

Informe final publicable de proyecto

Estimación de emisiones de metano en embalses del Río Negro y evaluación de la actividad y diversidad de las poblaciones microbianas involucradas en la emisión de metano

Código de proyecto ANII: FMV_1_2021_1_168202

Fecha de cierre de proyecto: 01/09/2024

FERNÁNDEZ SCAVINO, Ana (Responsable Técnico - Científico)

CHALAR MARQUISÁ, Guillermo (Co-Responsable Técnico-Científico)

FERRANDO MAGNABOSCO, Lucía (Investigador)

GARRETA, Celina (Investigador)

GHAZZA COMPIANI, María Cecilia (Investigador)

PEREIRA MORA, Luciana Magdalena (Investigador)

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA. FACULTAD DE QUÍMICA (Institución Proponente) \\\

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA. FACULTAD DE CIENCIAS \\\

FACULTAD DE QUÍMICA. FUNDACIÓN PARA EL PROGRESO DE LA QUÍMICA

Resumen del proyecto

El calentamiento global, inducido por el aumento de gases de efecto invernadero (GEI), es una de las causas más importantes de la crisis ambiental del planeta. Las emisiones de GEI en lagos y embalses equivale a un quinto de las emisiones producidas por la quema de combustibles fósiles. El principal GEI emitido por estas reservas de agua dulce es el metano, que se produce por la actividad de diversos microorganismos, mayoritariamente en los sedimentos donde hay limitación de oxígeno y gran cantidad de materia orgánica. A su vez, otro grupo de microorganismos, las bacterias metanótrofas, consumen el metano tanto en presencia como en ausencia de oxígeno. La emisión neta de metano depende de la abundancia, diversidad y actividad de estos grupos microbianos y está limitada por la complejidad y disponibilidad de la materia orgánica depositada en los sedimentos.

Los embalses de las represas hidroeléctricas de Rincón del Bonete y Palmar son eutróficas, con frecuentes y recurrentes floraciones de cianobacterias que al finalizar el verano decaen incrementando la cantidad de materia orgánica depositada en los sedimentos.

El objetivo de este proyecto ha sido medir la emisión de metano en estas represas, analizar los principales procesos microbianos asociados a su producción y consumo, así como sus variaciones estacionales y espaciales. Para ello, se muestrearon tres sitios de cada embalse a fines del verano y a fines de la primavera del 2022.

Se obtuvieron los primeros valores de emisiones de metano en la interfase agua-atmósfera y los parámetros fisicoquímicos de los sedimentos en los tres sitios de cada embalse. Se observó que la emisión de GEI en estos embalses está vinculada a la eutrofización (González-Piana et al. 2025, <https://doi.org/10.1007/s41748-025-00721-z>). Se demostró, en ensayos de laboratorio, que tanto las floraciones algales como el material vegetal ribereño, son sustratos para la microbiota generadora de metano presente en los sedimentos en los embalses. Por tanto, un aumento de las floraciones o variaciones en el nivel del agua pueden aumentar sustantivamente la emisión de metano en los embalses del Río Negro (González-Piana et al. 2025, <https://doi.org/10.1007/s11356-025-35943-1>).

Las comunidades microbianas de los sedimentos se diferencian en su capacidad máxima de producción y consumo de metano según el sitio de muestreo, es decir que hay sitios que tienen mayor capacidad de emisión que otros, independientemente del embalse al que pertenecen. El potencial microbiano para el consumo aeróbico de metano en los sedimentos fue siempre mucho mayor que el de producción de metano, lo que indica que en los sedimentos se podría mitigar parcialmente la emisión de metano. La abundancia y actividad de los procariotas metanogénicos y metanotrofos correlacionaron positivamente, indicando que estos procesos están acoplados en los sedimentos de cada sitio de ambos embalses.

El análisis de las secuencias de ADN de la microbiota indica que hay una gran diversidad de microorganismos productores y consumidores de metano en los sedimentos. También revela que están presentes nuevas procariotas, bacterias y archaeas, muchos de las cuales aún no han sido obtenidos en cultivo en el laboratorio, que serían capaces de realizar otros procesos recientemente descritos en otros ecosistemas del planeta. La composición de la comunidad microbiana relacionada con el metabolismo de metano es característica de cada embalse, es decir que los tres sitios muestreados en cada embalse tienen comunidades microbianas más similares, sugiriendo que los parámetros hidrológicos determinan la composición e interacción de estos microorganismos.

Las bacterias capaces de producir metano aeróbicamente por la hidrólisis de metilfosfonato, un compuesto encontrado en agua dulce, son frecuentes en las aguas de ambas represas y hemos caracterizado unas 20 cepas bacterianas potencialmente capaces de realizar este proceso.

Antecedentes, problema de investigación, objetivos y justificación.

Los reservorios de agua dulce emiten los dos gases de efecto invernadero (GEI) más importantes, anhídrido carbónico y metano (Marcelino et al. 2015, Musenze et al. 2016) y el metano es responsable de la mayor contribución al calentamiento global (Deemer et al., 2016). Los embalses hidroeléctricos producen y emiten mayor cantidad carbono que los lagos naturales por unidad de superficie, principalmente en los primeros 20 años posteriores a la inundación (Barros, et al., 2011). Los embalses construidos en el cauce principal de los ríos poseen extensas cuencas de drenaje desde las cuales ingresan grandes cantidades de materiales orgánicos e inorgánicos que se depositan en los sedimentos.

Las emisiones dependen de varios factores, aumentan con la temperatura (Del Sontro et al. 2010) y con la productividad primaria terrestre en los tributarios y sus cuencas, que aporta materia orgánica disuelta (Hertwich 2013), sustrato de la respiración aerobia y de la metanogénesis.

También el estado nutricional y la consecuente eutrofización de los embalses son determinantes en la dinámica de los GEI (González-Valencia et al. 2014). Si bien estudios localizados muestran resultados discrepantes, los relevamientos a escala global encuentran una fuerte correlación positiva entre el flujo de metano en los embalses y el contenido de clorofila a, indicador de eutrofización (Deemer et al., 2016). Se ha sugerido que la baja cantidad de oxígeno disuelto y alto contenido de carbono orgánico de los sistemas eutróficos favorecen la metanogénesis porque la materia orgánica derivada de las algas es un sustrato mas favorable para la metanogénesis que la materia orgánica vegetal de origen terrestre (West et al., 2012).

La cuenca del Río Negro ocupa más del 40% del territorio nacional. El caudal medio del cauce principal depende fundamentalmente del sistema de represas para la generación hidroeléctrica, que representa alrededor del 20% de la demanda energética del país y que está constituido por 3 embalses cuya secuencia aguas abajo es: Rincón del Bonete, Baygorria y Palmar. Los dos embalses principales tienen superficies, profundidades y tiempos de retención hidráulica muy diferentes, a saber: Rincón del Bonete 1070 km², 32m, 140 días; Palmar 320 km², 15m, 22 días (DINAMA, 2018). La operación de los embalses depende de la demanda energética o eventos climáticos y condiciona las variaciones en las propiedades fisicoquímicas del agua porque modifican la turbulencia del agua, tiempo de residencia y acumulación de nutrientes. Los estudios realizados por el grupo de Limnología (Facultad de Ciencias) evidencian las características eutróficas de estos embalses, determinadas por altos valores de fósforo reactivo soluble, fósforo total y masivas floraciones de cianobacterias, condiciones aún más pronunciadas en el embalse de Palmar (Chalar et al, 2014, 2015; González-Piana, 2011, 2017). Los altos niveles de nutrientes en los embalses son atribuibles a las actividades agropecuarias realizadas en las cuencas de drenaje hacia los embalses. En la cuenca alta, que abastece a Bonete, predominan la ganadería extensiva, la forestación y el arroz, mientras que la cuenca media y baja se caracterizan por mayor presencia de cultivos intensivos en detrimento del campo natural. Según Chalar (2012), los sedimentos de ambos embalses poseen concentraciones similares de materia orgánica (aproximadamente 8%), mientras que Bonete presenta concentraciones promedio mayores de Nitrógeno Total y Fósforo Total a los de Palmar.

La producción y consumo de metano son procesos mayoritariamente biológicos llevados a cabo por procariotas de los dominios Archaea y Bacteria. En los sedimentos, donde escasea el oxígeno, se fermentan los compuestos carbonados dando como productos finales metano y anhídrido carbónico. Se pone en marcha una cadena trófica entre procariotas que cooperan e hidrolizan la materia orgánica compleja y la fermentan compuestos más sencillos de pocos carbonos. La fermentación de estos compuestos produce

fundamentalmente acetato, metilaminas e H_2 y CO_2 , que son sustratos metanogénicos. Las archaeas metanogénicas están al final de esa cadena y pueden producir metano a partir de este rango restringido de sustratos en condiciones anaeróbicas (Zehnder & Stumm, 1988).

Se ha reportado que composición de la materia orgánica y la estructura de la comunidad metanogénica son buenos predictores de la emisión de metano (Bertolet et al. 2019) y se ha observado que en lagos eutróficos la metanogénesis supera al consumo de metano en sedimentos (D'Ambrosio et al. 2021). Otros autores en cambio, proponen que la abundancia de metanogénicos no explica las emisiones de metano en lagos urbanos eutróficos de poca profundidad (Pierangeli et al. 2021).

La producción de metano no sólo se da en condiciones anóxicas por procariotas específicos. Recientemente se ha reportado que el metilfosfonato, un compuesto derivado de la descomposición de glifosato, pero también sintetizado por el 5 % microorganismos acuáticos (Yu et al. 2013), puede ser demetilado para producir metano. El aporte de este mecanismo a la emisión de metano podría ser relevante dependiendo del estado nutricional del ecosistema (Wang et al., 2017).

A su vez, el metano puede ser consumido por microorganismos metanótrofos utilizando oxígeno (Murrell et al., 2009) u otros compuestos como aceptores de electrones alternativos. Las bacterias aerobias oxidantes de metano (BOM) pertenecen a los filos Proteobacteria y Verrucomicrobia mientras que la oxidación de metano en anaerobiosis está mediada por diferentes microorganismos recientemente descritos que pertenecen a los dominios Archaea y Bacteria.

La oxidación de CH_4 realizada por BOM presentes en la columna de agua contribuye a regular las emisiones de metano de los reservorios de agua dulce, mitigando la huella de carbono de los embalses (Reis et al. 2020). Sin embargo las BOM también habitan las interfases óxicas- anóxicas como las capas superiores de sedimentos, donde tienen un alto potencial para el consumo de metano (Trimmer et al 2015). La oxidación de metano es un proceso altamente dependiente de la concentración de CH_4 y O_2 , la disponibilidad de nutrientes y el pH (Hanson & Hanson 1996, Veraart et al 2015, Pierangeli et al 2021).

El grupo del Laboratorio de Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental de la Facultad de Química ha estudiado los microorganismos metanogénicos y metanotróficos, su balance y por tanto su contribución a las emisiones de metano en otros ambientes como en suelos de arrozales, donde se suceden el estado anóxico (inundación, cultivo de arroz) con el óxico (secano en invierno) que favorece alternativamente la metanogénesis y la metanotrofía (Ferrando L., & Tarlera, S., 2009; . Fernández et al. 2013; Tarlera et al. 2016).

DESCRIPCION DEL PROBLEMA

Debido al aumento acelerado de la emisión de gases de efecto invernadero y a los efectos constatables del cambio climático, el estudio de la emisión de GEI y los factores que lo controlan ha cobrado gran relevancia. Los acuerdos internacionales para mitigar estos efectos y reducir las emisiones demandan el registro de datos que alimenten los modelos predictivos. También se requiere información sobre las variables que correlacionan con esa emisión y que permitirían reducir la producción de GEI.

Los sistemas de aguas continentales han recibido mucha atención porque tienen una contribución a los GEI similar a la de los océanos y porque son más susceptibles a ser manejados por el hombre. A su vez, estos sistemas son los más amenazados por la actividad humana intensiva, tanto agrícola como industrial. Los fenómenos de floraciones algales, cada vez más frecuentes en nuestro país, han concientizado a toda la población sobre el problema.

Asimismo, la instalación de una planta productora de pasta de celulosa de gran porte entre los embalses Rincón del Bonete y Baygorria, representa un cambio importante en las condiciones nutricionales de las aguas del Río Negro.

Es necesario conocer las bases de los procesos que generan las emisiones, es decir los microorganismos

asociados a estos procesos, sus actividades y los parámetros que regulan su interacción. En general, los valores de emisiones de metano de lagos y reservorios son resultado de cálculos de predicción que tienen en cuenta factores como la productividad primaria, el estado trófico, el nivel de anoxia, la forma y el tamaño del lago. Pero para comenzar a comprender las variaciones de estos sistemas tan complejos es necesario conocer la respuesta de los microorganismos directamente involucrados a los cambios en los parámetros ambientales. Esta información brinda la oportunidad de manejo de estos parámetros para reducir las emisiones y contribuye a construir modelos de predicción de emisiones según parámetros fisicoquímicos y biológicos.

Este proyecto proporcionó datos sobre las variaciones espaciales y estacionales de la emisión de metano y sobre la composición y actividad de los principales grupos microbianos que producen y consumen metano en los sedimentos de los dos grandes embalses hidroeléctricos del Río Negro.

Esta información es relevante para las autoridades que gestionan las represas y para las agencias gubernamentales, intendencias, gestores de cuencas y ministerios relacionados con el ambiente, la energía y la producción agropecuaria.

OBJETIVO GENERAL:

El objetivo de este proyecto es cuantificar la emisión de metano en las represas Palmar y Bonete y analizar los principales procesos microbianos asociados a la producción y consumo de metano en los sedimentos. Se analizó la distribución espacial de estos procesos en ambos embalses y sus variaciones estacionales.

Metodología/Diseño del estudio

La hipótesis del proyecto es que las diferentes condiciones nutricionales, especialmente las debidas a la eutrofización, determinan la emisión de metano en estos dos embalses. Para verificarlo se compararon zonas de los embalses que podrían tener diferente estado trófico a fines del verano (después de cuando suelen ocurrir las floraciones de cianobacterias) y luego a fines de la primavera en 2022 (antes del siguiente evento de floraciones). Se analizaron las propiedades fisicoquímicas y nutrientes del agua y sedimentos y se midió el flujo de metano "in situ". También se analizó la estructura de las comunidades microbianas de los sedimentos asociadas a la producción y al consumo de metano y se evaluó su potencial para aumentar su actividad en distintas condiciones nutricionales. Se compararon 3 sitios contrastantes en cada embalse: la represa y dos brazos (Cardozo y Carpintería en Bonete, y Arroyo Grande y Cerro Vera en Palmar). Se tomaron triplicados de todas las muestras y se analizaron en forma independiente.

Se analizaron los flujos de emisión de gases en la interfase agua/atmósfera mediante análisis de gases acumulados en cámara estática flotante y la concentración de metano y óxido nitroso fue analizada por cromatografía gaseosa. Se tomaron los gases acumulados a intervalos regulares de tiempo para medir el flujo de emisión.

Las muestras de sedimentos fueron tomadas con muestreador Kajak core y consistieron en cores de los 5 cm superiores de sedimento y 10 cm de la columna de agua sobre ellos. También se realizaron tomas de la columna de agua: superficial (20 cm superiores) y profunda (20 cm sobre el sedimento). Las muestras se mantuvieron refrigeradas hasta su procesamiento y una fracción se congeló a -70°C para extracción de ADN y análisis moleculares.

In situ se midieron pH, conductividad, oxígeno disuelto, potencial redox, temperatura y turbidez en aguas. Se determinaron nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) en aguas y en sedimentos. En sedimento se determinaron diversos metales, el contenido de materia orgánica y su composición (proteínas, azúcares y lípidos)

Se realizó el análisis molecular de la microbiota de los sedimentos. Se realizó la extracción de ADN mediante el Kit Fast DNA™ SPIN for Soil. Se cuantificó la abundancia de bacterias y archaeas mediante PCR cuantitativa del gen 16S rRNA y de las poblaciones metanogénicas y metanótrofas mediante

cuantificación de los genes específicos *mcrA* y *pmoA*, respectivamente. La estructura de la comunidad de bacterias y archaeas se analizó con la tecnología Illumina Miseq de la empresa Novogene. Del set de datos se extrajeron las secuencias correspondientes a los taxones asociados a la metanotrofia aerobia y anaerobia (Archaea y Bacteria) y a la metanogénesis (Archaea), dado que los procariotas metanogénicos y metanótrofos pertenecen a géneros conocidos dentro de estos dominios.

Para analizar el potencial de producción y consumo de metano se realizaron ensayos de incubación de los sedimentos a 25C agregando distintos sustratos y midiendo, en intervalos periódicos de tiempo, por cromatografía gaseosa el metano consumido o producido.

Para para estimar la contribución de diferentes tipos de materia orgánica compleja a la metanogénesis se hicieron incubaciones de los sedimentos en de las represas con biomasa de floraciones y con biomasa vegetal ribereña en las represas.

Se realizaron análisis de varianza (ANOVA), seguido del test Tuckey para la comparación de medias y para la comparación de la estructura y diversidad beta de las comunidades microbianas se realizaron análisis multivariados. Se realizaron análisis de correlación entre parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

Resultados, análisis y discusión

El contenido de materia orgánica de los sedimentos en los 6 sitios durante los dos momentos de muestreo se mantuvo entre el 8 y el 11%. Su componente principal fueron las proteínas que estaban entre 4 y 10 mg por gramo de peso seco de sedimento y la relación de los polímeros de C (BPC) fue mayor que 3, lo que clasifica a los sedimentos como eutróficos (Pusceddu et al., 2011). En los sedimentos de diferentes sitios el contenido de Nitrógeno total estuvo en el rango de 1400-1900 microgramos por gramo de peso seco y el Fósforo total entre 460-1300 microgramos por gramo de peso seco, y en general disminuyeron durante el invierno. El pH se mantuvo alrededor de 7 en todos los sedimentos.

La producción de metano a partir de sustratos endógenos fue mayor en los sedimentos muestreados al final del verano que en los muestreados al final del invierno en todos los sitios, indicando que durante el verano se acumuló materia orgánica capaz de ser fermentada para la producción de metano. El metano acumulado por los sedimentos al cabo de 150 días de incubación fue significativamente diferente entre sitios en ambas estaciones, encontrándose diferencias significativas entre los sitios sólo en las mediciones de otoño.

La microbiota de ambas represas fue capaz de producir metano a partir de floraciones algales y de material vegetal ribereño a las represas, el cual sería sustrato para la metanogénesis si aumenta la cota del embalse. Se observó diferente respuesta en la velocidad inicial de producción de metano en ambas represas, la cual se estabilizó al cabo de 60 días de incubación. El metano acumulado está positivamente correlacionado con el Nitrógeno Total, el Fósforo Total reactivo y la composición de los polímeros de Carbono.

La distribución espacial de los metanógenos y los metanotrofos aeróbicos permitió diferenciar los embalses, lo que sugiere que la estructura de la comunidad estuvo determinada por las condiciones hidrológicas de Palmar y Bonete. Aunque los géneros dominantes fueron comunes a ambos embalses, se observaron diferencias entre los géneros menos prevalentes en Palmar y Bonete. Las comunidades metanogénicas resultaron ser complejas, capaces de utilizar una variedad de sustratos en diferentes concentraciones, lo que les permite adaptarse a cambios en el clima y en la disponibilidad de nutrientes. Representaron entre el 5 y el 65% de las secuencias de archaeas, y disminuyeron hacia la primavera a medida que la materia orgánica procedente de las floraciones algales estivales se reducía en los sedimentos. Por su parte, la comunidad bacteriana metanotrófica mostró una mayor estabilidad a lo largo del año, con una estructura más homogénea dentro de cada embalse, lo que sugiere que el metano y el oxígeno estaban distribuidos de manera más uniforme que los sustratos metanogénicos. El potencial para el consumo aeróbico de metano fue siempre mucho mayor que el de producción de metano, lo que indica que

las bacterias metanotróficas aeróbicas permanecen activas y tienen una alta capacidad metabólica para mitigar las emisiones en los sedimentos. La abundancia y actividad de los metanogénicos y metanotróficos correlacionaron positivamente, lo que indica que estos procesos están acoplados en los sedimentos de Palmar y Bonete. La distribución y dinámica de Bacteria y Archaea capaces de la oxidación anaeróbica de metano fue específica de cada sitio y no del embalse, lo que indica que las características locales influyeron en estos procesos particulares.

En las aguas de ambas represas se encontró una alta proporción de bacterias capaces de crecer en metilfosfonato, en ausencia de otra fuente de fósforo, las cuales podrían producir metano aeróbicamente si las aguas contienen metilfosfonato.

Conclusiones y recomendaciones

Los dos principales embalses hidroeléctricos del Río Negro emiten metano y las diferencias espaciales entre distintos sitios de ambos embalses se evidencian a principios del otoño, cuando la materia orgánica proveniente de las floraciones algales es mayor en los sedimentos.

Los sedimentos albergan comunidades activas y acopladas de microorganismos capaces de producir y consumir metano, y esas comunidades difieren en Rincón del Bonete y Palmar. Los microorganismos capaces de producir metano son más susceptibles a la estación del año, mientras que los que consumen metano y oxígeno experimentan menos cambios durante el año. La microbiota de sus sedimentos tiene la capacidad tanto de aumentar como de mitigar la emisión de metano, dependiendo de las condiciones locales y estacionales.

Asimismo, la composición molecular de esta microbiota, relevada en esta investigación, plantea la intriga de cuales de los procesos microbianos novedosos podrían estar ocurriendo en los sedimentos de los embalses que podrían estar contribuyendo o mitigando la producción de uno de los principales gases de efecto invernadero.

Productos derivados del proyecto

Tipo de producto	Título	Autores	Identificadores	URI en repositorio de Silo	Estado
Artículo científico	Evaluation of the importance of sediment organic matter composition for CH ₄ production by microcosm tests with and without addition of natural sources (cyanobacterial biomass and riparian pasture) in two subtropical, eutrophic reservoirs	Mauricio González? Piana1 · Ana Fernández? Scavino2 · Donato Seiji Abe3 · Corina Sidagis3 · Celina Garreta1 · Natalia Venturini4 · Stefani Martinez4 · Julieta Cuevas1 · Sol De Giacomí1 · Guillermo Chalar1	https://doi.org/10.1007/s11356-025-35943-1		En proceso
Póster	Caracterización de bacterias capaces de producir metano aeróbicamente en los embalses del Río Negro	Iriarte, Sofía1; Ghiazza, Cecilia; Pereira-Mora, Luciana; Suárez, Ileana; Ferrando, Lucía; Fernández-Scavino, Ana			En proceso

Tipo de producto	Título	Autores	Identificadores	URI en repositorio de Silo	Estado
Presentación en evento	Distribution of methane-cycle microorganisms in sediments of hydroelectric dam reservoirs	Luciana Pereira, Cecilia Ghiazza, Sofía Croci, Sofía Martínez, Sofía Iriarte, Lucía Ferrando, Ana Fernández			En proceso
Póster	Producción y consumo de metano en sedimentos de embalses del Rio Negro	Sofía Martínez, Sofía Iriarte, Luciana Pereira, Cecilia Ghiazza, Sofía Croci, Lucía Ferrando, Ana Fernández			En proceso
Póster	Impacto del uso del suelo en los microorganismos del ciclo del metano en embalses de las represas hidroeléctricas Palmar y Rincón del Bonete	Pereira, L; Ghiazza, C; Croci, S; Martínez, S; Iriarte, S; Suárez, I; Cizmic, B; Ferrando, L; Fernández; A.			En proceso

Tipo de producto	Título	Autores	Identificadores	URI en repositorio de Silo	Estado
Artículo científico	CO2, CH4, and N2O Emissions in Two Major Subtropical Hydroelectric Reservoirs in South America Are Linked to Anthropogenic Eutrophication	González-Piana Mauricio1 · Abe Donato2 · Sidagis Corina2 · De Giacomi Sol1 · Garreta Celina1 · Julieta Cuevas1 · Chalar Guillermo1	https://doi.org/10.1007/s41748-025-00721-z		En proceso
Artículo científico	Microbial communities of the methane cycle with different spatial and seasonal dynamics remain coupled in sediments of two temperate hydroelectric reservoirs	Cecilia Ghiazza1a, Luciana Pereira-Mora1a, Lucía Ferrando1, Guillermo Chalar2, Ana Fernández-Scavino1*	no hay aún		En proceso
Artículo científico	Título tentativo: Biopolymer Composition Shapes Methanogenic Archaeal Communities in Sediments from Eutrophic South American	Mauricio González-Piana1, Emiliano Pereira2, Ana Fernández-Scavino3, Luciana Pereira-	no hay aún		En proceso

Tipo de producto	Título	Autores	Identificadores	URI en repositorio de Silo	Estado
	Subtropical Hydroelectric Reservoirs	Mora3, Donato Seiji Abe4, Sol De Giacomini1, Julieta Cuevas1, Guillermo Chalar1			

Referencias bibliográficas

- Arocena, R., Chalar, G., Fabián, D., & Perdomo, C. (2016). Impacto de la producción lechera en los sistemas acuáticos continentales. Serie INIA/FPTA No 60. 42p. ISSN:1688-924X
- Barros N, et al. 2011. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience* 4: 593–596.
- Bertolet, B et al. 2019. Organic matter supply and bacterial community composition predict methanogenesis rates in temperate lake sediments *Limnology and Oceanography Letters* 4, 164–172
- Carpenter, S.R., 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil P. *PNAS* 102, 10002–10005.
- Chalar et al. 2011. Caracterización limnológica de los embalses del Río Negro durante el período setiembre 2009 - junio 2011. Convenio UTE - Facultad de Ciencias. <http://limno.fcien.edu.uy/pactuales/Informe%20Rio%20Negro%202009-2011.pdf>
- Chalar G, et al. 2002. Dinámica de la eutrofización en el Embalse de Salto grande. Factores abióticos controladores de labiomasa fitoplanctónica. 2a. Reunión Internacional de Eutrofización de lagos y Embalses (CYTED) Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay
- Chalar, G & Tundisi, JG. (2001) Phosphorus Fractions and Fluxes in the Water Column and Sediments of a Tropical Reservoir (Broa – SP) *Internat. Rev. Hydrobiol.* 86(2):183-194
- Chalar, G. 2006. Dinámica de la Eutrofización a Diferentes Escalas Temporales: Embalse Salto Grande (Argentina-Uruguay). In: Tundisi, JG, Matsumura-Tundisi, T. & Sidagis, C. (Eds *Eutrophication in South America: causes, consequences and technologies for management and control.*). International Institute of Ecology, Inc. São Carlos, SP. 87 -101p
- Chalar, G. et al. (2015). Estado y evolución de la eutrofización de los embalses del Río Negro. Convenio UTE- Facultad de Ciencias. <http://limno.fcien.edu.uy/proyectosactuales>
- Chalar, G., Gerhard, M., González-Piana, M., & Fabián, D. (2014). Hidroquímica y eutrofización en tres embalses subtropicales en cadena. En: Marcovecchio, JE, Botté, SE y Freije, RH, *Procesos geoquímicos superficiales en Sudamérica*. Salamanca: Nueva Graficesa, 121-148.
- Conde, D. et al. (1996) The main forces inducing chemical spatial heterogeneity in Salto Grande, a reservoir on the Uruguay River. *Arch. Hydrobiol. Suppl. on Large Rivers Krems* 1(4):571-578
- Costello, A. et al. (2002). Estimation of methanotroph abundance in a freshwater lake sediment.

Environmental Microbiology, 4, 443–450.

Crevecoeur, S. et al. (2019). Large-scale biogeography and environmental regulation of methanotrophic bacteria across boreal inland waters. *Molecular Ecology*, 28, 4181–4196.

D'Ambrosio, S. John A. Harrison. 2021. Methanogenesis exceeds CH₄ consumption in eutrophic lake sediments. *Limnology and Oceanography Letters* doi: 10.1002/lol2.10192

Deemer, B. R. et al. (2016). Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: a new global synthesis. *Bioscience* 66, 949–964.
doi: 10.1093/biosci/biw117

Del Sontro, et al. 2018. Greenhouse gas emissions from lakes and impoundments: Upscaling in the face of global change: GHG emissions from lakes and impoundments. *Limnology and Oceanography Letters* 3, 64–75.
<https://doi.org/10.1002/lol2.10073>

DINAMA-MVOTMA. 2018. Calidad ambiental de la cuenca del Río Negro. 2009-2017.
<https://www.mvotma.gub.uy/ambiente/prevencion-y-control-para-el-cuidado-del-ambiente/estado-del-ambiente/calidad-ambiental/item/10012184-informe-calidad-ambientaldel-rionegro-2009-2017>

Egger, M. et al. (2015). Iron mediated anaerobic oxidation of methane in brackish coastal sediments. *Environ. Sci. Technol.* 49, 277–283. doi: 10.1021/es503663z

Estudio Ingeniería Ambiental, 2018. Viabilidad Ambiental de Localización. Planta de Celulosa Paso de los Toros. https://www.dinama.gub.uy/oan/wp-content/uploads/2018/02/VAL_Plantadecelulosa-Paso-de-los-Toros-.pdf

Ettwig, K. et al. (2010). Nitrite-driven anaerobic methane oxidation by oxygenic bacteria. *Nature* 464, 543–548. doi:10.1038/nature08883

Ettwig, K. F. et al. (2008). Denitrifying bacteria anaerobically oxidize methane in the absence of Archaea. *Environ. Microbiol.* 10, 3164–3173. doi: 10.1111/j.1462-2920.2008.01724.x

Fernández et al. 2013. Structure and function of the methanogenic microbial communities in Uruguayan soils shifted between pasture and irrigated rice fields. *Environm. Microbiol.* 15:2588-2602.
<https://doi.org/10.1111/1462-2920.12161>

Ferrando L., & Tarlera, S. (2009). Activity and diversity of methanotrophs in the soil-water interface and rhizospheric soil from a flooded temperate rice field. *J Appl Microbiol*, 106(1), 306–316. doi:10.1111/j.1365-2672.2008.04004.x

Ferrando, L., & Fernández Scavino, A. (2015). Strong shift in the diazotrophic endophytic bacterial community inhabiting rice (*Oryza sativa*) plants after flooding. *FEMS Microbiol Ecol*, 91(9), fiv104. doi:10.1093/femsec/fiv104

Frischkorn, K. R. et al. Epibionts dominate metabolic functional potential of *Trichodesmium* colonies from the oligotrophic ocean. *ISME J.* 11, 2090–2101, <https://doi.org/10.1038/ismej.2017.74> (2017).

González-Piana, M. et al. (2011). Toxics blooms of *Microcystis aeruginosa* in three Rio Negro reservoirs, Uruguay. *Harmful algae news*, 43, 16-17.

González-Piana, M. et al. (2017). Dynamics of total microcystin LR concentration in three subtropical hydroelectric generation reservoirs in Uruguay, South America. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 99(4), 488-492.

Gonzalez-Valencia, R. et al. (2014). Methane emissions from Mexican freshwater bodies: correlations with water pollution. *Hydrobiologia* 721, 9–22. doi: 10.1007/s10750-013-1632-4

Guerrero-Cruz S, et al. (2021) Methanotrophs: Discoveries, Environmental Relevance, and a Perspective on Current and Future Applications.
Front. Microbiol. 12:678057. doi: 10.3389/fmicb.2021.678057

Hanson RS, Hanson TE. Methanotrophic bacteria. *Microbiol Rev.* 1996 Jun;60(2):439-71. doi:

10.1128/mr.60.2.439-471.1996.

Haroon, M. F. et al. (2013). Anaerobic oxidation of methane coupled to nitrate reduction in a novel archaeal lineage. *Nature* 500, 567–570. doi:

10.1038/nature12375

Hemond HF & Lin, K. 2010. Nitrate suppresses internal phosphorous loading in a eutrophic lake. *Water Res* 44:3645-3650

Hertwich EG. 2013. Addressing biogenic greenhouse gas emissions from hydropower in LCA. *Environmental Science and Technology* 47:9604–9611.

Hupfer, M, & Lewandowski, J. 2008. Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments— a Long-Lasting Paradigm in Limnology. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 93:415-432

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate change 2014: mitigation of climate change: Working Group III Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014. Cambridge: Cambridge University Press, 2014. Disponible en:

<<http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg3/>> Acceso en: 18 abr. 2021.

IOFFE, B. V; VITENBERG, A. G. Head-space analysis and related methods in gas chromatography. New York: J. Wiley, 1984. 276 p.

Jackson, R. B. et al. (2019). Methane removal and atmospheric restoration. *Nat. Sustain.* 2, 436–438. doi: 10.1038/s41893-019-0299-x

Jiang, X. et al. 2008. Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China. *Water Res.* 42, 2251e2259.

KHALIL, M. A. K. et al.. Emissions of methane, nitrous oxide, and other trace gases from rice fields in China. *Journal of Geophysical Research*, v. 103, n. D19, p. 25241-25250, 1998.

Kim, L.H. et al. 2003. Sediment characteristics, phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments. *Chemosphere* 50, 53e61.

Knittel K, Boetius A (2009) Anaerobic oxidation of methane: progress with an unknown process. *Annu Rev Microbiol* 63:311–334

Kolb S, et al. 2005 Abundance and activity of uncultured methanotrophic bacteria involved in the consumption of atmospheric methane in two forest soils. *Environ Microbiol* 7 (8), 1150-1161

LAMBERT, M.; FRÉCHETTE, F.L. Analytical techniques for measuring fluxes of CO₂ and CH₄ from hydroelectrical reservoirs and natural water bodies. In: TREMBLAY, A.; VARFALVY, L.; ROEHM, C.; Garneau, M. (Ed.). *Greenhouse gas emissions: fluxes and processes: hydroelectrical reservoirs and natural environments*. Berlim: Springer, 2005. p. 37- 60.

Laskar F, et al. Diversity of methanogenic archaea in freshwater sediments of lacustrine ecosystems. *J Basic Microbiol.* 2018 Feb;58(2):101-119.

doi: 10.1002/jobm.201700341. Epub 2017 Oct 30. PMID: 29083035.

LISS, P. S. Processes of gas exchange across an air-water interface. *Deep-Sea Research and Oceanographic Abstracts*, v. 20, n. 3, p. 221-238, 1973.

Lüke C, Frenzel P. Potential of pmoA amplicon pyrosequencing for methanotroph diversity studies. *Appl Environ Microbiol.* 2011;77(17):6305-6309. doi:10.1128/AEM.05355-11

Lyautey, E et al. Seasonal Dynamics of Abundance, Structure, and Diversity of Methanogens and Methanotrophs in Lake Sediments. *Microb Ecol* (2021).

<https://doi.org/10.1007/s00248-021-01689-9>

MARANI, L.; ALVALÁ, P. C. Methane emissions from lakes and floodplains in Pantanal, Brazil. *Atmospheric Environment*, v. 41, n. 8, p. 1627-1633, 2007.

Marcelino, A. A. et al. (2015). Diffusive emission of methane and carbon dioxide from two hydropower reservoirs in Brazil. *Braz. J. Biol.* 75, 331–338. doi: 10.1590/1519- 6984.12313

McGrath J. et al. (2014). Soil Fertility and Plant Nutrition. Encyclopedia of Agriculture and Food Systems, Edition: Second, Publisher: Elsevier.

Miyashita A et al 2009 Development of 16S rRNA gene-targeted primers for detection of archaeal anaerobic methanotrophs (ANMEs) FEMS Microbiol Lett 297, 31-37

MOTVA, 2019. Iniciativa para el río Negro para la mejora de la calidad del agua de la cuenca del río Negro. <https://www.mvotma.gub.uy/novedades/noticias/item/10012209-iniciativa-para-elrionegro>

Murrell JC, Jetten MS. The microbial methane cycle. Environ Microbiol Rep. 2009 Oct;1(5):279-84. doi: 10.1111/j.1758-2229.2009.00089.x.

Musenze, R. S. et al. (2016). Methane dynamics in subtropical freshwater reservoirs and the mediating microbial communities. Biogeochemistry 128, 233–255. doi: 10.1007/s10533-016-0206-8

Nagler, M et al. Abundance and biogeography of methanogenic and methanotrophic microorganisms across European streams. J Biogeogr. 2021; 48: 947– 960. <https://doi.org/10.1111/jbi.14052>

Nausch, M., et al., 2009. Phosphorus input by upwelling in the Eastern Gotland Basin (Baltic Sea) in summer and its effects on filamentous cyanobacteria. Estuar. Coast. Shelf Sci. 83 (4), 434–442.

Penn, MR et al, 2000. Seasonality in phosphorus release rates from the sediments of a hypereutrophic lake under a matrix of pH and redox conditions. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57 (5), 1033–1041.

Pierangeli GMF, et al. (2021) Higher Abundance of Sediment Methanogens and Methanotrophs Do Not Predict the Atmospheric Methane and Carbon Dioxide Flows in Eutrophic Tropical Freshwater Reservoirs. Front. Microbiol. 12:647921. doi: 10.3389/fmicb.2021.647921

Pusceddu A, Bianchelli S, Gambi C & Danovaro R (2011) Assessment of benthic trophic status of marine ecosystems: significance of meiofaunal rare taxa. Est Coast Shelf Sci 93:420e430

Raghoebarsing, A. A et al. (2006). A microbial consortium couples anaerobic methane oxidation to denitrification. Nature 440, 918–921. doi: 10.1038/nature04617

Rahalkar y Schink 2007. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology 57: 1073-1080.

Raymann, Kasie, et al. 2017. “Unexplored Archaeal Diversity in the Great Ape Gut Microbiome.” mSphere 2 (1). doi:10.1128/mSphere.00026-17.

Reis, P. C. J. et al. (2020). Rapid shifts in methanotrophic bacterial communities mitigate methane emissions from a tropical hydropower reservoir and its downstream river. Science of The Total Environment, 141374. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141374

Saunois, M., et al. 2016. The global methane budget 2000–2012. Earth System Science Data 8, 697–751. <https://doi.org/10.5194/essd-8-697-2016>

Schoffelen NJ et al. 2018. Single-cell imaging of phosphorus uptake shows that key harmful algae rely on different phosphorus sources for growth. Nature Sci Reports 8: 17182. DOI:10.1038/s41598-018-35310

SEBACHER, D. I. et al. Methane flux across the air-water interface: air velocity effects. Tellus B, v. 35B, n. 2, p. 103-109, 1983.

Trimmer, M. et al. (2015). Riverbed methanotrophy sustained by high carbon conversion efficiency. The ISME Journal, 9, 2304–2314. <https://doi.org/10.1038/ismej.2015.98>

Vahtera, E. et al. Use of different phosphorus sources by the bloomforming cyanobacteria Aphanizomenon flos-aquae and Nodularia spumigena. Aquat. Microb. Ecol. 46, 225–237, <https://doi.org/10.3354/ame046225> (2007).

Vaksmas A, et al. 2017 McrA primers for the detection and quantification of anaerobic archaeal methanotrophs 'Candidatus Methanoperedens nitroreducens' Appl Microbiol Biotechnol 101:1631-1641

Valenzuela, E. I. et al. (2020). Humic substances mediate anaerobic methane oxidation linked to nitrous oxide reduction in Wetland Sediments. Front. Microbiol. 11:587. doi: 10.3389/fmicb.2020.00587

Veraart, A.J., et al., Beyond nitrogen: The importance of phosphorus for CH₄ oxidation in soils and sediments, *Geoderma* (2015), <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.025>

Wang, Q. et al. 2017. Methylphosphonate metabolism by *Pseudomonas* sp. populations contributes to the methane oversaturation paradox in an oxic freshwater lake: Methylphosphonate and aquatic CH₄ oversaturation. *Environ Microbiol* 19, 2366–2378. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.13747>

WANNINKHOF, R. et al. Advances in quantifying air-sea gas exchange and environmental forcing. *Annual Review of Marine Science*, v. 1, n. 1, p. 213-244, 2009.

West et al. 2012. Effects of algal and terrestrial carbon on methane production rates and methanogen community structure in a temperate lake sediment. *Freshwater Biology* doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02755.x

Xie W, et al. 2017 The response of archaeal species to seasonal variables in a subtropical aerated soil: insight into the low abundant methanogens. *Appl Microbiol Biotechnol* 101:6505–6515. DOI 10.1007/s00253-017-8349-7

Yakimovich, K.M. et al. Lake characteristics influence how methanogens in littoral sediments respond to terrestrial litter inputs. *ISME J* 14, 2153–2163 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41396-020-0680-9>

Yan P, et al. (2015) Molecular Fingerprint and Dominant Environmental Factors of Nitrite-Dependent Anaerobic Methane- Oxidizing Bacteria in Sediments from the Yellow River Estuary, China. *PLoS ONE* 10(9): e0137996. doi:10.1371/journal.pone.0137996

Yang, Y. et al. (2019). Eutrophication influences methanotrophic activity, abundance and community structure in freshwater lakes. *Science of The Total Environment*. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.01.307

Yao M, Henny C, Maresca JA. 2016. Freshwater bacteria release methane as a by-product of phosphorus acquisition. *Appl Environ Microbiol* 82:6994 –7003. doi:10.1128/AEM.02399-16.

Yu X, et al. 2013. Diversity and abundance of phosphonate biosynthetic genes in nature. *Proc Natl Acad Sci U S A* 110:20759–20764. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1315107110>

Zehnder y Stumm. 1988. Geochemistry and biogeochemistry of anaerobic habitats. En: (Zehnder, A., ed) *Biology of anaerobic microorganisms*, pp:1-38. Wiley & Sons. Canada

Licenciamiento

Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional. (CC BY-NC-SA)