



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
INGENIERÍA AMBIENTAL



EMISIÓN DE METANO DISUELTO EN EL LAGO URBANO (LAGUNA CHICA), SAN PEDRO DE LA PAZ, REGIÓN DEL BIOBÍO, CHILE CENTRAL

Habilitación presentada para optar al título de

Ingeniero Ambiental

Nicolás Ignacio Beltrán Araya

Profesora Guía: Dra. Mariela Yévenes Burgos

Concepción, Chile

2024

“EMISIÓN DE METANO DISUELTO EN EL LAGO URBANO (LAGUNA CHICA), SAN PEDRO DE LA PAZ, REGIÓN DEL BIOBÍO, CHILE CENTRAL”

Profesor Guía: Dra. Mariela Yevenes Burgos



Profesor Comisión: Dr. Claudio Valdovinos Zarges



Profesor Comisión: Dr. Victor Parra Ramírez



CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA

Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad : (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima (En Escala de 5,7 a 7,0)

Concepción, marzo 2024

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS	ii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	iii
AGRADECIMIENTOS	v
RESUMEN.....	vi
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	3
3. OBJETIVOS	3
3.1 Objetivo general	3
3.2 Objetivos específicos.....	3
4. ANTECEDENTES GENERALES.....	4
4.1 Efecto invernadero y Gases de Efecto Invernadero (GEI)	4
4.2 Metano (CH ₄).....	4
4.3 Metano en cuerpos de agua	5
4.3.1 Lagos urbanos.....	6
4.3.1.1 Estado trófico	7
4.4.1 Producción y emisión de metano.....	8
4.4.2 Vías de emisión de metano.....	9
4.4.2.1 Flujo difusivo	10
4.5 Variables predictoras	12
4.6 Estudios de emisiones de metano en el mundo	13
4.7 Estudios de emisiones de metano en Chile	15
5. METODOLOGÍA.....	17
5.1 Área de estudio	17
5.2 Clima	19
5.3 Toma de muestra y mediciones <i>in situ</i>	19
5.4 Análisis químico	20
5.5 Estado trófico	21
5.6 Flujo difusivo de metano	22
5.7 Variación espacial de las concentraciones de metano y flujo difusivo.....	24
5.8 Análisis estadístico	24
6. RESULTADOS.....	25
6.1 Estado trófico	25

6.2 Estadísticos de interés	26
6.2.1 Diagramas de caja	26
6.2.2 Concentración de metano disuelto	29
6.2.3 Estadística descriptiva de las variables fisicoquímicas	30
6.2.4 Nutrientes	33
6.2.5 Pruebas de normalidad	34
6.3 Correlaciones	36
6.4 Regresión lineal simple	37
6.5 Flujo difusivo	40
6.5.1 Emisión de metano por flujo difusivo	40
6.5.2 Concentración de metano y flujo difusivo	41
7. DISCUSIÓN	44
7.1 Estado trófico	44
7.2 Concentración de metano disuelto	45
7.3 Variables fisicoquímicas	46
7.4 Nutrientes	48
7.5 Flujo difusivo	49
8. CONCLUSIÓN	53
9. SUGERENCIAS	55
10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de los Índices del Estado Trófico por Carlson y sus características. 7	
Tabla 2. Secuencia de reacciones de reducción catalizada por microorganismos en la degradación de materia orgánica hasta la producción de CH ₄	8
Tabla 3. Concentraciones de CH ₄ disuelto (nM) en aguas superficiales de diversos lagos del mundo.....	13
Tabla 4. Principales características morfométricas del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.	18
Tabla 5. Escala de valores del estado trófico en cuerpos de agua.....	22
Tabla 6. Análisis del estado trófico mediante el índice de Carlson (1977) para el lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.	25
Tabla 7. Estadística descriptiva para las concentraciones de CH ₄ disuelto en los puntos de muestreos del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.	29

Tabla 8. Estadística descriptiva de los parámetros del aire en los puntos de muestreos del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.	30
Tabla 9. Estadística descriptiva de los parámetros del agua en los puntos de muestreos del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.....	32
Tabla 10. Análisis de nutrientes para los parámetros del agua en los puntos de muestreos del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.....	33
Tabla 11. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk (significancia p-valor > 0.05) para las distintas variables en la temporada de primavera.	34
Tabla 12. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk (significancia p-valor > 0.05) para las distintas variables en la temporada de verano.	35
Tabla 13. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk (significancia p-valor > 0.05) para las distintas variables en la temporada de otoño	35
Tabla 14. Correlación de Spearman (significancia $R > 0.5$) para las diferentes temporadas.	36
Tabla 15. Regresión lineal simple (significancia $R^2 > 0.5$) para las diferentes temporadas.	38
Tabla 16. Estadística descriptiva para el flujo difusivo de CH ₄ en los puntos de muestreos del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.....	41
Tabla 17. Comparación de la concentración y flujo difusivo de CH ₄ disuelto del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz con otros lagos.	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Concentraciones de GEI de los últimos 2000 años	2
Figura 2. Esquema sintetizado de las vías de emisión de CH ₄ a la atmósfera desde cuerpos de agua	10
Figura 3. Esquema sintetizado de las vías de emisión de CH ₄ a la atmósfera desde cuerpos de agua (flujo difusivo).	11
Figura 4. Distribución global de las emisiones de CH ₄ en lagos (Azul, n = 227) y embalses (Rojo, n = 86). El tamaño de cada punto se escala a la magnitud de la emisión.	15
Figura 5. Mapa del área de estudio, usos de suelo (cuenca lacustre) y puntos de muestreo en el lago urbano “Laguna Chica” San Pedro de la Paz.....	18
Figura 6. Mapa del área de estudio y puntos de muestreo en el lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.....	20
Figura 7. Diagramas de caja para la concentración de CH ₄ disuelto en la superficie del lago urbano durante las temporadas de primavera 2022, verano y otoño 2023	26
Figura 8. Diagramas de caja para las variables fisicoquímicas muestreadas en el agua durante las temporadas de primavera 2022, verano y otoño 2023.....	27

Figura 9. Diagramas de caja para las variables fisicoquímicas muestreadas en el aire durante las temporadas de primavera 2022, verano y otoño 2023.....	28
Figura 10. Concentraciones de CH ₄ disuelto, en la superficie del lago, respecto a la Tw (10A), conductividad (10B), SDT (10C) y Chl-a (10D) para las distintas temporadas (primavera 2022, verano y otoño 2023) en el lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.....	40
Figura 11. Mapa de interpolación para la concentración de CH ₄ disuelto (nM, 11A) y el flujo difusivo (μmol m ⁻² d ⁻¹ , 11B) para primavera 2022 en el área de estudio (lago urbano “Laguna Chica”) mediante el método IDW a lo largo de la transecta.....	42
Figura 12. Mapa de interpolación para la concentración de CH ₄ disuelto (nM, 12A) y el flujo difusivo (μmol m ⁻² d ⁻¹ , 12B) para verano 2023 en el área de estudio (lago urbano “Laguna Chica”) mediante el método IDW largo de la transecta..	43
Figura 13. Mapa de interpolación para la concentración de CH ₄ disuelto (nM, 13A) y el flujo difusivo (μmol m ⁻² d ⁻¹ , 13B) para otoño 2023 en el área de estudio (lago urbano “Laguna Chica”) mediante el método IDW a lo largo de la transecta.....	44

AGRADECIMIENTOS

Quiero dar las gracias a toda mi familia Beltrán Araya y amigos, en especial a mi mamá (Sonia), papá (Luis) y hermano (Marcelo), quienes siempre estuvieron ahí para apoyarme en cualquier circunstancia, dándome todo el apoyo y amor necesario para salir adelante, lograr mis objetivos y siendo mi inspiración de vida. También, agradezco a mi mami y tata, quienes me hubiera gustado que vieran este logro, pero sé que sea donde estén me están apoyando y ayudando a lograr mis objetivos. De igual modo, agradezco a mi compañera Natalia, quien fue un pilar fundamental a lo largo de la carrera, en especial la finalización de ella con su lindo amar, su apoyo, saber escuchar y en especial, su ayuda en lo que fuese necesario. También, doy gracias a mi profesora guía, Mariela Yévenes, quien siempre tuvo la disposición de ayudar ante las dudas que me surgían, siendo una excelente guía.

RESUMEN

El aumento de los gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera ha provocado ser la causa principal del cambio climático al aumentar la temperatura terrestre y oceánica. El metano (CH_4) es el segundo GEI más importante con un tiempo de vida relativamente corto de 9 años en la atmósfera y, además, presenta un forzamiento radiativo mayor que el dióxido de carbono (CO_2). Las aguas continentales se han considerado como fuentes significativas de CH_4 durante la última década y su producción en estos sistemas se ve potenciada por la materia orgánica (MO) y una baja presencia de oxígeno.

Dentro de los sistemas acuáticos continentales los lagos pueden emitir cantidades significativas de CH_4 , principalmente a través de una de las principales vías de emisión de CH_4 hacia la atmósfera, que es la difusión. Para el flujo difusivo existen variables predictoras relevantes del flujo de CH_4 a la atmósfera, las cuales son propiedades biológicas, físicas y morfométricas, como por ejemplo la temperatura y productividad del lago. De acuerdo con esto, el presente proyecto tuvo como objetivo evaluar la concentración y emisión del CH_4 disuelto en el lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz, Región del Biobío. Se encontró relación entre la concentración de CH_4 disuelto y las variables de temperatura del agua, conductividad, sólidos disueltos totales y clorofila-a. El agua superficial mostró promedios (rango) de concentración de CH_4 disuelto para las temporadas de primavera 2022, verano y otoño 2023 de 243.9 nM (175-297 nM), 209.3 nM (130.9-407.5 nM) y 41.1 nM (17.4-90.9 nM). Con respecto al flujo difusivo, sus promedios fueron de 228 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (92.0-501 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), 412 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (47.3-1200 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) y 11.3 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (1.26-19.8 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$).

El análisis identificó la concentración de CH_4 disuelto y se determinó su relación espacio-temporal respecto a las variables fisicoquímicas. Finalmente, se estimó el flujo difusivo de este lago urbano.

1. INTRODUCCIÓN

El metano (CH_4) es considerado como el segundo gas de efecto invernadero (GEI) más importante después del dióxido de carbono (CO_2). Las concentraciones de CH_4 han sido registradas en el 2011 superiores a los niveles preindustriales en aproximadamente un 150% según lo informado en el Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, 2013). Lo anterior, ha destacado ser una de las causas principales del cambio climático al aumentar la temperatura terrestre y oceánica en 0.85 [0.65 a 1.06] °C a lo largo de 1880-2012 (IPCC, 2013). A este fenómeno se le ha denominado como calentamiento global (Antonio, 2010).

Durante la última década, diversas investigaciones han generado crecientes inquietudes en torno a los niveles de este GEI, especialmente por su rápido aumento desde 1750 que ha experimentado en la atmósfera (Saunio et al., 2016), lo que se puede observar de mejor manera en la Figura 1 (García et al., 2013; IPCC, 2007). Al mismo tiempo, esta tendencia ha impulsado áreas de investigación destinados a explorar la magnitud y la dinámica espaciotemporal de las fuentes del gas CH_4 , buscando comprender más a fondo sus patrones y comportamientos (Deemer et al., 2016; Kirschke et al., 2013). Con respecto a las aguas continentales, representan solo una fracción reducida de la superficie terrestre, pero desempeñan un papel crucial como fuentes significativas de CH_4 a nivel global (Bastviken et al., 2011; Tranvik et al., 2009). Se destacan diferencias importantes en las propiedades de estas, como por ejemplo entre lagos, lo cual puede influir en el flujo de CH_4 (Downing, 2010; Hayes et al., 2017; Holgerson & Raymond, 2016b). La potencia y corta permanencia del CH_4 en la atmósfera lo convierte en un GEI crucial en el escenario climático. Esto implica que las alteraciones actuales en las emisiones pueden generar consecuencias inmediatas, lo anterior, como una rápida respuesta climática (Prather et al., 2012). Por otro lado, sus emisiones desde los lagos hacia la atmósfera podrían tener un impacto significativo en los presupuestos globales de este gas (Raymond et al., 2013; Rosentreter et al., 2021).

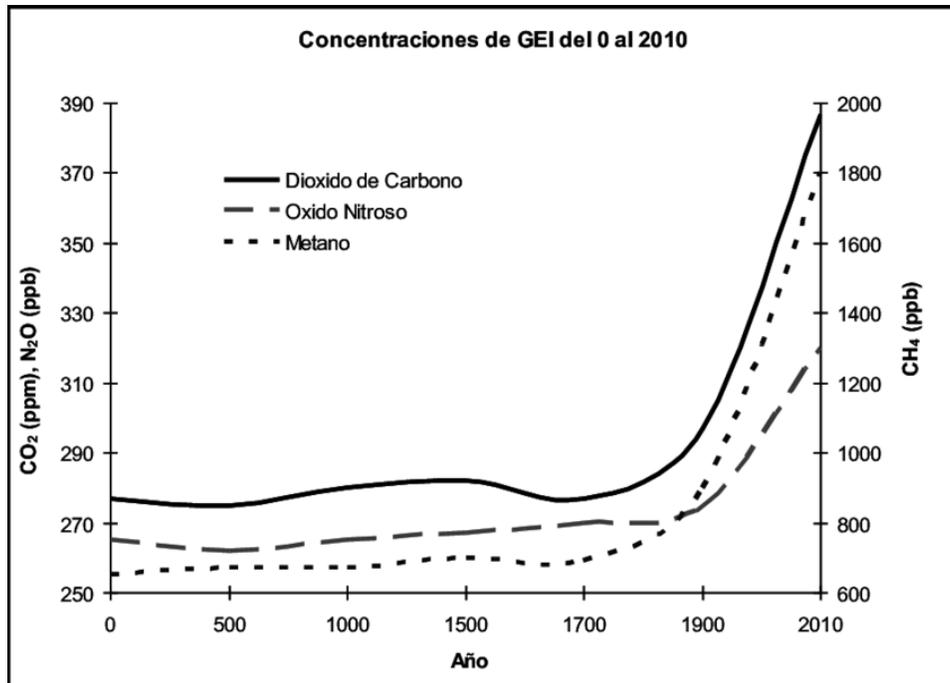


Figura 1. Concentraciones de GEI de los últimos 2000 años.
Fuente: Adaptada por N. Santillán, a partir del IPCC (2007).

Dado lo anterior, es relevante realizar estudios de emisiones espaciotemporales en lagos de Chile, por lo que la presente investigación tiene como finalidad evaluar la emisión del CH₄ disuelto en la superficie del lago urbano “Laguna Chica” en la Región del Biobío, Chile central.

2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuál es el nivel de emisión de CH₄ disuelto desde el agua superficial hacia la atmósfera en el Lago urbano “Laguna Chica”, San Pedro de la Paz, Región del Biobío?

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Evaluar la emisión de CH₄ disuelto en el agua superficial del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz, Región del Biobío.

3.2 Objetivos específicos

- I. Analizar la concentración de CH₄ disuelto en el agua superficial del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz, Región del Biobío.
- II. Determinar la relación espacio-temporal entre la concentración de CH₄ disuelto y las variables fisicoquímicas del agua superficial del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz, Región del Biobío.
- III. Estimar el flujo difusivo de CH₄ en la capa superficial (Interfaz agua-atmósfera) del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz, Región del Biobío.

4. ANTECEDENTES GENERALES

4.1 Efecto invernadero y Gases de Efecto Invernadero (GEI)

En la atmósfera existen diversos gases que permiten el ingreso de la radiación solar (luz visible) a la superficie de la tierra, atrapando así la radiación infrarroja (radiación térmica) que es reemitida por ella. Si estos gases no estuviesen presentes, la radiación infrarroja se liberaría al espacio. Es así como a la captura de esta se le conoce como “efecto invernadero” y a los gases que tienen una influencia sobre el balance de radiación entre la atmósfera y la superficie de la tierra se le conoce como GEI (IPCC, 2007). Estos se pueden encontrar en la atmósfera tanto de manera natural como de manera antropogénica.

El balance de energía del sistema climático ha sido alterado por los cambios experimentados en las concentraciones de los GEI y aerosoles (sustancias líquidas dispersas volatilizadas) en la atmósfera, los cuales son precursores del cambio climático (IPCC, 2007).

4.2 Metano (CH₄)

Se reconoce que el CH₄ es un GEI de importancia tanto natural como antropogénica (IPCC, 2013), donde las fuentes de este gas se pueden clasificar de manera general según su origen: biogénicas, termogénicas y pirogénicas, siendo las dos primeras las principales contribuyentes (Bižić et al., 2020).

El CH₄ presenta un tiempo de vida atmosférico relativamente corto, correspondiente a 9.1 ± 0.9 años (Prather et al., 2012). Su concentración en la atmósfera es menor que la del CO₂, sin embargo, presenta un potencial de calentamiento global (forzamiento radiativo) 34 veces más alto que este a lo largo de una escala de tiempo de 100 años y es responsable de aproximadamente un 20% del forzamiento radiativo atmosférico adicional desde el año 1750, posterior a la era preindustrial (IPCC, 2013; Wang et al., 2021). En consecuencia, aún cuando la concentración de

este gas en la atmósfera es menor que la del CO₂, su contribución al calentamiento global es relevante (Tauchnitz et al., 2008).

Se ha encontrado evidencia la cual sugiere que el aumento de las temperaturas debido al calentamiento global ha llevado a un incremento en las emisiones de CH₄ en los ecosistemas de agua dulce (Yvon-Durocher et al., 2014). Por otra parte, las concentraciones de CH₄ en la capa superficial de estos sistemas, así como las emisiones de CH₄ (Yang et al., 2013), presentarán variaciones estacionales, incrementándose con la temperatura del agua (Rasilo et al., 2015) y siendo afectadas por los patrones estacionales de mezcla (Schubert et al., 2012).

4.3 Metano en cuerpos de agua

Hasta hace unos años las aguas continentales no eran consideradas como fuentes significativas de CH₄ a la atmósfera, pero esto ha ido cambiando rápidamente en la última década (DelSontro et al., 2016; Rosentreter et al., 2021). Reciente evidencia sugiere que estos sistemas pueden llegar a contribuir de manera significativa a los presupuestos tanto de manera regional (Campeau & Del Giorgio, 2014) como global (Bastviken et al., 2004; Bastviken et al., 2011). Esto es relevante, debido a que los cambios de usos de suelo, como por ejemplo arrozales y ganado rumiante, han provocado un aumento sustancial de las emisiones atmosféricas de CH₄ (Bižić et al., 2020). De igual forma, la contaminación puede ser un factor relevante y que puede contribuir en estas emisiones (Gonzalez-Valencia et al., 2014). Asimismo, otra causa es la eutrofización, la cual es el enriquecimiento de nutrientes en los cuerpos de agua (Trolle et al., 2012), lo que resulta en un aumento de carbono en los sedimentos (Anderson et al., 2014), provocando así, además, un aumento en la producción de CH₄.

Los ecosistemas acuáticos continentales cubren aproximadamente un 3% de la cobertura del planeta y se consideran sensibles a los cambios del clima, asimismo responden de manera rápida a estos cambios ambientales (Downing et al., 2006). Además, estos sistemas pueden aportar entre un 20.6 y 32.8% a las emisiones

naturales a nivel global, a pesar de que solamente abarcan una fracción reducida de la superficie terrestre total (Messenger et al., 2016; Verpoorter et al., 2014).

En cuanto a la producción de CH₄ en sistemas acuáticos, esta se ve potenciada por un exceso de materia orgánica (MO) y una baja presencia de oxígeno (Pickard et al., 2021), siendo en cuerpos de agua dulce continentales como lo son ríos, lagos y embalses, puntos críticos de emisiones globales de CH₄ (Bastviken et al., 2011).

Autores como Bastviken et al. (2011) señalan que las emisiones de CH₄ desde estos cuerpos, pueden influir en la estimación global del sumidero de GEI, por lo que se pide incluirlos al balance global de estos gases. Otros autores (Schilder et al., 2016) indican que la cantidad de estudios realizados sobre mediciones *in situ* en los lagos, en cuanto a las emisiones de GEI, son limitados, siendo frecuentemente medidos en una pequeña sección del lago y no en todas las estaciones del año.

Los cuerpos de agua pequeños y poco profundos, como lagos y embalses, son comunes en el entorno natural y liberan cantidades significativas de GEI a la atmósfera (Downing et al., 2006).

4.3.1 Lagos urbanos

Los lagos que se encuentran en ciudades son denominados como “lagos urbanos”, los cuales son sistemas lénticos y su origen puede ser tanto de manera natural como artificial, siendo este de un tamaño pequeño (superficie <10 km²) y con una profundidad escasa de promedio (<5 m) (Almanza-Marroquín et al., 2016; Birch & McCaskie, 1999). Hay casos, en menor cantidad, en los cuales se presentan lagos de gran tamaño y profundos, los cuales fueron rodeados por ciudades debido a la expansión de ellas (Almanza-Marroquín et al., 2016). Estos lagos son relevantes como servicios ecosistémicos e importantes elementos paisajísticos y recreativos en las ciudades (Almanza-Marroquín et al., 2016). Asimismo, son los cuerpos de agua más reconocidos y frecuentados por la población en general (Schueler & Simpson, 2003). Considerando lo anterior, la existencia de estos lagos en entornos

urbanos se interpreta como un indicador de sostenibilidad y bienestar para la población aledaña (Barica, 1992).

Si bien los lagos tropicales tienen un mayor flujo de CH₄ hacia la atmósfera por unidad de área, los lagos templados, subárticos y boreales presentan una mayor superficie combinada, lo que implica en una fuente relevante de CH₄ para la atmósfera (Bastviken et al., 2004; Bastviken et al., 2011; Gonzalez-Valencia et al., 2014; Kirschke et al., 2013).

4.3.1.1 Estado trófico

El nivel trófico manifestado por un lago se posiciona como un indicador significativo no solo de su productividad, sino también de la calidad del agua, su integridad biológica y su capacidad para satisfacer los criterios de uso que le sean designados (USEPA, 1974). Esta clasificación, dada por el estado trófico, se puede presentar mediante varios índices, siendo el más conocido como Índice del Estado Trófico (TSI, por sus siglas en inglés) llevado a cabo por Carlson, donde su clasificación puede ser oligotrófico, mesotrófico, eutrófico o hipereutrófico (Tabla 1) (Carlson, 1977; Guzmán, 2021; Nojavan et al., 2019).

Tabla 1. Clasificación de los Índices del Estado Trófico por Carlson y sus características.

Índice del Estado Trófico (TSI)	Características
Oligotrófico	Bajo nivel de productividad biológica
Mesotrófico	Moderado nivel de productividad biológica
Eutrófico	Alto nivel de productividad biológica
Hipereutrófico	Muy alto nivel de productividad biológica

Fuente: Elaboración propia con datos de Carlson (1977).

4.4.1 Producción y emisión de metano

Las emisiones de CH₄ desde los sistemas lacustres están influenciadas por la producción de este gas, que ocurre principalmente en sedimentos anóxicos y se encuentra controlada por condiciones redox, siendo como suministro la materia orgánica y la temperatura (Peters & Conrad, 1996). El CH₄ disuelto en la columna de agua proviene de su fuente principal que es el sedimento (Zhao et al., 2022) y es el producto esencial de la mineralización del carbono en lagos. Asimismo, es producido principalmente en circunstancias anóxicas a través de bacterias arqueas metanogénicas de la familia *Archaea* (Bastviken et al., 2008). A este proceso se le llama metanogénesis, en donde se degrada la MO bajo condiciones anaeróbicas (Conrad, 2020), lo cual quiere decir que el oxígeno (O₂) es el principal oxidante de la MO y una vez que este no está presente en el agua o en el sedimento, además de un par de reacciones (Tabla 2), es que ocurre este proceso (Sigg, 2000). La metanogénesis representa aproximadamente el 70% de la mineralización del carbono anaeróbico, lo que contempla en 10-50% del total del carbono mineralizado (Bastviken et al., 2008). Diferentes autores han demostrado que del mismo modo el CH₄ se puede producir en la columna de agua óxica de los lagos, variando así los sitios en donde ocurre su producción (Bogard et al., 2014; DelSontro et al., 2016). Para la descomposición y oxidación de la MO en los sedimentos, existe una secuencia de reacciones, las cuales son de manera aproximada y predicha por la termodinámica (Sigg, 2000).

En la Tabla 2 se puede observar la reacción del proceso de metanogénesis con su respectivo valor medio del potencial redox (Eh).

Tabla 2. Secuencia de reacciones de reducción catalizada por microorganismos en la degradación de materia orgánica hasta la producción de CH₄.

Aceptor de electrones	Proceso	Reacción de reducción	Eh (V)
O ₂	Respiración aeróbica	O ₂ + 4H ⁺ -> 2H ₂ O	+0.812
NO ₃ ⁻	Desnitrificación	2NO ₃ ⁻ + 6H ⁺ + 6e ⁻ -> N ₂ + 3H ₂ O	+0.747

Mn⁴⁺	Reducción de Mn (IV)	$\text{MnO}_2 + 4\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Mn}^{2+} + 2\text{H}_2\text{O}$	+0.526
Fe³⁺	Reducción de Fe (III)	$\text{Fe}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+ + \text{e}^- \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O}$	-0.047
SO₄²⁻	Reducción de SO ₄ ²⁻	$\text{SO}_4^{2-} + 8\text{H}^+ + 8\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2\text{S} + 4\text{H}_2\text{O}$	-0.221
CO₂	Metanogénesis	$\text{CO}_2 + 8\text{H}^+ + 8\text{e}^- \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	-0.244

Fuente: Adaptada de (Schlesinger & Bernhardt, 2013)

Las emisiones globales de CH₄, considerando las fuentes naturales y antrópicas, oscilan entre 538-884 Tg CH₄/año, siendo esta variación alta debido a las emisiones inciertas de los sistemas de agua continentales, humedales naturales y filtraciones geológicas (Saunois et al., 2016; Saunois et al., 2020). Con respecto a los lagos y embalses de agua dulce, estimaciones recientes de emisiones indican una oscilación entre 72-185 Tg CH₄/año (Deemer & Holgerson, 2021; DelSontro et al., 2018).

4.4.2 Vías de emisión de metano

Si bien los lagos emiten CH₄ a la atmósfera mediante tres vías: flujo difusivo, flujo de ebullición y flujo mediado por plantas (Bastviken et al., 2011; Hernandez, 2010), las últimas dos vías mencionadas, en general, solo se van a presentar en ocasiones particulares (Li et al., 2020). En cuanto al flujo mediado por plantas, ocurre en áreas donde se registra una mayor vegetación (Bastviken et al., 2004). Con respecto a la emisión de CH₄ mediante flujo de ebullición, se da de forma esporádica en los lagos y ocurre en lugares donde hay una mayor cantidad de carbono almacenado en los sedimentos (Saunois et al., 2016). Li et al. (2020) indican que las mediciones actuales en terreno del flujo de ebullición (sitios con alto almacenamiento en sedimentos) y flujo mediado por plantas (mayor vegetación en el sitio) son escasas, además presentan una variabilidad espaciotemporal alta (Saunois et al., 2016). En la Figura 2 se puede observar de mejor manera las tres vías de emisión de CH₄.

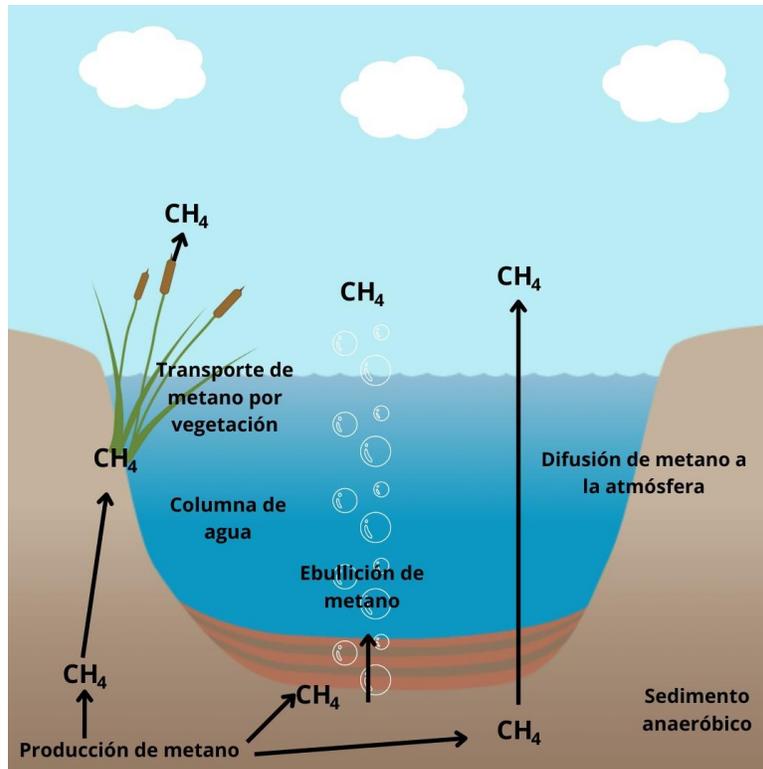


Figura 2. Esquema sintetizado de las vías de emisión de CH₄ a la atmósfera desde cuerpos de agua. **Fuente:** Elaboración propia.

4.4.2.1 Flujo difusivo

Una de las principales vías de emisión del CH₄ es el flujo difusivo (Figura 3) y su intercambio entre el agua y la atmósfera en la superficie del lago (Bastviken et al., 2004; Peeters et al., 2019). Desde el sedimento anóxico el CH₄ ingresa a la columna de agua, siendo muy probable un evento de oxidación por parte de las bacterias oxidantes de CH₄ (metanotrofia aerobia), en donde la proporción restante que no se oxida llega en su mayoría a la superficie del lago (Bastviken et al., 2002; Hanson & Hanson, 1996). Considerando lo anterior, la gran parte del CH₄ que escapa del proceso de oxidación y alcanza la superficie, llega a la capa superior de mezcla en el agua superficial, y se emite a la atmósfera como flujo difusivo (Bastviken et al., 2004). Este flujo depende de la diferencia de concentración parcial de gas CH₄ entre el agua y la atmósfera, además de la tasa física de intercambio entre el aire y el

agua, expresada como velocidad pistón (Bastviken et al., 2008). La velocidad mencionada se origina a partir de la turbulencia y, por ello, depende de la velocidad del viento. Mientras tanto, la concentración de CH_4 en el agua superficial está determinada por factores como la producción, la oxidación, las tasas y el patrón de los flujos de CH_4 en el lago, así como la velocidad de pistón, que va a influir en la eliminación del CH_4 disuelto (Bastviken et al., 2004). En resumen, la magnitud del flujo difusivo se encuentra en relación directa con la concentración de equilibrio atmosférico, la concentración del gas en la capa superficial del agua, y la velocidad de transferencia del gas (Cole & Caraco, 1998).

Al momento que la presión parcial del aire o de la atmósfera es mayor, el gas va a fluir de la sección de mayor a la de menor presión parcial, además, se considera positivo si fluye desde el agua a la atmósfera y negativo si sucede lo contrario (Esteves & Marinho, 2011).

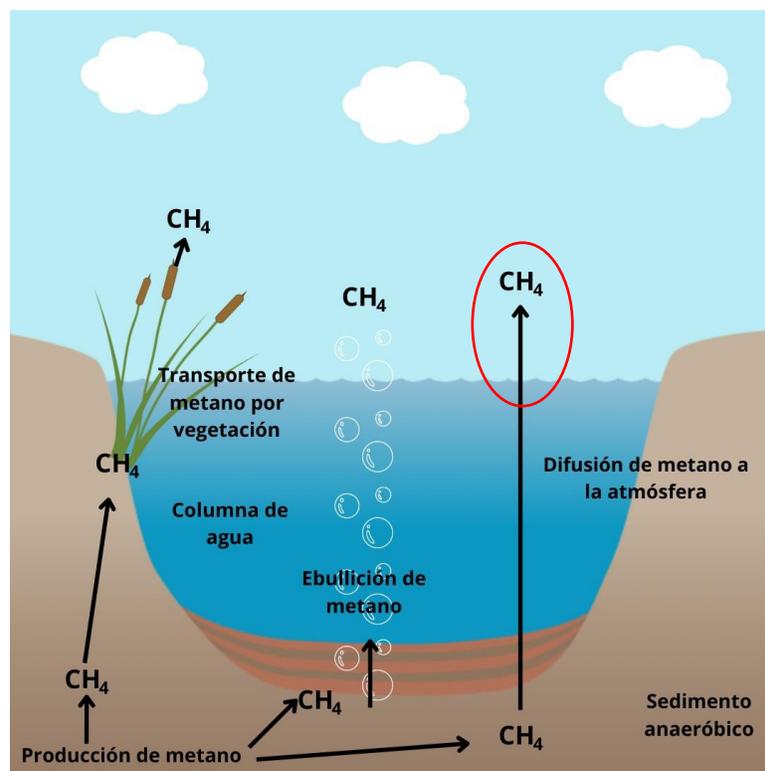


Figura 3. Esquema sintetizado de las vías de emisión de CH_4 a la atmósfera desde cuerpos de agua (flujo difusivo). **Fuente:** Elaboración propia.

4.5 Variables predictoras

Se sugiere una variedad de predictores relevantes del flujo de CH₄ a la atmósfera, siendo ellas propiedades biológicas, físicas y morfométricas (Deemer & Holgerson, 2021), encontrándose en la literatura la profundidad del agua (Gorsky et al., 2019), temperatura (DelSontro et al., 2016), latitud (Barros et al., 2011), productividad del ecosistema (DelSontro et al., 2018) y superficie (Holgerson & Raymond, 2016a). Establecer una relación de las emisiones de CH₄ y las características de los cuerpos de agua, resulta relevante al momento de resolver los problemas de incertidumbre que se tienen con respecto a estas emisiones, especialmente asociados con el muestreo desproporcionado en ciertos tipos y/o tamaños de los cuerpos de agua (Deemer et al., 2016).

Los cambios de temperatura pueden afectar desproporcionadamente la proporción del flujo ebullitivo y difusivo en relación con la emisión total de CH₄. Asimismo, la tendencia sobre la temperatura media global futura (DelSontro et al., 2016; Evans et al., 2005) debería alterar la producción de CH₄ (Davidson et al., 2015). Las emisiones de este gas muestran una clara dependencia de la temperatura en todos los ecosistemas acuáticos y latitudes (Jansen et al., 2020).

La profundidad del cuerpo de agua es una característica morfométrica que puede influir en la magnitud y en la vía de la emisión de CH₄. Esto se debe a que modifica el grado de disolución del CH₄ a medida que asciende por la columna de agua. En otras palabras, los cuerpos de agua que presentan una mayor profundidad van a disponer de una mayor capacidad para disolver, atrapar y oxidar el CH₄ (McGinnis et al., 2006). Asimismo, dentro de las características morfométricas, también se puede encontrar el área de la superficie y la columna de agua, esta última puede atrapar CH₄ en condiciones estratificadas (Deemer & Holgerson, 2021; McGinnis et al., 2006).

Además, la cantidad de CH₄ liberado a través del flujo difusivo desde los lagos hacia la atmósfera, está fuertemente influenciada por la concentración de CH₄ en la capa superficial del agua y del comportamiento de mezcla que tenga el lago (Bastviken

et al., 2004). Durante el recambio episódico que presentan estos, gran parte del CH₄ almacenado en aguas anóxicas del fondo puede llegar de manera rápida a la superficie, donde su salida puede ser momentáneamente muy alta y en poco tiempo, permitiendo así un consumo limitado por parte de la comunidad microbiana metanotrófica (Blees et al., 2015; Schmid et al., 2005; Schubert et al., 2012; Walter et al., 2007). Algunas concentraciones de CH₄ disuelto en distintos lagos del mundo se pueden observar en la Tabla 3.

Tabla 3. Concentraciones de CH₄ disuelto (nM) en aguas superficiales de diversos lagos del mundo.

Autores	Lagos	Superficie (Km²)	Profundidad máxima (m)	Clima	Ubicación	Concentración (nM)
Fernández et al. (2014)	Mindelsee, Alemania	1.02	13.5	Templado	47°45.178'N, 9°1.423'E	500-1000
Ragg et al. (2021)	Illmensee, Alemania	0.71	16.5	Templado	47°51.317'N, 9°22.817'E	500-2000
Schmiedeskamp et al. (2021)	Windsborn, Alemania	0.0158	1.2–1.7	Templado	50°05'N, 6°46'E	100-15500
Schmiedeskamp et al. (2021)	Heideweiher, Alemania	0.0155	0.83	Templado	52°20'N, 7°37'E	0-5200
Townsend-Small et al. (2017)	FC-M9925, Alaska	0.87	0.4	Boreal	70.247°N, 151.478°W	330-510
Townsend-Small et al. (2017)	INI-001, Alaska	0.66	2.7	Boreal	69.996°N, 153.070°W	350-556

Fuente: Elaboración propia.

4.6 Estudios de emisiones de metano en el mundo

En el mundo se han realizado diversas investigaciones sobre las emisiones de CH₄ respecto de sus vías de emisión, esto desde los ecosistemas acuáticos hacia la atmósfera, mediante flujo difusivo y otros estudios donde se agrega el flujo de ebullición (DelSontro et al., 2016; Li et al., 2020; Schilder et al., 2016).

Con respecto a estudios dedicados solo al flujo difusivo, en China, se estudió el Lago Chaohu donde su objetivo principal fue investigar las variaciones espaciales que presentaba el flujo difusivo de CH₄ y explorar el papel de la eutrofización que presentaba el lago, dando como resultado un flujo medio de $242 \pm 132 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Zhang et al., 2021). Asimismo, como se mencionó anteriormente, se han realizado investigaciones en los cuales se estudia el flujo difusivo de este GEI y, además, se estudia el flujo de ebullición. Este caso de estudio ocurre en el Lago Gerzensee, donde se analizan los patrones espaciotemporales del flujo (difusivo y ebullición) de CH₄, confirmando diversos estudios que corroboran la presencia de una marcada variación espacial en los flujos previamente mencionados, siendo el flujo medio total de $5800 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Además, se sugiere que las estimaciones de las emisiones de GEI basadas en una ampliación de mediciones a corto plazo y a pequeña escala pueden mejorarse si se considera la variación espacial y temporal de las emisiones (Schilder et al., 2016).

Se pueden encontrar tanto estudios donde se investigan diversos lagos a la vez como en otros donde solamente se estudia uno en específico. Estas investigaciones se pueden encontrar en Europa Occidental (Hofmann, 2013), lagos tropicales de Asia (Zhang et al., 2021), lagos tropicales del Amazonas (Barbosa et al., 2020), lagos boreales (Rasilo et al., 2015), entre otras investigaciones relacionadas sobre este tema.

Deemer & Holgerson (2021) recopilaron datos de 227 lagos y 86 embalses del mundo (Figura 4), en donde se estudiaron las emisiones de CH₄ a través del flujo difusivo y ebulitivo. Dentro de los datos recopilados en este estudio, se puede apreciar que no se presentan estudios sobre emisiones de estos flujos de CH₄ en lagos de Chile.

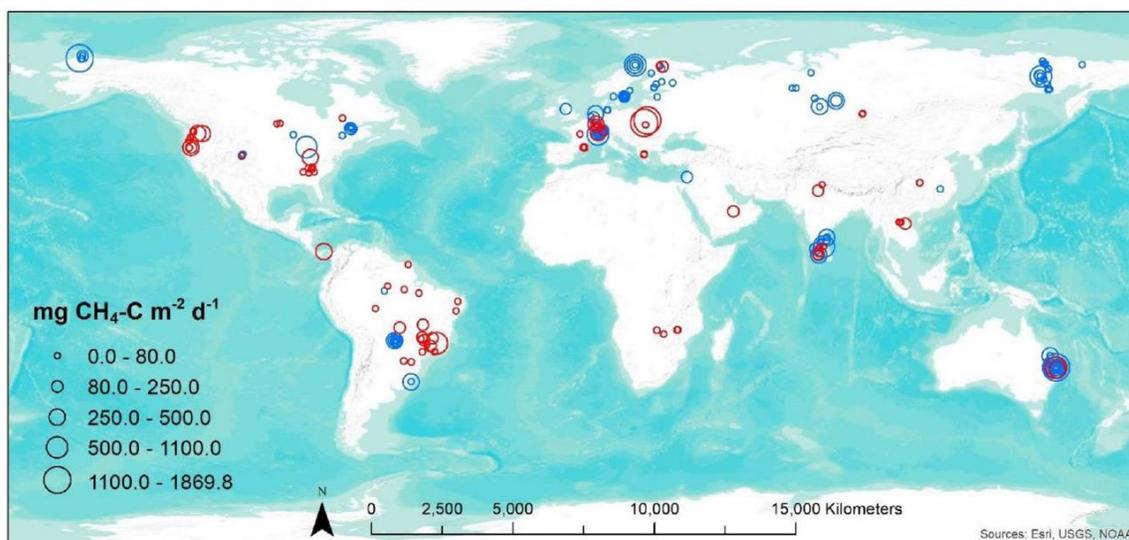


Figura 4. Distribución global de las emisiones de CH₄ en lagos (Azul, n = 227) y embalses (Rojo, n = 86). El tamaño de cada punto se escala a la magnitud de la emisión. **Fuente:** Deemer & Holgerson (2021).

4.7 Estudios de emisiones de metano en Chile

Las investigaciones realizadas en agua continental en Chile, sobre emisiones de CH₄ y otros GEI, se han centrado principalmente en los fiordos de la Patagonia Chilena (Farias et al., 2017; Yevenes et al., 2017; Yevenes et al., 2019). Farias et al. (2017) estudiaron la distribución de CH₄ disuelto en el fiordo de Reloncaví, donde se resalta su capacidad para contribuir como una fuente o sumidero natural importante de este GEI. Por otro lado, Yevenes et al. (2017) estudiaron la distribución espacial del GEI óxido nitroso (N₂O) en el fiordo de Reloncaví y la desembocadura de Guafo. Además, otros estudios se han llevado a cabo en aguas continentales como es el Río Biobío, en el cual se investigó el N₂O (Cornejo-D'ottone et al., 2019) y en un humedal de gran altitud, Salar de Huasco, donde se examina un estanque representativo para la dinámica de los GEI (CH₄, CO₂ y N₂O) y su asociación con otras condiciones biogeoquímicas (Molina et al., 2021). No obstante, a pesar de la importancia que pudiesen tener los sistemas continentales como fuentes de emisión de CH₄ a la atmósfera, aún existe incertidumbre en la magnitud y función que cumplen los sistemas acuáticos de bajas latitudes.

Lo anterior, es una motivación para investigar la magnitud de las emisiones de CH₄ en aguas continentales de Chile, y así poder conocer el comportamiento de estos sistemas, y apoyar el conocimiento de los sistemas lacustres los que son fuertemente impactadas por las actividades humanas. Ello en aguas superficiales de lagos urbanos, con una fuerte influencia antropogénica donde estos ecosistemas sufren estrés, pudiendo emitir mayor cantidad de CH₄ y actuar como una fuente constante de CH₄ hacia la atmósfera.

5. METODOLOGÍA

5.1 Área de estudio

El lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz ($36^{\circ} 51' 73'' 05'$), está localizado en el sistema de “Lagos Nahuelbutanos” en la costa centro sur, específicamente en la comuna de San Pedro de la Paz, Región del Biobío, donde al norte limita con la ribera del río Biobío, al oeste con el Océano Pacífico, al sur con la comuna de Coronel y al este con la Cordillera de Nahuelbuta, situándose en la parte noroccidental de esta y aproximadamente a 5.0 km del centro de la ciudad de Concepción (Figura 5) (Cisternas et al., 1999; Guzmán, 2021; Parra et al., 2003). Es considerado como un lago urbano somero a 5.0 m.s.n.m. con una profundidad máxima de 18.0 m. Cuenta con un área de 0.82 km² y su cuenca presenta una superficie de 4.5 km², en la Tabla 4 se pueden observar las principales características morfométricas que presenta la Laguna Chica de manera resumida (Parra et al., 2003). La comuna de San Pedro de la Paz es considerada como urbana con una superficie de 112.5 km² (IDE, 2020) y posee 131.808 habitantes (INE, 2017). El estado trófico observado en el lago urbano “Laguna Chica” se clasifica como mesotrófico (Guzmán, 2021).

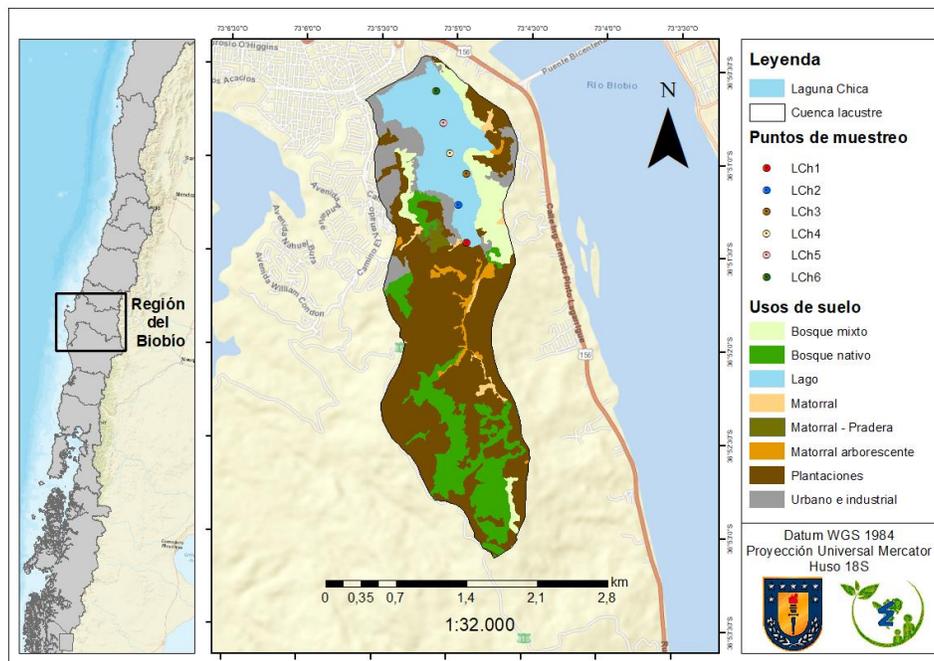


Figura 5. Mapa del área de estudio, usos de suelo (cuenca lacustre) y puntos de muestreo en el lago urbano “Laguna Chica” San Pedro de la Paz. **Fuente:** Elaboración propia en ArcGis 10.4.1 con datos del IDE.

Tabla 4. Principales características morfométricas del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.

Parámetros	L. Chica
Latitud (S)	36° 51'
Longitud (W)	73° 05'
Altura (m.s.n.m.)	5.0
Profundidad máx. (m)	18.0
Profundidad media (m)	10.3
Largo máx. (km)	1.9
Ancho máx. (km)	0.87
Perímetro (km)	5.7
Área del lago (km ²)	0.82
Área cuenca (km ²)	4.5
Volumen (km ³)	0.0086

Fuente: Adaptación de Parra et al., 2003.

5.2 Clima

El lago se caracteriza por estar inserto en un clima templado-cálido de tipo mediterráneo, en donde las lluvias se concentran principalmente en invierno y cuenta con una estación seca extensa en verano, lo cual se debe al efecto climático que ejerce la cordillera de Nahuelbuta como barrera, aumentando así sus precipitaciones de Oeste a Este (Guzmán, 2021). Posee una pluviometría cercana a los 1093 mm anuales (promedio 1991-2020) (DGA, 2022), donde las precipitaciones se concentran principalmente en los meses de mayo a octubre. Durante el periodo 1991-2020, se presenta una temperatura promedio aproximada a los 12.5°C (CR2, 2023).

5.3 Toma de muestra y mediciones *in situ*

Se realizaron tres campañas de muestreo en el período 2022-2023, esto de manera temporal durante diciembre 2022, enero y mayo 2023 (primavera, verano y otoño), siendo parte del proyecto ANID 77180055 de la Dra. Mariela Yévenes. Campos Deportivo Llacolén facilitaron una lancha y la persona que manejaba esta, para acceder a cada punto de muestreo. En la zona de estudio se efectuó una transecta longitudinal para seis estaciones de muestreo (Figura 5). En cada toma de muestra se realizó un triplicado, siendo esta la concentración de CH₄ en la capa superficial del lago, para la cual se recolectaron muestras de agua mediante viales de vidrio de 20 ml, asimismo, se conservaron con 50 µL de cloruro de mercurio (HgCl₂) saturado (6 mg/L) para así eliminar los organismos vivos. Luego, se sellaron de inmediato por medio de tapones herméticos y tapas de aluminio mediante una pinza crimpadora (Tilbrook & Karl, 1995). Lo anterior, impedirá la formación de burbujas de gas y una posible contaminación de los viales por medio de la atmósfera (Yevenes et al., 2017).

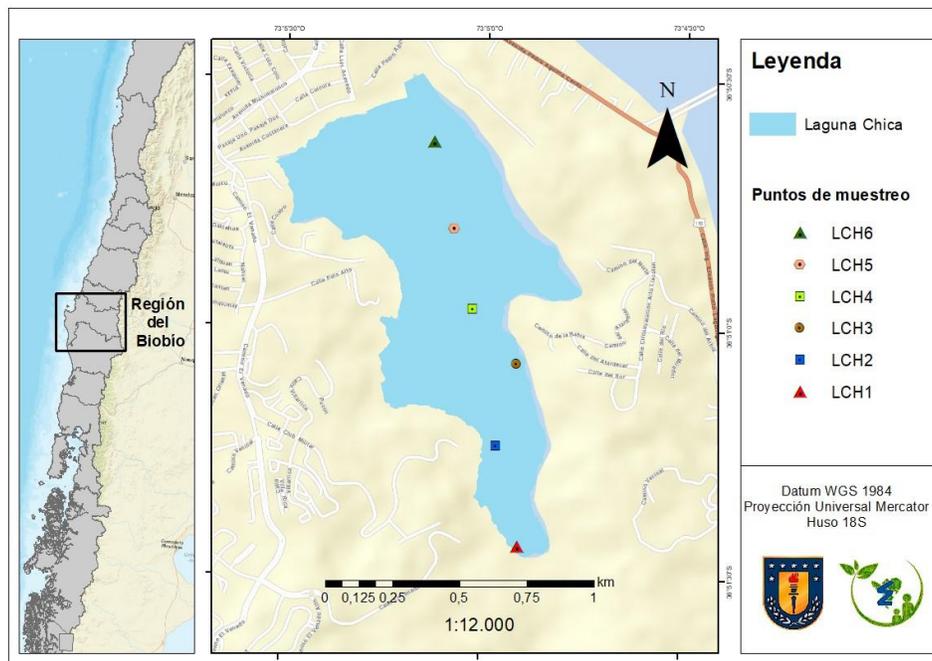


Figura 6. Mapa del área de estudio y puntos de muestreo en el lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz. **Fuente:** Elaboración propia en ArcGis 10.4.1 con datos del IDE (2020).

Ciertas variables se midieron *in situ* mediante un anemómetro digital portátil UT363 que determina la velocidad del viento, porcentaje de humedad y temperatura del aire (T_a). Además, por medio de una sonda multiparamétrica Hanna HI9829 se midió el oxígeno disuelto (OD), temperatura del agua (T_w , por sus singlas en inglés), pH, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), potencial redox y la turbidez. Adicionalmente, por medio de un disco Secchi (DS), se midió la transparencia de la laguna en cada estación y mediante un Checker HC se midió la alcalinidad *in situ*.

5.4 Análisis químico

Para el análisis químico de la concentración de CH_4 , en el Laboratorio de Agua y Ciencia Ciudadana (LACC) del Departamento de Sistemas Acuáticos de la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad de Concepción, se ocupó la técnica de

headspace (Magen et al., 2014), en donde se generó un espacio de cabeza con 5 mL de Helio en los viales de vidrio, esto mediante una jeringa hermética. La función de esta metodología es alcanzar el equilibrio entre la fase acuosa y gaseosa. Esto se llevó a cabo por medio de un cromatógrafo de gas Shimadzu GC 2014, donde se analizó la fase gaseosa por cromatografía de gases. Lo anterior, es esencial para cuantificar el flujo difusivo de CH₄.

Se midió la clorofila a (Chl-a), para lo cual mediante una botella ámbar de 1L se recolectó agua superficial en cada estación, posteriormente se pasó por un filtro de microfibra de vidrio (Holm-Hansen et al., 1965) en el LACC de la Universidad de Concepción y se analizó con un Fluorómetro para conseguir las muestras de clorofila a en los laboratorios del Centro EULA de la Universidad de Concepción. Además, se midieron nutrientes, en específico nitrato (NO₃⁻, mg/l), fosfato (PO₄³⁻, mg/l) y fósforo total (PT, mg/l), estos se obtuvieron por medio de determinación de aniones mediante cromatografía iónica en los laboratorios del Centro EULA de la Universidad de Concepción.

5.5 Estado trófico

Para observar el estado trófico del lago, previamente identificado por Guzmán (2021), se realizó el TSI del lago urbano mediante la metodología de Carlson et al. (1977). Este índice es basado en la relación que presentan los siguientes parámetros: Concentración de Chl-a, transparencia del agua (DS) y el PT. Donde se calculó para los distintos puntos de muestreo y temporadas. Este cálculo se realizó por medio de las siguientes ecuaciones (Carlson, 1977):

$$TSI_{Chl\ a} = 9.81 \ln Chl\ a + 30.6 \quad (1)$$

Donde Chl-a es la concentración superficial de clorofila a expresada en µg/L o mg/m³.

$$TSI_{DS} = 60 - 14.41 \ln DS \quad (2)$$

Donde DS es la transparencia del agua mediante Disco Secchi expresada en m.

$$TSI_{PT} = 14.42 \ln PT + 4.15 \quad (3)$$

Donde PT es la concentración del fósforo total expresada en $\mu\text{g/L}$ o mg/m^3 .

Luego, para realizar el cálculo del índice del estado trófico general de Carlson (1977), se utilizó la siguiente ecuación:

$$TSI = TSI_{Chl\ a} + TSI_{DS} + TSI_{PT} / 3 \quad (4)$$

Tabla 5. Escala de valores del estado trófico en cuerpos de agua.

Grado de trofía	TSI	DS (m)	PT (mg/m^3)	Chl-a (mg/m^3)
	0	64	0.75	0.04
Oligotrófico TSI < 30	10	32	1.5	0.12
	20	16	3	0.34
	30	8	6	0.94
Mesotrófico 30 < TSI < 60	40	4	12	2.6
	50	2	24	6.4
	60	1	48	20
Eutrófico 60 < TSI < 90	70	0.5	96	56
	80	0.25	192	154
	90	0.12	384	427
Hipereutrófico 90 < TSI < 100	100	0.06	768	427

Fuente: Carlson (1977).

5.6 Flujo difusivo de metano

Para calcular el flujo difusivo del gas CH_4 en la superficie del agua, en cada estación de muestreo, previamente se deben realizar diversas ecuaciones utilizando distintas variables tomadas *in situ*. Para esto, se calculó el número de Schmidt (Sc) para la dependencia de la temperatura en agua dulce (Wanninkhof, 1992).

$$Sc_{CH_4} = 1897.8 - 114.28 (t) + 3.2902 (t^2) - 0.039061 (t^3) \quad (5)$$

Donde Sc_{CH_4} es el número de Schmidt y t es la temperatura del agua ($^{\circ}C$) en la superficie del lago. Dada las velocidades del viento por las corrientes lentas, es que se utilizó una parametrización (Cole & Caraco, 1998) para obtener la velocidad de transferencia del gas CH_4 .

$$k_{600} = 0.288 U_{10}^{2.2} + 0.168 \quad (6)$$

Donde U_{10} ($U_{10} = 1.22 U_1$) es la velocidad del viento a 10 m de altura en $m s^{-1}$, siendo U_1 ($m s^{-1}$) la velocidad del viento tomada *in situ* a un metro de altura y k_{600} ($m d^{-1}$) es la velocidad de transferencia de gas normalizada a un número de Schmidt de 600, es decir, CO_2 en agua dulce a $20^{\circ}C$ (Crusius & Wanninkhof, 2003).

$$k_{CH_4} = k_{600} (Sc_{CH_4}/600)^{-0.5} \quad (6)$$

Donde k_{CH_4} ($m d^{-1}$) es la velocidad de transferencia en Sc_{CH_4} , que es el número de Schmidt del CH_4 a una temperatura determinada. Luego, para calcular el flujo difusivo se siguió a Peeters et al. (2019) donde se usa la concentración de CH_4 en el agua y el aire:

$$F = k_{CH_4} (C_w - C_{fc}) \quad (7)$$

Donde F es el flujo difusivo ($moles m^2/d$), C_w es la concentración de CH_4 medida en el agua ($moles/m^2$) y C_{fc} es la concentración de metano en el agua dado el equilibrio con la atmósfera, el cual se calculó utilizando la solubilidad del CH_4 (Wiesenburg & Guinasso, 1979).

5.7 Variación espacial de las concentraciones de metano y flujo difusivo

Para la variación espacial de las concentraciones de CH₄ disuelto y el flujo difusivo en el agua superficial, se realizó una interpolación de ponderación de distancia inversa (IDW, por sus siglas en inglés) mediante ArcGis 10.4.1. Para esto, se utilizaron los datos de concentraciones en cada punto de muestreo (LCH1-LCH6) para las temporadas de primavera 2022, verano y otoño 2023. Con respecto al flujo difusivo, se llevó a cabo lo mismo, donde se utilizan los datos de las emisiones de flujo difusivo en cada punto de muestreo para las temporadas anteriormente mencionadas.

5.8 Análisis estadístico

Lo primero que se realizó para el análisis estadístico fue un análisis exploratorio de datos (EDA), donde por medio de diagramas de caja se revisaron estos. Luego, se realizó una estadística descriptiva o estadística básica (mínimo, máximo, media, mediana y desviación estándar). Además, se analizó la normalidad y homogeneidad de los datos en estudio mediante la prueba de Shapiro-Wilk. Posteriormente, se llevaron a cabo correlaciones para ver la asociación de los datos, donde se utilizó Spearman al ser datos no paramétricos. Finalmente, se realizaron modelos de regresión lineal para ver la dependencia de los datos, donde para todo lo anterior se obtuvieron tablas y gráficos mediante el software Rstudio 4.1.0.

6. RESULTADOS

6.1 Estado trófico

Para el estado trófico del lago urbano “Laguna Chica”, los resultados indican que su estado es mesotrófico, esto debido a que los valores del TSI van entre los 30 y 60 (Tabla 5, mesotrófico) para todas las temporadas y estaciones de muestreo. Lo anterior se puede observar en la Tabla 6, donde el rango del TSI va desde el mínimo que es 32.5 al máximo de 49.4. En primavera (2022) se obtuvo un promedio del TSI de 40.4, verano (2023) 34.8 y otoño (2023) con 36.2.

Tabla 6. Análisis del estado trófico mediante el índice de Carlson (1977) para el lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.

Temporada	Estaciones	Chl-a (mg/m ³)	DS (m)	PT (mg/m ³)	TSI
Primavera	LCH1	33.1	57.4	42.2	44.2
	LCH2	34.3	39.0	47.3	40.2
	LCH3	32.8	39.7	42.2	38.2
	LCH4	28.4	55.2	64.6	49.4
	LCH5	31.8	37.1	40.0	36.3
	LCH6	31.8	40.8	30.0	34.2
Verano	LCH1	29.6	51.5	30.0	37.0
	LCH2	30.4	40.0	30.0	33.5
	LCH3	31.1	52.4	30.0	37.8
	LCH4	31.4	36.0	30.0	32.5
	LCH5	33.7	37.4	30.0	33.7
	LCH6	36.1	37.1	30.0	34.4
Otoño	LCH1	37.2	58.0	30.0	41.7
	LCH2	36.6	51.1	30.0	39.2
	LCH3	35.8	35.7	30.0	33.8
	LCH4	35.9	36.5	30.0	34.1
	LCH5	35.5	35.4	30.0	33.6
	LCH6	35.5	37.7	30.0	34.4

Fuente: Elaboración propia.

6.2 Estadísticos de interés

6.2.1 Diagramas de caja

Con los datos obtenidos se realizó un análisis exploratorio de datos (EDA) mediante diagramas de caja, siendo una herramienta gráfica efectiva para observar y analizar su distribución, variabilidad y la presencia de valores atípicos (*outliers*) en el conjunto de datos. En la Figura 7, se observa el diagrama de caja para la concentración de CH₄ disuelto superficial en los distintos puntos de muestreo y se comparan las diferentes temporadas (primavera 2022, verano y otoño 2023). Se puede observar que en verano hay una mayor variabilidad de los datos y en otoño se aprecia un posible *outliers*, el cual fue descartado como valor atípico y se consideró de igual manera en el conjunto de datos, esto debido a que el punto de muestreo de ese valor (LCH1) se encuentra ubicado en el lugar de menor profundidad y temperatura, lo cual puede sugerir una mayor concentración en ese punto.

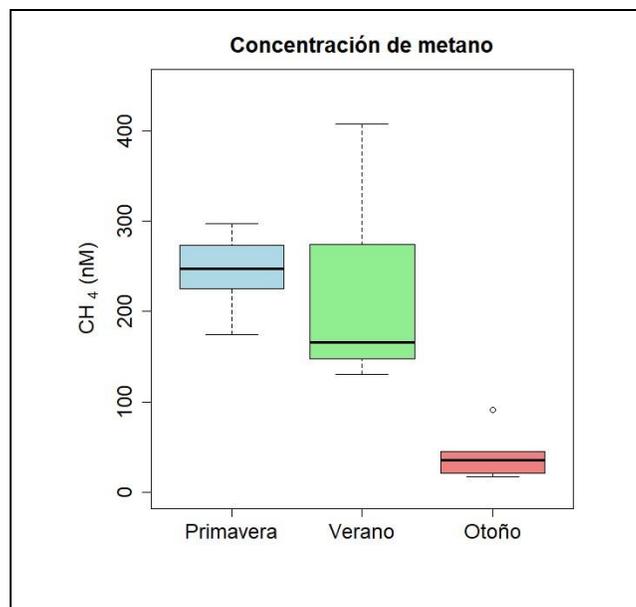


Figura 7. Diagramas de caja para la concentración de CH₄ disuelto en la superficie del lago urbano durante las temporadas de primavera 2022, verano y otoño 2023.

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio 4.1.0.

En la Figura 8, se pueden observar los diagramas de caja para las variables fisicoquímicas muestreadas en el aire en los diferentes puntos de muestreo por temporada (primavera 2022, verano y otoño 2023), asimismo, en la Figura 9 se pueden apreciar los diagramas de caja para las variables fisicoquímicas muestreadas en el agua del lago urbano. De estas figuras podemos observar que algunos datos están fuera del diagrama, los que podrían ser considerados como *outliers*, pero no se eliminarán debido a que cada dato disponible aporta información relevante para cada punto de muestreo. Por otro lado, la distribución que tienen los datos es diversa, tanto en las diferentes variables como en las temporadas de cada una de ellas. Algunas variables presentan una gran variación, teniendo una mayor longitud en la caja del diagrama, indicando una mayor dispersión de los valores entre el primer y tercer cuartil.

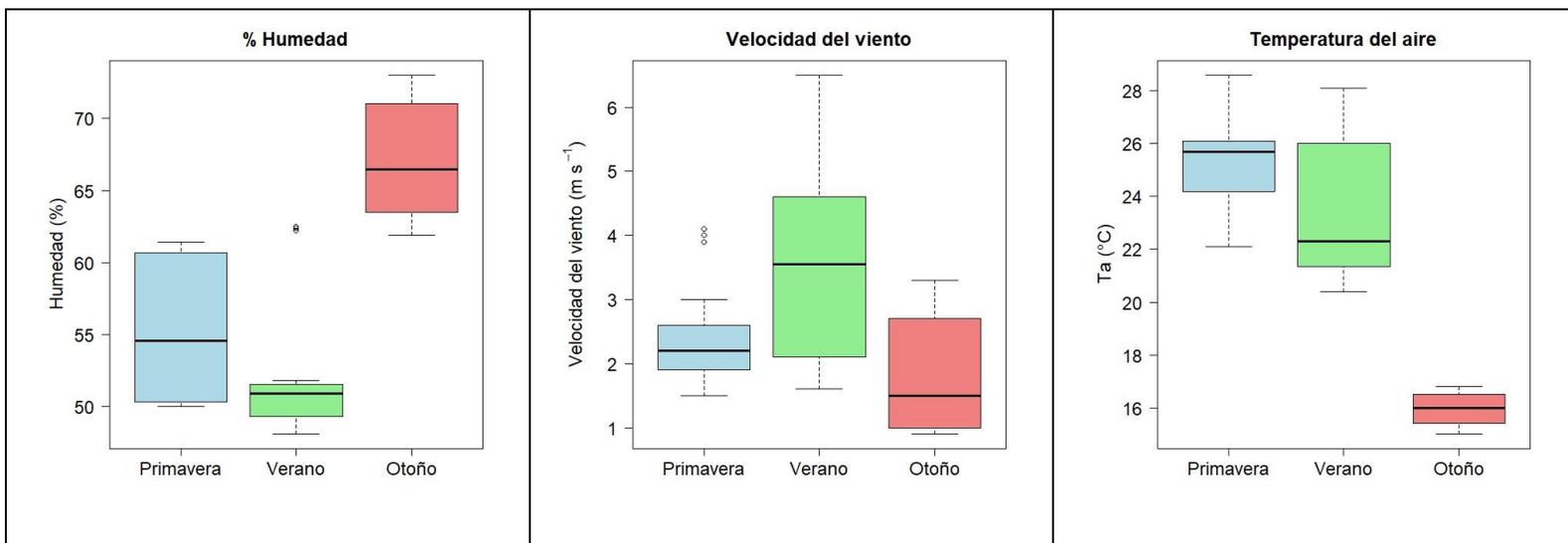


Figura 8. Diagramas de caja para las variables fisicoquímicas muestreadas en el agua durante las temporadas de primavera 2022, verano y otoño 2023.

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio 4.1.0.

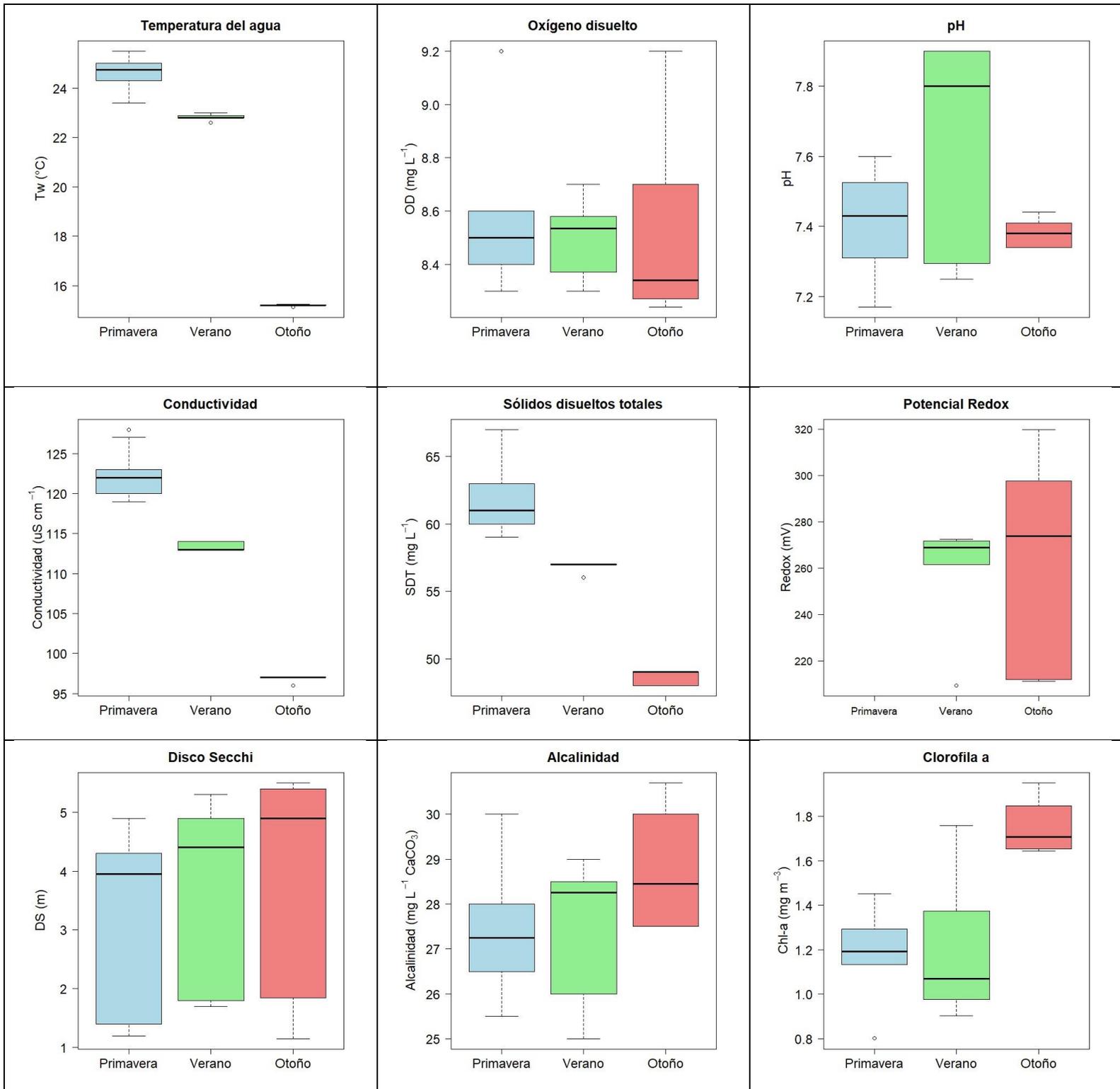


Figura 9. Diagramas de caja para las variables fisicoquímicas muestreadas en el aire durante las temporadas de primavera 2022, verano y otoño 2023.

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio 4.1.0.

6.2.2 Concentración de metano disuelto

Las concentraciones de CH₄ disuelto (Tabla 7) en el agua superficial tuvieron un promedio mayor durante primavera con un valor de 243.9 ± 34.8 nM (rango: [175-297 nM]). En cuanto a las concentraciones medias que fueron más bajas son para verano con 209.3 ± 84.2 (rango: [130.9-407.5 nM]) y para otoño con un valor promedio de 41.1 ± 26.5 (rango: [17.4-90.9 nM]). Con respecto a lo anterior, se puede observar que a pesar de que el mayor promedio fue durante la temporada de primavera, en verano se obtuvo la concentración más alta (407.5 nM), siendo esta temporada la que presentó una mayor variación en los puntos de muestreo. En cuanto a las concentraciones más bajas encontradas en estos puntos, fue en la temporada de otoño, siendo su valor de 17.4 nM.

Relativo a las concentraciones de CH₄ disuelto, algo común que se presentó en cada temporada, fue que en la estación LCH1, al sur del lago urbano, se presentaron las concentraciones de CH₄ más alta en cada temporada (297, 407.5 y 90.9 nM).

Tabla 7. Estadística descriptiva para las concentraciones de CH₄ disuelto en los puntos de muestreos del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.

Temporada	Estación	Año	Concentración CH ₄ (nM)				Desviación estándar	N
			Mínimo	Máximo	Mediana	Media		
Primavera	LCH1 - LCH6	2022	175	297	247	243.9	34.8	18
Verano	LCH1 - LCH6	2023	130.9	407.5	166	209.3	84.2	16
Otoño	LCH1 - LCH6	2023	17.4	90.9	36.0	41.1	26.5	6

Fuente: Elaboración propia.

6.2.3 Estadística descriptiva de las variables fisicoquímicas

La velocidad del viento promedio fue mayor durante el periodo de muestreo de verano 2023 y la media fue de 3.59 ± 1.48 m/s (rango: [1.60 - 6.50 m/s]). En cuanto a las velocidades del viento promedio más bajas se registraron en primavera de 2022 (2.42 ± 0.814 m/s, rango: [1.50 - 4.10 m/s]) y otoño de 2023 (1.82 ± 0.977 m/s, rango: [0.900 - 3.30 m/s]). Con respecto a la Ta, su promedio fue mayor para el periodo de primavera, siendo este valor de 25.4 ± 2.16 °C (rango: [22.1 - 28.6 °C]). Las temperaturas promedio más bajas para el aire se presentaron en verano (23.4 ± 2.64 °C, rango: [20.4 - 28.1 °C]) y otoño (16.0 ± 0.68 °C, rango: [15.0 - 16.8 °C]). El último parámetro del aire obtenido, que es el porcentaje de humedad, tuvo su media más alta en otoño, con un valor de $67.1 \pm 4.44\%$ (rango: [61.9 - 73.0%]). Con respecto a sus promedios más bajos, se presentaron en primavera ($55.4 \pm 5.00\%$, rango: [50.0 - 61.4%]) y verano ($52.5 \pm 5.10\%$, rango: [48.1 - 62.5%]). Lo anterior, se puede observar de manera resumida en la Tabla 8.

Tabla 8. Estadística descriptiva de los parámetros del aire en los puntos de muestreos del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.

Estadística descriptiva	Temporada	Estación	Año	Análisis				
				Min	Max	Mediana	Media	Desviación estándar
% Humedad	Primavera	LCH1-LCH6	2022	50.0	61.4	54.6	55.4	5.00
	Verano	LCH1-LCH6	2023	48.1	62.5	50.9	52.5	5.01
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	61.9	73.0	66.5	67.1	4.44
Velocidad del viento (m/s)	Primavera	LCH1-LCH6	2022	1.50	4.10	2.20	2.42	0.814
	Verano	LCH1-LCH6	2023	1.60	6.50	3.55	3.59	1.48
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	0.900	3.30	1.50	1.82	0.977
Ta (°C)	Primavera	LCH1-LCH6	2022	22.1	28.6	25.7	25.4	2.16
	Verano	LCH1-LCH6	2023	20.4	28.1	22.3	23.4	2.64
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	15.0	16.8	16.0	16.0	0.680

Fuente: Elaboración propia.

La temperatura promedio del agua fue mayor durante el muestreo de primavera (Tabla 9). Se llevo a cabo en diciembre de 2022, donde la temperatura media fue de 24.6 ± 0.719 °C (rango: [23.4 - 25.5 °C]). Las temperaturas más bajas del agua se presentaron durante el muestreo de verano de 2023 (22.8 ± 0.133 °C, rango: [22.6 - 23.0 °C]) y en otoño de 2023 (15.2 ± 0.0376 °C, rango: [15.1 - 15.3 °C]). Con respecto al OD, su promedio fue mayor para el muestreo de primavera también, donde el OD medio fue de 8.58 ± 0.318 mg/L (rango: [8.30 - 9.20 mg/L]). En cuanto a las medias más bajas del OD, con valores muy parecidos, fue para verano (8.50 ± 0.123 mg/L, rango: [8.3 - 8.7 mg/L]) y otoño (8.52 ± 0.375 mg/L, rango: [8.24 - 9.2 mg/L]). El pH presentó una media mayor durante la temporada de verano, donde su valor fue de 7.64 ± 0.308 (rango: [7.25 - 7.9]). Sobre los promedios más bajos del pH, estos fueron para primavera (7.41 ± 0.143 , rango: [7.17 - 7.60]) y otoño (7.38 ± 0.0397 , rango: [7.34 - 7.44]). Siguiendo con los parámetros del agua, la media más alta para la conductividad se presentó en primavera con un valor de 122.2 ± 2.81 $\mu\text{S/cm}$ (rango: [119 - 128 $\mu\text{S/cm}$]). Con respecto a los promedios más bajos de la conductividad, estos fueron para las temporadas de verano (113.3 ± 0.516 $\mu\text{S/cm}$, rango: [113 - 114 $\mu\text{S/cm}$]) y otoño (96.8 ± 0.408 $\mu\text{S/cm}$, rango: [96 - 97 $\mu\text{S/cm}$]). Los SDT tuvieron una media mayor durante la temporada de primavera, la cual fue de 61.7 ± 2.57 mg/L (rango: [59.0 - 67.0 mg/L]), donde de muy cerca le siguió el verano (56.8 ± 0.408 mg/L, rango: [56.0 - 57.0 mg/L]). La temporada de otoño, tuvo los valores promedio más bajos de SDT (48.7 ± 0.516 mg/L, rango: [48.0 - 49.0 mg/L]).

Continuando con los parámetros de la Tabla 9, en cuanto al potencial redox, durante la temporada de primavera no se tomaron datos y su promedio mayor fue en otoño, con un valor de 264.7 ± 45.4 mV (rango: [211.3 - 319.8 mV]). Siendo el verano la temporada donde se presentó un potencial redox con menor promedio (258.8 ± 24.6 mV, rango: [209.3 - 272.5 mV]). Con respecto al DS, el valor medio más alto ocurrió en otoño, el cual fue de 3.95 ± 1.93 m (rango: [1.15 - 5.50 m]). Luego, para los valores medios más bajos del DS, fueron para verano (3.75 ± 1.61 m, rango: [1.70 - 5.30 m]) y primavera (3.28 ± 1.58 m, rango: [1.20 - 4.90 m]). El promedio más alto para la alcalinidad fue en la temporada de otoño, con un valor de 28.8 ± 1.33 mg/L CaCO_3 (rango: 27.5 - 30.7 mg/L CaCO_3). Luego, con medias similares, tuvieron

valores más bajos en verano (27.5 ± 1.61 mg/L CaCO_3 , rango: [25.0 - 29.0 mg/L CaCO_3]) y primavera (27.4 ± 1.53 mg/L CaCO_3 , rango: [25.5 - 30.0 mg/L CaCO_3]). Finalmente, la media más alta para la Chl-a fue para la temporada de otoño, donde el valor fue de 1.75 ± 0.122 mg/L (rango: [1.64 - 1.95 mg/L]). En cuanto a los promedios más bajos, con valores parecidos, fueron para verano (1.19 ± 0.321 mg/L, rango: [0.903 - 1.758 mg/L]) y primavera (1.18 ± 0.218 mg/L, rango: [0.802 - 1.45 mg/L]). En cuanto a la turbidez, en cada uno de los puntos de muestreo (LCH1-LCH6) y en cada una de las temporadas estudiadas, no se detectó.

Tabla 9. Estadística descriptiva de los parámetros del agua en los puntos de muestreos del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.

Estadística descriptiva	Temporada	Estación	Año	Análisis				Desviación estándar
				Min	Max	Mediana	Media	
Tw (°C)	Primavera	LCH1-LCH6	2022	23.4	25.5	24.8	24.6	0.719
	Verano	LCH1-LCH6	2023	22.6	23.0	22.8	22.8	0.133
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	15.1	15.3	15.2	15.2	0.0376
OD (mg/L)	Primavera	LCH1-LCH6	2022	8.30	9.20	8.50	8.58	0.318
	Verano	LCH1-LCH6	2023	8.30	8.70	8.54	8.50	0.123
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	8.24	9.20	8.34	8.52	0.375
pH	Primavera	LCH1-LCH6	2022	7.17	7.60	7.43	7.41	0.143
	Verano	LCH1-LCH6	2023	7.25	7.90	7.80	7.64	0.308
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	7.34	7.44	7.38	7.38	0.0397
Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$	Primavera	LCH1-LCH6	2022	119	128	122	122.2	2.81
	Verano	LCH1-LCH6	2023	113	114	113	113.3	0.516
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	96.0	97.0	97.0	96.8	0.408
SDT (mg/L)	Primavera	LCH1-LCH6	2022	59.0	67.0	61.0	61.7	2.57
	Verano	LCH1-LCH6	2023	56.0	57.0	57.0	56.8	0.408
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	48.0	49.0	49.0	48.7	0.516
Potencial Redox (mV)	Primavera	LCH1-LCH6	2022	-	-	-	-	-
	Verano	LCH1-LCH6	2023	209.3	272.5	269	258.8	24.6
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	211.3	319.8	273.8	264.7	45.4
DS (m)	Primavera	LCH1-LCH6	2022	1.20	4.90	3.95	3.28	1.58
	Verano	LCH1-LCH6	2023	1.70	5.30	4.40	3.75	1.61
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	1.15	5.50	4.90	3.95	1.93
	Primavera	LCH1-LCH6	2022	25.5	30.0	27.3	27.4	1.53

Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	Verano	LCH1-LCH6	2023	25.0	29.0	28.3	27.5	1.61
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	27.5	30.7	28.5	28.8	1.33
Chl-a (mg/m ³)	Primavera	LCH1-LCH6	2022	0.802	1.45	1.19	1.18	0.218
	Verano	LCH1-LCH6	2023	0.903	1.76	1.07	1.19	0.321
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	1.64	1.95	1.71	1.75	0.122

Fuente: Elaboración propia.

6.2.4 Nutrientes

Con respecto al análisis de nutrientes, específicamente PO₄³⁻ y NO₃⁻, realizados en el laboratorio para cada punto de muestreo del lago urbano “Laguna Chica”, se obtuvo que para primavera, verano y otoño los resultados estuvieron bajo el nivel de detección para todas las estaciones (LCH1-LCH6) en cada temporada, a excepción del punto LCH4 para primavera, donde se obtuvo un valor de 0.119 mg/L de PO₄³⁻. En la Tabla 10 se aprecia de manera resumida los niveles de detección para cada nutriente en sus respectivas temporadas.

Tabla 10. Análisis de nutrientes para los parámetros del agua en los puntos de muestreos del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.

Nutrientes	Temporada	Estación	Año	Análisis
				Resultados
Fosfato (mg/L)	Primavera	LCH1-LCH6	2022	<0.04*
	Verano	LCH1-LCH6	2023	<0.04
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	<0.04
Nitrato (mg/L)	Primavera	LCH1-LCH6	2022	<0.005
	Verano	LCH1-LCH6	2023	<0.005
	Otoño	LCH1-LCH6	2023	<0.005

Fuente: Elaboración propia.

6.2.5 Pruebas de normalidad

Las variables según su temporada (primavera, verano y otoño) se van a clasificar como variables cuantitativas continuas y presentan un n (tamaño de la muestra) menor a 50 datos. Por lo que, se emplea la prueba de Shapiro-Wilk para así evaluar de manera estadística la normalidad de las variables recopiladas del conjunto de datos (Novales, 2010). En la Tabla 11, 12 y 13 se pueden observar las pruebas de normalidad para las variables de primavera 2022, verano y otoño 2023, con su respectivo n y p-valor.

Tabla 11. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk (significancia p-valor > 0.05) para las distintas variables en la temporada de primavera.

Variables	n	p-valor
Concentración de CH ₄	18	0.650
Tw	6	0.790
OD	6	<0.05
pH	12	0.0971
Conductividad	15	<0.05
SDT	11	0.13
Turbidez	-	-
Potencial redox	-	-
Alcalinidad	6	0.846
Chl-a	6	0.625
DS	6	0.1103
Ta	6	0.891
Humedad	15	<0.05
Velocidad del viento	18	<0.05

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio 4.1.0.

Tabla 12. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk (significancia p-valor > 0.05) para las distintas variables en la temporada de verano.

Variables	n	p-valor
Concentración de CH ₄	16	<0.05
Tw	6	0.514
OD	10	0.400
pH	8	<0.05
Conductividad	6	<0.05
SDT	6	<0.05
Turbidez	-	-
Potencial redox	6	<0.05
Alcalinidad	6	0.148
Chl-a	6	0.182
DS	6	0.0916
Ta	16	<0.05
Humedad	16	<0.05
Velocidad del viento	18	0.375

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio 4.1.0.

Tabla 13. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk (significancia p-valor > 0.05) para las distintas variables en la temporada de otoño.

Variables	n	p-valor
Concentración de CH ₄	6	0.137
Tw	6	0.400
OD	6	<0.05
pH	6	0.595
Conductividad	6	<0.05
SDT	6	<0.05
Turbidez	-	-
Potencial redox	6	0.369
Alcalinidad	6	0.338
Chl-a	6	0.193
DS	6	<0.05
Ta	6	0.917
Humedad	6	0.607
Velocidad del viento	6	0.299

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio 4.1.0.

Decisión: Dado que el p-valor del conjunto de variables es menor que el alfa (significancia), se rechaza la hipótesis nula (H_0 , distribución normal), mientras que la hipótesis alterna es aceptada (H_1). Dado que la H_1 es aceptada, las temporadas (primavera, verano y otoño) no se distribuyen de manera normal, por ello se emplearon pruebas no paramétricas, Coeficiente de Spearman, para las correlaciones.

6.3 Correlaciones

El análisis mediante correlación es utilizado para establecer una tendencia entre la concentración de CH_4 en la superficie del agua y las variables fisicoquímicas en los distintos puntos de muestreo para cada temporada, con el propósito de ver si existe una asociación. En cuanto al conjunto de datos, este se ordenó por filas y columnas en el software Rstudio, con un tamaño de muestra de $n=329$. Se llevaron a cabo las pruebas estadísticas según su significancia, donde se calculó el Coeficiente de Spearman (R, Tabla 14).

Tabla 14. Correlación de Spearman (significancia $R>0.5$) para las diferentes temporadas.

Variables	Primavera	Verano	Otoño
	R	R	R
	CH_4	CH_4	CH_4
Tw	0.314	0.698	-0.829
OD	-0.928	0.134	0.771
pH	-0.774	0.372	-0.638
Conductividad	-0.240	-0.621	0.655
SDT	-0.350	-0.131	0.828
Turbidez	-	-	-
Potencial redox	-	-0.543	-0.543
Alcalinidad	-0.257	-0.464	-0.218
Chl-a	-0.232	-0.600	0.822
Ta	0.0286	-0.530	-0.232
Humedad	0.504	0.432	-0.578
Velocidad del viento	0.111	0.620	-0.298
DS	-0.886	-0.0857	-0.835

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio 4.1.0.

Con respecto a las correlaciones, existe una gran variación en el valor R, esto para las variables estudiadas en sus diferentes temporadas. Se llevaron a cabo 36 correlaciones, donde 19 alcanzaron los niveles de significancia estadística, lo cual representa un 52.8% de las correlaciones evaluadas. La amplia variación en los valores de R indica la complejidad y dinámica de las interacciones entre las variables estudiadas con respecto a la concentración de CH₄ disuelto, donde las correlaciones van desde positivas hasta negativas. Además, cabe señalar que las correlaciones nos dan solo una aproximación de la dependencia que podrían tener las variables con respecto a la concentración de CH₄ disuelto, entregando solo una asociación. Lo anterior, destaca la importancia de considerar las dinámicas temporales debido a la complejidad que presentan las distintas variables.

6.4 Regresión lineal simple

Se realizó un modelo de regresión lineal simple para explorar las relaciones temporales entre las variables fisicoquímicas y la concentración de CH₄ disuelto en la superficie del lago urbano “Laguna Chica” durante las temporadas de primavera 2022, verano y otoño 2023. Dado lo anterior, es que se obtuvo el coeficiente de determinación R² (Tabla 15), el cual nos indica una medida de la proporción de variabilidad en la concentración de CH₄ disuelto que pueda explicarse mediante las variaciones en cada variable fisicoquímica de las diferentes temporadas. En la Tabla 15, se pueden observar específicamente los R² para cada variable con respecto a la concentración de CH₄ disuelto, dando así los distintos resultados para las diferentes temporadas.

Tabla 15. Regresión lineal simple (significancia $R^2 > 0.5$) para las diferentes temporadas.

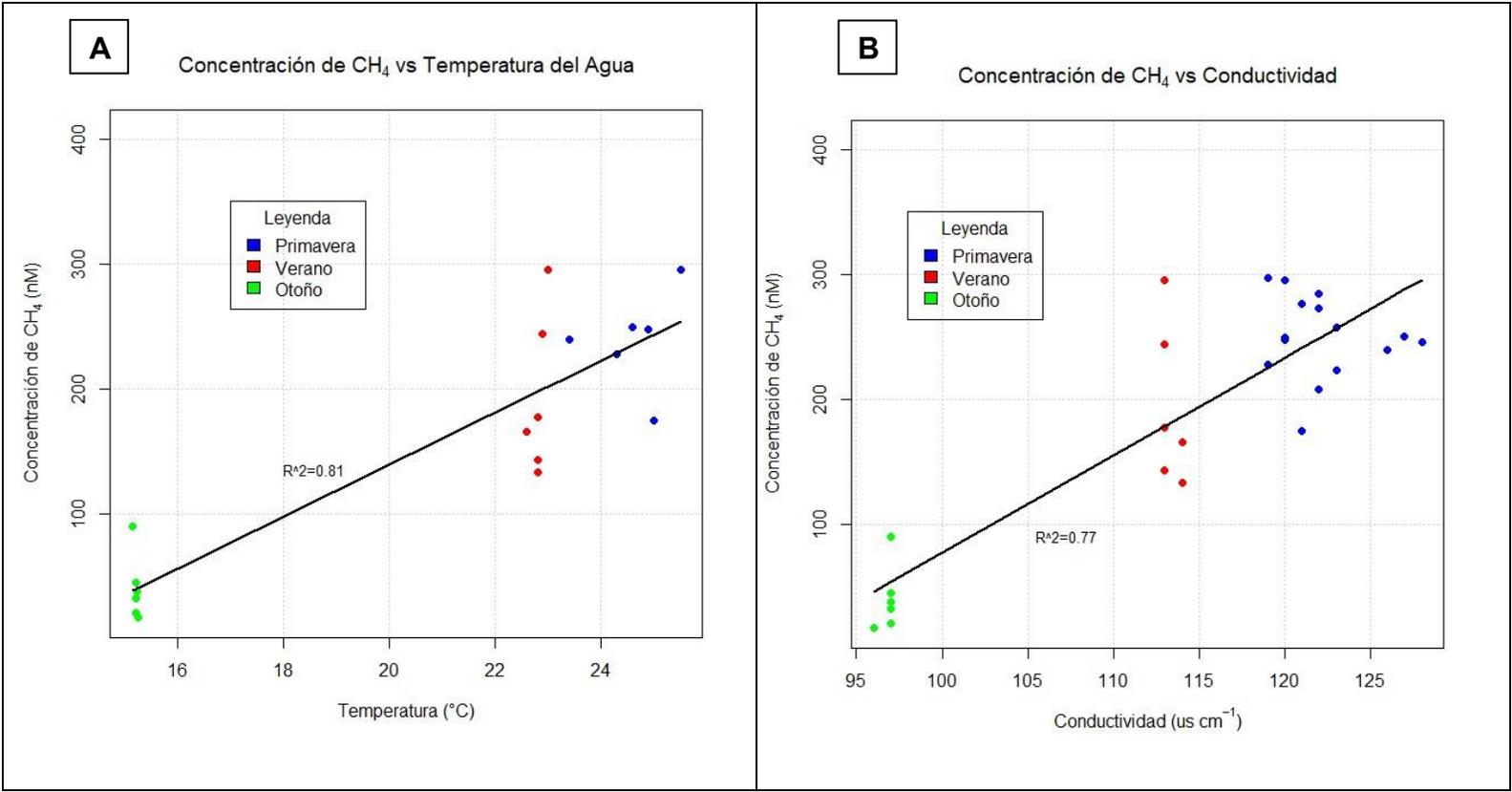
Variables	Primavera	Verano	Otoño
	R^2	R^2	R^2
	CH ₄	CH ₄	CH ₄
Tw	0.0467	0.541	-0.896
OD	-0.750	0.218	0.904
pH	-0.480	0.119	-0.355
Conductividad	-0.0218	-0.284	0.192
SDT	-0.112	0.0150	0.403
Turbidez	-	-	-
Potencial redox	-	0.00541	-0.406
Alcalinidad	-0.0116	-0.819	-0.0473
Chl-a	-0.107	-0.293	0.676
DS	-0.481	-0.114	-0.697
Ta	-0.131	-0.381	-0.0539
Humedad	0.299	0.00622	-0.334
Velocidad del viento	0.0106	0.303	-0.0887

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio 4.1.0.

Se realizaron 36 modelos de regresión lineal para las distintas variables, donde 7 dieron como resultados altos niveles de significancia, lo cual indica la presencia de dependencia entre esas variables en estudio y la concentración de CH₄ disuelto. La Tabla 15, resume los R^2 obtenidos en los modelos para las distintas variables, donde la Tw, OD, alcalinidad, Chl-a y DS, presentan temporadas con niveles de significancia altos y bajos, además, dan como resultado tanto una dependencia directa como en otras temporadas de manera indirecta.

Dado que los modelos de regresión lineal son tan variados por temporadas en cada variable, es que se realizaron gráficos de dispersión con los datos de las tres temporadas (Figura 10), esto para visualizar de mejor manera su comportamiento por temporada y cómo se comportan a lo largo de estas. Con respecto a los resultados, se puede observar cómo los cambios de Tw no varían tanto durante cada temporada, pero al momento de realizar el gráfico de dispersión con todos los datos, se obtiene que a medida que aumenta la temperatura, aumenta la concentración de CH₄ en la superficie del lago urbano, algo que no se pudo

visualizar en cada temporada por separado. Con respecto a la conductividad y SDT, se puede observar que también hay un aumento directamente proporcional. En cuanto a la Chl-a, se aprecia que tiene una dependencia inversamente proporcional, donde al aumentar la concentración de Chl-a, la concentración de CH₄ disuelto disminuye.



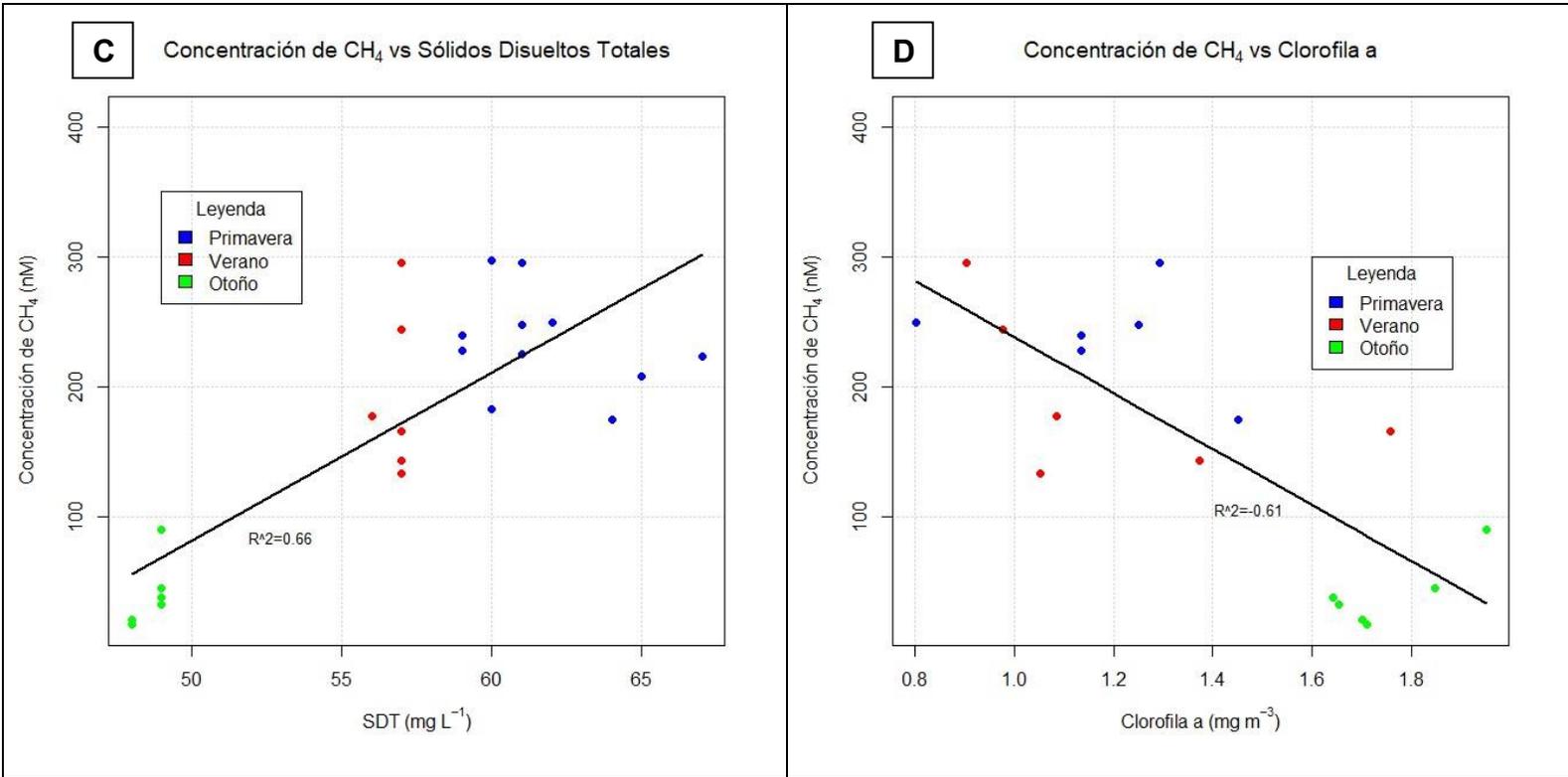


Figura 10. Concentraciones de CH₄ disuuelto, en la superficie del lago, respecto a la Tw (10A), conductividad (10B), SDT (10C) y Chl-a (10D) para las distintas temporadas (primavera 2022, verano y otoño 2023) en el lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz. **Fuente:** Elaboración propia mediante Rstudio 4.1.0.

6.5 Flujo difusivo

6.5.1 Emisión de metano por flujo difusivo

En la Tabla 16, se muestra la estadística descriptiva del flujo difusivo de CH₄, esto para las diferentes temporadas en estudio. Para el flujo difusivo se obtuvo un promedio mayor durante verano, con un valor de $412 \pm 425 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (rango: [47.3 - 1200 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$]). Con respecto a los flujos difusivos que tuvieron una menor media, fue para primavera ($228 \pm 160 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, rango: [92.0 - 501 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$]) y otoño ($11.3 \pm 7.58 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, rango: [1.26 - 19.8 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$]).

Tabla 16. Estadística descriptiva para el flujo difusivo de CH₄ en los puntos de muestreos del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz.

Temporada	Estación	Año	Flujo difusivo CH ₄ (μmol m ⁻² d ⁻¹)				
			Mínimo	Máximo	Mediana	Media	Desviación estándar
Primavera	LCH1 - LCH6	2022	92.0	501	165	228	160
Verano	LCH1 - LCH6	2023	47.3	1200	295	412	425
Otoño	LCH1 - LCH6	2023	1.26	19.8	12.4	11.3	7.58

Fuente: Elaboración propia.

6.5.2 Concentración de metano y flujo difusivo

En la Figura 11, 12 y 13 se muestra la comparación entre la concentración de CH₄ disuelto y su flujo difusivo en cada temporada, esto a lo largo de la transecta longitudinal de los puntos de muestreo mediante mapas de calor (interpolación IDW), donde el color verde representa valores bajos y el rojo valores altos. Con respecto a la temporada de primavera (2022), la concentración de CH₄ disuelto va desde 175 a 297 nM (Figura 11A), presentando los valores más altos cercano al punto LCH1, y los más bajos en LCH2 y LCH5. En relación con el flujo difusivo (Figura 11B), este va desde 92.0 a 501 μmol m⁻² d⁻¹, siendo en las proximidades del punto LCH6 la mayor emisión de CH₄ disuelto, mientras que la menor emisión se presentó desde el punto LCH2 a LCH5.

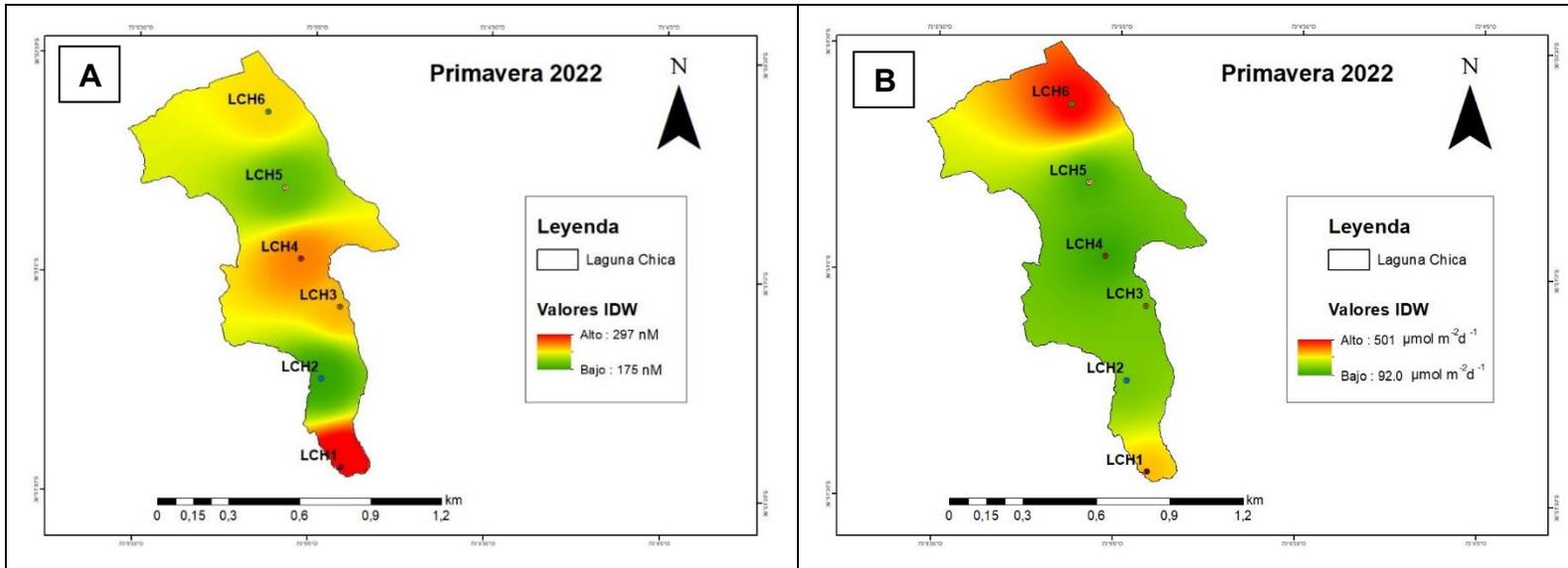


Figura 11. Mapa de interpolación para la concentración de CH₄ disuelto (nM, 11A) y el flujo difusivo (µmol m⁻² d⁻¹, 11B) para primavera 2022 en el área de estudio (lago urbano “Laguna Chica”) mediante el método IDW a lo largo de la transecta.

Fuente: Elaboración propia mediante ArcGis 10.4.1.

En cuanto a la temporada de verano (2023), la concentración de CH₄ va desde 130.9 a 407.5 nM (Figura 12A), donde los valores más altos fueron en las proximidades del punto de muestreo LCH1 a LCH2. Con respecto a los valores más bajos de concentración, estos se presentaron cercano al punto LCH3 a LCH6. En relación con el flujo difusivo (Figura 12B), la emisión fue de 47.3 a 1200 µmol m⁻² d⁻¹, en el que la mayor emisión se presentó cercano al punto LCH2 y la menor emisión de CH₄ disuelto fue en las proximidades de LCH3 a LCH4.

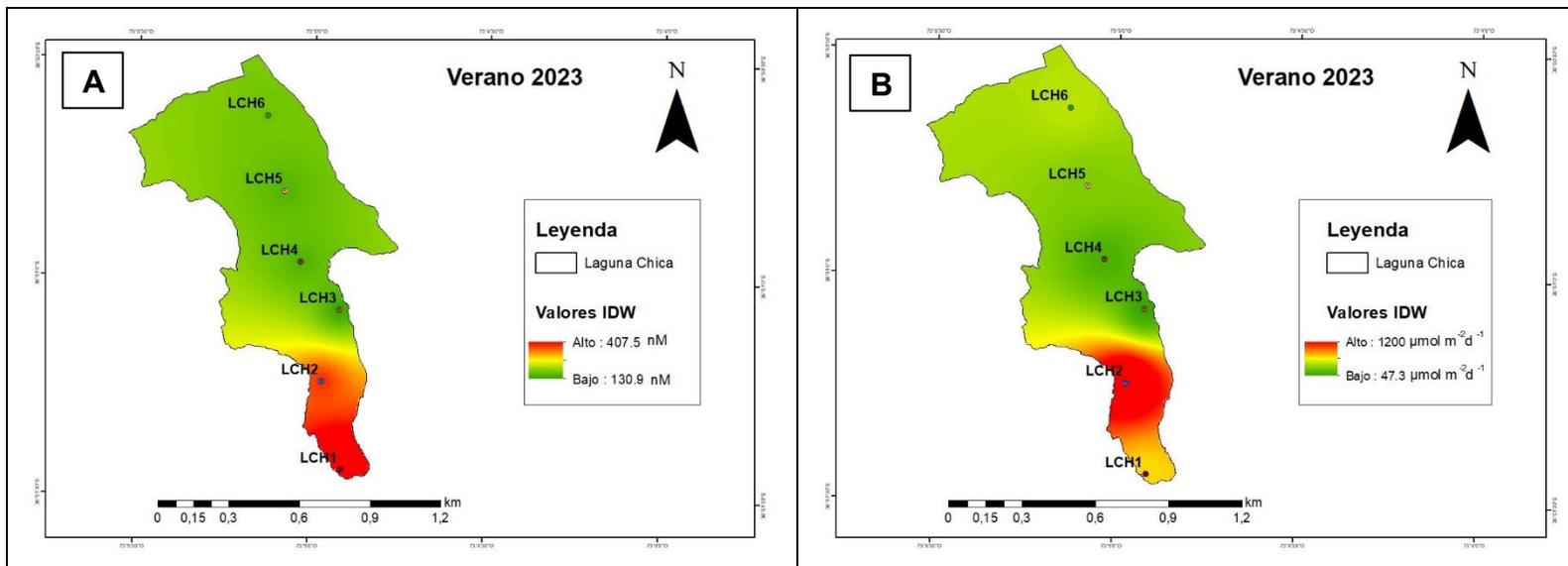


Figura 12. Mapa de interpolación para la concentración de CH_4 disuelto (nM, 12A) y el flujo difusivo ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, 12B) para verano 2023 en el área de estudio (lago urbano “Laguna Chica”) mediante el método IDW largo de la transecta.

Fuente: Elaboración propia mediante ArcGis 10.4.1.

Con respecto a la temporada de otoño (2023), la concentración de CH_4 va desde 17.4 a 90.9 nM (Figura 13A), donde los valores más altos fueron en las proximidades del punto de muestreo LCH1. En cuanto a los valores más bajos encontrados, fueron en los puntos LCH3 a LCH4. Relativo al flujo difusivo (Figura 13B), el cual va desde 1.26 a 19.8 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, se puede observar que la mayor emisión de CH_4 fue en las proximidades de LCH3 y también en las cercanías de LCH6. Con respecto a los menores niveles de emisión, fue desde el punto LCH4 a LCH5.

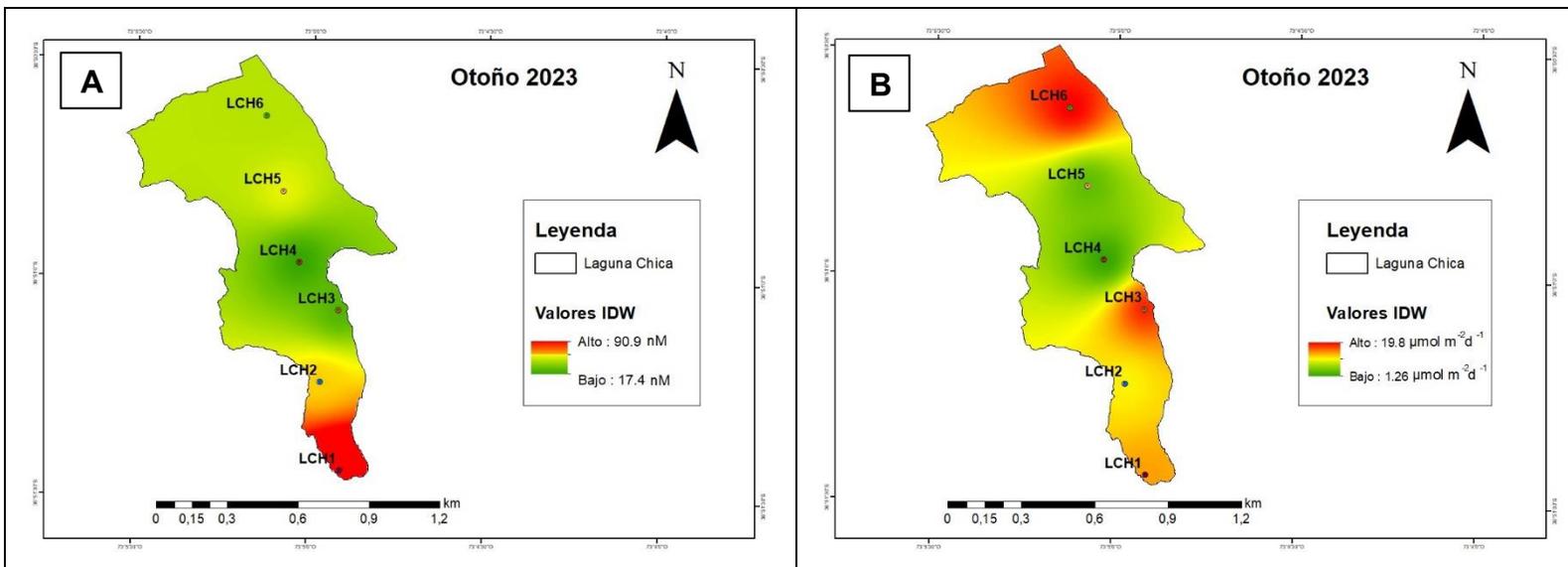


Figura 13. Mapa de interpolación para la concentración de CH_4 disuelto (nM, 13A) y el flujo difusivo ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, 13B) para otoño 2023 en el área de estudio (lago urbano “Laguna Chica”) mediante el método IDW a lo largo de la transecta.

Fuente: Elaboración propia mediante ArcGis 10.4.1.

7. DISCUSIÓN

7.1 Estado trófico

Para evaluar la emisión de CH_4 disuelto en el agua superficial del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz, Región del Biobío, se midió las concentraciones de CH_4 disuelto y las variables fisicoquímicas en los diferentes puntos de muestreo y temporadas. Relativo al estado trófico, mediante el TSI, se obtuvo que el lago urbano “Laguna Chica” presenta un estado mesotrófico en todas las temporadas medidas, primavera 2022 (40.4), verano (34.8) y otoño 2023 (36.2). En el trabajo de Guzmán (2021), estudió el mismo sistema lacustre de Laguna Chica, y obtuvo para primavera (2020) un TSI promedio de 26.8, verano (2021) 31.1 y otoño (2021) con 34.0, donde se concluyó un estado mesotrófico. Se puede apreciar que al año 2023, el estado del lago urbano sigue siendo mesotrófico, con la diferencia en que actualmente los valores del TSI son más altos, lo cual puede

ser preocupante y se sugiere estudiar el estado del lago en un monitoreo más continuo a lo largo de los años.

7.2 Concentración de metano disuelto

Si bien los sistemas lacustres, en específico los lagos, tienen un rol importante en la capacidad de regular los GEI, no obstante, su degradación debido al cambio de uso de suelo, contaminación, eutrofización, entre otros factores, puede dar lugar a la liberación de altos niveles de CH₄ a la atmósfera (Anderson et al., 2014; Bižić et al., 2020; Furtado et al., 2021). A nivel mundial, los lagos son reconocidos como la segunda fuente natural más importante de emisiones de CH₄ atmosférico (Bastviken et al., 2004; DelSontro et al., 2018). Actualmente, en Chile, las mediciones en aguas naturales se han centrado en fiordos (Farias et al., 2017; Yevenes et al., 2017), lo que resalta la importancia de calcular la concentración y emisión de CH₄ a la atmósfera desde lagos, con el fin de entender y reducir su emisión.

El lago urbano “Laguna Chica” tiene una superficie similar al lago Illmensee (0.71 km², clima templado), ubicado en Alemania, donde se estudió en distintos periodos de meses y durante ciertos años de 2013 a 2018, el cual tuvo una variación en la concentración de CH₄ disuelto superficial de 500 a 2000 nM (Ragg et al., 2021), donde la presente investigación durante el periodo estudiado (diciembre 2022 a mayo 2023) tuvo una variación de 17.4 a 407.5 nM. Ragg, et al. (2021) en su estudio, señalan que las concentraciones anuales variaron en los distintos años que duró la investigación, por lo cual se sugiere estudiar la concentración del presente estudio y con ello el flujo difusivo de CH₄ disuelto durante un periodo mayor, ya que los resultados podrían variar a lo largo de los años en el lago urbano “Laguna Chica”. Otro lago de similares características es Mindelsee, Alemania, con superficie similar (1.02 km²) y de clima templado, donde la medición de concentraciones se estudió durante un año (julio 2012 a junio 2013). Dado esto, los rangos de concentración de CH₄ disuelto encontrados en la capa superficial fueron de 500 a 1000 nM (Fernandez et al., 2014). El lago Hallwil (Suiza) tiene un clima templado y es

mesotrófico como el presente lago en estudio, el cual presentó una concentración promedio de 300 nM en primavera-verano (abril-agosto 2016) (Donis et al., 2017) siendo solo un poco más alto de lo obtenido en el presente estudio. Lo anterior, sugiere una menor cantidad de concentración de CH₄ en el lago urbano, pero no menos importante, esto debido a que comparado con algunos lagos boreales, las concentraciones son más altas para el presente lago en estudio, por ejemplo el lago Winnipeg (Canadá) en el año 2019 tuvo concentraciones de 9.5 a 282.5 nM y un promedio de 31.7 nM para la temporada de primavera, para verano el rango fue de 8.1 a 733.8 nM con un promedio de 67.0 nM y en otoño se obtuvo una concentración de 10.2 a 73.7 nM teniendo un promedio de 23.8 nM, notándose una alta variación (Mandryk et al., 2021), siendo los promedios para el presente lago urbano de 243.9 nM (175 - 297 nM) para primavera 2022, 209.3 nM (130.9 - 407.5 nM) verano y 41.1 nM (17.4 - 90.9) otoño 2023, donde se evidencia una mayor concentración para este lago urbano templado. Mandryk et al. (2021) señalan que es uno de los lagos (Winnipeg) con mayor concentración de los grandes lagos de Canadá. Se compara con un lago boreal por similitudes de ciclo estacional y estratificación térmica, teniendo una diferencia clara que es el clima, donde los lagos boreales presentan climas extremos respecto del frío.

7.3 Variables fisicoquímicas

En cuanto a la relación espacio-temporal entre la concentración de CH₄ disuelto y las variables fisicoquímicas, se realizó un modelo de regresión lineal simple, donde anterior a ello se llevó a cabo el EDA, pruebas de normalidad y correlaciones. Las variables que tuvieron niveles de significancia respecto a la concentración de CH₄ disuelto superficial en este modelo de regresión fueron la Tw, OD, alcalinidad, Chl-a y DS, donde estos niveles de significancia fueron altos, bajos, positivos y negativos dentro de la misma variable en las distintas temporadas (primavera 2022, verano y otoño 2023), como por ejemplo la Tw, donde en primavera se obtuvo un R²=0.0467 sin tener una dependencia, verano con R²=0.541 teniendo una relación positiva y para otoño un R²=-0.896 con relación negativa. Esto ocurre principalmente

por una variación mínima por temporada en cada una de las variables en los puntos de muestreo, por lo que se realizó un análisis para ver el comportamiento de las variables con respecto a las concentraciones a lo largo de las tres temporadas, donde la Tw, conductividad, SDT y Chl-a tuvieron una dependencia ($R^2 > 0,5$). Con respecto a la Tw, se obtuvo que a mayor temperatura existe una mayor concentración de CH₄ en el agua superficial (Figura 10A), donde la máxima fue en primavera con 25.5°C, comparado con la máxima en el lago Illmense de 27.5°C para verano (Ragg et al., 2021), lo cual pudo haberse debido a que el muestreo de primavera fue finalizando esta temporada. En el trabajo de Mandryk et al. (2021), donde se estudia un lago boreal (Winnipeg) se observa como en las temporadas (primavera, verano y otoño) va aumentando la concentración de CH₄ disuelto con el aumento de la Tw, confirmando así lo que sucedió y dio como resultado en el presente estudio. Con respecto a la conductividad, se obtuvieron promedios de 122.2, 113.3 y 96.8 $\mu\text{S/cm}$ (primavera, verano y otoño) y una relación positiva con respecto a la concentración de CH₄ disuelto en el agua superficial (Figura 10B), lo cual fue más alto comparado con otros lagos templados como es el caso de Windsborn y Heideweiher (Alemania), donde respectivamente sus promedios fueron de 19.3 y 49.1 $\mu\text{S/cm}$, mediciones las cuales se realizaron en primavera-verano 2017 y 2018 (Schmiedeskamp et al., 2021). En cuanto a los SDT, las concentraciones promedio del lago urbano “Laguna Chica” fueron de 48.7 a 61.7 mg/L (otoño a primavera), entregando una relación positiva con respecto a la concentración de CH₄ disuelto a lo largo de las temporadas (Figura 10C). Respecto a embalses estudiados en Costa Rica (Nuestro Amo, Brasil y Lago Cote), se encontró que los flujos de CH₄ tienen una relación significativa directa con las concentraciones de SDT (Herrera et al., 2013). Lo anterior puede sugerir que, a una mayor concentración de CH₄ disuelto, haya una mayor cantidad de concentración de SDT, como los resultados que se obtuvieron en el presente estudio. Finalmente para la Chl-a, sus promedios de concentración estuvieron entre 1.18 a 1.75 mg/m³ y su rango de valores fue de 0.802 a 1.95 mg/m³, teniendo una relación negativa a lo largo de las temporadas en estudio, esto con respecto a la concentración de CH₄ disuelto en la superficie del lago urbano. En lagos como Windsborn y Heideweiher

(Alemania), presentaron concentraciones de Chl-a promedio de 29.9 mg/m³ (rango: 16.1 - 22.8 mg/m³) y 41.9 mg/m³ (rango: 38.8 - 64.7 mg/m³) (Schmiedeskamp et al., 2021). Asimismo, se estudió el embalse Brasil, ubicado en Costa Rica, donde la máxima concentración de Chl-a fue de 10.4 mg/m³, encontrándose en esta investigación una relación positiva con la emisión de CH₄, lo cual podría sugerir una relación positiva de que al aumentar la concentración de Chl-a, aumente la concentración de CH₄ disuelto en el lago (Herrera et al., 2013). Aunque en el presente estudio dio una relación negativa a lo largo de las temporadas (Figura 10D), sus valores y su variación mínima y máxima fueron prácticamente bajas, lo cual podría indicar una relación sesgada en los resultados, y no siendo claramente influyente en las concentraciones de CH₄ disuelto. En consecuencia, se puede señalar que debido a la baja presencia de niveles de Chl-a medidos no existió una relación entre Chl-a y la concentración de CH₄ en la superficie del lago urbano “Laguna Chica”.

7.4 Nutrientes

El análisis de nutrientes, en específico PO₄³⁻ y NO₃⁻, estuvieron bajo el límite de detección (0.04 y 0.005 mg/L) en todas las temporadas a excepción de primavera en el punto LCH4, donde se obtuvo un valor de 0.119 mg/L. La ubicación de este punto y LCH3, se encuentran en un lugar donde las personas de Campos Deportivos Llacolén indican puntualmente se sienten olores inusuales a descomposición. En un estudio realizado en el presente lago urbano (Urrutia, 2021), no se detectaron niveles de PO₄³⁻ en el agua, siendo el nivel de detección de 0.012 mg/L. Respecto al NO₃⁻, los promedios en el estudio de Urrutia (2021) fueron de 0.008, 0.009 y 0.0021 mg/L (primavera 2020, verano y otoño 2021), siendo otoño cercano al límite de detección. Los valores al estar bajo a este límite, no significa que no se encuentren presente dentro del lago urbano.

7.5 Flujo difusivo

Con respecto a la estimación del flujo difusivo de CH₄ en la capa superficial del lago urbano “Laguna Chica”, los promedios de emisión para primavera (2022), verano y otoño (2023) fueron de 228, 412 y 11.3 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Dado lo anterior, se ha estudiado el promedio de las emisiones de CH₄ en el mundo entre las latitudes 25 y 54°, la cual fue de 4100 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Bastviken et al., 2011). Con respecto a las emisiones de CH₄ en otros lagos templados, como es el caso del lago Mindelsee (Alemania, 1.02 km²), su flujo difusivo fue de aproximadamente 625 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (julio 2012 a junio 2013), sin considerar la mezcla de masas debido a la estratificación térmica (Fernandez et al., 2014). En cuanto al lago Illmensee (Alemania, 0.71 km²), tuvo un flujo difusivo de 200 a 1400 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (2013 a 2018) (Ragg et al., 2021). Respecto al lago Hallwil (Suiza, mesotrófico) presentó un flujo de 600 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (abril-agosto 2016) (Donis et al., 2017). Asimismo, se han estudiado lagos templados con una superficie y profundidad menor a la del lago urbano “Laguna Chica”, los cuales son Windsborn (0.0158 km² y 1.2-1.7 m) y Heideweiher (0.0155 km² y 0.83 m) en Alemania, donde sus flujos promedios son 3500 y 7200 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, siendo estos últimos más eutrofizado. Estos flujos de CH₄ hacia la atmósfera pueden ser más elevados debido a la poca profundidad que presentan estos lagos, además, en este estudio señalan el flujo total de CH₄, siendo su flujo principal el ebulitivo (Schmiedeskamp et al., 2021). Para comparar el flujo difusivo con un sistema lacustre boreal, se encuentra el estudio de Mandryk et al. (2021) en el lago Winnipeg (Canadá), donde los valores promedios obtenidos para primavera, verano y otoño (2019) son de 26.4, 26.4 y 153.6 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Como se puede apreciar, el lago urbano “Laguna Chica” presenta emisiones más bajas que otros lagos templados, siendo las emisiones más parecidas al lago Hallwil (600 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), esto no quiere decir que no sean importantes, debido a que se está emitiendo CH₄ a la atmósfera desde la superficie del sistema lacustre mediante flujo difusivo. En comparación con el lago boreal Winnipeg (Canadá), las emisiones promedio del lago urbano “Laguna Chica” fueron hasta casi 9 veces más alta para primavera y casi 16 veces para verano, siendo otoño 14 veces más baja que la

emisión encontrada en el lago Winnipeg ($153.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), pero no más alta que las emisiones de primavera y verano en el lago urbano (228 y $412 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$).

En cuanto a estudios sobre emisiones de CH_4 realizados en Chile, si bien no hay investigaciones acerca de lagos, si se pueden encontrar investigaciones en otros sistemas acuáticos como el humedal Salar de Huasco, de gran altitud, con una intensa actividad agrícola, donde sus emisiones alcanzaron los $4.31 \cdot 10^4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Molina et al., 2021). Por otro lado, se estudió el embalse Rapel (clima templado) donde dependiendo de la época del año en que se estudie, es considerado como mesotrófico, eutrófico o hipereutrófico. Este embalse tiene tres subsistemas bien delimitados que fueron estudiados, los cuales son llamados cubetas: Alhué, Las Balsas y El Muro. El primer subsistema (Alhué) corresponde a la zona más somera, por lo cual fue elegido para ser comparado con el presente lago urbano “Laguna Chica”. Los muestreos se llevaron a cabo en verano (febrero de 2012), donde el promedio de la emisión difusiva de CH_4 para el subsistema Alhué fue de $2063 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Durán, 2015). Por otra parte, se estudió el fiordo de Reloncaví en la Patagonia Chilena, donde las emisiones oscilan entre 23.9 y $136 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en invierno (julio 2013), siendo un sistema marino (Farias et al., 2017). Al comparar con el presente estudio, se obtiene que para primavera (2022) las emisiones oscilaron entre 92.0 a $501 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (promedio: $228.3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), verano (2023) entre 47.3 a $1200 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (promedio: $425.3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) y otoño (2023) de 1.26 a $19.8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (promedio: $11.3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$). Estas emisiones son bastante más bajas que el Salar de Huasco, donde se presenta una fuerte actividad agrícola (Molina et al., 2021). Con respecto al subsistema (Alhué) del embalse Rapel, donde las emisiones fueron estudiadas en verano (2012), el promedio fue de $2063 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Durán, 2015) comparada con el lago urbano “Laguna Chica”, en que se obtuvo un flujo difusivo promedio de $412 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, lo cual fue más baja y puede ser explicado probablemente al estado trófico que presenta el subsistema del embalse Rapel, el cual varía entre mesotrófico e hipereutrófico. Respecto a un sistema de fiordos con influencia de agua dulce y marina, como es el caso del fiordo de Reloncaví estudiado en invierno (2012) (Farias et al., 2017), el cual se puede comparar con lo más parecido a lo estudiado en el lago urbano que es la temporada

de otoño (2023). Como se pudo observar anteriormente, las emisiones de CH₄ fueron mayor para el fiordo de Reloncaví (23.9 a 136 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) en invierno, comparado al lago urbano “Laguna Chica” en la temporada de otoño (1.26 a 19.8 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), donde se obtuvieron valores menores de emisión. Por otro lado, se han estudiado las emisiones en el océano ártico donde el promedio más alto encontrado fue de 31.3 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Kort et al., 2012), esto nos indica como las aguas dulces continentales tienen una mayor emisión de CH₄ que los sistemas marinos. En la Tabla 17 se puede observar de manera resumida la comparación que se realizó para la concentración y flujo difusivo de CH₄, donde además se deja en evidencia como el nivel de trofia que presente el lago, afecta en las cantidades de concentración y flujo de CH₄ a la atmósfera.

Tabla 17. Comparación de la concentración y flujo difusivo de CH₄ disuelto del lago urbano “Laguna Chica” de San Pedro de la Paz con otros lagos.

Autores	Lagos	Superficie (Km²)	Clima	Grado de trofia	Concentración (nM)	Flujo difusivo ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
	Laguna Chica, Chile	0.82	Templado	Mesotrófico	243.9	228 (primavera)
209.3					412 (verano)	
41.1					11.3 (otoño)	
Fernández et al. (2014)	Mindelsee, Alemania	1.02	Templado	Eutrófico	500-1000	625
Ragg et al. (2021)	Illmensee, Alemania	0.71	Templado	Meso-Eutrófico	500-2000	200-1400
Donis et al. (2017)	Hallwil, Suiza	10.2	Templado	Mesotrófico	300	600
Mandryk et al. (2021)	Winnipeg, Canadá	23.750	Boreal	Eutrófico	23.8-67.0	26.4-153.6

Fuente: Elaboración propia.

Con respecto a la metodología utilizada para el cálculo del flujo difusivo, es consistente o ligeramente subestimada con respecto a los resultados obtenidos en lagos con una superficie de 1.00 km² (Schilder et al., 2013). Lo anterior, indica que los flujos difusivos obtenidos en primavera 2022, verano y otoño 2023 para el lago

urbano “Laguna Chica”, con superficie de 0.82 km², pueden ser considerados representativos o ligeramente subestimados con las emisiones promedio obtenidas del lago urbano.

En relación con la variabilidad espacio-temporal, al comparar las concentraciones de CH₄ disuelto en el agua superficial respecto al flujo difusivo en el lago urbano “Laguna Chica”, esto en primavera (Figura 11), verano (Figura 12) y otoño (Figura 13) a lo largo de los puntos de muestreo, se puede observar que las mayores concentraciones se presentaron al sur del lago urbano (LCH1-LCH2) en las tres temporadas y las emisiones de flujo difusivo de CH₄ fueron mayor al norte del lago (LCH6) en primavera y otoño a excepción de la temporada de verano, la cual tuvo su mayor emisión al sur del lago (LCH2). También, en otoño se presentaron altos niveles de emisión cercano a la mitad del lago urbano (LCH3). Asimismo, en este último punto de muestreo (LCH3) y en LCH4, se encontraron de moderadas a altas concentraciones de CH₄ disuelto en primavera, siendo este lugar donde las personas de Campos Deportivos Llacolén mencionaron la presencia de malos olores, por lo cual se sugiere estudiar esta zona del lago urbano en próximas investigaciones. Cabe señalar que, las emisiones por flujo difusivo tienen una gran influencia por parte de la velocidad del viento, la cual es un factor ambiental crítico que va a afectar el patrón espacio-temporal de esta emisión de CH₄ (Hofmann, 2013; Musenze et al., 2014), lo cual puede explicar su variación en el lago, siendo los puntos con mayor velocidad los que tuvieron un mayor flujo difusivo.

8. CONCLUSIÓN

El presente estudio consistió en estimar el nivel de emisión de CH₄ disuelto en el agua superficial (primavera 2022, verano y otoño 2023), por medio del flujo difusivo, mediante una transecta de seis puntos de muestreo a lo largo del lago urbano “Laguna Chica”, en San Pedro de la Paz, región del Biobío, donde se obtuvo el estado trófico, concentraciones de CH₄ disuelto en la superficie del lago, variables fisicoquímicas, nutrientes y la estimación del flujo difusivo en el interfaz agua-atmósfera.

- i. Con respecto al estado trófico, se puede confirmar que el lago urbano “Laguna Chica” presenta un estado mesotrófico con valores promedio (TSI) de 40.4, 34.8 y 36.2 (primavera, verano y otoño).
- ii. Las concentraciones de CH₄ disuelto (promedio) obtenidas en la superficie del lago son 243.9, 209.3 y 41.1 nM (primavera, verano y otoño), las cuales fueron menor que otros lagos templados del mundo y similar a lagos mesotróficos templados. Con respecto a lagos boreales, las concentraciones en este estudio fueron mayores que algunos de ellos, esto al comparar las mismas temporadas.
- iii. En cuanto a las variables fisicoquímicas, respecto a la concentración de CH₄ disuelto, hubo una mínima variación en cada temporada por si sola (variables) entre los puntos de muestreo, por lo que se realizaron modelos de regresión lineal para el conjunto de las tres temporadas en cada variable respecto de la concentración de CH₄, con la finalidad de ver la significancia ($R^2 > 0.5$) a lo largo de estas. Las variables que presentaron significancia respecto de la concentración de CH₄, fueron la Tw ($R^2 = 0.81$), Conductividad ($R^2 = 0.77$), SDT ($R^2 = 0.66$) y Chl-a ($R^2 = -0.61$), donde las tres primeras variables presentan una relación y dependencia directamente proporcional y la última una relación inversamente proporcional.

- iv. Los nutrientes estudiados, PO_4^{3-} y NO_3^- , estuvieron bajo el límite de detección (0.04 y 0.005 mg/L) para todas las temporadas en estudio, excepto para primavera en el punto LCH4, que se detectó PO_4^{3-} con un valor de 0.119 mg/L. Estar bajo el límite de detección no significa que no hay presencia de estos.
- v. Las emisiones de flujo difusivo de CH_4 disuelto (promedio) estimado para las temporadas de primavera, verano y otoño, son 228, 412 y 11.3 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$. En comparación con otros lagos templados, se puede decir que las emisiones en el lago urbano “Laguna Chica” son moderadas, a excepción de la comparación con algunos lagos boreales, donde el lago urbano en estudio presenta mayores emisiones hacia la atmósfera.
- vi. Se observan comportamientos temporales para las concentraciones de CH_4 disuelto y los flujos difusivos, donde sus valores tienden a aumentar notablemente desde otoño a primavera-verano.
- vii. Este estudio deja en evidencia como el cambio del nivel de trofía no solo afecta la calidad del agua, sino que también se emiten cantidades considerables de CH_4 a la atmósfera.
- viii. Al ser un lago con emisiones moderadas, se debe tener en cuenta los parámetros fisicoquímicos significativos para la concentración de CH_4 , además de seguir estudiando, manteniendo e incluso mejorando este sistema acuático continental.

Asimismo, el presente estudio permite ser un aporte a los objetivos de desarrollo sostenible (ODS), específicamente el objetivo n°6 (agua limpia y saneamiento), donde se espera que al año 2030 se pueda mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación. Además, se espera proteger todos los ecosistemas relacionados con el agua, como por ejemplo los lagos. También, se aporta con el objetivo n°13 (acción por el clima), para fortalecer la resiliencia y la capacidad de adaptación con

respecto a los riesgos que puedan estar relacionados con el clima y los desastres naturales en los distintos países del mundo (ONU, 22 de enero 2024).

9. SUGERENCIAS

- i. Es recomendable estudiar la tendencia de las emisiones de CH₄ disuelto a largo plazo, durante las distintas temporadas del año.
- ii. Se recomienda estudiar el flujo ebullitivo en próximas investigaciones, dado que es otra de las vías importantes de la emisión de CH₄.
- iii. Es sugerible realizar estudios del balance de CH₄ en este lago urbano, esto para determinar si es fuente o sumidero de CH₄.
- iv. Incluir las emisiones de CH₄ al balance global de GEI.
- v. Asimismo, se sugiere estudiar la zona de los puntos de muestreo LCH3 y LCH4, dado que se presentan concentraciones y emisiones moderadas a altas de CH₄ en algunas temporadas de este estudio. Esto, es relevante de conocer para las personas que habitan en la cercanía y frecuentan el lago urbano, para generar una conciencia ambiental en los usos y descargas hacia el lago.

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almanza-Marroquín, V., Figueroa, R., Parra, O., Fernández, X., Baeza, C., Yañez, J., & Urrutia, R. (2016). Limnological bases for the management of urban lakes in Concepcion, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(2), 313-326. <https://doi.org/10.3856/vol44-issue2-fulltext-12>
- Anderson, N. J., Bennion, H., & Lotter, A. F. (2014). Lake eutrophication and its implications for organic carbon sequestration in Europe. *Global Change Biology*, 20(9), 2741-2751. <https://doi.org/10.1111/gcb.12584>
- Antonio, J. S. (2010). Forzamiento radiativo y cambios químicos en la atmósfera. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de España*, 104(1), 149-173.
- Barbosa, P. M., Melack, J. M., Amaral, J. H. F., MacIntyre, S., Kasper, D., Cortes, A., Farjalla, V. F., & Forsberg, B. R. (2020). Dissolved methane concentrations and fluxes to the atmosphere from a tropical floodplain lake. *Biogeochemistry*, 148(2), 129-151. <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00650-1>
- Barica, J. (1992). Sustainable Management of Urban Lakes: A New Environmental Challenge. *Water Quality Research Journal*, 27(2), 211-220. <https://doi.org/10.2166/wqrj.1992.015>
- Barros, N., Cole, J. J., Tranvik, L. J., Prairie, Y. T., Bastviken, D., Huszar, V. L. M., del Giorgio, P., & Roland, F. (2011). Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience*, 4(9), 593-596. <https://doi.org/10.1038/ngeo1211>
- Bastviken, D., Cole, J., Pace, M., & Tranvik, L. (2004). Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(4), Article Gb4009. <https://doi.org/10.1029/2004gb002238>
- Bastviken, D., Cole, J. J., Pace, M. L., & Van de Bogert, M. C. (2008). Fates of methane from different lake habitats: Connecting whole-lake budgets and CH₄ emissions. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 113(G2), Article G02024. <https://doi.org/10.1029/2007jg000608>
- Bastviken, D., Ejlertsson, J., & Tranvik, L. (2002). Measurement of methane oxidation in lakes: A comparison of methods. *Environmental Science & Technology*, 36(15), 3354-3361. <https://doi.org/10.1021/es010311p>
- Bastviken, D., Tranvik, L. J., Downing, J. A., Crill, P. M., & Enrich-Prast, A. (2011). Freshwater Methane Emissions Offset the Continental Carbon Sink. *Science*, 331(6013), 50-50. <https://doi.org/10.1126/science.1196808>
- Birch, S., & McCaskie, J. (1999). Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia*, 395, 365-377. <https://doi.org/10.1023/a:1017099030774>
- Bižić, M., Grossart, H.-P., & Ionescu, D. (2020). Methane Paradox. In *Encyclopedia of Life Sciences* (pp. 1-11). <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0028892>
- Blees, J., Niemann, H., Erne, M., Zopfi, J., Schubert, C. J., & Lehmann, M. F. (2015). Spatial variations in surface water methane super-saturation and emission in Lake Lugano, southern Switzerland. *Aquatic Sciences*, 77(4), 535-545. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0401-z>
- Bogard, M. J., del Giorgio, P. A., Boutet, L., Chaves, M. C. G., Prairie, Y. T., Merante, A., & Derry, A. M. (2014). Oxic water column methanogenesis as a major component of

- aquatic CH₄ fluxes. *Nature Communications*, 5, Article 5350. <https://doi.org/10.1038/ncomms6350>
- Campeau, A., & Del Giorgio, P. A. (2014). Patterns in CH₄ and CO₂ concentrations across boreal rivers: Major drivers and implications for fluvial greenhouse emissions under climate change scenarios. *Global Change Biology*, 20(4), 1075-1088. <https://doi.org/10.1111/gcb.12479>
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361-369. <https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Cisternas, M., Martínez, P., Oyarzun, C., & Debels, P. (1999). Characterization of the replacement processes of native vegetation by forest plantations in a lacustrine watershed in the Nahuelbuta Mountain Range, VIII Region, Chile. *Revista Chilena De Historia Natural*, 72(4), 661-669. <Go to ISI>://WOS:000084976900015
- Cole, J. J., & Caraco, N. F. (1998). Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF₆. *Limnology and Oceanography*, 43(4), 647-656. <https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.4.0647>
- Conrad, R. (2020). Methane Production in Soil Environments-Anaerobic Biogeochemistry and Microbial Life between Flooding and Desiccation. *Microorganisms*, 8(6), Article 881. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8060881>
- Cornejo-D'ottone, M., Figueroa, R., & Parra, O. (2019). Seasonality of the N₂O cycle of the Biobio River during the megadrought. *Journal of Limnology*, 78(1), 14-26. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1767>
- CR2. (2023). *EXPLORADOR CLIMÁTICO (CR2)* <https://explorador.cr2.cl/>
- Crusius, J., & Wanninkhof, R. (2003). Gas transfer velocities measured at low wind speed over a lake. *Limnology and Oceanography*, 48(3), 1010-1017. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.3.1010>
- Davidson, T. A., Audet, J., Svenning, J. C., Lauridsen, T. L., Sondergaard, M., Landkildehus, F., Larsen, S. E., & Jeppesen, E. (2015). Eutrophication effects on greenhouse gas fluxes from shallow-lake mesocosms override those of climate warming. *Global Change Biology*, 21(12), 4449-4463. <https://doi.org/10.1111/gcb.13062>
- Deemer, B. R., Harrison, J. A., Li, S. Y., Beaulieu, J. J., Delsontro, T., Barros, N., Bezerra-Neto, J. F., Powers, S. M., dos Santos, M. A., & Vonk, J. A. (2016). Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis. *Bioscience*, 66(11), 949-964. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw117>
- Deemer, B. R., & Holgerson, M. A. (2021). Drivers of Methane Flux Differ Between Lakes and Reservoirs, Complicating Global Upscaling Efforts. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 126(4), Article e2019JG005600. <https://doi.org/10.1029/2019jg005600>
- DelSontro, T., Beaulieu, J. J., & Downing, J. A. (2018). Greenhouse gas emissions from lakes and impoundments: Upscaling in the face of global change. *Limnology and Oceanography Letters*, 3(3), 64-75. <https://doi.org/10.1002/lol2.10073>
- DelSontro, T., Boutet, L., St-Pierre, A., del Giorgio, P. A., & Prairie, Y. T. (2016). Methane ebullition and diffusion from northern ponds and lakes regulated by the interaction between temperature and system productivity. *Limnology and Oceanography*, 61, S62-S77. <https://doi.org/10.1002/lno.10335>
- DGA. (2022). *Información pluviométrica, fluviométrica, estado de embalses y aguas subterráneas* (536). <https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/informacionhidrologica/Informacin%20Mensual/Boletin%20DGA%20diciembre%202022.pdf>
- Donis, D., Flury, S., Stöckli, A., Spangenberg, J. E., Vachon, D., & McGinnis, D. F. (2017). Full-scale evaluation of methane production under oxic conditions in a mesotrophic

- lake. *Nature Communications*, 8, Article 1661. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01648-4>
- Downing, J. A. (2010). Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot. *Limnetica*, 29(1), 9-23. <Go to ISI>://WOS:000279136800002
- Downing, J. A., Prairie, Y. T., Cole, J. J., Duarte, C. M., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., McDowell, W. H., Kortelainen, P., Caraco, N. F., Melack, J. M., & Middelburg, J. J. (2006). The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, 51(5), 2388-2397. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.5.2388>
- Durán, D. (2015). *Difusión superficial de Gases de Efecto Invernadero en el embalse Rapel y su relación con la calidad del agua* Universidad de Chile]. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/192655>
- Esteves, F. A., & Marinho, C. C. (2011). Carbono inorganico In Esteves, F.A. (Ed.). *Fundamentos de limnologia* (pp. 53-60). Interciencia, Rio de Janeiro.
- Evans, C. D., Monteith, D. T., & Cooper, D. M. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137(1), 55-71. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.031>
- Farias, L., Sanzana, K., Sanhueza-Guevara, S., & Yevenes, M. A. (2017). Dissolved Methane Distribution in the Reloncavi Fjord and Adjacent Marine System During Austral Winter (41 degrees-43 degrees S). *Estuaries and Coasts*, 40(6), 1592-1606. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0241-2>
- Fernandez, J. E., Peeters, F., & Hofmann, H. (2014). Importance of the Autumn Overturn and Anoxic Conditions in the Hypolimnion for the Annual Methane Emissions from a Temperate Lake. *Environmental Science & Technology*, 48(13), 7297-7304. <https://doi.org/10.1021/es4056164>
- Furtado, A., Monte-Morb, R. C. D., & do Couto, E. D. (2021). Evaluation of reduction of external load of total phosphorus and total suspended solids for rehabilitation of urban lakes. *Journal of Environmental Management*, 296, Article 113339. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113339>
- García, R., Camargo, A., Santillán, A., Ojeda, S., Nieblas, E., Quintero, M., & Soto, R. (2013). *Baja California ante el embate del cambio climático*. Universidad Autonoma de Baja California. https://www.researchgate.net/publication/236176762_El_cambio_climatico_global_y_escenarios_climaticos_en_Mexicali_Baja_California_Mexico/download?tp=eyJpbn250ZXh0ljp7ImZpcnN0UGFnZSI6Il9kaXJlY3QiLCJwYWdlIjoX2RpcmVjdCJ9fQ
- Gonzalez-Valencia, R., Sepulveda-Jauregui, A., Martinez-Cruz, K., Hoyos-Santillan, J., Dendooven, L., & Thalasso, F. (2014). Methane emissions from Mexican freshwater bodies: correlations with water pollution. *Hydrobiologia*, 721(1), 9-22. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1632-4>
- Gorsky, A. L., Racanelli, G. A., Belvin, A. C., & Chambers, R. M. (2019). Greenhouse gas flux from stormwater ponds in southeastern Virginia (USA). *Anthropocene*, 28, Article 100218. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2019.100218>
- Guzmán, M. (2021). *LOS CAMBIOS EN LA EXPANSIÓN URBANA Y SU RELACIÓN CON EL ESTADO TRÓFICO DE LAGUNA GRANDE Y LAGUNA CHICA DE SAN PEDRO DE LA PAZ EN LOS ÚLTIMOS 30 AÑOS*

Universidad de Concepción]. <http://repositorio.udec.cl/bitstream/11594/9241/1/TESIS%20LOS%20CAMBIOS%20EN%20LA%20EXPANSION%20URBANA.pdf>

- Hanson, R. S., & Hanson, T. E. (1996). Methanotrophic bacteria. *Microbiological Reviews*, 60(2), 439-+. <https://doi.org/10.1128/membr.60.2.439-471.1996>
- Hayes, N. M., Deemer, B. R., Corman, J. R., Razavi, N. R., & Strock, K. E. (2017). Key differences between lakes and reservoirs modify climate signals: A case for a new conceptual model. *Limnology and Oceanography Letters*, 2(2), 47-62. <https://doi.org/10.1002/lol2.10036>
- Hernandez, M. E. (2010). Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra latinoamericana*, 28(2), 139-147. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792010000200005
- Herrera, J., Rojas, J., Rodríguez, S., Rojas, A., & Beita, V. (2013). Determinación de emisiones de metano en tres embalses hidroeléctricos en Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*, 46(1), 27-36. <https://doi.org/https://doi.org/10.15359/rca.46-2.3>
- Hofmann, H. (2013). Spatiotemporal distribution patterns of dissolved methane in lakes: How accurate are the current estimations of the diffusive flux path? *Geophysical Research Letters*, 40(11), 2779-2784. <https://doi.org/10.1002/grl.50453>
- Holgerson, M. A., & Raymond, P. A. (2016a). Large contribution to inland water CO₂ and CH₄ emissions from very small ponds. *Nature Geoscience*, 9(3), 222-U150. <https://doi.org/10.1038/ngeo2654>
- Holgerson, M. A., & Raymond, P. A. (2016b). Large contribution to inland water CO₂ and CH₄ emissions from very small ponds (vol 9, pg 222, 2016). *Nature Geoscience*, 9(3). <Go to ISI>://WOS:000371427400016
- Holm-Hansen, O., Lorenzen, C. J., Holmes, R. W., & Strickland, J. D. H. (1965). Fluorometric determination of chlorophyll *ICES Journal of Marine Science* 30(1), 3-15. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/icesjms/30.1.3>
- IDE. (2020). *Información Territorial*. <https://www.ide.cl/index.php/informacion-territorial/descargar-informacion-territorial>
- INE. (2017). *Censos de Población y Vivienda*. <https://www.ine.gob.cl/estadisticas/sociales/censos-de-poblacion-y-vivienda>
- IPCC. (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report*. <https://www.ipcc.ch/report/ar4/syr/>
- IPCC. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. <https://doi.org/10.1017/cbo9781107415324>
- Jansen, J., Thornton, B. F., Wik, M., MacIntyre, S., & Crill, P. M. (2020). Temperature Proxies as a Solution to Biased Sampling of Lake Methane Emissions. *Geophysical Research Letters*, 47(14), Article e2020GL088647. <https://doi.org/10.1029/2020gl088647>
- Kirschke, S., Bousquet, P., Ciais, P., Saunois, M., Canadell, J. G., Dlugokencky, E. J., Bergamaschi, P., Bergmann, D., Blake, D. R., Bruhwiler, L., Cameron-Smith, P., Castaldi, S., Chevallier, F., Feng, L., Fraser, A., Heimann, M., Hodson, E. L., Houweling, S., Josse, B., . . . Zeng, G. (2013). Three decades of global methane sources and sinks. *Nature Geoscience*, 6(10), 813-823. <https://doi.org/10.1038/ngeo1955>
- Kort, E. A., Wofsy, S. C., Daube, B. C., Diao, M., Elkins, J. W., Gao, R. S., Hints, E. J., Hurst, D. F., Jimenez, R., Moore, F. L., Spackman, J. R., & Zondlo, M. A. (2012). Atmospheric observations of Arctic Ocean methane emissions up to 82° north. *Nature Geoscience*, 5(5), 318-321. <https://doi.org/10.1038/ngeo1452>
- Li, M. X., Peng, C. H., Zhu, Q., Zhou, X. L., Yang, G., Song, X. Z., & Zhang, K. R. (2020). The significant contribution of lake depth in regulating global lake diffusive methane emissions. *Water Research*, 172, Article 115465. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115465>

- Magen, C., Lapham, L. L., Pohlman, J. W., Marshall, K., Bosman, S., Casso, M., & Chanton, J. P. (2014). A simple headspace equilibration method for measuring dissolved methane. *Limnology and Oceanography-Methods*, 12, 637-650. <https://doi.org/10.4319/lom.2014.12.637>
- Mandryk, R. R., Capelle, D. W., Manning, C. C. M., Tortell, P., McCulloch, R. D., & Papakyriakou, T. (2021). First estimation of the diffusive methane flux and concentrations from Lake Winnipeg, a large, shallow and eutrophic lake. *Journal of Great Lakes Research*, 47(3), 741-750. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.03.011>
- McGinnis, D. F., Greinert, J., Artemov, Y., Beaubien, S. E., & Wuest, A. (2006). Fate of rising methane bubbles in stratified waters: How much methane reaches the atmosphere? *Journal of Geophysical Research-Oceans*, 111(C9), Article C09007. <https://doi.org/10.1029/2005jc003183>
- Messenger, M. L., Lehner, B., Grill, G., Nedeva, I., & Schmitt, O. (2016). Estimating the volume and age of water stored in global lakes using a geo-statistical approach. *Nature Communications*, 7, Article 13603. <https://doi.org/10.1038/ncomms13603>
- Molina, V., Eissler, Y., Fernandez, C., Cornejo-D'Ottone, M., Dorador, C., Bebout, B. M., Jeffrey, W. H., Romero, C., & Hengst, M. (2021). Greenhouse gases and biogeochemical diel fluctuations in a high-altitude wetland. *Science of the Total Environment*, 768, Article 144370. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144370>
- Musenze, R. S., Grinham, A., Werner, U., Gale, D., Sturm, K., Udy, J., & Yuan, Z. G. (2014). Assessing the Spatial and Temporal Variability of Diffusive Methane and Nitrous Oxide Emissions from Subtropical Freshwater Reservoirs. *Environmental Science & Technology*, 48(24), 14499-14507. <https://doi.org/10.1021/es505324h>
- Nojavan, A. F., Kreakie, B. J., Hollister, J. W., & Qian, S. S. (2019). Rethinking the lake trophic state index. *Peerj*, 7, Article e7936. <https://doi.org/10.7717/peerj.7936>
- Novalés, A. (2010). Análisis de regresión. Universidad Complutense de Madrid. <https://www.ucm.es/data/cont/docs/518-2013-11-13-Analisis%20de%20Regresion.pdf>
- ONU. (22 de enero 2024). *Objetivos y metas de Desarrollo Sostenible*. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>
- Parra, O., Valdovinos, C., Urrutia, R., Cisternas, M., Habit, E., & Mardones, M. (2003). Caracterización y tendencias tróficas de cinco lagos costeros de Chile Central. *Limnetica*, 22(1-2), 51-83. <https://www.limnetica.com/es/caracterizaci%C3%B3n-y-tendencias-tr%C3%B3ficas-de-cinco-lagos-costeros-de-chile-central>
- Peeters, F., Fernandez, J. E., & Hofmann, H. (2019). Sediment fluxes rather than oxic methanogenesis explain diffusive CH₄ emissions from lakes and reservoirs. *Scientific Reports*, 9, Article 243. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36530-w>
- Peters, V., & Conrad, R. (1996). Sequential reduction processes and initiation of CH₄ production upon flooding of oxic upland soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 28(3), 371-382. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00146-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00146-8)
- Pickard, A., White, S., Bhattacharyya, S., Carvalho, L., Dobel, A., Drewer, J., Jamwal, P., & Helfter, C. (2021). Greenhouse gas budgets of severely polluted urban lakes in India. *Science of the Total Environment*, 798, Article 149019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149019>
- Prather, M. J., Holmes, C. D., & Hsu, J. (2012). Reactive greenhouse gas scenarios: Systematic exploration of uncertainties and the role of atmospheric chemistry. *Geophysical Research Letters*, 39, Article L09803. <https://doi.org/10.1029/2012gl051440>
- Ragg, R. B., Peeters, F., Ingwersen, J., Teiber-Siessegger, P., & Hofmann, H. (2021). Interannual Variability of Methane Storage and Emission During Autumn Overturn in

- a Small Lake. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 126(12), Article e2021JG006388. <https://doi.org/10.1029/2021jg006388>
- Rasilo, T., Prairie, Y. T., & del Giorgio, P. A. (2015). Large-scale patterns in summer diffusive CH₄ fluxes across boreal lakes, and contribution to diffusive C emissions. *Global Change Biology*, 21(3), 1124-1139. <https://doi.org/10.1111/gcb.12741>
- Raymond, P. A., Hartmann, J., Lauerwald, R., Sobek, S., McDonald, C., Hoover, M., Butman, D., Striegl, R., Mayorga, E., Humborg, C., Kortelainen, P., Dürr, H., Meybeck, M., Ciais, P., & Guth, P. (2013). Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 503(7476), 355-359. <https://doi.org/10.1038/nature12760>
- Rosentreter, J. A., Borges, A. V., Deemer, B. R., Holgerson, M. A., Liu, S. D., Song, C. L., Melack, J., Raymond, P. A., Duarte, C. M., Allen, G. H., Olefeldt, D., Poulter, B., Battin, T. I., & Eyre, B. D. (2021). Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources. *Nature Geoscience*, 14(4), 225-+. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00715-2>
- Saunois, M., Bousquet, P., Poulter, B., Peregón, A., Ciais, P., Canadell, J. G., Dlugokencky, E. J., Etiope, G., Bastviken, D., Houweling, S., Janssens-Maenhout, G., Tubiello, F. N., Castaldi, S., Jackson, R. B., Alexe, M., Arora, V. K., Beerling, D. J., Bergamaschi, P., Blake, D. R., . . . Zhu, Q. (2016). The global methane budget 2000-2012. *Earth System Science Data*, 8(2), 697-751. <https://doi.org/10.5194/essd-8-697-2016>
- Saunois, M., Stavert, A. R., Poulter, B., Bousquet, P., Canadell, J. G., Jackson, R. B., Raymond, P. A., Dlugokencky, E. J., Houweling, S., Patra, P. K., Ciais, P., Arora, V. K., Bastviken, D., Bergamaschi, P., Blake, D. R., Brailsford, G., Bruhwiler, L., Carlson, K. M., Carrol, M., . . . Zhuang, Q. L. (2020). The Global Methane Budget 2000-2017. *Earth System Science Data*, 12(3), 1561-1623. <https://doi.org/10.5194/essd-12-1561-2020>
- Schilder, J., Bastviken, D., van Hardenbroek, M., & Heiri, O. (2016). Spatiotemporal patterns in methane flux and gas transfer velocity at low wind speeds: Implications for upscaling studies on small lakes. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 121(6), 1456-1467. <https://doi.org/10.1002/2016jg003346>
- Schilder, J., Bastviken, D., van Hardenbroek, M., Kankaala, P., Rinta, P., Stötter, T., & Heiri, O. (2013). Spatial heterogeneity and lake morphology affect diffusive greenhouse gas emission estimates of lakes. *Geophysical Research Letters*, 40(21), 5752-5756. <https://doi.org/10.1002/2013gl057669>
- Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. S. (2013). *Biogeochemistry. An Analysis of Global Change* (Vol. 3). <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/C2010-0-66291-2>
- Schmid, M., Halbwachs, M., Wehrli, B., & Wüest, A. (2005). Weak mixing in Lake Kivu: New insights indicate increasing risk of uncontrolled gas eruption -: art. no. Q07009. *Geochemistry Geophysics Geosystems*, 6, Article Q07009. <https://doi.org/10.1029/2004gc000892>
- Schmiedeskamp, M., Praetzel, L. S. E., Bastviken, D., & Knorr, K. H. (2021). Whole-lake methane emissions from two temperate shallow lakes with fluctuating water levels: Relevance of spatiotemporal patterns. *Limnology and Oceanography*, 66(6), 2455-2469. <https://doi.org/10.1002/lno.11764>
- Schubert, C. J., Diem, T., & Eugster, W. (2012). Methane Emissions from a Small Wind Shielded Lake Determined by Eddy Covariance, Flux Chambers, Anchored Funnels, and Boundary Model Calculations: A Comparison. *Environmental Science & Technology*, 46(8), 4515-4522. <https://doi.org/10.1021/es203465x>
- Schueler, T., & Simpson, J. (2003). Introduction: Why urban lakes are different. *Watershed Protection Techniques*, 3(4), 747.
- Sigg, L. (2000). Redox Potential Measurements in Natural Waters: Significance, Concepts and Problems. In J. Schüring, H. D. Schulz, W. R. Fischer, J. Böttcher, & W. H. M.

- Duijnsveld (Eds.), *Redox: Fundamentals, Processes and Applications* (pp. 1-12). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-04080-5_1
- Tauchnitz, N., Brumme, R., Bernsdorf, S., & Meissner, R. (2008). Nitrous oxide and methane fluxes of a pristine slope mire in the German National Park Harz Mountains. *Plant and Soil*, 303(1-2), 131-138. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9493-0>
- Tilbrook, B. D., & Karl, D. M. (1995). METHANE SOURCES, DISTRIBUTIONS AND SINKS FROM CALIFORNIA COASTAL WATERS TO THE OLIGOTROPHIC NORTH PACIFIC GYRE. *Marine Chemistry*, 49(1), 51-64. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(94\)00058-1](https://doi.org/10.1016/0304-4203(94)00058-1)
- Townsend-Small, A., Åkerström, F., Arp, C. D., & Hinkel, K. M. (2017). Spatial and Temporal Variation in Methane Concentrations, Fluxes, and Sources in Lakes in Arctic Alaska. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 122(11), 2966-2981. <https://doi.org/10.1002/2017jg004002>
- Tranvik, L. J., Downing, J. A., Cotner, J. B., Loiselle, S. A., Striegl, R. G., Ballatore, T. J., Dillon, P., Finlay, K., Fortino, K., Knoll, L. B., Kortelainen, P. L., Kutser, T., Larsen, S., Laurion, I., Leech, D. M., McCallister, S. L., McKnight, D. M., Melack, J. M., Overholt, E., . . . Weyhenmeyer, G. A. (2009). Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 54(6), 2298-2314. https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2298
- Trolle, D., Staehr, P. A., Davidson, T. A., Bjerring, R., Lauridsen, T. L., Sondergaard, M., & Jeppesen, E. (2012). Seasonal Dynamics of CO₂ Flux Across the Surface of Shallow Temperate Lakes. *Ecosystems*, 15(2), 336-347. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9513-z>
- Urrutia, R. (2021). *Seminario: Estudio del estado trófico de los cuerpos de agua existentes en San Pedro de la Paz* https://sanpedrodelapaz.cl/wp-content/uploads/2023/01/PPT-SEMINARIO_Final_2.pdf
- USEPA. (1974). An approach to a realtive trophic index system for classifying lakes and reservoirs. Technical Report 24. US Enviromental Protection Agency, Office of Water and Office of Research and Development, Corvallis, OR.
- Verpoorter, C., Kutser, T., Seekell, D. A., & Tranvik, L. J. (2014). A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. *Geophysical Research Letters*, 41(18), 6396-6402. <https://doi.org/10.1002/2014gl060641>
- Walter, K. M., Smith, L. C., & Chapin, F. S. (2007). Methane bubbling from northern lakes: present and future contributions to the global methane budget. *Philosophical Transactions of the Royal Society a-Mathematical Physical and Engineering Sciences*, 365(1856), 1657-1676. <https://doi.org/10.1098/rsta.2007.2036>
- Wang, G. Q., Xia, X. H., Liu, S. D., Zhang, L., Zhang, S. B., Wang, J. F., Xi, N. N., & Zhang, Q. R. (2021). Intense methane ebullition from urban inland waters and its significant contribution to greenhouse gas emissions. *Water Research*, 189, Article 116654. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116654>
- Wanninkhof, R. (1992). RELATIONSHIP BETWEEN WIND-SPEED AND GAS-EXCHANGE OVER THE OCEAN. *Journal of Geophysical Research-Oceans*, 97(C5), 7373-7382. <https://doi.org/10.1029/92jc00188>
- Wiesenburg, D. A., & Guinasso, N. L. (1979). EQUILIBRIUM SOLUBILITIES OF METHANE, CARBON-MONOXIDE, AND HYDROGEN IN WATER AND SEA-WATER. *Journal of Chemical and Engineering Data*, 24(4), 356-360. <https://doi.org/10.1021/je60083a006>
- Yang, L., Lu, F., Wang, X. K., Duan, X. N., Song, W. Z., Sun, B. F., Zhang, Q. Q., & Zhou, Y. J. (2013). Spatial and seasonal variability of diffusive methane emissions from the Three Gorges Reservoir. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 118(2), 471-481. <https://doi.org/10.1002/jgrg.20049>

- Yevenes, M. A., Bello, E., Sanhueza-Guevara, S., & Farias, L. (2017). Spatial Distribution of Nitrous Oxide (N₂O) in the Reloncavi Estuary-Sound and Adjacent Sea (41A degrees-43A degrees S), Chilean Patagonia. *Estuaries and Coasts*, 40(3), 807-821. <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0184-z>
- Yevenes, M. A., Lagos, N. A., Farias, L., & Vargas, C. A. (2019). Greenhouse gases, nutrients and the carbonate system in the Reloncavi Fjord (Northern Chilean Patagonia): Implications on aquaculture of the mussel, *Mytilus chilensis*, during an episodic volcanic eruption. *Science of the Total Environment*, 669, 49-61. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.037>
- Yvon-Durocher, G., Allen, A. P., Bastviken, D., Conrad, R., Gudas, C., St-Pierre, A., Thanh-Duc, N., & del Giorgio, P. A. (2014). Methane fluxes show consistent temperature dependence across microbial to ecosystem scales. *Nature*, 507(7493), 488-491. <https://doi.org/10.1038/nature13164>
- Zhang, L., Liao, Q. J. H., Gao, R., Luo, R., Liu, C., Zhong, J. C., & Wang, Z. D. (2021). Spatial variations in diffusive methane fluxes and the role of eutrophication in a subtropical shallow lake. *Science of the Total Environment*, 759, Article 143495. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143495>
- Zhao, F., Zhou, Y. Q., Xu, H., Zhu, G. W., Zhan, X., Zou, W., Zhu, M. Y., Kang, L. J., & Zhao, X. C. (2022). Oxidic urban rivers as a potential source of atmospheric methane. *Environmental Pollution*, 297, Article 118769. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118769>