



Universidad de Concepción

CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS POR NITRATOS Y ALTERNATIVAS DE REMOCIÓN

Eduardo Ortega Martínez / Ricardo Oyarzún / José Luis Campos
David Jeison Nuñez / Javiera Toledo Alarcón



Serie Comunicacional CRHIAM

SERIE COMUNICACIONAL CRHIAM

Versión impresa ISSN 0718-6460

Versión en línea ISSN 0719-3009

Directora:

Gladys Vidal Sáez

Comité editorial:

Sujey Hormazábal Méndez

María Belén Bascur Ruiz

Serie:

Contaminación de aguas subterráneas por nitratos
y alternativas de remoción.

Eduardo Ortega Martínez, Ricardo Oyarzún, José Luis Campos,
David Jeison Nuñez y Javiera Toledo Alarcón.

Noviembre 2023.

Agradecimientos:

Centro de Recursos Hídricos
para la Agricultura y la Minería
(CRHIAM)

ANID/FONDAP/15130015

Victoria 1295, Barrio Universitario,
Concepción, Chile

Teléfono +56-41-2661570

www.crhiam.cl



Universidad de Concepción

CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS POR NITRATOS Y ALTERNATIVAS DE REMOCIÓN

Eduardo Ortega Martínez / Ricardo Oyarzún / José Luis Campos
David Jeison Nuñez / Javiera Toledo Alarcón

SERIE COMUNICACIONAL CRHIAM

PRESENTACIÓN

El Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería -Centro Fondap CRHIAM- está trabajando en el tema de "Seguridad Hídrica", entendida como la "capacidad de una población para resguardar el acceso sostenible a cantidades adecuadas de agua de calidad aceptable para el sustento, bienestar y desarrollo socioeconómico sostenibles; para asegurar la protección contra la contaminación transmitida por el agua y los desastres relacionados con ella, y para preservar los ecosistemas, en un clima de paz y estabilidad política" (ONU- Agua, 2013).

La "Serie Comunicacional CRHIAM" tiene como objetivo potenciar temas desde una mirada interdisciplinaria, con la finalidad de difundirlos a los tomadores de decisiones públicos, privados y a la comunidad general. Estos textos surgen como un espacio de colaboración colectiva entre diversos investigadores ligados al CRHIAM como un medio para informar y transmitir las evidencias de la investigación relacionada a la gestión del recurso hídrico.

Con palabras sencillas, esta serie busca ser un relato entendible por todos y todas, en el que se exponen los estudios, conocimiento y experiencias más recientes para aportar a la seguridad hídrica de los ecosistemas, comunidades y sectores productivos. Agradecemos el esfuerzo realizado por nuestras y nuestros investigadores, quienes han trabajado de forma mancomunada y han puesto al servicio de la comunidad sus investigaciones para aportar de forma activa en la búsqueda de soluciones para contribuir a la generación de una política hídrica acorde a las necesidades del país.

Dra. Gladys Vidal
Directora de CRHIAM

DATOS DE INVESTIGADORES



Eduardo Ortega Martínez

Ingeniero de Ejecución en Bioprocesos,
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.
Magíster en Ciencias de la Ingeniería,
Mención en Ingeniería Bioquímica.
Doctor en Ciencias de la Ingeniería,
Mención en Ingeniería Bioquímica
Facultad de Ingeniería y Ciencias, Universidad Adolfo Ibáñez.



Ricardo Oyarzún

Ingeniero Agrónomo de la Universidad de La Serena.
Magíster en Ciencias de la Ingeniería,
Universidad de Concepción.
PhD Engineering Science, Washinton State University, USA.
Departamento Ingeniería de Minas,
Universidad de La Serena.
Investigador Asociado CRHIAM.



José Luis Campos

Químico Industrial, Universidad Santiago de Compostela.
Doctor en Ciencias Químicas,
Universidad Santiago de Compostela.
Facultad de Ingeniería y Ciencias,
Universidad Adolfo Ibáñez.
Investigador Asociado CRHIAM.



David Jeison Nuñez

Ingeniero Civil Bioquímico, Pontificia Univ. Católica de Valparaíso.
Magíster en Ciencias de la Ingeniería, mención Ingeniería Bioquímica.
Doctor en Ciencias Ambientales,
Universidad de Wageningen, Países Bajos.
Escuela de Ingeniería Bioquímica, Facultad de Ingeniería,
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.
Investigador Asociado CRHIAM.



Javiera Toledo Alarcón

Ingeniero Civil Bioquímico, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.
Magíster en Ciencias de la Ingeniería, mención Ingeniería Bioquímica.
PhD en Biotecnología y Microbiología,
Universidad de Montpellier, Francia.
Facultad de Ingeniería y Ciencias, Universidad Adolfo Ibáñez.

RESUMEN

Chile atraviesa un periodo de escasez hídrica extremadamente severo. Para hacer frente a esta problemática, se ha incrementado la explotación de aguas subterráneas. Sin embargo, su calidad se ha visto comprometida, siendo el nitrato uno de los contaminantes más preocupantes. Aun cuando existen tecnologías de tratamiento y separación de este contaminante, éstas presentan dificultades técnicas y económicas que dificultan su adopción en nuestro país.

El objetivo de esta serie comunicacional es mostrar de manera simple los principales problemas asociados a la presencia de nitratos en aguas subterráneas de consumo humano y alternativas de tratamiento, con énfasis en sistemas avanzados.

CONTAMINACIÓN POR NITRATO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS

Uso de aguas subterráneas frente a la problemática de escasez hídrica

Chile es un país extenso y, en términos de cantidades totales, relativamente abundante en recursos hídricos. En conjunto el país cuenta con 55.640 m³/persona al año, muy por encima de los 2.000 m³/persona al año recomendados por la OCDE para un desarrollo sostenible. Sin embargo, la disponibilidad de este recurso varía considerablemente según la zona geográfica. Según datos presentados en un informe de Naciones Unidas, la zona central que presenta 65% de los habitantes y usa el 70% del agua, posee una disponibilidad de casi la mitad de los valores recomendados por la OCDE (1.169 m³/persona al año).

En la actualidad la escasez hídrica que atraviesa el país, y en especial la zona central, representa una seria amenaza a diferentes actividades productivas y a la disponibilidad de agua para consumo humano. A marzo del 2023, según datos de la Dirección General de Aguas (DGA), eran 19 los decretos de escasez vigentes. Estos decretos regían sobre 107 comunas, concentradas principalmente en las regiones de Valparaíso y Metropolitana, representando en conjunto un 25% de la población nacional. Este déficit hidrológico ha afectado negativamente la disponibilidad hídrica, especialmente superficial, y con ello, la producción de agua potable a partir de dichas fuentes en es-

tas regiones. Como ejemplo de esto, los embalses Peñuelas y Los Aromos, ambos destinados a la provisión de recursos hídricos para la producción de agua potable, tenían a marzo del 2023 un déficit de agua en relación con su volumen de 100% y 71%, respectivamente, mientras que los embalses Lautaro, Puclaro, Recoleta, La Paloma, Cogotí, Culimo, Bullileo, Digua, Tutuvén y Lago Laja destinados principalmente a dar seguridad de riego, tenían un déficit mayor al 82%. Esta difícil situación ha obligado a considerar el uso de agua subterránea como una posible solución presente y futura frente a estos problemas de escasez hídrica.

En efecto, en los últimos años se ha visto un aumento considerable de la explotación de aguas subterráneas. Como ejemplo de esto, en la Región de Valparaíso, la empresa ESVAL S.A. ha incrementado la captación de aguas subterráneas de un 48% en 2018 a un 57% en 2021 del total del agua captada de distintas fuentes para la obtención de agua potable. Lo mismo sucede en la Región Metropolitana, en donde la empresa sanitaria Aguas Andinas S.A. ha incrementado la captación de este recurso de un 16% en 2018 a un 23% en 2022 con respecto al total del agua captada. Así entonces, las aguas subterráneas se presentan como un recurso importante para hacer frente, al menos en el corto plazo, a la creciente demanda de los recursos hídricos. Actualmente en Chile, el agua subterránea para consumo humano representa más del 40% del volumen total del agua consumida en zonas urbanas y más del 76% en zonas rurales. Sin embargo, el poco conocimiento que se tiene a nivel nacional con respecto a la calidad de este recurso es un tema a lo menos preocupante, especialmente cuando la extracción se orienta a la producción de agua para consumo humano.

Contaminación de aguas subterráneas con nitrato

Desde el año 1993 se celebra anualmente el Día Mundial del Agua. En esta instancia, se definen medidas para llamar la atención sobre la importancia del agua dulce y abogar por su gestión sostenible. Por tanto, no es de extrañar que los temas propuestos en esta efeméride den cuenta de las dificultades más recientes relacionadas con agua dulce. El año 2022 fue el turno de las aguas subterráneas, con el lema "Aguas subterráneas: Hacer visible el recurso invisible". La razón de este lema se centra en el poco conocimiento que se tiene de este recurso, que a menudo hace que se subestime su disponibilidad real, se infravalore, se gestione de manera incorrecta e incluso se ignore su calidad y la forma en que este puede ser contaminado.

La contaminación de las aguas subterráneas puede ocurrir naturalmente al solubilizarse minerales, contenidos en rocas y sedimentos, o puede ocurrir de manera antropogénica. Los contaminantes antropogénicos pueden ir desde coliformes fecales o fertilizantes hasta productos químicos tóxicos y carcinógenos. Dentro de estos contaminantes, los nitratos (NO_3^-) son los más comúnmente encontrados en las aguas subterráneas de Chile, afectando principalmente a la zona central del país (Figura 1). El origen del nitrato puede estar asociado a causas naturales, tales como la descomposición de la materia orgánica, precipitación de minerales y meteorización de rocas volcánicas, entre otras causas. Así también, su presencia en aguas subterráneas puede tener orígenes antropogénicos, como el uso excesivo de fertilizantes en la actividad agrícola, la escorrentía de desechos humanos y animales, y el cambio en el porcentaje de materia orgánica del suelo debido a la rotación de cultivos.

En un estudio reciente realizado el 2021 por la Dirección General de Aguas, se evaluó la correlación entre la concentración de nitrato y el uso de suelo, encontrándose que las altas concentraciones se condicen con suelos utilizados para actividades agrícolas y áreas urbanas e industriales. Esto coincide con lo encontrado por Arumí *et al.* (2020), quienes identificaron mediante isotopos estables de nitrógeno una relación entre la presencia de nitrato en aguas superficiales y subterráneas en la zona central de Chile, y el uso de urea y fertilizantes de amonio en actividades agrícolas.

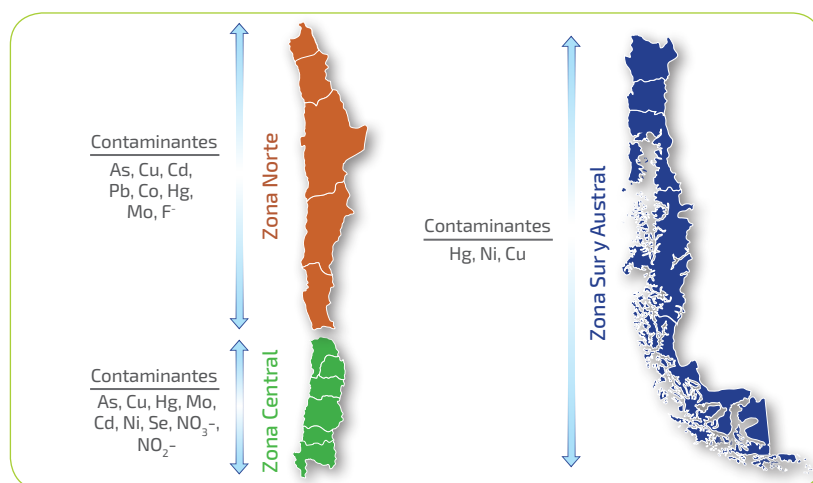


Figura 1.

Contaminantes más relevantes por zona geográfica. Adaptado de Escenarios Hídricos 2030. Fuente: Adaptado del resumen de Radiografía del Agua: Brecha y Riesgo Hídrico en Chile, (2019).

Según la información entregada por la Dirección General de Aguas en 2016, el 4,1% y 13,5% de los pozos monitoreados en la Región de Valparaíso y la Región Metropolitana, respectivamente, presentaban concentraciones de nitrato que excedían el límite propuesto en la normativa vigente de agua potable ($50 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$) (NCh 409/1 Of. 2005). Más aun, el 20,4% de los pozos monitoreados en la Región de Valparaíso y el 26,9% de los de la Región Metropolitana presentaban niveles preocupantes ($>30 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$).

El consumo de agua contaminada con nitrato es responsable del llamado "síndrome del niño azul (metahemoglobinemia)" que afecta fatalmente a infantes, al interferir en la concentración de oxígeno en la sangre debido a la reducción de la capacidad transportadora de oxígeno de los glóbulos rojos. El límite propuesto por la OMS ($50 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$) fue justamente para combatir esta patología, siendo el eje central de las normativas de agua potable, incluida la chilena.

Algunos estudios, como el de Arumí *et al.* (2006), han identificado el riesgo latente para la población lactante alimentados con fórmulas preparadas con aguas provenientes de pozos contaminados en la zona de Parral. Sin embargo, el nitrato también ha sido fuertemente correlacionado con patologías en la glándula tiroidea o defectos en el tubo neural y categorizado como un factor de riesgo de cáncer de próstata y cáncer colorrectal. En este último caso, el aumento del riesgo ocurre a partir de concentraciones de $3,87 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$, muy por debajo del límite propuesto por la OMS. En Chile, Schmidt *et al.* (2012) determinaron las concentraciones de nitrato en aguas de la población rural de la Región del Biobío, encontrando valores de nitrato sobre las normativas nacionales e internacionales en los pozos estudiados. Adicionalmente en el mismo estudio, y debido a que la transformación de nitrato a nitrito ocurre en la zona bucal, analizaron la saliva de la población, encontrando presencia de nitrito, el cual puede favorecer la carcinogénesis oral.

La contaminación de aguas subterráneas con nitrato se vuelve un problema aún más preocupante cuando se consideran sus efectos indirectos. La presencia de nitrato ayuda a la movilización de metales y metaloides tales como magnesio, níquel, arsénico, cadmio e incluso uranio. La toxicidad y el consumo prolongado de algunos de estos elementos pueden llevar a problemas crónicos e, incluso, la muerte. Sumado a lo anterior, la presencia de estos constituyentes pone en peligro la biodiversidad endémica de un acuífero, un problema a menudo ignorado.

La contaminación de aguas subterráneas por nitrato es un problema vigente y que aún no tiene una solución concreta. Actualmente, ya hay tecnologías

de eliminación de nitrato implementadas en algunas plantas potabilizadoras, pero es imperativo desarrollar nuevas tecnologías que permitan llevar a cabo dicha eliminación de una forma más eficiente y económica. Lo anterior adquiere especial relevancia si se considera que en su mayoría el agua proveniente de fuentes rurales en Chile solo cuenta con tratamientos enfocados en la desinfección, con lo cual es probable que contengan altos niveles de este contaminante.

ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO PARA AGUAS CONTAMINADAS CON NITRATO

La principal medida utilizada para disminuir la concentración de nitrato del agua subterránea es la dilución de la fuente contaminada con otra menos contaminada. Esta es, sin embargo, una solución temporal y poco sustentable, en la cual se hace necesaria una fuente de agua cercana y de buena calidad para llevar a cabo la dilución. Otras alternativas se basan en técnicas de separación, tales como intercambio iónico, osmosis inversa o electrodiálisis (Figura 2).

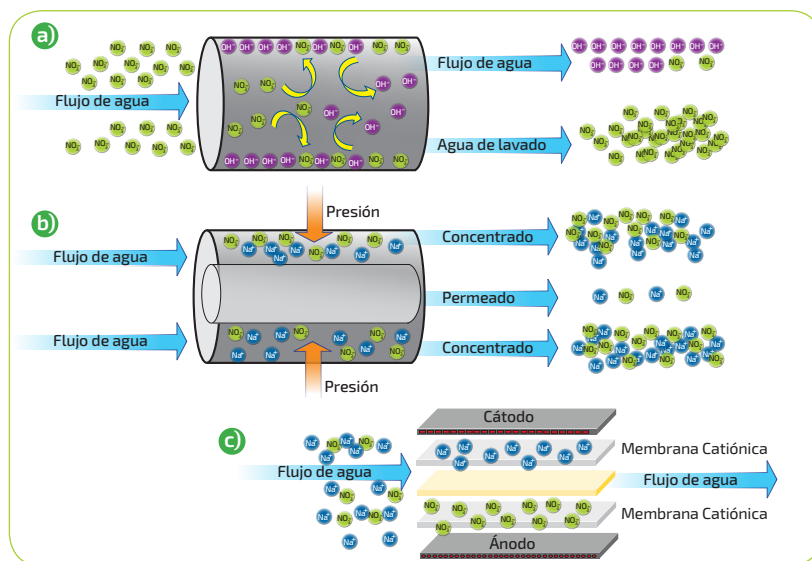


Figura 2.

Esquema de las principales técnicas de separación usadas en aguas subterráneas contaminadas con nitrato. a) Intercambio iónico, b) osmosis inversa c) electrodiálisis. Fuente: Elaboración propia.

Estos sistemas son altamente eficientes con rendimientos de separación mayores al 90% en algunos casos. Abascal *et al.* (2022) reportaron que el 55% de las 75 instalaciones dedicadas al tratamiento de nitrato de las aguas subterráneas, que fueron estudiadas a nivel mundial, utilizaban una o más de estas tecnologías, cuyas capacidades de tratamiento van de los 18 a los 37.854 m³/d.

A nivel nacional, y de acuerdo con los nuevos requerimientos de la Ley 20.998, la cual busca regular los servicios sanitarios rurales, se agregan nuevas exigencias para conservar las licencias otorgadas a los sistemas APR, en donde es clave garantizar la calidad del servicio entregado. Para ello, se debe cumplir con lo establecido en el Decreto Supremo N°735/1969 a un costo razonable, con el fin de no incurrir en alzas tarifarias excesivas.

Teniendo esto en mente, la Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (SUBDERE) recomienda la tecnología de intercambio iónico para la eliminación de nitrato en los sistemas APR, tanto por el costo de la tecnología como por la fácil operación y la presencia de proveedores en Chile. Según destacan Muñoz *et al.* (2023), la adopción de esta tecnología tiene un impacto ambiental menor al de la osmosis inversa, pues el volumen de concentrado de nitrato que se genera al regenerar la resina es menor que la corriente de rechazo de la otra alternativa. Se debe destacar que, en general, la implementación de una tecnología de tratamiento en el sector sanitario siempre está fuertemente influenciada por la economía de escala, siendo esta desfavorable en el caso de los sistemas APR. En caso de implementar la tecnología de intercambio iónico en un sistema APR, se tendrían que aplicar aumentos tarifarios de 1041 y 128 pesos/m³ tratado para poblaciones de 100 y 3500 habitantes.

Algunos casos de éxito de plantas construidas con el objetivo de la eliminación de nitratos son la planta construida en Pomaire, que usa un sistema de osmosis inversa cuya capacidad de tratamiento es de 518 m³/d, y la de Colina, que cuenta con un sistema de intercambio iónico cuya capacidad es de 630 m³/d, solo por nombrar algunas. Cabe destacar que, en ambas plantas, el agua tratada cumple la normativa vigente NCh409/1. Of 2005 (<50 mg NO₃⁻/L).

Sin embargo, los sistemas basados en tecnologías de separación generan un efluente, correspondiente a un 15% a 30% del caudal del agua procesada cuyas concentraciones de nitrato que pueden llegar a ser hasta 5 veces más altas que las del agua subterránea original. Esto hace que se requieran tratamientos adicionales que remuevan eficientemente los nitratos de estos efluentes concentrados. Bajo este contexto, el proceso biológico de

desnitrificación toma relevancia, siendo incluso destacado por la Dirección General de Aguas, pues transforma el nitrato a nitrógeno gaseoso, sin la generación de un efluente que deba ser tratado posteriormente.

En general, los sistemas biológicos que pueden obtener altas eficiencias de remoción (sobre el 90%), son de simple operación y de bajo costo. De hecho, remover nitrato mediante tecnologías basadas en desnitrificación biológica es incluso más barato que hacerlo mediante procesos de osmosis inversa o de intercambio iónico. En promedio, el costo de tratar agua contaminada por nitrato mediante procesos de desnitrificación es de 0,24 US\$/m³, comparado a los 0,60 US\$/m³ y 0,32 US\$/m³ que cuesta hacerlo mediante procesos de osmosis inversa e intercambio iónico, respectivamente.

A grandes rasgos la desnitrificación biológica puede clasificarse en dos grupos:

1. **Heterótrofa:** usa donadores de electrones orgánicos (azúcares, alcoholes, etc.)
2. **Autótrofa:** utiliza donadores de electrones inorgánicos (hidrógeno, compuestos azufrados, etc.), como se muestra en la Figura 3.

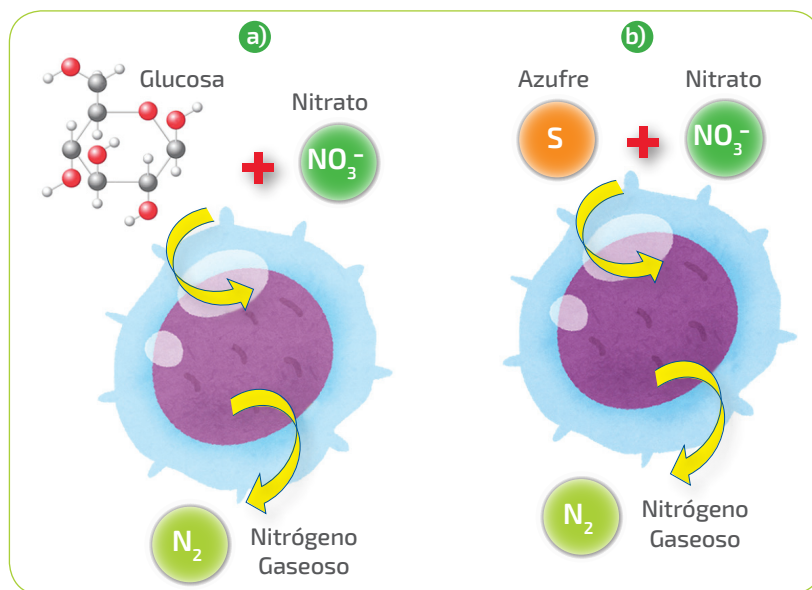


Figura 3.

a) Desnitrificación heterótrofa y b) Desnitrificación autótrofa.

Fuente: Elaboración propia.

Actualmente las tecnologías más utilizadas a nivel mundial para el tratamiento a gran escala de nitrato en aguas destinadas al consumo humano se basan en desnitrificación heterótrofa, tal como se observa en la Tabla 1.

Tabla 1.
Sistemas de desnitrificación biológica aplicados a escala industrial (capacidad >10000 m³/d) para generar agua de consumo humano.
Fuente: Adaptado de Abascal *et al.*, (2022).

Ubicación	Tipo de desnitrificación	Sustrato	Capacidad m ³ /d
Rialto, California, E.E.U.U.	Heterótrofa	Ácido acético	10.901
Issoudum, Francia	Heterótrofa	Etanol	14.000
Bourg les valences, Francia	Heterótrofa	Etanol	10.800
Dreux-Vernouillet, Francia	Heterótrofa	Etanol	16.800
Niort, Francia	Heterótrofa	Etanol	48.000
Thouard, Francia	Heterótrofa	Etanol	20.400
Czestochowa, Polonia	Heterótrofa	Etanol	12.000
Nye, Montana, E.E.U.U.	Heterótrofa	Metanol	13.082
Aschaffenburg, Alemania	Autótrofa	H ₂ y CO ₂	38.400

El uso de desnitrificación heterótrofa para la remoción de nitrato en aguas subterráneas no está exento de desventajas. En condiciones naturales, las aguas subterráneas suelen estar desprovistas de materia orgánica. Por tanto, para llevar a cabo una efectiva desnitrificación por vía heterótrofa, ésta se debe adicionar de manera externa. La adición debe ser de manera cuidadosa y fácilmente controlable, pues un exceso de materia orgánica puede fácilmente llevar a una contaminación secundaria. El alto costo de los compuestos orgánicos usados como donadores de electrones, en relación al de los compuestos inorgánicos, es también un factor a considerar. Otra desventaja del uso de esta tecnología es su alta producción de lodos biológicos, lo que aumenta los costos de operación debido a necesidad de depositarlos en un relleno sanitario. Todo esto ha hecho que las tecnologías basadas en desnitrificación autótrofa para el tratamiento de aguas subterráneas contaminadas con nitrato hayan sido el centro de atención en los últimos años.

La desnitrificación autótrofa puede utilizar distintos compuestos inorgánicos para eliminar el nitrato, tales como: hidrógeno (H₂), azufre (S⁰), tiosulfato (S₂O₃²⁻) y piritita (FeS₂), entre otros (Véase Tabla 2). Las tecnologías basadas

en el uso de azufre e hidrógeno son las que tienen mayor potencial de ser aplicadas a escala industrial, aunque, hasta la fecha, solo existe la aplicación de una de ellas a gran escala en Aschaffenburg, Alemania, tal como se muestra en la Figura 4.



Figura 4.

Reactores de desnitrificación autótrofa en la planta de Aschaffenburg, Alemania. Fuente: TV Mainfranken.

El uso de hidrógeno para eliminar nitrato de aguas subterráneas está limitado tanto por su coste como por su potencial explosividad e inflamabilidad, así como también por su baja solubilidad en el agua. Para superar esta última dificultad, se puede aumentar la presión de operación o utilizar membranas para mejorar la eficacia de transferencia del hidrógeno al agua. No obstante, estas estrategias significan un incremento de los costos de operación.

Tabla 2.

Desnitrificación autótrofa. Donadores de electrones, reacción y costo.

Desnitrificación autótrofa		
Donador de electrones	Reacción	Costo del donador de electrones (US\$/kg)
Hidrógeno	$3,03 \text{ H}_2 + \text{NO}_3^- + \text{H}^+ + 0,23 \text{ CO}_2 \rightarrow 0,05 \text{ C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 0,48 \text{ N}_2 + 3,37 \text{ H}_2\text{O}$	2,65
Azufre	$1,10 \text{ S} + \text{NO}_3^- + 0,76 \text{ H}_2\text{O} + 0,4 \text{ CO}_2 + 0,086 \text{ NH}_4^+ \rightarrow 0,04 \text{ C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 0,48 \text{ N}_2 + 0,98 \text{ SO}_4^{2-} + 0,96 \text{ H}^+$	0,10

En el caso de usar azufre para eliminar nitrato, pese a ser un insumo más económico, se generaría sulfato (SO_4^{-2}) como subproducto (véase Tabla 2), lo que podría provocar que su concentración excediese lo recomendado para el agua de consumo humano (500 mg SO_4^{-2} /L). El sulfato en cantidades por sobre la normativa produce un sabor amargo en el agua, que se ve acompañado de irritación gastro intestinal y un efecto laxante.

DESNITRIFICACIÓN AUTÓTROFA EN SISTEMAS BIOELECTROQUÍMICOS: UNA MIRADA HACIA EL FUTURO

Los sistemas de desnitrificación autótrofa presentan ventajas sobre los procesos de ósmosis inversa e intercambio iónico, ya que no generan una corriente residual de nitrato, y sobre los procesos de desnitrificación heterótrofa, debido a que generan menos lodos. Sin embargo, su tasa de eliminación de nitrato es menor a la de los otros procesos, lo que implica el empleo de sistemas de tratamiento de mayor volumen y, por lo tanto, un mayor costo de inversión. Por ende, no es de sorprender que la aparición de una tecnología de desnitrificación biológica que supere las deficiencias mencionadas capte la atención de los investigadores. Tal es el caso de la desnitrificación autótrofa en sistemas bioelectroquímicos.

En estos sistemas la desnitrificación autótrofa ocurre de manera similar a cuando se usa hidrógeno. Sin embargo, los electrones se proporcionan directamente mediante la electricidad producida por una fuente de poder. Esta tecnología es limpia, pues la electricidad puede ser proporcionada desde paneles solares, por ejemplo (Figura 5).

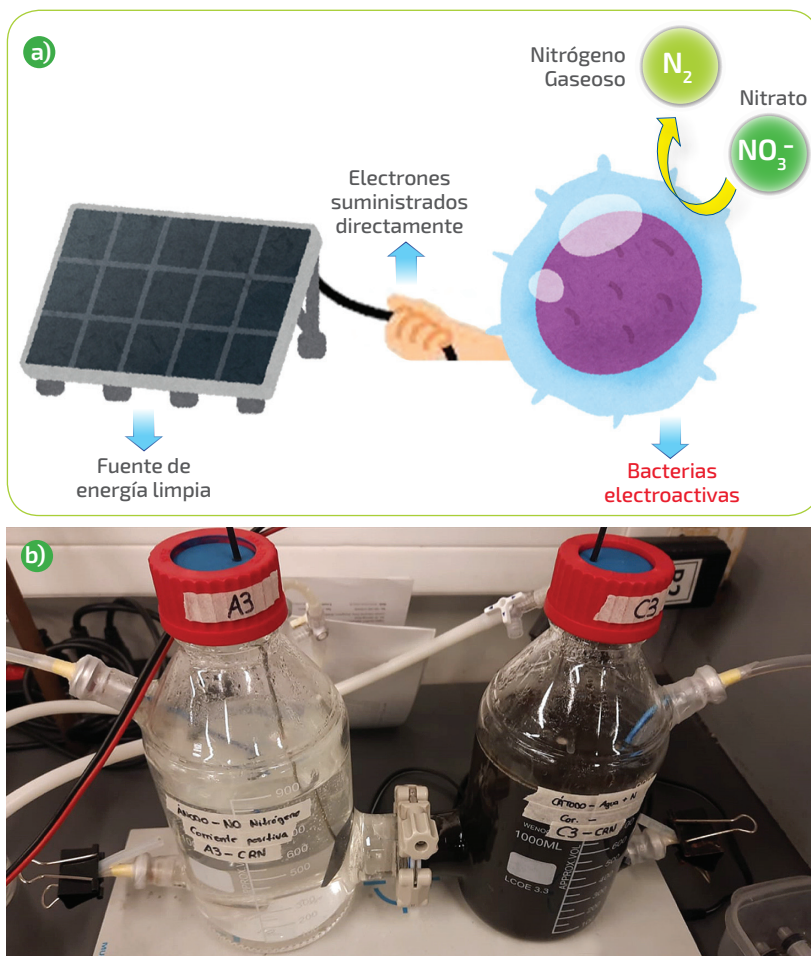


Figura 5.

Sistemas bioelectroquímicos. a) Vista esquemática y b) Sistema real a escala de laboratorio. Fuente: Elaboración propia.

La producción de electrones “a demanda” permite aumentar la tasa de eliminación de nitrato. No obstante, estos sistemas aún se encuentran en etapa experimental. Los resultados obtenidos a escala de laboratorio no se han podido replicar aun a una mayor escala debido principalmente al costo de sus componentes. Sin embargo, estos sistemas se muestran como una interesante alternativa a lo que pueden ser las futuras tecnologías de tratamiento de aguas subterráneas contaminadas con nitrato.

**DESNITRIFICACIÓN AUTÓTROFA EN SISTEMA BIOELECTROQUÍMICOS:
RESULTADOS PRELIMINARES**

Con el fin de evaluar el desempeño de un sistema bioelectroquímico, se realizaron ensayos por triplicado a dos diferencias de voltaje distintas (2 V y 1 V) en un sistema de una cámara, es decir, los electrodos (ánodo y cátodo) se encontraban en un mismo recipiente (Figura 6). Se realizaron también ensayos sin electrodos como control. Como inóculo se utilizó lodo proveniente de una planta depuradora de aguas y se empleó un agua subterránea contaminada sintética (Tabla 3), formulada en base a los resultados del muestreo llevado a cabo por la Dirección General de Aguas.

Tabla 3.
Formulación de agua subterránea contaminada sintética.

Compuesto	Unidad	Magnitud
MgSO ₄ *7H ₂ O	mg/L	437,3
Na ₂ SO ₄	mg/L	234,7
CaCl ₂	mg/L	265,3
Ca (NO ₃) ₂ *4H ₂ O	mg/L	305,1
NaHCO ₃	mg/L	497,3

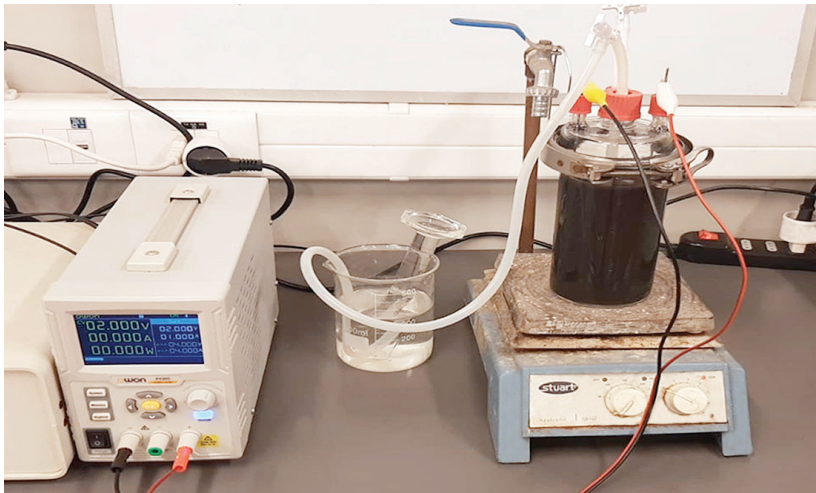


Figura 6.
Sistema bioelectroquímico de una cámara. Fuente: Elaboración propia.

Tal como se muestra en la Figura 7, el someter los microorganismos a una diferencia de potencial de 2 V aumentó considerablemente la eliminación de nitrato con respecto al sistema control. Cabe destacar que el nitrato fue eliminado aproximadamente en 15 días. No obstante, la velocidad de eliminación fue inferior a la obtenida a un voltaje de 1 V (Figura 7).

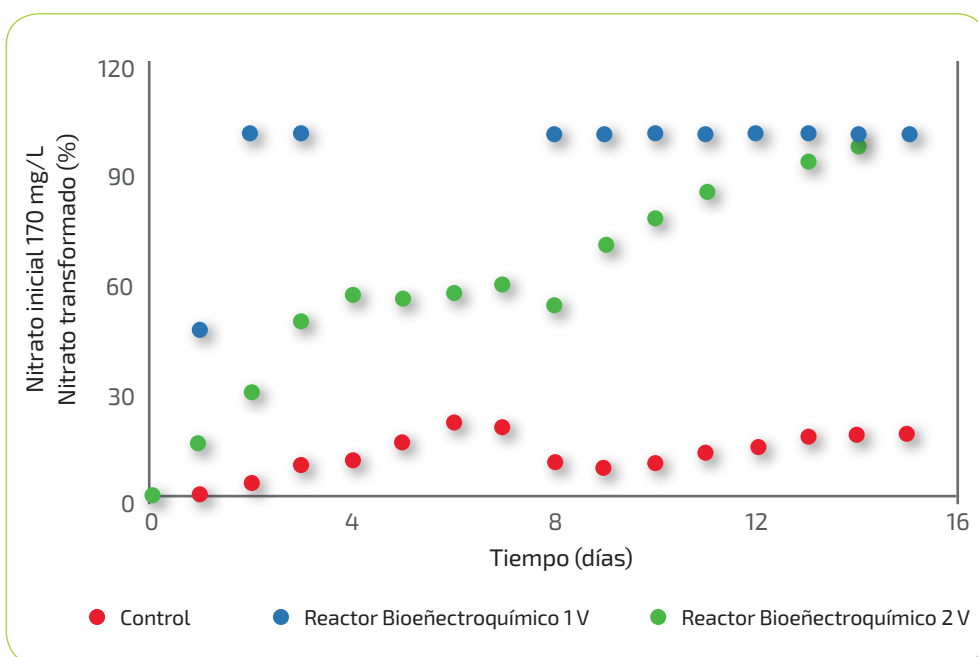


Figura 7.

Desempeño de los sistemas bioelectroquímicos ensayados.

Fuente: Elaboración propia.

CONCLUSIÓN

La escasez hídrica es un problema actual que demanda acciones concretas. Una de las soluciones más viables económicamente por el momento es la explotación de aguas subterráneas. Lamentablemente, en algunos pozos, su contaminación por nitrato hace que su calidad no sea idónea para el consumo humano. Esto causa, que actualmente se estén aplicando tecnologías basadas en procesos de separación, tales como ósmosis inversa e intercambio iónico para la remoción de dichos nitratos.

Sin embargo, la aplicación de estas tecnologías genera una corriente concentrada en nitrato que debe ser tratada. Bajo este contexto toma relevancia la aplicación de tecnologías basadas en la desnitrificación biológica. Entre éstas, las que usan procesos de desnitrificación heterótrofa son las más comúnmente aplicadas hoy en día a nivel industrial, aunque también existen algunas instalaciones en donde se aplican procesos de desnitrificación autótrofa. Por su parte, los sistemas bioelectroquímicos presentan ciertas ventajas sobre los convencionales de desnitrificación, pero aún se requiere un mayor desarrollo de su tecnología antes de poder aplicarlos a gran escala.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Centro CRHIAM Proyecto ANID/FONDAP/15130015. Eduardo Ortega agradece también el financiamiento del Proyecto ANID/FONDECYT/3230370

REFERENCIAS

- A. Castaño-Sánchez, G. C. Hose, and A. S. P. S. Reboleira. 2019. Ecotoxicological effects of anthropogenic stressors in subterranean organisms: A review. *Chemosphere*, vol. 244, p. 125422. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125422.
- Aguas Andinas S. A. 2023. Reporte integrado 2022. Disponible: <https://www.aguasandinasinversionistas.cl/~media/Files/A/Aguas-IR-v2/2023/reporte/Reporte%20Integrado%20Aguas%20Andinas%202022%201.pdf>
- A. Mohseni-Bandpi, D. J. Elliott, and M. A. Zazouli. 2013. Biological nitrate removal processes from drinking water supply-a review, *J Environ Health Sci Eng*, vol. 11, no. 1, p. 35. Doi: 10.1186/2052-336X-11-35.
- Archana, S. K. Sharma, and R. C. Sobti. 2012. Nitrate Removal from Ground Water: A Review. *E-Journal of Chemistry*, vol. 9, no. 4, pp. 1667–1675. Doi: 10.1155/2012/154616.
- C. Donat-Vargas *et al.* 2023. Long-Term Exposure to Nitrate and Trihalomethanes in Drinking Water and Prostate Cancer: A Multicase-Control Study in Spain (MCC-Spain). *Environ Health Perspect*, vol. 131, no. 3. Doi: 10.1289/EHP11391.
- C. Muñoz, Y. Casas, and A. Baeza. 2023. Evaluación de los impactos ambientales de diferentes tecnologías de abatimiento de nitrato implementadas en un sistema de agua potable rural.
- Dirección General de Aguas. 2023. Decretos declaración zona de escasez vigentes. <https://dga.mop.gob.cl/administracionrecursoshidricos/decretosZonasEscasez/Paginas/default.aspx> (accessed Jun. 10, 2023).
- Dirección General de Aguas. 2023. Informe Hidrometereológico semanal 20 de Marzo 2023. Disponible: https://dga.mop.gob.cl/productosyservicios/informacionhidrologica/Informe%20HidroMeteorolgico%20Semanal/Informe_semanal_20_03_2023.pdf
- Dirección General de Aguas. 2016. Diagnóstico de la calidad de las aguas subterráneas de la región Metropolitana. Disponible en: <https://snia.mop.gob.cl/sad/CQA5649.pdf>
- Dirección General de Aguas. 2016. Diagnóstico de la calidad de las aguas subterráneas de la región de Valparaíso. Disponible: https://snia.mop.gob.cl/sad/CQA-5582_informe_final.pdf

- Dirección General de Aguas. 2021. Minuta DCPRH No. 12: estudio de la relación entre concentraciones de nitrato y el nivel de agua subterránea en fuentes APR, regiones de Coquimbo a Los Lagos (2014-2020) Chile. Disponible: <https://snia.mop.gob.cl/repositoriodga/handle/20.500.13000/7388>
- E. Abascal, L. Gómez-Coma, I. Ortiz, and A. Ortiz. 2022. Global diagnosis of nitrate pollution in groundwater and review of removal technologies. *Science of The Total Environment*, vol. 810, p. 152233. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.152233.
- Escenarios Hídricos 2030. 2019. Resumen estratégico. Radiografía del agua: brecha y riesgo hídrico en Chile.
- Esval S. A. 2022. Reporte sostenibilidad 2021. Disponible: <https://www.esval.cl/media/g2vpce54/reportes-de-sostenibilidad-esval-2021-2.pdf>
- F. Hammes, C. Berger, O. Köster, and T. Egli. 2010. Assessing biological stability of drinking water without disinfectant residuals in a full-scale water supply system. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, vol. 59, no. 1, pp. 31–40. Doi: 10.2166/aqua.2010.052.
- F. Rezvani, M.-H. Sarrafzadeh, S. Ebrahimi, and H.-M. Oh. 2019. Nitrate removal from drinking water with a focus on biological methods: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 26, no. 2, pp. 1124–1141. Doi: 10.1007/s11356-017-9185-0.
- I. A. Vasiliadou, S. Pavlou, and D. V. Vayenas. 2006. A kinetic study of hydrogenotrophic denitrification. *Process Biochemistry*, vol. 41, no. 6, pp. 1401–1408. Doi: 10.1016/j.procbio.2006.02.002.
- J. Arumi, M. Escudero, E. Aguirre, J. C. Salgado, and R. Aravena. 2020. Use of environmental isotopes to assess groundwater pollution caused by agricultural activities. *Isotopes Environ Health Stud*, vol. 56, no. 5–6, pp. 673–683. Doi 10.1080/10256016.2020.1813124.
- J. L. Arumi, J. Núñez, L. Salgado, M. Claret, and F. De Citar. 2006. Evaluación del riesgo de contaminación con nitrato de pozos de suministro de agua potable rural en Chile.
- J. Nolan and K. A. Weber. 2015. Natural Uranium Contamination in Major U.S. Aquifers Linked to Nitrate. *Environ Sci Technol Lett*, vol. 2, no. 8, pp. 215–220. Doi 10.1021/acs.estlett.5b00174.

- J. Schullehner, B. Hansen, M. Thygesen, C. B. Pedersen, and T. Sigsgaard. 2018. Nitrate in drinking water and colorectal cancer risk: A nationwide population-based cohort study. *Int J Cancer*, vol. 143, no. 1, pp. 73–79. Doi: 10.1002/ijc.31306.
- J. Zhou, L. Ding, M. Shi, R. E. F. Lindeboom, and C. Cui. 2022. The key factor in High Pressure Hydrogenotrophic Denitrification: Hydrogen partial pressure. *Journal of Water Process Engineering*, vol. 49, p. 103195. Doi: 10.1016/j.jwpe.2022.103195.
- K.-C. Lee and B. E. Rittmann. 2002. Applying a novel autohydrogenotrophic hollow-fiber membrane biofilm reactor for denitrification of drinking water. *Water Res*, vol. 36, no. 8, pp. 2040–2052. Doi: 10.1016/S0043-1354(01)00425-0.
- K.-C. Lee and B. E. Rittmann. 2003. Effects of pH and precipitation on autohydrogenotrophic denitrification using the hollow-fiber membrane-biofilm reactor. *Water Res*, vol. 37, no. 7, pp. 1551–1556. Doi: 10.1016/S0043-1354(02)00519-5.
- M. Belkacem, S. Bekhti, and K. Bensadok. 2007. Groundwater treatment by reverse osmosis. *Desalination*, vol. 206, no. 1–3, pp. 100–106. Doi: 10.1016/j.desal.2006.02.062.
- M. H. Ward *et al.* 2018. Drinking water nitrate and human health: An updated review. *Int J Environ Res Public Health*, vol. 15, no. 7. Doi: 10.3390/ijerph15071557.
- Naciones Unidas Chile. 2021. Escasez Hídrica en Chile: Desafíos Pendientes. Disponible en: https://chile.un.org/sites/default/files/2021-03/PB%20Recursos%20H%C3%ADdricos_FINAL_17%20de%20marzo.pdf
- N. Pous, S. Puig, M. Coma, M. D. Balaguer, and J. Colprim. 2013. Bioremediation of nitrate-polluted groundwater in a microbial fuel cell. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, vol. 88, no. 9, pp. 1690–1696. Doi: 10.1002/jctb.4020.
- P. Ravenscroft and Lucy Lytton. 2022. Seeing the Invisible: A Strategic Report on Groundwater Quality.
- R. C. Scholes, M. A. Vega, J. O. Sharp, and D. L. Sedlak. 2021. Nitrate removal from reverse osmosis concentrate in pilot-scale open-water unit process wetlands. *Environ Sci (Camb)*, vol. 7, no. 3, pp. 650–661. Doi: 10.1039/D0EW00911C.

- R. Damania, S. Desbureaux, A.-S. Rodella, J. Russ, and E. Zaveri. 2019. *Quality Unknown: The Invisible Water Crisis*. Washington, DC: World Bank. Doi: 10.1596/978-1-4648-1459-4.
- R. M. Coyte et al. 2018. Large-Scale Uranium Contamination of Groundwater Resources in India. *Environ Sci Technol Lett*, vol. 5, no. 6, pp. 341–347. Doi: 10.1021/acs.estlett.8b00215.
- S.-S. Wang et al. 2021. Sulfur autotrophic denitrification filter and heterotrophic denitrification filter: Comparison on denitrification performance, hydrodynamic characteristics and operating cost. *Environ Res*, vol. 197, p. 111029. Doi: 10.1016/j.envres.2021.111029.
- Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo. 2018. *Estudio de Soluciones Sanitarias para el Sector Rural*.
- T. Riedel, C. Kübeck, and M. Quirin. 2022. Legacy nitrate and trace metal (Mn, Ni, As, Cd, U) pollution in anaerobic groundwater: Quantifying potential health risk from 'the other nitrate problem'. *Applied Geochemistry*, vol. 139, p. 105254. Doi: 10.1016/j.apgeochem.2022.105254.
- T. Schmidt P, S. Sedaghat N, P. Rosel P, and J. Fierro T. 2012. Medición de nitratos y nitritos en agua y saliva de población rural precordillerana de la VIII región, *Revista de otorrinolaringología y cirugía de cabeza y cuello*, vol. 72, no. 2, pp. 119–124. Doi: 10.4067/S0718-48162012000200003.
- T. Tian and H.-Q. Yu. Denitrification with non-organic electron donor for treating low C/N ratio wastewaters. 2020. *Bioresour Technol*, vol. 299, p. 122686. Doi: 10.1016/j.biortech.2019.122686.
- UN-Water. 2018. *Groundwater Overview: Making the invisible visible*.
- V. B. Jensen, J. L. Darby, C. Seidel, and C. Gorman. 2014. Nitrate in Potable Water Supplies: Alternative Management Strategies. *Crit Rev Environ Sci Technol*, vol. 44, no. 20, pp. 2203–2286. Doi: 10.1080/10643389.2013.828272.
- V. Jensen, J. Darby, C. Seidel, and C. Gorman. 2012. Technical Report 6: Drinking Water Treatment for Nitrate. Disponible en: <http://groundwater-nitrate.ucdavis.edu>
- Washington state department of health. 2018. *Nitrate Treatment and Remediation for Small Water Systems: Guidance document*.

- WES Chile. 2014. Nitrate Removal DWTP, Colina, Chile. Disponible en: <http://weschile.com/project/planta-abatimiento-nitratos-colina-2/>
- WES Chile. 2014. Reverse Osmosis DWTP for Nitrate Removal, Pomaire, Chile. Disponible en: <http://weschile.com/project/planta-abatimiento-nitratos-pomaire-2/>
- Y. Shelly, M. Kuk, O. Menashe, G. Zeira, S. Azerrad, and E. Kurzbaum. 2021. Nitrate removal from a nitrate-rich reverse osmosis concentrate: Superior efficiency using the bioaugmentation of an *Acinetobacter* biofilm. *Journal of Water Process Engineering*, vol. 44, p. 102425. Doi: 10.1016/j.jwpe.2021.102425..
- Y. Wang *et al.* 2023. Autotrophic denitrification using Fe(II) as an electron donor: A novel prospective denitrification process. *Science of The Total Environment*, vol. 858, p. 159721. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.159721.
- Z. Bi *et al.* 2022. Perspective on inorganic electron donor-mediated biological denitrification process for low C/N wastewaters. *Bioresour Technol*, vol. 363, p. 127890. Doi: 10.1016/j.biortech.2022.127890.



Universidad de Concepción

CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS POR NITRATOS Y ALTERNATIVAS DE REMOCIÓN



UNIVERSIDAD
DE LA FRONTERA



Universidad del Desarrollo
Universidad de Excelencia



10
AÑOS
CRHIAM
CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS PARA LA AGRICULTURA Y LA MINERÍA
ANID/FONDAP/15130015

Serie Comunicacional CRHIAM