



**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
INGENIERÍA AMBIENTAL**



**ORIGEN DE LAS CONCENTRACIONES DE METANO (CH₄) DISUELTO EN EL
EMBALSE ANGOSTURA, REGIÓN DEL BIOBÍO, CHILE CENTRAL**

Tesis presentada para optar al título de
Ingeniero Ambiental

Ali Gómez Rojas

Profesora Guía: Dra. Mariela Yévenes Burgos

Concepción, Chile

2024

“ORIGEN DE LAS CONCENTRACIONES DE METANO (CH₄) DISUELTO EN EL EMBALSE ANGOSTURA, REGIÓN DEL BIOBÍO, CHILE CENTRAL”

Profesor Guía: Dra. Mariela Yévenes Burgos



Profesor Comisión: Dr. Ricardo Barra Ríos



Profesor Comisión: Dr. Pedro Arriagada Sanhueza



CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MAXIMA

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, agosto 2024

1. AGRADECIMIENTOS

Quisiera dar mis más sinceros agradecimientos a todas las personas que han sido fundamentales en la realización de esta tesis, y completar esta etapa de mi vida. En primer lugar, a mi familia, cuyo apoyo incondicional y constante ha sido mi pilar fundamental todos estos años de estudio. Sin su amor y comprensión, este logro no habría sido posible. A mis amigos, tantos aquellos que conocí durante la carrera como a los que no pertenecen al ámbito universitario, gracias por compartir conmigo momentos de alegría y por brindarme su apoyo cada vez que lo requería y solicitaba. Su amistad ha sido invaluable en este camino, en cada instante.

A mi querida polola, Luz Gutiérrez, por su paciencia, amor y apoyo. Tu presencia ha sido una fuente de inspiración y motivación constante.

A mis profesores, quienes con su conocimiento y dedicación han contribuido significativamente en mi formación académica. Un agradecimiento en especial a mi profesora guía Dr. Mariela Yévenes Burgos, cuya guía y sabiduría han sido cruciales para la realización de esta tesis. Su constante apoyo, sugerencias y dedicación han sido fundamentales para mi desarrollo académico y personal.

Tabla de contenido

1. AGRADECIMIENTOS	3
2. RESUMEN	10
3. INTRODUCCIÓN	11
4. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	12
5. OBJETIVOS	12
5.1 Objetivo general	12
5.2 Objetivos específicos.....	12
6. MARCO TEÓRICO.....	13
6.1 Gases de efecto invernadero.....	13
6.2 Embalses.....	16
6.3 Isotopos estables.....	21
6.4 Estudios nacionales de CH ₄ en embalses	27
7. ANTECEDENTES.....	28
7.1 Diseño Muestreal.....	30
8. METODOLOGÍA	32
8.1 Colección de muestras.....	32
8.2 Estado Trófico	34
8.3 Flujo difusivo	35
8.4 Isótopos estables.....	37
8.5 Análisis estadístico	37
8.6 Variación espacial.....	37
9. RESULTADOS	38
9.1 Estado Trófico	38
9.2 Nutrientes	41
9.3 Variables ambientales	43
9.4 Concentración superficial de CH ₄ (nM).....	51
9.5 Firma isotópica de $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$	52
9.6 Flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d)	55
9.7 Prueba de Shapiro-Wilk	56
9.8 Correlación de CH ₄ (nM) mediante la prueba de Spearman.....	58
9.9 Correlación de la firma isotópica de $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ mediante la prueba de Spearman.....	60

9.10	Correlación del flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d) mediante la prueba de Spearman	61
9.11	Regresión lineal simple de CH ₄ (nM)	63
9.12	Regresión lineal simple de la firma isotópica de δ ¹³ C-CH ₄	64
9.13	Regresión lineal simple del flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d).....	65
9.14	Distribución espacial	67
10.	DISCUSIÓN	78
10.1	Estado trófico	78
10.2	Concentraciones de CH ₄ (nM)	79
10.3	Variables ambientales	82
10.4	Firma isotópica del δ ¹³ C-CH ₄	84
10.5	Flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d)	87
10.6	Variación espacial.....	89
11.	CONCLUSIÓN.....	90
12.	SUGERENCIAS.....	91
13.	REFERENCIAS.....	93
14.	ANEXO.....	106

Índice de tablas

Tabla 1	Potencial de Calentamiento Global (GWP) del CH ₄	14
Tabla 2	Concentraciones de CH ₄ (nM) disuelto en aguas superficiales en distintos embalses del mundo, en consideración de su latitud geográfica	18
Tabla 3	Flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d) desde distintos embalses del mundo, en consideración de su latitud geográfica	20
Tabla 4	Firma isotópica del δ ¹³ C-CH ₄ en distintos sistemas acuáticos del mundo.....	23
Tabla 5	Parámetros morfométricos de la central hidroeléctrica Angostura	29
Tabla 6	Precipitación mensual (mm) registrado desde la Estación de “Río Biobío en Rucalhue (DGA)” (2014-2017)	29
Tabla 7	Caudales medios mensuales de los meses de verano, otoño, invierno y primavera en el embalse Angostura, durante el periodo 2015-2020.....	30
Tabla 8	Coordenadas de los puntos de muestreos (AN1-AN7) del embalse Angostura	32
Tabla 9	Variables fisicoquímicas en el embalse Angostura.....	33

Tabla 10 Clasificación de (Carlson & Simpson, 1996) de la clase trófico del cuerpo acuático en base su valor de TSI.....	Error! Bookmark not defined.
Tabla 11 Estadística descriptiva de DS (m), Chl-a (mg/m ³) y PT (µg/L) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023.....	38
Tabla 12 Estimación del valor de TSI para las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023 en el embalse Angostura	40
Tabla 13 Estadística descriptiva de Nitrógeno (mg/L) y Nitrato (mg/L) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023.....	41
Tabla 14 Valores registrados de Fosfato (mg/L) y Nitrito (mg/L) durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023	42
Tabla 15 Estadística descriptiva de la Ta (°C), la Velocidad del viento (m/s) y el (%) Humedad durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023.....	43
Tabla 16	46
Tabla 17 Estadística descriptiva del CH ₄ (nM) durante las temporadas de invierno y primavera de 2022, y verano y otoño de 2023	51
Tabla 18 Estadística descriptiva de la firma isotópica del (δ ¹³ C-CH ₄) durante la temporada de invierno de 2022	52
Tabla 19 Estadística descriptiva del Flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d) durante las temporadas de invierno y primavera de 2022, y verano y otoño de 2023	55
Tabla 20 Test de Shapiro-Wilk en los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023	57
Tabla 21 Test de Correlación de Spearman, considerando el CH ₄ (nM) como la variable dependiente, para los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023.....	59
Tabla 22 Test de Correlación de Spearman, considerando el isótopo δ ¹³ C-CH ₄ como la variable dependiente, para los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023.....	60
Tabla 23 Test de Correlación de Spearman, considerando el flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d) como la variable dependiente, para los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023	62

Tabla 24 Resultados de la Regresión Lineal Simple, considerando las concentraciones de CH ₄ (nM) como la variable dependiente, en los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023	63
Tabla 25 Resultados de la Regresión Lineal Simple, considerando el isótopo δ ¹³ C-CH ₄ como la variable dependiente, en los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023.....	65
Tabla 26 Resultados de la Regresión Lineal Simple, considerando el flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d) como la variable dependiente, en los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023	66

Índice de figuras

Figura N°1 Emisiones media de metano (Tg CH ₄ año ⁻¹) desde los sistemas acuáticos de las aguas continentales durante los años los años (1978-2019)	16
Figura N°2 Área superficial mundial de los embalses y su distribución base a su latitud geográfica.....	17
Figura N°3 Firma isotópica del δ ¹³ C-CH ₄ y δ ² H-CH ₄ según el origen del CH ₄ Fuente: Whiticar, 1999.....	23
Figura N°4 Mapa del embalse Angostura, y los puntos de muestreo	31
Figura N°5 Diagrama de caja del DS (m), la Chl-a (mg/L) y el FT (µg/L) durante las temporadas de invierno y primavera de 2022, y verano y otoño de 2023.....	39
Figura N°6 Diagrama de caja de Nitrógeno (mg/L) y Nitrato (mg/L) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023	42
Figura N°7 Diagrama de caja de la Ta (°C), la Velocidad del viento (m/s) y el (%) Humedad durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023.....	44
Figura N°8 Diagrama de caja de la Tw (°C), el OD (mg/L) y el (%) Sat.OD durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023	49
Figura N°9 Diagrama de caja del pH, la Conductividad (µS/cm) y los SST (ppm) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023	49

Figura N°10 Diagrama de caja del Potencial Redox (mV), la Alcalinidad (CaCO ₃) (mg/L) y el Cloruro (mg/L) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023.....	50
Figura N°11 Diagrama de caja del Sulfato (mg/L) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023.....	50
Figura N°12 Diagrama de caja de CH ₄ (nM) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023.....	52
Figura N°13 Diagrama de caja de la firma isotópica del ($\delta^{13}\text{C-CH}_4$) durante las temporadas de invierno y primavera de 2022, y verano 2023	53
Figura N°14 Gráfico de Keeling entre la firma isotópica del ($\delta^{13}\text{C-CH}_4$) y el inverso de las concentraciones de CH ₄ (1/CH ₄ (nM)) durante la temporada de invierno 2022	54
Figura N°15 Gráfico de Keeling entre la firma isotópica del ($\delta^{13}\text{C-CH}_4$) y el inverso de las concentraciones de CH ₄ (1/CH ₄ (nM)) durante la temporada de primavera 2022	54
Figura N°16 Gráfico de Keeling entre la firma isotópica del ($\delta^{13}\text{C-CH}_4$) y el inverso de las concentraciones de CH ₄ (1/CH ₄ (nM)) durante la temporada de verano 2023.....	55
Figura N°17 Diagrama de caja del Flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d) durante las temporadas de invierno y primavera de 2022, y verano y otoño de 2023	56
Figura N°18 Distribución espacial de la concentración superficial de CH ₄ en el embalse Angostura durante la temporada de invierno.....	68
Figura N°19 Distribución espacial de la concentración superficial de CH ₄ en el embalse Angostura durante la temporada de primavera.....	69
Figura N°20 Distribución espacial de la concentración superficial de CH ₄ en el embalse Angostura durante la temporada de verano	70
Figura N°21 Distribución espacial de la concentración superficial de CH ₄ en el embalse Angostura durante la temporada de otoño	71
Figura N°22 Distribución espacial del flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d) en el embalse Angostura durante la temporada de invierno.....	72
Figura N°23 Distribución espacial del flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d) en el embalse Angostura durante la temporada de primavera.....	73
Figura N°24 Distribución espacial del flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d) en el embalse Angostura durante la temporada de verano	74

Figura N°25 Distribución espacial del flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d) en el embalse Angostura durante la temporada de otoño	75
Figura N°26 Distribución espacial de la firma isotópica del δ ¹³ C-CH ₄ en el embalse Angostura durante la temporada de invierno.....	76
Figura N°27 Distribución espacial de la firma isotópica del δ ¹³ C-CH ₄ en el embalse Angostura durante la temporada de primavera.....	77
Figura N°28 Distribución espacial de la firma isotópica del δ ¹³ C-CH ₄ en el embalse Angostura durante la temporada de verano	78
Figura N°29 Evolución del TSI del embalse Angostura	79
Figura N°30 Concentración de CH ₄ (nM) desde distintos embalses en el mundo	82
Figura N°31 Firma Isotópica del δ ¹³ C-CH ₄ en distintos sistemas acuáticos del mundo	86
Figura N°32 Flujo difusivo de CH ₄ (mg/m ² d) desde distintos embalses en el mundo	89

2. RESUMEN

Los gases de efecto invernadero (GEI) son agentes reguladores del clima debido a su efecto de forzamiento radiativo (RF), que alteran la temperatura y la composición química de la atmósfera. El metano (CH_4) es el segundo gas de efecto invernadero más importante después del dióxido de carbono (CO_2), con un potencial de calentamiento global (GWP) de 28 y un tiempo de vida media de 12 años, aproximadamente. En las últimas décadas se ha sido reconocido a las aguas continentales como fuentes significativas de CH_4 atmosférico. Entre los distintos sistemas acuáticos pertenecientes a la categoría de aguas continentales, los embalses resaltan debido a su origen antropogénico. Una de las principales vías de transferencia del CH_4 desde los embalses es la mediante la difusión, la cual transcurre durante todo el año. Las concentraciones y emisiones del embalse Angostura son un reflejo de sus características propias y/o aledañas, con concentraciones en las aguas superficiales de invierno (202.36 ± 142.73 nM), primavera (430.72 ± 119.14 nM) del año 2022, y verano (220.85 ± 254.99 nM) y otoño (217.55 ± 89.77) del año 2023. Mediante la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ se puede llegar a conocer el origen de las concentraciones de CH_4 superficiales, sugiriendo un origen biogénico acetoclástica del CH_4 en el embalse, con una firma de (-48.01 ± 1.93 ‰) durante la temporada de invierno y (-12.55 ± 16.01 ‰) durante la temporada de primavera 2022, mientras que el verano de 2023 presentó una firma isotópica de (-51.11 ± 6.23 ‰). El flujo difusivo de CH_4 del embalse Angostura fue estimado para las temporadas de invierno (1.283 ± 1.342 mg/m²d) y primavera (14.256 ± 22.092 mg/m²d) del año 2022, y verano (5.253 ± 7.514 mg/m²d) y otoño (1.115 ± 0.984 mg/m²d) del año 2023.

3. INTRODUCCIÓN

El metano (CH_4) es el segundo gas de efecto invernadero más importante después del dióxido de carbono (CO_2), con un potencial de calentamiento global 28 veces superior en un horizonte de tiempo de 100 años, según el Panel Intergubernamental del Calentamiento Climático (IPCC, 2021). Desde el periodo preindustrial, sus concentraciones han aumentado a 1867 ppb en el año 2018, casi triplicando su concentración inicialmente registrada en los años 1750 (Rosentreter et al., 2021). Este incremento ha sido impulsado por las diferentes actividades antropogénicas emisoras de CH_4 , tales como la agricultura, la gestión de residuos, y el uso y extracción de combustibles fósiles (Saunio et al., 2020). No obstante, también existe el aporte de las emisiones provenientes de cuerpos de aguas continentales, los cuales en los últimos años han sido reconocidos como puntos importantes en emisiones de CH_4 (Yang et al., 2021). A pesar de que la comprensión de estos sistemas acuáticos ha avanzado, estudios como (Saunio et al., 2020), que brindaron un balance global en las emisiones de CH_4 , destaca la considerable incertidumbre que persiste en distintos sistemas acuáticos. Uno de ellos, son los embalses, cuya contribución a las emisiones de CH_4 varía en función a su ubicación geográfica, la metodología de investigación realizada, y las características específicas del sistema, como su edad y su productividad (Barros et al., 2011; Deemer et al., 2016). Los embalses, en particular, representan un caso singular de estudio, debido a que, pese a que las aguas continentales son generalmente entendidas como fuentes naturales de CH_4 , los embalses se clasifican como fuentes antropogénicas debido a su origen artificial para satisfacer diversas necesidades, como la generación de energía hidroeléctrica (Deemer y Holgerson, 2021; IPCC, 2019). Estos sistemas comparten similitudes en emisiones de CH_4 con los lagos y ríos (Rosentreter et al., 2021), pero presentan características únicas como la regulación antropogénica de sus niveles de agua, que pueden influir significativamente en sus dinámicas de producción y emisiones de CH_4 (Harrison et al., 2017). La identificación de las fuentes específicas de este CH_4 se puede realizar mediante el análisis de los isótopos estables de este gas, los cuales serán aquellos que presentarán una descomposición espontánea (Whiticar, 1999). En este caso se analizará la firma isotópica del isótopo $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$, el cual dependiendo del valor se puede encontrar en rangos de una formación biogénica en base a acetato (-60‰ a -50‰; Whiticar, 1999) o producto de la disposición del CO_2 (-100‰ a -60‰; Schenk et al., 2021), o desde una producción de origen termogénico, con una firma isotópica más enriquecida (-50‰ a -

20‰; Whiticar, 1999). Entender las rutas de formación del CH₄ es crucial para comprender y mitigar las emisiones de este gas en sistemas acuáticos, considerando su tiempo de vida acotado de 12 años aproximadamente. Por lo tanto, la disminución en sus emisiones tendría un efecto en la reducción de las concentraciones atmosféricas de este gas en unas pocas décadas (Prather et al., 2012). En consideración a esto es relevante realizar un estudio de las concentraciones y emisiones de CH₄ de los embalses de Chile y conocer la vía de formación dominante en esos sistemas, por lo cual el presente investigación tiene como finalidad evaluar las concentraciones de CH₄ disuelto en la capa superficial del embalse Angostura, ubicado en la región del Biobío, Chile Central, evaluando su emisión difusiva desde el sistema, y también analizar la firma isotópica del δ¹³C-CH₄ del CH₄ en las aguas superficiales.

4. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuál es el origen del metano (CH₄) (biogénica, termogénica o pirogénica) en el embalse Angostura, región del Biobío, Chile central?

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Evaluar el origen del metano (CH₄) disuelto en el agua superficial del embalse Angostura, región del Biobío, Chile Central, mediante el análisis isotópico del δ¹³C- (CH₄)

5.2 Objetivos específicos

- I. Determinar las concentraciones de CH₄ en las aguas superficiales del Embalse Angostura, región del Biobío, Chile Central.
- II. Analizar las concentraciones de isótopos δ¹³C-CH₄ en las aguas superficiales del Embalse Angostura, región del Biobío, Chile Central.
- III. Estimar el flujo difusivo de CH₄ en la capa superficial (interfaz agua-atmósfera) del Embalse Angostura, región del Biobío, Chile Central.

6. MARCO TEÓRICO

6.1 Gases de efecto invernadero

El Sol potencia el sistema climático de la Tierra mediante su constante irradiación de energía en forma de ondas de corta longitud. Aproximadamente el 30% de esta luz solar es reflejada hacia el espacio exterior por la atmósfera terrestre, mientras que el resto de la energía es absorbida por la superficie terrestre y la atmósfera (Le Treut et al., 2007). Dado el balance energético planetario, la Tierra irradia una cantidad de energía equivalente a la energía recibida en forma de radiación de onda larga (radiación térmica). Sin embargo, no toda esta radiación térmica emitida por el planeta logra escapar hacia el espacio exterior, ya que es retenida y reemitida por ciertos gases presentes en la atmósfera. Este fenómeno de manta planetario por diversos gases es conocido como el “efecto invernadero”, y dichos gases participantes son denominados como “gases de efecto invernadero” (GEI; Le Treut et al., 2007). No todos los gases en la atmósfera son GEI, por ejemplo, el nitrógeno (N_2) y el oxígeno (O_2), que son los gases más abundantes en la atmósfera terrestre, no ejercen prácticamente ningún efecto invernadero. Este fenómeno es provocado por moléculas más complejas y menos comunes, tales como el vapor de agua (H_2O), el dióxido de carbono (CO_2), el óxido nitroso (N_2O), el ozono (O_3) y el metano (CH_4). La adición de estos GEI a la atmósfera, desde distintas fuentes naturales o antropogénicas, como lo indica el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, 2007), conduce a un desbalance radiativo del sistema climático en la atmósfera. Este fenómeno es definido bajo el concepto de “forzamiento radiativo” (FR; Le Treut et al., 2007; Myhre et al., 2013). Los GEI pueden agruparse en dos categorías según sus propiedades: (1) los GEI bien mezclados (WMGHG, por sus siglas en inglés), que tienden a presentar concentraciones homogéneas en toda la troposfera, y (2) los forzadores climáticos a corto plazo (NTCFs, por sus siglas en inglés), que sería aquellos perduran por tiempos acotados en la atmósfera (Myhre et al., 2013). Además, el Quinto Informe de Evaluación (AR5) del IPCC (AR5, 2014) enfatiza la comparación entre los GEI en base a su Potencial de Calentamiento Global (GWP, por sus siglas en inglés). El GWP compara la capacidad de un GEI de captura de radiación térmica en la atmósfera con la capacidad del CO_2 atmosférico, considerando el tiempo de vida media del GEI evaluado, su capacidad de FR y un horizonte de tiempo en específico, comúnmente de 100 años. Dentro de este contexto, el CH_4 emerge como un GEI influyente, representando aproximadamente un tercio del impacto de calentamiento de todas las emisiones de GEI bien mezclados (IPCC, 2021). El CH_4 tiene un GWP de 28 en un horizonte de tiempo de 100 años, que

aumenta a 84 al reducir el horizonte de tiempo a solo 20 años (Tabla N°1). El incremento en el GWP del CH₄ al acotar el horizonte de tiempo se debe a la cercanía al tiempo de vida media de este gas, el cual es de aproximadamente 12.4 años por molécula en la atmosfera (Fearnside, 2016).

Tabla 1

Potencial de Calentamiento Global (GWP) del CH₄

GEI	Duración (años)	Potencial de Calentamiento Global (GWP)	
		Forzamientos acumulados durante	Forzamientos acumulados durante
		20 años	100 años
CO ₂	-	1	1
CH ₄	12.4	84	28

Fuente: AR5 (IPCC, 2014)

La concentración atmosférica de CH₄ alcanzo los 1857 ppb en el año 2018, un valor aproximadamente 2.6 veces mayor que el valor de equilibrio estimado para este gas en el año 1750, durante el periodo preindustrial. Este incremento se denota en la tendencia al alza que se ha registrado en los últimos años, con el periodo entre 1984-1999 registrando un aumento de 8.4 ± 0.6 ppb por año. Posteriormente, durante el periodo 2000-2006, presento un leve incremento de 0.5 ± 0.5 ppb de CH₄ por año, que finalmente retomaría su trayectoria ascendente desde el 2007 hasta la actualidad, con una emisión de 7.3 ± 0.6 ppb CH₄ al año (Ciais et al., 2013; Rosentreter et al., 2021). Este renovado aumento podría ser deberse a emisiones desde fuentes naturales o antropogénicas, tales como la agricultura, la producción y uso de combustibles fósiles, la gestión de residuos, entre otros, o de una disminución en la capacidad oxidativa del CH₄ en la atmosfera (Nisbet et al., 2019; Rigby et al., 2017; Turner et al., 2016; Rosentreter et al., 2021; Ciais et al., 2013). Dependiendo del método utilizado, el total en emisiones de CH₄ desde fuentes naturales y antropogénicas oscilan entre 538 a 884 Tg por año (Saunois et al., 2020). Estas emisiones afectan la composición química de la atmosfera, específicamente en la troposfera y la estratosfera, debido a la reactividad química del CH₄. Esta reactividad contribuye a la formación de O₃, H₂Ov estratosférico y CO₂, y también afecta el tiempo de vida media del CH₄ (Saunois et al., 2020; Farías et al., 2021). Existe cierta incertidumbre sobre la intensidad de las emisiones antropogénicas y

naturales desde el acercamiento “bottom-up”, que usa modelos basados en procesos naturales de los sistemas, datos desde fuentes naturales, inventarios de emisiones antropogénicas, y modelos químicos atmosféricos (Rosentreter et al., 2021; Saunois et al., 2020). Esta incertidumbre se ve reflejada especialmente en las emisiones estimadas en lagos pequeños, embalses, estanques de acuicultura y humedales costeros. (Rosentreter et al., 2021). Las emisiones de CH₄ desde los sistemas acuáticos han sido investigadas por estudios como (Saunois et al., 2020) y (Rosentreter et al., 2021), afirmando que las emisiones desde estas sistemas corresponden al 53% de las emisiones globales de CH₄, mientras que las fuentes no acuáticas contribuyen con el restante. El análisis de los sistemas acuáticos divide esta categoría según la ubicación del agua, destacando las aguas continentales y las aguas costeras o de mar abierto. En el pasado, los sistemas acuáticos continentales, a excepción de los humedales, no eran considerados como fuentes relevantes de CH₄, pero actualmente se enfatiza la importancia, indicando una dominancia en emisiones de aguas continentales sobre las aguas marítimas (Saunois et al., 2020; Rosentreter et al., 2021). Las emisiones de CH₄ desde estos cuerpos contribuye al aumento gradual en las concentraciones atmosféricas de este gas (Yang et al., 2021). La magnitud de las emisiones de CH₄ desde distintos sistemas acuáticos continentales (Figura N°1) reflejan las características que rodean o son parte del sistema, como la topografía del terreno, la vegetación circundante, la geología y el tipo de suelo, y las actividades antrópicas locales, tales como la agricultura, la urbanización, la deforestación (Jones y Mulholland, 1998; Bastviken et al., 2004; Deemer et al., 2016).

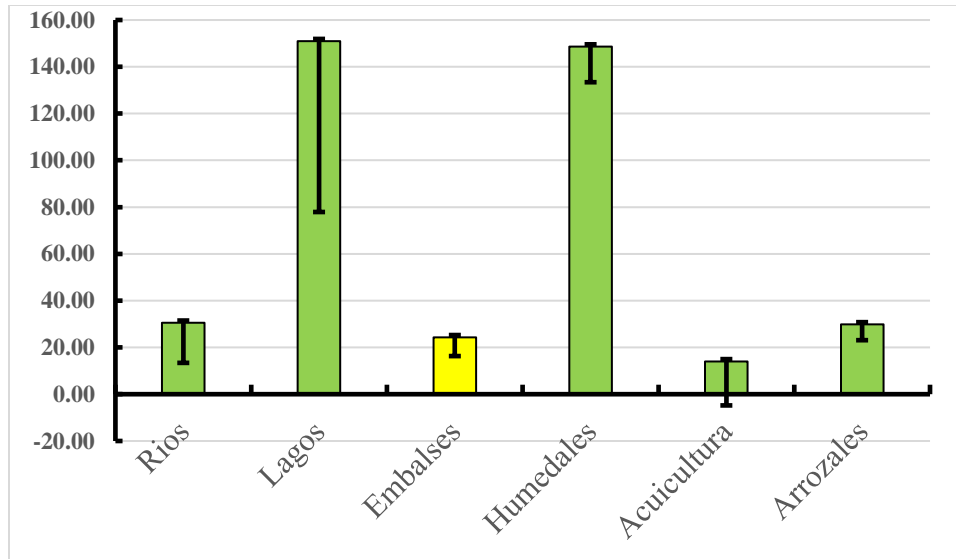


Figura N°1 Emisiones media de metano (Tg CH₄ año⁻¹) desde los sistemas acuáticos de las aguas continentales durante los años los años (1978-2019)

Fuente: Rosentreter et al., 2021

6.2 Embalses

Uno de los sistemas acuáticos continentales que destaca sobre los demás son los embalses debido a su origen antropogénico (Deemer y Holgerson, 2021). Estos cuerpos de agua se crean mediante el represamiento de ríos con el propósito de proveer de diversos servicios que satisfacen ciertas necesidades humanas, tales como el turismo y recreación, el control de inundaciones y, principalmente, la generación de energía hidroeléctrica (Yang et al., 2013). Los embalses hidroeléctricos representan entre el 32% y el 62% de los embalses a nivel mundial, y este porcentaje está en aumento debido al incremento en la demanda energética e hídrica de los países en desarrollo (Lehner et al., 2011; Varis et al., 2012). Estos sistemas son actualmente considerados fuentes emisoras de GEI, pero este reconocimiento es reciente. Comenzó en los años 90 con el estudio de embalses canadienses por Rudd et al., (1993), respaldado posteriormente por estudios como los de Duchemin et al., (1995), Abril et al., (2005), Demarty y Bastien, (2011) y Bastviken et al., (2011). Esto cambio la antigua perspectiva de los embalses hidroeléctricos, que eran considerados como fuentes de “energía verde”, libre de emisiones de GEI (Fearnside, 2002, 2005). En este contexto, la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) modifico durante el perfeccionamiento de las directrices de la (IPCC, 2019) la

categoría a la cual pertenecen los embalses y otras zonas inundadas, considerando las emisiones de estos sistemas acuáticos como emisiones antropogénicas (Saunois et al., 2020). Las emisiones de CH₄ desde los embalses han sido investigada mundialmente (St. Louis et al., 2000; Bastviken et al., 2011; Deemer et al., 2016; Saunois et al., 2020; Rosentreter et al., 2021), y estos estudios pueden ser agrupados según la ubicación geográfica del embalse analizado. Generalmente se reconocen tres latitudes: boreales, templadas y tropicales, aunque también se considera la latitud subtropical (Johnson et al., 2021) (Figura N°6). A nivel global los embalses boreales son aquellos que se ubican por encima de los 50°N, contribuyendo con aproximadamente el 22% (65.5 x 10³ km²) de la superficial total de los embalses. Los embalses templados se encuentran entre 30° y 50°N y representan alrededor del 42% (123.9 x 10³ km²) de la superficie total. Por último, los embalses tropicales/subtropicales están entre 20°S y 25°N y representan aproximadamente el 36% (107,2 x 10³ km²) de la superficie total de los embalses. En conjunto, el área superficial total de los embalses a nivel global es de 296.6 x 10³ km² (Johnson et al., 2021).

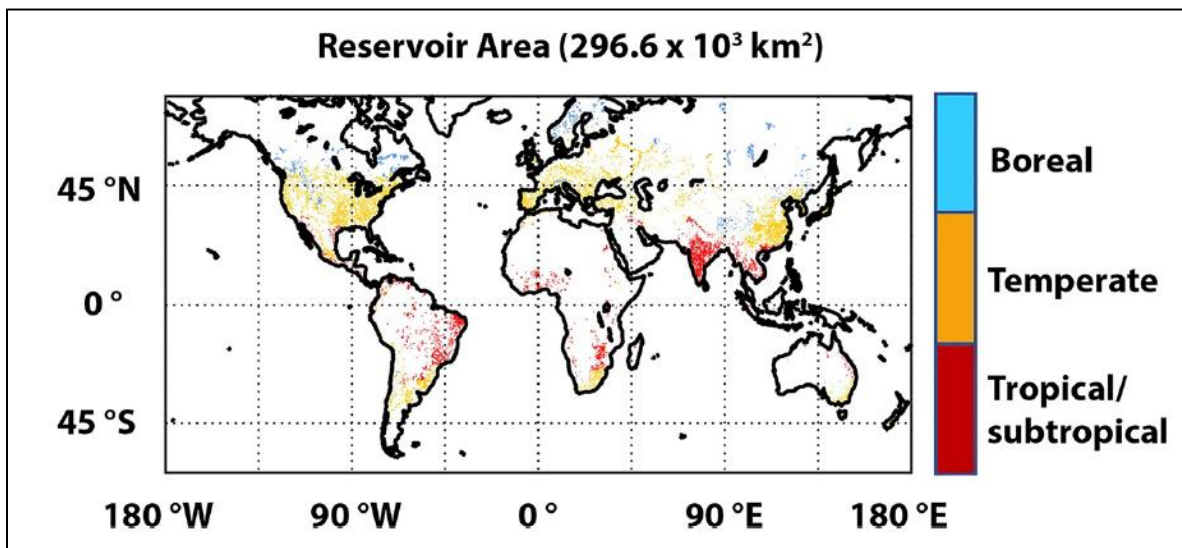


Figura N°2 Área superficial mundial de los embalses y su distribución base a su latitud geográfica

Fuente: Johnson et al., 2021

Al comparar las áreas superficiales totales, los embalses templados presentan la mayor área superficial total. Sin embargo, actualmente son los embalses tropicales los más estudiados (Yang et al., 2013; Musenze et al., 2014; Colas et al., 2020; Linkhorst et al., 2021). Según la investigación

de Johnson et al., (2021), que consideró los datos de 161 embalses utilizados por el estudio de (Deemer et al., 2016) se estimaron las emisiones anuales desde los distintos embalses en consideración de sus latitudes. Las emisiones medias indican que los embalses boreales emiten la menor cantidad de CH₄ anualmente con 0.4 de Tg CH₄ por año, mientras que los embalses templados y tropicales/subtropicales emiten 4.9 y 4.8 Tg CH₄ por año, respectivamente. La suma total de emisiones anuales es menor a aquella registrada por el estudio de Rosentreter et al., (2021), con un total de 10.1 Tg CH₄ por año, debido a diferencias en los datos utilizados para el análisis (Saunois et al., 2020; Deemer et al., 2016). En cuanto a los flujos diarios totales de CH₄ durante la temporada de deshielo, los embalses boreales presentan la menor tasa en emisiones con 39.1 mg CH₄ m⁻²d⁻¹, seguido de los embalses tropicales/subtropicales 121.4 mg CH₄ m⁻²d⁻¹, y los embalses templados con la mayor emisión diaria de 140.9 mg CH₄ m⁻²d⁻¹ (Johnson et al., 2021; Deemer et al., 2016). Algunas concentraciones de CH₄ de distintos embalses del mundo, considerando su latitud geográfica se pueden observar en la (Tabla N°2).

Tabla 2

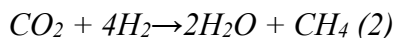
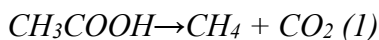
Concentraciones de CH₄ (nM) disuelto en aguas superficiales en distintos embalses del mundo, en consideración de su latitud geográfica

Embalse	CH₄ (nM)	Latitud	Referencia
Panjiakou (Primavera)	146	Templado	Yang et al., 2021
Panjiakou (Verano)	152	Templado	Yang et al., 2021
Panjiakou (Otoño)	120	Templado	Yang et al., 2021
Panjiakou (Invierno)	70	Templado	Yang et al., 2021
Lugano	10-160	Templado	Liu et al., 1996
Priest Pot	0.31-4.8	Templado	Casper et al., 2000
Polegar y Biguás	190-410	Tropical	Marinho et al., 2009
Daheiting Reservoir (Verano)	190	Tropical	Gong et al., 2019
Daheiting Reservoir (Otoño)	410	Tropical	Gong et al., 2019

Three Gorges Reservoir (Verano)	260	Subtropical	Liu et al., 2021
Three Gorges Reservoir (Invierno)	240	Subtropical	Liu et al., 2021

Fuente: Elaboración propia

Existen tres diferentes tipos de producción de CH₄, conocidos como metanogénesis: la formación biogénica, termogénica y pirogénica (Bižić, 2020). De estos, solo los procesos de producción biogénico y termogénico representan la mayor contribución en la producción de CH₄ (Sauniois et al., 2020). En los embalses, el CH₄ biogénico es el producto final de la descomposición de la materia orgánica (MO) que estaba presente en el lugar del embalse. Esta MO se degrada en las profundidades del embalse de forma continua, agotando gradualmente la mayor parte del oxígeno disponible en el suelo y permitiendo las condiciones necesarias para que microorganismos, como las Arqueas (Fearnside, 2016; Sauniois et al., 2020) produzcan CH₄. Estos microorganismos productores de CH₄ se denominan “metanógenos”, ya que dependen de la metanogénesis para su conservación de energía y crecimiento (Bižić, 2020). La producción de este CH₄ biogénico se lleva a cabo a través de vías metabólicas conocidas como “vías metanogénicas” (Bižić, 2020). En aguas continentales, predominan dos vías principales: la fermentación de acetato, también conocida como vía acetoclástica (1), y la reducción del CO₂, conocida como vía hidrogenotrófica (2) (Fearnside, 2016):



En términos generales, la metanogénesis acetoclástica predomina en sistemas con una descomposición activa de MO, mientras que la producción hidrogenotrófica implica MO resistente o afectada por una descomposición prolongada (Bouchard et al., 2015; McCalley et al., 2014; Walter et al., 2008; Wik et al., 2020; Thottathil y Prairie, 2021). Aunque estos microorganismos metanogénicos requieren condiciones anóxicas para llevar a cabo la producción de CH₄, puede haber una producción incluso en condiciones óxicas, lo que lleva a una sobresaturación de CH₄ en aguas oxigenadas, fenómeno conocido como “la paradoja del metano” (Bižić, 2020; Cadieux et

al., 2022). El CH₄ termogénico se genera de la descomposición de MO enterrada e inducida a altas temperaturas y presión en las profundidades de la corteza terrestre, con una formación a lo largo de escalas de tiempo geológicas. Por último, el CH₄ pirogénico surge como producto de la combustión incompleta de biomasa y otras MOs (Saunois et al., 2020). Una vez producido el CH₄ en los embalses, este gas puede ingresar a la atmósfera a través de diferentes vías de transferencia: (1) la difusión en la interfase agua-aire, (2) la ebullición desde los sedimentos hacia la superficie del embalse, (3) la desgasificación en el vertedero hidráulico, y (4) la transferencia por macrófitos acuáticos y plantas emergentes (Saunois et al., 2020). En ausencia de plantas emergentes, los procesos dominantes de transferencia hacia la atmósfera son la ebullición y la difusión (McClure et al., 2020). Algunas emisiones de flujo difusivo de CH₄ de distintos embalses del mundo en consideración de su latitud geográfica se pueden observar en la (Tabla N°3).

Tabla 3

Flujo difusivo de CH₄ (mg/m²d) desde distintos embalses del mundo, en consideración de su latitud geográfica

Embalses	Emisión difusiva (mgCH₄/m²d)	Latitud	Referencia
Dillon Lake	16.08	Templada	Smith y Lewis, 1992
Barra Bonita	12.71	Tropical	Dos Santos et al., 2006
JC Boyle	11.9	Templada	Harrison et al., 2017
Keno	9.8	Templada	Harrison et al., 2017
Gatun Lake	9.3	Tropical	Keller y Stallard, 1994
Lacamas Lake	6.3	Templada	Harrison et al., 2017
Itaipu	5.93	Subtropical	Dos Santos et al., 2006
Eastmain 1	5.8	Boreal	Teodoru et al., 2012
Segredo	5.25	Subtropical	Dos Santos et al., 2006
Baroon	4.95	Subtropical	Musenze et al., 2014
Emigrant	3	Templada	Harrison et al., 2017
Wivenhoe	2.85	Subtropical	Musenze et al., 2014
Porttipahta	2.63	Boreal	Huttunen et al., 2002
Foster	2.4	Templada	Harrison et al., 2017
Kachess	1.6	Templada	Harrison et al., 2017

Three Gorges (Guojiaba)	0.9	Templada	Xiao et al., 2013
----------------------------	-----	----------	-------------------

Fuente: Elaboración propia en base de los datos suplementarios del estudio de (Deemer et al., 2016)

Cada una de estas vías de transferencia está regulada por una variedad de parámetros físicos, químicos y biológicos, como el área cubierta por plantas, el tamaño del embalse y su estado trófico (Bastviken et al., 2004; Venkiteswaran et al., 2013). Tanto las vías de transferencia como estos parámetros reguladores van variando en su importancia relativa con el tiempo (Deshmukh et al., 2016; Guérin et al., 2016; McClure et al., 2020). La tasa de ebullición está vinculada a la producción y liberación de burbujas de CH₄ desde los sedimentos en lugares donde existe una gran disponibilidad de carbono almacenado (DelSontro et al., 2011). Por otro lado, la tasa de difusión depende de la diferencia de concentraciones de CH₄ entre el agua y la atmósfera (Galy-Lacaux et al., 1997), así como de la tasa física de intercambio de gases, definida como “velocidad de pistón” (McClure et al., 2020), que es generada por la turbulencia y, por tanto, se ve afectada por la velocidad del viento (Bastviken et al., 2008; Demarty y Bastien, 2011). Varios estudios han indicado que la ebullición es la vía de transferencia dominante en algunos embalses (Bastviken et al., 2011; DelSontro et al., 2011; Grinham et al., 2011). Sin embargo, se mantiene un alto interés en la difusión, ya que ocurre en toda la superficie del sistema y es una transferencia que se manifiesta durante todo el año, a diferencia de la ebullición, que suele ocurrir principalmente en el afluente fluvial del embalse y durante la temporada de verano (Musenze et al., 2014; Linkhorst et al., 2020). Tanto la ebullición como la difusión pueden verse afectadas por la profundidad del embalse, ya sea por la gran presión hidrostática existente o por la oxidación que potencialmente puede afectar las concentraciones de CH₄, que se elevan por la columna de agua hacia la capa de superficial del sistema (Barros et al., 2011; Thottathil & Prairie, 2021; Deemer y Holgerson, 2021).

6.3 Isótopos estables

Todos los átomos de un elemento tienen, por definición, el mismo número de protones en su núcleo, pero el número de neutrones puede variarlo que resulta en diferentes isótopos del mismo elemento. Estos isótopos se clasifican en dos tipos: los isótopos estables, que no sufren desintegración radiactiva, y los inestables, que sí la sufren (Koletzko et al., 1997). Debido a las diferencias en masa dado el número de neutrones en su estructura nuclear, los isótopos estables de

un mismo elemento exhiben diferentes comportamientos físicos, químicos y bioquímicos, lo que resulta en diferentes efectos cinéticos y termodinámicos (Koletzko et al., 1997). En el caso del CH₄, la relación isotópica del del carbono (¹³C/¹²C), expresada como (δ¹³C-CH₄), dependen de la producción, degradación y transporte en el sistema acuático. Por lo tanto, determinar esta relación isotópica es una herramienta clave para caracterizar y distinguir los diferentes mecanismos y vías de transformación del CH₄ (Hartmann et al., 2018; Klintzsch et al., 2023). A través de la firma isotópica del δ¹³C-CH₄, es posible identificar el CH₄ de origen biogénico (bacteriano) y distinguir entre las vías metanogénicas acetoclástica e hidrogenotrófica, ya que estas vías fraccionan de manera distinta el isótopo δ¹³C-CH₄. Esto se debe al gran efecto cinético que está asociado a la vía metanogénica hidrogenotrófica debido a los diferentes sistemas enzimáticos participantes, resultando en una firma isotópica empobrecida del δ¹³C-CH₄ en un rango de (-100‰ a -60‰; Schenk et al., 2021). En comparación, la vía metanogénica acetoclástica presenta una firma isotópica del δ¹³C-CH₄ relativamente enriquecida en el rango de (-60‰ a -50‰; Whiticar, 1999). La separación entre las dos vías metanogénicas tiende a estar situada por una firma isotópica del δ¹³C-CH₄ de -60‰ (Whiticar, 1999). En ciertas circunstancias, puede observarse una firma isotópica “transicional”, que se encuentra entre las vías metanogénicas hidrogenotrófica y acetoclástica, debido a una combinación de fraccionamientos isotópicos por parte de los metanógenos, mezcla entre las vías metanogénicas y variaciones en la composición isotópica de carbono (C) en la MO precursora (Whiticar, 1999). Además, en ambientes de agua dulce, también es posible la generación de CH₄ termogénico (Wu et al., 2014), cuya formación puede ser discernida mediante la evaluación de la firma isotópica del δ¹³C-CH₄ (Yang et al., 2023). Generalmente, aunque no exclusivamente, la firma isotópica del CH₄ de origen termogénico está enriquecida, con un rango de (-50‰ a -20‰; Whiticar, 1999).

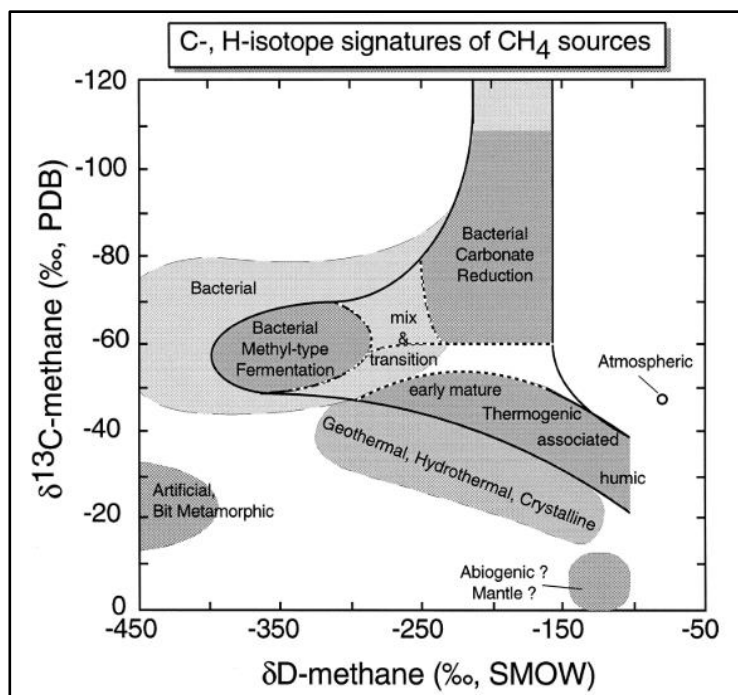


Figura N°3 Firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ y $\delta^2\text{H-CH}_4$ según el origen del CH_4

Fuente: Whiticar, 1999

Las diferencias en la distribución isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$, ya sea por la formación biogénica o termogénica, están relacionadas a diversos factores. Estos incluyen la firma isotópica del compuesto precursor, las diferentes magnitudes y tipos de efectos cinéticos involucrados en la formación, y las altas temperaturas generalmente necesarias para la generación termogénica (Whiticar, 1999). Algunas firmas isotópicas del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ en distintos sistemas acuáticos del mundo se pueden observar en la (Tabla N°4).

Tabla 4

Firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ en distintos sistemas acuáticos del mundo

Origen	Sistema acuático	Lugar	$\delta^{13}\text{C-CH}_4$ (‰)	DS	Referencia
Termogénico	Laigu	Tibet	-17.2	1.9	Yan et al., 2023
Biogénico	YF14	Alaska	-19.59		O'Dwyer et al., 2020
Termogénico	Yubeng	Tibet	-19.9	0.3	Yan et al., 2023

Termogénico	Kuoqionggangri-up	Tibet	-20.8	2.5	Yan et al., 2023
Termogénico	Jionglacuo	Tibet	-22.5		Yan et al., 2023
Termogénico	Xingluhao	Tibet	-23	9.4	Yan et al., 2023
Biogénico	Buddy	Alaska	-24.61		O'Dwyer et al., 2020
Termogénico	Xixabangma Jialongcuo	Tibet	-25.7	1.2	Yan et al., 2023
Biogénico	Greenpepper	Alaska	-29.62		O'Dwyer et al., 2020
Termogénico	Lago interior de SaPu	Tibet	-32.5	16.6	Yan et al., 2023
Biogénico	YF18	Alaska	-33.85		O'Dwyer et al., 2020
Termogénico	lago exterior de SaPu	Tibet	-34.9	10.4	Yan et al., 2023
Termogénico	Qiangyong	Tibet	-35.4	3.1	Yan et al., 2023
Biogénico	West Crazy	Alaska	-41.39		O'Dwyer et al., 2020
Biogénico	Geai	Canada	-41.6	7.1	Thottathil y Prairie, 2021
Biogénico	Cromwell	Canada	-42.9	6.6	Thottathil y Prairie, 2021
Biogénico	Triton	Canada	-43.0	5.5	Thottathil y Prairie, 2021
Termogénico	Kuoqionggangri-down	Tibet	-45.7	0.6	Yan et al., 2023
Termogénico	Tanggula	Tibet	-49.8	1.8	Yan et al., 2023
Biogénico	Scoter	Alaska	-50.2		O'Dwyer et al., 2020
Biogénico	Twelve Mile	Alaska	-50.54		O'Dwyer et al., 2020
Biogénico	(Lake Biwa) Promedio H5 (0m)	Japón	-50.7	8.0	Tsunogai et al., 2020
Termogénico	Kalakule lake	Tibet	-52	3.8	Yan et al., 2023
Biogénico	(Lake Biwa) Promedio H3 (0m)	Japón	-53.0	3.8	Tsunogai et al., 2020
Biogénico	(Lake Biwa) Promedio H1 (0m)	Japón	-53.7	4.3	Tsunogai et al., 2020
Biogénico	Sands of Time	Alaska	-53.91		O'Dwyer et al., 2020
Biogénico	(Lake Biwa) Zona pelágica (10m)	Japón	-55	2	Tsunogai et al., 2020

Biogénico	(Lake Biwa) Zona Litoral	Japón	-56	2	Tsunogai et al., 2020
Biogénico	Nine Mile	Alaska	-58.09		O'Dwyer et al., 2020
Biogénico	Thumb	Alaska	-58.09		O'Dwyer et al., 2020
Biogénico	Canvasback	Alaska	-58.25		O'Dwyer et al., 2020
Biogénico	Croche (Difusivo)	Canada	-58.8	6.2	Thottathil y Prairie, 2021
Biogénico	Lago Tube Dispenser	Siberia	-62.4	2.6	Walter et al., 2008
Biogénico	Lago Shuchi	Siberia	-66.8	5.6	Walter et al., 2008
Biogénico	Abraham	Alaska	-69.85		O'Dwyer et al., 2020
Biogénico	Shack	Alaska	-71.87		O'Dwyer et al., 2020
Biogénico	(Lake Biwa) Sedimentos	Japón	-73	1	Tsunogai et al., 2020
Biogénico	Lago Tube Dispenser	Siberia	-77.1	4.7	Walter et al., 2008
Biogénico	Lago Suchi	Siberia	-79.6	0.5	Walter et al., 2008
Biogénico	Lago Suchi	Siberia	-79.7	3.1	Walter et al., 2008

Fuente: Elaboración propia

Estas firma isotópica puede verse afectadas por la oxidación, tal es el caso del CH₄ difusivo presente en la columna de agua y en la capa superficial de un embalse. Este CH₄ puede ser oxidado por microorganismos “metanótrofos”, que consumen (oxidan) CH₄ para su propio crecimiento (Wik et al., 2020; Douglas et al., 2020). Estos microorganismos oxidan el CH₄ a medida que asciende por la columna de agua, desde los sedimentos hacia la zona superficial del embalse, atravesando zonas oxigenadas del cuerpo de agua. Además, el CH₄ puede verse afectado por la oxidación cuando su producción se da bajo condiciones óxicas. La oxidación del CH₄ difusivo resulta en una diferencia en su firma isotópica. La firma isotópica en la capa superficial tiende a ser más enriquecida en comparación con aquella que se encuentra en los sedimentos anóxicos (Bastviken et al., 2016; Thottathil et al., 2018; Hartmann et al., 2020; Saunois et al., 2020). Esta diferencia se debe a que, durante la oxidación por los metanótrofos, se produce un efecto isotópico cinético que enriquece isotópicamente la reserva residual de CH₄, en $\delta^{13}\text{C-CH}_4$, elevando positivamente su firma isotópica. La oxidación por metanótrofos puede estar influenciada por el estado trófico del cuerpo de agua y las concentraciones de carbono orgánico disuelto (DOC, por sus siglas en inglés) presentes en el sistema (Thottathil y Prairie, 2021). Por lo tanto, firma

isotópica del $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$, tiende a variar a lo largo del embalse (Grasset et al., 2021; Thottathil y Prairie, 2018). Además de que la oxidación por metanótrofos afecte la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$, también reducen el CH_4 disuelto en la superficie del embalse, disminuyendo sus concentraciones y, por ende, las emisiones de CH_4 desde estos sistemas. Sin embargo, no son los únicos factores que influyen en las emisiones de CH_4 en los embalses. Las propiedades hidrológicas del embalse, las condiciones climáticas y geográficas, y las características fisicoquímicas presentes son algunos de los factores pueden potenciar o disminuir la producción y emisiones de CH_4 desde los embalses (Abril et al., 2005; Barros et al., 2011). Dado que estos cuerpos de agua artificiales son creados mediante el represamiento de ríos, pueden presentar formas complejas e inusuales, tendiendo a presentar muchos tributarios que constantemente aportan MO alóctona al sistema (Yang et al., 2012). Esta MO alóctona, junto con la autóctona, proveerán del sustrato necesario para la metanogénesis, estimulando la producción y la acumulación de CH_4 en la columna de agua (Colas et al., 2020; Deemer y Holgerson, 2021). La disponibilidad del DOC puede aumentar la productividad del embalse modificando el estado trófico del sistema. Los embalses eutrofizados pueden mostrar las mayores emisiones de CH_4 , seguidos por los embalses mesotróficos y, por último, los embalses oligotróficos (Deemer et al., 2016). La eutrofización de los embalses presenta una retroalimentación positiva con el calentamiento global, dado que las temperaturas favorecen la proliferación de poblaciones de algas en los embalses, resultando en un aumento en el suministro de MO autóctona en el sistema (Duc et al., 2010). La metanogénesis en sí es sensible a la temperatura, dado que esta variable actúa como un controlador de los procesos microbiano, sea la respiración o la producción de CH_4 (van Hulzen et al., 1999; Zimov et al., 1997). Por lo tanto, el calentamiento global alentará a una mayor producción y emisión de CH_4 hacia la atmósfera. Este CH_4 , mediante su forzamiento radiativo (FR), afectará el sistema climático, elevando las temperaturas y, a su vez, intensificando la producción primaria de los embalses (Deemer et al., 2016; Chen et al., 2021; Wang et al., 2021; Zhang et al., 2021). Otro factor relacionado con el clima es la velocidad del viento, la cual ha sido indicada por estudios previos como factor de incertidumbre al estimar la concentración y el flujo difusivo de CH_4 en la capa superficial de distintos ecosistemas acuáticos (Wanninkhof, 1992; Musenze et al., 2014). Por último, los cambios en los niveles de agua de un embalse debido a su regulación estación alteran la presión hidrostática desde la interfase sedimento-agua. Estos

cambios modifican la distancia de difusión del CH₄ en la columna de agua, afectando así su producción y emisión (Harrison et al., 2017; Yang et al., 2021).

6.4 Estudios nacionales de CH₄ en embalses

En Chile, se han realizado investigaciones sobre GEI, específicamente los gases de CO₂, N₂O y CH₄, centrados en los fiordos del sur en la Patagonia Chilena (Farias et al., 2017; Yévenes et al., 2017, 2019) y en estuarios del centro-sur del país (Daniel et al., 2013; Bello, 2016). Farias et al., (2017) estudiaron la distribución del CH₄ disuelto en el fiordo de Reloncaví y en el sistema marino adyacente durante la temporada de invierno austral, concluyendo que el Estuario de Reloncaví es una fuente moderada de CH₄ atmosférico. Yévenes et al., (2017) investigaron la distribución espacial del GEI N₂O en el Estuario de Reloncaví, y el mar adyacente, comenzando el año 2013, posteriormente Yévenes et al., (2019) ampliaron su estudio para incluir los GEIs CO₂, CH₄ y N₂O considerando también los efectos de erupciones volcánicas episódicas. Daniel et al., (2013) estudiaron las emisiones de los GEIs CO₂, CH₄, N₂O en el estuario de Tubul-Raquí, en la zona central del país, considerando el área cercana al estuario como un área de cambios constantes debido a perturbaciones naturales y antropogénicas. Siendo posible que mediante los GEI biogénicos, y los niveles de saturación de estos gases, indicar el metabolismo microbiano y el estado trófico del estuario (Daniel et al., 2013). Molina et al., (2021), enfocándose en ecosistemas de humedales, realizó una investigación de los GEIs (CO₂, N₂O y CH₄) y las fluctuaciones biogeoquímicas diurnas en el Salar de Huasco, un humedal ubicado a 3800 m.s.n.m en zona norte del país, destacando las diferencias que podría llegar a presentar las emisiones y la vida microbiana en un sistema a tal altura. Por último, Bello, (2016) estudio la descarga estacional de CH₄ disuelto desde la desembocadura del Río Itata, y la producción de este gas en los sedimentos adyacentes y suelos aledaños.

A nivel nacional, la literatura sobre emisiones de GEI desde aguas continentales, y específicamente desde embalses, no es extensa. Sin embargo, existen estudios como los de Durán, (2015) y Campos, (2023), que analizan las emisiones y concentraciones de CH₄ en las capas superficiales de estos sistemas. Durán, (2015) investigó las relaciones entre los flujos difusivos superficiales de CO₂ y CH₄ y sus variables físicas, químicas y biológicas en el embalse Rapel, ubicado en la zona central de Chile, comparando estas emisiones con las de embalses tropicales como el embalse Miranda y el embalse Balbina en Brasil. Por su parte, Campos, (2023), utilizando los datos del

Programa de Monitoreo del Río Biobío (PMBB), identificó las concentraciones de CO₂ y CH₄ en los embales templados de Rapel, Pangué y Angostura durante el periodo 2016-2022, con el objetivo de analizar la relación entre las concentraciones de estos gases en las aguas superficiales y diversas variables ambientales (Campos, 2023). Estos estudios destacan la motivación existente para investigar las tasas de emisión del CH₄ en las aguas continentales del país, especialmente en los embalses, debido a su importancia en la generación de energía hidroeléctrica y el abastecimiento hídrico, servicios cruciales para los habitantes de Chile (MOP, 2020). La creación de estos sistemas no solo fomenta el desarrollo energético del país, sino que presentan emisiones de GEI, y comprender las dinámicas de estos gases en estos sistemas acuáticos nos permitirán conocer mejor sus impactos y, por ende, su contribución al cambio climático.

7. ANTECEDENTES

La Central Hidroeléctrica Angostura (37°40'41.9"S 72°01'25"O), cuyo titular es Colbún S.A., es una central hidroeléctrica de embalse ubicada en las comunas de Quilaco y Santa Bárbara, en la Provincia y región del Biobío (Figura N°9). Se encuentra a 700 metros aguas arriba del puente "El Piulo", emplazándose aguas abajo de la confluencia de los ríos Biobío y Huequecura, abarcando 5 kilómetros de largo por el río Huequecura (comuna de Santa Bárbara) y de 16 kilómetros de largo por el río Biobío (Comunas de Santa Bárbara y Quilaco). La creación de este embalse produjo una inundación total de 641 hectáreas a su cota de operación normal de 317 m.s.n.m., de las cuales 180 hectáreas corresponden a los cauces actuales de los ríos Huequecura y Biobío. Dentro de esta zona de inundación y bajo la cota de operación normal, se encontraban 137 hectáreas de bosque nativo y 84 hectáreas de plantaciones forestales (mayoritariamente pino), por cual 221 hectáreas de vegetación boscosa fueron inundadas durante la construcción e inicio de operaciones de este embalse (Colbún, 2015). El embalse Angostura consta de una limitada regulación diaria y por temporada que se manifiesta en una variación de aproximadamente un 1 m de altura en el nivel de su cota de operaciones normal (316 - 317 m.s.n.m; <https://www.coordinador.cl>, 2024). El volumen total embalsado es de unos 100 millones de metros cúbicos, con una profundidad de 50 m cerca del muro. Consta de una capacidad de generación de energía hidroeléctrica instalada de 323.8 MW (Colbún, 2015), y el uso de suelo predominante aledaño al sistema está dado por bosque nativo, zonas urbanas, y zonas turísticas.

Tabla 5*Parámetros morfométricos de la central hidroeléctrica Angostura*

Parámetros morfométricos	
Latitud	36°42' – 38°49' S
Longitud	71° - 73°20' O
Altura	317 m.s.n.m
Profundidad máxima	50 metros en las cercanías del muro
Largo	5 km de largo por el Río Huequecura y 16 km de largo por el río Biobío
Ancho máximo	160 m en la presa de hormigón
Área del embalse	6.41 km ²
Área de la cuenca	24 264 km ²
Volumen	100 millones de metros cúbicos

Fuente: Elaboración propia en base del EIA Central Hidroeléctrica Angostura (Colbún, 2015)

El área del embalse Angostura se caracteriza por poseer un Clima Templado Lluvioso Cálido sin Estación Seca (Cfb), según clasificación climática de Köeppen (Köppen, 1936). Las temperaturas medias oscilan entre 8,0 °C y 10,5 °C para las mínimas y 17,2 °C y 18,7 °C para las máximas (Colbún, 2015). Presentando precipitaciones a lo largo de todo el año, con su mayor intensidad durante la temporada de invierno, alcanzo un promedio mensual máximo de 414.2 mm (CR², 2017).

Tabla 6

Precipitación mensual (mm) registrado desde la Estación de “Río Biobío en Rucalhue (DGA)” (2014-2017)

Precipitación mensual (mm)		
(2014-2017)	Min	Max
Meses de Verano	0	90.8
Meses de Otoño	0	252.8

Meses de Invierno	17.8	414.2
Meses de Primavera	25.8	258.2

Fuente: Elaborado en base a los datos proveniente del Explorador Climático (CR²)

A lo largo del embalse Angostura predomina una topografía de suaves colinas, las cuales no tienden a sobrepasar los 450 m de altura. Su suelo lo forman diferentes unidades de suelos asociadas a actividad glacial, volcánica y fluvial desarrollada en el periodo Cuaternario. Estos suelos poseen una permeabilidad media-alta, escorrentía media-lenta y un riesgo de erosión bajo (Colbún, 2015). En el área del embalse se desarrollan dos cursos fluviales, el principal corresponde al Río Biobío, el cual presenta un régimen pluvio-nival, con caudales máximos en los meses de invierno. Por su parte, el Río Huequecura representa aproximadamente el 5% del caudal afluente a la zona del proyecto y también posee un régimen pluvio-nival (Colbún, 2015). El embalse Angostura presenta su mayor caudal medio mensual durante la temporada de primavera, con un promedio mensual máximo de 647.42 m³/s (DGA, 2022).

Tabla 7

Caudales medios mensuales de los meses de verano, otoño, invierno y primavera en el embalse Angostura, durante el periodo 2015-2020

Caudales medio mensual (m ³ /s)		
(2015-2020)	Min	Max
Meses de verano	90.18	111.59
Meses de Otoño	81.06	118.92
Meses de Invierno	196.48	333.10
Meses de Primavera	116.4	647.42

Fuente: Elaborado en base a datos provenientes de la DGA, desde la estación “Río Biobío en Puente Piulo”, abarcando los años 2015-2020

7.1 Diseño Muestreal

Se llevaron a cabo cuatro campañas de muestreo en el Embalse Angostura, ubicado en la región del Biobío, Chile central, durante el período comprendido entre 2022 y 2023, para determinar las concentraciones CH₄ disuelto y las concentraciones isotopo δ¹³C-CH₄ en las aguas

subsuperficiales del embalse. Conocer las concentraciones de CH₄ en el embalse permiten realizar la estimación de su flujo difusivo en el sistema. Las campañas de muestreo se hicieron en mayo (invierno) y diciembre (primavera) del 2022, y en enero (verano) y abril (otoño) del 2023, permitiendo una representación estacional de los datos. Esta investigación es parte del proyecto ANID PAT77180055.

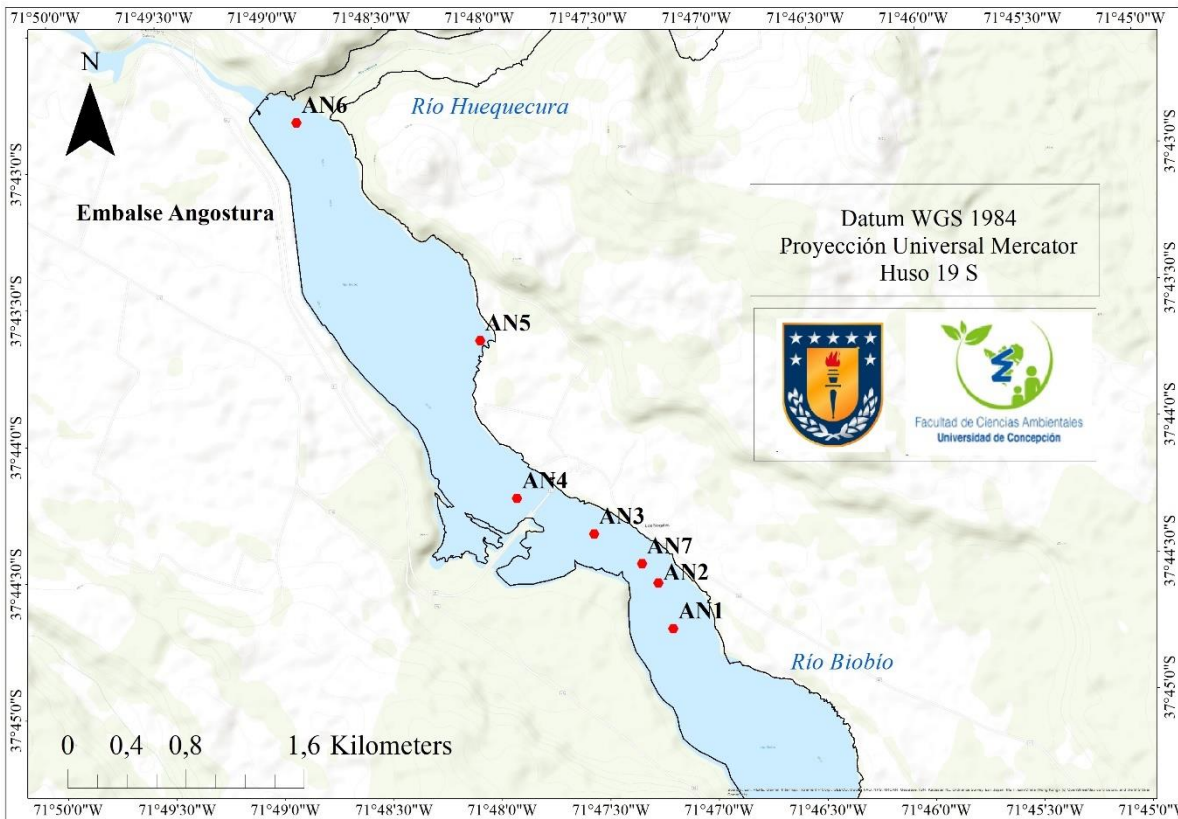


Figura N°4 Mapa del embalse Angostura, y los puntos de muestreo

Fuente: Elaboración propia mediante el uso del software ArcGIS versión 10.4,1

Se determinó una transecta longitudinal a lo largo del embalse, seleccionando 6 puntos de muestreos fijos para las campañas a excepción de la salida de mayo (invierno) del 2022, donde se seleccionaron 7 puntos de muestreo. Las coordenadas de los puntos de muestreo (AN1-AN7) se encuentran en la (Tabla N°8).

Tabla 8

Coordenadas de los puntos de muestreos (AN1-AN7) del embalse Angostura

Nombre	Coordenadas	
AN1	37° 44' 44.000" S	71° 47' 11.000" W
AN2	37° 44' 27.370" S	71° 47' 25.548" W
AN3	37° 44' 13.196" S	71° 47' 54.902" W
AN4	37° 43' 52.378" S	71° 48' 16.337" W
AN5	37° 43' 34.799" S	71° 48' 3.910" W
AN6	37° 42' 57.434" S	71° 48' 48.668" W
AN7	37° 44' 29.548" S	71° 47' 19.158" W

Fuente: Elaboración propia

8. METODOLOGÍA

8.1 Colección de muestras

Para determinar las concentraciones de CH₄ del embalse Angostura, se extrajeron tres réplicas de las aguas subsuperficiales (aprox. 10 cm de profundidad) mediante viales de vidrio de 20 mL. Una vez recolectadas estas muestras, se fijaron con 50 µL de cloruro de mercurio (HgCl₂), con el objetivo de detener la actividad microbiana en la muestra (Tilbrook y Karl, 1995) evitando modificaciones en las concentraciones de CH₄. Los viales de vidrio fueron sellados con tapones herméticos y tapas de aluminio, siendo prensadas mediante el uso de la herramienta Crimper. Las muestras se analizaron en el Laboratorio Agua y Ciencia Ciudadana (LACC) en la Facultad de Ciencias Ambientales, de la Universidad de Concepción. Para efectuar el análisis se empleó el método de equilibrio de fases, por lo cual fue necesario preparar la muestra mediante la inyección 5 mL de Helio en cada uno de los viales, utilizando una jeringa hermética. Esto permitirá el equilibrio entre la fase acuosa y gaseosa de la muestra en el vial. Por último, se analizó la fase gaseosa de las muestras preparadas por cromatografía de gases en un cromatógrafo de gas marca Shimadzu, modelo GC 2014, el cual está equipado con un Detector Ionizante de Llama (FID, por sus siglas en inglés).

Se obtuvieron los parámetros fisicoquímicos relacionados con la calidad del agua de embalse Angostura mediante el uso de un medidor multiparámetro marca Hanna, modelo HI9829. Además, se utilizó un disco Secchi (DS) para estimar la transparencia del agua, y de forma simultánea, un anemómetro portátil para registrar la velocidad del viento, la temperatura del aire (Ta), y el porcentaje de humedad.

Tabla 9

Variables fisicoquímicas en el embalse Angostura

VARIABLES	UNIDADES DE MEDIDA
pH	-
Conductividad	μS/cm
Sólidos disueltos totales (SDT)	ppm
Temperatura del agua (Tw)	°C
Turbidez	NTU
Potencial de Reducción de Oxígeno (PRO)	mV
Oxígeno Disuelto (OD)	ml/L

Fuente: Elaboración propia

Se recolectaron muestras de clorofila-a (Chl-a) al extraer 1L de agua superficial del embalse, mediante el uso de una botella ámbar, en cada uno de los puntos de muestreo. Estas muestras siguieron el procedimiento metodológico descrito por (Holm-Hansen et al., 1965), utilizando filtros de microfibras de vidrio (GF/F, de 45 mm) para su filtración en el laboratorio de Ciencia Ciudadana y Calidad de Agua, en la Facultad de Ciencias Ambientales, ubicada en la Universidad de Concepción. Posteriormente, se analizaron los filtros de microfibras de vidrio utilizados en los laboratorios del Centro EULA-Chile, en la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad de Concepción. Este análisis se llevó a cabo mediante un fluorómetro Turner, modelo 10AU, determinando la concentración de Chl-a. Se midieron nutrientes, en específico nitrato (NO_3^- , mg/L), nitrito (NO_2^- , mg/L), fosfato (PO_4^{3-} , mg/L) y fósforo total (PT, mg/L) mediante la determinación de aniones utilizando el método de cromatografía iónica en los laboratorios del Centro EULA-Chile, en la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad de Concepción.

8.2 Estado Trófico

El estado trófico del embalse Angostura fue analizado mediante la estimación del Índice del Estado Trófico (TSI, por sus siglas en inglés), indicando la productividad del sistema en base a la clasificación de (Carlson & Simpson, 1996). Esta estimación se basa en los antecedentes de los siguientes parámetros: La concentración de Chl-a, la transparencia del agua, obtenida del DS, y el PT. No se obtuvieron mediciones de DS durante la temporada de invierno, pero se realizó un estimado en base al promedio obtenido en las otras temporadas. En cambio, la temporada de primavera no presentaba datos de DS en los puntos AN5 y AN6, por lo que se estimaron según las observaciones presentadas en esa temporada. La estimación del TSI utilizó la información recolectada en todos los puntos de muestreo, permitiendo obtener un valor representante del sistema en distintas estaciones del año. Las siguientes ecuaciones se utilizaron para el cálculo del estado trófico del embalse:

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

Chl-a representa la concentración de clorofila a detectada en las aguas superficiales del embalse, y sus unidades de medida son (mg/m^3) o ($\mu\text{g}/\text{L}$).

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

DS representa la transparencia del agua estimada in situ mediante el uso de DS, y su unidad de medida es (m).

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

PT representa la concentración total de fosfato detectada en las aguas superficiales del embalse, y su unidad de medida es ($\mu\text{g}/\text{L}$).

Al obtener estos valores para el índice de estado trófico de estos parámetros, se calcula el TSI del embalse en utilizando la siguiente ecuación:

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

En base al valor de TSI obtenido, se clasifico el estado trófico del embalse según las clasificaciones establecidas para los cuerpos de agua (Carlson & Simpson, 1996).

Tabla 10

Clasificación de (Carlson & Simpson, 1996) de la clase trófico del cuerpo acuático en base su valor de TSI

TSI	Estado trófico	Chl-a (mg/L)	PT (mg/L)	DS (m)
0-30	Oligotrófico	0 - 0.0026	0 - 0.012	> 8
30-40		0.0026 - 0.0073	0.012 - 0.024	8 - 4
40-50	Mesotrófico	0.0073 - 0.02	0.024 - 0.048	4 - 2
50-60		0.02 - 0.056	0.048 - 0.096	2 - 1
60-70	Eutrófico	0.056 - 0.155	0.096 - 0.192	0.5 - 1
70-80		0.155 - 0.427	0.192 - 0.384	0.25 - 0.5
80-100	Hipereutrófico	> 0.427	> 0.384	< 0.25

Fuente: Extraído de (Carlson & Simpson, 1996)

8.3 Flujo difusivo

La estimación del flujo difusivo de CH₄ de las aguas superficiales del embalse Angostura se realizó con diversas ecuaciones y datos obtenidos de concentración de CH₄ en la capa superficial del embalse, la Tw, la velocidad del viento y la salinidad (calculada según la conductividad y los sólidos totales suspendidos).

Se calculó el número de Schmidt (Sc) para la dependencia de la temperatura en agua dulce (Wanninkhof, 1992)

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

Sc_{CH₄} representa el número de Schmidt y t es la temperatura del agua (°C) previamente determinada que fue registrada en la superficie del embalse.

Dada la velocidad del viento que se puede generar por las corridas lentas, es que se utilizó una parametrización (Cole y Caraco, 1998) para obtener la velocidad de transferencia del gas CH₄.

$$U_{10} (U_{10} = 1.22 U_1) \quad (6)$$

U_{10} ($U_{10} = 1.22 U_1$) representa la velocidad del viento a 10 m de altura en $m s^{-1}$, y se obtuvo en base U_1 ($m s^{-1}$) es la velocidad del viento registrada in situ a metro de altura de la superficie del embalse.

$$k_{600} = 0.288 U_{10}^{2.2} + 0.168 \quad (7)$$

k_{600} ($m d^{-1}$) representa 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 y Wanninkhof, 2003).

$$kCH_4 = k_{600} (Sc_{CH_4}/600)^{-0.5} \quad (8)$$

kCH_4 ($m d^{-1}$) representa la velocidad de pistón o el coeficiente de transferencia en Sc_{CH_4} .

Antes de calcular el flujo difusivo se debe conocer concentración de CH_4 en el agua dado el equilibrio con la atmósfera (Wiesenburg y Guinasso, 1979) mediante la siguiente ecuación:

$$\ln C^* = \ln f_G + A_1 + A_2 (100/t) + A_3 \ln (t/100) + A_4 (t/100) + S\% [B_1 + B_2(t/100) + B_3 (t/100)^2] \quad (9)$$

C^* representa la concentración de CH_4 en el agua en equilibrio, (f_G) representa el promedio mensual de CH_4 en el tiempo de análisis, el cual es extraído de la página de la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés). Además, (t) representa la temperatura del agua en grados Kelvin y, por último, $S\%$ es la salinidad del agua previamente calculada.

Ahora con todos los valores se puede calcular el flujo difusivo (Peeters et al., 2019) siguiendo la siguiente ecuación:

$$F = kCH_4 (C_w - C_{fc}) \quad (10)$$

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 (Wiesenburg y Guinasso, 1979).

8.4 Isótopos estables

Las muestras del isótopo estable del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ se extrajeron de la capa de agua superficial del embalse utilizando viales de vidrio de 20 mL, los cuales fueron se acidificaron con ácido clorhídrico (HCl) concentrado, ajustando el pH de la muestra a un valor ≥ 2 . Usando papel indicador de pH in situ, verificaron el pH ajustado de la muestra. Posteriormente, los viales fueron sellados con un septum de goma y un sello de aluminio, empleando la herramienta Crimper para garantizar el cierre hermético. Estas muestras fueron enviadas a la Universidad de Davis en California, EE. UU., donde fueron analizadas por Espectrometría de Masas de Relación Isotópica (IRMS, por sus siglas en inglés). (<https://stableisotopefacility.ucdavis.edu/>, 2024)

8.5 Análisis estadístico

Mediante el uso software Rstudio 4.1.0 se llevaron a cabo todos los análisis estadísticos. Primero se realizó una estadística descriptiva básica de los datos (mínimo, máximo, mediana, media, desviación estándar y rango). Posteriormente, se generaron diagramas de caja las variables para el análisis de estos. Se realizó un gráfico de Keeling entre las firmas isotópicas de $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ y la inversa de concentraciones de CH_4 registradas para identificar la fuente del CH_4 y los cambios en la firma isotópica en consideración de las concentraciones. Se verifico la normalidad de los datos, y posteriormente, se realizó una prueba de correlación de las concentraciones de CH_4 y el isótopo $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ con el resto de los variables. Por último, se generaron gráficas de regresión lineal, donde se comparaban la tendencia de los datos durante las diferentes estaciones del año.

8.6 Variación espacial

La variación espacial de la concentración de CH_4 y del isótopo $\delta^{13}\text{C-CH}_4$, y el flujo difusivo de CH_4 en la capa superficial del embalse Angostura se visualizó mediante una Ponderación de Distancia Inversa (IDW, por sus siglas en inglés) en el software ArcGIS 10.4.1. Los datos utilizados en la interpolación corresponden a los obtenidos en cada punto de muestreo del sistema, considerando la estación del año que representan los datos. Se repitió el mismo procedimiento de interpolación en todos los casos, variando la potencia indicada al realizar la operación de IDW, para facilitar la interpretación visual de los mapas generados.

9. RESULTADOS

9.1 Estado Tráfico

Cómo lo indica la (Tabla N°11), según los datos por el uso del DS, fue la temporada de otoño la que presentó el mayor valor medio de transparencia (5.78 ± 2.66 m), sin embargo, esta temporada también presentó el menor de los valores mínimos de transparencia entre todas las estaciones, en el punto AN6 (0.76 m). La temporada de verano presentó el menor valor medio de transparencia en el embalse (2.83 ± 0.26 m). Durante el muestreo de otoño no se pudo alcanzar un mayor valor de transparencia en el punto AN5 debido a que durante la medición el DS alcanzó el fondo del embalse (4.9 m).

En la temporada de invierno registro la concentración media más alta de Chl-a (1.46 ± 0.97 mg/m³), mientras que en la temporada de otoño presentó la más baja (0.60 ± 0.08 mg/m³). Se registro dos valores atípicos en las concentraciones de Chl-a durante la temporada de primavera, el primero en el punto AN5 (1.87 mg/m³), siendo la concentración más alta registrada durante esta temporada, y el segundo en el punto AN1 (0.71 mg/m³), siendo la concentración más baja registrada durante esta temporada.

Al contrario que las concentraciones de Chl-a, la concentración media de FT más baja fue detectada en la temporada de invierno (5.14 ± 2.27 µg/L), pero su concentración media más alta se registró durante la temporada de primavera (8.33 ± 3.83). El valor más alto de FT registrado fue obtenido durante la temporada de verano en el punto AN5 (19.00 µg/L), aun cuando en el resto de los puntos en dicha temporada se encontraban en el límite de detección (0.006 µg/L).

Tabla 11

Estadística descriptiva de DS (m), Chl-a (mg/m³) y PT (µg/L) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023

Estadística descriptiva	Temporada	Puntos	Año	Min	Max	Media	DS
DS (m)	Invierno	AN1-AN7	2022	NA	NA	NA	NA
	Primavera	AN1-AN6	2022	3.00	3.50	3.20	0.22
	Verano	AN1-AN6	2023	2.50	3.00	2.83	0.26
	Otoño	AN1-AN6	2023	0.70	7.30	5.78	2.66
Chl-a (mg/m ³)	Invierno	AN1-AN7	2022	0.59	2.77	1.46	0.97

	Primavera	AN1-AN6	2022	0.64	1.73	0.96	0.39
	Verano	AN1-AN6	2023	0.46	1.07	0.74	0.22
	Otoño	AN1-AN6	2023	0.51	0.69	0.60	0.08
	Invierno	AN1-AN7	2022	0.00	6.00	5.14	2.27
FT ($\mu\text{g/L}$)	Primavera	AN1-AN6	2022	6.00	15.00	8.33	3.83
	Verano	AN1-AN6	2023	6.00	19.00	8.17	5.31
	Otoño	AN1-AN6	2023	6.00	7.00	6.17	0.41

Fuente: Elaboración propia mediante software Excel

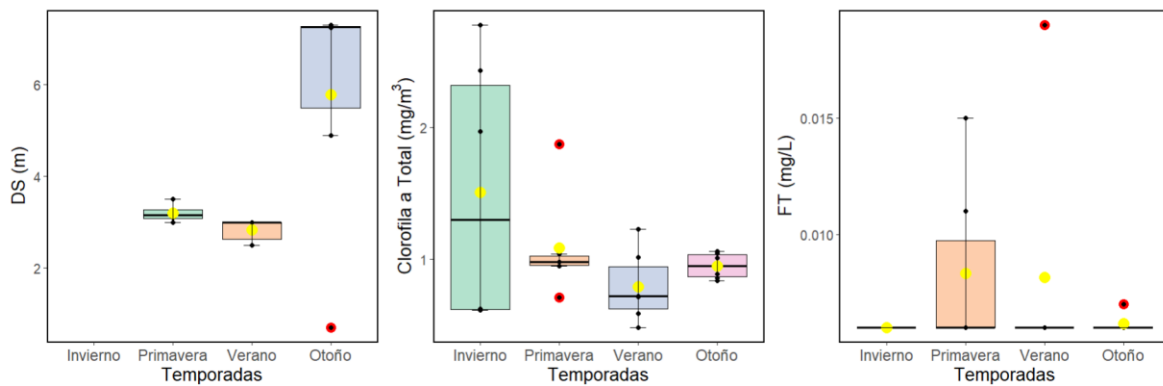


Figura N°5 Diagrama de caja del DS (m), la Chl-a (mg/L) y el FT ($\mu\text{g/L}$) durante las temporadas de invierno y primavera de 2022, y verano y otoño de 2023

Fuente: Elaboración propia mediante software Rstudio

En base a estos resultados, y siguiendo la metodología de (Carlson & Simpson, 1996), se estimó el estado trófico del embalse Angostura según el valor de TSI calculado. Los resultados obtenidos indican que el embalse Angostura presenta una condición mesotrófica en todas las temporadas en estudio, con un TSI de (34.2, invierno), (36.0, primavera), (35.2, verano), y (32.8, otoño).

Tabla 12

Estimación del valor de TSI para las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023 en el embalse Angostura

Temporada	Año	Punto	TSI(SD)	TSI(Chla)	TSI(TP)	(TSI)	Promedio (TSI)
Invierno	2022	AN1	40.1	25.9	40.1	32.0	34.2
		AN2	40.1	26.1	40.1	32.1	
		AN3	40.1	25.9	40.1	32.0	
		AN4	40.1	37.3	40.1	35.8	
		AN5	40.1	39.3	40.1	36.5	
		AN6	40.1	40.6	40.1	36.9	
Primavera	2022	AN1	43.2	27.3	30.0	33.5	36.0
		AN2	44.2	31.0	30.0	35.1	
		AN3	41.9	30.4	43.2	38.5	
		AN4	43.7	30.4	30.0	34.7	
		AN5	43.2	36.7	38.7	39.6	
		AN6	43.2	30.1	30.0	34.4	
Verano	2023	AN1	43.2	30.8	30.0	35.9	35.2
		AN2	46.8	27.4	30.0	34.7	
		AN3	46.8	27.5	30.0	33.9	
		AN4	44.2	25.5	30.0	33.2	
		AN5	44.2	32.6	46.6	41.1	
		AN6	44.2	23.5	30.0	32.6	
Otoño	2023	AN1	31.4	31.2	30.0	30.9	32.8
		AN2	31.4	28.9	32.2	30.8	
		AN3	31.5	30.7	30.0	30.7	
		AN4	31.4	29.5	30.0	30.3	
		AN5	37.1	29.2	30.0	32.1	
		AN6	65.1	31.0	30.0	42.1	

Fuente: Elaboración propia mediante Excel

9.2 Nutrientes

Como lo indica la (Tabla N°13), fueron las temporadas de verano (0.052 ± 0.16 mg/L) y otoño (0.052 ± 10 mg/L) las que registraron los valores medios más altos de Nitrógeno, mientras que concentración medio más baja fue registrada durante la temporada de primavera (0.027 ± 0.12 mg/L). Las concentraciones de Nitrógeno presentaron dos valores atípicos, el primero durante la temporada de invierno en el punto AN6 (0.090 mg/L), siendo valor más alto entre todas las temporadas. El valor atípico en las concentraciones de Nitrógeno se registró en la temporada de primavera en el punto AN3 (0.070 mg/L), siendo el valor más alto registrado en esta temporada.

El Nitrato registro su concentración más alta durante la temporada invierno (0.145 ± 0.036 mg/L), y su concentración más baja se dio a lugar durante la temporada de otoño (0.047 ± 0.036 mg/L). Cabe destacar, que la temporada de verano solo presento un valor sobre el nivel de detección (< 0.005) en el punto AN5 (0.096 mg/L). Además, las concentraciones de Nitrato presentaron un valor atípico durante la temporada de otoño en el punto AN5 (0.121), siendo el valor más alto registrado en esta temporada.

Tabla 13

Estadística descriptiva de Nitrógeno (mg/L) y Nitrato (mg/L) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023

Estadística descriptiva	Temporada	Puntos	Min	Max	Media	DS
Nitrógeno (mg/L)	Invierno	AN1-AN7	0.030	0.090	0.048	0.021
	Primavera	AN1-AN6	0.020	0.040	0.027	0.012
	Verano	AN1-AN6	0.030	0.070	0.052	0.016
	Otoño	AN1-AN6	0.040	0.060	0.052	0.010
Nitrato (mg/L)	Invierno	AN1-AN7	0.110	0.206	0.145	0.036
	Primavera	AN1-AN6	0.057	0.104	0.074	0.026
	Verano	AN1-AN6	0.096	0.096	0.096	0.000
	Otoño	AN1-AN6	0.029	0.121	0.047	0.036

Fuente: Elaboración propia mediante Excel

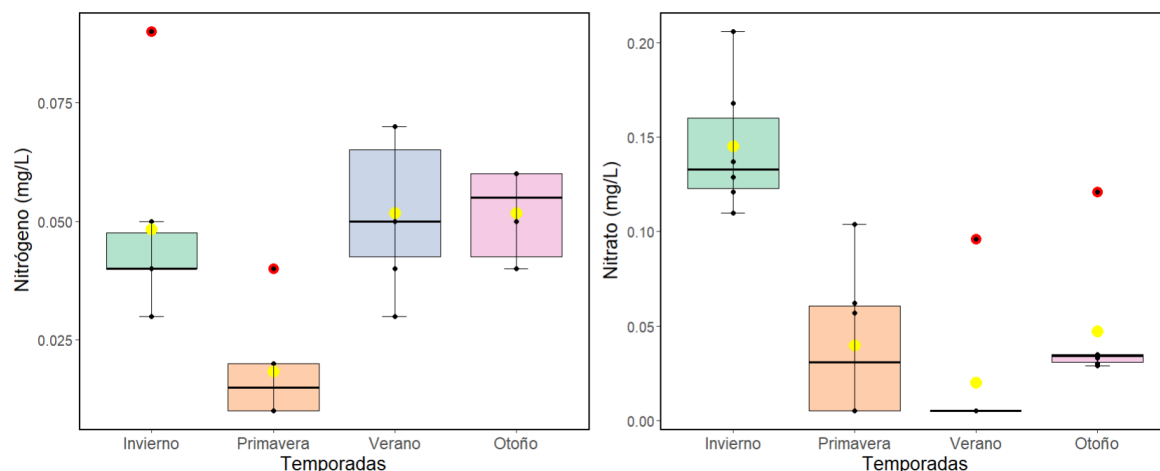


Figura N°6 Diagrama de caja de Nitrógeno (mg/L) y Nitrato (mg/L) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023

Fuente: Elaboración propia mediante software Rstudio

Como se lo indican la (Tabla N°14), en todas las temporadas en las cuales se efectuó un muestreo, cada uno de los puntos no se registraron concentraciones Fosfato y Nitrito que excedieran los límites de detección (< 0.04 mg/L y < 0.015 mg/L, respectivamente).

Tabla 14

Valores registrados de Fosfato (mg/L) y Nitrito (mg/L) durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023

Análisis	Temporada	Puntos	Valores
Fosfato (mg/L)	Invierno	AN1-AN7	< 0.04
	Primavera	AN1-AN6	< 0.04
	Verano	AN1-AN6	< 0.04
	Otoño	AN1-AN6	< 0.04
Nitrito (mg/L)	Invierno	AN1-AN7	< 0.015
	Primavera	AN1-AN6	< 0.015
	Verano	AN1-AN6	< 0.015
	Otoño	AN1-AN6	< 0.015

Fuente: Elaboración propia mediante Excel

9.3 Variables ambientales

Como lo indica la (Tabla N°15), la temporada de verano registro el mayor valor medio de Ta (25.9 ± 1.9 °C), mientras que la temporada de primavera presento el menor valor medio (13.0 ± 0.1 °C). Las Ta más bajos se registraron durante la temporada de invierno en el punto AN3 (9.3 °C), y también está temporada presento un valor atípico en el punto AN1 (21.2 °C). Este valor obtenido durante esta temporada supero incluso el valor más alto registrado durante la temporada de primavera en el punto AN6 (13.1 °C). El valor medio más alto registrado para la velocidad del viento se obtuvo durante la temporada de primavera, con un valor de (3.61 ± 1.83 m/s), mientras que el valor medio más bajo se dio durante la temporada de otoño, con (1.52 ± 0.52 m/s). La temporada de primavera presento un valor atípico elevado, que supero el valor de máximo de velocidad de viento obtenido en todas las demás temporadas, este valor fue registrado en el punto AN1 (7.30 m/s). Por último, el valor medio más alto de (%) Humedad registro durante la temporada de primavera, con (97.95 ± 5.02 %), mientras que el valor medio más bajo se obtuvo durante la temporada de verano, con (35.88 ± 6.04 %). Cabe destacar que durante el muestreo realizado durante la temporada de primavera hubo precipitaciones en la zona del embalse Angostura.

Tabla 15

Estadística descriptiva de la Ta (°C), la Velocidad del viento (m/s) y el (%) Humedad durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023

Estadística descriptiva	Temporada	Puntos	Año	Min	Max	Media	DS
Ta (°C)	Invierno	AN1-AN7	2022	9.3	21.2	13.1	4.3
	Primavera	AN1-AN6	2022	12.8	13.1	13.0	0.1
	Verano	AN1-AN6	2023	23.0	27.8	25.9	1.9
	Otoño	AN1-AN6	2023	20.1	28.3	23.6	2.9
Velocidad del viento (m/s)	Invierno	AN1-AN7	2022	1.30	3.10	2.36	0.71
	Primavera	AN1-AN6	2022	2.60	7.30	3.62	1.83
	Verano	AN1-AN6	2023	1.10	4.00	2.92	1.05
(%) Humedad	Otoño	AN1-AN6	2023	1.00	2.40	1.52	0.52
	Invierno	AN1-AN7	2022	51.60	73.30	59.67	7.54

Primavera	AN1-AN6	2022	87.70	100.00	97.95	5.02
Verano	AN1-AN6	2023	30.50	45.00	35.88	6.04
Otoño	AN1-AN6	2023	45.30	77.40	59.57	11.72

Fuente: Elaboración propia mediante Excel

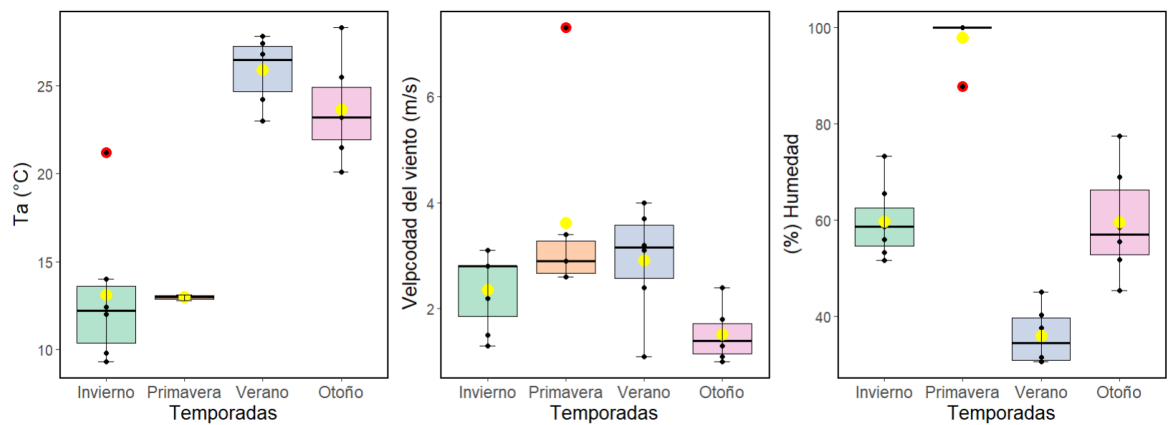


Figura N°7 Diagrama de caja de la Ta (°C), la Velocidad del viento (m/s) y el (%) Humedad durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023

Fuente: Elaboración propia mediante software Rstudio

Como lo indica la (Tabla N°16), la Tw presento su valor medio más alto durante la temporada de verano (23.07 ± 0.10 °C) y también un valor atípico en el punto AN5 (25.30 °C), siendo el valor máximo más alto entre todas las temporadas. La temporada de invierno presento el valor medio de Tw más bajo entre las temporadas (11.61 ± 0.56 °C). Las concentraciones de OD presentaron su valor medio más alto durante la temporada de invierno (11.57 ± 0.36 mg/L), mientras que la temporada de otoño presento la media más baja (8.89 ± 0.29 mg/L). La concentración de OD presento dos valores atípicos, el primero durante de primavera en el punto AN5 (8.90 mg/L), siendo el valor más bajo registrado en esta temporada. El segundo valor atípico de OD se obtuvo en la temporada de verano nuevamente en el punto AN5 (11.50 mg/L), pero a diferencia de la temporada de primavera, este fue el valor más alto registrado en la temporada. El (%) Sat.OD tuvo su valor medio más alto durante la temporada de verano (112.60 ± 15.57 %), mientras que su valor medio más bajo durante la temporada de otoño (95.75 ± 2.98 %). También presento dos valores

atípicos similares a las concentraciones de OD, el primero siendo el valor más bajo en la temporada de primavera en el punto AN5 (95.4 mg/L), y el segundo siendo el valor más alto de la temporada de verano en el mismo punto (144.2 mg/L). El valor medio de pH más alto registrado se obtuvo durante la temporada de verano (8.37 ± 0.18), mientras que el valor medio más bajo se obtuvo durante la temporada de invierno (7.34 ± 0.14), valor medio muy cercano a aquel obtenido en la temporada de primavera (7.35 ± 0.12). El pH presentó cuatro valores atípicos, dos en invierno en el punto AN1 (7.12) y AN6 (7.51), siendo el menor valor registrado entre todas temporadas y el mayor valor registrado de la temporada de invierno, respectivamente. El tercer valor atípico se obtuvo en la temporada de verano en el punto AN5 (8.73), siendo el valor más alto entre todas las temporadas y, por último, el cuarto valor atípico se obtuvo en el punto AN1 en la temporada de otoño (7.59), siendo el valor más bajo de esta temporada. La Conductividad presentó su valor medio más alto durante la temporada de otoño ($74.00 \pm 0.63 \mu\text{S/cm}$), mientras que su valor medio más bajo se registró durante la temporada de invierno ($57.31 \pm 4.08 \mu\text{S/cm}$). Al igual que el pH, presentó cuatro valores atípicos y en las mismas temporadas. El primer valor atípico se obtuvo en la temporada de invierno en el punto AN7 ($65.00 \mu\text{S/cm}$), siendo el valor más alto en esta temporada. El segundo valor atípico se obtuvo en la temporada de verano en el punto AN5 ($55.00 \mu\text{S/cm}$), siendo el valor más bajo de esta temporada. Por último, el tercer y cuarto valor atípico de Conductividad se obtuvieron en la temporada de otoño en los puntos AN1 ($75.00 \mu\text{S/cm}$) y AN6 ($73.00 \mu\text{S/cm}$), correspondiendo al valor máximo y mínimo de esta temporada, respectivamente, mientras que el resto de los puntos presentaron un valor de ($74.00 \mu\text{S/cm}$). El valor medio más alto de SST se obtuvo durante la temporada de otoño (37.00 ppm), donde todos sus puntos de muestreo registraron el mismo valor. El valor medio más bajo de SST fue registrado durante la temporada de verano ($33.83 \pm 3.37 \text{ ppm}$). Cabe destacar que no hubo registros de SST durante la temporada de invierno. Se registraron tres valores atípicos de SST, el primero durante la temporada de primavera en el punto AN1 (37.00 ppm), con un valor similar a aquellos registrados durante la temporada de otoño. Por último, el segundo y tercer atípico de SST se registraron durante la temporada de verano en los puntos AN2 (36.00 ppm) y AN5 (27.00 ppm), siendo el valor más alto de la temporada y el valor más bajo entre todas las temporadas, respectivamente. Solo se obtuvieron dos valores medios de Turbidez para la temporada de verano ($0.42 \pm 0.77 \text{ NTU}$) y otoño ($0.00 \pm 0.00 \text{ NTU}$), dado que no hubo registros de Turbidez durante las temporadas de invierno y primavera. De forma similar, el potencial Redox solo presentó dos valores medios en verano

(234.15 ± 24.40 mV) y en otoño (277.77 ± 32.24 mV), dado que no hubo registro de potencial Redox durante las temporadas de invierno y primavera, aun así, presento dos valores atípicos. El primer valor atípico se obtuvo en la temporada de verano en el punto AN4 (189.90 mV), siendo el valor más bajo entre las dos temporadas, y el segundo valor atípico se obtuvo en otoño en el punto AN1 (212.60 mV), siendo el valor más bajo de esta temporada. El valor medio más alto de Alcalinidad (CaCO_3) se obtuvo durante la temporada de otoño (36.98 ± 0.77 mg/L), mientras que su valor medio más bajo se registró durante la temporada de invierno (27.58 ± 1.16 mg/L). No hubo registro de Alcalinidad (CaCO_3) durante la temporada de verano. El valor medio más alto en las concentraciones de Cloruro se obtuvo en la temporada de otoño (4.09 ± 0.31 mg/L), mientras que el valor medio más bajo se registró durante la temporada de primavera con (2.43 ± 1.08 mg/L). No hubo registro Cloruro durante la temporada de invierno. Las concentraciones de Cloruro presentaron tres valores atípicos, el primero en la temporada primavera en el punto AN3 (4.54 mg/L), siendo el valor más alto entre todas las temporadas. El segundo valor atípico se obtuvo en la temporada de verano en el punto AN5 (1.64 mg/L), siendo el valor más bajo entre todas las temporadas. Por último, el tercer valor atípico se obtuvo en la temporada de otoño en el punto AN5 (3.46 mg/L), siendo la menor concentración de Cloruro registrada en esta temporada. Por último, el valor medio más alto en las concentraciones de Sulfato se obtuvo en la temporada de otoño (9.17 ± 0.94 mg/L), mientras que el valor medio más bajo fue registrado durante la temporada de primavera (5.30 ± 0.84 mg/L). Al igual que el Cloruro, no se hizo registro de las concentraciones de Sulfato durante la temporada de invierno. Las concentraciones de Sulfato presentaron cuatro valores atípicos, dos de ellos en la temporada de primavera en los puntos AN3 (6.78 mg/L) y AN5 (4.22 mg/L), siendo las concentraciones más altas y bajas para esta estación, respectivamente. El tercer punto atípico se registró en la temporada de verano, en el punto AN5 (2.68 mg/L), siendo la concentración de Sulfato más baja registrada entre todas las temporadas y, por último, el cuarto valor atípico se obtuvo en la temporada de otoño, nuevamente en el punto AN5 (7.25 mg/L), siendo la concentración más baja de esta temporada.

Tabla 16

Estadística descriptiva de la Tw (°C), el OD (mg/L), el (%) Sat.OD, el pH, la Conductividad ($\mu\text{S/cm}$), los SST (ppm), la Turbidez (NTU), el Potencial Redox (mV), la Alcalinidad (CaCO_3)

(mg/L), el Cloruro (mg/L) y el Sulfato (mg/L) durante las temporadas de invierno y primavera de 2022, y verano y otoño de 2023

Estadística descriptiva	Temporada	Puntos	Año	Min	Max	Media	DS
Tw (°C)	Invierno	AN1-AN7	2022	10.90	12.40	11.61	0.56
	Primavera	AN1-AN6	2022	19.10	19.50	19.32	0.17
	Verano	AN1-AN6	2023	22.50	25.30	23.07	1.10
	Otoño	AN1-AN6	2023	16.81	17.70	17.26	0.38
OD (mg/L)	Invierno	AN1-AN7	2022	11.10	12.10	11.57	0.36
	Primavera	AN1-AN6	2022	8.90	9.40	9.28	0.19
	Verano	AN1-AN6	2023	8.70	11.50	9.33	1.08
	Otoño	AN1-AN6	2023	8.57	9.29	8.89	0.29
(%) Sat. OD	Invierno	AN1-AN7	2022	100.30	112.30	106.89	4.04
	Primavera	AN1-AN6	2022	95.40	103.10	100.67	2.75
	Verano	AN1-AN6	2023	104.50	144.20	112.60	15.57
	Otoño	AN1-AN6	2023	92.30	100.00	95.75	2.98
pH	Invierno	AN1-AN7	2022	7.12	7.57	7.34	0.14
	Primavera	AN1-AN6	2022	7.20	7.50	7.35	0.12
	Verano	AN1-AN6	2023	8.20	8.70	8.37	0.18
	Otoño	AN1-AN6	2023	7.59	7.90	7.82	0.12
Conductividad (µS/cm)	Invierno	AN1-AN7	2022	52.50	65.00	57.31	4.08
	Primavera	AN1-AN6	2022	57.30	63.70	60.42	2.45
	Verano	AN1-AN6	2023	55.00	71.00	67.67	6.25
	Otoño	AN1-AN6	2023	73.00	75.00	74.00	0.63
SST (ppm)	Invierno	AN1-AN7	2022	NA	NA	NA	NA
	Primavera	AN1-AN6	2022	32.50	37.00	34.13	1.56
	Verano	AN1-AN6	2023	27.00	36.00	33.83	3.37
	Otoño	AN1-AN6	2023	37.00	37.00	37.00	0.00
Turbidez (NTU)	Invierno	AN1-AN7	2022	NA	NA	NA	NA
	Primavera	AN1-AN6	2022	NA	NA	NA	NA
	Verano	AN1-AN6	2023	0.00	1.90	0.42	0.77

Potencial Redox (mV)	Otoño	AN1-AN6	2023	0.00	0.00	0.00	0.00
	Invierno	AN1-AN7	2022	NA	NA	NA	NA
	Primavera	AN1-AN6	2022	NA	NA	NA	NA
	Verano	AN1-AN6	2023	189.90	255.20	234.15	24.40
Alcalinidad (CaCO ₃) (mg/L)	Otoño	AN1-AN6	2023	212.60	296.40	277.77	32.24
	Invierno	AN1-AN7	2022	26.00	29.00	27.58	1.16
	Primavera	AN1-AN6	2022	26.00	35.00	28.92	3.46
	Verano	AN1-AN6	2023	NA	NA	NA	NA
Cloruro (mg/L)	Otoño	AN1-AN6	2023	36.00	38.00	36.98	0.77
	Invierno	AN1-AN7	2022	NA	NA	NA	NA
	Primavera	AN1-AN6	2022	1.67	4.58	2.43	1.08
	Verano	AN1-AN6	2023	1.64	2.75	2.52	0.43
Sulfato (mg/L)	Otoño	AN1-AN6	2023	3.46	4.25	4.09	0.31
	Invierno	AN1-AN7	2022	NA	NA	NA	NA
	Primavera	AN1-AN6	2022	4.22	6.78	5.30	0.84
	Verano	AN1-AN6	2023	2.68	7.79	6.78	2.02
	Otoño	AN1-AN6	2023	7.25	9.65	9.17	0.94

Fuente: Elaboración propia mediante Excel

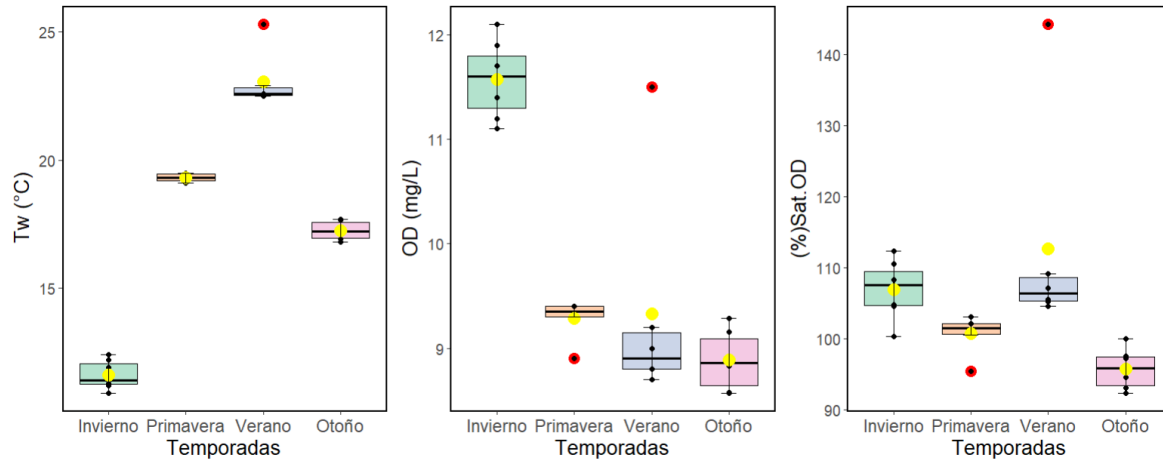


Figura N°8 Diagrama de caja de la Tw (°C), el OD (mg/L) y el (%) Sat.OD durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023

Fuente: Elaboración propia mediante software Rstudio

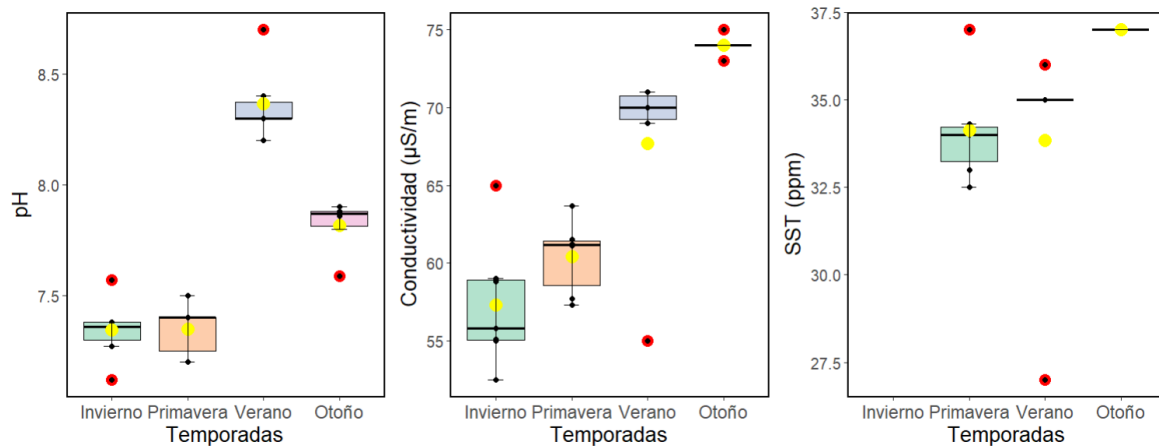


Figura N°9 Diagrama de caja del pH, la Conductividad (µS/cm) y los SST (ppm) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023

Fuente: Elaboración propia mediante software Rstudio

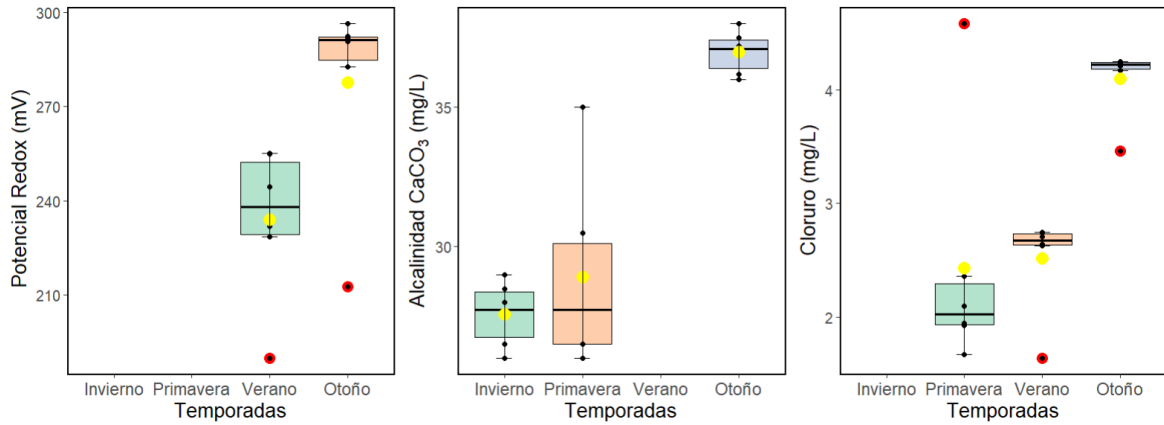


Figura N°10 Diagrama de caja del Potencial Redox (mV), la Alcalinidad (CaCO₃) (mg/L) y el Cloruro (mg/L) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023

Fuente: Elaboración propia mediante software Rstudio

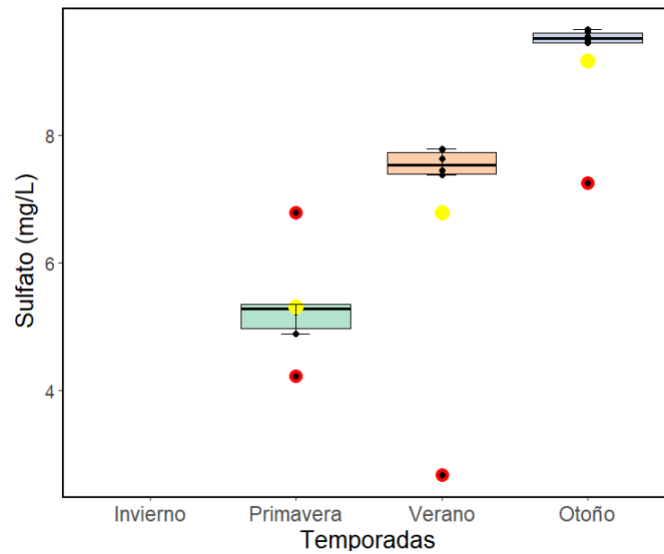


Figura N°11 Diagrama de caja del Sulfato (mg/L) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023

Fuente: Elaboración propia mediante software Rstudio

9.4 Concentración superficial de CH₄ (nM)

Como lo indica la (Tabla N°17), la temporada de primavera registro la concentración media de CH₄ disuelto en la capa superficial del embalse más alta (430.72 ± 119.14 nM), mientras que la temporada de invierno presento las concentraciones más bajas ($202.36 \pm 142,73$ nM). La temporada de verano presento tanto la mayor y la menor concentración de CH₄ registradas entre todas las temporadas, en los puntos AN5 (571.03 nM) y AN1 (31.60 nM), respectivamente. Las concentraciones de CH₄ presentaron un solo valor atípico durante la temporada de otoño en el punto AN5 (384.60 nM), siendo la concentración más alta de CH₄ registrada en esta temporada.

Tabla 17

Estadística descriptiva del CH₄ (nM) durante las temporadas de invierno y primavera de 2022, y verano y otoño de 2023

Estadística descriptiva	Temporada	Puntos	Año	Min	Max	Media	DS
CH ₄ (nM)	Invierno	AN1-AN7	2022	45.60	385.60	202.36	142.73
	Primavera	AN1-AN6	2022	261.40	570.70	430.72	119.14
	Verano	AN1-AN6	2023	31.60	571.03	220.85	254.99
	Otoño	AN1-AN6	2023	130.50	384.60	217.55	89.77

Fuente: Elaboración propia mediante Excel

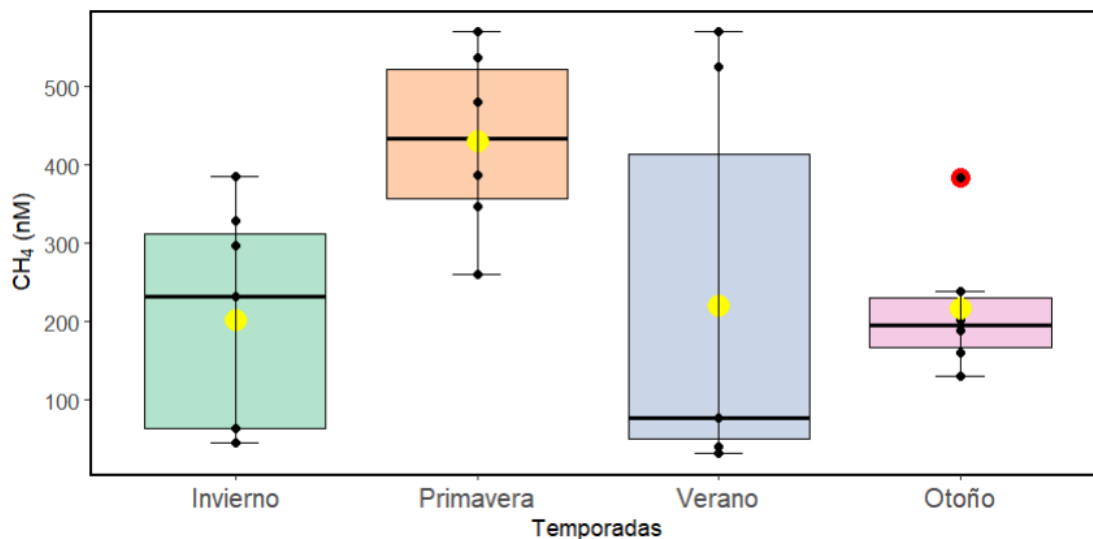


Figura N°12 Diagrama de caja de CH₄ (nM) durante las temporadas de invierno y primavera del 2022, y verano y otoño de 2023

Fuente: Elaboración propia mediante software Rstudio

9.5 Firma isotópica de $\delta^{13}\text{C-CH}_4$

Como lo indica la (Tabla N°18), según los resultados obtenidos por la Universidad de California en Davis, las muestras isotópicas en la temporada de invierno ($\delta^{13}\text{C-CH}_4$) de 2022 presentaron un valor medio de $(-34.35 \pm 11.84 \text{ ‰})$ con una firma isotópica enriquecida de (-18.95 ‰) el punto AN5, mientras que el valor más empobrecido de (-49.34 ‰) se obtuvo en el punto AN7. Los puntos AN1 y AN3 presentaron valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ similares a aquellos del punto AN7, con (-42.23 ‰) y (-43.18 ‰) , respectivamente. La temporada de primavera de 2022 presentó un valor medio de la firma isotópica del isotopo $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ de $(-41.61 \pm 13.24 \text{ ‰})$, similar al valor medio de la firma isotópica registrado en la temporada de verano de 2023 de $(-41.04 \pm 11.98 \text{ ‰})$.

Tabla 18

Estadística descriptiva de la firma isotópica del ($\delta^{13}\text{C-CH}_4$) durante la temporada de invierno de 2022

Estadística descriptiva	Temporada	Puntos	Año	Min	Max	Media	DS
$\delta^{13}\text{C-CH}_4$ (‰)	Invierno	AN1-AN7	2022	-49.34	-18.95	-34.35	11.84

Primavera	AN1-AN6	2022	-50.85	-22.03	-41.61	13.24
Verano	AN1-AN6	2023	-50.48	-21.29	-41.04	11.98

Fuente: Elaboración propia mediante Excel

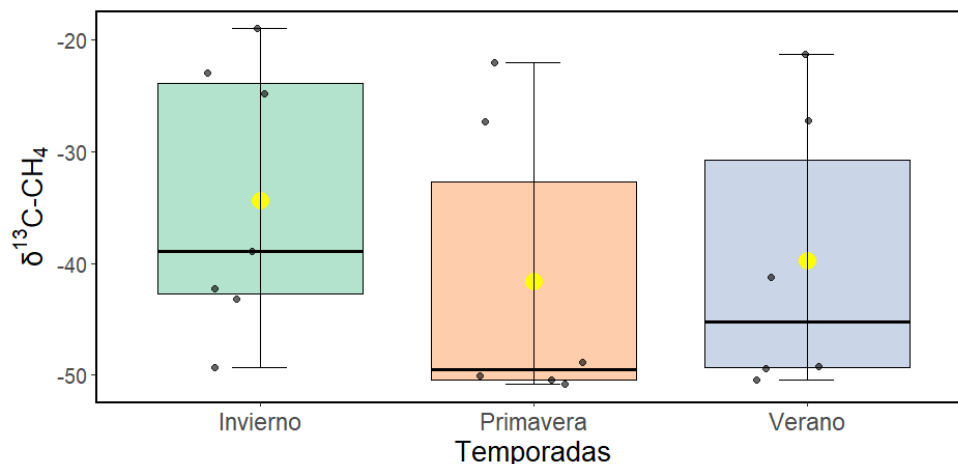


Figura N°13 Diagrama de caja de la firma isotópica del ($\delta^{13}\text{C-CH}_4$) durante las temporadas de invierno y primavera de 2022, y verano 2023

Fuente: Elaboración propia mediante software Rstudio

El resultado obtenido del análisis del gráfico de Keeling (Figura N°14, N°15 y N°16) nos permite analizar la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ considerando la variación en las concentraciones de CH_4 , en este caso nos indican un valor de intercepto de $(-48.01 \pm 1.93 \text{ ‰})$ durante la temporada de invierno de 2022, un valor de intercepto de $(-12.55 \pm 16.01\text{‰})$ durante la temporada de primavera de 2022, y un valor de intercepto de $(-51.11 \pm 6.23 \text{ ‰})$ durante la temporada de verano de 2023.

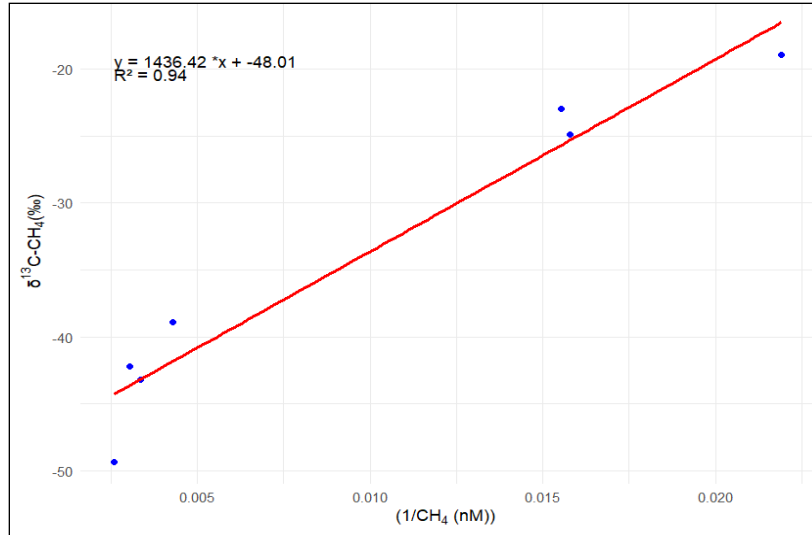


Figura N°14 Gráfico de Keeling entre la firma isotópica del ($\delta^{13}\text{C-CH}_4$) y el inverso de las concentraciones de CH_4 ($1/\text{CH}_4$ (nM)) durante la temporada de invierno 2022

Fuente: Elaboración propia mediante software Rstudio

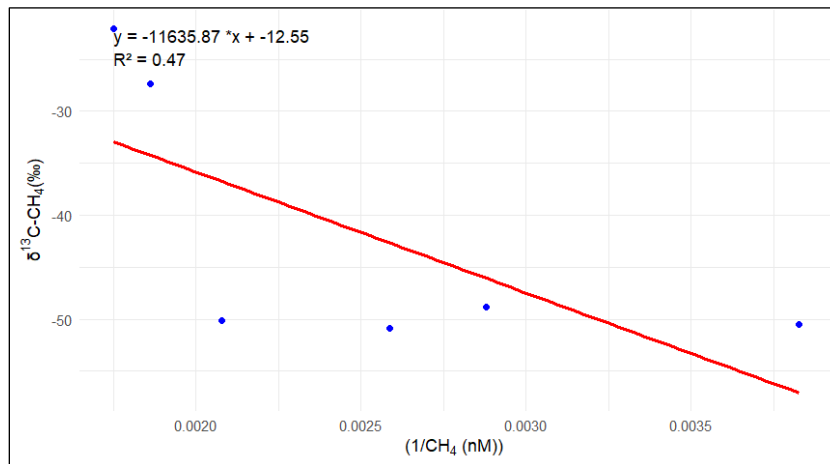


Figura N°15 Gráfico de Keeling entre la firma isotópica del ($\delta^{13}\text{C-CH}_4$) y el inverso de las concentraciones de CH_4 ($1/\text{CH}_4$ (nM)) durante la temporada de primavera 2022

Fuente: Elaboración propia mediante software Rstudio

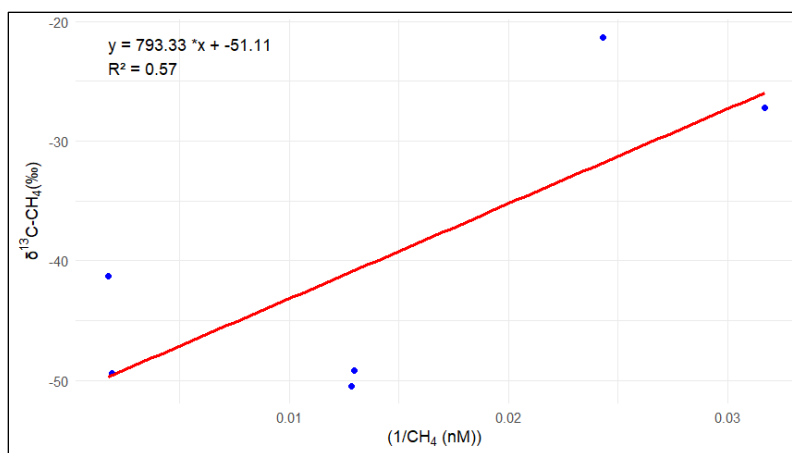


Figura N°16 Gráfico de Keeling entre la firma isotópica del ($\delta^{13}\text{C-CH}_4$) y el inverso de las concentraciones de CH_4 ($1/\text{CH}_4$ (nM)) durante la temporada de verano 2023

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio

9.6 Flujo difusivo de CH_4 ($\text{mg}/\text{m}^2\text{d}$)

Como lo indica la (Tabla N°19) el flujo difusivo de CH_4 calculado en base a las concentraciones de CH_4 señalo que el mayor flujo difusivo medio de CH_4 se dio a lugar durante la temporada de primavera ($14.26 \pm 22.09 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$), mientras que el flujo difusivo medio más bajo se obtuvo para la temporada de otoño ($1.12 \pm 0.98 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$). La temporada de invierno presento un valor medio cercano a aquel de la temporada de otoño, registrando ($1.28 \pm 1.34 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$). El flujo difusivo presento un valor atípico durante la temporada de primavera en el punto AN1 ($59.34 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$), siendo el flujo difusivo más alto registrado entre todas las temporadas. Los valores más bajos calculados de flujo difusivo fueron obtenidos para la temporada de invierno en los puntos AN2 ($0.10 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$) y AN6 ($0.18 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$), respectivamente.

Tabla 19

Estadística descriptiva del Flujo difusivo de CH_4 ($\text{mg}/\text{m}^2\text{d}$) durante las temporadas de invierno y primavera de 2022, y verano y otoño de 2023

Estadística descriptiva	Temporada	Min	Max	Media	DS
Flujo difusivo de CH_4 ($\text{mg}/\text{m}^2\text{d}$)	Invierno	0.18	3.56	1.28	1.34
	Primavera	4.73	59.34	14.26	22.09
	Verano	0.10	18.76	5.25	7.51

Otoño	0.34	3.14	1.12	0.98
-------	------	------	------	------

Fuente: Elaboración propia mediante Excel

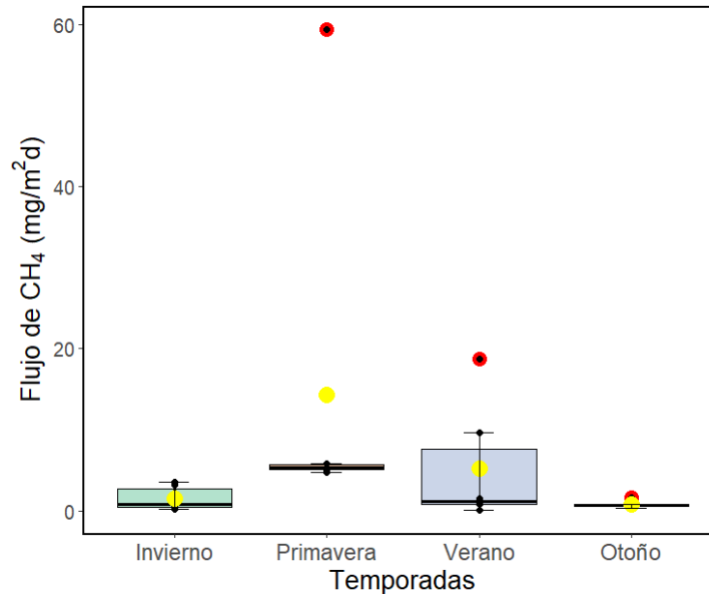


Figura N°17 Diagrama de caja del Flujo difusivo de CH₄ (mg/m²d) durante las temporadas de invierno y primavera de 2022, y verano y otoño de 2023

Fuente: Elaboración propia mediante software Rstudio

9.7 Prueba de Shapiro-Wilk

Como prerrequisito para realizar una prueba de correlación entre las variables ambientales, hay que saber si los datos son paramétricos o no, y dependiendo del tipo de muestras que se analizarán, se puede seleccionar una prueba de normalidad adecuada. En este caso, debido a que el tamaño de las muestras (N) es de (6 a 7) por temporada, se requiere un análisis para datos pequeños ($N < 50$), por lo cual se efectúa la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. Esta prueba evalúa la normalidad basándose en dos elementos clave: el estadístico “W” y el “valor-p”. Un valor de “W” cercano a (1) podría sugerir que los datos se aproximan a una distribución normal. Sin embargo, la decisión sobre la normalidad se basa principalmente en el valor-p; un (valor-p < 0.05) indica que hay suficiente evidencia para rechazar la hipótesis nula de que los datos provienen de una distribución normal.

En base los datos obtenidos según la prueba de Shapiro-Wilk, el Nitrógeno (mg/L) no presentó una distribución normal en ninguna de las temporadas analizadas. La Tw (°C) no presentó una distribución normal durante la Temporada de invierno. El OD (mg/L) no presentó una distribución normal en la temporada de invierno y verano. El (%) Sat.OD no presentó una distribución normal durante la temporada de verano. El pH no presentó una distribución normal durante la temporada de otoño. La Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) no presentó una distribución normal durante la temporada de verano. Los SST (ppm) no presentó una distribución normal durante la temporada de verano y otoño. El (%) Humedad no presentó una distribución normal durante las temporadas de primavera y verano. La Velocidad del viento (m/s) no presentó una distribución normal durante la temporada de primavera. El DS (m) no presentó una distribución normal durante la temporada de otoño. La Ta (°C) no presentó una distribución normal durante verano. La Alcalinidad CaCO_3 (mg/L) presentó no presentó una distribución normal durante el otoño. Las concentraciones de CH_4 (nM) no presentó una distribución normal durante la temporada de verano. El Cloruro (mg/L) no presentó una distribución normal durante la temporada de primavera. El PT (mg/L) no presentó una distribución normal en todas las temporadas, salvo la temporada de invierno. El Nitrato (mg/L) no presentó un presentó una distribución normal en las temporadas de verano y otoño. El Sulfato (mg/L) no presentó una distribución normal en las temporadas de verano y otoño. La Chl-a (mg/m^3) no presentó una distribución normal en las temporadas de primavera y otoño. La Chl-a Total (mg/m^3) no presentó una distribución en la temporada de primavera. El flujo difusivo de CH_4 ($\text{mg}/\text{m}^2\text{d}$) no presentó una distribución normal en la temporada de primavera.

Tabla 20

Test de Shapiro-Wilk en los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023

Variable	Invierno			Primavera			Verano			Otoño		
	W	Valor-p	N	W	Valor-p	N	W	Valor-p	N	W	Valor-p	N
Tw (°C)	0.936	0.601	21	0.869	0.223	18	0.600	0.000	18	0.910	0.434	18
OD (mg/L)	0.970	0.895	21	0.682	0.004	18	0.643	0.001	18	0.916	0.474	18
(%) Sat.OD	0.976	0.939	21	0.804	0.064	18	0.591	0.000	18	0.941	0.665	18
pH	0.937	0.616	21	0.827	0.101	18	0.797	0.055	18	0.730	0.013	18

Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	0.908	0.384	21	0.894	0.341	18	0.603	0.000	18	0.827	0.101	18
SST (ppm)			21	0.868	0.218	18	0.612	0.001	18	0.496	0.000	18
(%) Humedad	0.922	0.484	21	0.496	0.000	18	0.589	0.000	18	0.962	0.836	18
Velocidad del viento (m/s)	0.849	0.120	21	0.631	0.001	18	0.869	0.222	18	0.921	0.512	18
DS (m)			21	0.873	0.238	18	0.916	0.479	18	0.679	0.004	18
Ta ($^{\circ}\text{C}$)	0.837	0.094	21	0.823	0.093	18	0.640	0.001	18	0.958	0.807	18
Alcalinidad CaCO_3 (mg/L)	0.966	0.870	21	0.851	0.162	18	0.909	0.431	18	0.618	0.001	18
CH_4 (nM)	0.864	0.164	21	0.956	0.785	18	0.660	0.002	18	0.951	0.746	18
Cloruro (mg/L)				0.694	0.005	18	0.857	0.179	18	0.864	0.205	18
FT (mg/L)				0.705	0.007	18	0.718	0.009	18	0.577	0.000	18
Nitrato (mg/L)	0.915	0.430	21	0.831	0.109	18	0.601	0.000	18	0.496	0.000	18
Nitrógeno (mg/L)	0.758	0.015	21	0.773	0.033	18	0.496	0.000	18	0.561	0.000	18
Sulfato (mg/L)				0.903	0.390	18	0.496	0.000	18	0.775	0.035	18
Chl-a (mg/m^3)	0.878	0.217	21	0.756	0.023	18	0.908	0.425	18	0.577	0.000	18
Chl-a Total (mg/m^3)	0.862	0.159	21	0.747	0.018	18	0.573	0.000	18	0.807	0.069	18
CH_4 ($\text{mg}/\text{m}^2\text{d}$)	0.861	0.155	21	0.513	0.000	18	0.978	0.939	18	0.856	0.177	18
$\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$	0.899	0.324	21	0.721	0.010	18	0.828	0.103	18			

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio

9.8 Correlación de CH_4 (nM) mediante la prueba de Spearman

Dado que ciertas variables al ser analizadas mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk resultaron ser no paramétricas se aplicó la prueba de correlación de Spearman, para analizar la correlación entre las distintas variables y las concentraciones de CH_4 (nM), el flujo difusivo de CH_4 ($\text{mg}/\text{m}^2\text{d}$) y la firma isotópica $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ registradas en el embalse Angostura. La prueba de Spearman otorga un valor a las variables de “ ρ ” el cual se encuentra entre ($-1 < \rho < +1$), entre más cerca al (+1) o (-1) mayor será la tendencia de ser una correlación positiva o negativa, respectivamente, mientras que si encuentra cerca del valor (0), indicará que no hay una correlación entre las variables. Este valor es potenciado por el “valor-p”, el cuál indicará la probabilidad de observar una correlación fuerte entre las variables. Si el (valor-p < 0.05), se sugiere que en dicha

variable se rechaza hipótesis nula de no correlación, considerando la correlación como estadísticamente significativa, mientras que si el ($\text{valor-p} \geq 0.05$), indicará que la correlación observada puede deberse al azar, y que no se presenta evidencia suficiente para rechazar la hipótesis nula de no correlación.

Como lo indica la (Tabla N°21), el resultado de la prueba de Correlación de Spearman, considerando el CH_4 (nM) como la variable dependiente, demostró que la Conductividad ($\mu\text{S/m}$) presenta una correlación positiva estadísticamente significativa durante la temporada de invierno, y una tendencia negativa considerable durante la temporada de verano y otoño, pero con una correlación al borde de la significancia para ambas temporadas ($\text{valor-p} = 0.06$).

El OD (mg/L) y los SST (ppm) indican presentar una correlación positiva significativa durante la temporada de primavera, al igual que la T_a , salvo que esta variable tiene una correlación negativa en esta temporada con las concentraciones de CH_4 (nM). El DS (m) presento una fuerte correlación positiva estadísticamente significativa durante las temporadas de verano y otoño. Por último, las concentraciones de Cloruro (mg/L) y Sulfato (mg/L) resultaron presentar una significativa correlación negativa en las temporadas de invierno y verano.

Tabla 21

Test de Correlación de Spearman, considerando el CH_4 (nM) como la variable dependiente, para los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023

Variable	Invierno			Primavera			Verano			Otoño		
	ρ	N	Valor-p	ρ	N	Valor-p	ρ	N	Valor-p	ρ	N	Valor-p
	CH_4 (nM)											
Tw ($^{\circ}\text{C}$)	-0.64	21	0.12	0.09	18	0.87	0.74	18	0.10	0.74	18	0.10
OD (mg/L)	0.43	21	0.34	0.93	18	0.01	0.35	18	0.50	0.35	18	0.50
(%) Sat.OD	0.18	21	0.70	0.67	18	0.15	0.37	18	0.47	0.37	18	0.47
pH	-0.13	21	0.79	0.06	18	0.91	0.70	18	0.12	0.70	18	0.12
Conductividad ($\mu\text{S/m}$)	0.86	21	0.01	0.54	18	0.27	-0.79	18	0.06	-0.79	18	0.06
SST (ppm)				0.93	18	0.01	-0.68	18	0.14	-0.68	18	0.14
(%) Humedad	0.21	21	0.64	-0.65	18	0.16	-0.43	18	0.40	-0.43	18	0.40

Velocidad del viento (m/s)	0.07	21	0.87	-0.09	18	0.87	0.37	18	0.47	0.37	18	0.47
DS (m)				-0.39	18	0.44	0.83	18	0.04	0.83	18	0.04
Ta (°C)	0.07	21	0.88	-0.96	18	0.00	0.43	18	0.40	0.43	18	0.40
Alcalinidad CaCO ₃ (mg/L)	0.14	21	0.76	0.32	18	0.54						
Cloruro (mg/L)				-0.09	18	0.87	-0.94	18	0.00	-0.94	18	0.00
FT (mg/L)				-0.54	18	0.27	0.65	18	0.16	0.65	18	0.16
Nitrato (mg/L)	0.21	21	0.64	-0.52	18	0.29	0.65	18	0.16	0.65	18	0.16
Nitrógeno (mg/L)	-0.56	21	0.20	-0.43	18	0.39	0.35	18	0.49	0.35	18	0.49
Sulfato (mg/L)				0.64	18	0.17	-0.94	18	0.00	-0.94	18	0.00
Chl-a (mg/m ³)	-0.71	21	0.07	-0.49	18	0.33	-0.37	18	0.47	-0.37	18	0.47
Chl-a Total (mg/m ³)	-0.74	21	0.06	-0.46	18	0.35	0.03	18	0.96	0.03	18	0.96

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio

9.9 Correlación de la firma isotópica de $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ mediante la prueba de Spearman

El resultado de la prueba de Correlación de Spearman (Tabla N°22), considerando el isótopo $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ como la variable dependiente, nos indican correlaciones negativas estadísticamente significativas con la Conductividad ($\mu\text{S/m}$) y las concentraciones de CH_4 (nM) durante la temporada de invierno, y entre el Nitrato (mg/L) y el Nitrógeno (mg/L) durante la temporada de primavera, mientras que la única relación positiva fue detectada fue aquella del (%) Sat.OD durante la temporada de primavera. La temporada de verano no presento una correlación significativa.

Tabla 22

Test de Correlación de Spearman, considerando el isótopo $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ como la variable dependiente, para los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023

Variable	Invierno			Primavera			Verano		
	$\delta^{13}\text{C-CH}_4$								
	ρ	N	Valor-p	ρ	N	Valor-p	ρ	N	Valor-p
Tw (°C)	0.64	21	0.12	0.35	18	0.49	0.05	18	0.91

OD (mg/L)	-0.54	21	0.22	0.68	18	0.14	-0.05	18	0.91
(%) Sat.OD	-0.25	21	0.59	0.84	18	0.04	-0.03	18	0.96
pH	-0.07	21	0.88	-0.22	18	0.68	-0.15	18	0.77
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{m}$)	-0.96	21	0.00	-0.03	18	0.96	0.44	18	0.38
(%) Humedad	-0.32	21	0.48	-0.65	18	0.16	0.77	18	0.07
Velocidad del viento (m/s)	-0.04	21	0.94	0.18	18	0.82	-0.14	18	0.79
Ta ($^{\circ}\text{C}$)	0.18	21	0.70	-0.60	18	0.21	0.26	18	0.62
Alcalinidad CaCO_3 (mg/L)	-0.29	21	0.53	-0.32	18	0.54			
CH_4 (nM)	-0.93	21	0.00	0.71	18	0.11	-0.54	18	0.27
Nitrato (mg/L)	-0.54	21	0.22	-0.94	18	0.00	0.13	18	0.80
Nitrógeno (mg/L)	0.33	21	0.46	-0.93	18	0.00	-0.14	18	0.78
Chl-a (mg/m^3)	0.68	21	0.09	-0.54	18	0.27	0.66	18	0.15
Chl-a Total (mg/m^3)	0.67	21	0.10	-0.49	18	0.32	0.31	18	0.54

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio

9.10 Correlación del flujo difusivo de CH_4 ($\text{mg}/\text{m}^2\text{d}$) mediante la prueba de Spearman

El resultado de la prueba de Correlación de Spearman (Tabla N°23), considerando el flujo difusivo de CH_4 ($\text{mg}/\text{m}^2\text{d}$) como la variable dependiente, nos indican que la T_w ($^{\circ}\text{C}$) presenta una correlación negativa estadísticamente significativa durante la temporada de invierno. El OD (mg/L) presento una correlación positiva estadísticamente significativa durante la temporada de primavera. El SST (ppm) presento una correlación positiva estadísticamente significativa durante la temporada de primavera, pero una correlación negativa estadísticamente significativa durante la temporada de verano. El DS (m) presento una correlación positiva estadísticamente significativa durante la temporada de verano. La T_w presento una correlación negativa estadísticamente significativa durante la temporada de primavera. Existe una correlación positiva estadísticamente significativa con las concentraciones de CH_4 (nM) en las temporadas de primavera y verano. El Nitrógeno (mg/L) presento una correlación negativa durante la temporada de invierno y, por último, la Chl-a y la Chl-a Total (mg/L) presentaron una fuerte correlación negativa durante la temporada de invierno.

Tabla 23

Test de Correlación de Spearman, considerando el flujo difusivo de CH₄ (mg/m²d) como la variable dependiente, para los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023

Variable	Invierno			Primavera			Verano			Otoño		
	ρ	N	Valor-p	ρ	N	Valor-p	ρ	N	Valor-p	ρ	N	Valor-p
Tw (°C)	-0.86	21	0.01	0.26	18	0.61	0.62	18	0.19	0.46	18	0.35
OD (mg/L)	0.21	21	0.64	0.83	18	0.04	0.52	18	0.29	0.64	18	0.17
(%) Sat.OD	-0.18	21	0.70	0.46	18	0.35	0.54	18	0.27	0.64	18	0.17
pH	-0.52	21	0.23	-0.09	18	0.86	0.58	18	0.23	0.35	18	0.49
Conductividad (μS/m)	0.64	21	0.12	0.60	18	0.21	-0.79	18	0.06	0.43	18	0.40
SST (ppm)				0.99	18	0.00	-0.85	18	0.03			
(%) Humedad	0.11	21	0.82	-0.65	18	0.16	-0.37	18	0.47	-0.70	18	0.12
Velocidad del viento (m/s)	0.70	21	0.08	0.00	18	1.00	0.60	18	0.21	0.70	18	0.12
DS (m)				-0.39	18	0.44	0.83	18	0.04	0.16	18	0.76
Ta (°C)	-0.21	21	0.64	-0.96	18	0.00	0.20	18	0.70	0.59	18	0.22
Alcalinidad CaCO ₃ (mg/L)	0.50	21	0.25	0.23	18	0.66				-0.70	18	0.12
Cloruro (mg/L)				-0.31	18	0.54	-0.89	18	0.16	0.32	18	0.54
FT (mg/L)				-0.37	18	0.47	0.65	18	0.16	0.40	18	0.43
Nitrato (mg/L)	0.07	21	0.88	-0.33	18	0.52	0.65	18	0.61	0.31	18	0.55
Nitrógeno (mg/L)	-0.82	21	0.03	-0.28	18	0.59	0.26	18	0.02	0.31	18	0.55
Sulfato (mg/L)				0.58	18	0.23	-0.89	18	0.62	0.46	18	0.35
Chl-a (mg/m ³)	-1.00	21	0.00	-0.26	18	0.62	-0.26	18	0.79	-0.20	18	0.70
Chl-a Total (mg/m ³)	-0.99	21	0.00	-0.23	18	0.66	0.14	18	0.79	-0.32	18	0.54

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio

9.11 Regresión lineal simple de CH₄ (nM)

La regresión lineal nos permite modelar la relación entre una variable dependiente y el resto de las variables ambientales registradas, permitiendo una comprensión de los cambios de nuestra variable en consideración a los cambios de las variables independientes. Otorga el coeficiente de determinación R², que indica la proporción de la variabilidad en la variable dependiente, y el “valor-p” otorga la significancia estadística de la relación entre cada variable independiente y nuestra variable dependiente. Entre más cerca este el valor de R² a (1), mayor será la proporción de variabilidad de la variable dependiente explicada por el modelo de regresión lineal, y para que tenga significancia estadística, el “valor-p” debe ser (< 0.05).

El resultado de la regresión lineal simple (Tabla N°24), considerando las concentraciones de CH₄ (nM) como la variable dependiente, nos indican que la Tw (°C) presenta una influencia estadísticamente significativa en las concentraciones de CH₄ durante la temporada de invierno. El OD (mg/L) presento una influencia estadísticamente significativa durante la temporada de primavera. La Conductividad (μS/m) indico una influencia estadísticamente significativa sobre las concentraciones de CH₄ durante la temporada de invierno. La Ta (°C) indica presentar una influencia estadísticamente significativa durante la temporada de primavera. El Cloruro (mg/L) presento una influencia estadísticamente significativa durante el otoño, al igual que el Nitrato (mg/L) y el Sulfato (mg/L). Por último, tanto la Chl-a como la Chl-a Total (mg/m³) indicaron presentar una influencia estadísticamente significativa en las concentraciones de CH₄ durante la temporada de invierno. Se puede observar el gráfico de las regresiones lineales significativas en la (Figura Anexo N°1).

Tabla 24

Resultados de la Regresión Lineal Simple, considerando las concentraciones de CH₄ (nM) como la variable dependiente, en los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023

Variable	Invierno		Primavera		Verano		Otoño	
	CH ₄ (nM)							
	R ²	Valor-p	R ²	Valor-p	R ²	Valor-p	R ²	Valor-p
Tw (°C)	0.74	0.01	0.01	0.89	0.58	0.08	0.30	0.26

OD (mg/L)	0.18	0.34	0.71	0.04	0.40	0.18	0.00	0.95
(%) Sat.OD	0.00	0.98	0.58	0.08	0.43	0.16	0.03	0.72
pH	0.00	0.94	0.02	0.78	0.42	0.16	0.00	0.95
Conductividad ($\mu\text{S/m}$)	0.64	0.03	0.53	0.10	0.47	0.13	0.06	0.63
SST (ppm)			0.64	0.06	0.48	0.13		
(%) Humedad	0.00	0.92	0.33	0.23	0.05	0.66	0.04	0.71
Velocidad del viento (m/s)	0.00	0.92	0.20	0.38	0.24	0.33	0.26	0.31
DS (m)			0.16	0.44	0.31	0.25	0.02	0.78
Ta ($^{\circ}\text{C}$)	0.04	0.67	0.84	0.01	0.01	0.83	0.07	0.62
Alcalinidad CaCO_3 (mg/L)	0.22	0.29	0.01	0.87	0.01	0.83	0.14	0.46
Cloruro (mg/L)			0.02	0.77	0.53	0.10	0.79	0.02
FT (mg/L)			0.30	0.26	0.45	0.14	0.10	0.55
Nitrato (mg/L)	0.00	1.00	0.21	0.36	0.45	0.14	0.81	0.01
Nitrógeno (mg/L)	0.24	0.26	0.13	0.48	0.00	0.99	0.13	0.49
Sulfato (mg/L)			0.10	0.54	0.51	0.11	0.82	0.01
Chl-a (mg/m^3)	0.59	0.04	0.48	0.13	0.05	0.69	0.26	0.30
Chl-a Total (mg/m^3)	0.60	0.04	0.57	0.08	0.04	0.72	0.23	0.34

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio

9.12 Regresión lineal simple de la firma isotópica de $\delta^{13}\text{C-CH}_4$

El resultado de la regresión lineal simple, considerando el isótopo $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ como la variable dependiente, nos indican que durante la temporada de invierno la Tw ($^{\circ}\text{C}$), la Conductividad ($\mu\text{S/m}$), las concentraciones de CH_4 (nM), la Chl-a y la Chl-a Total (mg/m^3) presentaron una influencia significativa en la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$. En la temporada de primavera se presentó una influencia significativa con la Tw ($^{\circ}\text{C}$), la Ta ($^{\circ}\text{C}$) y las concentraciones de CH_4 (nM), mientras que la temporada de verano solo presento una influencia significativa con el (%) Humedad. Se pueden observar los gráficos de las regresiones lineales significativas en las (Figuras Anexos N°2).

Tabla 25

Resultados de la Regresión Lineal Simple, considerando el isótopo $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ como la variable dependiente, en los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023

Variable	Invierno		Primavera		Verano	
	$\delta^{13}\text{C-CH}_4$					
	R ²	Valor-p	R ²	Valor-p	R ²	Valor-p
Tw (°C)	0.68	0.02	0.37	0.02	0.01	0.85
OD (mg/L)	0.26	0.24	0.22	0.34	0.01	0.85
(%) Sat.OD	0.00	0.90	0.30	0.26	0.01	0.87
pH	0.01	0.88	0.14	0.47	0.06	0.63
Conductividad ($\mu\text{S/m}$)	0.72	0.02	0.06	0.63	0.03	0.76
(%) Humedad	0.22	0.29	0.52	0.10	0.81	0.01
Velocidad del viento (m/s)	0.00	0.94	0.44	0.15	0.15	0.45
Ta (°C)	0.01	0.87	0.86	0.01	0.00	0.93
Alcalinidad CaCO_3 (mg/L)	0.33	0.23	0.10	0.54		
CH_4 (nM)	0.97	0.00	0.65	0.05	0.15	0.45
Nitrato (mg/L)	0.01	0.82	0.46	0.14	0.00	0.92
Nitrógeno (mg/L)	0.26	0.31	0.34	0.22	0.03	0.74
Chl-a (mg/m^3)	0.83	0.01	0.14	0.47	0.39	0.18
Chl-a Total (mg/m^3)	0.87	0.01	0.21	0.36	0.13	0.48

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio

9.13 Regresión lineal simple del flujo difusivo de CH_4 ($\text{mg/m}^2\text{d}$)

El resultado de la regresión lineal simple (Tabla N°26), considerando el flujo difusivo de CH_4 ($\text{mg/m}^2\text{d}$) como la variable dependiente, nos indican que la Tw tuvo una influencia significativa en el flujo difusivo durante la temporada de invierno y verano. Además, durante la temporada de verano el OD (mg/L), el (%) Sat.OD, el pH, la Conductividad ($\mu\text{S/m}$), el Cloruro (mg/L), el FT (mg/L), el Nitrato (mg/L) y el Sulfato (mg/L) presentaron una influencia estadísticamente significativa sobre el flujo difusivo de CH_4 ($\text{mg/m}^2\text{d}$). En primavera, el STT (ppm), el (%) Humedad y la Velocidad de viento (m/s) influyeron mucho, siendo estadísticamente influyente

estadísticamente en la temporada de otoño. Por último, la Chl-a (mg/L) y la Chl-a Total indicaron presentar una influencia estadísticamente significativa durante la temporada de invierno. Se puede observar el gráfico de las regresiones lineales significativas en la (Figura Anexo N°2).

Tabla 26

Resultados de la Regresión Lineal Simple, considerando el flujo difusivo de CH₄ (mg/m²d) como la variable dependiente, en los datos obtenidos durante las temporadas de invierno y primavera 2022, y verano y otoño 2023

Variable	Invierno		Primavera		Verano		Otoño	
	R ²	Valor-p	R ²	Valor-p	R ²	Valor-p	R ²	Valor-p
	CH₄ (mg/m²d)							
Tw (°C)	0.69	0.02	0.27	0.29	0.87	0.01	0.00	0.94
OD (mg/L)	0.00	0.92	0.09	0.56	0.72	0.03	0.06	0.65
(%) Sat.OD	0.18	0.34	0.07	0.62	0.75	0.03	0.02	0.78
pH	0.29	0.21	0.35	0.21	0.68	0.04	0.03	0.72
Conductividad (μS/m)	0.05	0.62	0.02	0.78	0.78	0.02	0.06	0.64
SST (ppm)			0.82	0.01	0.80	0.02		
(%) Humedad	0.00	0.91	1.00	0.00	0.01	0.88	0.18	0.40
Velocidad del viento (m/s)	0.49	0.08	0.97	0.00	0.33	0.24	0.76	0.02
DS (m)			0.00	0.99	0.25	0.32	0.25	0.31
Ta (°C)	0.01	0.82	0.37	0.20	0.07	0.61	0.04	0.69
Alcalinidad CaCO ₃ (mg/L)	0.34	0.22	0.11	0.51			0.49	0.12
Cloruro (mg/L)			0.05	0.66	0.83	0.01	0.01	0.85
FT (mg/L)			0.09	0.56	0.78	0.02	0.00	0.97
Nitrato (mg/L)	0.00	0.97	0.17	0.42	0.78	0.02	0.00	0.91
Nitrógeno (mg/L)	0.41	0.17	0.12	0.50	0.06	0.63	0.19	0.39
Sulfato (mg/L)			0.00	0.95	0.82	0.01	0.01	0.82
Chl-a (mg/m ³)	0.89	0.00	0.16	0.43	0.00	0.92	0.02	0.81
Chl-a Total (mg/m ³)	0.82	0.01	0.22	0.35	0.24	0.33	0.01	0.82

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio

9.14 Distribución espacial

Durante la temporada de invierno, las mayores concentraciones de CH₄ (nM) se registraron en la zona de afluencia del embalse, ingresando por el Río Biobío, con el valor más alto registrado en el punto AN7 (385.3 nM) seguido por el punto AN1 (328.3 nM), mientras que la concentración más baja fueron detectadas en el punto AN5 (45.6 nM) en la zona litoral del embalse, cerca de la orilla, con una profundidad de aproximadamente (4.9 m), según el límite detectado durante la medición del DS (m) de la temporada de otoño. La temporada de primavera registro las segundas concentraciones de CH₄ (nM) más altas entre todas las temporadas, y de forma similar a la temporada de invierno, las concentraciones más altas se registraron en la zona de afluencia del embalse, ingresando desde el Río Biobío, en el punto AN1 (570.7 nM). La concentración de CH₄ más baja registrada entre todas las temporadas se obtuvo durante la temporada de invierno en el punto AN5 (45.6 nM), correspondiente a zona litoral del embalse.

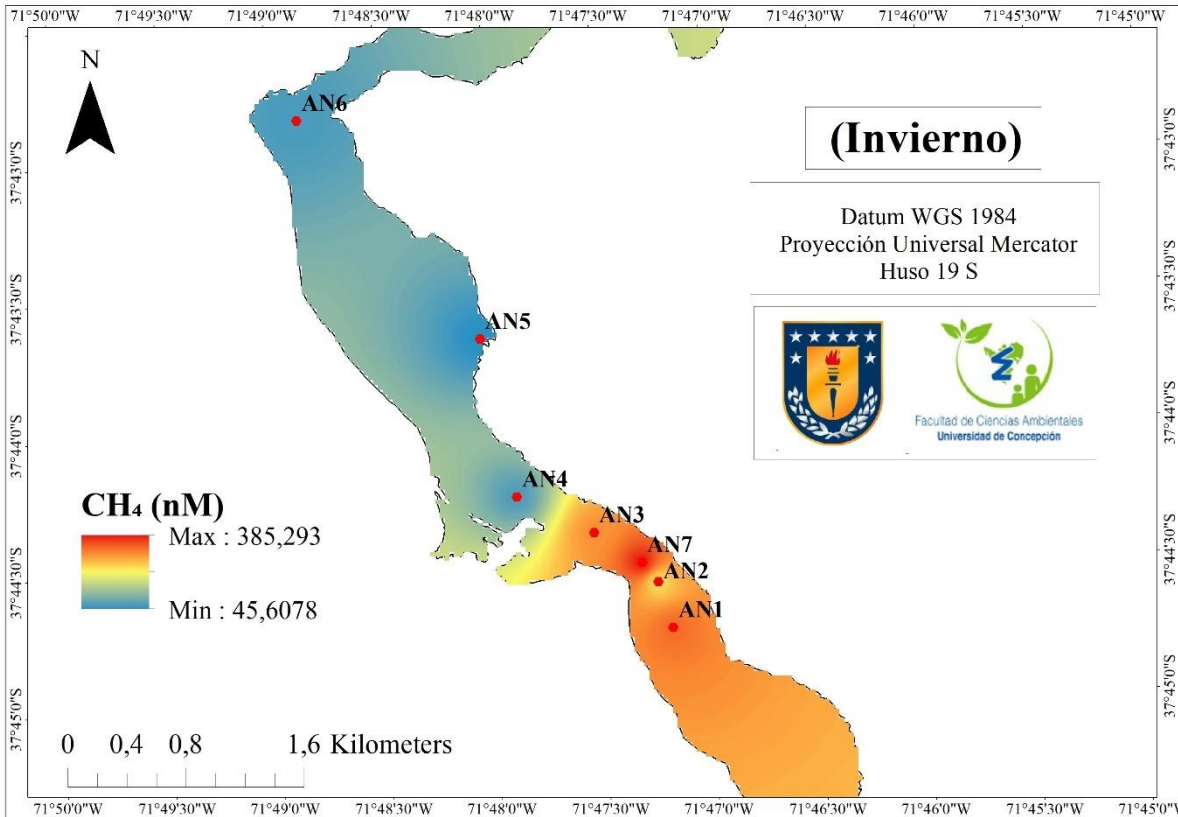


Figura N°18 Distribución espacial de la concentración superficial de CH₄ en el embalse Angostura durante la temporada de invierno

Fuente: Elaboración propia mediante software ArcGIS 10.4.1

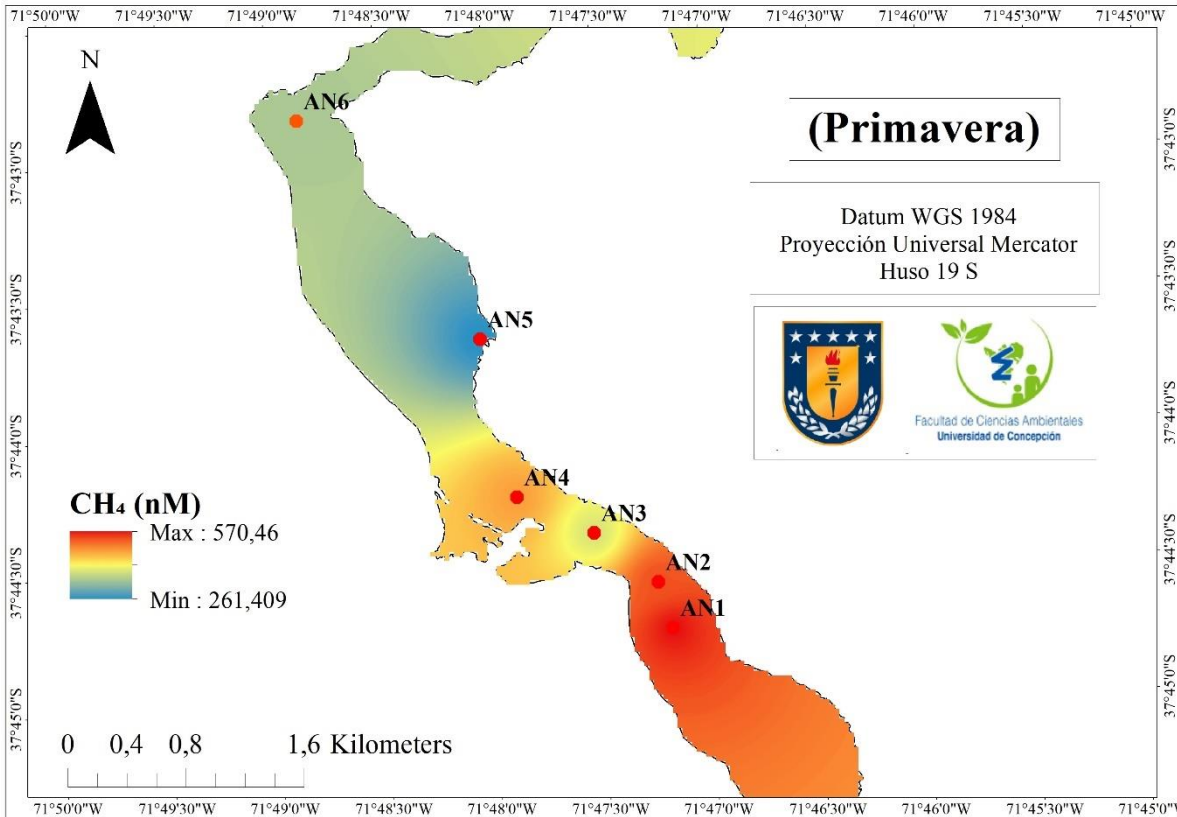


Figura N°19 Distribución espacial de la concentración superficial de CH₄ en el embalse Angostura durante la temporada de primavera

Fuente: Elaboración propia mediante software ArcGIS 10.4.1

La temporada de verano registro las concentraciones de CH₄ es más altas entre todas las temporadas, con una distribución distinta a las temporadas anteriores. La mayor concentración de CH₄ detectada durante esta temporada en detecto en el punto AN5 (571.0 nM), en la zona litoral del embalse. La segunda concentración más alta durante el verano fue detectada cerca de la presa del embalse Angostura, en el punto AN6 (526.3 nM) siendo el punto de mayor profundidad entre considerando que la presa del embalse angostura tiene una profundidad de aproximadamente (50 m; Colbún, 2015). La concentración más baja fue detectada en la zona de afluencia del embalse, ingresando por el río Biobío, en el punto AN1 (31.6 nM). Por último, la temporada de otoño presento la concentración más alta en el punto AN5 (384.6 nM), en la zona litoral del embalse, y a diferencia de la temporada de verano, las concentraciones más bajas fueron detectadas en el punto AN6 (130.5 nM), cerca de la presa, en la zona lacustre del embalse.

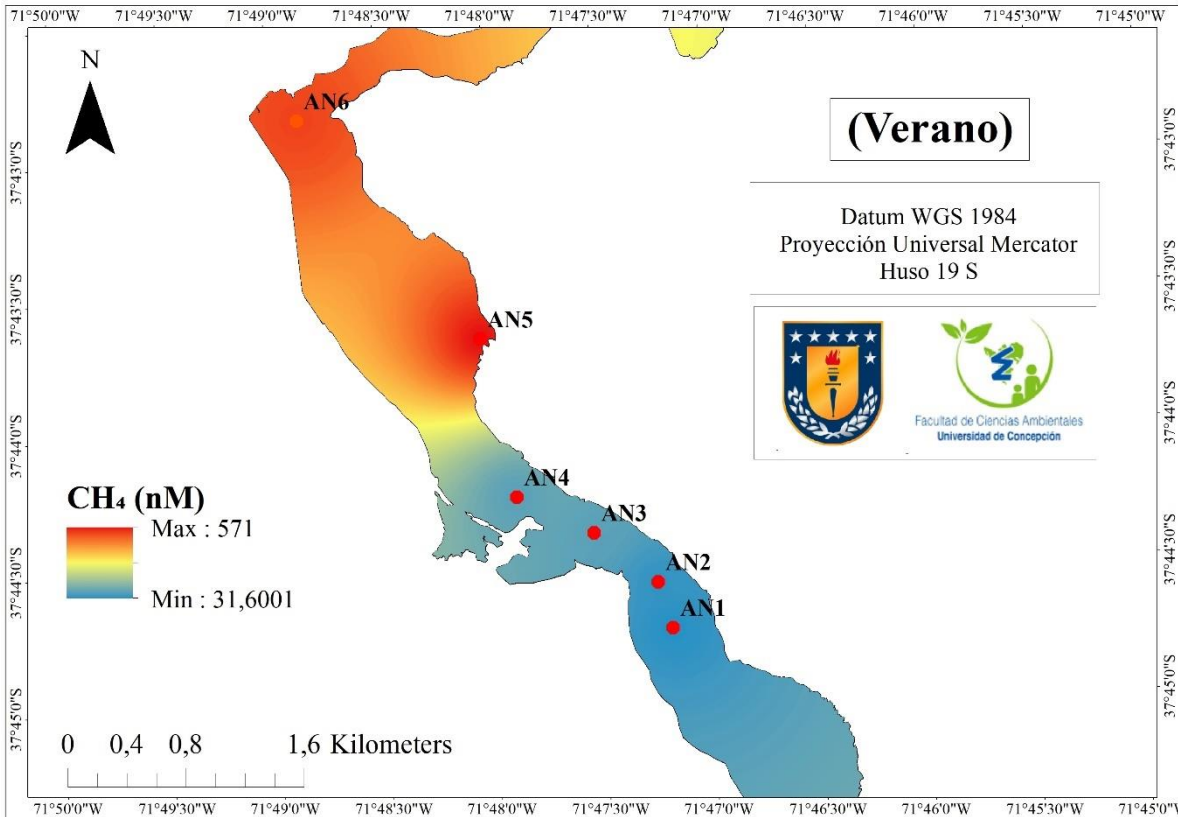


Figura N°20 Distribución espacial de la concentración superficial de CH₄ en el embalse Angostura durante la temporada de verano

Fuente: Elaboración propia mediante software ArcGIS 10.4.1

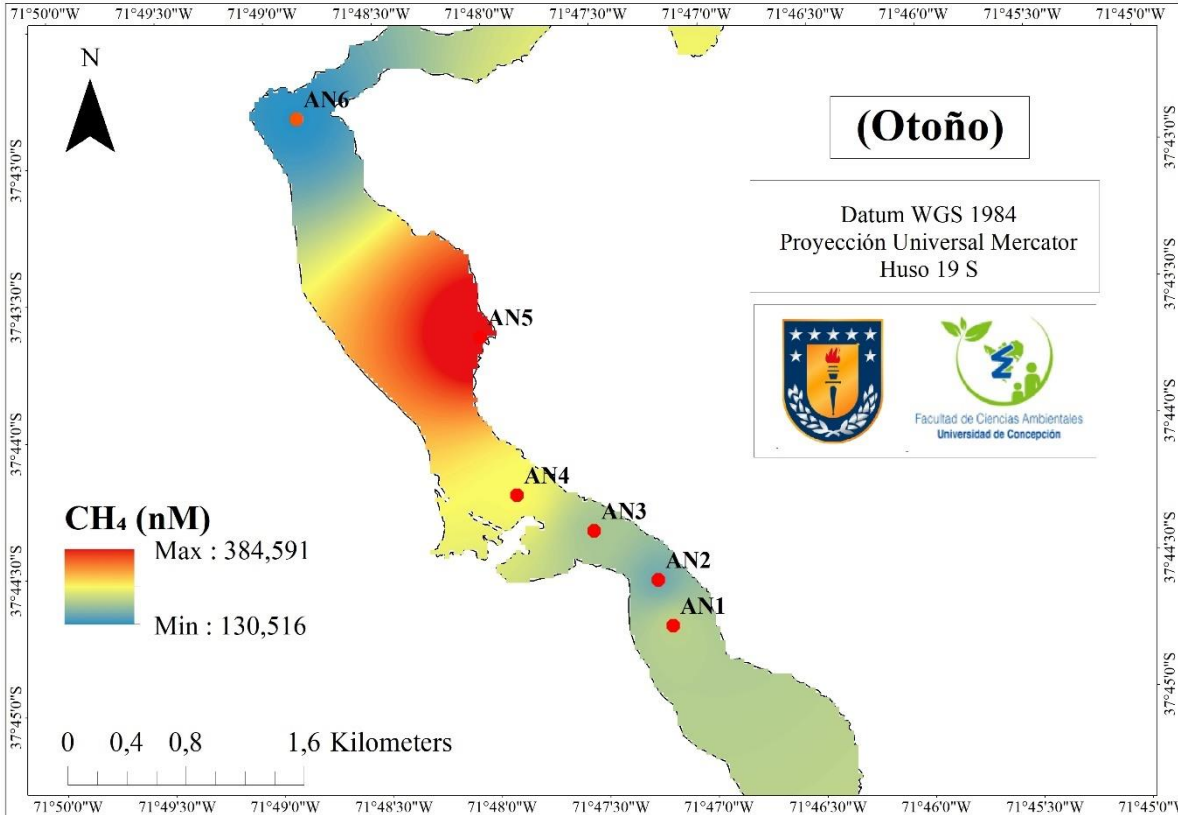


Figura N°21 Distribución espacial de la concentración superficial de CH₄ en el embalse Angostura durante la temporada de otoño

Fuente: Elaboración propia mediante software ArcGIS 10.4.1

La distribución espacial del flujo difusivo de CH₄ (mg/m²d) no presento muchas diferencias que aquellas registradas para las concentraciones de CH₄ (nM). La temporada de invierno presento su flujo más alto en el punto AN3 (3.36 mg/m²d), entre la zona de afluencia y la zona lacustre del embalse, mientras que el flujo difusivo de CH₄ (mg/m²d) más bajo fue registrado cerca de la presa del embalse, en el punto AN6 (0.18 mg/m²d), correspondiendo a la zona lacustre. Las emisiones difusivas más altas en la temporada de primavera, con el valor más alto en el punto AN1 (59.34 mg/m²d) correspondiendo a la zona de afluencia del embalse y las más bajas en la temporada se registraron en el punto AN6 (4.73 mg/m²d), en la zona lacustre.

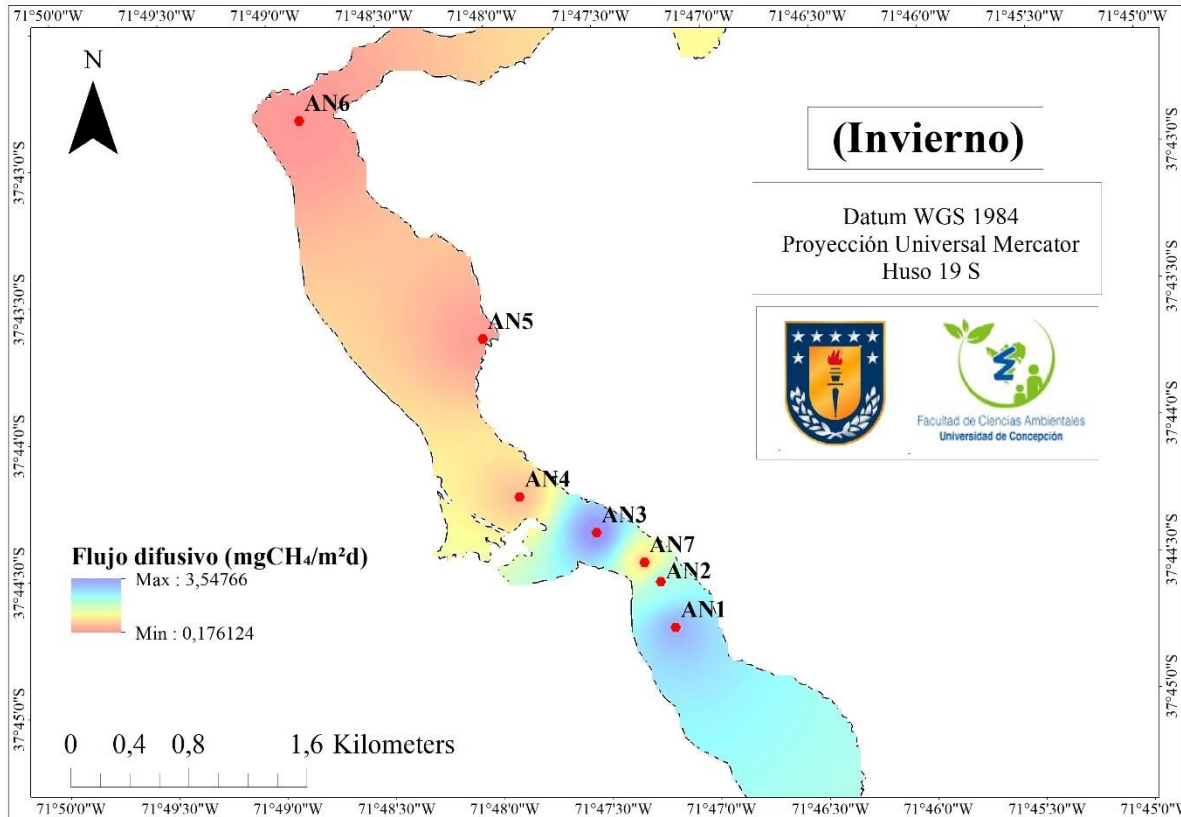


Figura N°22 Distribución espacial del flujo difusivo de CH₄ (mg/m²d) en el embalse Angostura durante la temporada de invierno

Fuente: Elaboración propia mediante software ArcGIS 10.4.1

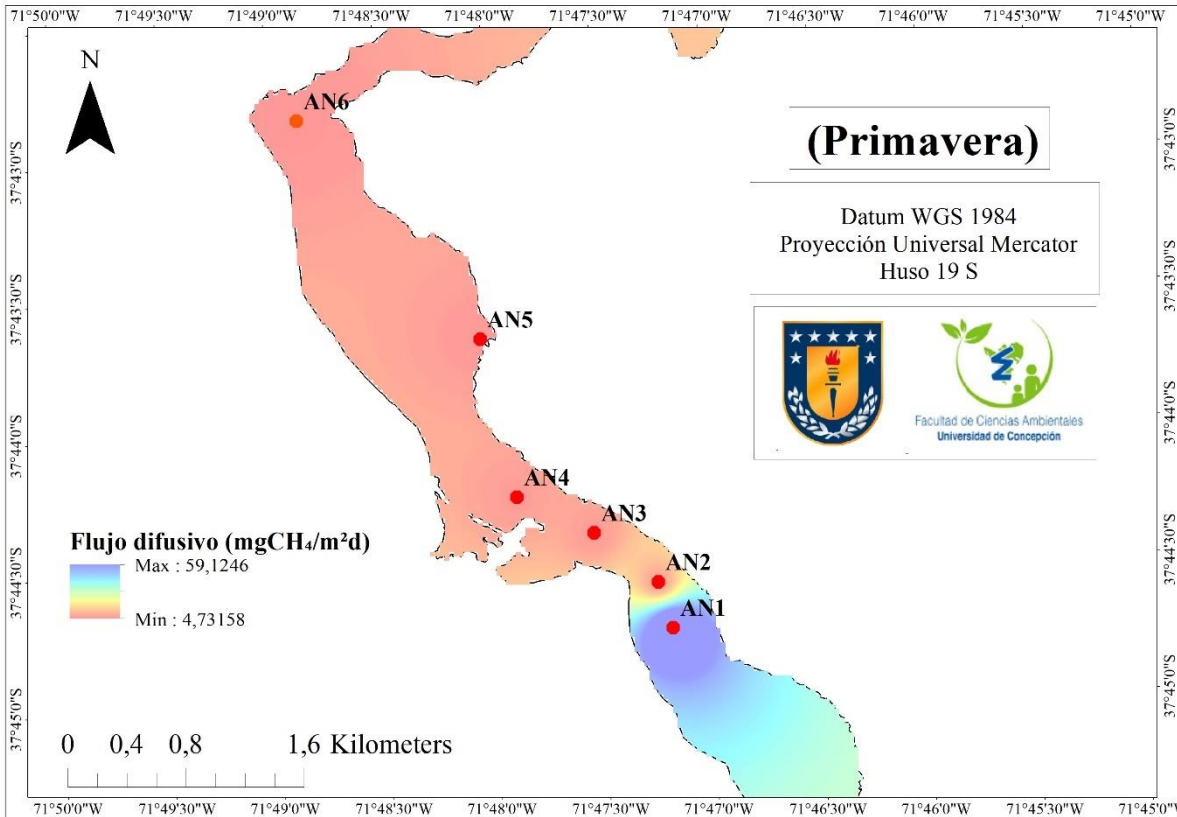


Figura N°23 Distribución espacial del flujo difusivo de CH₄ (mg/m²d) en el embalse Angostura durante la temporada de primavera

Fuente: Elaboración propia mediante software ArcGIS 10.4.1

La temporada de verano presento el segundo flujo difusivo de CH₄ (mg/m²d) más alto entre todas las temporadas. El valor más alto en emisiones fue en el punto AN5 (18.76 mg/m²d), mientras que el valor más bajo se detectó en la zona de afluencia del embalse, ingresando del Río Biobío, en el punto AN2 (0.1 mg/m²d). Por último, la temporada de otoño presento las emisiones difusivas más bajas entre todas las temporadas, con la concentración más alta entre la zona de afluencia y la zona lacustre del embalse, en el punto AN3 (1.65 mg/m²d), y las emisiones más bajas fueron registradas cerca de la presa del embalse, en el punto AN6 (0.34 mg/m²d).

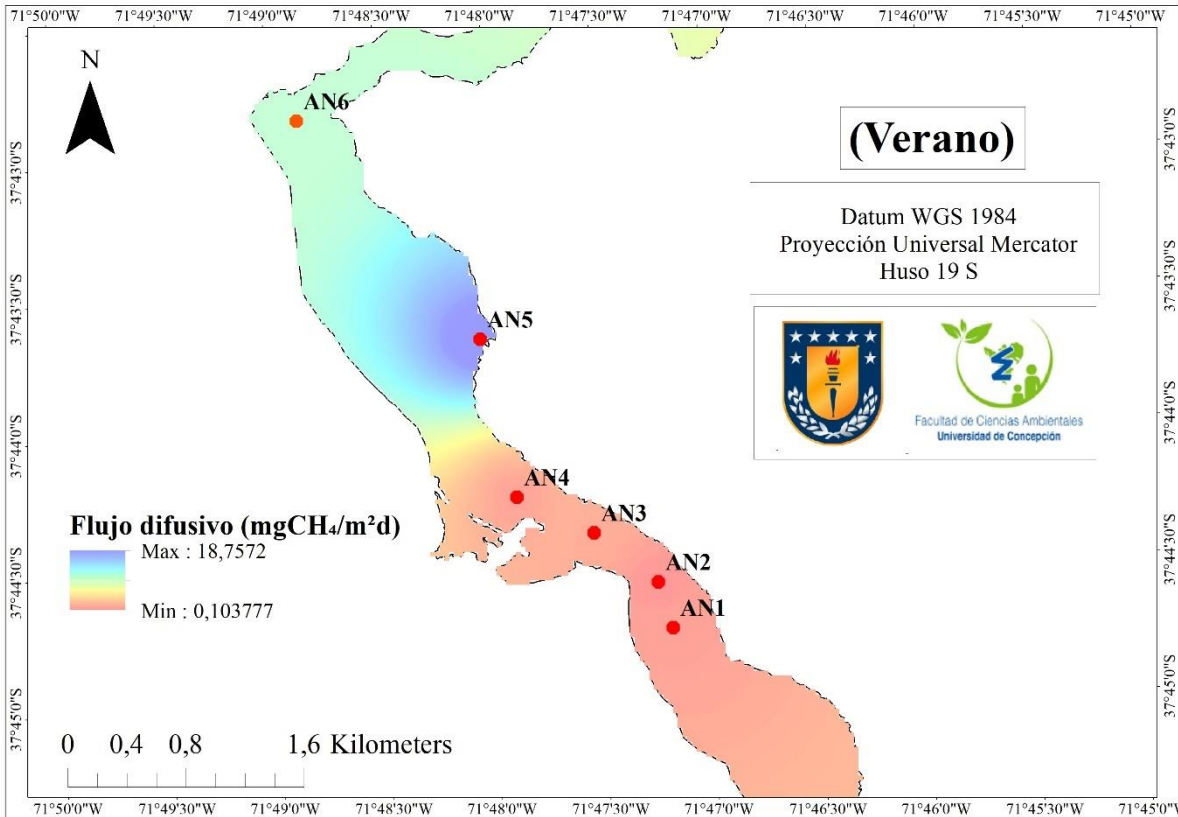


Figura N°24 Distribución espacial del flujo difusivo de CH_4 ($\text{mg}/\text{m}^2\text{d}$) en el embalse Angostura durante la temporada de verano

Fuente: Elaboración propia mediante software ArcGIS 10.4.1

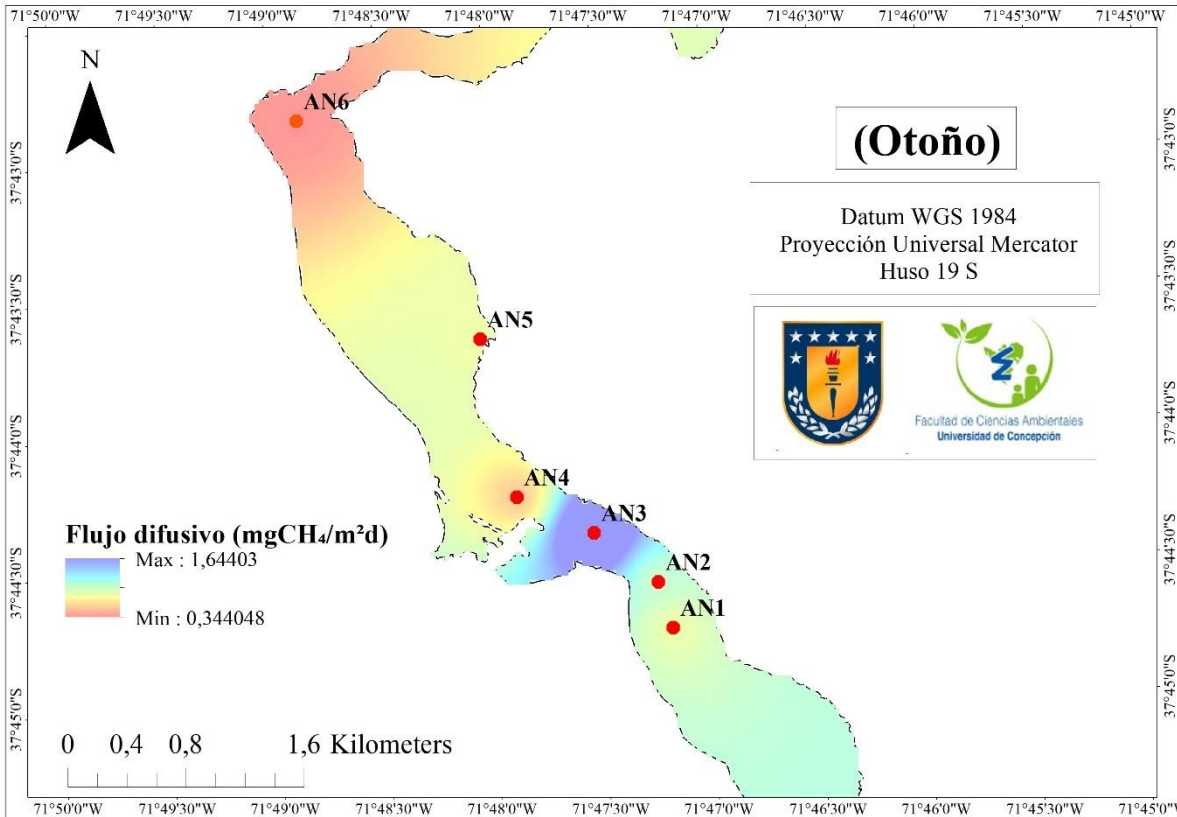


Figura N°25 Distribución espacial del flujo difusivo de CH₄ (mg/m²d) en el embalse Angostura durante la temporada de otoño

Fuente: Elaboración propia mediante software ArcGIS 10.4.1

La distribución del isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ (‰) durante la temporada de invierno indican que los valores más enriquecidos se encontraron en el punto AN5 (-18.95‰), en la zona litoral del embalse, mientras que los valores más empobrecidos de la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ fueron obtenidos en los puntos AN7 (-49.32‰), en la zona de afluencia del embalse, y en el punto AN3 (-43.18‰) entre la zona de afluencia y la zona lacustre del embalse Angostura. Durante la temporada de primavera los valores de la firma isotópica más empobrecidos se encuentran en la zona lacustre del embalse, mientras que los valores más enriquecidos se registraron en la zona de afluencia del embalse. Por último, durante la temporada de verano sucede una situación similar a la temporada de primavera, con valores de la firma isotópica del isotopo estable $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ empobrecidos en la zona lacustre del sistema, pero enriquecido en la zona de afluencia.

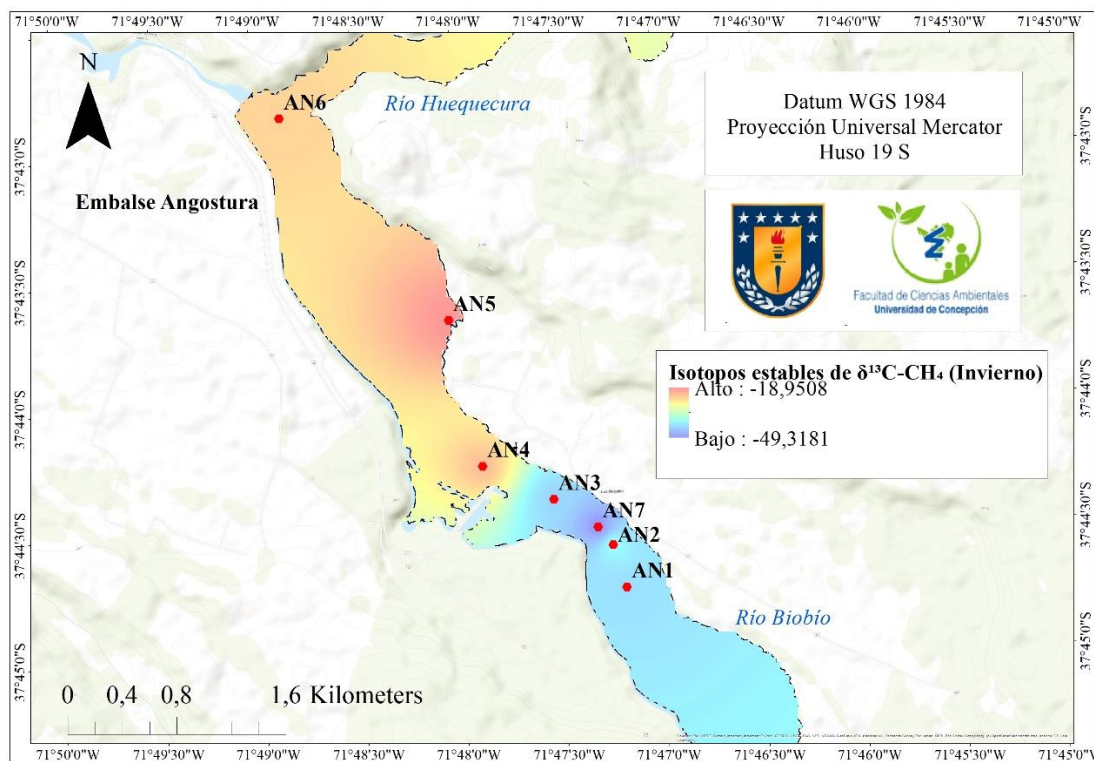


Figura N°26 Distribución espacial de la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ en el embalse Angostura durante la temporada de invierno

Fuente: Elaboración propia mediante ArcGIS 10.4.1

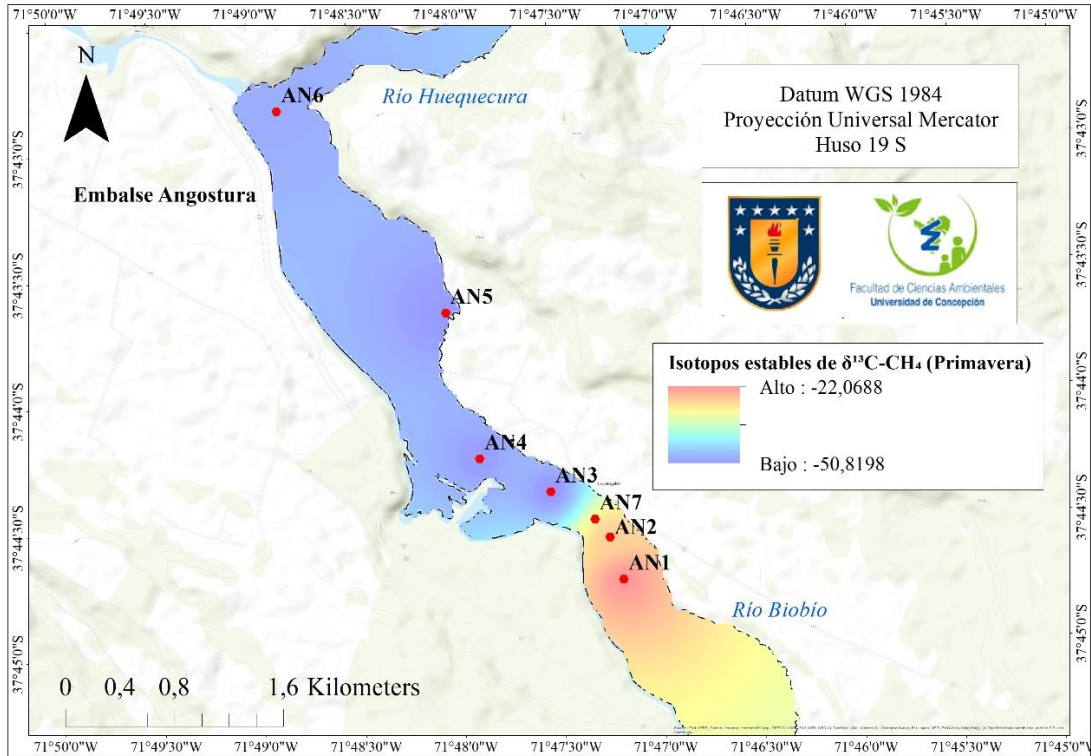


Figura N°27 Distribución espacial de la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ en el embalse Angostura durante la temporada de primavera

Fuente: Elaboración propia mediante ArcGIS 10.4.1

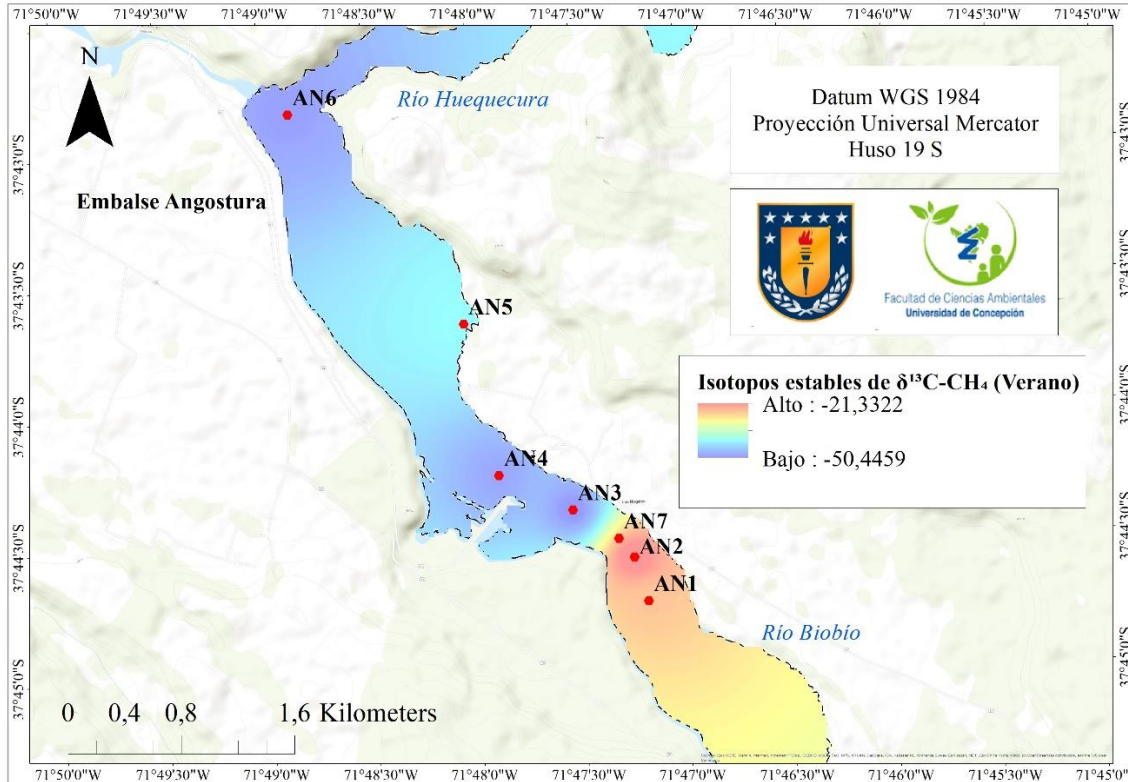


Figura N°28 Distribución espacial de la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ en el embalse Angostura durante la temporada de verano

Fuente: Elaboración propia mediante ArcGIS 10.4.1

10. DISCUSIÓN

10.1 Estado trófico

En base a la información del PT disuelto en el embalse Angostura durante las temporadas de verano, invierno y primavera recopilada por el estudio de (Campos, 2023), y utilizando los datos obtenidos por nuestro estudio de DS y Chl-a, se estimó el valor del TSI del embalse Angostura durante el periodo 2017-2023 (Figura N°24). El historial de TSI del embalse indica que este sistema tiende a presentar una condición oligotrófica, salvo en las instancias en las cuales el valor de TSI fue (> 40), cómo ocurre en la temporada de invierno de 2019. Considerando esta información, valor de TSI del embalse Angostura se mantiene dentro del rango de un TSI de condiciones oligotrófica. Estudios previos han demostrado que la eutrofización de un embalse promueve la producción y emisiones de CH_4 desde este sistema acuático, por lo que son aquellos que presentan una condición eutrófica los mayores emisores de CH_4 , seguido por los embalses

mesotróficos y, por último, los embalses oligotróficos (Deemer et al., 2016). Esto ha sido colaborado por (Deemer et al., 2016; Barros et al., 2011) que señalan una correlación positiva entre las concentraciones de Chl-a y la producción de CH₄ en los embalses.

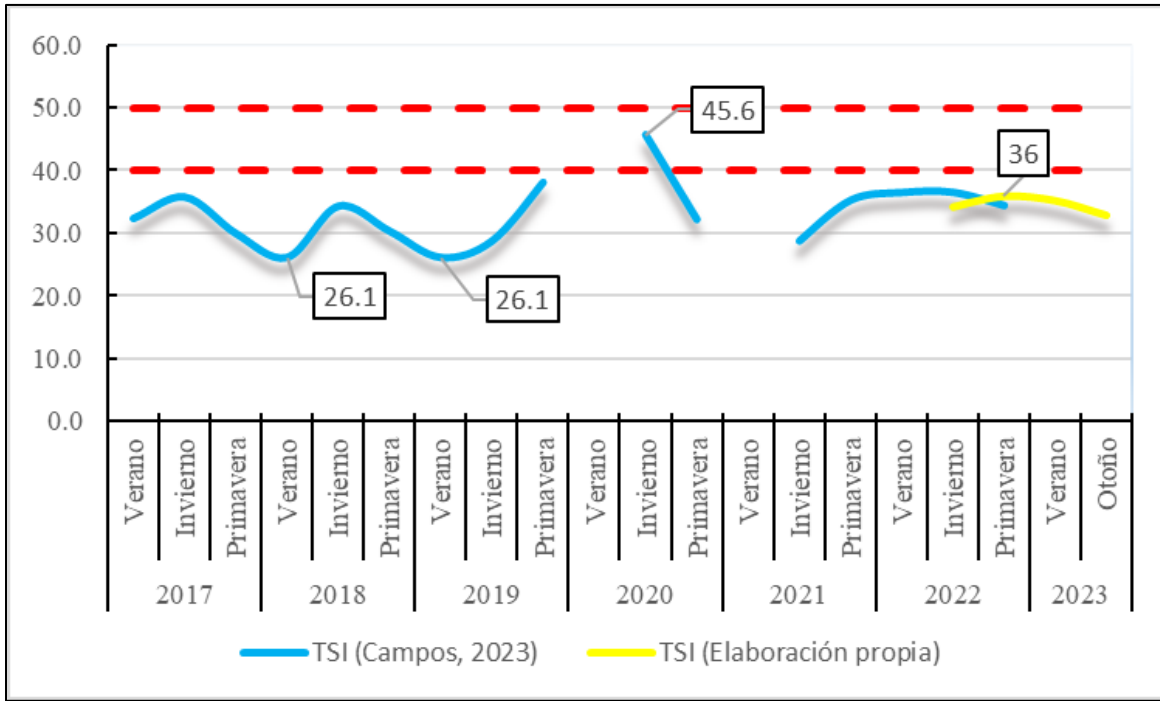


Figura N°29 Evolución del TSI del embalse Angostura

Fuente: Elaboración propia usando los datos de (Campos, 2023)

10.2 Concentraciones de CH₄ (nM)

Las concentraciones de CH₄ registradas en nuestro estudio variaron a lo largo de las estaciones: invierno (202.36 ± 142.73 nM), primavera (430.72 ± 119.14 nM), verano (220.85 ± 254.99 nM) y otoño (217.55 ± 89.77). Para traducir estas concentraciones de CH₄ a su equivalente en kilogramos, se considero el volumen del embalse Angostura de 100 millones de metros cúbicos, de acuerdo con la información proporcionada por (Colbún, 2015). Así, se obtuvieron los siguientes valores: invierno (323.78 kg), primavera (689.13 kg), verano (353.08 kg) y otoño (348.08 kg). Comparativamente, estas concentraciones son equivalentes a concentraciones de CO₂: invierno (9065.73 kg), primavera (19296.26 kg), verano (9888.26 kg) y otoño (9746.24 kg). Estas concentraciones registradas son atribuibles principalmente a la morfología del embalse, su edad,

el clima en el cual reside (relacionado a su latitud), y su productividad primaria (Barros et al., 2011; Deemer et al., 2016).

El estudio de Barros et al., (2011) resalta la correlación negativa que existe entre la latitud de un embalse y su producción/emisiones difusivas, siendo posiblemente relacionado a la gradiente de la T_w que presenta el sistema. Considerando esto, se estima que los embales tropicales/subtropicales son los que presentan las mayores concentraciones y flujos difusivos de CH_4 , seguido por los embalses templados y, por último, los embalses boreales (Yvon-Durocher et al., 2014). En el caso del embalse Angostura, este no solamente presente una escasez de nutrientes tales como el Fosfato y Nitrato, sino que además se encuentra en una zona templada, la que permite que el sistema presente un promedio bajo de la T_w durante las temporadas de otoño e invierno, inhibiendo la producción de CH_4 en la columna de agua (Barros et al., 2011), debido a la reducción en la actividad microbiana de los metanógenos al ser estos dependientes de la temperatura (van Hulzen et al., 1999; Zimov et al., 1997). Aun así, el embalse Angostura se encuentra en la etapa heterotrófica, con una edad de ~ 10 años, por lo que su MO autóctona inicialmente inundada durante la etapa de construcción (principalmente bosque nativo y arboles de pino) sigue presentado una alta biodisponibilidad, permitiendo bajo condiciones anaeróbicas una elevada producción y emisión CH_4 (Barros et al., 2011; Zhong et al., 2023).

Mediante los datos obtenidos de (Campos, 2023) del embalse Angostura, es posible comparar las concentraciones medias de CH_4 (nM) en las temporadas de invierno, primavera y verano durante los años 2017-2023 (Figura N°30). Las concentraciones de invierno (202.36 ± 142.73 nM) de nuestro estudio superan todos los registros de concentraciones medias de CH_4 de temporadas de invierno previas dictadas por el PMBB, a excepción de la temporada de invierno del año 2019, que presentó una concentración media de CH_4 de (228.9 ± 95.1 nM). Las concentraciones de primavera (430.72 ± 119.14 nM) y verano (220.85 ± 254.99 nM) registradas por nuestro estudio superaron todas las concentraciones medias de las temporadas anteriores registradas por el PMBB. Cabe de destacar que el valor de la concentración media de CH_4 obtenida en la temporada de primavera (430.72 ± 119.14 nM) por nuestro estudio corresponde al valor más alto registrado en el embalse Angostura de todas las concentraciones medias de las distintas temporadas registradas (Campos, 2023).

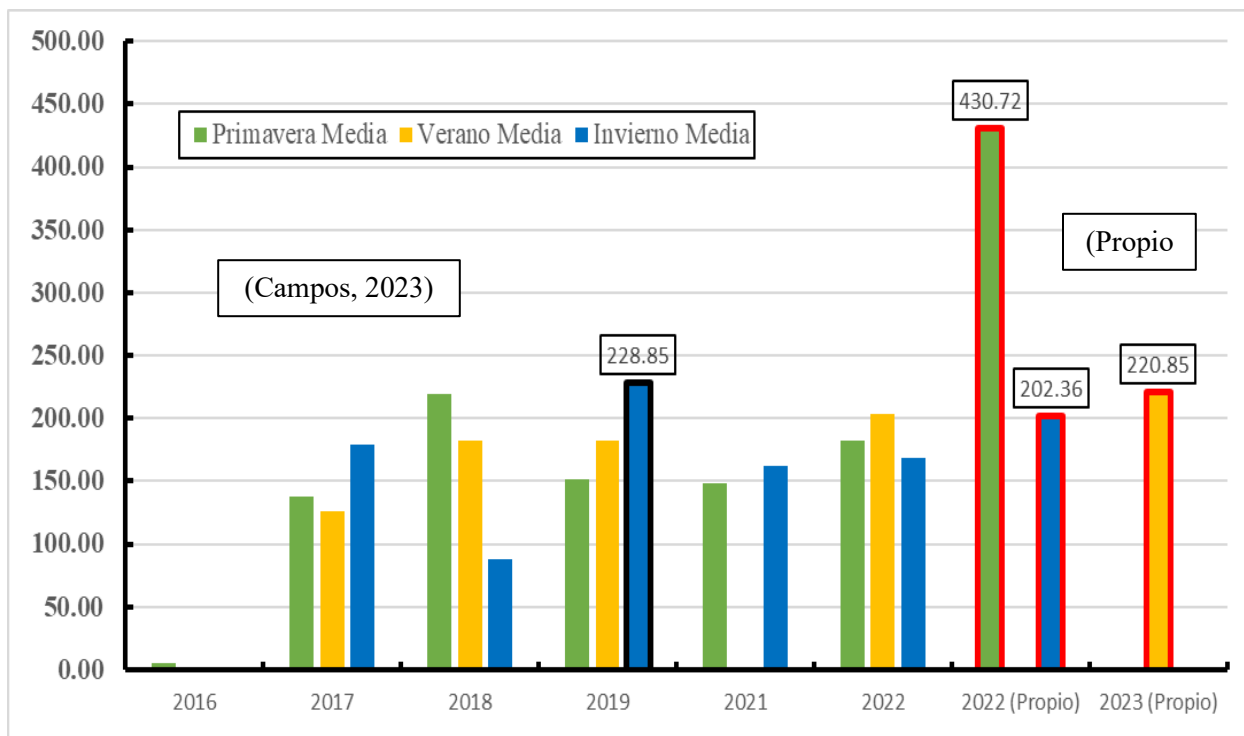


Figura N°30 Comparación histórica de concentraciones medias de CH₄ (nM) en las temporadas invierno, primavera y verano con aquellas dictadas por (Campos, 2023)

Fuente: Elaboración propia

Las concentraciones de CH₄ obtenidas en la temporada de primavera de nuestro estudio fueron similares a las concentraciones obtenidas en los embalses tropicales de Daheiting durante la temporada de otoño (410 nM) y a las concentraciones máximas de los embalses Polegar y Biguás (190 – 410 nM). En tanto, el resto de las temporadas presento emisiones similares a aquellas registradas por el embalse Three Gorges durante las temporadas de verano e invierno (260 y 240 nM de CH₄, respectivamente), y las concentraciones del embalse Daheiting durante la temporada de verano (190 nM). Dada la comparación entre las concentraciones del embalse Angostura y otros embalses, es posible inferir que las concentraciones de CH₄ superficiales del embalse Angostura se pueden encontrar en rangos similares de aquellas detectadas ciertos embalses tropicales y subtropicales (Figura N°25).

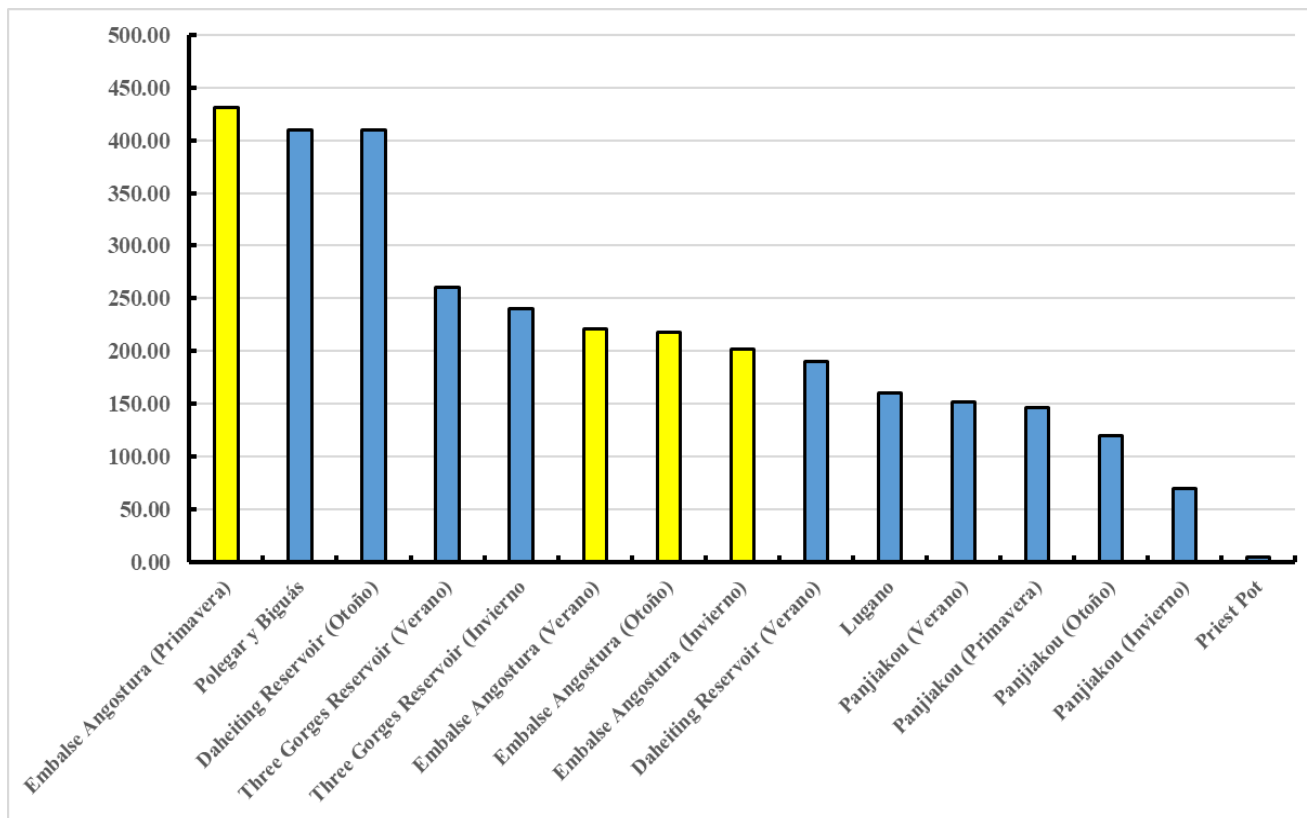


Figura N°31 Concentración de CH₄ (nM) desde distintos embalses en el mundo

Fuente: Elaboración propia

10.3 Variables ambientales

Las elevadas concentraciones de CH₄ superficial en el embalse Angostura durante la temporada de primavera presentaron una relación positiva con las concentraciones de OD disueltas y los SST, según los resultados de la prueba de correlación de Spearman. Corroborando esta información, los resultados de la regresión lineal indicaron cierta influencia significativa entre el OD y la Tw en las concentraciones de CH₄. Los SST en el embalse pueden actuar como una fuente de MO que suministre de sustrato a la actividad microbiana de los metanógenos, incrementando las concentraciones de CH₄ en ambientes anóxicos del embalse. Además, el incremento de los SST puede alterar los patrones de flujo y la turbulencia, derivando en cambios en la distribución y el transporte de las concentraciones de CH₄ (Gong et al., 2016). Cabe destacar, que en la campaña de muestreo de primavera se presentaron condiciones de altas precipitaciones en el embalse Angostura, que pueden potenciar un incremento en las concentraciones de SST por el arrastre de

sedimentos desde las zonas litorales del embalse, afectando además su transporte y distribución (Gong et al., 2016). Este incremento de turbulencia deriva de las precipitaciones también aumentar los niveles de OD disueltos en la capa superficial del embalse al potenciar la mezcla en la interfase agua-aire (Wilén et al., 2006), como también liberar las concentraciones acumuladas de CH₄ en la capa subsuperficial del embalse que no hayan presentado una desgasificación eficaz hacia la atmosfera (Bohórquez-Bedoya et al., 2024). Sin embargo, estudios previos han indicado una correlación negativa, contraria a nuestros resultados, entre las concentraciones de OD y las concentraciones CH₄ (Wang et al., 2021, Yan et al., 2023) en base a que las altas concentraciones de OD en la columna de agua y en la superficie del sistema acuático proveen del material base para la oxidación de CH₄ por metanótrofos, reduciendo las concentraciones sus concentraciones en los embalses. Sin embargo, cabe destacar que altas concentraciones de OD pueden inhibir la actividad metanotrófica, reduciendo la concentración de CH₄ oxidado (Thottathil et al., 2019). En el estudio de Deemer et al., (2016), se informa de una correlación positiva entre las concentraciones de CH₄ superficial en los embalses y la Ta, considerando que la temperatura influye en la actividad microbiana de las bacterias metanogénicas. Sin embargo, nuestro estudio obtuvo una correlación negativa entre las concentraciones de CH₄ y la Ta en la temporada de primavera, mientras que la Tw no presento una correlación o influencia significativa sobre las concentraciones. Se requieren más estudios para comprender a profundidad las implicaciones de esta relación negativa entre la Ta y las concentraciones de CH₄ en el embalse Angostura durante precipitaciones.

Las concentraciones de CH₄ obtenidas en la temporada de invierno presentaron una relación significativa con la conductividad del embalse la cuál indicar una relación similar entre la conductividad y las concentraciones que presento la temporada de primavera. Cabe que, según los resultados de la correlación de Spearman, las concentraciones de Chl-a y Chl-a Total estuvieron cerca de ser significativas, aunque la regresión lineal si indico que presentan cierta influencia sobre las concentraciones superficiales de CH₄. Las concentraciones de Chl-a (por ejemplo, fitoplancton) son un predictor importante de las concentraciones de CH₄ en los embalses, debido a que la MO que proveen puede promover la producción de CH₄ desde los sedimentos, acelerando la difusión desde la sedimento-agua, favoreciendo la producción de CH₄ en las aguas superficiales del embalse (McClure et al., 2020). Las concentraciones de CH₄ en las temporadas de verano y otoño no presentaron una correlación positiva con la conductividad, pero si con el DS, mientras indicaron dos correlaciones negativas con las concentraciones de Cloruro y Sulfato. Una correlación negativa

entre el sulfato y las concentraciones superficiales de CH₄ puede ser a causa del efecto inhibitorio del Sulfato sobre la metanogénesis, fenómeno descrito por el Zhuang et al., (2018) en su estudio del Golfo de México. Las bacterias reductoras de sulfato (SRB, por sus siglas en inglés) tienden a competir y ganar sobre las arqueas metanogénicas en la obtención de sustratos como H₂ y acetato. Esto limita la disponibilidad de sustrato para los metanógenos, reduciendo la producción de CH₄ en los lugares con altas concentraciones de sulfato. Cabe considerar que el sulfato es abundante en el agua de mar, pero no en agua dulce, a menos que exista una fuente natural o antropogénica (Zak et al., 2020). Además, pueden potenciar la oxidación de las concentraciones de CH₄ en las zonas reductoras de sulfato, reduciendo las concentraciones que de CH₄ que llegan a la superficie (Zhuang et al., 2018). Por último, la correlación negativa entre las concentraciones de Cloruro y las concentraciones superficiales de CH₄ en el embalse pueden sugerir cierta inhibición de la producción de CH₄ debido a la presencia de iones de cloruro en las aguas del embalse Angostura. Esto deriva de un desequilibrio osmótico, el cual afecta el equilibrio catión-anión de las aguas, y esta alteración deriva en la reducción de las actividades de los metanógenos o microorganismos que proveen de sustrato para la producción de CH₄ (Wnuk et al., 2020).

10.4 Firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$

En base a los resultados obtenidos del análisis estadístico de los datos isotópicos del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$, se identificó un valor medio de $(34.85 \pm 11.84\text{‰})$ durante la temporada de invierno, $(-41.61 \pm 13.24 \text{‰})$ durante la temporada de primavera, y de forma similar, $(-41.04 \pm 11.98 \text{‰})$ durante la temporada de verano. Sin embargo, considerando la variación de la firma isotópica con las concentraciones de CH₄ registradas, se empleó un análisis mediante la gráfica de Keeling, obtenido una firma isotópica en el intercepto de $(-48.01 \pm 1.93 \text{‰})$ para la temporada de invierno, $(-12.55 \pm 16.01\text{‰})$ para primavera, y $(-51.11 \pm 6.23 \text{‰})$ para la temporada de verano. Estos valores se encuentran cercanos al rango de la firma isotópica de formación biogénica acetoclástica (Whiticar, 1999). Estos valores son similares a aquellas firmas isotópicas del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ de formación biogénica detectadas por Thottathil y Prairie, (2021) en la superficie de distintos lagos temperados canadienses, tales como el Lago Geai $(-41.6 \pm 7.1\text{‰})$, el Lago Triton $(-43.0 \pm 5.5\text{‰})$ y el lago Cromwell $(42.9 \pm 6.6\text{‰})$ (Thottathil y Prairie, 2021). Este estudio se enfocó en establecer el valor de las firmas isotópicas en estos lagos, analizando el transporte por ebullición del CH₄ y disponiendo adicionalmente los valores de la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ por el flujo difusivo. Mediante aquel análisis, Thottathil y Prairie, (2021) sugirieron una formación biogénica

acetoclástica como la mayor fuente del CH₄, dada la disponibilidad de la MO en los lagos estudiados. Sin embargo, no descartaron una formación mixta del CH₄ (acetoclástica e hidrogenotrófica) debidos valores obtenidos de la firma isotópica en los sedimentos anóxicos.

El embalse Angostura presenta MO con alta biodisponibilidad, inundada inicialmente durante el emplazamiento y comienzo de operaciones del embalse en el año 2014, por lo que continúa en su fase heterotrófica, donde puede presentar sus mayores emisiones de CH₄ (Barros et al., 2011). Pese a que los valores que obtuvo Thottathil y Prairie, (2021) estaban cercanos a la formación hidrogenotrófica, sus valores difusivos se encontraban muy enriquecidos. Una de las razones para esta diferencia tiene que ver con la oxidación que sufre el CH₄ a medida que es transportada por la columna de agua por la actividad metanotrófica (Thottathil et al., 2019). En el caso del embalse Angostura, existe la posibilidad de que la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ se haya visto influenciada por la oxidación debido a las bacterias metanotróficas tanto en la columna de agua como en la superficie, considerando adicionalmente la disponibilidad del OD en la capa superficial del embalse, dada la precipitación existente durante la extracción de muestras en invierno. Sin embargo, tanto el análisis de correlación como el de regresión lineal entre las concentraciones de OD disueltas y la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$, no indicaron una relación significativa, salvo la temporada de primavera, que registró una relación positiva entre el enriquecimiento de la firma isotópica y el (%) Sat.OD. Cabe destacar que durante la estación de invierno se presentaron las mayores concentraciones de OD detectadas entre todas las estaciones estudiadas. Estas altas concentraciones pueden inhibir la actividad metanotrófica, reduciendo la concentración de CH₄ oxidado (Thottathil et al., 2019). También existe la posibilidad de una producción de CH₄ en condiciones óxicas, tal como se describe en el fenómeno del “paradoja del CH₄” por vías de producción alternas, similar a aquellas que suceden en el Lago Cromwell, donde, según el estudio de Bogard et al., (2014), se estima cierta producción biogénica óxica en el lago (Bogard, 2014).

La presencia de CH₄ en condiciones óxicas también se ha descrito en el mesotrófico Lago Biwa, en Japón, por Tsunogai et al., (2020). Aunque los valores de la firma isotópica, pese a mantenerse en rangos ligados a una formación biogénica, indican una formación acetoclástica. Estudios previos del lago por Murase y Sugimoto, (2001), considerando la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ y el CO₂ sedimentarios, llegaron a la conclusión de una producción hidrogenotrófica en los sedimentos. Esto sugiere la posibilidad de una oxidación durante el transporte por la columna de

agua (Tsunogai et al., 2020). También se debe considerar el efecto que tiene las partículas que se hunden en la firma isotópica, según lo descrito por Sasakawa et al., (2008), donde se reporta un cambio en la firma isotópica $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ desde $(-36.7 \pm 1.2\text{‰})$ a (40 m) de profundidad a $(+5.9 \pm 7.5\text{‰})$ a (100 m) de profundidad.

Pese a las similitudes entre el valor de las firmas isotópicas detectadas en el embalse Angostura con sistemas lacustres que sugieren una formación biogénica del CH_4 (Tsunogai et al., 2020; Thottathil y Prairie, 2021), no se puede descartar la posibilidad de una producción termogénica. El estudio de Yan et al., (2023) sobre la composición isotópica y las emisiones características de CO_2 y CH_4 desde lagos glaciares de la Meseta Tibetana presentó valores similares en la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ específicamente en la zona interior y exterior del Lago SaPu $(-32.5 \pm 16.6\text{‰})$ y $(-34.9 \pm 10.4\text{‰})$, respectivamente) y el Lago Qiangyong $(-35.4 \pm 3.1\text{‰})$, sugiriendo una producción termogénica del CH_4 . Cabe recalcar que estudios como Wu et al., (2014) que inicialmente informaron un origen termogénico de lagos en la Meseta Tibetana fueron revisados por estudios recientes de Mu et al., (2023) y Yang et al., (2023), quienes indicaron que estos lagos presenten en cambio una producción de CH_4 ligada a una formación acetoclástica e hidrogenotrófica, respectivamente.

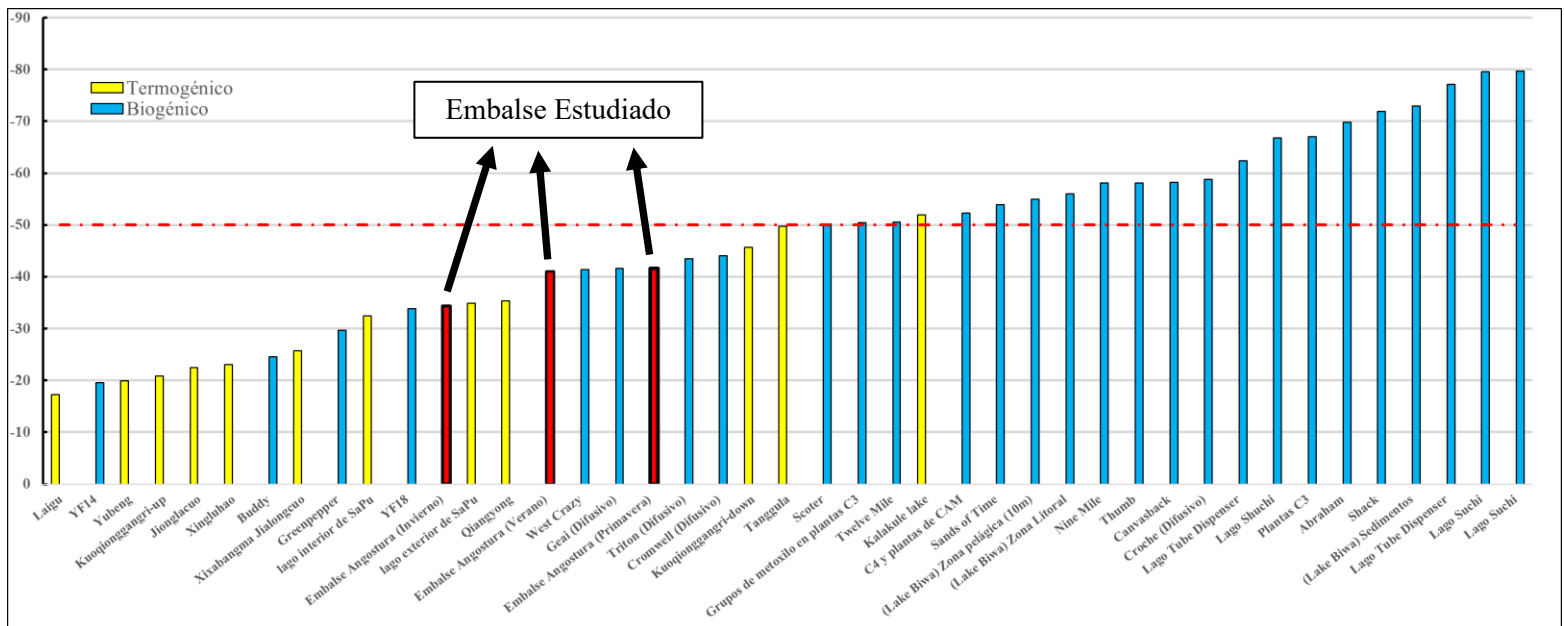


Figura N°32 Firma Isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ en distintos sistemas acuáticos del mundo

Fuente: Elaboración propia mediante Excel

La correlación negativa entre la conductividad y la firma isotópica de $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ indican que, a menores niveles de conductividad en el embalse, más enriquecida se encuentra la firma isotópica de $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ superficial. Cabe destacar que la conductividad puede influenciar la presencia de iones disueltos en el agua del embalse, los cuales pueden potencialmente alterar la composición química del agua, incluyendo los isótopos de CH_4 . Por ende, una correlación negativa entre estos dos parámetros puede implicar una compleja interacción entre la calidad del agua (EPA, 2012), su conductividad, y la composición isotópica en el embalse Angostura. Adicionalmente, la regresión lineal simple indicó que tanto las concentraciones de Chl-a como la Tw ejercen cierta influencia significativa sobre la firma isotópica de $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ superficial en el embalse. Esta influencia se ve reflejada en la distribución espacial de las concentraciones de Chl-a y Tw y los valores de firma isotópica de $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ en el embalse Angostura. Los valores más empobrecidos se detectaron en la zona de afluencia, ingresando desde el río Biobío, la cual presentaba las menores concentraciones de Chl-a (mg/m^3) y las Tw más bajas. Mientras que la zona lacustre del embalse presentó los valores de firma isotópica de $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ más enriquecidos, con las mayores concentraciones de Chl-a de la temporada de invierno y las Tw más altas. Cabe destacar que las concentraciones de Chl-a están relacionadas con la producción y la acumulación de metano biogénico (Fazi et al., 2021), aun así, sus mayores concentraciones se registraron en la zona que presentaba las firmas isotópicas más enriquecidas de $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$, con valores correspondientes a una formación termogénica del CH_4 . Dicha información puede explicar la variación espacial de la firma isotópica durante la temporada de primavera y verano, temporadas en las cuales la zona lacustre del embalse presentó los valores de firma isotópica de $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ más empobrecidos en comparación a los valores registrados en la zona de afluencia en dichas temporadas. Esta variación espacial puede estar relacionada a la acumulación de MO biodisponible obtenida durante la temporada de invierno, el cual sirve como sustrato para la formación biogénica del CH_4 (nM) en el embalse (Fazi et al., 2021).

10.5 Flujo difusivo de CH_4 ($\text{mg}/\text{m}^2\text{d}$)

En base a las concentraciones de CH_4 obtenidas en la capa subsuperficial del embalse Angostura y las condiciones ambientales in situ, calculamos el flujo difusivo de CH_4 durante las temporadas de invierno ($1.28 \pm 1.34 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$), primavera ($14.26 \pm 22.09 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$), verano ($5.25 \pm 7.51 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$) y otoño ($1.12 \pm 0.98 \text{ mg}/\text{m}^2\text{d}$). Estas emisiones difusivas de CH_4 son traducidas en:

invierno ($0.00047 \text{ kg/m}^2\text{año}$), primavera ($0.0052 \text{ kg/m}^2\text{año}$), verano ($0.0019 \text{ kg/m}^2\text{año}$), y otoño ($0.00041 \text{ kg/m}^2\text{año}$). Comparativamente, estos valores son equivalentes a emisiones de CO_2 en invierno ($0.013 \text{ kg/m}^2\text{año}$), primavera ($0.15 \text{ kg/m}^2\text{año}$), verano ($0.054 \text{ kg/m}^2\text{año}$), y otoño ($0.011 \text{ kg/m}^2\text{año}$). El mayor flujo de CH_4 difusivo obtenido en primavera fue comparable a las emisiones difusivas de los embalses mesotróficos como Dillon Lake ($16.08 \text{ mg/m}^2\text{d}$; Smith y Lewis, 1992) y JC Boyle ($11.9 \text{ mg/m}^2\text{d}$; Harrison et al., 2017), ambos en latitudes templadas. Estas emisiones difusivas de CH_4 también superaron los flujos de embalses mesotróficos tropicales/subtropicales, tales como el embalse Barra Bonita ($12.71 \text{ mg/m}^2\text{d}$; Dos Santos et al., 2006) y el embalse Itaipu ($5.93 \text{ mg/m}^2\text{d}$; Dos Santos et al., 2006). Aun así, el flujo difusivo de CH_4 fue menor que otros embalses templados, tales como el embalse Three Gorges (Qingxichan) ($37 \text{ mg/m}^2\text{d}$; Zhen, 2012) y el embalse Arrow-Narrows ($39.68 \text{ mg/m}^2\text{d}$; Tremblay et al., 2005). Las emisiones más bajas obtenidas durante la temporada de otoño fueron comparables a las emisiones difusivas de CH_4 del embalse boreal Porttipahta ($2.63 \text{ mg/m}^2\text{d}$; Huttunen et al., 2002) y el embalse templado Kachess ($1.6 \text{ mg/m}^2\text{d}$; Harrison et al., 2017). Por último, a nivel nacional, las emisiones de CH_4 detectadas por nuestro estudio del embalse Angostura fueron inferiores que las emisiones de CH_4 registradas en el embalse de Rapel, específicamente en las estaciones LR-M ($21 \text{ mg/m}^2\text{d}$), LR-A ($33 \text{ mg/m}^2\text{d}$) y LR-B ($442 \text{ mg/m}^2\text{d}$; Durán, 2015). Las altas emisiones de CH_4 obtenidas en la estación LR-B son producto de la condición fluvial de la zona en el embalse Rapel, que presenta una alta turbidez en la columna de agua, especialmente en el fondo, por la entrada de afluentes al embalse cargado de sedimentos anóxicos y CH_4 disueltos producidos en los sedimentos subyacentes (Durán, 2015). En este contexto, los resultados del flujo difusivo de CH_4 del embalse Angostura, a excepción de la temporada de primavera, indican una débil fuente difusiva de CH_4 atmosférico.

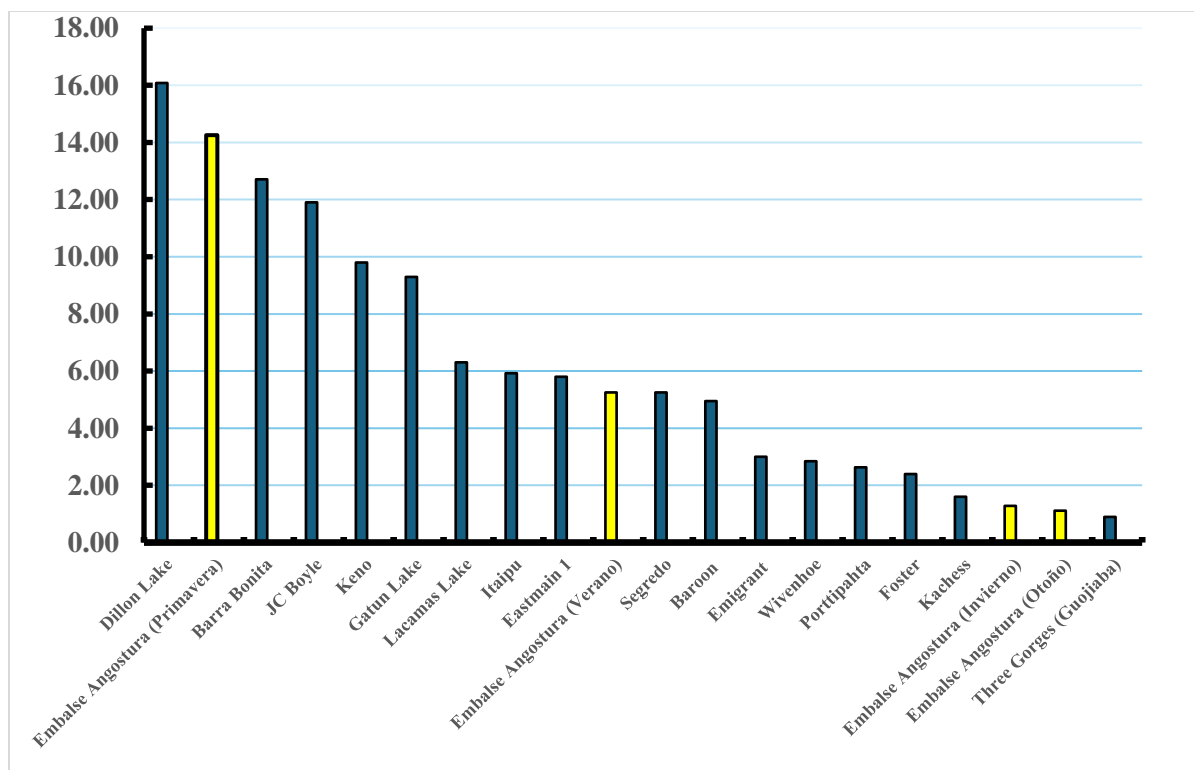


Figura N°33 Flujo difusivo de CH₄ (mg/m²d) desde distintos embalses en el mundo

Fuente: Elaboración propia

10.6 Variación espacial

Las concentraciones de CH₄ superficiales del embalse presentaron una distribución espacial similar a aquellas del flujo difusivo de CH₄. Durante la temporada primavera, el mayor flujo difusivo y concentraciones de CH₄ se presentó en la zona de afluencia del embalse, ingresando desde el Río Biobío. Este resultado es consistente con lo que se ha indicado por estudios previos como (Musenze et al., 2014; Durán, 2015; Gruca-Rokosz y Cieśla, 2021) que mencionan que estas concentraciones y emisiones se pueden atribuir altas descargas y sedimentación de MO lábil que favorece y potencia la producción de CH₄ en la zona de afluencia del embalse (Soued y Prairie, 2021). Considerando además que las concentraciones y emisiones de CH₄ tienden a ocurrir en temporadas con altas temperaturas a través de distintos cuerpos de agua, hecho que ha sido documentado en la literatura (Zhang et al., 2021, Yang et al., 2021).

La temporada de verano fue la segunda con más concentraciones de CH₄ disuelto, las más altas se detectan en la zona lacustre del embalse y en su zona literal (punto AN5), asimilando de nuevo

estas a las altas temperaturas de la temporada. El punto AN5 presenta una baja distancia difusiva debido a su poca profundidad, disminuyendo la potencial oxidación del CH₄ en la columna de agua, durante su transferencia difusiva (Harrison et al., 2017; Yang et al., 2021). Cabe destacar la presa del embalse Angostura presenta una profundidad de aproximadamente 50 metros cerca del muro (Colbún, 2015). Considerando esto, aunque las concentraciones son altas en este punto, la producción de CH₄ en el lugar puede ser inhibida por la presión hidrostática presente y la distancia difusiva (Harrison et al., 2017; Yang et al., 2021).

En invierno y otoño hubo bajas temperaturas con las mayores concentraciones de CH₄ en la zona de afluencia, ingresando desde el río Biobío, sugiriendo que la correlación positiva entre las concentraciones de CH₄ y DS puede ser deber a la presencia de MO orgánica lábil que hace ingreso hacia la zona lacustre del embalse Angostura. La correlación entre la Conductividad y las concentraciones de CH₄, considerando las bajas temperaturas, sugieren una inhibición de las producción y emisión del CH₄ del embalse durante estas temporadas, ante la posible presencia de bacterias reductoras de sulfato (Jensen et al., 2022), pero es necesario estudiar la columna de agua para comprender todos los mecanismos que llevaron a este patrón en las concentraciones de CH₄ en el embalse.

11. CONCLUSIÓN

El presente estudio consistió en conocer las concentraciones de CH₄ superficial en el embalse Angostura durante las temporadas de invierno y primavera del año 2022 y verano y otoño del año 2023; la firma isotópica del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$, con el fin de identificar el origen de estas concentraciones de CH₄ en el embalse Angostura y, por último, estimar su flujo difusivo de CH₄.

1. Se determinaron las concentraciones de CH₄ disuelto en las aguas superficiales del embalse Angostura durante las temporadas de invierno (202.36 ± 142.73 nM), primavera (430.72 ± 119.14 nM), verano (220.85 ± 254.99 nM) y otoño (217.55 ± 89.77 nM), con niveles de concentración similares a los de algunos embalses tropicales/subtropicales y templados. Se traducen estas concentraciones de CH₄ en: invierno (323.78 kg), primavera (689.13 kg), verano (353.08 kg) y otoño (348.08). Comparativamente, estas concentraciones son equivalentes a concentraciones de CO₂: invierno (9065.73 kg), primavera (19296.26 kg), verano (9888.26 kg) y otoño (9746.24 kg).

2. El embalse Angostura presentó una firma isotópica de $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ de $(-48.01 \pm 1.93 \text{ ‰})$ durante la temporada de invierno, $(-12.55 \pm 16.01\text{‰})$ durante la temporada de primavera 2022, y $(-51.11 \pm 6.23 \text{ ‰})$ durante la temporada de verano. Estos valores de firmas isotópicas del $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ son similares a aquellas registradas en lagos canadienses, como el lago Cromwell, el lago Geai y el lago Triton, sugiriendo una formación biogénica acetoclástica del CH_4 .
3. Se estimó el flujo difusivo de CH_4 del embalse Angostura para las temporadas de invierno ($1.28 \pm 1.34 \text{ mg/m}^2\text{d}$), primavera ($14.26 \pm 22.09 \text{ mg/m}^2\text{d}$), verano ($5.25 \pm 7.51 \text{ mg/m}^2\text{d}$) y otoño ($1.12 \pm 0.98 \text{ mg/m}^2\text{d}$), sugiriendo que el embalse Angostura es una fuente débil de CH_4 difusivo en comparación a embalses tropicales y templados. Estas emisiones difusivas de CH_4 son traducidas por temporada en: invierno ($0.00047 \text{ kg/m}^2\text{año}$), primavera ($0.0052 \text{ kg/m}^2\text{año}$), verano ($0.0019 \text{ kg/m}^2\text{año}$), y otoño ($0.00041 \text{ kg/m}^2\text{año}$). Comparativamente, estos valores son equivalentes a emisiones de CO_2 en invierno ($0.013 \text{ kg/m}^2\text{año}$), primavera ($0.15 \text{ kg/m}^2\text{año}$), verano ($0.054 \text{ kg/m}^2\text{año}$), y otoño ($0.011 \text{ kg/m}^2\text{año}$).

Este estudio del embalse Angostura contribuye en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), en particular al ODS N°6, “Agua limpia y saneamiento” y acción por el clima ODS N°13. Al determinar las concentraciones de CH_4 , se obtiene información crucial sobre la calidad del agua y la presencia de MO en ella. Además, promueve la investigación científica y el aporte nacional en el monitoreo y estudio de los cuerpos de aguas artificiales, que son los embalses, que son fundamental en el suministro hídrico. Asimismo, este estudio apoya el ODS N°13, “Acción por el clima”, al investigar las concentraciones, emisiones y el origen del GEI CH_4 . Esta información proporciona las bases para desarrollar estrategias de mitigación y reducción de las emisiones de CH_4 en los embalses, contribuyendo al cambio climático (Naciones Unidas, 2015).

12. SUGERENCIAS

- Se sugiere estudiar la tendencia del CH_4 durante las precipitaciones en el embalse Angostura, para determinar los efectos de las variables fisicoquímicas en las concentraciones de CH_4 en estas condiciones.
- Se recomienda estudiar la firma isotópica en la columna de agua del CH_4 en el embalse Angostura para conocer los efectos de la oxidación presente del CH_4 .

- Por último, se recomienda estudiar la profundidad del embalse, para determinar sus efectos en las concentraciones y flujos de CH₄ en el embalse Angostura.

13. REFERENCIAS

- Abril, G., et al. (2005). Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year-old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochemical Cycles*, 19, GB4007. <https://doi.org/10.1029/2004gb002390>
- Barros, N., et al. (2011). Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience*, 4, 593–596. <https://doi.org/10.1038/ngeo1211>
- 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). <https://doi.org/10.1029/2007JG000608>
- 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). <https://doi.org/10.1029/2004GB002238>
- 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, 50–50. <https://doi.org/10.1126/science.1196808>
- Bello, E. (2016). Variabilidad estacional en la descarga de metano disuelto desde un sistema estuarino a la zona marina adyacente, el caso de ríos de la zona central de Chile (río Itata). Universidad de Concepción.
- Bižić, M., Grossart, H.-P., & Ionescu, D. (2020). Methane Paradox. In eLS, John Wiley & Sons, Ltd (Ed.). <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0028892>
- Bogard, M., del Giorgio, P., Boutet, L. et al. Oxic water column methanogenesis as a major component of aquatic CH₄ fluxes. *Nat Commun* 5, 5350 (2014). <https://doi.org/10.1038/ncomms6350>
- Bohórquez-Bedoya, E., León-Hernández, J. G., Lorke, A., & Gómez-Giraldo, A. (2024). CO₂ and CH₄ dynamics in a eutrophic tropical Andean reservoir. *PLoS One*, 19(3), e0298169. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0298169>
- Bouchard, F., Laurion, I., Prèskienis, V., Fortier, D., Xu, X., & Whiticar, M. J. (2015). Modern to millennium-old greenhouse gases emitted from ponds and lakes of the Eastern Canadian Arctic (Bylot Island, Nunavut). *Biogeosciences*, 12, 7279–7298. <https://doi.org/10.5194/bg-12-7279-2015>

- Campos Sáez, C. F. (2023). Gases de efecto invernadero CO₂ y CH₄ en embalses de uso hidroeléctrico de la región del Biobío, Chile central. Concepción, Chile: Universidad de Concepción.
- Carlson, R. & Simpson, J. (1996) A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. North American Lake Management Society. 1996, 96 pp
- Casper, P., Maberly, S. C., Hall, G. H., et al. (2000). Fluxes of methane and carbon dioxide from a small productive lake to the atmosphere. *Biogeochemistry*, 49, 1–19. <https://doi.org/10.1023/A:1006269900174>
- Chen, S., Wang, D., Ding, Y., Yu, Z., Liu, L., Li, Y., ... Chen, Z. (2021). Ebullition Controls on CH₄ Emissions in an Urban, Eutrophic River: A Potential Time-Scale Bias in Determining the Aquatic CH₄ Flux. *Environmental Science & Technology*, 55(11), 7287–7298. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00114>
- Ciais, P., Sabine, C., Govindasamy, B., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., ... Heimann, M. (2013). Carbon and other biogeochemical cycles. In *Climate Change 2013: The Physical Science Basis* (pp. 465–570).
- Colas, F., Chanudet, V., Daufresne, M., Buchet, L., Vigouroux, R., Bonnet, A., ... Baudoin, J. (2020). Spatial and temporal variability of diffusive CO₂ and CH₄ fluxes from the Amazonian reservoir Petit-Saut (French Guiana) reveals the importance of allochthonous inputs for long-term C emissions. *Global Biogeochemical Cycles*. <https://doi.org/10.1029/2020gb006602>
- Colbún. (2015). Resumen ejecutivo EIA proyecto Central Hidroeléctrica Angostura. Recuperado de https://ciperchile.cl/wp-content/uploads/eia_colbun.pdf
- 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). <https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.4.0647>
- Conductivity, Monitoring & Assessment, US EPA. (s. f.). Recuperado de <https://archive.epa.gov/water/archive/html/vms59.html>
- Coordinador Eléctrico Nacional. (2023, 25 de mayo). Coordinador Eléctrico Nacional (CEN). Coordinador Eléctrico Nacional | Servimos a Chile Con Energía. https://www.coordinador.cl/?jav_iWebAncho=1925

- Crusius, J., & Wanninkhof, R. (2003). Gas transfer velocities measured at low wind speed over a lake. *Limnology and Oceanography*, 48(3). <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.3.1010>
- Daniel, I., DeGrandpre, M., & Farías, L. (2013). Greenhouse gas emissions from the Tubul-Raqui estuary (central Chile 36°S). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 134, 31–44. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.09.019>
- 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, e2019JG005600. <https://doi.org/10.1029/2019JG005600>
- Deemer, B. R., Harrison, J. A., Li, S., 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>
- DelSontro, T., Kunz, M. J., Kempter, T., Wüest, A., Wehrli, B., & Senn, D. B. (2011). Spatial Heterogeneity of Methane Ebullition in a Large Tropical Reservoir. *Environmental Science & Technology*, 45(23), 9866–9873. <https://doi.org/10.1021/es2005545>
- Demarty, M., & Bastien, J. (2011). GHG emissions from hydroelectric reservoirs in tropical and equatorial regions: Review of 20 years of CH₄ emission measurements. *Energy Policy*, 39(7), 4197–4206. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.04.033>
- Deshmukh, C., Guérin, F., Labat, D., Pighini, S., Vongkhamkao, A., Guédant, P., Rode, W., Godon, A., Chanudet, V., Descloux, S., & Serça, D. (2016). Low methane (CH₄) emissions downstream of a monomictic subtropical hydroelectric reservoir (Nam Theun 2, Lao PDR). *Biogeosciences*, 13, 1919–1932. <https://doi.org/10.5194/bg-13-1919-2016>
- Dirección General de Aguas (DGA). (2022). Reportes del Sistema Nacional de Información de Aguas (SNIA). Recuperado de <https://snia.mop.gob.cl/BNAConsultas/reportes>
- Dos Santos, M. A., Rosa, L. P., Sikar, B., Sikar, E., & dos Santos, E. O. (2006). Gross greenhouse gas fluxes from hydro-power reservoir compared to thermo-power plants. *Energy Policy*, 34, 481–488.
- Douglas, P. M. J., Stratigopoulos, E., Park, S., & Phan, D. (2021). Geographic variability in freshwater methane hydrogen isotope ratios and its implications for global isotopic source signatures. *Biogeosciences*, 18, 3505–3527. <https://doi.org/10.5194/bg-18-3505-2021>

- Duc, N. T., Crill, P., & Bastviken, D. (2010). Implications of temperature and sediment characteristics on methane formation and oxidation in lake sediments. *Biogeochemistry*, 100, 185–196. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9415-8>
- Duchemin, E., Lucotte, M., Canuel, R., & Chamberland, A. (1995). Production of the greenhouse gases CH₄ and CO₂ by hydroelectric reservoirs of the boreal region. *Global Biogeochemical Cycles*, 9(4), 529–540. <https://doi.org/10.1029/95GB02202>
- Durán, D. (2015). Difusión superficial de Gases de Efecto Invernadero en el embalse Rapel y su relación con la calidad del agua [Tesis de pregrado, Universidad de Chile]. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/192655>
- EXPLORADOR CLIMÁTICO. (s. f.). Recuperado de <https://explorador.cr2.cl/>
- Farías, L., Sanzana, K., Sanhueza-Guevara, S., & Yevenes, M. A. (2017). Dissolved Methane Distribution in the Reloncaví Fjord and Adjacent Marine System During Austral Winter (41°–43° S). *Estuaries and Coasts*, 40(6), 1592–1606. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0241-2>
- Farías, L., Tenorio, S., Sanzana, K., & Faundez, J. (2021). Temporal methane variability in the water column of an area of seasonal coastal upwelling: A study based on a 12-year time series. *Progress in Oceanography*, 195, 102589. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2021.102589>
- Fazi, S., Amalfitano, S., Venturi, S., et al. (2021). High concentrations of dissolved biogenic methane associated with cyanobacterial blooms in East African lake surface water. *Communications Biology*, 4, 845. <https://doi.org/10.1038/s42003-021-02365-x>
- Fearnside, P. M. (2002). Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. *Water, Air, and Soil Pollution*, 133(1-4), 69–96.
- Fearnside, P. M. (2005). Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environmental Management*, 35(1), 1–19.
- Fearnside, P. M. (2016). Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams in tropical forests. En J. Lehr & J. Keeley (Eds.), *Alternative Energy and Shale Gas Encyclopedia* (pp. 428–438). John Wiley & Sons Publishers.
- Galy-Lacaux, C., Delmas, R., Jambert, C., Dumestre, J.-F., Labroue, L., Richard, S., & Gosse, P. (1997). Gaseous emissions and oxygen consumption in hydroelectric dams: A case study

- in French Guyana. *Global Biogeochemical Cycles*, 11(4), 471–483. <https://doi.org/10.1029/97GB01625>
- Gong, Y., Liang, X., Li, X., Li, J., Fang, X., & Song, R. (2016). Influence of Rainfall Characteristics on Total Suspended Solids in Urban Runoff: A Case Study in Beijing, China. *Water*, 8(7), 278. <https://doi.org/10.3390/w8070278>
- Grasset, C., Moras, S., Isidorova, A., Couture, R.-M., Linkhorst, A., & Sobek, S. (2021). An empirical model to predict methane production in inland water sediment from particular organic matter supply and reactivity. *Limnology and Oceanography*, 66, 3643–3655. <https://doi.org/10.1002/lno.11905>
- Grinham, A., Dunbabin, M., Gale, D., & Udy, J. (2011). Quantification of ebullitive and diffusive methane release to atmosphere from a water storage. *Atmospheric Environment*, 45(39), 7166–7173. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.09.011>
- Gruca-Rokosz, R., & Cieśla, M. (2021). Sediment methane production within eutrophic reservoirs: The importance of sedimenting organic matter. *Science of The Total Environment*, 799, 149219. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149219>
- Guérin, F., Deshmukh, C., Labat, D., Pighini, S., Vongkhamsoo, A., Guédant, P., ... Serça, D. (2016). Effect of sporadic destratification, seasonal overturn, and artificial mixing on CH₄ emissions from a subtropical hydroelectric reservoir. *Biogeosciences*, 13, 3647–3663. <https://doi.org/10.5194/bg-13-3647-2016>
- Harrison, J. A., Deemer, B. R., Birchfield, M. K., & O'Malley, M. T. (2017). Reservoir Water-Level Drawdowns Accelerate and Amplify Methane Emission. *Environmental Science & Technology*, 51(3), 1267–1277. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03185>
- Hartmann, J. F., Gentz, T., Schiller, A., Greule, M., Grossart, H.-P., Ionescu, D., ... Isenbeck-Schröter, M. (2018). A fast and sensitive method for the continuous in situ determination of dissolved methane and its $\delta^{13}\text{C}$ -isotope ratio in surface waters. *Limnology and Oceanography: Methods*, 16, 273–285. <https://doi.org/10.1002/lom3.10244>
- Huttunen, J. T. *et al.* Fluxes of CH₄, CO₂, and N₂O in hydroelectric reservoirs Lokka and Porttipahta in the northern boreal zone in Finland. *Glob. Biogeochem. Cycles* **16**, 1–17 (2002).

- IPCC. (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.
- IPCC. (2019). *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. IPCC.
- IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press.
- Jensen, S. A., Webb, J. R., Simpson, G. L., Baulch, H. M., Leavitt, P. R., & Finlay, K. (2022). Seasonal variability of CO₂, CH₄, and N₂O content and fluxes in small agricultural reservoirs of the northern Great Plains. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 895531. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.895531>
- Johnson, M. S., Matthews, E., Bastviken, D., Deemer, B., Du, J., & Genovese, V. (2021). Spatiotemporal methane emission from global reservoirs. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126, e2021JG006305. <https://doi.org/10.1029/2021JG006305>
- Jones, J.B., & Mulholland, P.J. (1998). Methane input and evasion in a hardwood forest stream: effects of subsurface flow from shallow and deep pathways. *Limnology and Oceanography*, 43(6), 1243–1250.
- Keller, M., & Stallard, R. F. (1994). Methane emission by bubbling from Gatun Lake, Panama. *Journal of Geophysical Research*, 99(D4), 8307–8319. <https://doi.org/10.1029/92JD02170>

- Klitzsch, T., Geisinger, H., Wieland, A., Langer, G., Nehrke, G., Bizic, M., et al. (2023). Stable carbon isotope signature of methane released from phytoplankton. *Geophysical Research Letters*, 50, e2023GL103317. <https://doi.org/10.1029/2023GL103317>
- Koletzko, B., Sauerwald, T., & Demmelair, H. (1997). Safety of stable isotope use. *European Journal of Pediatrics*, 156(S1), S12–S17. <https://doi.org/10.1007/pl00014267>
- Köppen, W. (1936). *Das geographische System der Klimate*. Berlin (Germany): Gebrüder Borntraeger. Present and future Köppen-Geiger Climate Classification Maps at 1-km Resolution.
- Le Treut, H., Somerville, R., Cubasch, U., Ding, Y., Mauritzen, C., Mokssit, A., ... Prather, M. (2007). Historical Overview of Climate Change. In S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, & H. L. Miller (Eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 1-44). Cambridge University Press.
- Lehner, B., Liermann, C. R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., ... Wisser, D. (2011). High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 494-502. <https://doi.org/10.1890/100125>
- Linkhorst, A., Hiller, C., DelSontro, T., Azevedo, G. M., Barros, N., Mendonça, R., & Sobek, S. (2020). Comparing methane ebullition variability across space and time in a Brazilian reservoir. *Limnology and Oceanography*, 65, 1623-1634. <https://doi.org/10.1002/lno.11410>
- Linkhorst, A., Paranaíba, J. R., Mendonça, R., Rudberg, D., DelSontro, T., Barros, N., & Sobek, S. (2021). Spatially resolved measurements in tropical reservoirs reveal elevated methane ebullition at river inflows and at high productivity. *Global Biogeochemical Cycles*, 35, e2020GB006717. <https://doi.org/10.1029/2020GB006717>
- Liu, Y. (1996). Modeling the emissions of nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) from the terrestrial biosphere to the atmosphere (Joint Program Report Series Report 10). Retrieved from <http://globalchange.mit.edu/publication/14225>
- Marinho, C., Palma Silva, C., Albertoni, E., Trindade, C., & Esteves, F. (2009). Seasonal dynamics of methane in the water column of two subtropical lakes differing in trophic status.

- Brazilian Journal of Biology, 69(2), 281–287. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842009000200007>
- McCalley, C. K., Woodcroft, B. J., Hodgkins, S. B., Wehr, R. A., Kim, E.-H., Mondav, R., ... Saleska, S. R. (2014). Methane dynamics regulated by microbial community response to permafrost thaw. *Nature*, 514(7523), 478–481. <https://doi.org/10.1038/nature13798>
- McClure, R. P., Lofton, M. E., Chen, S., Krueger, K. M., Little, J. C., & Carey, C. C. (2020). The magnitude and drivers of methane ebullition and diffusion vary on a longitudinal gradient in a small freshwater reservoir. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125. <https://doi.org/10.1029/2019JG005205>
- Ministerio de Obras Públicas (MOP). (2020). Plan de financiamiento de embalses. Recuperado de https://www.mop.gob.cl/wp-content/uploads/2022/09/04_Plan_Financiamiento_Embalses.pdf
- Molina, V., Eissler, Y., Fernandez, C., Cornejo-D’Ottone, M., Dorador, C., Bebout, B. M., ... Hengst, M. (2021). Greenhouse gases and biogeochemical diel fluctuations in a high-altitude wetland. *Science of The Total Environment*, 768, 144370. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144370>
- Mu C, Mu M, Wu X, Jia L, Fan C, Peng X, Ping C-L, Wu Q, Xiao C and Liu J 2023 High carbon emissions from thermokarst lakes and their determinants in the Tibet Plateau *Glob. Change Biol.* 29 2732–45
- Murase, J., and A. Sugimoto. 2001. Spatial distribution of methane in the Lake Biwa sediments and its carbon isotopic compositions. *Geochem. J.* 35: 257–263.
- Musenze, R. S., Grinham, A., Werner, U., Gale, D., Sturm, K., Udy, J., & Yuan, Z. (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>
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestedt, J., Huang, J., ... Zhang, H. (2013). Anthropogenic and natural radiative forcing. In T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, & P. M. Midgley (Eds.), *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the*

- Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (pp. 659–740). Cambridge University Press.
- Naciones Unidas. (2015). Transformar nuestro mundo: La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. <https://sdgs.un.org/sites/default/files/publications/21252030%20Agenda%20for%20Sustainable%20Development%20web.pdf>
- Nisbet, E. G., Manning, M. R., Dlugokencky, E. J., Fisher, R. E., Lowry, D., Michel, S. E., ... Weiss, R. F. (2019). Very strong atmospheric methane growth in the 4 years 2014–2017: Implications for the Paris Agreement. *Global Biogeochemical Cycles*, 33(3), 318–342. <https://doi.org/10.1029/2018GB006009>
- Peeters, F., Encinas Fernandez, J., & Hofmann, H. (2019). Sediment fluxes rather than oxic methanogenesis explain diffusive CH₄ emissions from lakes and reservoirs. *Scientific Reports*, 9(1), 243. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36530-w>
- 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, L09803. <https://doi.org/10.1029/2012GL051440>
- Rigby, M., Montzka, S. A., Prinn, R. G., White, J. W. C., Young, D., O'Doherty, S., ... Park, S. (2017). Role of atmospheric oxidation in recent methane growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(21), 5373–5377. <https://doi.org/10.1073/pnas.1616426114>
- Rosentreter, J. A., Borges, A. V., Deemer, B. R., et al. (2021). Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources. *Nature Geoscience*, 14, 225–230. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00715-2>
- Rudd, J., Harris, R., Kelly, C., & Hecky, R. (1993). Are hydroelectric reservoirs significant sources of greenhouse gases? *Ambio*, 22(5), 246–248.
- Sasakawa, M., U. Tsunogai, S. Kameyama, F. Nakagawa, Y. Nojiri, and A. Tsuda (2008), Carbon isotopic characterization for the origin of excess methane in subsurface seawater, *J. Geophys. Res.*, 113, C03012, doi:10.1029/2007JC004217.
- Saunio, M., Stavert, A. R., Poulter, B., Bousquet, P., et al. (2020). The Global Methane Budget 2000–2017. *Earth System Science Data*, 12(3), 1561–1623. <https://doi.org/10.5194/essd-12-1561-2020>

- Schenk, J., Sawakuchi, H., Sieczko, A., Pajala, G., Rudberg, D., Hagberg, E., ... Bastviken, D. (2021). Methane in lakes: Variability in stable carbon isotopic composition and the potential importance of groundwater input. *Frontiers in Earth Science*, 9, 722215. <https://doi.org/10.3389/feart.2021.722215>
- Smith, L., Jr, & W. M.. (1992). Seasonality of methane emissions from five lakes and associated wetlands of the Colorado Rockies. *Global Biogeochemical Cycles*, 6(4), 323–338.
- Stable Isotope Facility. (2024, March). University of California, Davis. Recuperado de <https://stableisotopefacility.ucdavis.edu/>
- Teodoru, C. R., et al. (2012). The net carbon footprint of a newly created boreal hydroelectric reservoir. *Global Biogeochemical Cycles*, 26, GB2016. <https://doi.org/10.1029/2011GB004187>
- Thottathil, S. D., & Prairie, Y. T. (2021). Coupling of stable carbon isotopic signature of methane and ebullitive fluxes in northern temperate lakes. *Science of The Total Environment*, 777, 146117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146117>
- Thottathil, S. D., Reis, P. C. J., del Giorgio, P. A., & Prairie, Y. T. (2019). The extent and regulation of summer methane oxidation in northern lakes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123, 3216–3230. <https://doi.org/10.1029/2018JG004464>
- 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)
- Tremblay, A., Therrien, J., Hamlin, B., Wichmann, E. & LeDrew, L. J. in *Greenhouse gas emissions-- fluxes and processes hydroelectric reservoirs and natural environments* (eds. Tremblay, A., Varfalvy, L., Roehm, C. & Garneau, M.) 209–232 (Springer, 2005).
- Tsunogai, U., Miyoshi, Y., Matsushita, T., Komatsu, D.D., Ito, M., Sukigara, C., Nakagawa, F. and Maruo, M. (2020), Dual stable isotope characterization of excess methane in oxic waters of a mesotrophic lake. *Limnol Oceanogr*, 65: 2937-2952. <https://doi.org/10.1002/lno.11566>
- Turner, A. J., Jacob, D. J., Benmergui, J., Wofsy, S. C., Maasackers, J. D., Butz, A., ... Biraud, S. C. (2016). A large increase in U.S. methane emissions over the past decade inferred from satellite data and surface observations. *Geophysical Research Letters*, 43, 2218–2224. <https://doi.org/10.1002/2016GL067987>

- Van Hulzen, J. B., Segers, R., van Bodegom, P. M., & Leffelaar, P. A. (1999). Temperature effects on soil methane production: An explanation for observed variability. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(14), 1919–1929. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(99\)00109-1](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(99)00109-1)
- Varis, O., Kummu, M., Härkönen, S., & Huttunen, J. T. (2012). Greenhouse gas emissions from reservoirs. In C. Tortajada, D. Altinbilek, & A. K. Biswas (Eds.), *Impacts of Large Dams: A Global Assessment* (pp. 69–94). Springer.
- Venkiteswaran, J. J., Schiff, S. L., St. Louis, V. L., Matthews, C. J. D., Boudreau, N. M., Joyce, E. M., ... Bodaly, R. A. (2013). Processes affecting greenhouse gas production in experimental boreal reservoirs. *Global Biogeochemical Cycles*, 27, 567–577. <https://doi.org/10.1002/gbc.20046>
- Vincent L. St. Louis, Carol A. Kelly, Éric Duchemin, John W. M. Rudd, David M. Rosenberg. (2000). Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *BioScience*, 50(9), 766–775. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0766:RSASOG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0766:RSASOG]2.0.CO;2)
- Walter, K. M., Chanton, J. P., Chapin III, F. S., Schuur, E. A. G., & Zimov, S. A. (2008). Methane production and bubble emissions from arctic lakes: Isotopic implications for source pathways and ages. *Journal of Geophysical Research*, 113, G00A08. <https://doi.org/10.1029/2007JG000569>
- Wang, G. Q., Xia, X. H., Liu, S. D., Zhang, L., Zhang, S. B., Wang, J. F., et al. (2021). Intense methane ebullition from urban inland waters and its significant contribution to greenhouse gas emissions. *Water Research*, 189, 116654.
- Wanninkhof, R. (1992). Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *Journal of Geophysical Research*, 97(C5), 7373–7382. <https://doi.org/10.1029/92JC00188>
- Wan-qing Gong, Shuai-long Wen, Hong-wei Wang, Tao Wu, Xin Li, Ji-cheng Zhong. (2019). Characteristics of greenhouse gas occurrence and emission in summer and autumn of Daheiting Reservoir, China. *Environmental Science*, 39(11), 4611–4619. <https://doi.org/10.0000/j.zghjcx.1000-6923.20193916600>
- Whiticar, M. J. (1999). Carbon and hydrogen isotope systematics of bacterial formation and oxidation of methane. *Chemical Geology*, 161(1-3), 291–314. [https://doi.org/10.1016/s0009-2541\(99\)00092-3](https://doi.org/10.1016/s0009-2541(99)00092-3)

- Wiesenburg, D. A., & Guinasso, N. L. (1979). Equilibrium solubilities of methane, carbon monoxide, and hydrogen in water and sea water. *Journal of Chemical & Engineering Data*, 24(4), 356–360. <https://doi.org/10.1021/je60083a006>
- Wik, M., Thornton, B. F., Varner, R. K., McCalley, C., & Crill, P. M. (2020). Stable methane isotopologues from northern lakes suggest that ebullition is dominated by sub-lake scale processes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125, e2019JG005601. <https://doi.org/10.1029/2019JG005601>
- Wilén, B.-M., Lumley, D., Mattsson, A., & Mino, T. (2006). Rain events and their effect on effluent quality studied at a full scale activated sludge treatment plant. *Water Science and Technology*, 54(10), 201–208. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.721>
- Wnuk, E., Walkiewicz, A., & Bieganski, A. (2020). Effect of lead and chloride ions on methane production in arable soils. *International Agrophysics*, 34, 185–193. <https://doi.org/10.31545/intagr/118096>
- Wu, Q., Zhang, P., Jiang, G., Yang, Y., Deng, Y., & Wang, X. (2014). Bubble emissions from thermokarst lakes in the Qinghai–Xizang Plateau. *Quaternary International*, 321, 65–70.
- Xiao, S., Wang, Y., Liu, D., Yang, Z., Lei, D., & Zhang, C. (2013). Diel and seasonal variation of methane and carbon dioxide fluxes at Site Guojiaba, the Three Gorges Reservoir. *Journal of Environmental Sciences*, 25(10), 2065–2071. [https://doi.org/10.1016/s1001-0742\(12\)60269-1](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(12)60269-1)
- Yan, Fangping, Du, Zhiheng, Pu, Tao, Xu, Qian, Wang, Lei, Ma, Ruifang, Zhang, Chao, Yu, Zhengliang, Li, Chaoliu, & Kang, Shichang. (2023). Isotopic composition and emission characteristics of CO₂ and CH₄ in glacial lakes of the Tibetan Plateau. *Environmental Research Letters*, 18. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aceb7b>
- Yang G, Zheng Z, Abbott B W, Olefeldt D, Knoblauch C, Song Y, Kang L, Qin S, Peng Y and Yang Y 2023 Characteristics of methane emissions from alpine thermokarst lakes on the Tibetan Plateau *Nat. Commun.* 14 3121
- Yang, F., Zhong, J., Wang, S., Hu, X., Wang, H., Tang, M., Zhang, M., Sun, C., Zhang, L. (2021). Patterns and drivers of CH₄ concentration and diffusive flux from a temperate river-reservoir system in North China. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 116, 184–197. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.12.004>

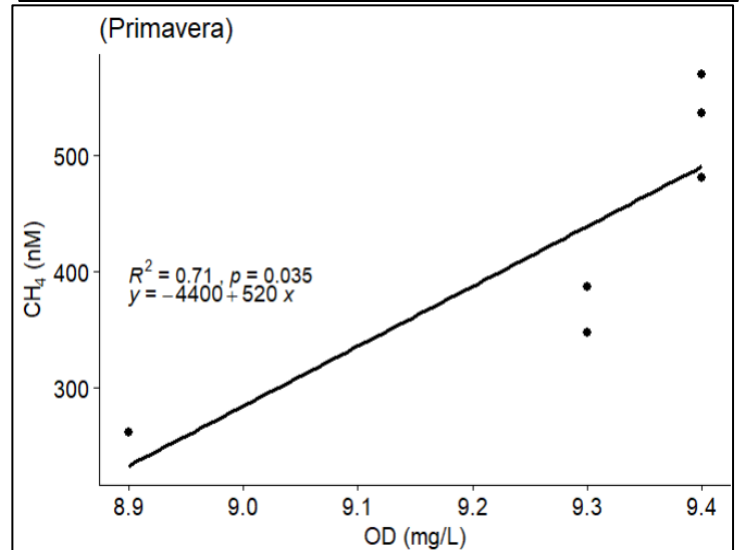
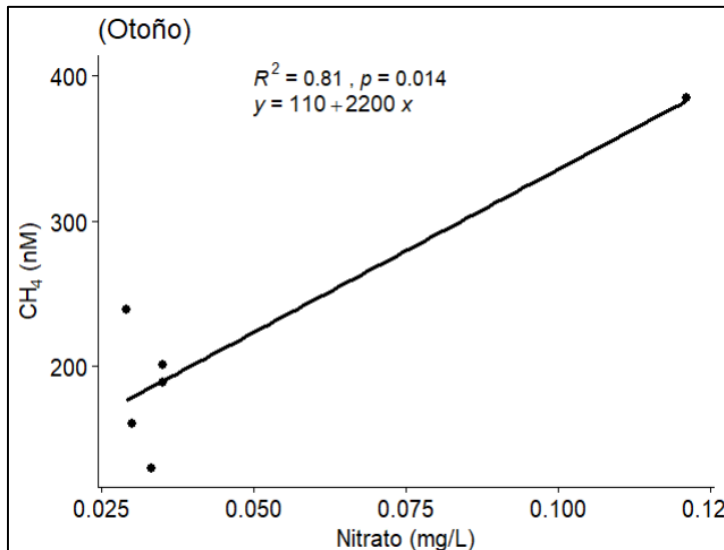
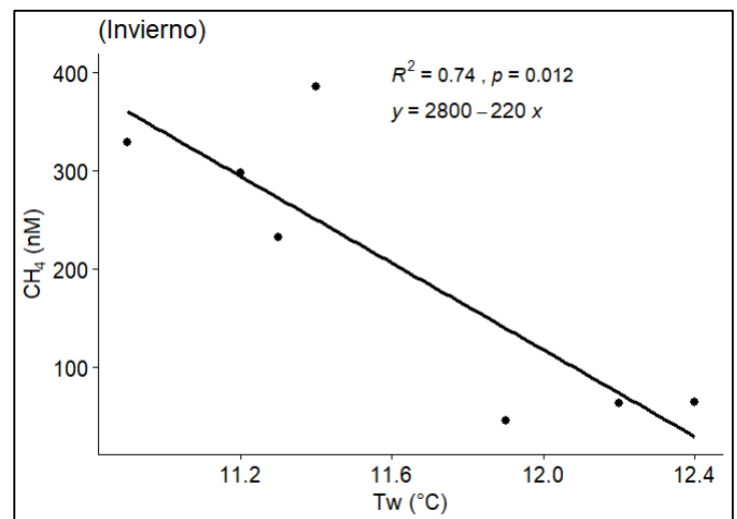
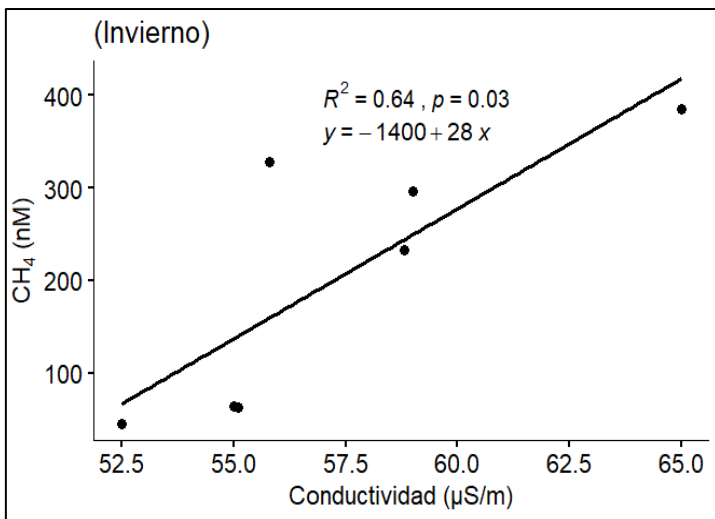
- Yang, G., Zheng, Z., Abbott, B. W., Olefeldt, D., Knoblauch, C., Song, Y., Kang, L., Qin, S., Peng, Y., Yang, Y. (2023). Characteristics of methane emissions from alpine thermokarst lakes on the Tibetan Plateau. *Nature Communications*, 14(1), 3121. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38907-6>
- Yang, L., et al. (2012). Surface methane emissions from different land use types during various water levels in three major drawdown areas of the Three Gorges Reservoir. *Journal of Geophysical Research*, 117, D10109. <https://doi.org/10.1029/2011JD017362>
- Yang, L., Lu, F., Wang, X., Duan, X., Song, W., Sun, B., Zhang, Q., Zhou, Y. (2013). Spatial and seasonal variability of diffusive methane emissions from the Three Gorges Reservoir. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118, 471–481. <https://doi.org/10.1002/jgrg.20049>
- Yévenes, M. A., Bello, E., Sanhueza-Guevara, S., et al. (2017). Spatial Distribution of Nitrous Oxide (N₂O) in the Reloncaví Estuary–Sound and Adjacent Sea (41°–43° S), Chilean Patagonia. *Estuaries and Coasts*, 40, 807–821. <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0184-z>
- Yévenes, M. A., Lagos, N. A., Farías, L., & Vargas, C. A. (2019). Greenhouse gases, nutrients and the carbonate system in the Reloncaví Fjord (Northern Chilean Patagonia): Implications on aquaculture of the mussel, *Mytilus chilensis*, during an episodic volcanic eruption. *Science of The Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.037>
- Yvon-Durocher, G., Allen, A., Bastviken, D., et al. (2014). Methane fluxes show consistent temperature dependence across microbial to ecosystem scales. *Nature*, 507, 488–491. <https://doi.org/10.1038/nature13164>
- Zak, D., Hupfer, M., Cabezas, A., Jurasinski, G., Audet, J., Kleeberg, A., ... Goldhammer, T. (2020). Sulphate in freshwater ecosystems: A review of sources, biogeochemical cycles, ecotoxicological effects and bioremediation. *Earth-Science Reviews*, 103446. doi:10.1016/j.earscirev.2020.103446
- Zhang, L., Liao, Q., Gao, R., Luo, R., Liu, C., Zhong, J., & Wang, Z. (2021). Spatial variations in diffusive methane fluxes and the role of eutrophication in a subtropical shallow lake. *Science of The Total Environment*, 759, 143495. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143495>
- Zhen, F. Greenhouse gas emission from Three Gorges Reservoir (upper Zhongxian County). (Postdoctoral report in the University of Chinese Academy of Sciences, China, 2012).

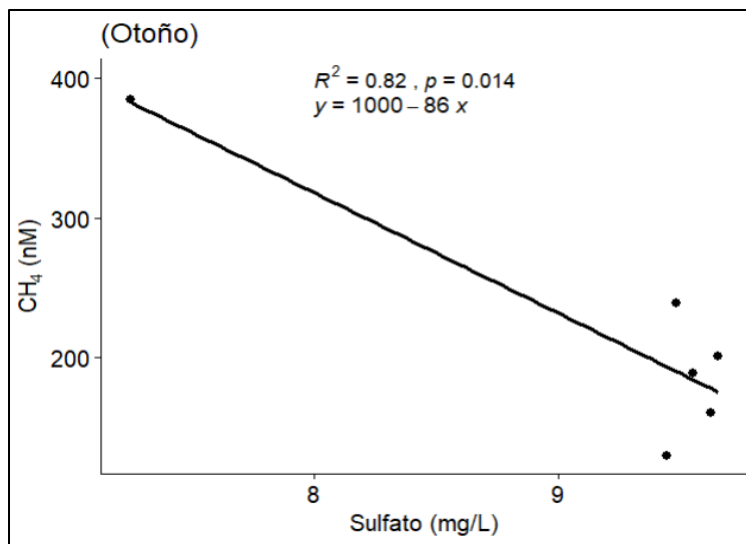
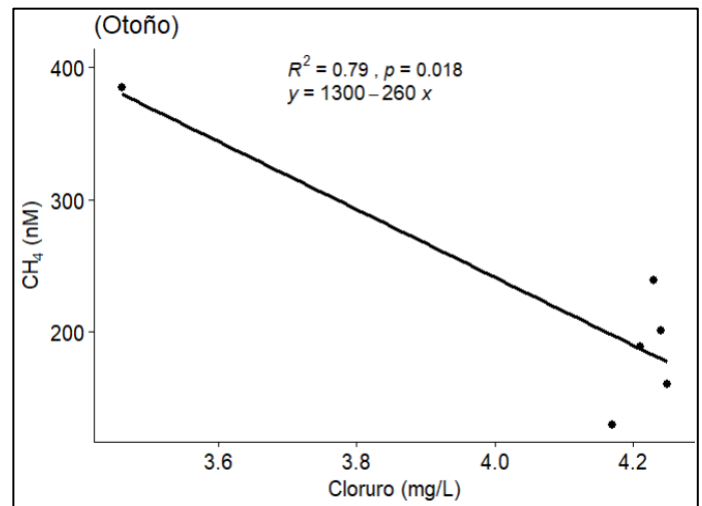
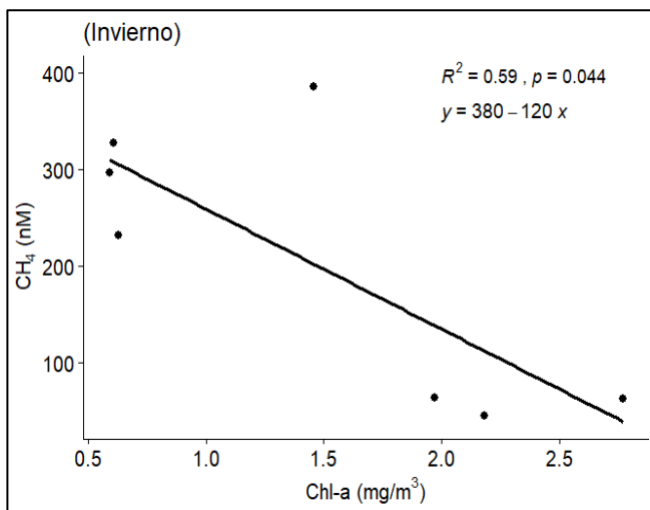
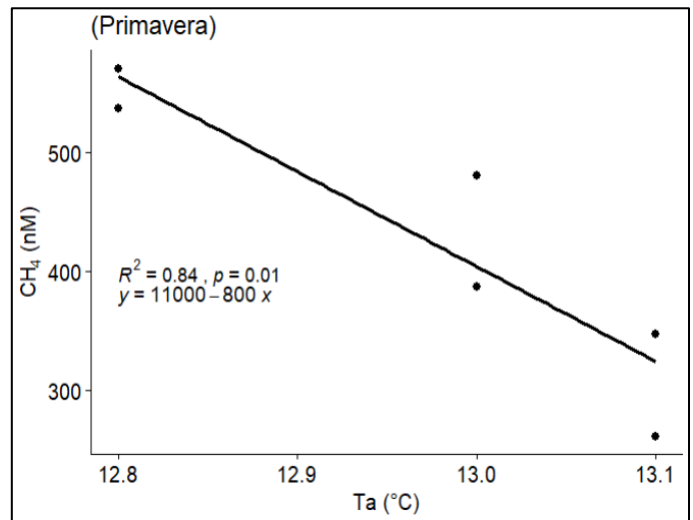
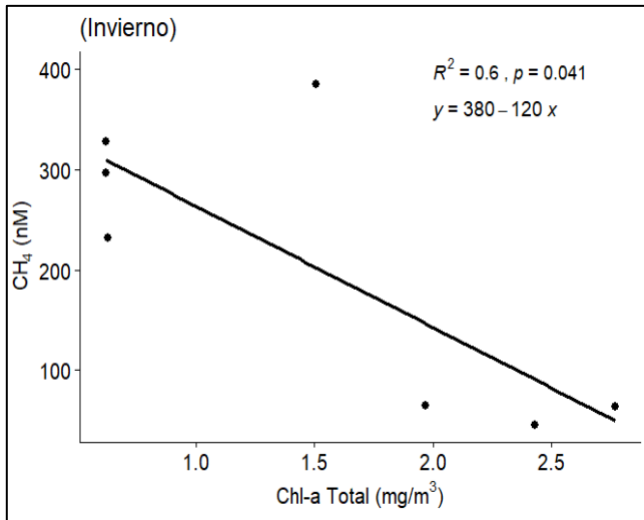
Zhong, J., Yang, F., Zhang, M., Sun, C., Wang, S., Chen, Q., Wang, H., Zhang, L. (2023). Water depth and productivity regulate methane (CH₄) emissions from temperate cascade reservoirs in northern China. *Journal of Hydrology*, 62, 130170. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130170>

Zhuang, G.-C., Montgomery, A., Sibert, R.J., Rogener, M.-K., Samarkin, V.A., & Joye, S.B. (2018). Effects of pressure, methane concentration, sulfate reduction activity, and temperature on methane production in surface sediments of the Gulf of Mexico. *Limnology and Oceanography*, 63, 2080–2092. <https://doi.org/10.1002/lno.10925>

Zimov, S. A. (1997). North Siberian Lakes: A Methane Source Fueled by Pleistocene Carbon. *Science*, 277(5327), 800–802. <https://doi.org/10.1126/science.277.5327.800>

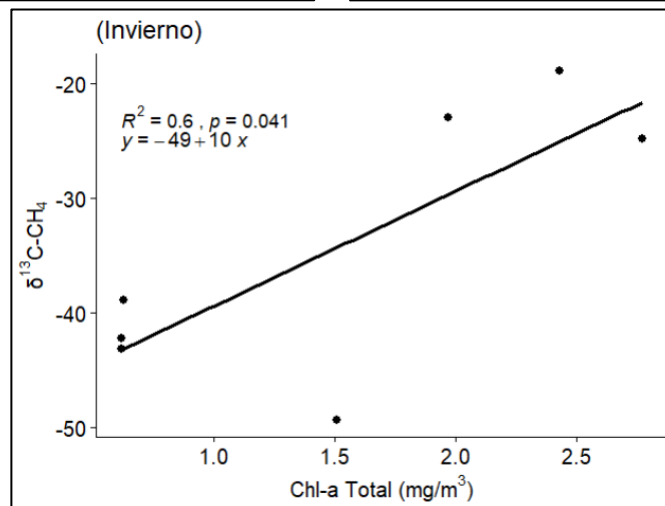
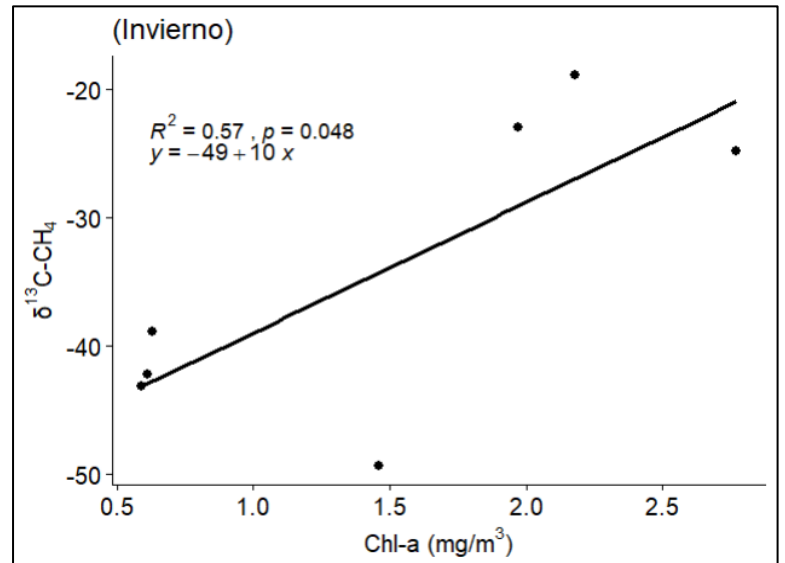
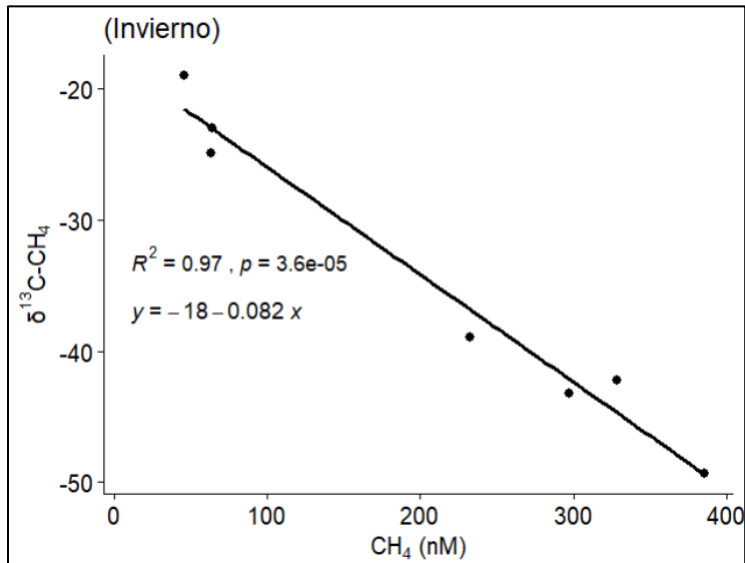
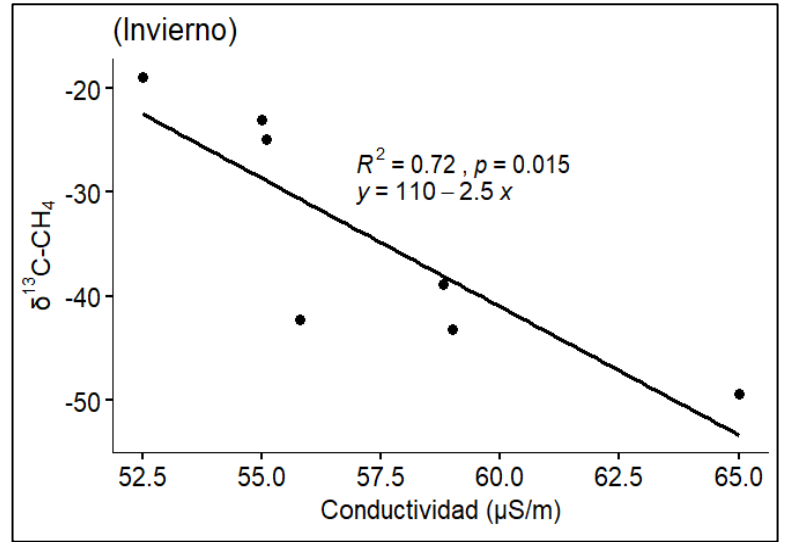
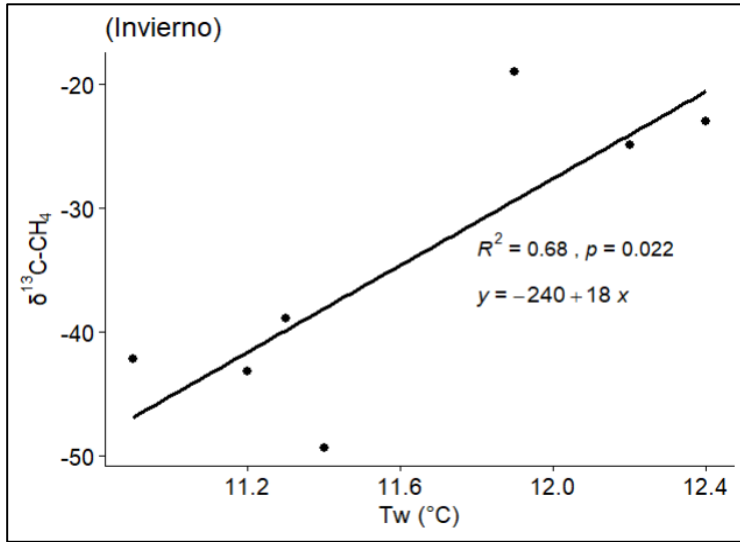
14. ANEXO





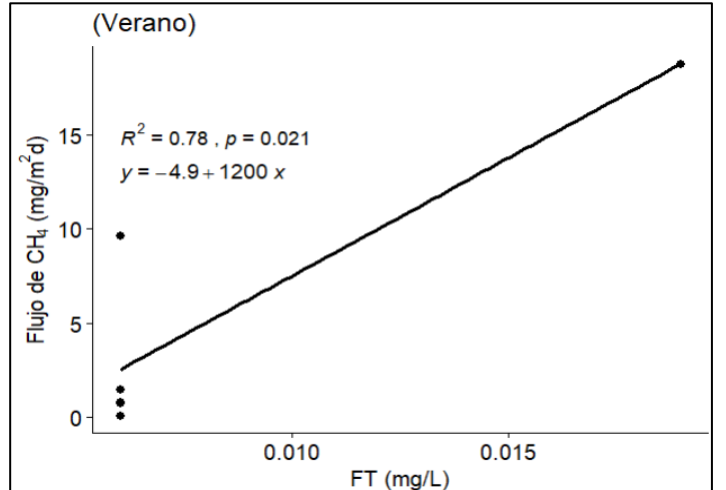
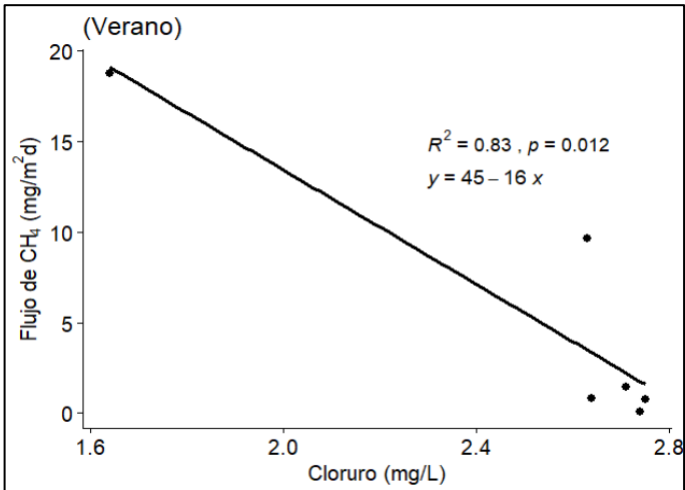
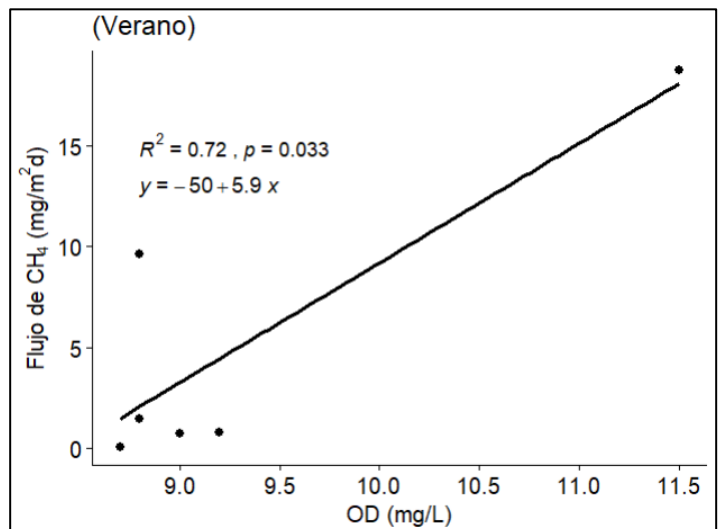
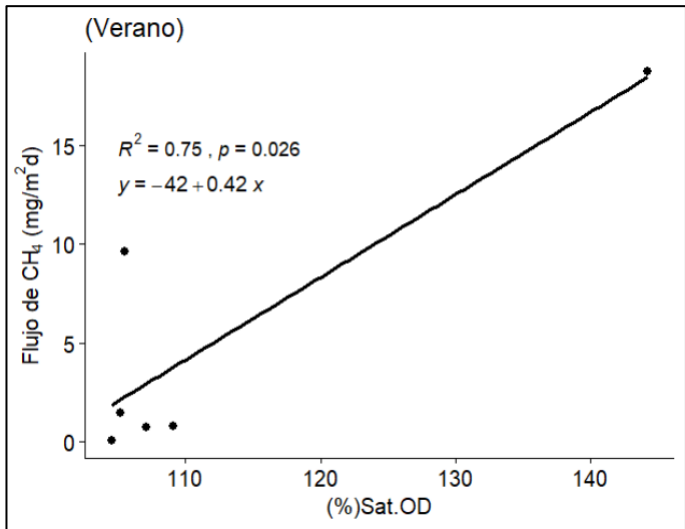
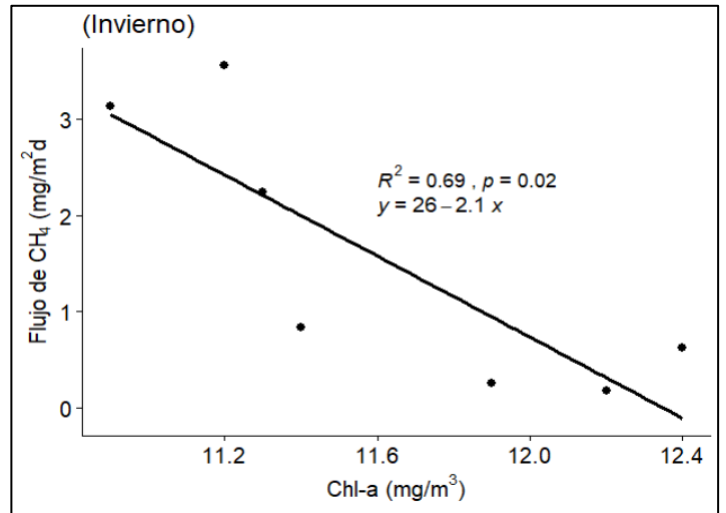
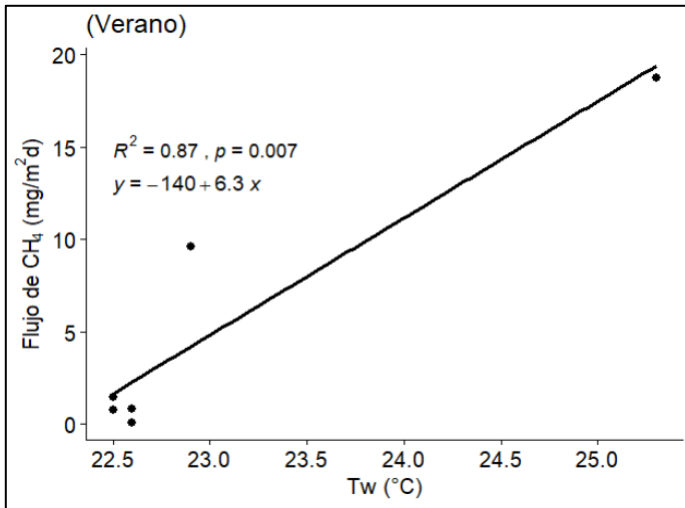
Figuras Anexo N°1: Regresiones lineales estadísticamente significativas, considerando la variable CH₄ (nM) como la variable dependiente.

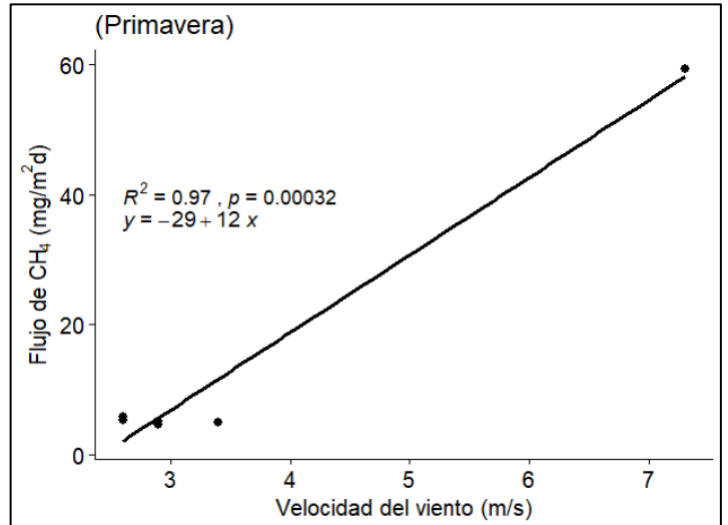
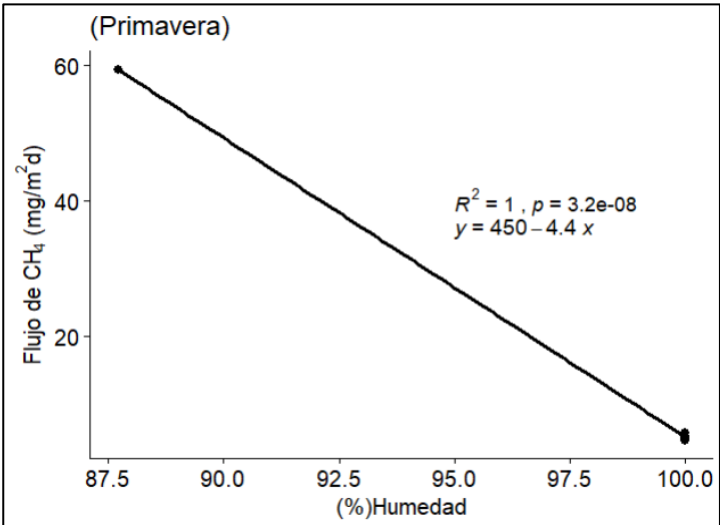
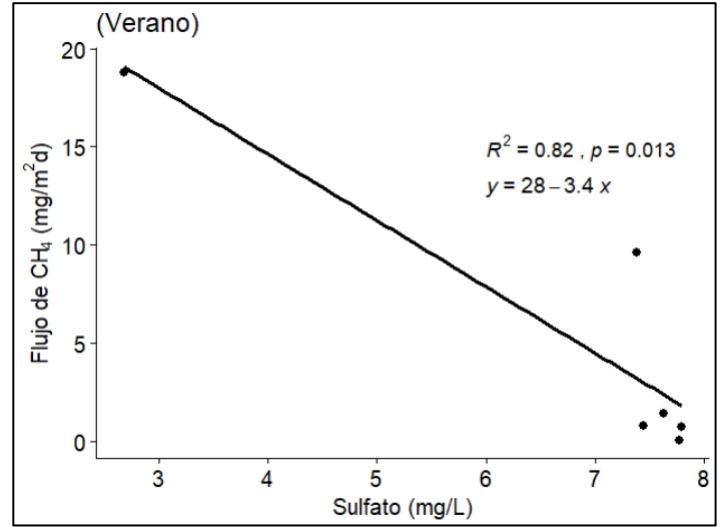
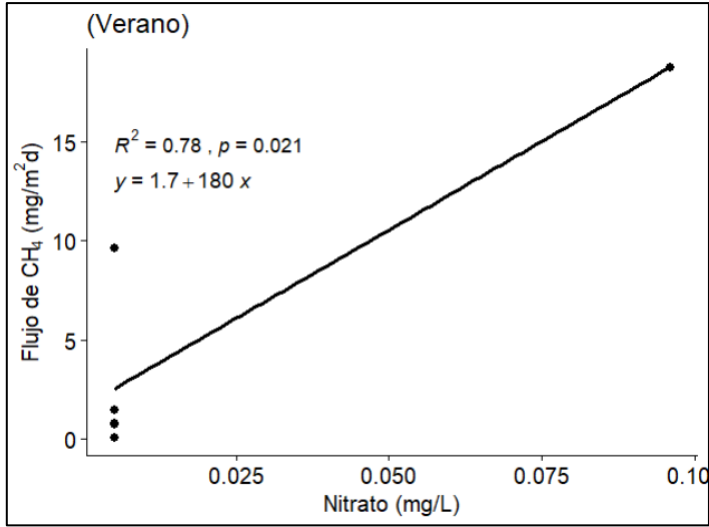
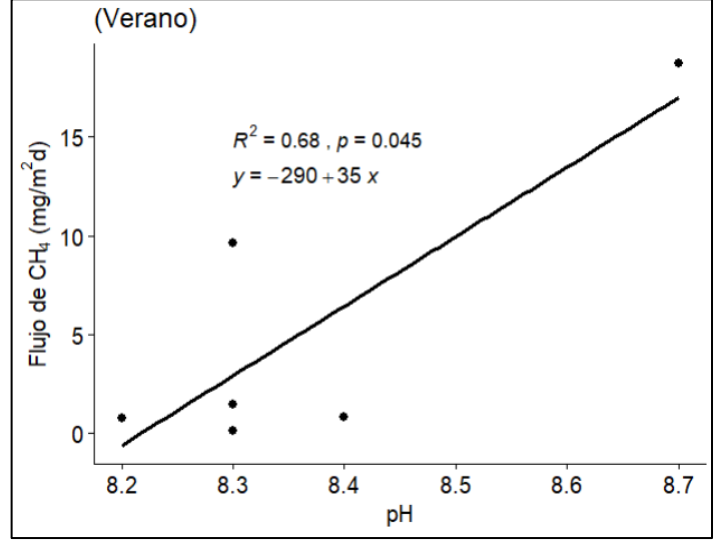
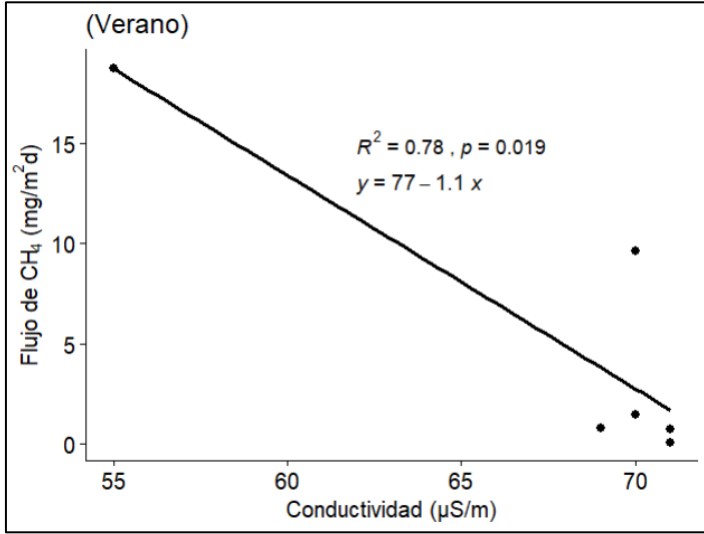
Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio

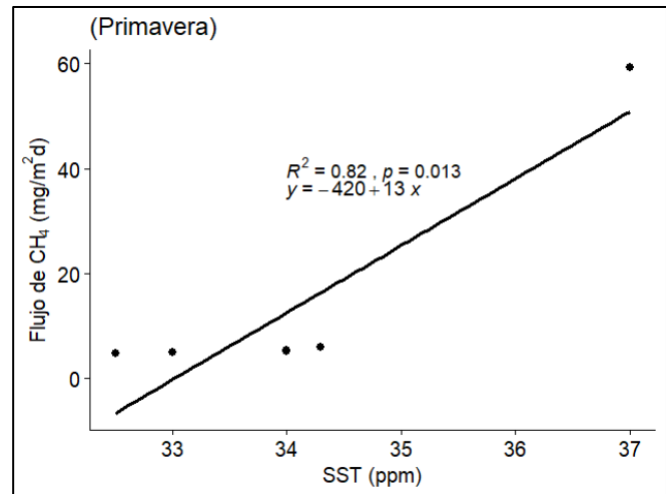
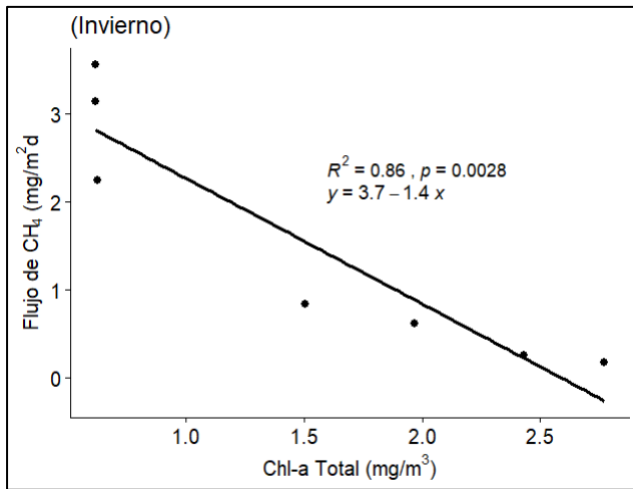
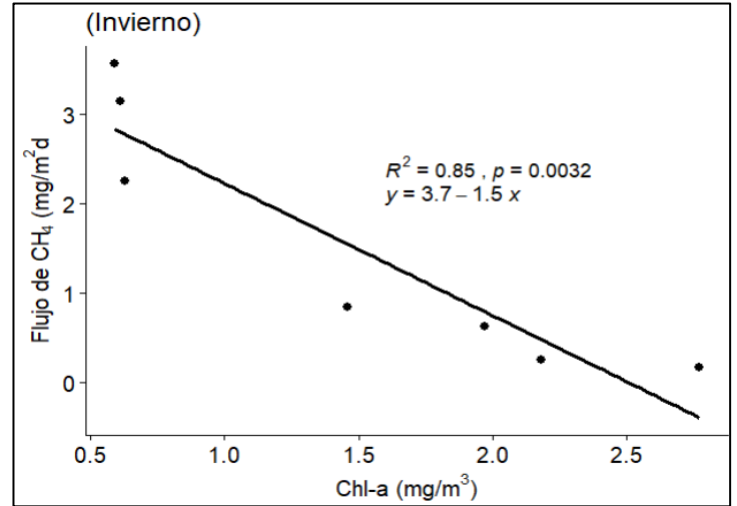
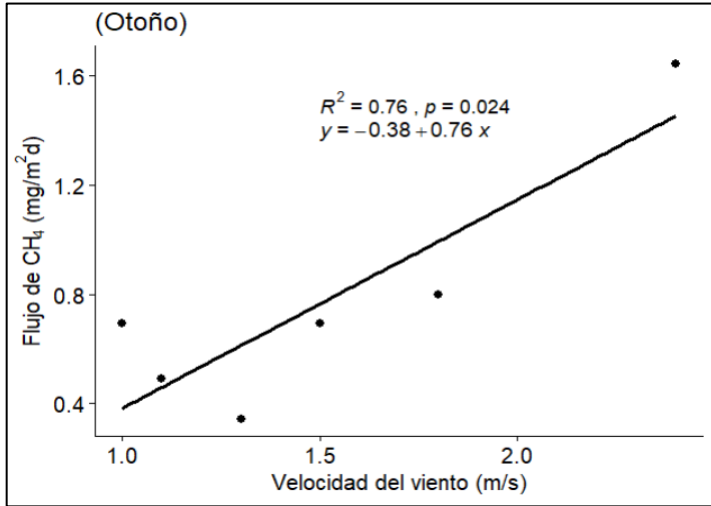


Figuras Anexo N°2: Regresiones lineales estadísticamente significativas, considerando la variable $\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$ como la variable dependiente

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio







Figuras Anexo N°3: Regresiones lineales estadísticamente significativas, considerando la variable de Flujo difusivo de CH₄ (mg/m²d) como la variable dependiente

Fuente: Elaboración propia mediante Rstudio