6086
		Invierno	6,9133
		Primavera	7,2143
Temperatura	°C	Verano	24,7529
		Otoño	8,20429
		Invierno	7,68
		Primavera	15,33
Conductividad	uS/cm	Verano	266,65
		Otoño	196,71
		Invierno	82,857
		Primavera	58

Tabla 8. Hidrografía en desembocadura del río Itata año 2024. Fuente: DGA, DIRECTEMAR, PROMNA, Elaboración propia.

Variación estacional en la descarga de nutrientes y Gases de Efecto invernadero (GEI)

1. Concentración y exportación de nutrientes y GEI en la desembocadura del río Itata

La variación estacional de la concentración de nutrientes (NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , y $\text{Si}(\text{OH})_4$) (Figura 2) muestran variaciones significativas a lo largo de las estaciones del año 2024.

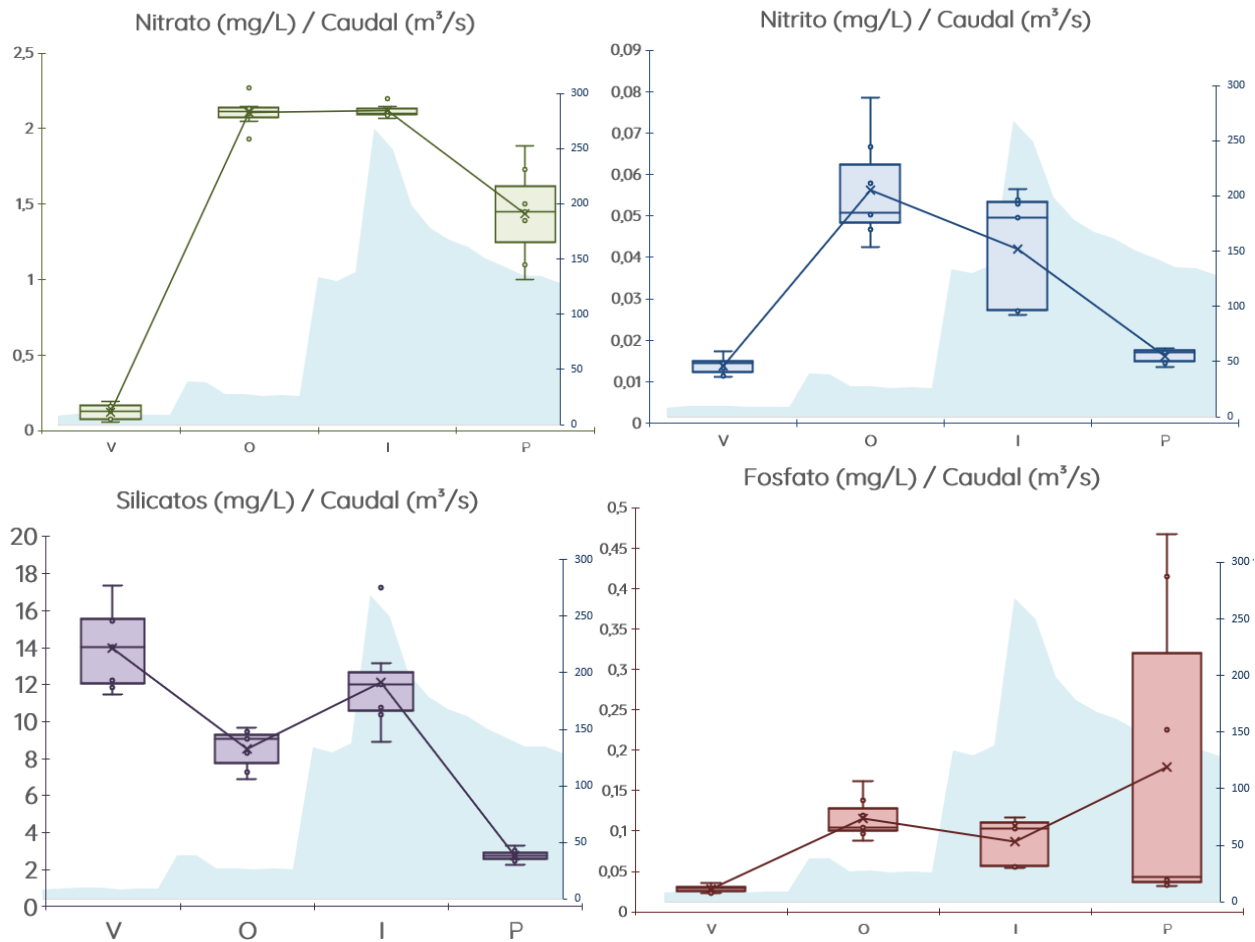


Figura 2. Concentración de nutrientes (Nitrato NO_3^- , Nitrito NO_2^- , Fosfato PO_4^{3-} y Silicatos $\text{Si}(\text{OH})_4$) y nivel de Caudal (Q) en verano (V), otoño (O), invierno (I) y primavera (P) en la desembocadura del Río Itata (2024).

La concentración de NO_3^- presentó diferencias significativas entre las estaciones ($F = 213,815$; $p < 0,05$) (*Anexo 1*), con valores mínimos en verano (0,01 mg/L), significativamente diferente entre las demás estaciones ($p < 0,05$); no se encontraron diferencias significativas entre otoño e invierno (máximos en 2,5 mg/L) ($p > 0,05$). NO_2^- también tuvo diferencias estacionales ($F = 31,932$; $p < 0,05$), alcanzó sus máximos valores (0,08 mg/L) durante el otoño y el invierno, quienes fueron levemente diferentes entre sí ($p = 0,05$) y diferentes con verano y primavera ($p < 0,05$), con máximos en ambos de 0,01 mg/L, sin diferencias entre sí ($p > 0,05$). Esto refleja una clara estacionalidad posiblemente relacionada a una mayor precipitación y escorrentía durante estas estaciones (*Figura 5*). Por otro lado, la concentración de Si(OH)_4 reveló mayor variabilidad y una estacionalidad menos marcada pero significativa ($F = 51,147$; $p < 0,05$), donde las concentraciones fueron más altas en verano (17,3 mg/L), y presentó diferencias con otoño y primavera ($p < 0,05$), donde se presentaron mínimos de 2,3 mg/L. Finalmente, el PO_4^{3-} ($F = 2,859$; $p < 0,05$) presentó sus concentraciones más bajas en verano (0,05 mg/L) y sin diferencias significativas con otoño e invierno ($p > 0,05$ y $p > 0,305$ respectivamente), con un incremento significativo en la primavera (0,45 mg/L), respecto al verano ($p < 0,05$) pero sin diferencias con otoño ($p > 0,05$) ni invierno ($p > 0,305$).

Las descargas o exportación de nutrientes hacia la zona costera mostraron diferencias significativas para todas las estaciones del año (*Figura 3*), (NO_3^- : $F = 52,354$; $p < 0,05$; NO_2^- : $F = 26,631$; $p < 0,05$; PO_4^{3-} : $F = 12,052$; $p < 0,05$; y Si(OH)_4 : $F = 61,717$; $p < 0,05$) (*Anexo 2*). La descarga de NO_3^- presentó un aumento significativo durante el invierno, alcanzando un máximo promedio cercano a 600 g/s, comparados con verano y otoño ($p < 0,05$) con mínimos de 100 g/s, seguido de una notable disminución en primavera. De manera similar, el NO_2^- tuvo máxima descarga (12 g/s) en invierno, significativamente más altas que las de verano, otoño y primavera ($p < 0,05$) donde los flujos se mantienen bajos. La descarga de Si(OH)_4 también alcanzó su máximo en invierno, con valores que superan los 3000 g/s, significativamente mayores que las estaciones ($p < 0,05$, mínimos de 500 g/s). A

diferencia de los otros nutrientes, el PO_4^{3-} presenta una tendencia diferente, con un incremento gradual desde el verano hasta la primavera, alcanzando un máximo promedio cercano a 70 g/s y significativamente mayor que las demás estaciones ($p < 0,05$)

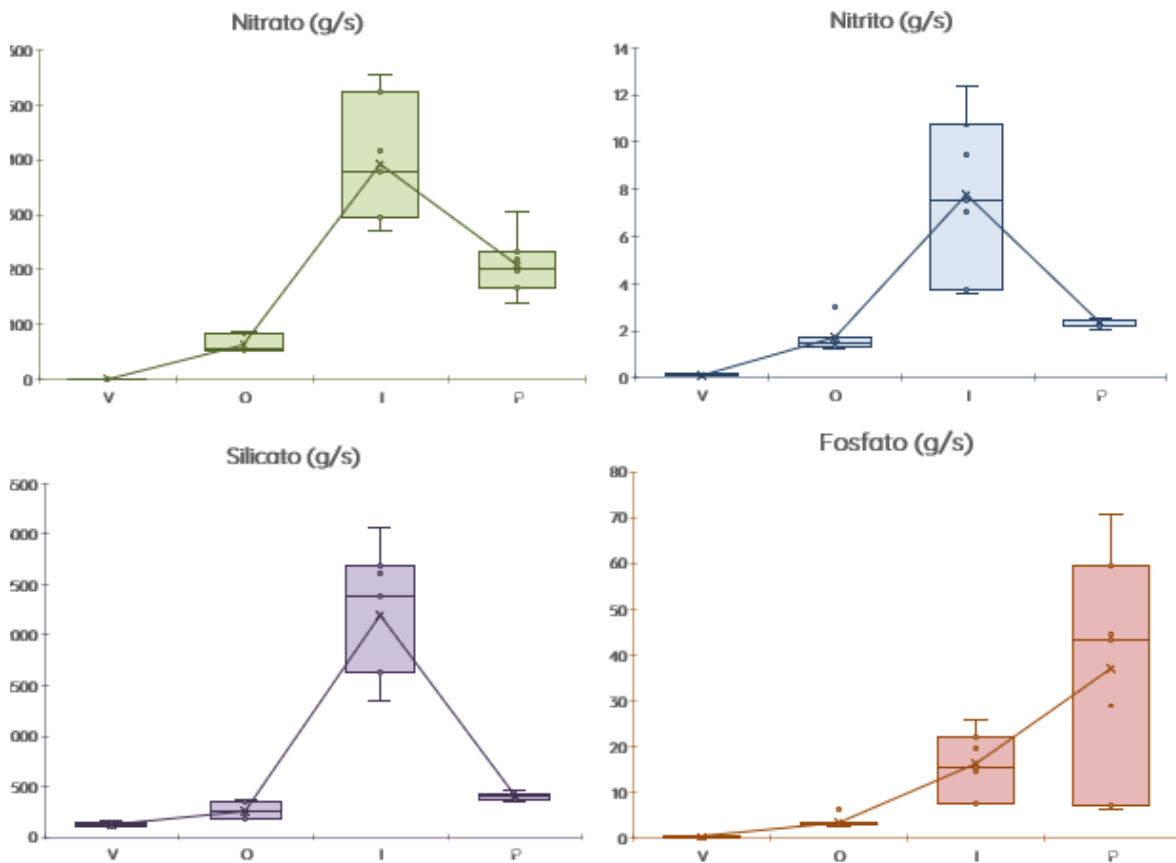


Figura 3. Descarga de nutrientes (Nitrato NO_3^- , Nitrito NO_2^- , Fosfato PO_4^{3-} y Silicatos $\text{Si}(\text{OH})_4$) en la desembocadura del río Itata año 2024 durante las estaciones de verano (V), otoño (O), invierno (I) y primavera (P)

En los diagramas y análisis de variación estacional en la concentración y descarga de GEI (N_2O y CH_4) (*Figura 4*) se observaron diferencias significativas entre las estaciones (N_2O : $F = 53,95$; $p < 0,05$; CH_4 : $F = 3,805$; $P < 0.05$) (*Anexo 3*). El N_2O presentó en verano concentraciones significativamente más bajas (9,368 nM) en comparación con las restantes estaciones ($p < 0,00$); otoño fue significativamente mayor que la primavera ($p < 0,00$) pero sin diferencias significativas respecto al invierno ($p > 0,05$); dicha estación presentó las concentraciones más altas (14,722 nM) significativamente mayores que las del verano, primavera ($p < 0,00$) y el otoño (aunque no significativa, $p = 0,691$). Por otro lado, el CH_4 no mostró cambios estacionales muy marcados a diferencia de las otras variables, no encontrándose diferencias estadísticamente significativas en la mayoría de las estaciones ($p > 0,05$), salvo una excepción de la estación de invierno y primavera ($p = 0,014$) (máximos 107,43 nM y 0,43 g/s), por lo tanto, se considerarán posibles relaciones con otras variables concomitantes (*Tabla 8*).

Respecto a las descargas de GEI hacia la zona costera (*Tabla 8*), la exportación de CH_4 fue significativamente mayor en invierno (0,44 g/s) ($p < 0,05$) en comparación con las otras estaciones; mientras que la exportación de N_2O tuvo concentraciones significativamente mayores en invierno (0,17 g/s) en comparación con verano y otoño ($p < 0,05$) (0,02 g/s) pero no con primavera ($p > 0,05$).

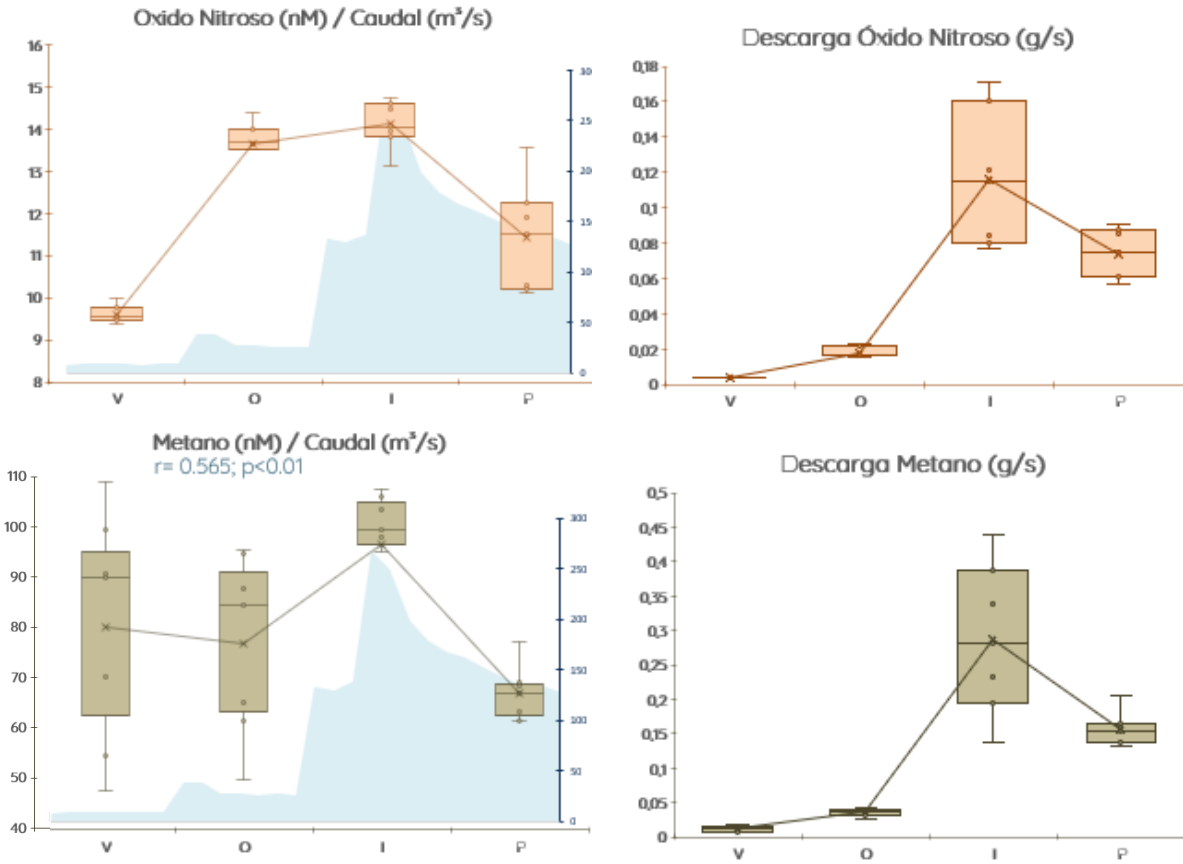


Figura 4. Concentración y descargas de GEI (Óxido nitroso N_2O y Metano CH_4) en la desembocadura del río Itata año 2024.

2. Relación entre Caudal y Precipitaciones y las concentraciones de nutrientes, GEI y SDT

Considerando que el promedio anual típico de precipitaciones en Ñuble oscila los 1 300 mm, junio 2023 y junio 2024 presentaron eventos extremos, con lluvias intensas y emergencia regional. Sin embargo, el año 2024 presentó una precipitación acumulada anual de 1100 mm, con lluvias concentradas en los meses de invierno, por lo que se considera como un año normal según la climatología. En el análisis de correlación realizado entre las variables caudal y precipitación (Figura 5), identificó una correlación positiva moderada entre ambas variables ($r = 0.330$, $p > 0.05$). Esto indica que, a medida que aumenta la precipitación (máximos de 0,09 mm diarios), también tiende a incrementarse el caudal (877,7 m³/s), aunque la

relación no fue muy significativa. Esto resalta la necesidad de considerar otras variables hidrológicas o climáticas y demanda de agua en la cuenca (Tabla 8). La relación entre el caudal y las concentraciones de GEI y nutrientes se puede observar en la Figura 4 y 3 respectivamente.

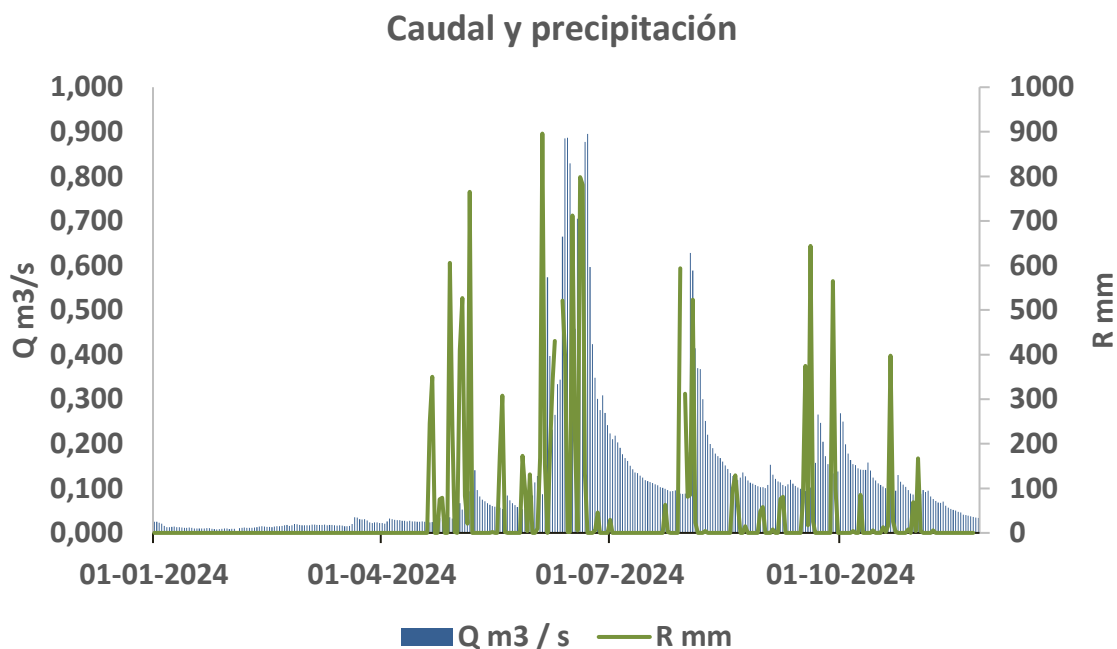


Figura 5. Precipitaciones y caudal asociadas a la estación Nueva Aldea en Río Itata (DGA) año 2024.

El caudal mostró correlaciones significativas positivas con SDT ($r = 0,611, p < 0,01$) y el Si(OH)_4 ($r = 0,565, p < 0,01$). Por otro lado, presentó correlaciones negativas significativas con el NO_3^- ($r = -0,681, p < 0,01$) y el PO_4^{3-} ($r = -0,378, p < 0,05$), indicando un desfase entre caudal y las concentraciones de estos nutrientes.

El N_2O se correlacionó positivamente con el NO_3^- ($r = 0,889, p < 0,01$) y el NO_2^- ($r = 0,739, p < 0,01$) y una correlación negativa significativa con SDT ($r = -0,563, p < 0,01$). No hubo correlaciones significativas entre el CH_4 y las demás variables, excepto una tendencia débil y positiva con el Si(OH)_4 ($r = 0,347, p = 0,071$) y una

correlación negativa significativa con el caudal ($r = -0,681, p < 0,01$) y SDT ($r = -0,686, p < 0,01$). Mientras que el Si(OH)_4 mostró correlaciones positivas con el caudal y la SST ($r = 0,527, p < 0,01$).

Tendencias decadales en la descarga de nutrientes y STD hacia la Zona Costera (2000-2024)

1. Cambios en las Descargas de Nutrientes y Sólidos Disueltos Totales (SDT)

Los resultados, presentados en las figuras adjuntas, mostraron tendencias diferenciadas para cada parámetro junto a la escala temporal decadal de datos disponibles, se agregó temperatura como variable concomitante (*Figura 6*). Todas las variables analizadas presentaron diferencias decadales significativas (NO_3^- : $F = 12,181$; $p < 0,05$; NO_2^- : $F = 8,725$; $p < 0,05$; PO_4^{3-} : $F = 4,490$; $p < 0,05$; y Si(OH)_4 : $F = 7,238$; $p < 0,05$) (*Anexo 4*) con una tendencia gradual hacia la disminución de sus concentraciones a excepción del PO_4^{3-} y los sólidos disueltos. Respecto a las comparaciones entre décadas, NO_3^- (datos desde 2000 al presente) presentó un aumento significativo en la segunda década (2010-2020) en comparación con la primera (2000-2010) ($p < 0,05$), al igual que entre la tercera década (2021-2024) respecto a la primera ($p < 0,05$) y a la segunda ($p = 0,05$). Para PO_4^{3-} ; la diferencia entre la primera y la segunda década no es estadísticamente significativa ($p > 0,05$), por otro lado. entre la primera y la tercera década fue significativa ($p < 0,05$) y entre la segunda y la tercera década sugiere una ligera disminución en las concentraciones, aunque no significativa. ($p < 0,05$).

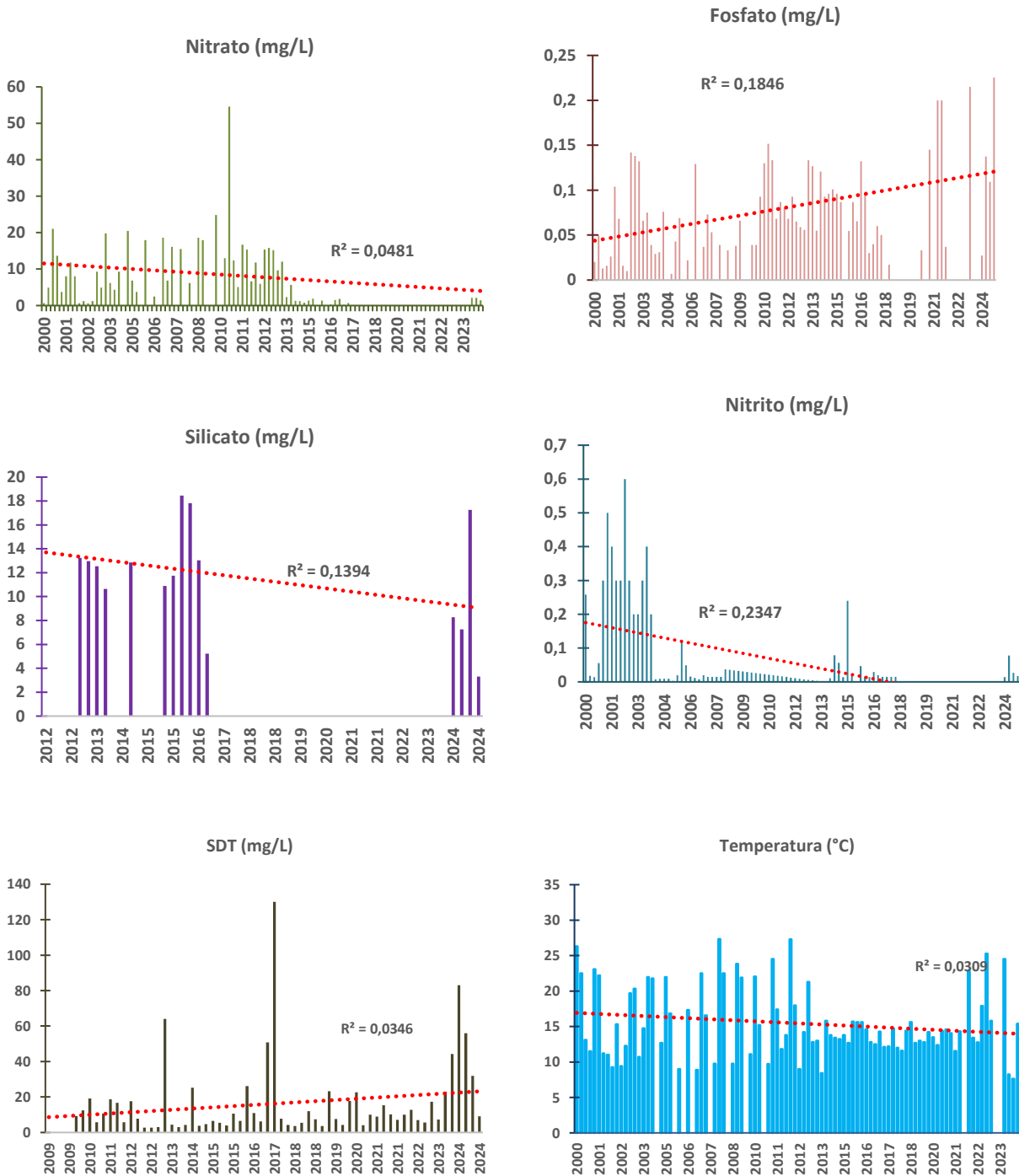


Figura 6. Cambios decadales de las concentraciones de nutrientes (Nitrato NO_3^- , Nitrito NO_2^- , Fosfato PO_4^{3-} y Silicatos $Si(OH)_4$), sólidos disueltos totales (SDT) y temperatura para la desembocadura del río Itata.

2. Relación con los cambios caudal del río Itata

Se realizó un análisis de componentes principales ([Anexo 1](#)) para explorar patrones entre las variables (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} y Si(OH)_4 , SDT y CH_4), como agrupaciones o correlaciones, no encontrándose una relación estadísticamente significativa entre las variables. Sin embargo, el análisis de correlaciones ([Tabla 9](#)) mostró que la precipitación tiene una correlación significativa y positiva con el caudal ($r = 0,467$, $p < 0,01$) (a medida que aumenta la precipitación, también el caudal). Si(OH)_4 ($r = 0,266$, $p < 0,01$) y SDT ($r = 0,222$, $p < 0,05$), lo que sugiere que la tendencia en estos parámetros aumenta simultáneamente en conjunto con la precipitación y escorrentía. Sin embargo, no se observó una correlación significativa con los otros parámetros, lo que indica que los ciclos de mineralización e intemperización no son simultáneos con la escorrentía, como es para el caso de los nutrientes nitrogenados y fosfatados. El caudal presenta una correlación positiva moderada con CH_4 ($r = 0,126$) aunque no significativas ($p < 0,05$). CH_4 presentó una relación significativa negativa con Si(OH)_4 ($r = -0,277$, $p < 0,01$), lo que sugiere que a medida que la tendencia en el CH_4 disminuye, la tendencia del Si(OH)_4 aumenta. Además, se observó una correlación negativa significativa con NO_2^- ($r = -0,224$, $p < 0,05$), indicando que un aumento en la tendencia del CH_4 podría estar asociado con la disminución en los niveles de NO_2^- . El NO_3^- se correlacionó de forma negativa con el NO_2^- ($r = -0,198$, $p < 0,01$), lo que sugiere que, a mayores niveles de NO_3^- , se observan menores concentraciones de NO_2^- , relación que puede estar asociada al proceso de nitrificación. Finalmente, el PO_4^{3-} mostró una correlación negativa significativa con SDT ($r = -0,192$, $p < 0,01$),

	PP	Q	CH ₄	Si(OH) ₄	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SDT	T°	NO ₂ ⁻
PP	1,000	,467**	-,072	,266**	-,120	-,065	,222*	,167	,176
	.	,000	,515	,008	,235	,520	,027	,097	,080
	100	100	84	100	100	100	100	100	100
Q	,467**	1,000	,126	,144	,096	-,057	-,031	-,197*	-,036
	,000	.	,254	,101	,271	,517	,722	,023	,682
	100	132	84	132	132	132	132	132	132
CH ₄	-,072	,126	1,000	-,277*	,008	,055	-,103	-,111	-,224*
	,515	,254	.	,011	,945	,621	,351	,315	,041
	84	84	84	84	84	84	84	84	84
Si(OH) ₄	,266**	,144	-,277*	1,000	,091	-,039	,213**	-,200**	,281**
	,008	,101	,011	.	,189	,575	,002	,003	,000
	100	132	84	212	211	212	212	212	186
NO ₃ ⁻	-,120	,096	,008	,091	1,000	,124	-,008	-,070	-,198**
	,235	,271	,945	,189	.	,072	,912	,308	,007
	100	132	84	211	211	211	211	211	186
PO ₄ ³⁻	-,065	-,057	,055	-,039	,124	1,000	,031	-,192**	-,166*
	,520	,517	,621	,575	,072	.	,642	,004	,024
	100	132	84	212	211	228	228	228	186
SDT	,222*	-,031	-,103	,213**	-,008	,031	1,000	-,207**	,123
	,027	,722	,351	,002	,912	,642	.	,001	,094
	100	132	84	212	211	228	251	251	186
T°	,167	-,197*	-,111	-,200**	-,070	-,192**	-,207**	1,000	-,059
	,097	,023	,315	,003	,308	,004	,001	.	,426
	100	132	84	212	211	228	251	387	186
NO ₂ ⁻	,176	-,036	-,224*	,281**	-,198**	-,166*	,123	-,059	1,000
	,080	,682	,041	,000	,007	,024	,094	,426	.
	100	132	84	186	186	186	186	186	186

Tabla 9. Correlaciones entre las variables y sus cambios decadales para la desembocadura del río Itata (Nitrato NO₃⁻, Nitrito NO₂⁻, Fosfato PO₄³⁻, Silicatos Si(OH)₄, sólidos disueltos totales (SDT), Metano CH₄, Temperatura (T°), Precipitación (pp) y caudal (Q).

4. Comparación entre Períodos Húmedos y Secos

En los cambios de caudales y precipitación (Figura 7) del río Itata, se observó que existe una disminución en la cantidad de agua disponible a través de los años, reflejándose en niveles de caudales significativamente más bajos ($H: 29,999$; $p < 0,005$) en la actualidad o periodo seco (2010-2024) (media de 660 m³/s) comparado con una década más lluviosa (periodo húmedo) (2000-2010) (media de 1020 m³/s). Asimismo, la precipitación también fue significativamente menor ($H: 22,342$; $p < 0,005$) en el periodo seco (media 203,3 mm mensual) que en el periodo húmedo (media de 530 mm mensuales) por lo tanto, sí existen diferencias decadales para estas variables en los períodos decadales presentados.

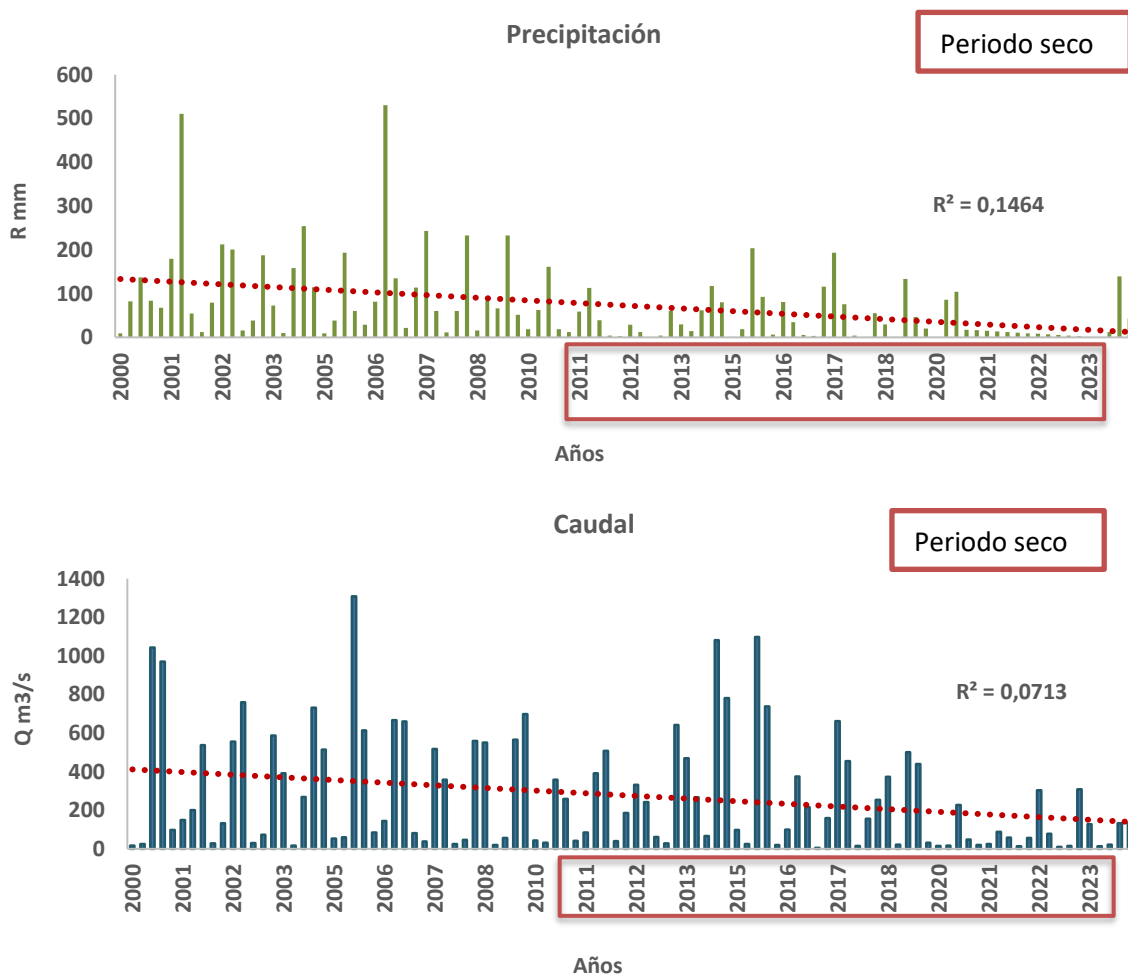


Figura 7. Cambios decadales (2000-2024) de caudales y precipitación en la cuenca del río Itata. Se señalan el periodo o década seca

Impacto del Uso del Suelo y Cambios en el Caudal

1. Cambios en el Uso del Suelo

Los resultados revelaron un aumento de las plantaciones forestales (+10%) a expensas de una clara reducción de terrenos destinados a la agricultura (-6%), praderas y matorrales (-2%). Por otro lado, se observa poca variabilidad en áreas de bosque nativo (-1%), zonas urbanas (-1%), glaciares (-1%), bosque mixto, zonas sin vegetación y cuerpos de agua (*Figura 8*) durante el periodo de estudio, cuyos valores se encuentran especificados en la *Tabla 10*. Este cambio fue más pronunciado en las zonas medias y bajas de la cuenca, cercanas a riberas, donde las zonas de plantación forestal y las áreas agrícolas de cultivo predominan sobre los suelos de otros usos, coincidiendo con áreas críticas de aporte de nutrientes hacia los cuerpos de agua. Pese a esto los cambios de usos de suelos en cuanto a los tipos de usos, entre los años 2001 y 2013; 2013 y 2021, 2001 y 2021 fue posible observar que no existen diferencias significativas ($Z=-1,478$, $Z=-0,051$; $Z=-0,86$, $p>0,05$) en las décadas estudiadas

2. Relación Entre Uso del Suelo y variaciones en descarga de Nutrientes y GEI

No se observaron diferencias significativas de cambio de uso de suelo ($Z=-1,478$, $Z=-0,051$; $Z=-0,86$, $p>0,05$). Sin embargo, los porcentajes de suelos observados (*Tabla 10 y Figura 8*), tienen implicancias en las diferencias significativas decadales observados de nutrientes y gases (NO_3^- : $F = 12,181$; $p<0,05$; NO_2^- : $F = 8,725$; $p<0,05$; PO_4^{3-} : $F = 4,490$; $p<0,05$; y $Si(OH)_4$: $F = 7,238$; $p<0,05$), de caudal (H: 29,999; $p<0,005$) y precipitación (H: 22,342; $p<0,005$).

Tipo de Uso de Suelo	Año	Superficie (Ha)	Año	Superficie (Ha)	Año	Superficie (Ha)
SIN VEGETACION	2001	67003,53119	2013	64942,8257	2021	64410,79177
URBANA E INDUSTRIAL	2001	18006,15451	2013	10906,84306	2021	13189,7404
BOSQUE MIXTO	2001	13715,13882	2013	14475,5958	2021	13693,65907
BOSQUE NATIVO	2001	240607,6002	2013	235542,2035	2021	235844,166
PLANTACION	2001	193365,1587	2013	306690,7199	2021	310311,835
CUERPOS DE AGUA	2001	9940,63518	2013	10617,54592	2021	10699,98747
GLACIARES Y NIEVE	2001	23005,25634	2013	11561,23316	2021	11453,89526
PRADERAS Y MATORRALES	2001	143727,8164	2013	119313,0899	2021	114881,855
TERRENO DE CULTIVO AGRÍCOLA	2001	390008,8815	2013	325899,8996	2021	322629,4823
TERRENO DE USO AGRÍCOLA	2001	43935,59497	2013	31580,00351	2021	60126,60832

Tabla 10. Suma por hectáreas de uso de suelo en la cuenca del río Itata en tres periodos de tiempo (2001-2013-2021) Fuente: CONAF.

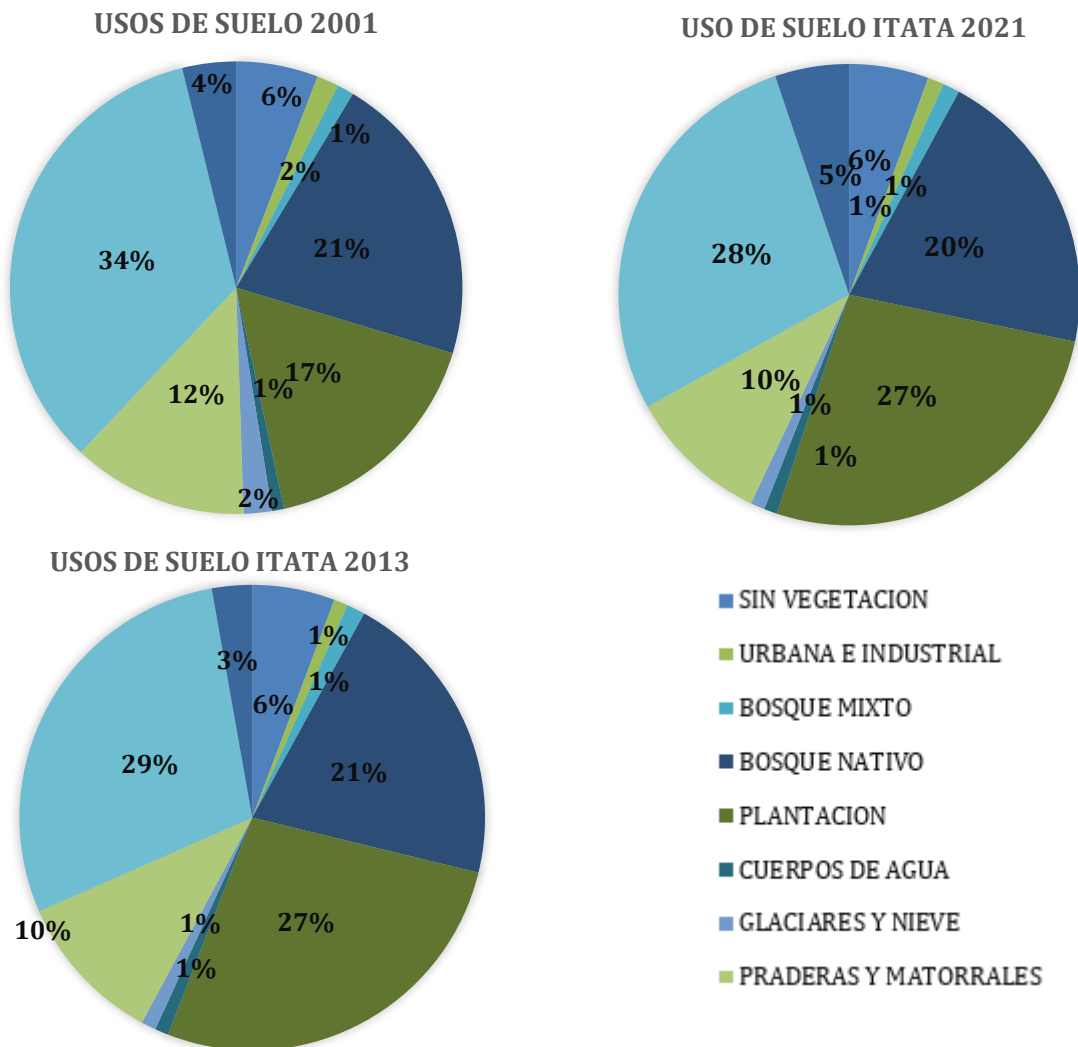


Figura 8. Porcentajes de cambios de uso de suelo en la Cuenca del río Itata en los años 2001, 2013 y 2021. Fuente: CONAF

Discusión

Impacto estacional en la descarga de nutrientes y GEI

Al caracterizar la dinámica estacional de nutrientes y gases en la desembocadura del río Itata, se pudo observar que la concentración y descarga del río hacia la zona costera presenta una importante variabilidad estacional, con mínimos en verano ($\text{NO}_3^- = 0,0568 \text{ mg/L}$ y $\text{NO}_2^- = 0,0113 \text{ mg/L}$) y máximos en otoño e invierno ($\text{NO}_3^- = 2,5 \text{ mg/L}$ y $\text{NO}_2^- = 0,08 \text{ mg/L}$). Sin embargo, los Si(OH)_4 mantuvieron una tendencia estacional menos marcada pero donde las concentraciones fueron más altas en verano (17,3 mg/L) y mínimos en primavera (2,47 mg/L). Finalmente, el PO_4^{3-} presentó sus concentraciones más bajas en verano (V) (0.05 mg/L) y máximos en primavera (0,45 mg/L), Esto refleja una clara estacionalidad posiblemente relacionada a una mayor exportación del río hacia la desembocadura producto del aumento de precipitaciones y caudal observado durante estas estaciones (máximos de precipitación de 0,890 mm diarios y 880 m³/s de caudal); pero además características particulares de cada elemento según el ciclo biogeoquímico involucrado (procesos de mineralización e intemperismo). Cabe mencionar, que el año 2024 presentó una precipitación acumulada anual de 1100 mm y es considerado un año típico, aunque con eventos extremos en junio, con lluvias intensas y emergencia regional (Garreaud et al., 2024)

El ciclo del sílice está principalmente controlado por procesos naturales como la erosión y la disolución de minerales, lo que lo hace relativamente estable y menos afectado por las actividades humanas (Tombeur, et al. 2020). En contraste, el ciclo del nitrógeno es más susceptible a variaciones antropogénicas, especialmente debido al uso de fertilizantes, lo que puede generar fluctuaciones considerables (Vitousek et al., 1997). Además, el ciclo del nitrógeno es más dinámico, influenciado por procesos biogeoquímicos complejos como la nitrificación y la desnitrificación, que dependen de factores como la oxigenación del agua. A diferencia del nitrógeno,

el ciclo del silicio es menos complejo, y menos influenciado por estos procesos microbiológicos.

Por otro lado, las descargas o exportaciones también muestran un patrón estacional con diferencias significativas para todas las estaciones. La descarga de NO_3^- presenta un aumento significativo durante el invierno, alcanzando un máximo promedio cercano a 600 g/s, comparado con verano (mínimos de 100 g/s). NO_2^- también muestra un pico en invierno, con descargas promedio cercanas a 12 g/s. La descarga de Si(OH)_4 también alcanza su máximo en invierno, con valores que superan los 3000 g/s, significativamente mayores que las de las estaciones (mínimos de 500 g/s). A diferencia de los otros nutrientes, el PO_4^{3-} presenta una tendencia diferente, con un incremento en primavera, alcanzando un máximo promedio cercano a 70 g/s.

Respecto a los GEI, N_2O en verano presentó concentraciones y descargas significativamente más bajas (9,368 nM; 0,02 g/s) en comparación invierno (14,722 nM; 0,06 g/s). Por otro lado, el CH_4 tuvo máximos de concentración (106,2 nM, 0,44 g/s) en invierno y mínimos en primavera (61,18 nM, 0,17 g/s). Patrones similares de concentraciones de nutrientes, precipitaciones y caudales se han observado en otros estudios de la zona, donde se observó que la mayor afluencia de agua moviliza nutrientes almacenados en el suelo y los sedimentos, lo que resulta en concentraciones elevadas de NO_3^- y NO_2^- en los sistemas fluviales (*Barra et al., 2021; Massotti et al., 2018*). Junto con esto, la presencia de materia orgánica en los sistemas fluviales puede fomentar el proceso de desnitrificación, en particular en entornos acuáticos poco profundos (zonas riparias) donde los niveles de carbono orgánico son más altos en invierno (*Cornejo-D'Ottone et al., 2018*). Este proceso puede conducir a la producción de N_2O como subproducto, lo que contribuye a mayores concentraciones de este gas de efecto invernadero durante los meses de invierno (*Ji et al., 2015; Farías et al., 2015*).

Por otro lado, las prácticas agrícolas también desempeñan un papel importante en la dinámica estacional de los compuestos de nitrógeno. En invierno, la aplicación de fertilizantes, en particular los que contienen nitrógeno, puede provocar un aumento de la descarga hacia los ríos, lo que eleva aún más las concentraciones de NO_3^- y NO_2^- , y cuya aplicación suele coincidir con los meses de invierno, lo que puede exacerbar la carga de nutrientes en los sistemas fluviales durante este período (*Operacz et al., 2013*). Además, la saturación de los suelos durante el invierno puede provocar una mayor lixiviación de NO_3^- en los cursos de agua, lo que contribuye a los máximos observados en las concentraciones (*Johnson y Stets, 2020*). Por lo tanto, comprender la relación y el efecto entre la precipitación y el caudal del río es crucial para comprender la estacionalidad de las concentraciones de estos nutrientes y gases de efecto invernadero en el río Itata; y sobre todo las implicancias de su aumento durante los meses de invierno.

A pesar de que la descarga de Si(OH)_4 es claramente estacional con máximos en el periodo invernal, sus concentraciones solo presentan un leve incremento en invierno y los máximos fueron en verano. Esto puede deberse a un efecto de la reducción del caudal del río, la concentración de solutos y la reducción de la dilución por las precipitaciones (*Placencia et al., 2023*). Además, temperaturas más altas aceleran la erosión de las rocas de Si(OH)_4 , lo que libera iones de Si(OH)_4 en los sistemas fluviales, lo cual es particularmente pronunciado en regiones con formaciones geológicas que contienen minerales de Si(OH)_4 , como la cordillera de los Andes, donde el derretimiento de los glaciares y la nieve contribuyen a los caudales de los ríos durante el verano y transportan mayores concentraciones de Si(OH)_4 disueltos a medida que se interactúa con sustratos geológicos ricos en Si(OH)_4 (*Bravo et al., 2016; Bravo et al., 2017*). Por último, las actividades antropogénicas, en particular las prácticas agrícolas, pueden influir significativamente en las concentraciones de Si(OH)_4 en los ríos durante el verano. La aplicación de fertilizantes, que a menudo contienen compuestos de Si(OH)_4 , puede provocar un aumento de la escorrentía de estos materiales hacia los cursos de agua adyacentes durante verano (*Yao et al. 2014*) y también, las prácticas de riego en Chile central, donde a menudo se extrae agua de los ríos durante los meses

secos de verano, también pueden concentrar Si(OH)_4 a medida que bajan los niveles de agua (*Guevara-Mora et al., 2016*). Siguiendo este sentido, todos estos factores asociados a la concentración de Si(OH)_4 , son potenciados por un caudal alto, lo cual resulta en un nivel de descarga importante para la estación de otoño-invierno.

En el caso de las mayores concentraciones y descarga de PO_4^{3-} en el río Itata durante los meses de primavera, se pueden atribuir dinámica hidrológica estacional asociada con la transición del invierno a la primavera, ya que las lluvias invernales y el aumento del caudal puede arrastrar nutrientes acumulados, incluido PO_4^{3-} , de los suelos y sedimentos a los sistemas fluviales, logrando que la escorrentía puede transportar mayores concentraciones de PO_4^{3-} que se han lixiviado de los campos agrícolas y las áreas urbanas (*Yao et al. 2014; Adeyemo et al., 2013*) y con el tiempo, estas concentraciones llegan a la zona costera de forma acumulativa en el tiempo. Este fenómeno es particularmente pronunciado en las cuencas fluviales donde predominan las actividades agrícolas, ya que los fertilizantes que contienen PO_4^{3-} suelen aplicarse a fines del invierno o principios de la primavera para coincidir con la temporada de siembra (*Cornejo-D'Ottone et al., 2018; Sharma et al., 2021; Komiyama et al., 2019; Nyamangara et al., 2013; Hasan, 2023*). Junto con esto la primavera se caracteriza típicamente por una mayor productividad biológica en los ecosistemas acuáticos, impulsada por el aumento de las temperaturas y las horas de luz diurna más largas. Este período de mayor actividad biológica puede conducir a una mayor absorción de PO_4^{3-} por parte del fitoplancton y las plantas acuáticas, pero también puede provocar la liberación de PO_4^{3-} de los sedimentos a medida que los organismos se descomponen y se produce el ciclo de nutrientes (*Ravi et al., 2021; Alexandre et al., 2012*).

Finalmente, las variaciones estacionales observadas en las descargas de CH_4 en el río Itata son altamente estacionales y controladas por los caudales y sus variaciones estacionales. Sin embargo, presenta diferencias significativas entre concentraciones, siendo más altas en invierno y más bajas en primavera. Esto puede atribuirse las temperaturas más frías del agua que prevalecen típicamente

durante invierno, que pueden reducir las tasas de oxidación microbiana de CH₄, lo que permite que se acumulen mayores concentraciones de CH₄ en la columna de agua (Osudar et al., 2015). Por otro lado, la dinámica hidrológica durante la primavera, caracterizada por un mayor escurrimiento y una posible dilución por las precipitaciones, también puede contribuir a menores concentraciones de CH₄. Este fenómeno es consistente con las observaciones en otros ríos de clima mediterráneo, donde las inundaciones estacionales y el aumento del caudal pueden alterar la retención de CH₄ y mejorar su oxidación (Merz et al., 2015). Por otro lado, en muchas regiones, incluido Chile, la presencia de materia orgánica proveniente de la escorrentía agrícola puede estimular la actividad microbiana, lo que podría llevar a un aumento de la producción de CH₄ en algunos contextos, pero el efecto general puede variar estacionalmente dependiendo de la temperatura y las condiciones hidrológicas. (Aura et al., 2011; Moore et al., 2018).

El caudal mostró correlaciones significativas tanto positivas como negativas con diferentes parámetros, reflejando su papel modulador en el transporte de nutrientes y en la interacción con las condiciones ambientales. El caudal puede influir de manera diferente en la dinámica de los distintos parámetros debido a la rapidez con que cada ciclo biogeoquímico reacciona ante cambios en el flujo del agua. Las correlaciones positivas con sólidos disueltos totales (SDT) y Si(OH)₄, por ejemplo, sugieren que un mayor caudal podría estar asociado con un aumento en el aporte de estos componentes, probablemente por el arrastre de sedimentos. Sin embargo, el tiempo de respuesta de cada ciclo puede variar: algunos componentes, como el silicio, podrían reaccionar más rápidamente al cambio en el caudal, mientras que otros, como los nutrientes o los gases de efecto invernadero, podrían experimentar un desfase temporal debido a su comportamiento biogeoquímico más complejo (Bouwman et al., 2005). Este desfase, o "lag", ocurre porque los procesos microbianos o químicos que regulan la disponibilidad de ciertos nutrientes o gases no siempre son instantáneos y dependen de factores como la oxigenación, la temperatura o la presencia de sustratos específicos (Rolfe et al., 2012). Por lo tanto, la relación entre caudal y componentes químicos puede no ser completamente

simultánea, y las correlaciones pueden reflejar un rezago en la respuesta de ciertos ciclos frente a cambios en el flujo de agua.

Las correlaciones positivas significativas con sólidos y el Si(OH)_4 sugieren que un mayor caudal puede estar asociado con un aumento en el aporte, posiblemente debido al arrastre de sedimentos ricos en estos componentes. Por otro lado, las correlaciones negativas significativas con el NO_3^- y el PO_4^{3-} indican que el aumento del caudal puede diluir las concentraciones de estos nutrientes en el sistema. El N_2O presentó correlaciones positivas fuertes con el NO_3^- y el NO_2^- lo que subraya su estrecha relación con el ciclo del nitrógeno, y los procesos de desnitrificación y nitrificación. La única y débil tendencia positiva entre el CH_4 y el Si(OH)_4 podría indicar una relación indirecta, donde las condiciones que favorecen el aporte de Si(OH)_4 también influyen en las fuentes o sumideros de CH_4 , aunque habría que profundizar en futuros estudios. Los Si(OH)_4 mostraron una correlación negativa con el PO_4^{3-} , lo que podría indicar diferencias en las fuentes o en los procesos que controlan estos dos nutrientes. Los sólidos disueltos totales se correlacionaron positivamente con el Si(OH)_4 y el caudal, lo que confirma que el arrastre de partículas en suspensión es mayor durante períodos de mayor flujo de agua.

Estos resultados pueden ser comparados con otros sistemas fluviales con patrones similares en climas mediterráneos o templados, por ejemplo, las cargas de nutrientes a los mares europeos han mostrado picos estacionales que se alinean con las prácticas agrícolas y los patrones de precipitaciones, similares a la dinámica observada en Chile (*Grizzetti et al., 2011*) y a los resultados presentados las correlaciones entre caudales y concentraciones. Por un lado, los picos invernales en las concentraciones de NO_3^- y NO_2^- , impulsados durante la temporada de lluvias también se observa en el río Altamaha en Georgia, EE. UU., donde la dinámica de los nutrientes está influenciada por las precipitaciones estacionales y las prácticas agrícolas (*Takagi et al., 2017*). Las mayores concentraciones de PO_4^{3-} en primavera, que coinciden con la aplicación de fertilizantes en áreas agrícolas, también se observa en el estuario del Ebro, con contribuciones significativas de la descarga agrícola durante los meses de primavera, lo que destaca el papel del uso

de suelo en la conformación de las concentraciones de PO_4^{3-} en los sistemas fluviales (*Falco et al., 2010*). Las concentraciones de Si(OH)_4 notablemente más altas en verano, se puede comparar con la dinámica de nutrientes observada en el estuario del río Oder en Polonia, el cual muestra una variabilidad estacional en las concentraciones de Si(OH)_4 , que se ven influenciadas por las condiciones hidrológicas y las interacciones con los sedimentos (*Tórz y Nędzarek, 2010*).

Cambios decadales en las descargas hacia la zona costera

Todas las variables analizadas tienen una tendencia gradual hacia la disminución de sus concentraciones a excepción del PO_4^{3-} y los sólidos disueltos (*Figura 6*). En el caso de los NO_3^- la disminución es clara especialmente desde el año 2010 en adelante (periodo seco), NO_2^- y Si(OH)_4 disminuyen en gran medida hacia la actualidad, pero es importante destacar que la data disponible solo nos permite una década de análisis. Por último, PO_4^{3-} y SDT presentan variaciones temporales de distintas escalas, pero PO_4^{3-} con dos décadas de datos nos muestra una ligera tendencia al aumento, mientras que los sólidos con solo una década de datos también muestran una leve tendencia a aumentar. Junto con esto, en los gráficos de cambios decadales de caudal y precipitación muestran una clara disminución a través de las décadas en los caudales y precipitaciones asociados a la cuenca del río Itata, siguiendo una tendencia actual hacia condiciones secas, ya registrada con anterioridad (*Boisier et al., 2016; Garreaud et al., 2017*).

Estos cambios en los patrones de precipitación pueden conducir a una menor exportación de nutrientes durante los eventos de escorrentía invernal, lo que plantea un riesgo para la calidad del agua en las aguas receptoras (*Garreaud et al., 2017; Boisier et al., 2016*) Esta reducción decadal pudo ser observada para NO_3^- , NO_2^- , y levemente para Si(OH)_4 a través de las décadas. Además, el cambio hacia prácticas agrícolas más sostenibles y una mejor gestión de los fertilizantes pueden haber contribuido a la disminución observada en los niveles de nutrientes (*Yevenes*

y Arumí, 2016). Aunque no hay certeza de esto para la cuenca del río Itata, la reducción de la descarga agrícola, combinada con los efectos de la megasequía, puede dar como resultado concentraciones más bajas de NO_3^- , y $\text{Si}(\text{OH})_4$ en las aguas fluviales (Yevenes y Arumí, 2016; Masotti et al., 2018). Sin embargo, la disminución de la disponibilidad de nutrientes puede provocar cambios en las comunidades de fitoplancton, que son fundamentales para la red alimentaria acuática (Masotti et al., 2018) y, en algunos casos, la reducción de los niveles de nutrientes puede inhibir la producción primaria, lo que lleva a posibles cambios en las poblaciones de peces y la biodiversidad general en estos sistemas fluviales (Habit et al., 2005).

Al contrario, se observó un ligero aumento en las concentraciones de PO_4^{3-} y SDT, esto puede deberse a que el régimen del río no se encuentra totalmente dependiente del caudal sino, principalmente, de los depósitos removibles cercanos al cauce, sumado al material de lecho de río que este pueda movilizar (Tolorza et al., 2019). Más bien, el aumento observado de PO_4^{3-} y SDT en los ríos de la zona central de Chile entre 2000 y 2024 se puede atribuir a varios factores interrelacionados, impulsados principalmente por actividades antropogénicas, prácticas agrícolas y cambios en el uso del suelo, como ya se ha mencionado anteriormente. En primer lugar, la intensificación agrícola ha contribuido significativamente al aumento de los niveles de PO_4^{3-} en los sistemas fluviales. Los estudios han demostrado que las áreas con prácticas agrícolas intensivas a menudo presentan niveles elevados de PO_4^{3-} debido a la aplicación de fertilizantes que exceden la capacidad de retención natural del suelo (Llacer et al., 2007), un fenómeno particularmente evidente en las cuencas donde prevalecen las actividades agrícolas, lo que conduce a una carga de nutrientes que exacerba la eutrofización en los ecosistemas acuáticos (Erhunmwunse et al., 2013). Además de los PO_4^{3-} , los SDT en los ríos han aumentado debido a influencias antropogénicas similares, cabe destacar que el análisis decadal únicamente pudo realizarse del año 2013 en adelante. La descarga de aguas residuales no tratadas o parcialmente tratadas de las áreas urbanas y la escorrentía agrícola contribuyen a niveles más

altos de SDT, ya que estos efluentes a menudo contienen una variedad de sustancias disueltas, incluidas sales y materia orgánica (Farounbi, 2024). El efecto acumulativo de estas descargas conduce a un aumento significativo de los SDT, lo que puede afectar negativamente la calidad del agua y la vida acuática (Masotti et al., 2018). Además, la reducción decadal de los caudales de los ríos asociadas a la megasequía en Chile, puede concentrar contaminantes, incluidos los PO_4^{3-} y SDT, ya que los menores volúmenes de agua conducen a una menor dilución de estas sustancias (Garreaud et al., 2017).

En el caso del CH_4 , este fue el único gas de efecto invernadero que agregamos al análisis decadal, aunque solo teníamos datos estacionales del año 2025, 2026 y 2024. La interpolación para generar una fila de datos entre este rango (2015 y 2024) da como resultado casi una década en estudio. A pesar de esto, no se puede observar una variación decadal significativa en las concentraciones, ni una relación directa con los niveles de caudal. Un factor significativo para esta estabilidad puede ser la dinámica microbiana dentro del ecosistema fluvial, ya que en el río Itata, las condiciones ambientales constantes, incluida la temperatura y la disponibilidad de materia orgánica, pueden haber llevado a una tasa estable de metanogénesis, lo que resultó en concentraciones de CH_4 relativamente constantes durante el período observado (Stanley et al., 2016; Carter et al., 2022). Además, la presencia de bacterias metanotróficas, que oxidan el CH_4 , también puede estabilizar los niveles de CH_4 al equilibrar la producción y el consumo. Si las condiciones para la metanogénesis y la metanotrofia permanecen relativamente sin cambios, esto podría conducir a concentraciones estables de CH_4 . Además, si la influencia de las prácticas agrícolas se ha estabilizado o si se han implementado estrategias de gestión eficaces, podrían resultar en niveles constantes de CH_4 (Guevara-Mora et al., 2016). Por otro lado, si la sequía no ha alterado significativamente la conectividad hidrológica o la dinámica de la materia orgánica en el río Itata, las concentraciones de CH_4 pueden permanecer estables a pesar de estos desafíos climáticos (Pfeiffer-Herbert et al., 2015). A raíz de esto, se sugiere llevar el estudio de la emisión decadal de CH_4 a un nivel temporal más estable para poder tener

respuestas más certeras ante las posibles razones e implicancias sobre la estabilidad en las concentraciones decadales de CH₄.

Consecuentemente, los cambios observados en los parámetros de calidad del agua en el río Itata entre 2000 y 2024 (La disminución de NO₃⁻, NO₂⁻ y Si(OH)₄, el ligero aumento de PO₄³⁻ y SDT, y la estabilidad de las concentraciones de CH₄) se pueden analizar a través de las influencias relativas de la dinámica del caudal y el uso del suelo, en particular las prácticas agrícolas. Las correlaciones entre los parámetros nos indican que la precipitación se relaciona directamente con el caudal y con el incremento en las concentraciones de Si(OH)₄ y SDT, lo que sugiere su papel como un factor que influye en el transporte de materiales desde las áreas continentales al sistema acuático. El caudal, además de estar vinculado a la precipitación, muestra una relación inversa con la temperatura, indicando posibles efectos estacionales en la dinámica de flujo. Por otro lado, las interacciones entre el CH₄ y otros parámetros, como su relación negativa con los Si(OH)₄ y el NO₂⁻, reflejan procesos complejos que podrían involucrar fuentes y consumos diferenciados de gases y nutrientes en el sistema. La disminución del PO₄³⁻ y el NO₂⁻ en presencia de sólidos disueltos totales sugiere que las partículas suspendidas podrían jugar un papel relevante en la adsorción o remoción de estos compuestos. Finalmente, la relación negativa entre NO₃⁻ y NO₂⁻ reafirma los procesos biogeoquímicos que vinculan estas especies nitrogenadas en el ciclo del nitrógeno, mientras que los SDT muestran un patrón opuesto a la temperatura, reflejando posibles variaciones en la solubilidad y transporte de materiales asociados.

Según esto, el caudal juega un papel influyente sobre la disminución gradual de las concentraciones de NO₃⁻, NO₂⁻ y Si(OH)₄ en el río Itata, a través del cambio en el transporte y la dilución de nutrientes. Por lo tanto, los cambios en el uso de suelo, particularmente en la agricultura, son probablemente un factor que impulsa secundariamente a la mantención en niveles de NO₃⁻, NO₂⁻ y Si(OH)₄. Al contrario, el aumento de PO₄³⁻ y TDS en el río Itata está estrechamente vinculado a las prácticas agrícolas y los cambios en el uso de suelo. El papel de la dinámica del caudal en este contexto puede ser secundario; si bien el flujo puede afectar el

transporte de estas sustancias, el impulsor principal parece ser las prácticas agrícolas en curso que contribuyen a la carga de PO_4^{3-} y al transporte de sedimentos. Finalmente, la estabilidad de las concentraciones de CH_4 en el río Itata entre 2015 y 2024 sugiere un equilibrio entre la producción de CH_4 y los procesos de oxidación. La metanogénesis en los sistemas acuáticos está influenciada por la disponibilidad de materia orgánica y las condiciones anaeróbicas, que pueden ser relativamente estables si las prácticas de uso de suelo no modifican significativamente el aporte orgánico al río, en este caso, la dinámica del flujo puede desempeñar un papel en el transporte y la dilución del CH_4 , pero la estabilidad general indica que las condiciones tanto para la producción como para el consumo de CH_4 se mantuvieron constantes. Por lo tanto, si bien la dinámica del flujo es importante, la estabilidad relativa de las concentraciones de CH_4 probablemente esté más relacionada con la consistencia de las condiciones ecológicas y las prácticas de uso de suelo.

Implicancias y proyecciones del cambio climático.

Las proyecciones climáticas basadas en modelos, bajo escenarios de altas emisiones de gases de efecto invernadero, indican, concordantemente con este estudio, una reducción en la precipitación media anual (hasta un 30% en relación con los valores actuales) en Chile central para el período 2070-2100 (Fuenzalida et al., 2007; Bozkurt et al., 2017). Se espera que la disminución de las precipitaciones sea más marcada en invierno debido a la reducción proyectada en las tormentas extra tropicales que cruzan esta región. Dado el pequeño tamaño de las cuencas andinas en Chile central y la asociación previamente encontrada entre la precipitación y la descarga de los ríos (Bozkurt et al., 2017) y bien correlacionada con la exportación de nutrientes, es probable que disminuya consistentemente durante el siglo XXI, lo que potencialmente causará impactos perjudiciales en estas áreas costeras influenciadas por los ríos. Estudios realizados en otros lugares

muestran que las condiciones de sequía pueden degradar los procesos ecológicos costeros. En el estuario del río Neuse las sequías provocaron cambios significativos en la comunidad de fitoplancton, promoviendo las especies de cianobacterias (*Paerl et al., 2010*), así como una disminución en la productividad del fitoplancton, directamente asociada con una disminución de los nutrientes (*Wetz et al., 2011*). Por lo tanto, es importante mantener en las consideraciones de la dinámica de este estuario, las condiciones de cambio climático para evaluar la calidad del agua y el funcionamiento de los procesos biogeoquímicos de las zonas de desembocadura.

Efectos del cambio de uso del suelo sobre la dinámica de nutrientes y GEI en la zona costera.

Los datos presentados reflejan los cambios en el uso del suelo en hectáreas (Ha) para diferentes categorías durante los años 2001, 2013 y 2021 mostraron una disminución significativa con una reducción constante de áreas naturales como praderas y matorrales (143,727.82 Ha en 2001 a 114,881.86 Ha en 2021) y una estabilidad relativa en los bosques mixtos y bosques nativos, cuerpos de agua (Leve incremento, 9,940.64 Ha en 2001 a 10,699.99 Ha en 2021), Glaciares y nieve (reducción menor, de 23,005.26 Ha en 2001 a 11,453.90 Ha en 202) y zonas urbanas e industriales (Reducción inicial entre 2001 y 2013, pero posteriormente 13,189.74 Ha en 2021). Los incrementos significativos se observaron en suelos usados para plantación (193,365.16 Ha en 2001 a 310,311.84 Ha en 2021) y los terrenos de uso agrícola (aunque disminuyó inicialmente entre 2001 y 2013, se recuperó y aumentó significativamente a 60,126.61 Ha en 2021). Con esto se observa una tendencia de pérdida de áreas naturales como praderas, matorrales y terrenos agrícolas, en paralelo con un aumento de áreas dedicadas a plantaciones y uso agrícola intensivo. Sin embargo, esto no pudo ser demostrado con el estadístico de cambios entre las décadas ($Z=-1,478$, $Z=-0,051$; $Z=-0,86$, $p>0,05$), posiblemente para observar cambios significativos es necesario analizar escalas

espaciales desde 1970. En la zona centro-sur de Chile indica que las transformaciones del paisaje y usos de suelo han estado asociadas en un inicio (1970) a la expansión de la frontera agropecuaria y posteriormente al acelerado proceso de desarrollo forestal, que han sido responsables de la pérdida del bosque nativo por la expansión de las plantaciones forestales hacia los cordones montañosos andinos y costeros (Aguayo et al., 2009). Esto se ve reflejado en la cuenca del río Itata, donde estas áreas de suelo y sus usos tienen importantes implicaciones en los ciclos biogeoquímicos y, por lo tanto, afectan la concentración de compuestos estudiados.

La interacción entre el uso de suelo y la estabilidad observada en las concentraciones atmosféricas de CH₄ entre 2015 y 2024 presenta un escenario ecológico y ambiental complejo. Una posible explicación de la estabilidad de las concentraciones de CH₄ a pesar del aumento del uso de suelo agrícola es la reducción de las emisiones de CH₄ de los humedales, que históricamente han sido fuentes importantes de CH₄. Los estudios indican que las emisiones de los humedales han disminuido, posiblemente debido a cambios en la hidrología y las prácticas de gestión del suelo (Bousquet et al., 2006). Esta reducción puede haber compensado los aumentos de las emisiones de CH₄ asociadas a aportes orgánicos de fuentes agrícolas, lo que ha llevado a una estabilización neta de las concentraciones CH₄. Además, el impacto del cambio climático en las emisiones de CH₄ de los humedales y otros ecosistemas es un área de investigación en curso. A medida que evolucionan las condiciones climáticas, el potencial de aumento de las emisiones de CH₄ de estas fuentes puede aumentar, en particular si se restauran las áreas de humedales o si las prácticas agrícolas cambian hacia un uso más intensivo del suelo (Shindell et al., 2004). En conclusión, si bien el aumento del uso de suelo para la agricultura y las plantaciones forestales tiene el potencial de elevar las emisiones de CH₄, la estabilidad observada en las concentraciones atmosféricas de CH₄ entre 2000 y 2024 sugiere una interacción compleja de factores, comprender estas dinámicas es crucial para desarrollar estrategias efectivas para gestionar las

emisiones de CH_4 en el contexto de los cambios en el uso de suelo y la variabilidad climática en curso, y que requiere un análisis más profundo y complejo.

Por otro lado, la conversión de pastizales en áreas agrícolas y forestales generalmente resulta en un aumento de la escorrentía de nutrientes hacia los cuerpos de agua cercanos. Sin embargo, en el contexto de Chile Central, los estudios han indicado una disminución en estas concentraciones de nutrientes a lo largo del tiempo, lo que puede atribuirse a varios factores. Un factor significativo es la implementación de prácticas agrícolas sustentables que apuntan a minimizar la lixiviación y la escorrentía de nutrientes (Drašković et al. 2022; Turyahabwe et al., 2022). Junto con esto, a medida que los pastizales se convierten en tierras agrícolas, la pérdida de vegetación de raíces profundas puede provocar un aumento de la erosión del suelo y una reducción de la materia orgánica, y puede provocar una disminución de la capacidad de filtración natural de los suelos, lo que puede dar lugar a concentraciones más bajas de nutrientes como el NO_3^- y NO_2^- en los sistemas fluviales a medida que el paisaje pasa de ser un ecosistema natural a uno gestionado (Wen et al., 2013; Vannoppen et al., 2023). Además, los cambios hidrológicos asociados con la conversión del uso de suelo pueden influir en el transporte de nutrientes. La alteración de los patrones naturales de drenaje y el aumento de las superficies impermeables pueden afectar la forma en que el agua fluye a través del paisaje, lo que podría conducir a una reducción de las concentraciones de $\text{Si}(\text{OH})_4$ en los ríos (Turyahabwe et al., 2022; Coomes et al., 2021) Además, la pérdida de biodiversidad asociada con la conversión de pastizales puede alterar las interacciones ecológicas y los procesos de ciclado de nutrientes, lo que influye aún más en la dinámica de nutrientes en los sistemas fluviales (Dias et al., 2014; Cousins et al., 2015; Nielsen et al., 2019).

Los cambios de uso de suelo también tienen implicancia a las mayores concentraciones de PO_4^{3-} y sólidos disueltos totales (TDS) observadas en este estudio. La escorrentía de los campos agrícolas puede conducir a concentraciones elevadas de PO_4^{3-} en los ríos cercanos. Los estudios han demostrado que las prácticas agrícolas, en particular las que utilizan fertilizantes químicos, contribuyen

a la carga de nutrientes en los cuerpos de agua, aumentando así el riesgo de eutrofización (Davis et al. 2015). En Chile Central, la intensificación de la agricultura probablemente ha resultado en tendencias similares, donde los niveles de PO_4^{3-} en los ríos han aumentado debido a una mayor aplicación de fertilizantes y la escorrentía posterior (Lin et al. 2015). Además, la pérdida de pastizales naturales reduce su capacidad para filtrar contaminantes, lo que genera mayores concentraciones de nutrientes como el PO_4^{3-} en los ríos (Cousins et al., 2015). Por otro lado, los cambios estructurales en el paisaje debido a la expansión agrícola pueden alterar el ciclo hidrológico natural, lo que contribuye aún más al aumento de los niveles de TDS a medida que los sedimentos y las sustancias disueltas se arrastran hacia los ríos (Fay et al., 2020), además, conducen a la erosión del suelo, lo que puede aumentar la carga de sedimentos en los ríos.

En la Cuenca del río Itata se han observado estos resultados y tendencias con anterioridad. En el estudio de Nahuelhual et al. (2012), se observó que la expansión de las tierras agrícolas ha llevado a un mayor uso de fertilizantes, lo que resulta en mayores niveles de PO_4^{3-} en el río. Al mismo tiempo, la reducción de los pastizales naturales ha disminuido la capacidad del paisaje para retener nutrientes, lo que contribuye aún más al aumento de los TDS. Curiosamente, al igual que en este estudio, se observó que si bien los niveles de PO_4^{3-} y TDS han aumentado, los estudios indican una disminución en las concentraciones de NO_3^- y NO_2^- , posiblemente debido a cambios en las prácticas de manejo del suelo que priorizan la retención de nutrientes y la implementación de técnicas agrícolas más sustentables en este mismo estudio se examinaron diferentes cuencas de la zona central de Chile: la cuenca del río Maipo, la cuenca del río Bío-Bío y la cuenca del río Cautín donde también ha producido un importante desarrollo agrícola, en particular para la producción de frutas y verduras, que ha llevado a un aumento de la aplicación de fertilizantes. Esto ha dado como resultado niveles elevados de PO_4^{3-} en el río, ya que la escorrentía de estos campos lleva el exceso de nutrientes al sistema hídrico. Además, la pérdida de pastizales naturales, que normalmente sirven como amortiguadores que filtran los nutrientes, ha exacerbado la situación,

lo que lleva a mayores concentraciones de TDS debido al aumento de sedimentos y sustancias disueltas que ingresan al río.

Varias cuencas fluviales en todo el mundo presentan condiciones similares a las observadas en estas cuencas de Chile central, incluida la cuenca del río Itata, donde el aumento del uso de suelo para la agricultura y las plantaciones forestales ha dado lugar a un aumento de los PO_4^{3-} y de los sólidos disueltos totales (TDS), al tiempo que ha afectado a las concentraciones de NO_3^- y NO_2^- . La cuenca del río Amazonas (Rodríguez-Romero et al., 2018); La cuenca del río Yangtze (Chen y Lü, 2014); La cuenca alta del río Misisipi (Rajib y Merwade, 2017). La cuenca del río Selenga (Ren et al., 2022) y la cuenca del río Nilwala, (Jayawardana et al., 2016).

Relevancia ecológica y socioeconómica

Los impactos ecológicos de los cambios en la calidad del agua y la descarga de nutrientes del río Itata sobre los ecosistemas costeros son significativos y pueden afectar en gran medida a los niveles socioeconómicos asociados a la población que extrae recursos de esta zona. Una de las principales consecuencias del aumento de la descarga de nutrientes, en particular fósforo y nitrógeno, es la eutrofización. Los estudios han demostrado que la descarga de los ríos influye significativamente en las concentraciones costeras de clorofila-a, lo que indica una mayor productividad primaria debido a los aportes de nutrientes de los ríos (Auricht et al., 2022). En el contexto de Chile Central, el aumento de los niveles de PO_4^{3-} de la escorrentía agrícola puede provocar floraciones de algas, lo que afecta a las poblaciones de peces y la biodiversidad general en las aguas costeras. Además, la descarga de nutrientes también puede provocar la acidificación de las aguas costeras. El aumento de la entrada de compuestos nitrogenados puede mejorar la producción de materia orgánica, la cual, al descomponerse, puede reducir los niveles de pH en el agua. Este fenómeno se ha observado en diversos ecosistemas

costeros en todo el mundo, donde la carga de nutrientes de los ríos se ha relacionado con cambios en el sistema carbonatado, afectando a los organismos marinos que dependen del carbonato de calcio para sus conchas y esqueletos (Pérez et al., 2015). La influencia de la descarga de los ríos en los ecosistemas costeros no se limita a la carga de nutrientes; también afecta las propiedades físicas y químicas de las aguas costeras. Esta alteración puede afectar el crecimiento y la supervivencia de los organismos marinos, agravando aún más los impactos ecológicos de la descarga de nutrientes. El afloramiento costero generalmente lleva aguas ricas en nutrientes a la superficie, lo que mejora la productividad. Sin embargo, cuando se combina con la descarga de nutrientes de los ríos, la sobrecarga de nutrientes resultante puede provocar un crecimiento excesivo del fitoplancton, que puede sofocar los hábitats bentónicos y perturbar la pesca local. Si bien la dinámica específica de esta interacción en Chile central requiere un estudio más profundo, se han observado patrones similares en otras regiones, lo que indica riesgos potenciales para la estructura y la función de la comunidad dentro de los ecosistemas marinos (Wang & Yin, 2021).

Por ejemplo, estudios previos en el río Maipo sugieren que la descarga del río tiene una influencia positiva en la biomasa de fitoplancton durante condiciones de afloramiento (Wieters et al., 2003). Frente al río Itata, la evidencia sugiere que los aportes de nutrientes tienen una influencia positiva en la comunidad de picoplancton (Iriarte et al., 2012). Además, la descarga del río Itata durante el invierno austral puede apoyar parcialmente la productividad alrededor de la desembocadura del río, como resultado del aporte de nutrientes y la influencia de la columna de agua dulce (Testa et al., 2018). A escalas temporales estacionales e interanuales, existe una fuerte correlación entre la descarga de los ríos y el alto aporte de nutrientes de origen terrestre parece mejorar la actividad biológica cerca de las desembocaduras (Cloern et al., 1983; Mallin et al., 1993; Morey et al., 2009). Además, se ha demostrado que el aporte del río Itata, en particular durante los años de mayor precipitación, puede promover condiciones ambientales favorables para las larvas de peces y especies de peces forrajeros (sardinias y anchoas; Soto-Mendoza et al., 2010). Por lo tanto, los estudios realizados en los ríos Itata y Biobío

sugieren que la escorrentía fluvial y las precipitaciones influyen fuertemente en la supervivencia de los peces locales (eg., Robalo, *Eleginops maclovinus*) durante las primeras etapas de vida (Quiñones y Montes, 2001).

Bajo este sentido, una gestión de los recursos hídricos y la calidad del agua en el río Itata tiene implicaciones ecológicas y socioeconómicas de gran importancia. Desde el punto de vista socioeconómico, el río Itata es vital para las comunidades locales, ya que proporciona agua para la agricultura, el consumo y el saneamiento. La mala calidad del agua puede generar problemas de salud para estas comunidades, ya que las fuentes de agua contaminadas están vinculadas a diversas enfermedades (Kurniawati, 2023). Las implicaciones económicas también son significativas: a medida que la calidad del agua disminuye, aumentan los costos asociados con el tratamiento del agua y la productividad agrícola puede verse afectada debido a la reducción de la disponibilidad y la calidad del agua (Nugraha et al., 2023). Las estrategias eficaces de gestión de la calidad del agua son esenciales para mitigar estos impactos.

Por ejemplo, los enfoques de gestión integrada de cuencas hidrográficas que consideran tanto la cantidad como la calidad del agua pueden ayudar a equilibrar la salud ecológica con las necesidades socioeconómicas (Yang et al., 2016). Además, la participación y la concienciación de la comunidad son cruciales para una gestión exitosa de los recursos hídricos. Los estudios indican que la aceptación comunitaria de las soluciones basadas en la naturaleza puede mejorar la eficacia de las estrategias de gestión del agua (Nóblega-Carriquiry et al., 2022). Cuando las poblaciones locales participan en los procesos de toma de decisiones sobre la gestión del agua, se puede lograr un mejor cumplimiento de las regulaciones y prácticas más sostenibles (Kurniawati, 2023).

Conclusión

Este estudio sobre la cuenca del río Itata evidenció que las descargas de nutrientes y GEI en el estuario del Itata están principalmente influenciadas por variaciones estacionales y decadales en el régimen hidrológico, como incrementos en el caudal y precipitaciones invernales y una sequía prolongada desde 2010. Sin embargo, los cambios en el uso de suelo, especialmente hacia monocultivos y plantaciones forestales, también han modificado significativamente los ciclos biogeoquímicos.

Los resultados revelan que el caudal del río, correlacionado con los nutrientes y GEI, muestra patrones estacionales marcados, con mayores exportaciones en invierno (como el caso del Si(OH)_4 , NO_3^- y N_2O), aunque estas han disminuido a largo plazo debido a la sequía y la creciente demanda hídrica. La descarga promedio de N (nitrato) fue de ~245 toneladas por año, siendo ~380% mayor en la temporada húmeda, comparada con solo ~51 toneladas por año durante la temporada seca. Por otro lado, la descarga promedio anual de fósforo como ortofosfato (P) fue de ~8 toneladas por año, y mostró un incremento estacional de 200% durante en septiembre. Existe un desfase temporal entre las descargas de nitrato y fosfato respecto a periodos de lluvias, que podría ser debido a que el nitrato es más soluble y móvil respecto al fosfato, que absorbe a las partículas primero y luego se libera como fosfato disuelto. Junto con esto, los promedios anuales de las concentraciones de metano (CH_4) en aguas superficiales alcanzaron valores de ~77 nM, mientras que para el N_2O mostró un promedio de ~12 nM (Nevison *et al.*, 2003). Estos valores son altos comparados con otras zonas, por ejemplo, aguas oceánicas donde los valores rondan los 0.7-20 nM (Weber *et al.*, 2019) Por otro lado, CH_4 con menor variabilidad, tuvo aumentos puntuales en invierno, y junto con esto, el N_2O mostró correlaciones positivas con NO_3^- y NO_2^- , reflejando su dependencia del ciclo del nitrógeno, lo cual demuestra la compleja interacción entre nutrientes y gases, junto con los procesos hidrológicos y biogeoquímicos de la cuenca.

Durante los últimos 20 años, los períodos de sequía han reducido los caudales en un 35.3%, con una descarga mínima registrada de $\sim 300 \text{ m}^3/\text{s}$, lo que alteró significativamente la exportación de nitrato, silicato y material particulado suspendido hacia zona costera. Los patrones de descarga de nutrientes y gases de efecto invernadero en el área costera adyacente al río Itata están significativamente influenciados tanto por factores climáticos como la precipitación, en parte asociados al cambio climático, destacando la marcada influencia de períodos de sequía en reducción de estos, y no así la temperatura (solo analizada en el sector de la desembocadura), por lo que se recomienda registrar cambios de este parámetro en la cuenca media y alta.

A pesar de que los cambios en el uso de suelo entre 2001 y 2021 no fueron estadísticamente significativos, estos están vinculados con alteraciones decadales y estacionales en las dinámicas de nutrientes (PO_4^{3-} y el uso de fertilizantes fosfatados) resaltando la interacción entre procesos climáticos y actividades humanas. No se descarta que en el periodo estudiado el cambio de uso de suelo no haya sido significativo para la descarga de nutrientes y sólidos, como la transformación que ha experimentado la cuenca del Itata desde los años 80 y otros procesos como la fragmentación del paisaje (construcción de caminos forestales y carreteras; embalses, canalizaciones, y otros factores) sean factores importantes en la descarga de nutrientes y otros.

La correlación positiva y significativa de la precipitación con el caudal (Q) ($r = 0,467$, $p < 0,01$) indica que los mayores eventos de precipitación están asociados con aumentos en el caudal del río, como era de esperarse en este tipo de sistemas. No obstante, dada la naturaleza de la base de datos (estacional) no se consideran eventos extremos de máxima precipitación (inundaciones) como ríos atmosféricos, los cuales deben tener un impacto en las descargas de los elementos estudiados. La correlación moderada con el silicato ($r = 0,266$, $p < 0,01$) y sólidos disueltos sugiere que las lluvias movilizan rápidamente silicatos y SDT desde los suelos, posiblemente relacionados con el transporte de partículas.

La falta de una correlación clara con el fosfato (PO_4^{3-}) podría reflejar que la movilización de estos nutrientes no depende directamente del volumen de agua, sino de su interacción con el suelo y las fuentes puntuales (agrícolas y urbanas) de hecho el nitrato es más soluble y móvil en el agua, lo que facilita su transporte inmediato hacia los sistemas fluviales y costeros tras eventos de precipitación ya que responde más rápidamente a la lixiviación en la cuenca, generando picos en su concentración casi simultáneamente con los aumentos de caudal, muestras que fosfato esta más asociado a partículas del suelo y sedimentos, por lo que su transporte depende de procesos erosivos intensos.

En conclusión, a nivel general y considerando las excepciones discutidas anteriormente, las hipótesis de este estudio han sido parcialmente comprobadas, ya que, a escala estacional, la concentración y descarga de nutrientes y GEI a la zona costera son mayores en invierno, debido a un mayor caudal, asociado al aumento de precipitaciones. Y a escala decadal, existe reducción de la concentración de nutrientes y sólidos descargados a la zona costera del río Itata, debido mayoritariamente a la disminución del caudal y precipitaciones. Por lo tanto, el río Itata refleja una compleja interacción entre procesos climáticos (como la variabilidad estacional e interanual) y factores antropogénicos (como el cambio en el uso de suelo hacia monocultivos). Los hallazgos subrayan la importancia de diseñar estrategias integradas de manejo de cuencas que consideren tanto los cambios climáticos como las actividades humanas para mitigar los impactos en la calidad del agua y garantizar la sostenibilidad de los ecosistemas costeros. Esta integración es esencial para abordar la disminución en la descarga de compuestos clave y los efectos prolongados de la sequía desde 2010, a fines de potenciar la preservación de la funcionalidad biogeoquímica de la cuenca. Los resultados enfatizan la necesidad de incorporar estos patrones a estrategias de manejo integrado de cuencas y zonas costeras, promoviendo prácticas sostenibles para reducir la carga de nutrientes y mitigar impactos en los ecosistemas marinos. El análisis resalta la importancia de las conexiones tierra-mar, donde las actividades humanas en la

cuenca tienen un impacto directo en la calidad y cantidad de nutrientes y GEI descargados al océano. Junto con esto, las proyecciones indican que los cambios climáticos continuarán alterando las dinámicas de descarga, requiriendo una adaptación proactiva basada en evidencia científica para garantizar la resiliencia de los ecosistemas costeros.

Bibliografía

- Aceituno, P., & Vidal, F. (1990). Variabilidad interanual en el caudal de ríos andinos en Chile central en relación con la temperatura de la superficie del mar en el Pacífico central. *Revista de la Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica*, 5, 7–19.
- Adeyemo O.K., Adedokun O.A., Yusuf, R.K. and Adeleye E.A. (2013). Seasonal changes in physico-chemical parameters and nutrient load of river sediments in ibadan city, nigeria. *Global Nest Journal*, 10(3), 326-336.
- Aguayo, M., Pauchard, A., Azócar, G., y Parra, O. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82 (3), 361–374.
- AGUAYO, MAURICIO, PAUCHARD, ANÍBAL, AZÓCAR, GERARDO, & PARRA, OSCAR. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX: Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista chilena de historia natural*, 82(3), 361-374
- Akter, S., Howladar, M., Ahmed, Z., Chowdhury, T., & Sayem, S. (2022). Assessing the climatic influence on river in bangladesh: in perspective of morphology and discharge of surma river. *American Journal of Environment and Climate*, 1(1), 20-27.
- Alexandre, C., Ferreira, M., & Almeida, P. (2012). Fish assemblages in non-regulated and regulated rivers from permanent and temporary iberian systems. *River Research and Applications*, 29(8), 1042-1058
- Andrades M. (1990). Regulación de caudales superficiales mediante embalses en la Cuenca del Itata: alternativas de utilización. Tesis para obtener el título de Ingeniero Civil, Depto. Ingeniería Civil, Universidad de Concepción, Chile.
- Arellano, A., Bianchi, T., Osburn, C., D'Sa, E., Ward, N., Oviedo-Vargas, D. & Green, J. (2019). Mechanisms of organic matter export in estuaries with contrasting carbon sources. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 124(10), 3168-3188.
- Aura, C., Musa, S., Ogello, E., Otwoma, L., Wainaina, M., & Kundu, R. (2011). Methane emissions from riverine and swampy coastal wetlands: influence of open and macrophyte-infested areas. *Lakes & Reservoirs Research & Management*, 16(4), 265-272.
- Auricht, H. C. C., Mosley, L. M., Lewis, M. K., & Clarke, K. (2022). Mapping the long-term influence of river discharge on coastal ocean chlorophyll-a. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 8(5), 629-643.
- Bange, H., Sim, C., Bastian, D., Kallert, J., Kock, A., Mujahid, A., ... & Müller, M. (2019). Nitrous oxide and methane in rivers and estuaries of northwestern borneo. *Biogeosciences*, 16(22), 4321-4335.
- Barnett, T. P., Adam, J. C. y Lettenmaier, D. P. (2005). Potential impacts of a warming climate on water availability in snow-dominated region. *Nature*, 438(7066), 303-309.
- Barra, R., Chiang, G., Saavedra, M., Orrego, R., Servos, M., Hewitt, L., ... & Munkittrick, K. (2021). Endocrine disruptor impacts on fish from chile: the influence of wastewaters. *Frontiers in Endocrinology*, 12.

Bello, E. (2016). Descarga estacional de metano disuelto desde un sistema estuarino a la zona marina adyacente: el caso del río Itata. Seminario de título para optar al título de Biólogo Marino, Depto. de Oceanografía, Universidad de Concepción, Chile.

Boisier, J., Rondanelli, R., Garreaud, R., & Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, 43(1), 413-421

Bousquet, P., Ciais, P., Miller, J., Dlugokencky, E., Hauglustaine, D., Prigent, C., & White, J. (2006). Contribution of anthropogenic and natural sources to atmospheric methane variability. *Nature*, 443(7110), 439-443.

Bozkurt, Deniz & Rojas, Maisa & Boisier, Juan P. & Valdivieso, Jonas. (2017). Climate change impacts on hydroclimatic regimes and extremes over Andean basins in central Chile. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. 10.5194/hess-2016-690.

Bravo, C., Loriaux, T., Rivera, A., & Brock, B. (2016). Assessing glacier contribution to river runoff in the Andes of central Chile: analysis of in situ weather station data, runoff measurements and melt modelling at Universidad Glacier (34°40' S, 70°20' W).

Bravo, C., Loriaux, T., Rivera, A., & Brock, B. (2017). Assessing glacier melt contribution to streamflow at Universidad Glacier, central Andes of Chile. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(7).

Brigham, B. A., Bird, J. A., Juhl, A. R., Zappa, C. J., Montero, A. D., & O'Mullan, G. D. (2019). Anthropogenic inputs from a coastal megacity are linked to greenhouse gas concentrations in the surrounding estuary. *Limnology and Oceanography*, 64(6), 2497-2511.

C.R. Teodoru, P.A. del Giorgio, Y.T. Prairie, M. Camire, Patterns in pCO₂ in boreal streams and rivers of northern Quebec, Canada, *Global Biogeochem. Cycles*, 23 (2009).

Carter, A., DelVecchia, A., & Bernhardt, E. (2022). Patterns and drivers of dissolved gas concentrations and fluxes along a low gradient stream. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 127(11).

Campeau, J.-F., Lapierre, D., Vachon, P.A. del Giorgio, Regional contribution of CO₂ and CH₄ fluxes from the fluvial network in a lowland boreal landscape of Québec, *Global Biogeochem. Cycles*, 28 (2014) 57–69

CEPAL. (2002). Serie Recursos Naturales e Infraestructura N° 47 2002. "Gestión del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica".

Chen, J. and Lü, J. (2014). Effects of land use, topography and socio-economic factors on river water quality in a mountainous watershed with intensive agricultural production in east China. *PLoS ONE*, 9(8), e102714.

Cheng, P., Swart, H., & Valle-Levinson, A. (2013). Role of asymmetric tidal mixing in the subtidal dynamics of narrow estuaries. *Journal of Geophysical Research Oceans*, 118(5), 2623-2639.

Cloern, J. E., Alpine, A. E., Cole, B. E., Wong, R. L. J., Arthur, J. F., and Ball, M. D. (1983). River discharge controls phytoplankton dynamics in northern San Francisco Bay estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 16, 415–429.

Coccosis, H. (1997) Coastal Area and River Basin Management. Integrated, ICARM Technical Report Series No.1, University of the Aegean.

- Codispoti, L. A., & Christensen, J. P. (1985). Nitrification, denitrification and nitrous oxide cycling in the eastern tropical South Pacific Ocean. *Marine chemistry*, 16(4), 277-300.
- Codispoti, L. A., Brandes, J., Christensen, J. P., Devol, A. H., Naqvi, S. W. A., Paerl, H., & Yoshinari, T. (2001). The oceanic fixed nitrogen and nitrous oxide budgets: Moving targets as we enter the anthropocene? *Scientia Marina*, 65(S2), 85-105.
- CONAF, 2021. Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile al año 2020. Departamento de Monitoreo de Ecosistemas Forestales. 76 p.
- Coomes, O., Kalacska, M., Takasaki, Y., Abizaid, C., & Grupp, T. (2021). Smallholder agriculture results in stable forest cover in riverine amazonia. *Environmental Research Letters*, 17(1), 014024.
- Cornejo, M., Figueroa R., Parra O. (2018). Seasonality of the N₂O cycle of the Biobío River during the megadrought. Faculty of Environmental Science, EULA Center, University of Concepción.
- Cornejo-D'Ottone, M., Figueroa, R., & Parra, Ó. (2018). Seasonality of the n₂o cycle of the biobío river during the megadrought. *Journal of Limnology*, 78(1).
- Costanza, R et al. (1997). The value of the world ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: pp. 253-260, 1997.
- Cotrim Da Cunha L, ET Buitenhuis, C Le Quéré, X Giraud & W Ludwig. 2007. Potential impact of changes in river nutrient supply on global ocean biogeochemistry. *Global Biogeochemical Cycles* 21(GB4007).
- Cousins, S., Auffret, A., Lindgren, J., & Tränk, L. (2015). Regional-scale land-cover change during the 20th century and its consequences for biodiversity. *Ambio*, 44(S1), 17-27.
- Cravo, A., M.J. Bebianno, M. Madureira, H. Felicia and F. Rita, 2006. Impact of outflow from the Guadiana River on the distribution of suspended particulate matter and nutrients in the adjacent coastal zone. *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, 70: 63-75.
- Cruzado, A., Z.R. Velasquez, M.D.C. Perez, N. Bahamon, N.S. Grimaldo and F. Ridolfi, 2002. Nutrient fluxes from the Ebro River and subsequent across-shelf dispersion. *Continental Shelf Res.*, 22: 349-360.
- Dalal, R. C., & Allen, D. E. (2008). Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. *Australian Journal of Botany*, 56(5), 369-407.
- Davis, R., Tank, J., Mahl, U., Winikoff, S., & Roley, S. (2015). The influence of two-stage ditches with constructed floodplains on water column nutrients and sediments in agricultural streams. *Jawra Journal of the American Water Resources Association*, 51(4), 941-955.
- DGA (2004). Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Informe Metodología.
- DGA (2022). Plan estratégico de gestión hídrica en cuencas costeras e islas entre el río Itata y río Biobío.

- Dias, R., Bastazini, V., & Gianuca, A. (2014). Bird-habitat associations in coastal rangelands of southern Brazil. *Iheringia Série Zoologia*, 104(2), 200-208.
- Dražković, B., Petronic, S., Gutalj, M., & Marić, N. (2022). Horizontal and vertical spatial distribution and loss of grassland in Bosnia and Herzegovina. *Journal of the Geographical Institute Jovan Cvijic Sasa*, 72(2), 159-173.
- E.H. Stanley, N.J. Casson, S.T. Christel, J.T. Crawford, L.C. Loken, S.K. Oliver, The ecology of methane in streams and rivers: patterns, controls, and global significance, *Ecol. Monogr.*, 26 (2016) 146–171
- Ekka, A., Pande, S., Jiang, Y., & Zaag, P. v. d. (2020). Anthropogenic modifications and river ecosystem services: a landscape perspective. *Water*, 12(10), 2706.
- Erhunmwunse, N., Dirisu, A., & Ogbeibu, A. (2013). Managing eutrophication in Nigeria inland waters. *Journal of Water Resource and Protection*, 05(07), 743-746
- Escobar, J. (2002). La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar (Serie 50). Comisión Económica para América Latina CEPAL.
- Falco, S., Niencheski, L., Rodilla, M., Romero, I., Río, J., Sierra, J. & Mösso, C. (2010). Nutrient flux and budget in the Ebro estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 87(1), 92-102.
- Farías, L., Besoain, V., & García-Loyola, S. (2015). Presence of nitrous oxide hotspots in the coastal upwelling area off central Chile: an analysis of temporal variability based on ten years of a biogeochemical time series. *Environmental Research Letters*, 10(4), 044017.
- Farounbi, A. (2024). Physicochemical and FT-IR analyses of some freshwater and inflow wastewater-treated effluents in the eastern cape province of South Africa. *GSC Advanced Research and Reviews*, 19(1), 178-199.
- Fay, P. A., Blair, J. M., Smith, M. D., Nippert, J. B., Carlisle, J. D., & Knapp, A. K. (2011). Relative effects of precipitation variability and warming on tallgrass prairie ecosystem function. *Biogeosciences*, 8(10), 3053-3068.
- Fong, D. A., & Geyer, W. R. (2002). The alongshore transport of freshwater in a surface-trapped river plume. *Journal of Physical Oceanography*, 32(3), 957-972.
- Fuenzalida F., R., Schneider, W., Blanco G., J. L., Garcés-Vargas, J., & Bravo, L. (2007). Sistema de corrientes Chile-Perú y masas de agua entre caldera e Isla de Pascua. *Ciencia y Tecnología del Mar*, 30(2)
- G. Abril, J.-M. Martínez, L. Felipe Artigas, P. Moreira-Turcq, M.F. Benedetti, L. Vidal, T. Meziane, J.-H. Kim, M.C. Bernardes, N. Savoye, J. Deborde, E.L. Souza, P. Albéric, M.F. Landim de Souza, F. Roland, Amazon River carbon dioxide outgassing fuelled by wetlands, *Nature*, 505 (2014) 395–398.
- Galata, A., Demissei, T., & Leta, M. (2020). Watershed hydrological responses to changes in land use and land cover at Hangar watershed, Ethiopia. *Iranica Journal of Energy and Environment*, 11(1).
- Garreaud, R., Álvarez-Garretón, C., Barichivich, J., Boisier, J., Christie, D., Galleguillos, M., ... & Zambrano-Bigiarini, M. (2017). The 2010–2015 mega drought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation.

- Garreaud, R. D., Jacques-Coper, M., Marín, J. C., & Narváez, D. A. (2024). Atmospheric Rivers in South-Central Chile: Zonal and Tilted Events. *Atmosphere*, 15(4), 406.
- Gonzalez-Valencia, R., Gandois, L., & Bousquet, P. (2021). Microbial-mediated biogeochemical processes and their contribution to greenhouse gas emissions in terrestrial ecosystems. *Biogeochemistry*, 154(1), 105-121.
- Grilo, T. F., Cardoso, P. G., Dolbeth, M., Bordalo, M. D., & Pardal, M. A. (2011). Effects of extreme climate events on the macrobenthic communities' structure and functioning of a temperate estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 62(2), 303–311.
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., & Aloe, A. (2011). Changes of nitrogen and phosphorus loads to european seas. *Global Change Biology*, 18(2), 769-782.
- Gruber, N.; Galloway, J.N. (2008). An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 2008, 451, 293–296.
- Guevara-Mora, M., Pedreros, P., Urrutia, R., & Figueroa, R. (2016). Effects of agricultural water withdrawal in the fluvial habitat of benthic macroinvertebrates in chile. *Hidrobiológica*, 26(3), 373-382.
- Guevara-Mora, M., Pedreros, P., Urrutia, R., & Figueroa, R. (2016). Effects of agricultural water withdrawal in the fluvial habitat of benthic macroinvertebrates in chile. *Hidrobiológica*, 26(3), 373-382.
- H. Yang, T. Andersen, P. Dörsch, K. Tominaga, J.-E. Thrane, D.O. Hessen, Greenhouse gas metabolism in Nordic Boreal Lakes, *Biogeochemistry*, 126 (2015) 211–225.
- Habit, E., Belk, M., Tuckfield, R., & Parra, Ó. (2005). Response of the fish community to human-induced changes in the biobío river in chile. *Freshwater Biology*, 51(1), 1-11
- Harris, L.R.; Bessinger, M.; Dayaram, A.; Holness, S.; Kirkman, S.; Livingstone, T.-C.; Lombard, A.T.; Lück-Vogel, M.; Pfaff, M.; Sink, K.J.; et al. Advancing land-sea integration for ecologically meaningful coastal conservation and management. *Biol. Conserv.* 2019, 237, 81–89.
- Hasan, M. (2023). Benthic diatom communities and a comparative seasonal-based ecological quality assessment of a transboundary river in bangladesh. *Plos One*, 18(10), e0291751.
- Hergoualc'h, K., & Verchot, L. V. (2014). Greenhouse gas emission factors for land use and land-use change in Southeast Asian peatlands. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 19, 789-807.
- Higgins, H. W., D.J. Mackey and L. Clementson, 2006. Phytoplankton distribution in the Bismarch Sea North of Papua New Guinea: The effect of the Sepik River outflow. *Deep-Sea Res. I Oceanographic Res. Papers*, 53: 1845-1863.
- Hipsey, M., Maher, D., Erlen, D., Hipsey, M., Rosentreter, J., & Eyre, B. (2018). Estuaries as sources and sinks of n₂o across a land use gradient in subtropical australia. *Global Biogeochemical Cycles*, 32(5), 877-894.
- Huang, P.; Shi, H.; Wang, Z. Integrated Zoning and Spatial Heterogeneity of Coastal Watershed-Nearshore Waters. *Remote Sens.* 2023, 15, 3597.
- Iriarte, J. L., Vargas, C. A., Tapia, F. J., Bermúdez, R., and Urrutia, R. E. (2012). Primary production and plankton carbon biomass in a river-influenced upwelling area off Concepción. Chile. *Prog. Oceanogr.* 92–95, 97–109.

J.J. Beaulieu, J.L. Tank, S.K. Hamilton, W.M. Wollheim, R.O. Hall Jr., Nitrous oxide emission from denitrification in stream and river networks, *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 108 (2011) 214–219

J.L. Wang, X.F. Wang, T.T. Liu, X.Z. Yuan, H. Chen, Y.X. He, S.N. Wu, Z. Yuan, H. Li, Z.Y. Que, L.L. Yu, Y.Y. Zhang, pCO₂ and CO₂ evasion from two small suburban rivers: implications of the watershed urbanization process, *Sci. Total Environ.*, 788 (2021)

Jayawardana, J. M. C. K., Jayathunga, T. R., & Edirisinghe, E. A. N. V. (2016). Water quality of Nilwala river, Sri Lanka in relation to land use practices. *Sri Lanka Journal of Aquatic Sciences*, 21(2), 77-94.

Ji, Q., Babbin, A., Jayakumar, A., Oleynik, S., & Ward, B. (2015). Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in the eastern tropical south pacific oxygen minimum zone. *Geophysical Research Letters*, 42(24).

Johnson, H. and Stets, E. (2020). Nitrate in streams during winter low-flow conditions as an indicator of legacy nitrate. *Water Resources Research*, 56(11).

Johnson, Z., Wheeler, B., Blinbry, S., Carlson, C., Ward, C., & Hunt, D. (2013). Dramatic variability of the carbonate system at a temperate coastal ocean site (Beaufort, North Carolina, USA) is regulated by physical and biogeochemical processes on multiple timescales. *Plos One*, 8(12), e85117.

K.S. Veum, K.W. Goynes, P.P. Motavalli, R.P. Udawatta, Runoff and dissolved organic carbon loss from a paired-watershed study of three adjacent agricultural watersheds, *Agric. Ecosyst. Environ.*, 130 (2009) 115–122.

Kidd, S.; Jones, H.; Jay, S. Taking Account of Land-Sea Interactions in Marine Spatial Planning. In *Maritime Spatial Planning*; Zaucha, J., Gee, K., Eds.; Palgrave Macmillan: Cham, Switzerland, 2019; pp. 245–270.

Kiene, R. P. (1991). Production and consumption of methane in aquatic systems, p. 111–146. In J. E. Rogers and W. B. Whitman [eds.], *Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides, and halomethanes*. American Society of Microbiology.

Komiyama, A., Pongpan, S., Umnouysin, S., Rodtassana, C., Pravinongvuthi, T., Noda, T., ... & Kato, S. (2019). Occurrence of seasonal water replacement in mangrove soil and the trunk growth response of *Avicennia alba* related to salinity changes in a tropical monsoon climate. *Ecological Research*, 34(3), 428-439.

Kurniawati, H. (2023). Study on water quality of some tributaries in Palembang city. *Jurnal Lahan Suboptimal Journal of Suboptimal Lands*, 12(2), 195-208.

Lentz, S. J., & Limeburner, R. (1995). The Amazon River plume during AMASSEDs: Subtidal current variability and the importance of wind forcing. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 100(C2), 2377-2390.

Lerman A. (1981). Controls on River Water Composition and the Mass Balance of River Systems, In: *Sesion I of River Inputs to Ocean Systems- Taller de Trabajo ACMRR/SCOR/GESAMP-Rios*, FAO, Roma 26-30 de marzo de 1979, UNESCO-COI/PNUMA, Naciones Unidas, Nueva York.

Li, Y., Luo, Y., Liu, J., Ye, W., Jiexia, Z., & Zhan, L. (2023). Sources and sinks of N₂O in the subtropical Jiulong River estuary, Southeast China. *Frontiers in Marine Science*, 10.

- Lihan T, MA Mustapha, SA Rahim, S Saitoh & K Iida. 2011. Influence of River plume on variability of chlorophyll a concentration using satellite images. *Journal of Applied Sciences* 11(3): 484-493.
- Likens, G. E., Bormann, F. H., Pierce, R. S., & Eaton, J. S. (1970). A nitrogen budget for an aggrading northern hardwood forest ecosystem. *Ecological Monographs*, 40(1), 23-50.
- Lin, C., Luo, J., Z.H.(, S., H, R., & Liang, Q. (2015). Effect of land use change on lake water quality in different buffer zones. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13(3).
- Lins, H. F. (2012). Caudal estacional en los Estados Unidos: características y cambios en la variabilidad. **Journal of Hydrologic Engineering**, 17(8), 1000-1010.
- Llacer, C., Moreno, J., & Heras, J. (2007). Ecotypes in south-central Spain rivers: the interactions among land use and pollution. *I*, 241-251.
- M. Peacock, J. Audet, S. Jordan, J. Smeds, M.B. Wallin, Greenhouse gas emissions from urban ponds are driven by nutrient status and hydrology, *Ecosphere*, 10 (2019) e02643
- Mallin, M. A., Paerl, H. W., Rudek, J., and Bates, P. W. (1993). Regulation of estuarine primary production by watershed rainfall and river flow. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 93, 199–203.
- Manning, C., Preston, V., Jones, S., Michel, A., Nicholson, D., Duke, P., & Tortell, P. (2019). River inflow dominates methane emissions in an arctic coastal system.
- Masotti, Í., Aparicio-Rizzo, P., Yevenes, M., Garreaud, R., Belmar, L., & Farías, L. (2018). The influence of river discharge on nutrient export and phytoplankton biomass off the central Chile coast (33°–37°s): seasonal cycle and interannual variability. *Frontiers in Marine Science*, 5.
- McLusky, D. S., & Elliott, M. (2004). *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management*. Oxford University Press.
- Mendez V. (2021). Regímenes de transporte de sedimento en suspensión en la Cuenca del río Itata: evaluación de fuentes y estacionalidad de movilización a escala decadal. Memoria para optar al título de geólogo. Dpto. de Geología, Universidad de Chile.
- Merz, J., Delaney, D., Setka, J., & Workman, M. (2015). Seasonal rearing habitat in a large Mediterranean-climate river: management implications at the southern extent of Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.). *River Research and Applications*, 32(6), 1220-1231.
- Meybeck, M. (1982). Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science*, 282(4), 401-450.
- Moore, T., Schlichting, C., Aiello-Lammens, M., Mocko, K., & Jones, C. (2018). Divergent trait and environment relationships among parallel radiations in *Geraniaceae*: a role for evolutionary legacy?. *New Phytologist*, 219(2), 794-807
- Morey, S. L., Dukhovskoy, D. S., and Bourassa, M. A. (2009). Connectivity of the Apalachicola River flow variability and the physical and bio-optical oceanic properties of the northern West Florida Shelf. *Cont. Shelf Res.* 29, 1264–1275.

- Müller, D., Bange, H., Warneke, T., Rixen, T., Müller, M., Mujahid, A., ... & Notholt, J. (2016). Nitrous oxide and methane in two tropical estuaries in a peat-dominated region of northwestern borneo. *Biogeosciences*, 13(8), 2415-2428.
- Munkes, B. (2005). River plume induced nitrate dynamics at two nutrient stations in the Pomeranian Bight (Baltic Sea). *Oceanologia*, 47(1), 101-119.
- Murrell, J.C. and Jetten, M.S.M. (2009), The microbial methane cycle. *Environmental Microbiology Reports*, 1: 279-284.
- Nahuelhual, L., Carmona, A., Lara, A., Echeverría, C., & González, M. E. (2012). Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and urban planning*, 107(1), 12-20.
- Nevison, C., J. H. Butler, and J. W. Elkins (2003), Global distribution of N₂O and the N₂O-AOU yield in the subsurface ocean, *Global Biogeochem. Cycles*, 17, 1119.
- Nielsen, T., Sand-Jensen, K., Dornelas, M., & Bruun, H. (2019). More is less: net gain in species richness, but biotic homogenization over 140 years. *Ecology Letters*, 22(10), 1650-1657.
- Nóblega-Carriquiry, A., March, H., & Saurí, D. (2022). Community acceptance of nature-based solutions in the delta of the tordera river, catalonia. *Land*, 11(4), 579.
- Nugraha, O., Hendrawan, D., & Kusumadewi, R. (2023). Analysis of the load carrying capacity of bod and cod pollutants in the krukut river. *Journal of Community Based Environmental Engineering and Management*, 7(1), 33-38.
- Nyamangara, J., Jeke, N., & Rurinda, J. (2013). Long-term nitrate and phosphate loading of river water in the upper manyame catchment, zimbabwe. *Water Sa*, 39(5), 637.
- Operacz, M., Kentzer, A., & Nowaczyk, Ł. (2013). The content of nitrogen compounds in the wel river in the light of the nitrates directive. *Ecological Questions*, 15(1), 23.
- Osudar, R., Matoušů, A., Alawi, M., Wagner, D., & Bussmann, I. (2015). Environmental factors affecting methane distribution and bacterial methane oxidation in the german bight (north sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 160, 10-21.
- Paerl, Hans & Rossignol, Karen & Hall, Nathan & Peierls, Benjamin & Wetz, Michael. (2009). Phytoplankton Community Indicators of Short- and Long-term Ecological Change in the Anthropogenically and Climatically Impacted Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Estuaries and Coasts*. 33. 485-497.
- Pan, H.; Zhou, Z.; Zhang, S.; Wang, F.; Wei, J. (2023). N₂O Emissions from Aquatic Ecosystems: A Review. *Atmosphere* 2023, 14, 1291.
- Pérez, C., DeGrandpre, M., Lagos, N., Saldías, G., Cascales, E., & Vargas, C. (2015). Influence of climate and land use in carbon biogeochemistry in lower reaches of rivers in central southern chile: implications for the carbonate system in river-influenced rocky shore environments. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 120(4), 673-692.

- Pfeiffer-Herbert, A., Prah, F., Hales, B., Lerczak, J., Pierce, S., & Levine, M. (2015). High resolution sampling of methane transport in the columbia river near-field plume: implications for sources and sinks in a river-dominated estuary. *Limnology and Oceanography*, 61(S1).
- Pizarro, J., Vergara, P., Rodríguez, J., Sanhueza, P., & Castro, S. (2010). Nutrients dynamics in the main river basins of the centre-southern region of chile. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 608-613.
- Placencia, J., Torres-Ramírez, P., Ortiz-Riquero, J., & Jerez-Ruiz, R. (2023). Temporal and spatial changes in surface water chemistry in a mediterranean river of central chile: the case of the mataquito river (~35°s). *Tecnología Y Ciencias Del Agua*, 14(2), 300-336.
- Qu, B., Aho, K. S., Li, C., Kang, S., Sillanpää, M., Yan, F., & Raymond, P. A. (2017). Greenhouse gases emissions in rivers of the Tibetan Plateau. *Scientific Reports*, 7(1), 16573.
- Quiñones, R.A. and Montes, R.M. (2001), Relationship between freshwater input to the coastal zone and the historical landings of the benthic/demersal fish *Eleginops maclovinus* in central-south Chile. *Fisheries Oceanography*, 10: 311-328.
- Rabalais, N. N., Turner, R. E., & Scavia, D. (2002). Beyond science into policy: Gulf of Mexico hypoxia and the Mississippi River. *BioScience*, 52(2), 129-142.
- Rajib, A. and Merwade, V. (2017). Hydrologic response to future land use change in the upper mississippi river basin by the end of 21st century. *Hydrological Processes*, 31(21), 3645-3661.
- Ralston, D., Geyer, W., & Lerczak, J. (2010). Structure, variability, and salt flux in a strongly forced salt wedge estuary. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 115(C6).
- Ravi, N., Srivastava, A., Ram, K., & Jha, P. (2021). Nutrient chemistry and eutrophication risk assessment of the ghaghara river, india. *Water Science & Technology Water Supply*, 21(7), 3486-3502
- Reavie ED, Edlund MB, Andresen NA, Engstrom DR, Leavitt PR, Schottler S, Cai M. (2017). Paleolimnologyof the Lake of the Woods southern basin: continued water quality degradation despite lower nutrientinflux. *Lake Reserv Manage*. 33:369–385
- Ren, Y., Li, Z., Li, J., Ding, Y., & Miao, X. (2022). Analysis of land use/cover change and driving forces in the selenga river basin. *Sensors*, 22(3), 1041.
- Rivera, L. (2002). Informe proyecto Mizav identificación y el establecimiento de zonas de alta vulnerabilidad a deslizamientos e inundaciones. Facultad de Ing. Civil–Universidad Tecnológica de Panamá.
- Rodríguez-Romero, A. J., Rico-Sánchez, A. E., Mendoza-Martínez, E., Gómez-Ruiz, A., Sedeño-Díaz, J. E., & López-López, E. (2018). Impact of changes of land use on water quality, from tropical forest to anthropogenic occupation: a multivariate approach. *Water*, 10(11), 1518.
- Roebuck, J., Seidel, M., Dittmar, T., & Jaffé, R. (2019). Controls of land use and the river continuum concept on dissolved organic matter composition in an anthropogenically disturbed subtropical watershed. *Environmental Science & Technology*, 54(1), 195-206.

Rolfe MD, Rice CJ, Lucchini S, Pin C, Thompson A, Cameron AD, Alston M, Stringer MF, Betts RP, Baranyi J, Peck MW, Hinton JC. Lag phase is a distinct growth phase that prepares bacteria for exponential growth and involves transient metal accumulation. *J Bacteriol.* 2012 Feb;194(3):686-701.

S.H. Ortega, C.R. González-Quijano, P. Casper, G.A. Singer, M.O. Gessner, Methane emissions from contrasting urban freshwaters: Rates, drivers, and a whole-city footprint, *Global Change Biol.*, 25 (2019) 4234–4243.

Saidi, M. E., Agoussine, M., & Daoudi, L. (2006). Impact of morphology and exposure on the surface water resources in the High Atlas mountains (Morocco): Example of the Ourika and Marghene watersheds. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Terre*, 28, 41-49.

Saldías, G. S., Sobarzo, M., Largier, J., Moffat, C., and Letelier, R. M. (2012). Seasonal variability of turbid river plumes off central Chile based on high-resolution MODIS imagery. *Remote Sens. Environ.* 123, 220–233.

Schulz, G., Sanders, T., Voynova, Y., Bange, H., & Dähnke, K. (2023). Seasonal variability of nitrous oxide concentrations and emissions along the elbe estuary.

Seitzinger, S. P., Mayorga, E., Bouwman, A. F., Kroeze, C., Beusen, A. H., Billen, Garnier J., & Harrison, J. A. (2010). Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global biogeochemical cycles*, 24(4).

Shah, M.M.R., M.Y. Hossain, M. Begum, Z.F. Ahmed and J. Ohtomi et al., 2008. Seasonal variations of phytoplanktonic community structure and production in relation to environmental factors of the Southwest Coastal waters of Bangladesh. *J. Fish. Aquatic Sci.*, 3: 102-113.

Sharma, R., Kumar, A., Singh, N., & Sharma, K. (2021). Impact of seasonal variation on water quality of hindon river: physicochemical and biological analysis. *Sn Applied Sciences*, 3(1).

Shindell, D., Walter, B., & Faluvegi, G. (2004). Impacts of climate change on methane emissions from wetlands. *Geophysical Research Letters*, 31(21).

Shipe, R.F., J. Curtaz, A. Subramaniam, E.J. Carpenter and D.G. Capone, 2006. Diatom biomass and productivity in oceanic and plume-influenced waters of the western tropical Atlantic ocean. *Deep Sea Res. Part I Oceanographic Res. Papers*, 53: 1320-1334.

Singh, P. y Kumar, N. (2014). Impacto del cambio climático en el caudal de un gran río del Himalaya: un estudio de caso de la cuenca del río Sutlej, India. *Hydrological Sciences Journal*, 49(4), 613-627.

Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 10 (2), 126–139.

Smith, W.O. y D.J. Demaster, 1996. Biomasa y productividad del fitoplancton en la pluma del río Amazonas: correlación con la descarga estacional del río. *Cont. Shelf Res.*, 16: 291-319.

Stanley, E., Casson, N., Christel, S., Crawford, C., Loken, L., & Oliver, S. (2016). The ecology of methane in streams and rivers: patterns, controls, and global significance. *Ecological Monographs*, 86(2), 146-171.

Stewart, I. T., Cayan, D. R., & Dettinger, M. D. (2005). Changes toward earlier streamflow timing across western North America. *Journal of Climate*, 18(8), 1136-1155.

- Strokal, M., Kroeze, C., Wang, M., Bai, Z., and Ma, L. (2016). The MARINA model (Model to assess river inputs of nutrients to seAs): Model description and results for China. *Sci. Total Environ.* 562, 869–888.
- T.T. Liu, X.F. Wang, X.Z. Yuan, X.J. Gong, C L Hou, H Yang., Review on N₂O emission from lakes and reservoirs, *J. Lake Sci.*, 31 (2019) 319–335
- T.-T. Liu, X.-F. Wang, X.-Z. Yuan, X.-J. Gong, C.-L. Hou, Spatialtemporal characteristics and driving factors of greenhouse gas emissions from rivers in a rapidly urbanizing area, *Environ. Sci.*, 40 (2019) 2827–2839.
- Takagi, K., Hunter, K., Cai, W., & Joye, S. (2017). Agents of change and temporal nutrient dynamics in the altamaha river watershed. *Ecosphere*, 8(1).
- Testa, G., Masotti, I., and Farias, L. (2018). Temporal variability in net primary production in an upwelling area off central Chile (36° S). *Front. Mar. Sci.* 5:179.
- Tolorza, V., Mohr, C.H., Carretier, S., Serey, A., Sepúlveda, S. A., Tapia, J., & Pinto, L. (2019). Suspended sediments in Chilean rivers reveal low postseismic erosion after the Maule earthquake (Mw 8.8) during a severe drought. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 124, 1378–1397.
- Tombour, F. et al. (2020) Silicon dynamics during 2 million years of soil development in a coastal dune chronosequence under a Mediterranean climate. *Ecosystems*.
- Tórz, A. and Nędzarek, A. (2010). The variability in concentrations of chosen nitrogen and phosphorus forms in the oder river estuary in 1999-2002. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 39(3), 113-120.
- Turyahabwe, R., Mulinya, C., & Shivoga, W. (2022). Relationships between land use, habitat quality, physicochemical water quality and fish communities in the sironko river catchment, a mountainous tropical stream flowing into the lake kyoga in eastern uganda. *Lakes & Reservoirs Research & Management*, 27(2).
- Valiela, I., Foreman, K., LaMontagne, M., Hersh, D., Costa, J., Peckol, P., DeMeo-Andreson, B., D'Avanzo, C., Babione, M., Sham, C.-H., Brawley, J., & Lajtha, K. (1992). Couplings of Watersheds and Coastal Waters: Sources and Consequences of Nutrient Enrichment in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, 15(4), 443–457.
- Vannoppen, A., Degerickx, J., Souverijns, N., & Gobin, A. (2023). Spatio-temporal dynamics in grasslands using the landsat archive. *Land*, 12(4), 934.
- Vitousek, P. M., Aber, J., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H., & Tilman, G. D. (1997). *Human alteration of the global nitrogen cycle: Causes and consequences. Issues in Ecology*, 1(1), 1–15. Ecological Society of America.
- Wang, S., Chen, C., Huang, T., Tseng, H., Lui, H., Peng, T., ... & Lin, Y. (2018). Submarine groundwater discharge helps making nearshore waters heterotrophic. *Scientific Reports*, 8(1).
- Waylen, P. R., Caviedes, C. N., and Juricic, C. (1993). El Niño-Southern Oscillation and the surface hydrology of Chile: a window on the future? *Can. Water Resour. J.* 18, 425–441.

Weber, T., Wiseman, N.A. & Kock, A. Global ocean methane emissions dominated by shallow coastal waters. *Nat Commun* **10**, 4584 (2019).

Wen, L., Dong, S., Li, Y., Li, X., Shi, J., Wang, Y., ... & Yong, M. (2013). Effect of degradation intensity on grassland ecosystem services in the alpine region of qinghai-tibetan plateau, china. *Plos One*, 8(3), e58432.

Wente, S. (2000). Proximity-based measure of land use impacts to aquatic ecosystem integrity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(4), 1148-1152.

Wetz, M. S., Hutchinson, E. A., Lunetta, R. S., Paerl, H. W., & Taylor, J. C. (2011). Severe droughts reduce estuarine primary productivity with cascading effects on higher trophic levels. *Limnology and Oceanography*, 56(2), 627–638.

Wieters, E. A., Kaplan, D. M., Navarrete, S. A., Sotomayor, A., Largier, J., Nielsen, K. J., et al. (2003). Alongshore and temporal variability in chlorophyll a concentration in Chilean nearshore waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 249, 93–105.

Williams, W. David & Mann, Kenneth H. (2022). Inland water ecosystem. *Encyclopedia Britannica*.

Wolka, K., Tefera, M., Taddese, H., & Alemayehu, T. (2014). Impact of land cover change on water quality and stream flow in lake hawassa watershed of ethiopia. *Agricultural Sciences*, 05(08), 647-659.

X.F. Wang, X.-Z. Yuan, H. Chen, Y.-X. He, Z. Luo, L. Liu, Z.-Y. He, Review of CO₂ and CH₄ emissions from rivers, *Environ. Sci.*, 38 (2017) 5352–5366.

Yang, Y., Yin, X., & Zhang, Y. (2016). Environmental flow management strategies based on the integration of water quantity and quality, a case study of the baiyangdian wetland, china. *Ecological Engineering*, 96, 150-16

Yao, H., Qian, X., Gao, H., Wang, Y., & Xia, B. (2014). Seasonal and spatial variations of heavy metals in two typical chinese rivers: concentrations, environmental risks, and possible sources. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(11), 11860-11878.

Yevenes, M. and Arumí, J. (2016). Unravel biophysical factors on river water quality response in chilean central-southern watersheds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(5).

Ylla, I., Romaní, A.M. & Sabater, S. (2012). Labile and Recalcitrant Organic Matter Utilization by River Biofilm Under Increasing Water Temperature. *Microb Ecol* 64, 593–604

Yuewei Zhang, Xiaofeng Wang, Xiaojie Gong, Shengnan Wu, Xingzhong Yuan, Tingting Liu, Chunli Hou, Greenhouse gases concentrations and emissions in different inland water bodies in Chengdu Plain, Desalination and Water Treatment, Volume 239, (2021) Pages 101-117, ISSN 1944-3986

Zamboni, A., Nicolodi, J. L., Fonseca Barroso, G., Serrano Léllis, F. y Nunes Garcia, A. (2007). La gestión integrada de zonas costeras y cuencas hidrográficas en Brasil. En: *Ambientalia*

ANEXO

ANOVA Nitrato NO ₃ ⁻ mg/L					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	18,452	3	6,151	213,815	,000
Dentro de grupos	,690	24	,029		
Total	19,142	27			
ANOVA Fosfato PO ₄ ³⁻ mg/L					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	,083	3	,028	2,859	,058
Dentro de grupos	,231	24	,010		
Total	,314	27			
ANOVA Silicatos Si(OH) ₄ mg/L					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	513,195	3	171,065	51,147	,000
Dentro de grupos	80,270	24	3,345		
Total	593,466	27			
ANOVA Nitrito NO ₂ ⁻ mg/L					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	,009	3	,003	31,932	,000
Dentro de grupos	,002	24	,000		
Total	,011	27			

Anexo 1. Cuadros de ANOVA de concentraciones nutrientes en la desembocadura del río Itata.

ANOVA Nitrato NO ₃ ⁻ g/s					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	630053,766	3	210017,922	52,354	,000
Dentro de grupos	96276,131	24	4011,505		
Total	726329,897	27			
ANOVA Fosfato PO ₄ ³⁻ g/s					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	5880,590	3	1960,197	12,052	,058
Dentro de grupos	3903,488	24	162,645		
Total	9784,077	27			
ANOVA Silicatos Si(OH) ₄ g/s					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	19958164,326	3	6652721,442	61,717	,000
Dentro de grupos	2587052,571	24	107793,857		
Total	22545216,898	27			

ANOVA Nitrito NO ₂ ⁻ g/s					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	232,471	3	77,490	26,631	,000
Dentro de grupos	69,834	24	2,910		
Total	302,305	27			

Anexo 2. ANOVA para las descargas de nutrientes.

ANOVA OXIDO NITROSO uM					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	91,984	3	30,661	53,951	,000
Dentro de grupos	13,640	24	,568		
Total	105,624	27			
ANOVA METANO uM					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	2993,822	3	997,941	3,805	,023
Dentro de grupos	6294,518	24	262,272		
Total	9288,340	27			
ANOVA OXIDO NITROSO g/s					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	,336	3	,112	36,420	,000
Dentro de grupos	,074	24	,003		
Total	,410	27			
ANOVA METANO g/s					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	,056	3	,019	44,403	,000
Dentro de grupos	,010	24	,000		
Total	,066	27			

Anexo 3. ANOVA para concentración y descarga de gases de efecto invernadero en la desembocadura del río Itata.

ANOVA Nitrato NO ₃ ⁻ mg/L					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	1446,907	2	723,454	12,181	,000
Dentro de grupos	5761,104	97	59,393		
Total	7208,012	99			
ANOVA Fosfato PO ₄ ³⁻ mg/L					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	,032	2	,016	4,490	,014
Dentro de grupos	,342	97	,004		

Total	,374	99			
ANOVA Silicatos Si(OH)₄ mg/L					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	58,850	1	58,850	7,238	,010
Dentro de grupos	390,250	48	8,130		
Total	449,100	49			
ANOVA Nitrito NO₂⁻ mg/L					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	,150	1	,150	8,725	,005
Dentro de grupos	,994	58	,017		
Total	1,144	59			
ANOVA Solidos disueltos totales (SDT) mg/L					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	379,961	1	379,961	,804	,374
Dentro de grupos	27414,242	58	472,659		
Total	27794,203	59			

Anexo 4. Cuadros de ANOVA de concentraciones decadales de nutrientes en la desembocadura del río Itata.

Matriz de correlaciones										
		CH ₄	Si(OH) ₄	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	pp	NO ₂ ⁻	T°	SDT	Q
Correlación	CH ₄	1,000	-,231	-,031	-,055	-,118	-,134	-,093	,051	-,002
	Si(OH) ₄		1,000	-,048	-,128	,187	,041	,139	,293	-,078
	NO ₃ ⁻			1,000	,062	-,188	-,213	-,048	-,180	-,033
	PO ₄ ³⁻				1,000	-,050	,007	,012	-,104	-,156
	pp					1,000	,131	-,081	,036	,238
	NO ₂ ⁻						1,000	-,068	-,060	-,092
	Temperatura							1,000	,096	-,380
	SDT								1,000	-,125
	Caudal (Q)									
a. Determinante = ,483										

Anexo 5. Matriz de correlaciones entre las variables decadales estudiadas.