



CRHIAM
CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS PARA LA AGRICULTURA Y LA MINERÍA
ANID/FONDAP/1523A0001



Universidad de Concepción

EL FÓSFORO: de residuo a recurso





CRHIAM
CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS PARA LA AGRICULTURA Y LA MINERÍA
ANID/FONDAP/1523A0001



Universidad de Concepción

EL FÓSFORO DE RESIDUO A RECURSO

ISBN:

978-956-227-638-2

Editorial Universidad de Concepción

EDITORA:

Gladys Vidal

DISEÑO EDITORIAL

Okey Comunicaciones

AGRADECIMIENTOS:

Centro de Recursos Hídricos para la
Agricultura y la Minería (CRHIAM)
ANID/FONDAP/1523A0001

Victoria 1295, Barrio Universitario,
Concepción, Chile.

www.crhiam.cl

EL FÓSFORO: de residuo a recurso

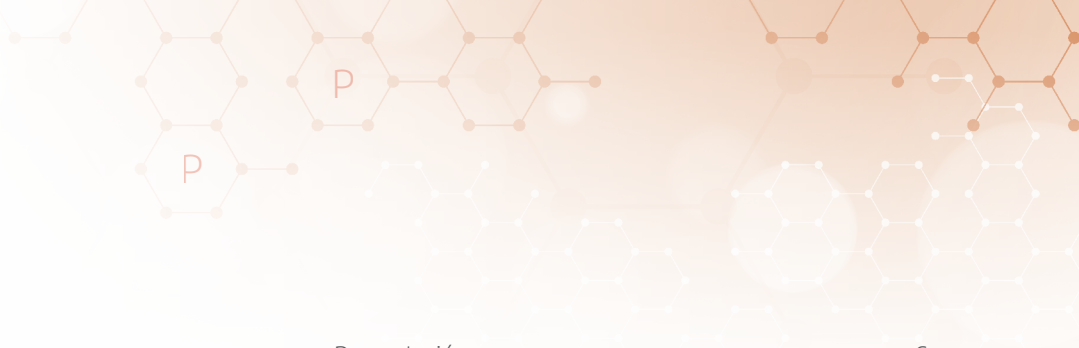
P

P

EL FÓSFORO: de residuo a recurso

INDICE





CAPÍTULO 1
**El fósforo y su importancia
en la agricultura**

Presentación	6
Prólogo	10
1. Introducción	13
2. Reservas de fósforo	15
3. Demanda de fósforo en la agricultura	20
4. Nutrientes en aguas residuales	24
5. Consideraciones finales	26
6. Agradecimientos	26
7. Referencias	27

CAPÍTULO 2
**Impacto ambiental del
fósforo y el nitrógeno en
ecosistemas acuáticos**

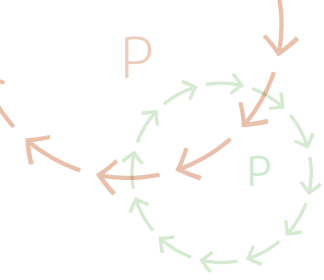
1. Introducción	31
2. Proceso de la eutroficación o eutrofización	33
3. Enriquecimiento de nutrientes de los ecosistemas acuáticos	38
4. Consecuencias de la eutrofización	40
5. Estrategias para la gestión de ecosistemas eutrofizados	42
6. Institucionalidad chilena	45
7. Consideraciones finales	48
8. Agradecimientos	49
9. Referencias	50

CAPÍTULO 3
**Tecnologías para la
recuperación de fósforo
a partir de aguas residuales**

1. Introducción	53
2. Evolución del tratamiento de aguas residuales	54
3. Tecnologías de recuperación de fósforo	57
4. Consideraciones finales	68
5. Agradecimientos	68
6. Referencias	69

CAPÍTULO 4
**Avances en busca de la
economía circular
del fósforo**

1. Introducción	75
2. Cierre de ciclo	76
3. Marco institucional del fósforo	78
4. Consideraciones finales	84
5. Agradecimientos	85
6. Referencias	86



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

Presentación



Dr. Rolando Chamy

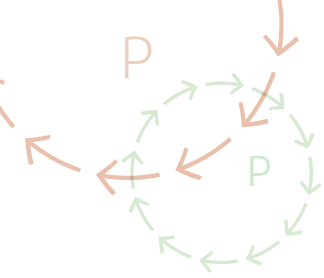
Presidente Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS).
Director Nucleo Biotecnología Curauma, NBC-PUCV.

El fósforo es un nutriente esencial para todos los seres vivos y un pilar fundamental de la producción agrícola mundial. Sin embargo, su uso ha seguido un modelo lineal de “extraer-usar-desechar” que ha llevado al agotamiento progresivo de las reservas naturales y a la contaminación de ecosistemas acuáticos. Cada año, toneladas de fósforo terminan en ríos, lagos y océanos a través de aguas residuales y desechos orgánicos, provocando fenómenos como la eutrofización y la pérdida de biodiversidad. Paradójicamente, mientras grandes cantidades de fósforo se pierden como residuo, muchos países dependen de importaciones de roca fosfórica no renovable, altamente concentrada en unas pocas regiones del mundo.

Este libro aborda una visión alternativa y necesaria: transformar el fósforo de residuo a recurso. En el contexto de la economía circular, esto significa recuperar el fósforo presente en flujos residuales —especialmente en aguas residuales urbanas, lodos de depuradora y residuos agroindustriales— y reintegrarlo en los ciclos productivos. Esta transición no solo busca reducir la dependencia de recursos minerales finitos, sino también mitigar los impactos ambientales asociados a su uso descontrolado.

En los últimos años, se han desarrollado diversas tecnologías para la recuperación eficiente del fósforo a partir de aguas residuales. Algunas de las más prometedoras incluyen la precipitación de estruvita, la adsorción selectiva mediante materiales innovadores, y procesos termoquímicos aplicados a cenizas de lodos. Estas tecnologías permiten obtener fertilizantes reciclados de alta calidad, abriendo la puerta a un mercado emergente de productos sostenibles. A su vez, la integración de estas soluciones en plantas de tratamiento de aguas no solo mejora la eficiencia del sistema, sino que genera valor económico y ambiental.

A lo largo de este libro, se exploran las bases científicas, técnicas y sociales para una gestión circular del fósforo. Se presenta una guía clara para avanzar hacia un modelo más resiliente y sostenible. Recuperar el fósforo no es solo una cuestión técnica, sino también una responsabilidad compartida frente a los desafíos globales de seguridad alimentaria, cambio climático y preservación del agua.



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

Presentación



Yves Lesty

Ex Gerente General
Aguas Andinas S.A

En los procesos de tratamiento de aguas servidas una fracción de los elementos y compuestos presentes en el agua son eliminados por oxidación en agua o en gas (CO_2 para el carbono oxidado de los compuestos, N_2 para el nitrógeno en caso de tener un dispositivo de nitrificación desnitrificación) mientras que otra fracción se encuentra incorporada al lodo generado por el tratamiento y separado del agua tratada. Es el caso particular del fósforo, que está presente en las aguas servidas como residuo del metabolismo humano y de los productos domésticos que suelen utilizar las personas. Si bien la concentración en fósforo en las aguas servidas tiende a bajar (en particular, por la reducción del uso de fosfatos en la fabricación de los detergentes), sigue estando presente en exceso, comparado con la demanda que genera el desarrollo de la biomasa necesaria para el tratamiento biológico del agua. Por esto es necesario un tratamiento específico del fósforo en el agua residual tratada para evitar impacto en los ecosistemas.

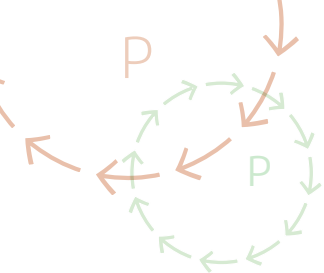
Por ejemplo, en las plantas de tratamiento de aguas servidas con digestión anaeróbica de los lodos, que no disponen de un tratamiento específico de remoción del fósforo, se reduce el flujo de fósforo recibido con el afluente de unos 55%, con una concentración del efluente del orden de 3 a 3,5 mg/L, muy

por debajo del límite de 10 mg/L fijado para este parámetro en la Tabla N°1 del DS 90, que establece los límites de emisión para descarga de efluentes a cuerpos de agua fluviales.

Este fósforo removido del agua es entonces incorporado al lodo estabilizado y deshidratado junto con el nitrógeno, dando una calidad de recursos a los biosólidos así generados que pueden ser aprovechados a través de la valorización agrícola en el marco reglamentario establecido por el DS4. Es decir que, en este caso, la fracción removida de fósforo del agua sigue el modelo de economía circular al ser reincorporada como nutriente para los cultivos.

Existen hoy procesos que permitan responder a exigencias más altas en descarga de fósforo, tanto de calidad de los efluentes como de disponibilidad de recursos, manteniendo este modelo de economía circular que permite desarrollar soluciones cada vez más eficientes para el medio ambiente y el desarrollo humano.

El libro “El fósforo: de residuo a recurso” muestra en forma amplia la importancia de este elemento, tanto para el medio ambiente con los efectos negativos que puede generar su descarga en cuerpos de agua, como para la agricultura condicionada por su disponibilidad en los suelos, y su especial condición de ser un recurso finito y no renovable. Por esto mismo, la gestión adecuada del tratamiento del agua residuales y de los subproductos que genera una permite integrar la economía circular del fósforo asociado a la actividad doméstica humana al objetivo de protección del medio ambiente, contribuyendo así a la protección de este recurso natural.



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

Prólogo



Dra. Gladys Vidal

Directora del Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería, CRHIAM.
Editora.

Para la agricultura, el fósforo es un nutriente esencial para el crecimiento y desarrollo de las plantas, desempeñando un papel crucial en varios procesos metabólicos y fisiológicos. Es un componente clave de moléculas como el ATP, ADN y ARN, y participa en la fotosíntesis, el transporte de energía, la formación de raíces, la floración y la formación de semillas, lo que afecta directamente el rendimiento del cultivo.

El fósforo es extraído desde rocas fosfóricas, pero sus reservas son finitas. Diversos autores muestran a través de sus trabajos la preocupación por el agotamiento de las fuentes minerales de este fertilizante, tan preciado para la agricultura, al año 2050.

Por otra parte, el fósforo contenido en los alimentos consumidos por la población queda en las aguas servidas. Muchas de ellas no son tratadas, causando graves problemas ambientales, como la eutrofización de ecosistemas acuático o la contaminación de nutrientes de aguas subterráneas. Sin embargo, cuando las aguas servidas son tratadas es posible recuperar el fósforo a través de tecnologías adecuadas para su recuperación y reuso posterior.

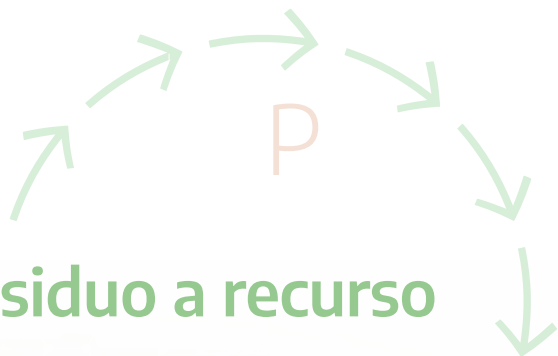
La economía circular del fósforo se refiere a la gestión sostenible de este nutriente esencial para la agricultura y otras industrias, minimizando el desperdicio y maximizando su reutilización. En lugar de un ciclo lineal donde el fósforo se extrae, se utiliza y se desecha; la economía circular del fósforo es un enfoque crucial para garantizar un futuro sostenible para la producción de alimentos y la gestión de los recursos naturales, minimizando el impacto ambiental y maximizando la eficiencia en el uso de este nutriente vital.

El presente libro “El fósforo: de residuo a recurso” conta de cuatro capítulos que muestran los siguientes contenidos: 1. El fósforo y su importancia en la agricultura; 2. Impacto ambiental del fósforo y el nitrógeno en ecosistemas acuáticos; 3. Tecnologías para la recuperación de fósforo a partir de aguas residuales y 4. Avances en busca de la economía circular del fósforo.

Este libro intenta mostrar una vía, de cómo un residuo que tiene un impacto ambiental importante se puede convertir en recurso valioso. Sin embargo, este cambio solo es posible bajo un cambio de paradigma profundo, donde el cambio cultural debe hacerse con la participación de todos los actores, incluyendo ciudadanos, empresas, gobiernos y organizaciones de la sociedad civil, para impulsar una transición hacia un modelo más sostenible. Bajo este nuevo paradigma, es posible la recuperación de este elemento valioso para una agricultura sostenible, contribuyendo con la disminución del impacto ambiental a los ecosistemas y la construcción de un futuro más resiliente.

EL FÓSFORO: de residuo a recurso

CAPÍTULO 1



P

P



El fósforo y su importancia en la agricultura

Valentina Carrillo ^{1,2}, Gloria Gómez ^{1,2}, y Gladys Vidal ^{1,2}

¹ Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC).
Departamento de Ingeniería Ambiental. Facultad de Ciencias Ambientales-
Centro EULA. Universidad de Concepción, Chile.

² Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería (CRHIAM),
Centro ANID FONDAP, Concepción, Chile.

1. Introducción

El fósforo (P) es esencial para la vida, debido a su papel en numerosas moléculas claves y rutas metabólicas. Se encuentra en los ácidos nucleicos (ácido desoxirribonucleico (ADN) y ácido ribonucleico (ARN)), en las moléculas de fosfolípidos de la membrana celular y en moléculas como el tri-, di- o mono-fosfato de adenosina (ATP, ADP o AMP), responsables de la transferencia intracelular de energía en los procesos metabólicos (Elser, 2012).

El P es un elemento no metálico de la tabla periódica, que se puede encontrar unido a O, C, N o varios metales. Este elemento se puede encontrar en fase sólida o disuelto en líquido, pues no tiene una fase gaseosa, por lo que no puede circular libremente en la atmósfera, a no ser por la erosión de partículas (Ashley *et al.*, 2011). En la naturaleza, el P se encuentra casi exclusivamente como fosfato, tanto en forma orgánica (P, O, C) como inorgánica (Corbridge, 2013). Los fosfatos orgánicos son ésteres que se subclasifican según el número de grupos éster unidos a cada fosfato. Por lo tanto, los monoésteres de fosfato tienen un carbono por P, mientras que los diésteres de fosfato tienen dos. Para que el fosfato esté disponible, el P orgánico debe ser hidrolizado y mineralizado por enzimas fosfatasa que catalizan reacciones químicas liberando P inorgánico (Monbet *et al.*, 2007).

EL FÓSFORO: de residuo a recurso

El P inorgánico se presenta mediante iones fosfato como las polifosfatos formadas por unidades estructurales tetraédricas de fosfato unidas entre sí que comparten átomos de oxígeno y varían según el pH. A pH ácido, la especie de fosfato predominante es el ácido ortofosfórico (H_3PO_4). En pH alcalino, predomina el ortofosfato (PO_4^{3-}), siendo la forma más disponible para la absorción biológica. En un rango de pH entre 5 y 9, las formas principales son dihidrogenofosfato (H_2PO_4^-) e hidrogenofosfato (HPO_4^{2-}) (Vymazal & Kröpfelová, 2008).

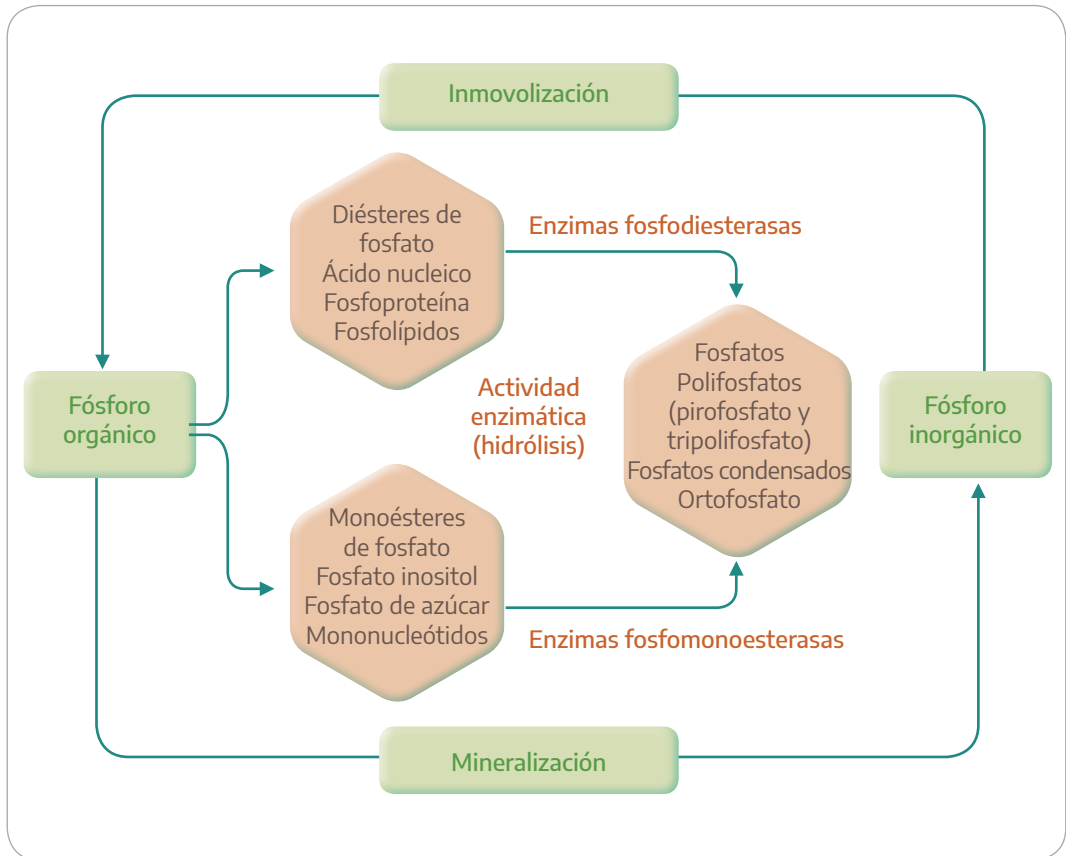


Figura 1. Proceso de transformación de fósforo orgánico en fósforo inorgánico mediante enzimas extracelulares de origen vegetal y microbiano.

2. Reservas de fósforo

De manera natural los minerales fosfatados son las principales fuentes de fósforo. Este nutriente esencial se obtiene de la roca fosfórica, un recurso no renovable y sin sustituto viable. Los depósitos geológicos de roca fosfórica o fosforita, que se distribuyen de forma desigual en todo el mundo (Desmidt *et al.*, 2014). La roca fosfórica tiene una concentración de fósforo de 1,7-8,7 % en masa. La Figura 2 presenta el mapa global de las reservas de roca fosfórica. Marruecos encabeza la lista con 50 millones de toneladas, superando ampliamente a otros países como China, Egipto, Túnez, Rusia y Argelia, cuyas reservas oscilan entre 2,2 y 3,8 millones de toneladas. La mayoría de los países reportan cifras inferiores a 1 millón de toneladas, con un gran grupo por debajo de 800 mil. En conjunto, Marruecos y el desierto del Sahara albergan el 70 % de las reservas mundiales de roca fosfórica (Figura 3a).

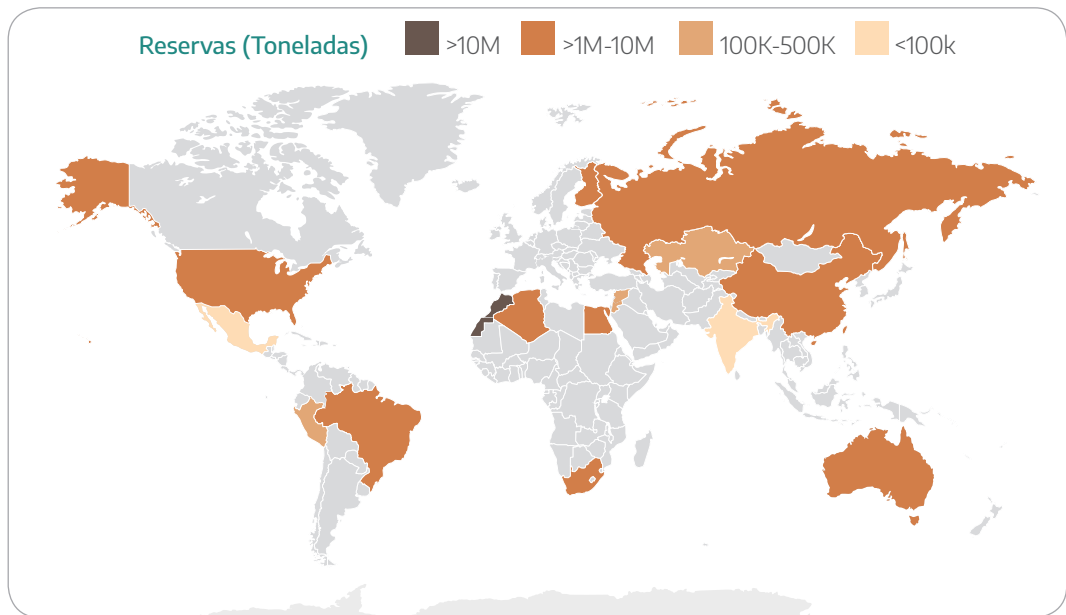
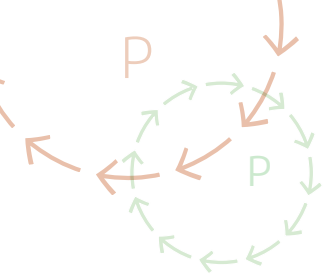
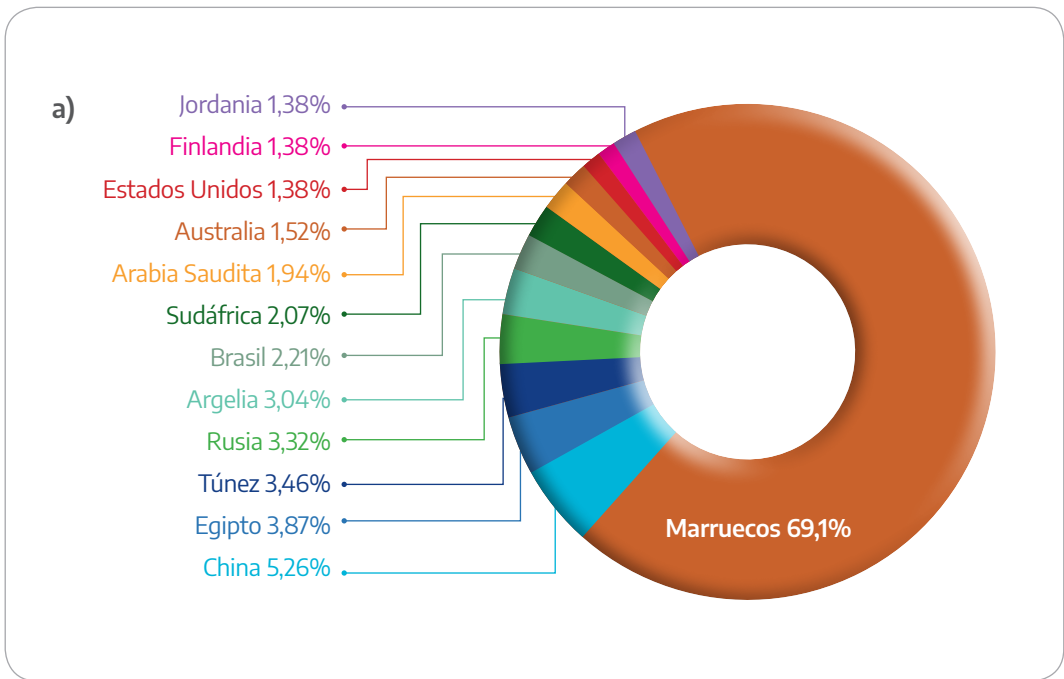


Figura 2. Distribución de las principales reservas de roca fosfórica a nivel mundial. Fuente: Elaboración propia de acuerdo Phosphate Rock, Mineral Commodity Summaries, US Geological Survey, (2024).



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

En términos de producción, China lideró en 2023 con 90 millones de toneladas, seguido por Marruecos con 35 millones de toneladas (Jasinski, 2024) (Figura 3b). Se estima que la capacidad global de producción de fosfatos, en contenido de P_2O_5 , crecerá de 63,6 millones de toneladas en 2023 a 69,1 millones en 2027. Según el United States Geological Survey (USGS), en 2024 las reservas económicamente extraíbles de roca fosfórica sumaban 74 mil millones de toneladas, mientras que la producción minera anual alcanzó 220 millones de toneladas, equivalente al 0,29 % del total. Irónicamente, el continente con mayor reserva de fósforo no necesariamente son los que más aplicaciones tienen, por ejemplo, el continente africano es el mayor reservorio mundial de roca de fosfato (34%) y a la vez el continente con la mayor escasez de alimentos (Cordell *et al.*, 2009). Europa se caracteriza por tener una producción casi nula, por ende, depende totalmente de la importación de fosfato (Desmidt *et al.*, 2014).



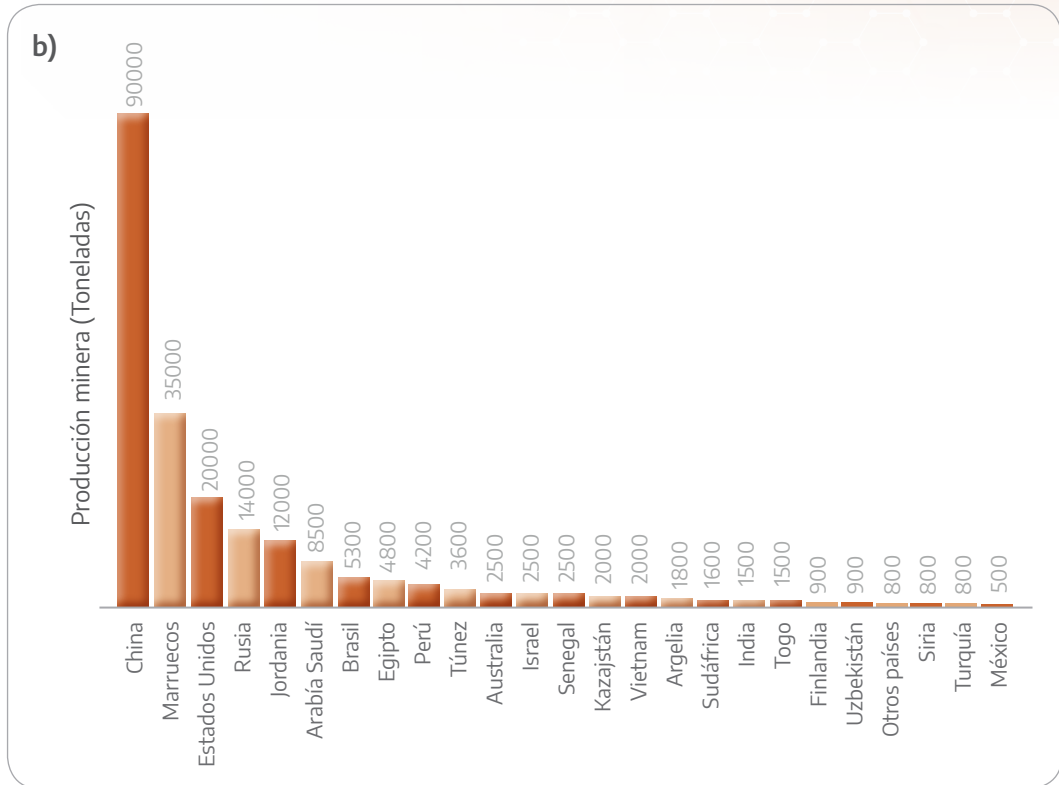
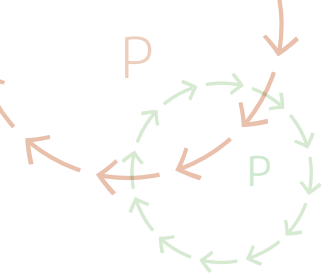


Figura 3. (a) Distribución global de las reservas de roca fosfórica. (b) Producción minera de fosfato por país en toneladas.

Fuentes: Elaboración propia de acuerdo Phosphate Rock, Mineral Commodity Summaries, US Geological Survey, (2024).

Desde el siglo XIX las rocas fosfóricas han sido sobreexplotadas, esto impulsado en gran medida por el uso de fertilizantes, los cuales ejercen una presión cada vez mayor sobre las reservas (Withers *et al.*, 2015). Uno de los mayores problemas que enfrenta la humanidad es la escasez de fósforo. Se espera que en el año 2030 las reservas mundiales actuales se vuelvan críticas, puesto que podrían agotarse dentro de los próximos 50 a 100 años, debido a su explotación para cubrir las necesidades de fertilización principalmente (Cordell *et al.*, 2009).



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

A nivel global, además de las reservas minerales de roca fosfórica, el fósforo se encuentra en aguas superficiales y océanos. La Figura 4 muestra los flujos entre los compartimentos de fósforo. Los principales depósitos se localizan en los océanos, incluyendo su biota y los sedimentos marinos, siendo estos últimos el mayor reservorio potencialmente accesible para plantas y organismos. En los ecosistemas terrestres, la mayor parte del fósforo se presenta en forma inorgánica (70-80%), mientras que el fósforo orgánico representa entre un 10 y 20%. La producción de fósforo para uso agrícola experimentó un crecimiento significativo desde 1945, pasando de 4 Mt P/año a 20 Mt P/año en el año 2000 (Cordell *et al.*, 2009). El aporte total de fósforo a los suelos, considerando tanto fertilizantes como estiércol, oscila entre 20 y 47 Mt P/año, con cargas de 14-27 Mt P/año, provenientes de fertilizantes y 6-20 Mt P/año del uso de estiércol (Cordell *et al.*, 2009; Mekonnen & Hoekstra, 2018; Smil, 2000).

Dentro del ciclo de fósforo en suelos, se genera un microciclo interno entre suelo, plantas y animales. Las plantas absorben fósforo del suelo, almacenando entre el 80 y 95 % del fósforo presente en la biota, con flujos estimados de 9 a 14 Mt P/año. Este fósforo se transfiere a los animales a través de la alimentación, donde representa entre el 5 y 10 % del total biológico. Posteriormente, el fósforo regresa al suelo mediante la descomposición de la biota y las excreciones animales (Peñuelas *et al.*, 2013; Smil, 2000). La biota se considera un compartimiento debido a las cantidades que se almacenan (500-3000 Mt P), sin embargo, al igual que P en la atmósfera este compartimiento es transitorio debido a la alta movilidad y transformación de P entre los actores involucrados (Peñuelas *et al.*, 2013; Ruttenberg, 2003).

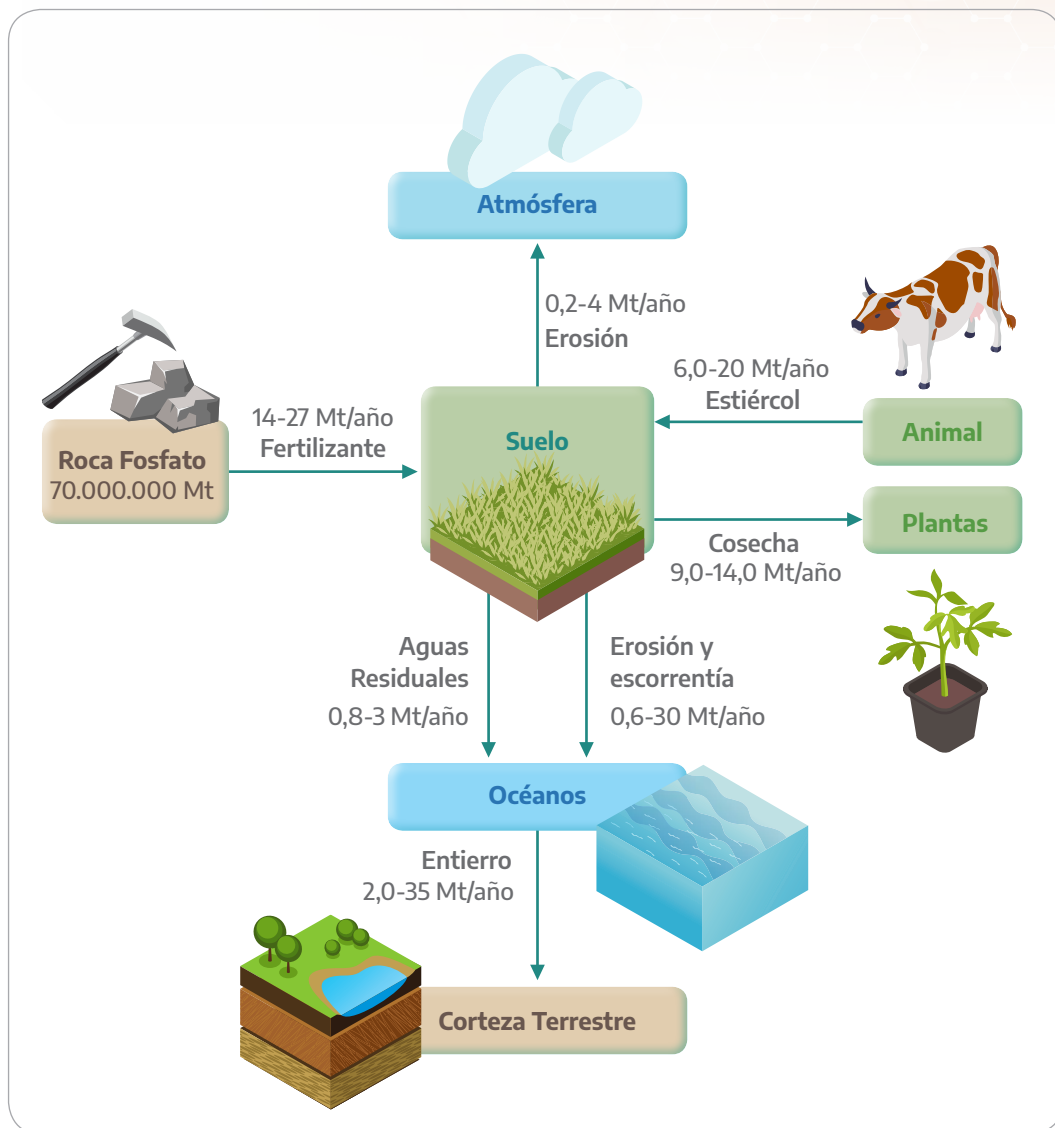
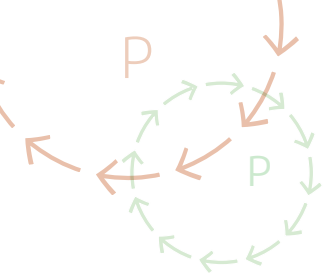


Figura 4. Incremento en los flujos entre los compartimentos de fósforo, con valores expresados en Mt P/año.

Fuentes: Elaboración propia de acuerdo Filippelli, (2011); Peñuelas *et al.*, (2013); Smil, (2000); Cordell *et al.*, (2009); Mekonnen and Hoekstra, (2018).



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

Los flujos de erosión y escorrentía han incrementado el transporte de fósforo hacia los océanos, alcanzando hasta 30 Mt P/año. Además, las aguas residuales contribuyen de manera directa con entre 0,8 y 3 Mt P/año (Mekonnen & Hoekstra, 2018). Estos aportes se acumulan en uno de los principales reservorios de fósforo, dominado por los sedimentos marinos y las aguas oceánicas. Las reservas oceánicas de fósforo se estiman entre 90 y 120 Gt, con una distribución del 2 al 8% en la superficie, aumentando hasta un 77-96% en las capas más profundas (Filippelli, 2002; Peñuelas *et al.*, 2013).

3. Demanda de fósforo en la agricultura

Durante la segunda mitad del siglo XX, el uso del fósforo como fertilizante fue un factor importante que contribuyó al aumento en la producción de cultivos y mejoras de la agricultura (Corbridge, 2013). La intensificación del uso de fertilizantes químicos en los suelos permitió mejorar el rendimiento de los cultivos, impulsando la Revolución Verde, que alimentó a miles de millones de personas durante la década de 1960 (Kok *et al.*, 2018).

El principal destino de los minerales fosfatados es la producción de fertilizantes, representando el 95 % de su uso total. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2022), la demanda de fósforo para fertilizantes creció un 10,39% entre 2016 y 2022. Por su parte, la Asociación Internacional de Fertilizantes (IFA, 2020) señala que Asia encabezará el aumento de la demanda global de fertilizantes, seguida por América Latina y África. La Figura 5 muestra el balance entre oferta y demanda de fertilizantes fosfatados en las distintas regiones y el mundo. Esto revela un déficit creciente en Asia y América Latina, mientras que África proyecta un excedente debido a una oferta que supera su consumo.

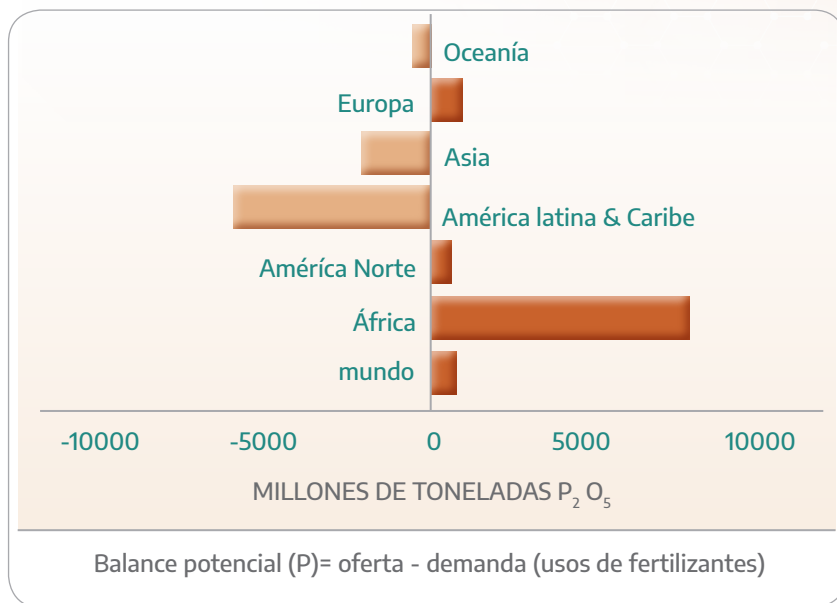
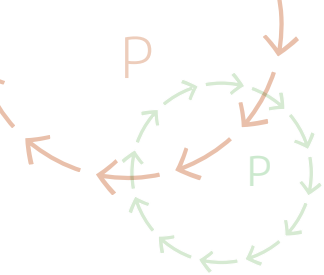


Figura 5. Balance potencial de fósforo (a base de ácido fosfórico, P₂O₅) del año 2022 para el mundo y por región.

Fuente: FAO (2022).

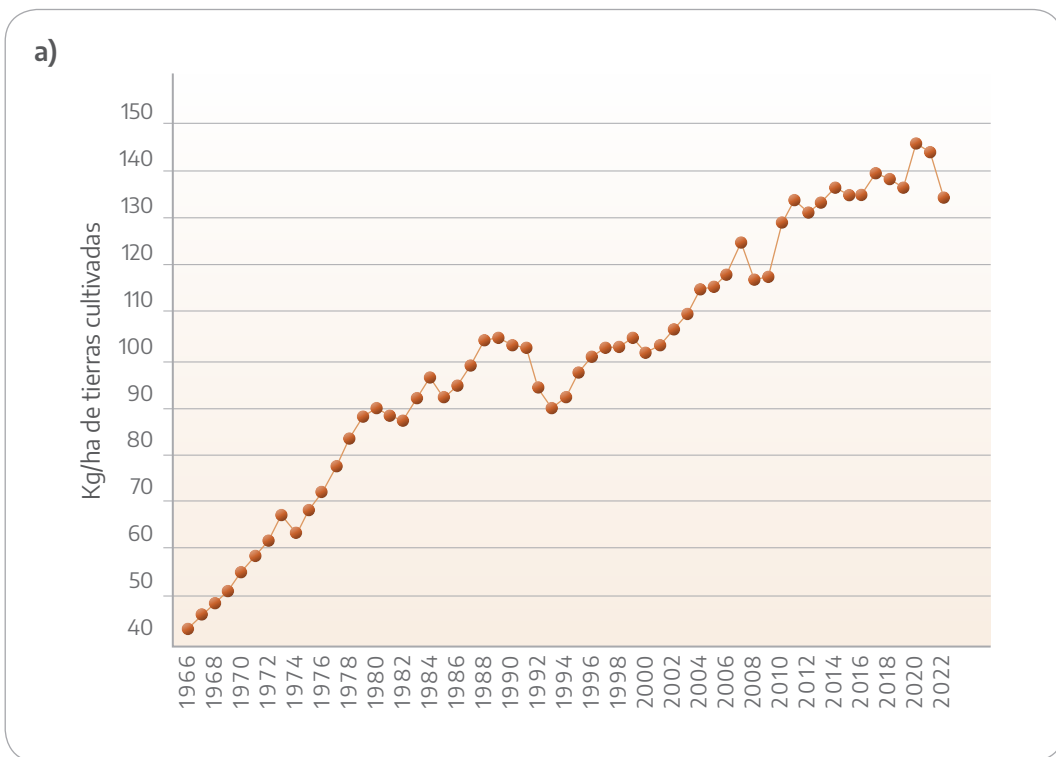
La producción de fertilizantes fosfatados en América Latina y el Caribe es insuficiente para satisfacer la demanda regional, debido a la escasez de grandes reservas minerales de fósforo y a la importancia de la agricultura en esta zona (Chripim *et al.*, 2019). Esto subraya la relevancia estratégica de este recurso, cuya disponibilidad es cada vez más limitada. Por otro lado, países como China, que alberga el 20% de la población mundial, pero posee solo el 10% de las tierras cultivables, buscan asegurar el acceso a fuentes de fertilizantes a precios competitivos (Gutiérrez-Moya *et al.*, 2023). Asimismo, Europa enfrenta un déficit de fósforo, ya que carece de minas propias y depende significativamente de las importaciones (Smol, 2019).

La Figura 6a muestra la evolución del uso de fertilizantes en todo el mundo (en kg/ha de tierras cultivables) desde 1966 hasta 2022, evidenciando una tendencia



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

general al alza. Se observa un incremento constante desde 1966 hasta finales de los años 80, seguido de una caída alrededor de 1990. Posteriormente, el uso se recupera y continúa aumentando con fluctuaciones hasta alcanzar un pico en los últimos años. Según la FAO el consumo de fertilizantes ha aumentado en un 214% desde 1966 hasta el 2022, donde en los últimos 10 años se ha estabilizado con 2,5%. En América del Norte, el consumo de fósforo aumentó de 8,7 a 11,4 kg/ha por año, mientras que en América Latina creció de 4,4 a 20,8 kg/ha por año, y en Asia se incrementó de 6,4 a 27,3 kg/ha por año (Sattari *et al.*, 2012).



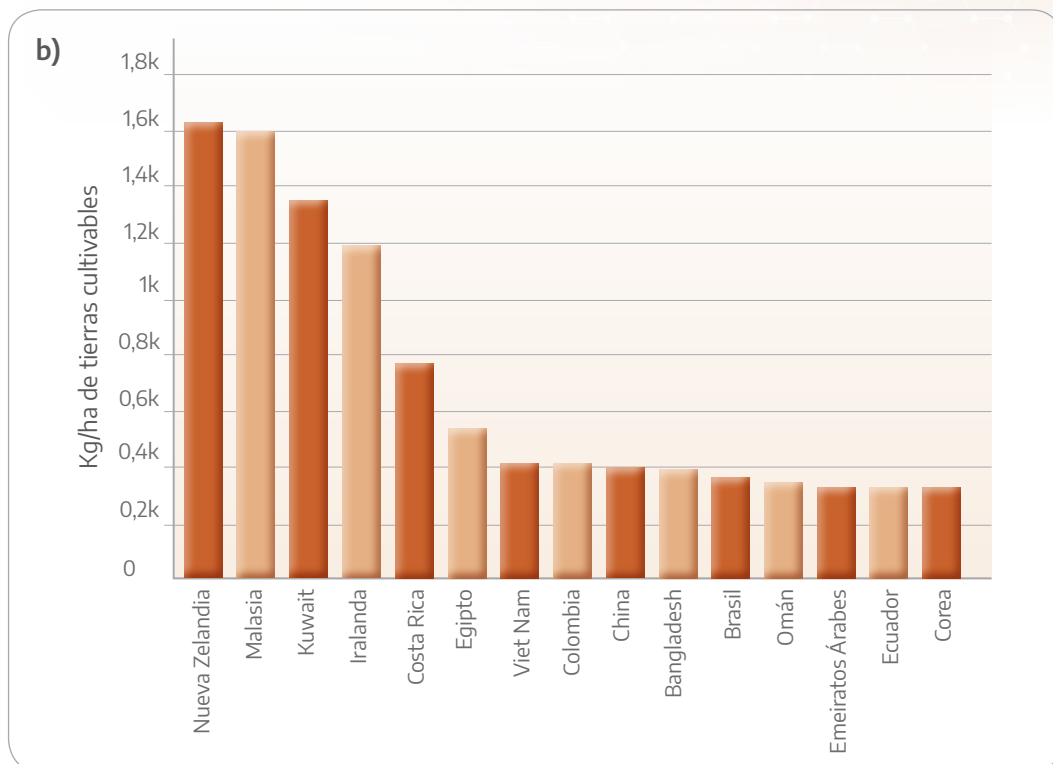
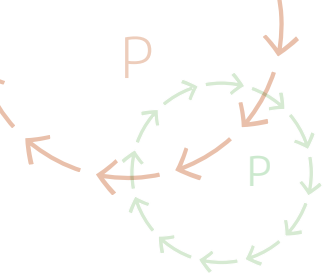


Figura 6. (a) muestra el consumo de fertilizantes por hectárea de tierras cultivables del mundo desde el año 1966 hasta el año 2022. (b) Muestra el consumo de fertilizantes por hectárea de tierras cultivables de los países de mayor consumo en el mundo.

La Figura 6b presenta los países con mayor consumo de fertilizantes por hectárea de tierras cultivables. En 2022, Nueva Zelanda y Malasia lideraron el ranking con 1633 y 1612 kg/ha por año, respectivamente. En América Latina, Brasil se destaca por su alto consumo de fertilizantes, a pesar de su extensa superficie agrícola. Chile sigue esta tendencia de creciente demanda de roca fosfórica y se posiciona entre los 30 principales consumidores de fertilizantes a nivel mundial. Según el Banco Mundial, el consumo promedio de fertilizantes en Chile fue de 220 kg/ha en 2022, mostrando una disminución desde 2020 (FAO, 2022).



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

4. Nutrientes en aguas residuales

El P en las aguas residuales se mide a través del fósforo total (PT), que es un indicador ambiental para aguas, donde aproximadamente el 70% se encuentra como P inorgánico y el 30% como P orgánico en aguas residuales (Valsami-Jones, 2004). La Tabla 1 muestra las concentraciones de nutrientes en diferentes tipos de aguas residuales. Los valores de fósforo total en las descargas de aguas residuales van desde 5-30 mg P/L variando entre zonas urbanas y rurales (Vidal y Araya, 2014). Las aguas residuales industriales de origen animal y vegetal tienen altas concentraciones de PT de 12-780 y 35-350 mg/L. Las concentraciones más bajas de PT (0,3-2,3 mg/L) se observan en las industrias de acuicultura, ya que los efluentes con un volumen de 10,000 m³/día juegan un papel fundamental en la dilución de las concentraciones de P.

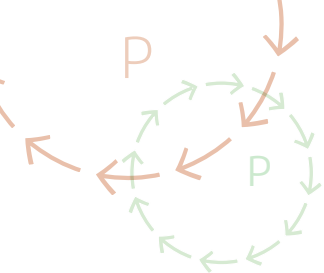
Tabla 1. Características de nutrientes en los distintos tipos de aguas residuales.

Tipo de agua residual	pH	NT (mg/L)	PT (mg/L)
Doméstica	7,0-8,5	28-100	5,0-30
Aceite de oliva	4,6-7,4	131-2900 ^a	64-350
Vinoteca	5,0-5,5	35-110 ^a	35-77
Matadero	6,8-7,3	294-670 ^a	28-49
Aves de corral	6,9-7,9	98-1825 ^a	15-446
Porcino	6,8-7,8	2350-3570	194-780
Lácteo	7,0-8,3	65-3305 ^a	12-266
Celulosa	6,8-7,8	0.53-24	0,5-2,4
Acuicultura	6,6-7,5	2.4-19	0,15-0,35
Lavandería	6,8-9,5	290-670 ^a	10,0-12
Curtiduría	7,5-8,4	160a-390	0,4-21
Textil	7,5-10,0	62	-

Notas: a= Valores en nitrógeno total Kjeldahl en este rango; b= Valores en amonio en este rango

El crecimiento de la población mundial ha aumentado la demanda de alimentos, intensificando el uso de fertilizantes y generando un incremento significativo de los flujos de fósforo hacia la atmósfera, suelos, aguas continentales y océanos. Según Rockström *et al.*, (2009), los flujos actuales, estimados en 1,5 Mt P/año, ya superan los umbrales críticos para muchos cuerpos de agua dulce y estuarios, advirtiéndose que el flujo hacia los océanos no debe exceder diez veces el flujo natural de fósforo. Se proyecta que entre 2000 y 2050 estos flujos podrían aumentar hasta un 150%, alcanzando de 1,3 a 3,3 millones de toneladas anuales, impulsados por el crecimiento poblacional, la urbanización acelerada, el aumento de hogares conectados a sistemas de alcantarillado y la insuficiente eliminación de nutrientes en el tratamiento de aguas residuales (OECD, 2012).

Este fenómeno se atribuye al aumento en el uso de fertilizantes, la inadecuada gestión de residuos animales, el cambio en el uso del suelo y las descargas provenientes de fuentes puntuales domésticas e industriales, así como de fuentes difusas (Liu *et al.*, 2008). Las pérdidas de fósforo ocurren principalmente a través de la erosión del suelo, la escorrentía superficial (fuentes difusas) y las descargas de fuentes puntuales (Rittmann *et al.*, 2011). Aproximadamente el 62% de la carga total de fósforo proviene de fuentes puntuales, incluyendo aguas residuales (54%) e industrias (8%), mientras que las fuentes difusas, como la agricultura, contribuyen con el 38% restante (Mekonnen & Hoekstra, 2018). Estos aportes generan serios impactos ambientales, como la acumulación de sedimentos, la contaminación de aguas subterráneas y, sobre todo, la eutrofización de cuerpos de agua dulce (Liu *et al.*, 2008).



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

5. Consideraciones finales

El fósforo es esencial para la vida, debido a su papel en numerosas moléculas claves y rutas metabólicas. A nivel molecular el fósforo se encuentra presente en el ADN, ARN y en las moléculas ATP, ADP o AMP, claves de la transferencia intracelular de energía en los procesos metabólicos.

Por otra parte, el fósforo es un nutriente esencial para el crecimiento de las plantas. Es un elemento que interviene en la fotosíntesis, la respiración celular, la multiplicación celular y la transferencia de energía. El crecimiento de la población mundial ha aumentado la demanda de alimentos, intensificando el uso de fertilizantes y generando un incremento significativo de los flujos de fósforo hacia la atmósfera, suelos, aguas continentales y océanos. Simultáneamente, las reservas mundiales de fosfato de roca de alta calidad se están agotando, lo que proyecta dificultades para la seguridad alimentaria mundial.

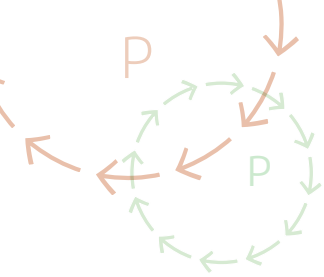
El informe “Our phosphorus future” escrito por un equipo de 40 expertos internacionales de 17 países, y contó con el apoyo del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP) y presenta un análisis global de los desafíos y soluciones a la crisis de fósforo. El objetivo 50:50:50 propone aumentar el reciclaje del fósforo en un 50% con una disminución de la contaminación del 50% para el año 2050. En otras palabras esto significa: Reducir la contaminación global de fósforo, aumentar el reciclaje de fósforo, mejorar el tratamiento de aguas residuales para eliminar el fósforo de las aguas residuales, integrar la producción de ganado y cultivos, adoptar dietas más sostenibles y reducir el desperdicio de alimentos a nivel global.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen al Centro de recursos Hídricos para la Agricultura y Minería CRHIAM, ANID/FONDAP/1523A0001.

7. Referencias

- Ashley, K., Cordell, D., Mavinic, D. 2011. A brief history of phosphorus: From the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere*, 84, 737-746. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.03.001>
- Chrispim, M. C., Scholz, M., Nolasco, M. A. 2019. Phosphorus recovery from municipal wastewater treatment: Critical review of challenges and opportunities for developing countries. *Journal of Environmental Management*, 248, 109268. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109268>
- Corbridge, D. E. C. 2013. *Phosphorus: Chemistry, Biochemistry and Technology*. CRC press, Boca Ratón, Florida, 1473 p. <https://doi.org/10.1201/b12961>
- Cordell, D., Drangert, J.-O., White, S. 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19, 292-305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Desmidt, E., Ghyselbrecht, K., Zhang, Y., Pinoy, L., Van der Bruggen, B., Verstraete, W., Rabaey, K., Meesschaert, B. 2014. Global phosphorus scarcity and full-scale p-recovery techniques: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45, 336-384. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.866531>
- Elser, J. 2012. Phosphorus: a limiting nutrient for humanity? *Current Opinion in Biotechnology*, 23, 833-838. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2012.03.001>
- Filippelli, G. M. 2002. The global phosphorus cycle. *Reviews in mineralogy and geochemistry*, 48, 391-425. <https://doi.org/10.2138/rmg.2002.48.10>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2022. *World fertilizer trends and outlook to 2022*. Rome.
- Gutiérrez-Moya, E., Lozano, S., Adenso-Díaz, B. 2023. A pre-pandemic analysis of the global fertiliser trade network. *Resources Policy*, 85, 103859. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2023.103859>
- International Fertilizer Association (IFA). 2020. *Outlook 2020–2024 Market Intelligence and Agriculture Services*. Outlook.
- Jasinski, S.M. 2024. *Phosphate rock, mineral commodity summaries*, U.S. Geological Survey, January 2024. Disponible en: <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2024/mcs2024-phosphate.pdf>



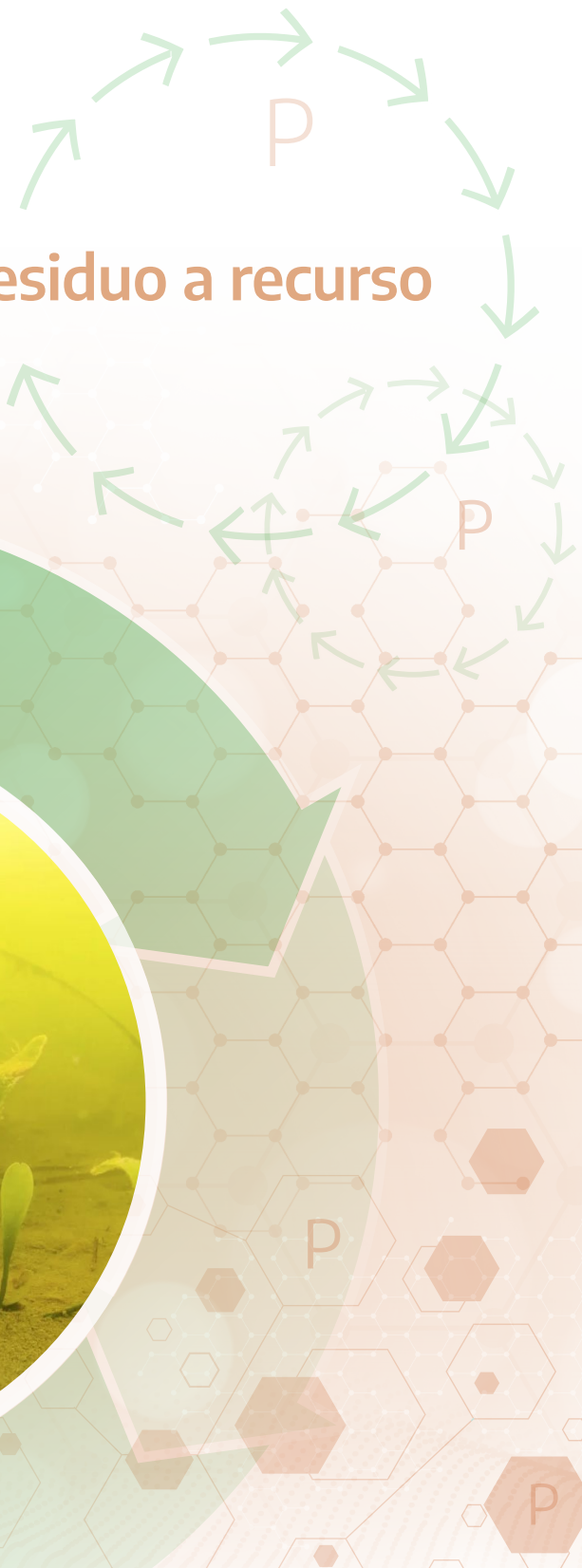
EL FÓSFORO: de residuo a recurso

- Kok, D., Pande, S., van Lier, J., Ortigara, A., Savenije, H., Uhlenbrook, S. 2018. Global phosphorus recovery from wastewater for agricultural reuse. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22, 5781-5799. <https://doi.org/10.5194/hess-22-5781-2018>
- Liu, Y., Villalba, G., Ayres, R. U., Schroder, H. 2008. Global phosphorus flows and environmental impacts from a consumption perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 12, 229-247. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00025.x>
- Mekonnen, M. M., Hoekstra, A. Y. 2018. Global anthropogenic phosphorus loads to freshwater and associated grey water footprints and water pollution levels: A high-resolution global study. *Water Resources Research*, 54, 345-358. <https://doi.org/10.1002/2017WR020448>
- Monbet, P., McKelvie, I. D., Saefumillah, A., Worsfold, P. J. 2007. A protocol to assess the enzymatic release of dissolved organic phosphorus species in waters under environmentally relevant conditions. *Environmental Science & Technology*, 41, 7479-7485. <https://doi.org/10.1021/es070573c>
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 2012. *OECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction*, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264122246-en>.
- Peñuelas, J., Poulter, B., Sardans, J., Ciais, P., Van Der Velde, M., Bopp, L., Boucher, O., Godderis, Y., Hinsinger, P., Llusia, J. 2013. Human-induced nitrogen-phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe. *Nature Communications*, 4, 2934. <https://doi.org/10.1038/ncomms3934>
- Rittmann, B. E., Mayer, B., Westerhoff, P., Edwards, M. 2011. Capturing the lost phosphorus. *Chemosphere*, 84, 846-853. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.001>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461, 472-475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Ruttenberg, K. 2003. The global phosphorus cycle. *Treatise on Geochemistry*, 8, 585-643. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/08153-6>
- Sattari, S. Z., Bouwman, A. F., Giller, K. E., van Ittersum, M. K. 2012. Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 6348-6353. <https://doi.org/10.1073/pnas.1113675109>

- Smil, V. 2000. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. Annual Review of Energy and the Environment, 25, 53-88. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.25.1.53>
- Smol, M. 2019. The importance of sustainable phosphorus management in the circular economy (CE) model: the Polish case study. Journal of Material Cycles and Waste Management, 21, 227-238. <https://doi.org/10.1007/s10163-018-0794-6>
- Valsami-Jones, E. 2004. Phosphorus in Environmental Technology. ISBN: 1843390019. IWA publishing, London, UK, 656 p.
- Vidal, G., Araya, F. 2014. Las Aguas Servidas y su Depuración en Zonas Rurales: Situación Actual y Desafíos. ISBN: 978-956-227-378-7. Editorial Universidad de Concepción, Concepción, Chile, 121 p.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L. 2008. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow . ISBN: 978-1-4020-8580-2. Springer, Netherlands, 566 p.
- Withers, P., Elser, J., Hilton, J., Ohtake, H., Schipper, W., van Dijk, K. 2015. Greening the global phosphorus cycle: how green chemistry can help achieve planetary P sustainability. Green Chemistry, 17, 2087-2099. <https://doi.org/10.1039/C4GC02445A>

EL FÓSFORO: De residuo a recurso

CAPÍTULO 2





Impacto ambiental del fósforo y el nitrógeno en ecosistemas acuáticos

Roberto Urrutia ^{1,2}, Valentina Carrillo ^{2,3}, Gloria Gómez y Gladys Vidal ^{2,3}

¹ Departamento de Sistemas Acuáticos. Facultad de Ciencias Ambientales-Centro EULA. Universidad de Concepción. Chile.

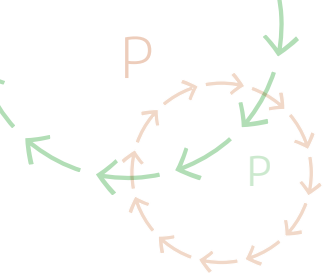
² Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería (CRHIAM), Centro ANID FONDAP, Concepción, Chile.

³ Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC). Departamento de Ingeniería Ambiental. Facultad de Ciencias Ambientales-Centro EULA. Universidad de Concepción. Chile.

1. Introducción

Los problemas asociados al fósforo tienen un impacto significativo en los ecosistemas terrestres y acuáticos, por lo que es fundamental considerarlos. Este impacto se debe principalmente a la alteración del ciclo del fósforo, impulsada por el aumento en los flujos de este elemento. Factores como el uso intensivo de fertilizantes, la gestión inadecuada de desechos animales, los cambios en el uso del suelo y las descargas domésticas e industriales contribuyen a esta alteración (Liu *et al.*, 2008).

La creciente influencia humana sobre los ecosistemas es cada vez más evidente. Crutzen (2002) plantea que hemos entrado en una nueva era geológica, el Antropoceno, en la que las actividades humanas son el principal motor de cambio en los procesos terrestres. Entre las crisis ambientales más críticas se encuentra la erosión del suelo, impulsada por la deforestación y el uso intensivo de la tierra, lo que reduce su capacidad de retención y favorece la erosión eólica e hídrica.



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

Además, el crecimiento poblacional ha intensificado la producción de alimentos, lo que ha llevado a un aumento significativo en la aplicación de fertilizantes fosfatados a nivel mundial (18 Mt P/año) para mejorar el rendimiento agrícola y acelerar el ciclo natural del fósforo (Cordell & White, 2014).

Como se describió anteriormente el uso excesivo de fertilizantes fosfatados en suelos agrícolas provoca una transferencia significativa de fósforo a cuerpos de agua dulce y, eventualmente, a los océanos. A nivel global se observa una mayor contaminación por fósforo, reduciendo la relación N:P en suelos, lagos y arroyos. Los ecosistemas fertilizados sólo con productos industriales suelen presentar proporciones N:P elevadas. Los abonos y fertilizantes de fósforo siguen siendo utilizados en exceso en la agricultura lo que causa la eutrofización de los ecosistemas acuáticos. Estos desequilibrios pueden alterar el crecimiento de organismos, modificar la composición y función de las comunidades biológicas y afectar la biodiversidad. Como consecuencia, se ven comprometidos los servicios ecosistémicos y la sostenibilidad de los ecosistemas naturales y la producción agrícola a futuro (Peñuelas *et al.*, 2013).

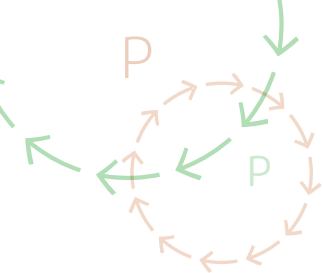
Por otra parte, la actividad humana ha alterado profundamente el ciclo biogeoquímico global del N. Los seres humanos han duplicado aproximadamente la tasa de aporte de N al ciclo terrestre del N, y estas tasas siguen aumentando. En general, los aportes antropogénicos añaden actualmente tanto N a los ecosistemas terrestres como el fijado por todas las fuentes naturales combinadas, y las actividades antrópicas movilizan más de 50 millones de toneladas métricas de N a través de las transformaciones del suelo (Vitousek *et al.*, 1997). La producción mundial de fertilizantes agrícolas aumentó de menos de 10 millones de toneladas métricas al año/mes/día?? de N en 1950 a aproximadamente 100 millones de toneladas métricas de N. 80 millones de toneladas métricas en 1990, y algunos autores pronostican que su producción superará los 135 millones de toneladas métricas de N para 2030 (Vitousek *et al.*, 1997).

2. Proceso de la eutroficación o eutrofización

La palabra eutroficación o eutrofización significa literalmente “el proceso de la buena nutrición”. Desde la perspectiva de un lago o laguna, estos términos se refieren a una fertilización excesiva de una masa de agua con nutrientes, que da por resultado el crecimiento perjudicial de plantas acuáticas, tales como algas y macrófitas (Parra, 1989). Etimológicamente el término eutroficación se relaciona con las causas del problema, i.e., excesiva nutrición o alimentación de las aguas (del griego: eu= bien, y trofein= alimentar o nutrir), más que con sus efectos, e.g., florecimiento o “blooms de algas”, disminución de la concentración del oxígeno disuelto y anoxia. Eutroficación también ha sido descrita metafóricamente como el proceso de envejecimiento de los lagos, una descripción que enfatiza más los efectos que las causas (Vollenweider, 1980).

La eutrofización es el proceso de enriquecimiento de nutrientes en cuerpos de agua, lo que favorece el crecimiento excesivo de algas y macrófitas (OECD, 2012). Un experimento realizado en Canadá por Schindler *et al.*, (1973) demostró que el fósforo es el principal factor limitante, convirtiéndose en el principal responsable de este fenómeno. Actualmente, la eutrofización es uno de los problemas más extendidos en la calidad del agua a nivel global, ya que provoca floraciones de algas nocivas y genera condiciones hipóxicas o anóxicas perjudiciales para la vida acuática. Estos efectos afectan tanto ecosistemas de agua dulce como zonas costeras cercanas a grandes centros urbanos (Schindler, 2012).

De manera similar, los ecosistemas marinos han experimentado cambios relacionados con la eutrofización masiva de aguas continentales (Carpenter & Bennett, 2011). Un estudio de Mekonnen and Hoekstra (2018) señaló que aproximadamente el 38 % de las cuencas hidrográficas supera su capacidad de asimilación de fósforo. Además, Rockström *et al.*, (2009) advierten que un aumento de más de diez veces en el aporte de fósforo a los océanos podría incrementar la probabilidad de eventos oceánicos anóxicos en los próximos 1.000 años.



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

Por otro lado, un factor contribuyente al aumento de la concentración de fósforo y que ha sido poco estudiado, se relaciona con las consecuencias del efecto del cambio climático sobre la contaminación difusa de fósforo en las aguas superficiales. Esto se debe a que la contaminación difusa de fósforo se considera uno de los factores más importantes que afectan el estado de eutrofización de los sistemas de agua dulce. La evaluación del impacto del cambio climático en la calidad del agua superficial es compleja, ya que los cambios temporales y espaciales en temperatura y precipitación influyen directamente en el sistema suelo-cultivo y en todos los procesos biológicos, químicos y físicos de los ecosistemas acuáticos (Schoumans *et al.*, 2015).

En casos extremos de aguas eutróficas, pueden ocurrir floraciones o blooms de algas nocivas que producen sustancias tóxicas, causando la muerte de peces y otros organismos (Paerl & Otten, 2013). La eutrofización ocurre naturalmente en los sistemas lacustres asociado al aporte de nitrógeno y fósforo de la cuenca de drenaje, pero se ve acelerado por la adición de nutrientes provenientes de la actividad antrópica (descargas de aguas servidas, agricultura, efluentes industriales, etc.). Desde un punto de vista geológico, el cambio de estado trófico de un cuerpo de agua es un proceso natural que ocurre a escala de cientos a miles de años, conocido como “eutrofización natural” (Ryding & Rast, 1992). Sin embargo, la intervención antrópica, principalmente a través de cambios de uso del suelo (ej. deforestación, ganadería, agricultura, etc.), crecimiento urbano (descargas de aguas servidas) y expansión de actividades industriales (efluentes industriales, acuicultura, etc.), pueden acelerar este proceso, generando el cambio a una escala de años y/o décadas, denominándose “eutrofización cultural” (Parra, 1989), para diferenciarla del proceso natural. La Figura 1 muestra un proceso de eutrofización cultural en un ecosistema acuático.

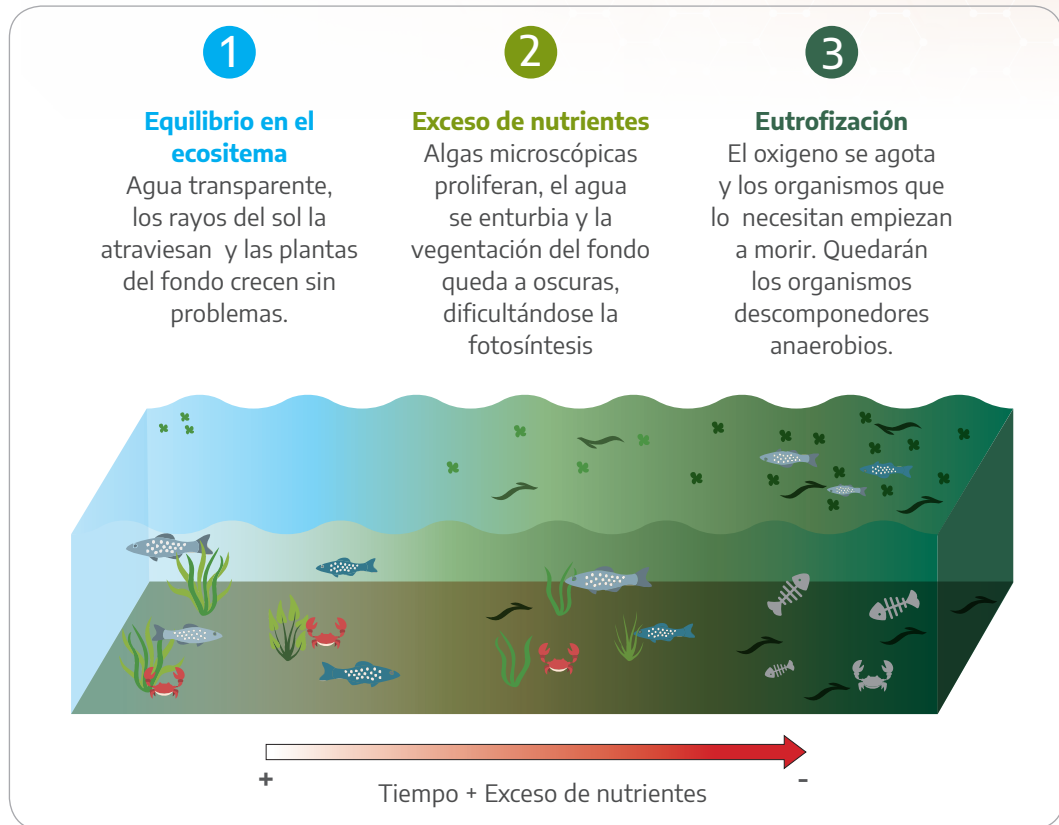
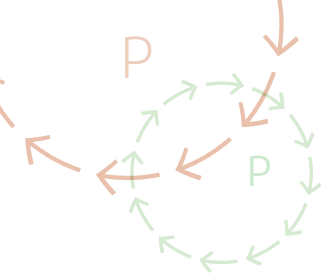


Figura 1. Proceso de “eutrofización cultural” de los ecosistemas acuáticos. La palabra eutrofización deriva del griego, y significa “bien nutrido”.

La eutrofización de ríos y lagos se produce a partir de concentraciones que fluctúan entre 0,03 a 1 mgP/L (Tabla 1) (OCDE, 2012; Smith *et al.*, 1999). Se calcula que el deterioro de la calidad del agua ya ha reducido la biodiversidad de los ríos, lagos y humedales en aproximadamente un tercio a nivel mundial, con las mayores pérdidas en China, Europa, Japón, el sur de Asia y el sur de África. Según la OCDE, (2012), en Países en desarrollo se espera que aumente este tipo de condiciones por dos razones, descargas directas de las aguas residuales y el aumento de la producción agrícola. Considerando que alrededor de 2500 millo-



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

nes de personas carecen aún de servicios de saneamiento, lo que, combinado con la rápida urbanización, el crecimiento de la población y la infraestructura deficiente, promueven la propagación de enfermedades y la liberación descontrolada de nutrientes al ambiente, lo que genera importantes preocupaciones ambientales y de salud (Gallego-Schmid y Tarpani, 2019).

Tabla 2. Características del estado trófico en lagos, ríos y aguas marinas.

Condición trófica	Fósforo total (mg/L)	Nitrógeno total (mg/L)	Clorofila a (µg/L)	Transparencia del disco de secchi (m)	Color
Oligotrófica	< 0,01	< 0,35	< 3,5	>4	
Mesotrófica	0,01-0,03	0,35 – 0,65	3,5 - 9	2-4	
Eutrófica	0,03 – 1,0	0,65- 1,2	9 - 25	1-2	
Hipereutrófica	> 1,0	> 1,2	> 25	<1	

Fuente: (Smith *et al.*, 1999).

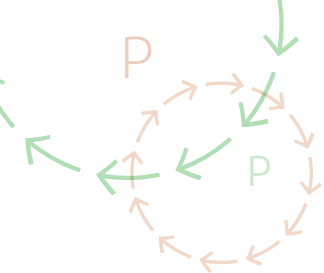
En términos generales, los lagos y embalses pueden ser clasificados como oligotróficos, mesotróficos o eutróficos, en función de la concentración de nutrientes en la masa de agua y/o en base a las manifestaciones ecológicas de la carga de nutrientes, principalmente de fósforo y nitrógeno (Ryding & Rast, 1992). Los lagos oligotróficos se caracterizan por poseer bajos niveles de nutrientes, baja productividad primaria, alta diversidad y transparencia. Mientras que los lagos eutróficos poseen baja diversidad y transparencia, altas concentraciones de nutrientes y una elevada biomasa algal (Ryding & Rast, 1992).

Acorde con las características fisicoquímicas de un cuerpo de agua, el recurso hídrico se puede utilizar ya sea como agua potable, riego, acuicultura, recreación y turismo, generación hidroeléctrica, conservación de la biodiversidad, usos industriales, entre otros. En general, del estado trófico determina una buena o mala calidad del agua y esto define el uso de los cuerpos de agua. De este modo, un ecosistema oligotrófico, sirve como fuente de agua potable, para realizar

acuicultura, pesca, riego y recreación. En tanto, en uno mesotrófico, se restringen los usos y es posible captar agua para consumo, pero se debe aplicar mayores tecnologías para su tratamiento, de igual forma, se pueden realizar actividades de recreación como navegación, y un sistema eutrófico, no es apto para captar el agua, ni para realizar actividades de recreación que tengan contacto directo con el recurso hídrico, porque podría generar problemas a la salud humana. Estos lugares son actualmente utilizados para realizar observación de aves o caminatas. La Figura 2 muestra Clasificación de los lagos según su estado trófico. El estado trófico de los ecosistemas acuáticos se define por los indicadores fósforo total (PT), clorofila a y transparencia medida con el Disco Secchi (Urrutia *et al.*, 2020).



Figura 2. Clasificación de los lagos por su estado trófico. El estado trófico de los ecosistemas acuáticos se define por los indicadores fósforo total (PT), clorofila a y transparencia medida con el Disco Secchi.



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

3. Enriquecimiento de nutrientes de los ecosistemas acuáticos

La disponibilidad relativa de los distintos nutrientes está en constante cambio, ya que depende de las interacciones en los ciclos biogeoquímicos. La entrada de una gran cantidad de nutrientes a un cuerpo de agua provoca un desbalance en dichos ciclos, lo que resulta en el crecimiento excesivo de fitoplancton. Los dos principales nutrientes, además de carbono (C), oxígeno e hidrógeno (ambos pueden ser tomados directamente del cuerpo de agua) son el fósforo (P) y el nitrógeno (N). Estos nutrientes se consideran limitantes ya que son claves para el crecimiento del fitoplancton, el cual es proporcional a la tasa de su suministro y puede ser controlado cuando se restringe su entrada al sistema acuático (Salameh & Harahsheh, 2010).

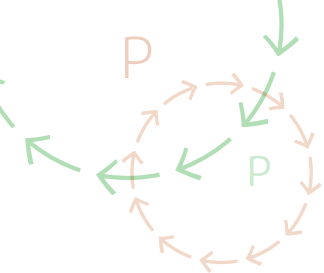
El concepto de nutriente limitante fue utilizado por primera vez por Liebig en 1840 (Ryding & Rast, 1989), quien encontró que el rendimiento de los cultivos terrestres estaba limitado frecuentemente por elementos necesarios en cantidades mínimas. Todos los organismos necesitan nutrientes esenciales y otros elementos para su crecimiento y estas necesidades pueden ser muy específicas para cada especie.

La relación N/P se utiliza para determinar el nutriente limitante en el crecimiento de las algas y plantas acuáticas, es decir, cual es el que desaparece primero de la columna de agua. La utilización del concepto de nutriente limitante implica que el crecimiento de las algas en una masa de agua es proporcional a la cantidad de nutrientes de dicha masa de agua (suponiendo que existen las condiciones de luz y temperatura apropiadas). También se supone que el contenido de nutrientes de una masa de agua es una función de la carga de nutrientes en dicha masa. Finalmente, se supone que el fitoplancton absorbe y utiliza nutrientes de la columna de agua en la relación atómica de 106C:16N:1P. De ahí que la biomasa máxima de algas en el lago o cuerpo de agua puede ser limitada controlando la cantidad o proporción de los nutrientes que llegan al lago.

A nivel práctico es más fácil utilizar las proporciones másicas de las formas biológicamente disponibles de nitrógeno y fósforo que las atómicas para calcular el nutriente limitante. Si se miden las concentraciones de nutrientes (por ejemplo, en mg/L), el valor de la proporción 16N:1P corresponde a una proporción másica de 7,2N:1P. Por lo tanto, si la proporción de las concentraciones medidas es menor que 7N:1P, el nitrógeno es el nutriente limitante potencial y si la proporción es mayor de 7, el fósforo es el limitante potencial. Si la proporción es aproximadamente 7, entonces ambos nutrientes o algún otro factor (luz, temperatura) pueden ser limitantes. Sin embargo, es necesario dejar en claro que es conveniente tomar ciertas precauciones al utilizar las proporciones de N/P para evaluar el nutriente limitante. Desde un punto de vista práctico, no hay que ser demasiado estrictos al aplicar el valor N/P como una proporción limitante exacta.

El contenido celular de nitrógeno y fósforo de microalgas puede variar, al menos en condiciones de laboratorio. Por lo tanto, la proporción con la que un alga utilizan estos nutrientes podría también variar en alguna medida. Este cociente es útil para entender la relación entre N, P y biomasa de plantas a un primer nivel. Sin embargo, se debe tener precaución en su interpretación y uso. Por ejemplo, en el control del fitoplancton, la remoción de nitrógeno de sistemas acuáticos limitados por dicho elemento puede dar lugar a valores muy bajos de N/P. Se ha observado que valores de esta relación menores de 4 en algunos lagos puede estimular el crecimiento de cianobacterias tóxicas, que tienen la capacidad de fijar el nitrógeno de la atmósfera.

La estimación del nutriente limitante se debe realizar en el periodo en el que las cantidades excesivas de biomasa de algas pueden afectar significativamente a los recursos acuáticos. Normalmente, este periodo es la estación de crecimiento, cuando las algas alcanzan su máxima biomasa. Puede resultar engañoso usar una proporción N/P obtenida en otros momentos del año para determinar el nutriente limitante, ya que las concentraciones de nutrientes en el lago pueden cambiar significativamente a lo largo de su ciclo anual. La proporción N/P nunca debería ser utilizada en forma aislada para determinar el nutriente limitante,



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

debido a que siempre se puede calcular en el lago una proporción de estos nutrientes, aun cuando ambos estén en cantidades excesivas. Obviamente, una relación de N/P calculada para un cuerpo de agua con cantidades excesivas (es decir no limitantes) de fósforo o nitrógeno tendrá muy poca significación para determinar objetivos apropiados para el control de nutrientes.

4. Consecuencias de la eutrofización

La eutrofización de sistemas acuáticos tiene un impacto altamente negativo en el medio ambiente. Los efectos ecológicos de la eutrofización son la excesiva proliferación de fitoplancton y de plantas acuáticas, la simplificación de la trama trófica y en casos extremos, la presencia de especies de cianobacterias tóxicas, mortandad de peces y pérdida de biodiversidad (Moss *et al.*, 1996; Moss, 1998). De esta manera, los ambientes acuáticos se deterioran gradualmente disminuyendo su valor para la conservación de biodiversidad y afectando los usos humanos como consumo de agua potable, recreación y producción de especies comerciales, entre otros.

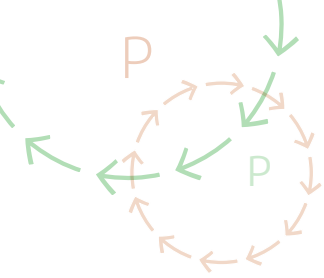
El crecimiento excesivo de fitoplancton provoca un enturbiamiento en el sistema que impide la entrada de la luz al fondo. Los organismos fotoautótrofos no pueden realizar sus actividades metabólicas lo que provoca su muerte, por lo que la producción de oxígeno disminuye y los organismos descomponedores, principalmente bacterias aerobias, comienzan a consumir el oxígeno disuelto, creando un ambiente anaeróbico. La disminución del oxígeno por parte de los microorganismos genera condiciones hipóxicas, las cuales favorecen el crecimiento de microorganismos anaeróbicos como bacterias sulfato reductoras y arqueas metanogénicas. En la reducción de sulfato se produce sulfuro de hidrógeno (H_2S), el cual tiene un efecto tóxico para los organismos acuáticos a bajas concentraciones (0,1 mg/L) (Torrans & Clemens, 1982). De acuerdo con Smith y Schindler (2009) los principales efectos de la eutrofización en cuerpos acuáticos son:

CAPÍTULO 2 | Impacto ambiental del fósforo y el nitrógeno en ecosistemas acuáticos

- Aumento de la productividad y biomasa y composición de microalgas, cianobacterias y plantas acuáticas.
- Disminución en la diversidad especies.
- Cambios en las especies de algas, las cuales pueden ser tóxicas o no comestibles por los herbívoros presentes en el sistema acuático.
- Disminución en la transparencia del agua y del oxígeno disuelto.
- Disminución en el valor estético de los ecosistemas.
- Impactos económicos negativos, incluyendo la disminución de los valores de propiedad y en usos recreativos.
- Disminución en la productividad de peces y moluscos deseables para el consumo humano.
- Amenazas a las especies acuáticas en peligro de extinción.
- Aumento en la incidencia de muerte de peces, aves y otras especies.
- Cambios en el sabor, olor y problemas de filtración en los suministros de agua potable.



Figura 3. Las fotos muestra sistemas en diferentes estados de eutroficación.



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

5. Estrategias para la gestión de ecosistemas eutrofizados

- **Consideraciones para la gestión de sistemas eutrofizados.** De acuerdo con Rast y Holland (1988) el desarrollo de estrategias de manejo del problema de la eutroficación debe considerar los siguientes pasos:
 1. Identificar el problema de eutroficación y establecer objetivos de manejo.
 2. Evaluar la información disponible existente del cuerpo de agua.
 3. Identificar métodos disponibles y practicables de control de la eutroficación.
 4. Analizar todos los costos y beneficios esperados de las alternativas de estrategias de manejo.
 5. Analizar el marco de regulaciones administrativas y legales para implementar estrategias de manejo.
 6. Seleccionar estrategias de control y darlas a conocer a las partes interesadas.
 7. Utilizar mecanismos institucionales para minimizar futuros problemas de eutroficación.

Debido a lo antes indicado el desarrollo e implementación de estrategias de manejo efectivas de eutroficación deben estar basadas sobre la consideración holística de una variedad compleja de factores técnicos y no técnicos. Tales estrategias deben estar dirigidas hacia la optimización de la calidad del agua dependiendo de la definición de los usos deseados del ecosistema en cuestión (Parra, 1989).

- **Tecnología para mitigar el crecimiento de biomasa en sistemas eutrofizados.** El ultrasonido constituye una alternativa viable y eficiente para combatir los problemas derivados de la proliferación masiva de algas. Hay numerosos estudios científicos que han demostrado su efecto antialgas, pero son escasos los realizados en condiciones naturales y a escala real (Sánchez *et al.*, 2016).

Sanchez *et al.*, (2016) muestra que los efectos de un tratamiento ultrasónico en presencia de un bloom de *Microcystis aeruginosa* en una balsa de riego,

reduce la biomasa algal y mejora de algunos parámetros relacionados con la calidad del agua. Por ejemplo, se observó una reducción significativa de la concentración de clorofila a, de manera que en los primeros 7 y 14 días de tratamiento este parámetro se redujo en un 66,5% y en un 94,7% respectivamente. Los autores indican que el ultrasonido se presenta como un tratamiento antialgas efectivo y de bajo coste, con un gran potencial respecto a sus aplicaciones sobre la calidad del agua de regadío.

Actualmente existen empresas sanitarias y municipalidades que deben gestionar cuerpos de aguas eutrofizados con floraciones algales que están utilizando el control de esta biomasa a través de ultrasonido. Las ventajas del ultrasonido de baja potencia detienen el crecimiento de algas sin afectar la vida acuática, es seguro para el medioambiente y permite el control de algas a largo plazo.

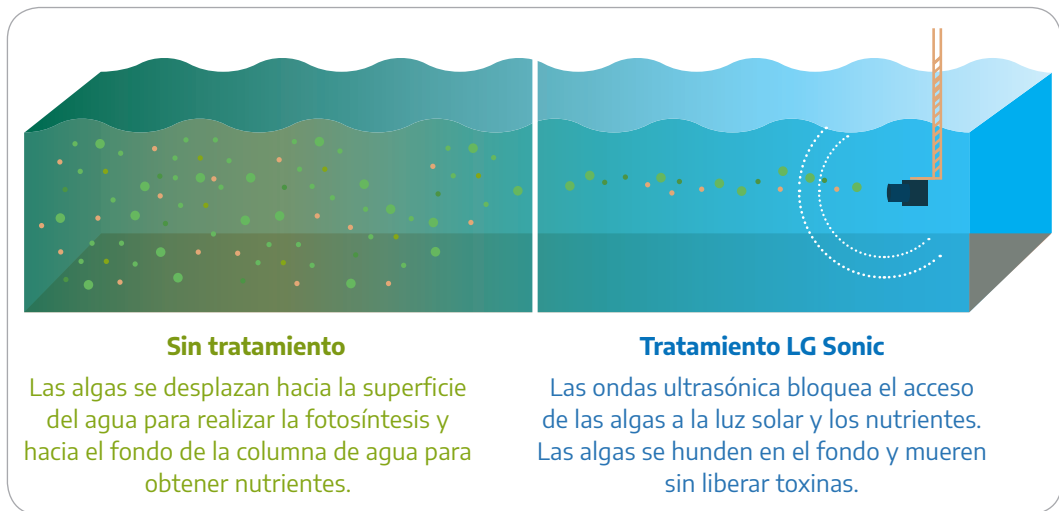
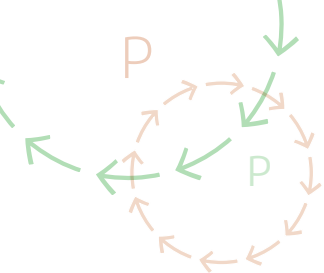


Figura 4. Comparación de un comportamiento de un Bloom de algas sin tratamiento y con tratamiento de ultrasonido. Adaptado de: LG Sonic Enterprise, 2025.



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

Estos dispositivos emiten ondas de ultrasonido de baja potencia en la capa superior del agua, lo que genera un ciclo de presión constante alrededor de las células de las algas. Este principio afecta la regulación de la flotabilidad de las algas, evitando que accedan a la luz solar y a los nutrientes. Como resultado, no pueden realizar la fotosíntesis y se hunden hasta el fondo, donde se descomponen naturalmente sin liberar toxinas dañinas. Este proceso no afecta organismos acuáticos, animales o humanos.

El ultrasonido se refiere a ondas sonoras con frecuencias superiores al límite audible del oído humano (20 kHz). Estas ondas sonoras, con frecuencias específicas, son utilizadas para controlar el crecimiento de algas. Existe una distinción entre el ultrasonido de alta potencia que causa cavitación y el ultrasonido de baja potencia que utiliza LG Sonic. La cavitación es el resultado de la formación de microburbujas que colapsan generando un calor intenso. Debido a que la cavitación puede perforar membranas, no es un método de tratamiento de agua recomendado. La aplicación de estos sistemas de tratamiento de ultrasonido comienza con un monitoreo en tiempo real. Los datos son clave cuando se trata de controlar la floración de algas. LG Sonic utiliza un sistema de monitoreo que recopila información sobre la calidad del agua cada 10 minutos, que incluye clorofila-a (alga verde), ficocianina (cyanobacteria), nivel de pH, temperatura del agua, turbidez y oxígeno disuelto.

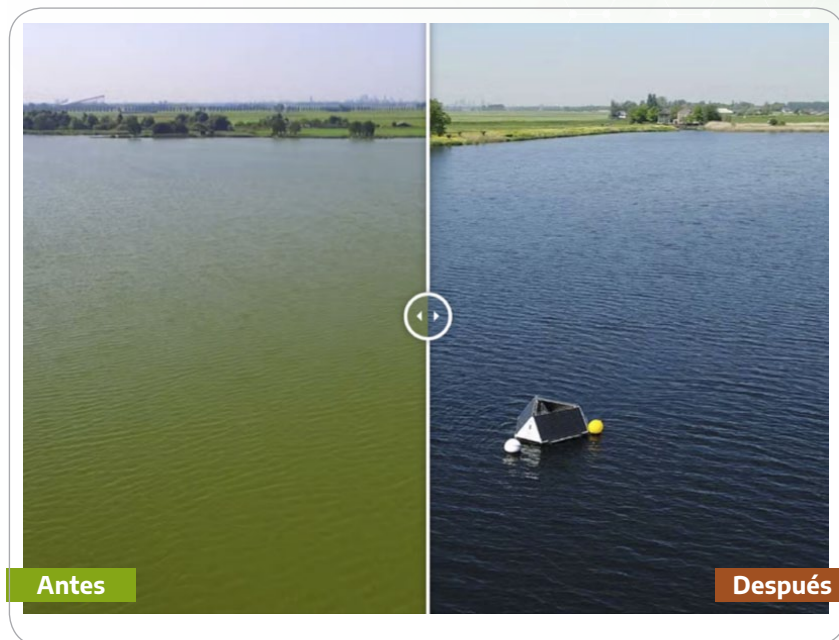
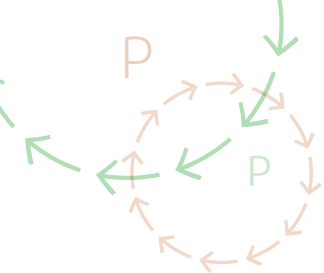


Figura 5. Control de microalgas en un ecosistema a través de tecnología de ultrasonido (adaptado de: <https://www.lgsonic.com/>).

6. Institucionalidad chilena

La institucionalidad nacional tiene instrumentos que consideran la gestión de vertidos que contienen nutrientes. A continuación se indican algunos de estos instrumentos.

- **Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA).** En Chile, el Ministerio del Medio Ambiente es el encargado de coordinar la elaboración de Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA) para aire, agua y suelo (Ley 19.300). Las NSCA son instrumentos regulatorios cuyo objetivo es conservar o preservar los ecosistemas acuáticos a través del mantenimiento o mejoramiento de la calidad de las aguas tanto continentales como



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

marinas. Éstas apoyan el control del impacto de contaminantes de fuentes puntuales y difusas en la calidad del agua y su impacto en los ecosistemas. Así, el objetivo de las NSCA es el mantenimiento de las buenas condiciones en subcuencas con poca intervención antrópica y en aquellas de alto valor de biodiversidad, especialmente donde se encuentran especies nativas amenazadas, es decir, con problemas de conservación.

Específicamente, uno de los aspectos incluidos en las NSCA, es proteger a los humedales del proceso de eutrofización y de otros procesos de contaminación. La aproximación de cuenca en la aplicación de estos instrumentos regulatorios es muy importante, así en el caso de NSCA de ríos, se norman las cuencas hidrográficas completas incluyendo la zona estuarina. Las NSCA son uno de los instrumentos considerados en el Plan de Acción de Humedales de la Estrategia Nacional de Biodiversidad y debieran incluirse en la Gestión Integrada de Cuencas, dado su alcance territorial y social.

En este contexto, el Ministerio del Medio Ambiente desarrolló la “Guía para la Elaboración de Normas Secundarias de Calidad Ambiental en Aguas Continentales Marinas” (MMA, 2017), como el instrumento de referencia oficial para la elaboración de las NSCA y propone utilizarla como una orientación metodológica para ello. En la Tabla 2 se indican los índices de trofía internacionales que pueden ser utilizados para evaluar el estado trófico de los ríos, lagos y aguas marinas del territorio.

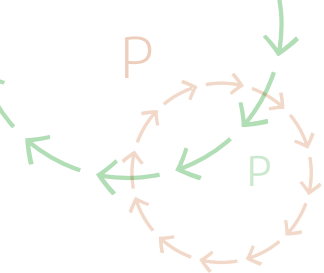
- **Normas de emisión para descargas puntuales de nutrientes.** La normativa chilena considera el control de los nutrientes de descargas puntuales través de dos normativas: Norma de emisión descarga residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales (DS 90/2000) y Norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas (DS 46/2002). Sin embargo, el control de emisiones de nutrientes a una cuenca debido a descargas aún es incompleta, pues no existe normativa para la contaminación difusa de nutrientes en una cuenca, debido a actividades antrópicas.

a) Norma de emisión descarga residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales. El decreto Supremo N°90/2000 tiene por objeto regular la descarga de contaminantes hacia cuerpos de agua marinos y continentales mediante la fijación de límites máximos permisibles para la descarga de residuos líquidos, previniendo así de la contaminación de dichos cuerpos de agua. Este decreto establece que toda fuente que descargue sus residuos líquidos a uno o más cuerpos de agua, deberá caracterizar sus residuos líquidos a modo de evaluar si califica como fuente emisora y si queda sujeta al cumplimiento de la norma de emisión.

En la normativa antes descrita se regula la descarga de nutrientes en ecosistemas que puedan impactar la biodiversidad debido a la descarga de nutrientes. Las formas de nutrientes reguladas son: nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno total y fósforo total.

El control de la emisión de nutrientes, regulados como “límites máximos permitidos de nutrientes”, se establece de acuerdo para : a) cuerpos de aguas fluviales sin capacidad de dilución (Tabla 1); b) cuerpos de aguas fluviales con capacidad de dilución (Tabla 2); c) cuerpos lacustres (Tabla 3) y d) cuerpos de agua marino dentro de la zona de protección litoral (Tabla 4) (Decreto Supremo 90, 2000).

b) Norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas. El decreto Supremo N°46/2002 tiene por objeto regular la descarga de contaminantes hacia aguas subterráneas, mediante la fijación de límites máximos permisibles para la descarga de residuos líquidos, con el objeto de prevenir la contaminación de los acuíferos. Este decreto establece que toda fuente que descargue sus residuos líquidos mediante obras de infiltración deberá caracterizar los residuos generados a modo de evaluar si califica como fuente emisora y si queda sujeta al cumplimiento de norma de emisión. Particularmente, esta normativa está construida bajo dos escenarios (Tablas 1 y 2). La primera de ella muestra los diferentes límites máximos permitidos



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

para descargar los residuos líquidos en condiciones de vulnerabilidad media. Bajo estas condiciones las descargas no pueden sobrepasar la concentración de nitrógeno total Kjeldahl de 10 mg/L, mientras que la suma de N-Nitrato + N-Nitrito no puede sobrepasar los 10 mg/L. Por otra parte, la segunda tabla regula los límites máximos permitidos para descargas residuos líquidos en condiciones de vulnerabilidad baja en que se permite, en el caso de nutrientes, un máximo de 15 mg/L de nitrógeno total Kjeldahl y la suma de N-Nitrato + N-Nitrito no puede exceder los 15 mg/L (Decreto Supremo 46, 2002).

7. Consideraciones finales

El fósforo y el nitrógeno son nutrientes clave en la fertilización de la agricultura. El exceso de nitrógeno y fósforo proviene principalmente de la actividad humana, como, por ejemplo, descargas de aguas servidas a ecosistemas superficiales sin previo tratamiento, la escorrentía de suelos agrícolas fertilizados, la cría de peces en sistemas confinados (acuicultura), están produciendo efectos devastadores cuando entran en lagos, ríos y el océano y también en las aguas subterráneas.

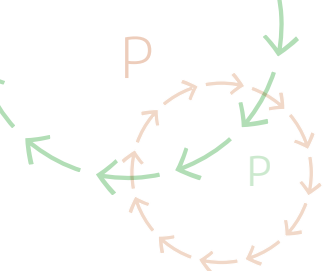
Reducir la contaminación y recuperar nutrientes (como el fósforo) para reutilizarlos es una solución beneficiosa tanto para el medio ambiente como para la salud humana. Sin embargo, la construcción de la circularidad del fósforo necesita el esfuerzo mancomunado este el gobierno, la comunidad científica, el sector privado y la sociedad civil.

Particularmente el marco institucional para la recuperación de fósforo de las aguas residuales es un gran desafío, pues su avance es muy heterogéneo y varía según el desarrollo del país. Por lo tanto, es necesario implementar nuevas leyes para la promoción y el desarrollo de la recuperación de fósforo en muchos países. Europa es el continente donde se ha logrado el mayor progreso. Los elementos comunes que se encuentran en las regulaciones nacionales

existentes sobre la recuperación de P en la UE son la existencia de un marco regulatorio a nivel europeo que aborda cuestiones ambientales y de regulación de residuos, la promoción de estrategias orientadas a la recuperación mediante regulaciones y directrices marco de la UE. Un desafío para los países fuera de Europa es implementar un marco institucional robusto, interconectado y bien estructurado entre las partes interesadas, con estándares y regulaciones eficaces para promover la gestión sostenible de este valioso recurso.

8. Agradecimientos


Los autores agradecen al Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería, CRHIAM. ANID/FONDAP/1523A0001.



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

9. Referencias

- Cordell, D., & White, S. 2014. Life's bottleneck: sustaining the world's phosphorus for a food secure future. *Annual Review of Environment and Resources*, 39, 161-188.
- Gallego-Schmid, A., & Tarpani, R. R. Z. 2019. Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: a review. *Water Research*, 153, 63-79.
- LG Sonic interprise. 2025. <https://www.lgsonic.com/es/control-ultrasonico-de-algas/>
- Liu, Y., Villalba, G., Ayres, R. U., & Schroder, H. 2008. Global phosphorus flows and environmental impacts from a consumption perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 12(2), 229-247.
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. 2018. Global Anthropogenic Phosphorus Loads to Freshwater and Associated Grey Water Footprints and Water Pollution Levels: A High-Resolution Global Study. *Water resources research*, 54(1), 345-358.
- Moss, B., Madgwick, J., Phillips, J.G. 1996. *A Guide to the Restoration of Nutrient-enriched Shallow Lakes*, London. <https://www.amazon.com/Restoration-Nutrient-enriched-Wetlands-International-Publication/dp/0948119292>
- OECD 2012. *OECD Environmental Outlook to 2050*, OECD Publishing. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264122246-en>
- Paerl H. W. & Otten T. G. 2013. Harmful Cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology*, 65, 995-1010.
- Parra, O. 1989. La eutrofización de la Laguna Grande de San Pedro, Concepción, Chile: Un caso de estudio. *Ambiente y Desarrollo*, 1, 117-136.
- Ryding, S.O., Rast, W. 1992. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Madrid.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F. S., Lambin, E. F., & Nykvist, B. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472.
- Salameh, E. & Harahsheh, S. 2010. Eutrophication Processes in Arid Climates. In: Ansari A., Singh Gill S., Lanza G., Rast W. (eds) *Eutrophication: causes, consequences and control*. Springer, Dordrecht.

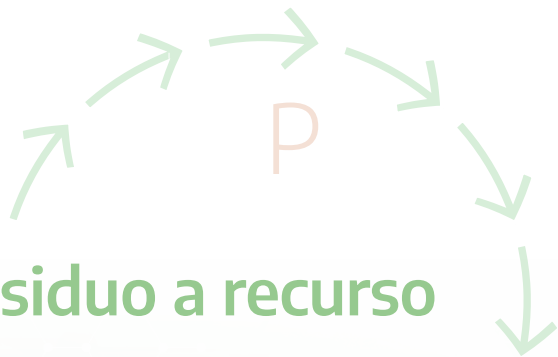


CAPÍTULO 2 | Impacto ambiental del fósforo y el nitrógeno en ecosistemas acuáticos

- Sanchez, R., Martín-García, I. And Fahd-Draissi, K. 2016. Efectos del tratamiento ultrasónico sobre las microalgas y algunos parámetros relacionados con la calidad del agua en una balsa de riego. *Tecnoagua* 18, 74-84.
- Schoumans, O. F., Bouraoui, F., Kabbe, C., Oenema, O., & van Dijk, K. C. 2015. Phosphorus management in Europe in a changing world. *Ambio*, 44(2), 180-192.
- Smith V. H. & D. W. Schindler 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, 24, 201-207.
- Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100(1-3), 179-196.
- Torrans E. L. & H. P. Clemens, 1982. Physiological and biochemical effects of acute exposure of fish to hydrogen sulfide. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 51: 183- 190.
- Urrutia, R., Almanza, V., Campos, J.L. and Vidal, G. 2020. Calidad de agua en los ecosistemas, nutrientes, tecnologías de abatimiento y marco regulatorio de emisiones. Series Comunicacionales CRHIAM, Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería, ISSN 0718-6460 (versión impresa), ISSN 0719-3009 (versión en línea), número 10, 35p.
- Vitousek, P.M., Aber, J., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, G.D., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. *Ecological Applications* 7, 737-750.
- Vollenweider, R.A. 1980. Control de la eutroficación. *La naturaleza y sus recursos* 16 (3): 10-15.

EL FÓSFORO: de residuo a recurso

CAPÍTULO 3



P

P



Tecnologías para la recuperación de fósforo a partir de aguas residuales

Gloria Gómez^{1,2}, Valentina Carrillo^{1,2} y Gladys Vidal^{1,2}

¹ Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC).

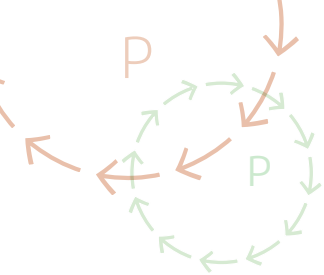
Departamento de Ingeniería Ambiental. Facultad de Ciencias Ambientales-Centro EULA. Universidad de Concepción, Chile.

² Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería (CRHIAM), Centro ANID FONDAF, Concepción, Chile.

1. Introducción

La producción de alimentos es clave para una sociedad que se desarrolle saludable y con buena calidad de vida. En el contexto del desarrollo sustentable, las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) están transitando de un modelo basado en la economía lineal—caracterizado por el alto consumo de energía y reactivos, junto con la generación de desechos— hacia un enfoque de economía circular. Esta transformación busca optimizar el uso de recursos mediante la reutilización del agua tratada, la valorización de la materia orgánica para la producción de biogás y la recuperación de nutrientes esenciales como el nitrógeno y el fósforo. Se estima que el fósforo contenido en las aguas residuales a nivel mundial podría suplir entre el 15% y el 22% de la demanda global de este elemento (Chripim *et al.*, 2019; Cordell *et al.*, 2009).

En la última década, ha habido un creciente interés en la recuperación de este fósforo removido de las aguas residuales. Aun así, según la Organización Mundial de la Salud, solo el 75% de las normas nacionales de descargas de aguas servidas en distintos países incluyen el fósforo como uno de los contaminantes a



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

monitorear (WHO, 2018). Además, cuando lo incluyen, lo hacen con la visión del impacto sobre la eutrofización, no con la visión de generación de recursos.

2. Evolución del tratamiento de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales se remonta al siglo XVII, con la invención del inodoro con cisterna y la creación de pozos negros. En esa época, la mayoría de las viviendas acumulaban sus aguas residuales en pozos ubicados en los patios traseros o incluso en los sótanos. Las pocas alcantarillas existentes solo drenaban el excedente de estos pozos y la escorrentía superficial hacia los ríos cercanos. Con el tiempo, esta contaminación se intensificó, favoreciendo la propagación de enfermedades como pestes y cóleras, la generación de malos olores y la degradación de las fuentes de agua. El punto de inflexión se produjo el 28 de agosto de 1854, con el inicio de la “revolución sanitaria” debido a incidentes de un brote de cólera (Ashley *et al.*, 2011).

La transición de la “revolución del saneamiento” de la eliminación de desechos humanos en tierra a la eliminación en agua cambió fundamentalmente la civilización de los siglos XIX y XX, de una sociedad de reciclaje de fósforo a una sociedad de producción de fósforo.

A mediados del siglo XX, una de las primeras estrategias para abordar este problema fue la recuperación de fósforo a partir de los lodos sanitarios, los cuales se aplicaban directamente en tierras agrícolas. Más tarde, en la década de 1970, comenzó la recuperación de fósforo directamente desde las aguas servidas, inicialmente con un enfoque centrado en su eliminación. Para ello, se desarrollaron tecnologías como la precipitación química y la eliminación biológica del fósforo. Una de las primeras aplicaciones a gran escala se llevó a cabo en la planta de tratamiento de aguas servidas de Seneca Falls, Nueva York (1973), donde se implementó un método eficiente y rentable de eliminación biológica-química del fósforo (Levin & Della Sala, 1987).

No fue sino hasta finales de la década de 1990 que el concepto de recuperación de fósforo comenzó a integrarse como una parte fundamental del tratamiento de aguas residuales. La Figura 1 muestra la evolución del número de PTAR con recuperación de fósforo hasta el año 2023, a escala real. El número de instalaciones a gran escala que implementaron la recuperación de fósforo experimentó un gran incremento durante la década de 2000, siendo aproximadamente cinco veces mayor que en los años 90. En los últimos diez años, este número se ha triplicado, pasando de 28 instalaciones en 2010 a 87 en 2023 (Carrillo *et al.*, 2024).

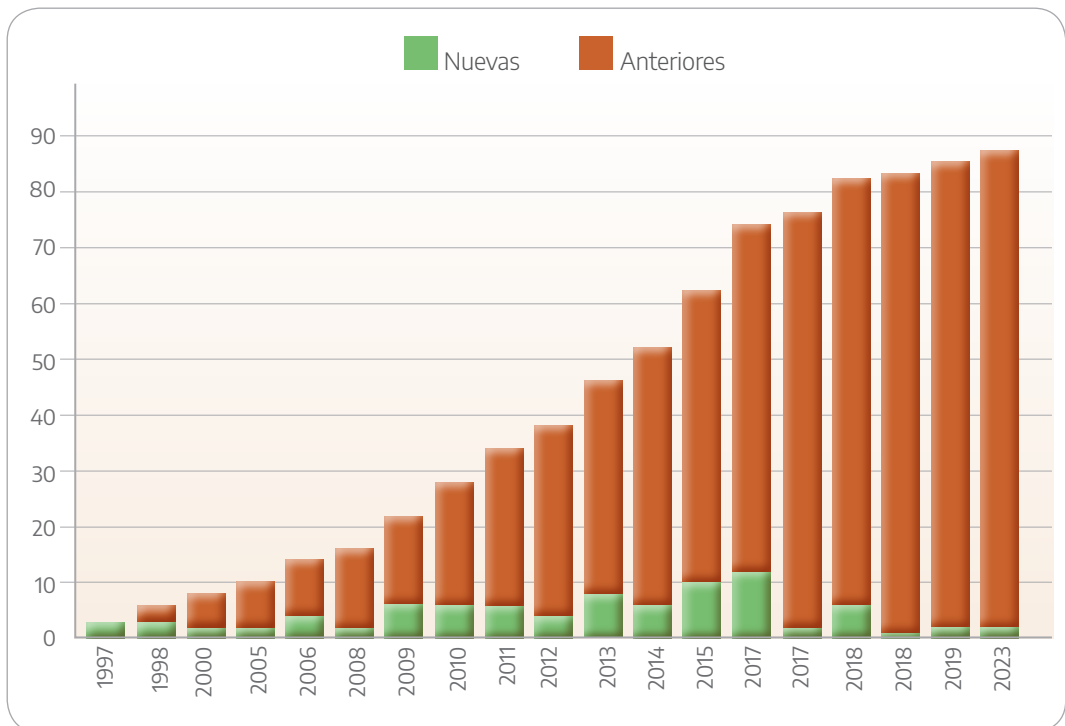
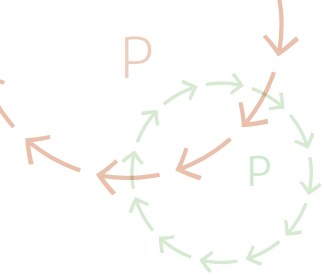


Figura 1. Número de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) con recuperación de fósforo desde el año 1997 hasta el 2023.

Fuentes: Elaboración propia de acuerdo con Egle *et al.*, (2015); Kabbe (2017); Shaddel *et al.*, (2019).



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

Antes del año 2000, los primeros países en adoptar la recuperación de fósforo de las aguas residuales fueron Austria, Alemania, Estados Unidos y Japón. Estos países han sido pioneros en la implementación de tecnologías innovadoras para la recuperación de fósforo, y siguen liderando en este ámbito hasta la fecha. La Figura 2 muestra las plantas de PTAS operativas para la recuperación de fósforo a nivel mundial. Europa se destaca como líder con el mayor número de instalaciones a gran escala (54 unidades), superando al resto del mundo, que cuenta con 33 unidades. En Europa, Alemania (15 unidades) y los Países Bajos (10 unidades) sobresalen por la cantidad de instalaciones en funcionamiento. En Asia, se encuentran 14 plantas operativas, mientras que, en América del Norte, Estados Unidos y Canadá suman un total de 18 unidades de recuperación de fósforo.

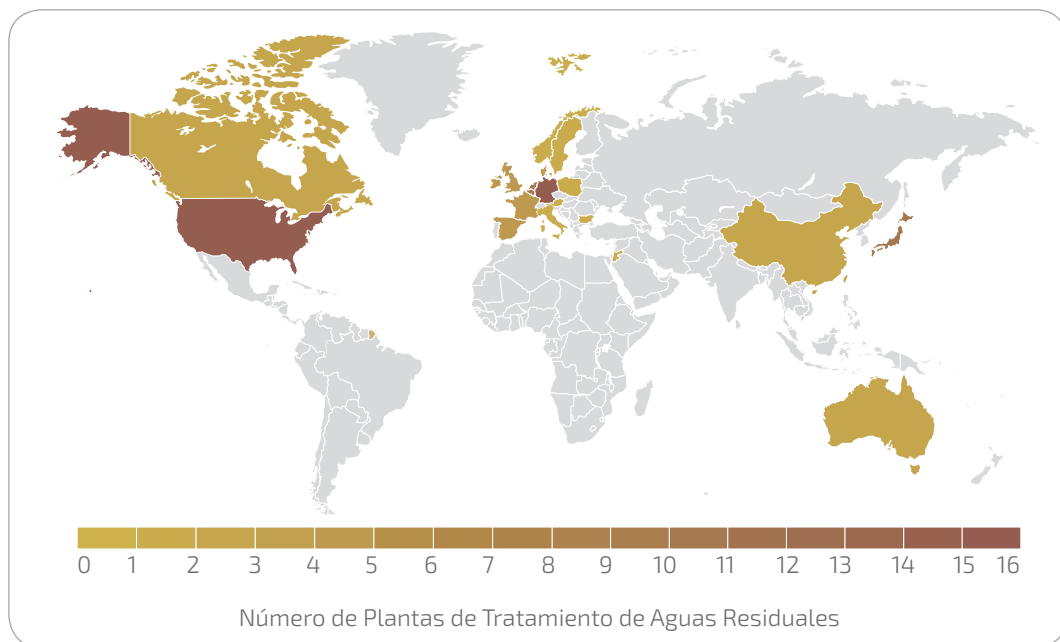


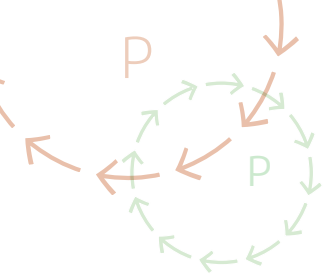
Figura 2. Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) para la recuperación de fósforo en distintas partes del mundo operativas al 2023. Fuente: Adaptado de Carrillo *et al.* (2024).

En Alemania, la ordenanza sobre lodos sanitarios establece que para 2029 todas las PTAS deberán recuperar fósforo si su concentración en los lodos supera los 20 g de fósforo por kg de materia seca, lo que obligará a unas 500 de las 9.300 plantas del país a implementar tecnologías de recuperación (Sichler *et al.*, 2022). Austria, por su parte, prioriza la reutilización del fósforo a pequeña escala en la agricultura, con el objetivo de alcanzar entre un 65% y 80% de reutilización para 2030. Japón, pionero en este ámbito desde la década de 1980, ha desarrollado sólidos programas de colaboración e integración de la recuperación de fósforo en sectores como la producción de acero, la agricultura y la industria química, contando con 10 PTAS operativas (Shaddel *et al.*, 2019).

3. Tecnologías de recuperación de fósforo

Existen varias tecnologías destinadas a la recuperación y/o eliminación de fósforo de aguas residuales. Precipitación química, tratamiento térmico, sorción y/o intercambio iónico, separación basada en membranas por nanofiltración, electrofloculación, electrocoagulación; y algunos procesos biológicos, como la eliminación biológica mejorada de fósforo (Hollas *et al.*, 2021). Estos procesos incorporan mecanismos físicos, químicos y biológicos. Sin embargo, estudios recientes han demostrado que la recuperación de P utilizando mecanismos combinados ha sido particularmente exitosa (Carrillo *et al.*, 2020).

El fósforo presente en las aguas residuales se recupera comúnmente mediante precipitación química o eliminación biológica mejorada del fósforo (EBPR). Sin embargo, estas tecnologías no fueron pensadas para la recuperación y reutilización de P, sino más bien, su objetivo principal es reducir la concentración de fósforo en aguas residuales, para así cumplir con las regulaciones ambientales vigentes que buscan impedir la eutrofización. Aun así, algunas de estas tecnologías generan productos de P concentrados, y una vez recuperados, pueden usarse como un fertilizante para la agricultura (Karunanithi *et al.*, 2015).



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

3.1 Eliminación biológica mejorada de fósforo

En los últimos tiempos, ha habido un aumento notable en la aceptación y utilización de tratamientos biológicos para reducir de manera efectiva y económica el fósforo y, al mismo tiempo, ser ambientalmente sostenible (Parde *et al.*, 2024). La EBPR es quizás una de las opciones más populares en las plantas de tratamiento de aguas residuales, especialmente para aquellas con mayor capacidad (Quang *et al.*, 2019).

La EBPR es un método de eliminación de fósforo que utiliza organismos acumuladores de polifosfato (PAO) para eliminar el fosfato de las aguas residuales y convertirlo en lodo en forma de polifosfato intracelular. Estos PAO tienen la capacidad de absorber más fósforo del necesario para el crecimiento, y el proceso EBPR puede eliminar más del 85 % del fósforo de las aguas residuales (Ramamahayam *et al.*, 2014). Es esencialmente una variación del lodo activado convencional, adicionando fases anaeróbicas y aeróbicas/anóxicas cíclicas (Bunce *et al.*, 2018), y así la comunidad de microorganismos resultante elimina el fósforo por acumulación intracelular (Quang *et al.*, 2019).

A modo general, la EBPR consta primero de una fase anaeróbica, en esta, los PAO absorben los ácidos grasos volátiles de las aguas residuales y los almacenan como polihidroxialcanoatos (PHA), utilizando la energía, de la hidrólisis de polifosfato intracelular a ortofosfato. Este proceso da como resultado la liberación de P en las aguas residuales. Luego, se lleva a cabo una fase aeróbica posterior, acá los PAO utilizan los PHA almacenados como fuente de energía para absorber P de las aguas residuales y almacenarlo nuevamente como polifosfato intracelular (Abdoli *et al.*, 2024).

En la Figura 3 se esquematiza las vías metabólicas de los PAO en condiciones aeróbicas y anaeróbicas. La síntesis de PHA en condiciones anaeróbicas requiere el equivalente de reducción NADH, que es proporcionado ya sea por el ciclo de Krebs o por glucólisis. Por el contrario, en la fase aeróbica, el PHA acumulado

es oxidado por un aceptor de electrones disponible y la posterior liberación de energía se utiliza para la captación de síntesis y la síntesis de glucógeno (Bunce *et al.*, 2018).

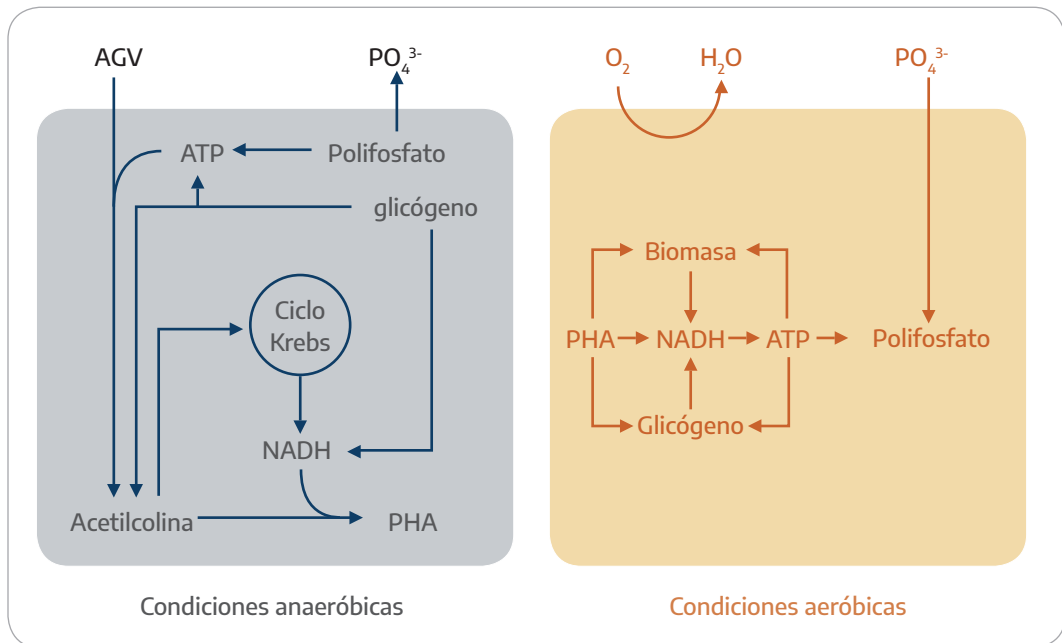


Figura 3. Vías metabólicas de los PAO en condiciones aeróbicas y anaeróbicas. Fuente: Elaboración propia en base a Bunce *et al.* (2018).

Los principios de EBPR fueron formulados por Barnard (1974), cuyos experimentos aclararon la necesidad de contacto anaeróbico entre el lodo activado y los influentes de aguas residuales antes del tratamiento aeróbico para lograr la eliminación de P. Posteriormente, Barnard (1975) utilizó el término Phoredox para representar cualquier proceso con una secuencia anaeróbica/aeróbica para promover el concepto de tecnología EBPR, en la Figura 4 se presenta la configuración del proceso descrito por Bernard (Otieno *et al.*, 2022).

EL FÓSFORO: de residuo a recurso



Figura 4. Configuración típica del proceso Phoredox, para la eliminación de P en la corriente principal.

Fuente: Elaboración propia en base a Otieno *et al.* (2022).

Cabe destacar, que se han desarrollado varias otras configuraciones para la EBPR, los más conocidos son anóxico/óxico (AO), anaeróbico/anóxico/óxico (A2O), Bardenpho, el enfoque de la Universidad de Ciudad del Cabo (UCT), el proceso de Johannesburgo y Step Bio-P (Abyar *et al.*, 2022).

3.2 Precipitación química

La técnica más utilizada para eliminar químicamente el fósforo es la precipitación del fósforo. Para utilizar este método es necesario añadir una sal adecuada a la solución para provocar la precipitación del fósforo soluble. En consecuencia, el fósforo sólido se separa mediante procedimientos físicos como la separación por gravedad o el filtrado (Parde *et al.*, 2024). De esta forma, el fósforo se puede eliminar como precipitado agregando sales metálicas de Al, Fe, Mg o Ca. Debido al

valor limitado de los fosfatos de Al o Fe para aplicaciones industriales y agrícolas, las tecnologías de precipitación más comunes para recuperar P para su uso como fertilizante utilizan Mg o Ca para la precipitación (Karunanithi *et al.*, 2015).

Entre los procesos disponibles, la precipitación con magnesio o calcio y la cristalización de estruvita (fosfato de amonio y magnesio) o hidroxiapatita son los métodos más aplicados en los sistemas de tratamiento de aguas residuales con concentración relativamente altas de calcio, NH_4^+ y PO_4^{3-} (Hollas *et al.*, 2021). En la Figura 5 proceso de precipitación química para la recuperación de P como estruvita o hidroxiapatita, dependiendo de la combinación estequiométrica de Mg, NH_4^+ y PO_4^{3-} o Ca.

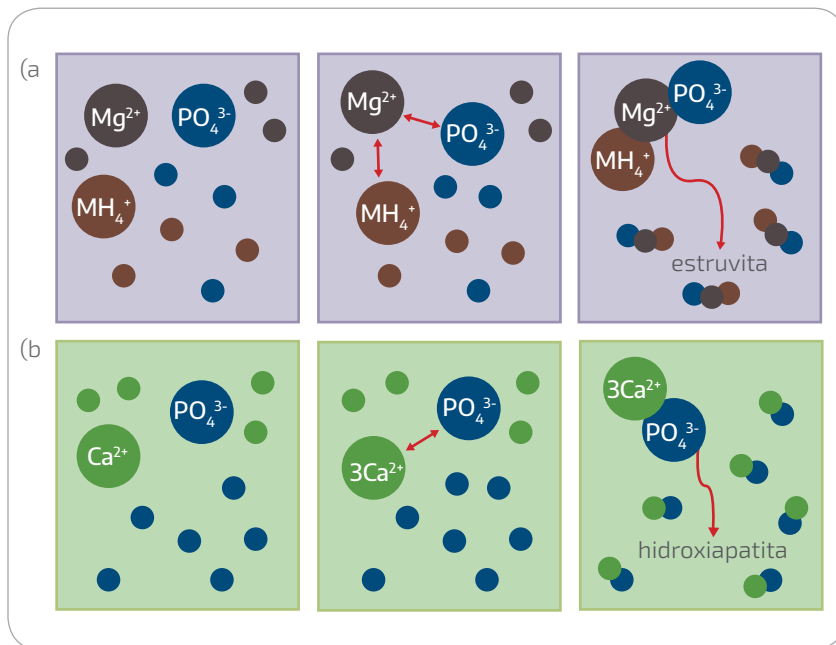
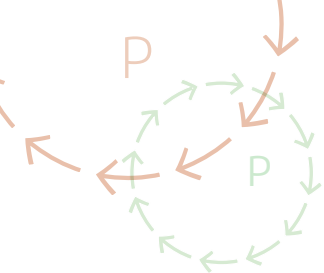


Figura 5. Proceso de precipitación química para la recuperación de fósforo como estruvita (a) e hidroxiapatita (b).

Fuente: Elaboración propia en base a Hollas *et al.*, 2021.



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

Cristalización de estruvita: El fosfato de magnesio y amonio hexahidratado ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), o estruvita, es un mineral blanco que se puede formar de forma natural en determinadas condiciones. En las plantas de tratamiento de agua residuales, se considera a menudo una molestia, debido a su potencial de precipitación incontrolada en lugares no deseados, como las tuberías, donde podría formar obstrucciones graves (Daneshgar *et al.*, 2018). Por otra parte, la estruvita contiene nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas y se puede aplicar directamente al suelo. Se considera un excelente fertilizante (Chripim *et al.*, 2019), con un contenido de P (alrededor del 12% del peso seco) comparable al de la roca fosfórica u otros fertilizantes químicos comunes (que van del 7 al 18% del peso seco), y una alta pureza (94-98%). Minimizando así, la pérdida de nutrientes debido a su lenta tasa de liberación y su baja solubilidad en agua (1-5%) (Carrillo *et al.*, 2025).

La precipitación química ha sido la más exitosa en términos de costos y demandas de energía, para la recuperación de estruvita mediante el mecanismo de cristalización (Krishnamoorthy *et al.*, 2021). La cristalización inicia con una alta sobresaturación iónica, formándose rápidamente núcleos cristalinos en las superficies. A continuación, se produce un crecimiento secuencial de los cristales, en el que las moléculas se unen para comenzar a formar una estructura ordenada. Finalmente, el tamaño de los precipitados aumenta, uniéndose los cristales pequeños a cristales más grandes y/o aglomerados (Carrillo *et al.*, 2020). La nucleación de cristales también se genera mediante cristales semilla que inducen y promueven la cristalización de fosfato a través de un soporte para el crecimiento de cristales (Rugaika *et al.*, 2019).

La precipitación química de estruvita está controlada principalmente por el pH, el grado de sobresaturación, la temperatura y la presencia de otras soluciones iónicas como el calcio. De igual manera, cuando las concentraciones de iones de magnesio, amonio y fosfato superan el producto de solubilidad, la formación de cristales puede verse afectada (Kumar *et al.*, 2015; Chripim *et al.*, 2019). Estos factores hacen que el proceso de formación de estruvita sea muy difícil de predecir o controlar (Krishnamoorthy *et al.*, 2021).

Tecnologías para recuperar fósforo en forma de estruvita de las aguas residuales. Además de las innumerables aplicaciones a escala de laboratorio y plantas piloto, actualmente, debido a sus aspectos rentables, los procesos de recuperación de estruvita se aplican a escala industrial para el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales (Siciliano *et al.*, 2020). A nivel mundial existen algunas tecnologías de recuperación de estruvita disponibles comercialmente y distribuidas en todo el mundo (Krishnamoorthy *et al.*, (2021), según describe la Tabla 1.

Tabla 1. Instalaciones comerciales para la recuperación de estruvita

Tecnología	Tipo de reactor	Lugar de instalación	Producción (kg producto final/ kg influente P)*	Fósforo recuperado (%)
Ostara	Lecho fluidizado	Estados Unidos	0,9-10,0	85-95
Pearl™	Lecho fluidizado	América del Norte, Reino Unido	-	80
Phospaq™	Tanque agitado	Países Bajos, Reino Unido	2,8-8,3	80
Phosnix	Lecho fluidizado	Japón	7,0-8,5	90
AirPrex™	Tanque agitado	Alemania, Países Bajos	2,0-10,0	85-90
Multiform	Lecho fluidizado	América	2,3-5,0	80-90
NuReSeys	Tanque agitado	-	3,3-13,7	85
ANPHOS	Tanque agitado	Países Bajos	7,1-7,8	80-90
Seaborne	Tanque agitado	Alemania	-	-

$$\text{*Tasa de producción normalizada (kg de producto= final/kg de influente P} = \frac{\text{Tasa producción} \left(\frac{\text{ton producto final}}{\text{d}} \right) \times 1000 \times 1000}{\text{Concentración P influente} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \times \text{caudal entrada} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right)}$$

Fuente: Elaboración propia en base a Ghosh *et al.*, (2019) y Krishnamoorthy *et al.*, (2021)

EL FÓSFORO: de residuo a recurso

El proceso PHOSPAQ, desarrollado por Paques, se lleva a cabo en un CSTR (reactor de tanque agitado continuo) aireado, manteniendo el pH entre 8,2 y 8,3 y añadiendo MgO (Desmidt *et al.*, 2015; Gosh *et al.*, 2019). El valor del pH se mantiene eliminando el CO₂. Para retener la estruvita en el reactor, está equipado con separadores. La estruvita se recolecta del fondo del reactor utilizando un hidrociclón, seguido de una prensa de tornillo y se traslada a un contenedor (Gosh *et al.*, 2019). En la Figura 6 se esquematiza el proceso PHOSPAQ.

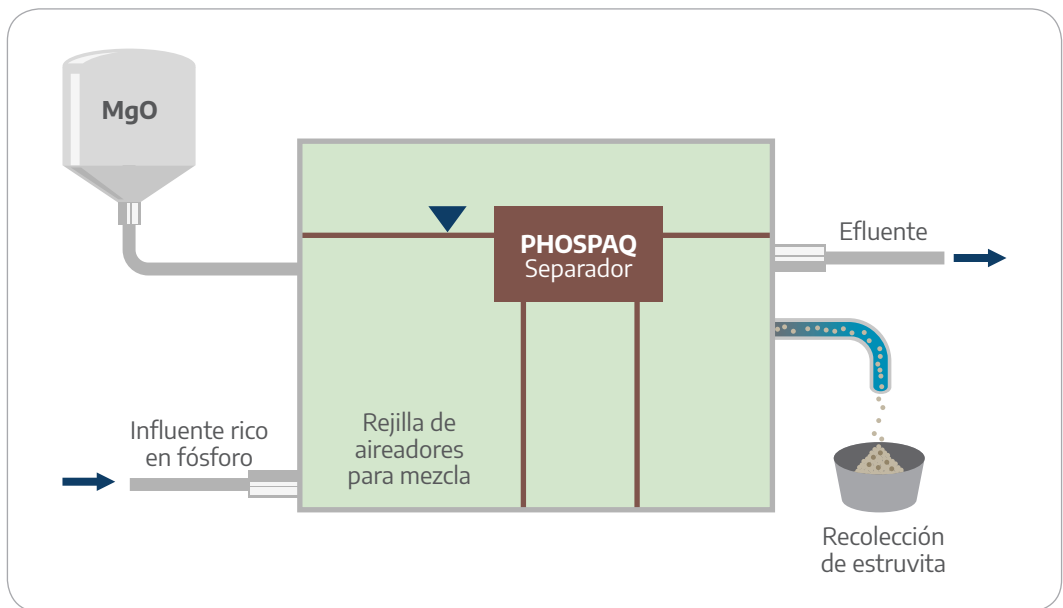


Figura 6. Descripción esquemática del proceso PHOSPAQ.

Fuente: Elaboración propia en base a Desmidt *et al.*, (2015) y Gosh *et al.*, (2019).

La tecnología NuReSys significa Nutrient Recycle System y está desarrollado por la empresa belga Akwadok y funciona en dos reactores (Desmidt *et al.*, 2015). Son una tecnología de tipo CSTR que está equipada con un impulsor de paletas simple. La estruvita se precipita entre pH 8,5 y 8,7. El pH se controla utilizando NaOH y se utiliza $MgCl_2$ como fuente de Mg. Los pellets de estruvita se recogen mediante purga intermitente (Gosh *et al.*, 2019). En la Figura 7 se esquematiza el proceso NuReSys.

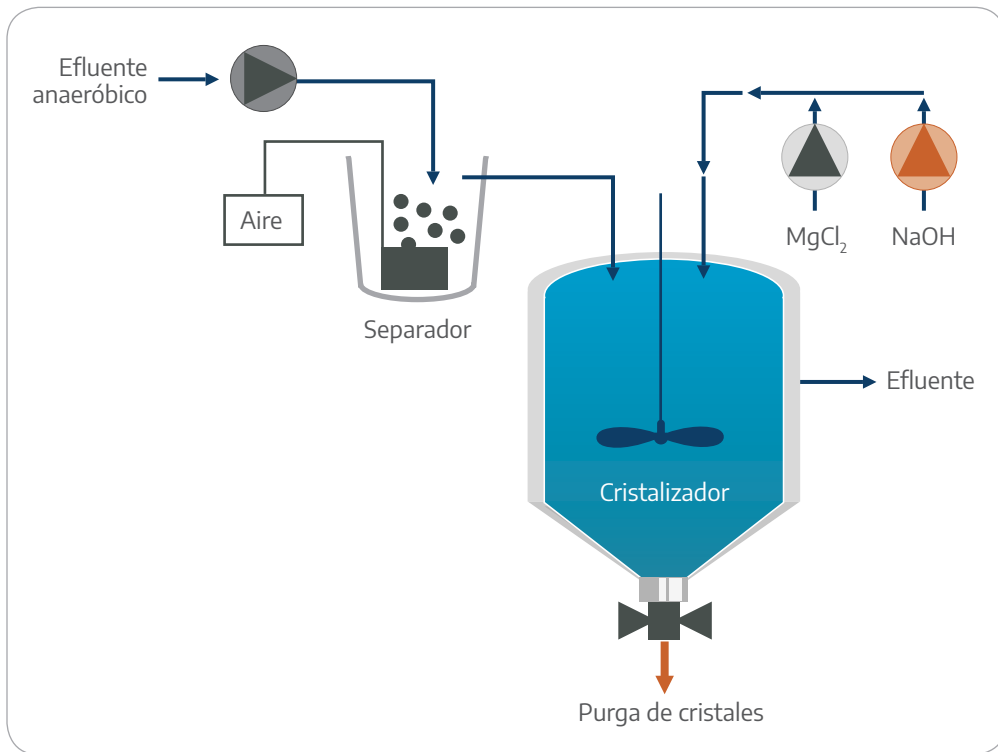
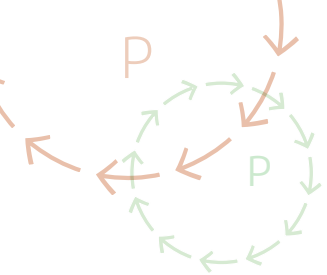


Figura 7. Descripción esquemática del proceso NuReSys.



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

El proceso Ostara recupera fósforo del licor deshidratado y del concentrado después de la digestión anaeróbica. Esta tecnología utiliza un reactor de lecho fluidizado de flujo ascendente junto con dosificación química, energía de fluidización y control de la velocidad de carga para recuperar fósforo (Gosh *et al.*, 2019). El reactor contiene múltiples zonas reactivas de diámetros crecientes, donde la cristalización de estruvita se controla mediante una combinación de dosis de $MgCl_2$, control del pH (NaOH) y mediante un reciclaje de efluente tratado. El Grupo Ostara comercializa el producto final estruvita bajo el nombre Crystal Green, que se utiliza como fertilizante de liberación lenta en campos de golf y céspedes municipales (Desmidt *et al.*, 2015). En la Figura 8 se esquematiza el proceso Ostara.

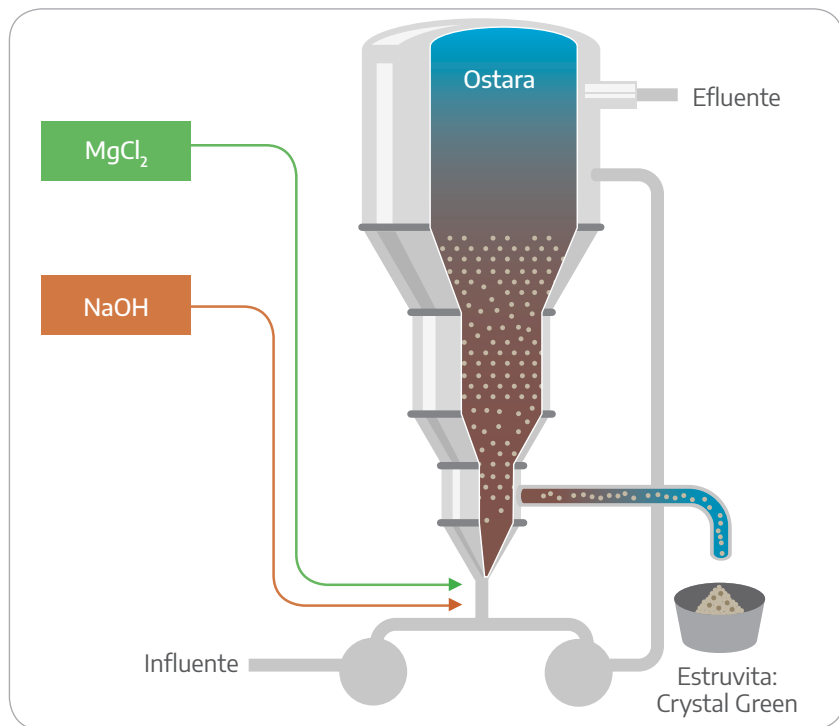


Figura 8. Descripción esquemática del proceso Ostara.

Fuente: Elaboración propia en base a Desmidt *et al.*, (2015) y Gosh *et al.*, (2019).

El proceso Phosnix, desarrollado en Japón por Unitika Ltd., tiene la capacidad de recuperar fósforo de las corrientes secundarias del proceso de tratamiento de aguas residuales. Las aguas residuales se insertan en el fondo de un reactor de lecho fluidizado. Se utiliza un lecho de estruvita granulada como material de siembra para el crecimiento de cristales en la columna del reactor (Desmidt *et al.*, 2015). Se añade hidróxido de magnesio en una proporción de magnesio a fosfato de 1:1 y el pH se ajusta a 8,2–8,8 con la adición de hidróxido de sodio y mediante extracción con aire (Gosh *et al.*, 2019). La Figura 9 ilustra un diagrama esquemático de este proceso.

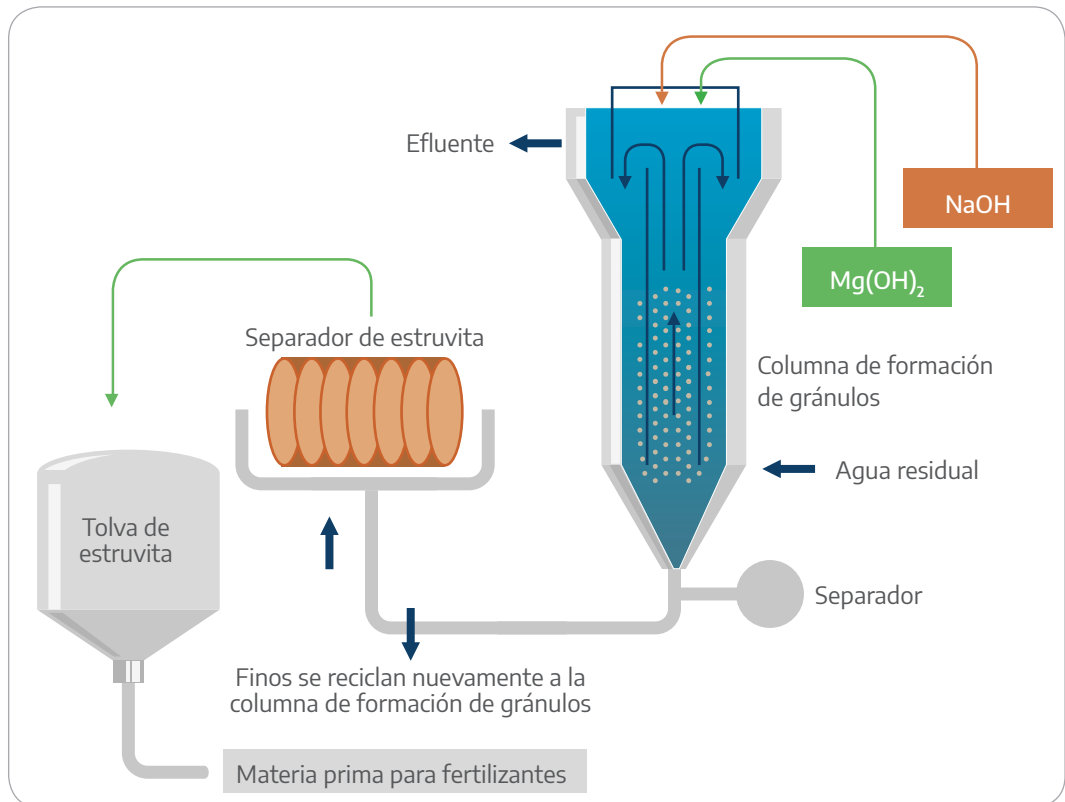
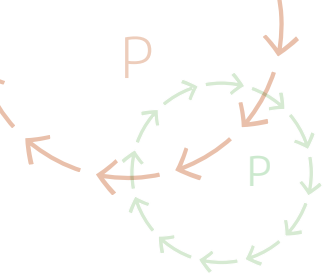


Figura 9. Descripción esquemática del proceso Phosnix.

Fuente: Elaboración propia en base a Desmidt *et al.*, (2015) y Gosh *et al.*, (2019).



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

4. Consideraciones finales

Las graves consecuencias ambientales negativas de la contaminación excesiva por fósforo se acompañan del desafío paradójico de la disminución de las reservas convencionales de fósforo. Este nutriente es la piedra angular para la producción mundial de alimentos.

Las fuentes actuales de obtención de fósforo son la roca fosfórica, que no es renovable y con reservas finitas que se encuentran solo en un número limitado de lugares en todo el mundo. El agotamiento del fósforo es un desafío global y se espera que el uso de los flujos de residuos municipales ricos en nutrientes se convierta en una vía importante para recuperar productos de fósforo.

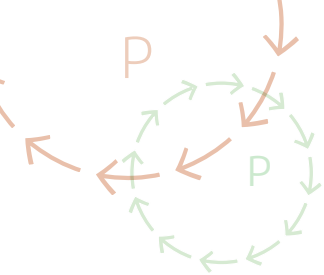
En este contexto, las plantas de tratamiento de aguas residuales son claves para la eliminación de fósforo. Las tecnologías de eliminación de fósforo tienen dos métodos principales de eliminación: a) eliminación biológica y eliminación química. Los costos de inversión son menores para las plantas de eliminación química en comparación con las plantas de eliminación biológica. También es importante destacar que es posible alcanzar una menor concentración de fósforo en el efluente con un proceso químico. La estruvita es el producto obtenido de la precipitación química y actualmente ya es un producto obtenido a escala industrial. Europa lidera en número de instalaciones a gran escala que producen estruvita, aunque América del Norte recupera mayores volúmenes. Algunos productos de estruvitas que ya se encuentran en el mercado son Crystal Green®, NuReSys®, Phosphogreen™, STRUVIA. A pesar de todos estos avances, en países con bajo saneamiento de aguas servidas, como es el caso de América Latina, no existe la alternativa de aplicar estas estrategias de cierre de ciclo.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen al Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería CRHIAM. ANID/FONDAP/1523A0001.

6. Referencias

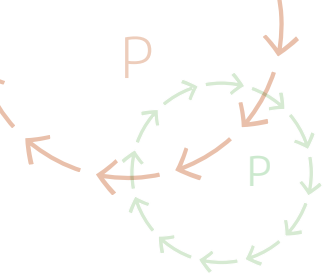
- Abdoli, S., Asgari Lajayer, B., Dehghanian, Z., Bagheri, N., Vafaei, A. H., Chamani, M., Rani, S., Lin, Z., Shu, W. Price, G. W. 2024. A review of the efficiency of phosphorus removal and recovery from wastewater by physicochemical and biological processes: Challenges and opportunities. *Water*, 16, 2507. <https://doi.org/10.3390/w16172507>
- Abyar, H., Nowrouzi, M., Rostami, A. 2022. A comprehensive study of biological phosphorus removal systems from economic and environmental perspectives based on the optimization approach. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102811. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102811>
- Ashley, K., Cordell, D., Mavinic, D. 2011. A brief history of phosphorus: From the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere*, 84, 737-746. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.03.001>
- Barnard, J.L. 1974. Cut P and N without chemicals. *Water and Wastes Engineering*, 11, 33-43.
- Barnard, J.L. 1975. Nutrient removal in biological systems. *Water Pollution Control*, 74, 143-154.
- Bunce, J. T., Ndam, E., Ofiteru, I. D., Moore, A., Graham, D. W. 2018. A review of phosphorus removal technologies and their applicability to small-scale domestic wastewater treatment systems. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00008>
- Carrillo, V., Fuentes, B., Gómez, G., Vidal, G. 2020. Characterization and recovery of phosphorus from wastewater by combined technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 19, 389-418. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09533-1>
- Carrillo, V., Castillo, R., Magrí, A., Holzapfel, E., Vidal, G. 2024. Phosphorus recovery from domestic wastewater: A review of the institutional framework. *Journal of Environmental Management*, 351, 119812. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119812>
- Carrillo, V., Pérez, R., González, F., Santander, C., Ruiz, A., Holzapfel, E., Cornejo, P., Vidal, G. 2025. Improved phosphorus bioavailability in lettuce crop via *Naganishia albida* inoculation of wastewater-derived struvite. *Agronomy*, 15, 260. <https://doi.org/10.3390/agronomy15020260>
- Chrispim, M. C., Scholz, M., Nolasco, M. A. 2019. Phosphorus recovery from municipal wastewater treatment: Critical review of challenges and opportunities for developing countries. *Journal of Environmental Management*, 248, 109268. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109268>



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

- Cordell, D., Drangert, J.-O., White, S. 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19, 292-305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Daneshgar, S., Callegari, A., Capodaglio, A. G., Vaccari, D. 2018. The potential phosphorus crisis: resource conservation and possible escape technologies: A review. *Resources*, 7, 37. <https://doi.org/10.3390/resources7020037>
- Desmidt, E., Ghyselbrecht, K., Zhang, Y., Pinoy, L., Van der Bruggen, B., Verstraete, Rabaey, K., Meesschaert, B. 2015. Global phosphorus scarcity and full-scale P-recovery techniques: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45, 336-384. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.866531>
- Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M. 2015. Overview and description of technologies for recovering phosphorus from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, 105, 325-346. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.016>
- Ghosh, S., Lobanov, S., Lo, V. K. 2019. An overview of technologies to recover phosphorus as struvite from wastewater: advantages and shortcomings. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 19063-19077. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05378-6>
- Hollas, C. E., Bolsan, A. C., Venturin, B., Bonassa, G., Tápparo, D. C., Cândido, D., Antes, F. G., Vanotti, M. B., Kunz, A. 2021. Second-generation phosphorus: recovery from wastes towards the sustainability of production chains. *Sustainability*, 13, 5919. <https://doi.org/10.3390/su13115919>
- Kabbe, C. 2017. Overview of Phosphorus Recovery from the Wastewater Stream Facilities Operating or under Construction. P-REX nureg4org (2017). https://www.phosphorusplatform.eu/images/download/Kabbe_Tech_implementation-Table_20170208.pdf, Accessed 5th Sep 2023
- Karunanithi, R., Szogi, A. A., Bolan, N., Naidu, R., Loganathan, P., Hunt, P. G., Vanotti, M. B., Saint, Ch. P., Ok, Y. S., Krishnamoorthy, S. 2015. Phosphorus recovery and reuse from waste streams. *Advances in Agronomy*, 131, 173-250. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.12.005>
- Krishnamoorthy, N., Dey, B., Unpaprom, Y., Ramaraj, R., Maniam, G. P., Govindan, N., Jayaraman, S., Arunachalam, T., Paramasivan, B. 2021. Engineering principles and process designs for phosphorus recovery as struvite: A comprehensive review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9, 105579. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105579>

- Kumar, R., Pal, P. 2015. Assessing the feasibility of N and P recovery by struvite precipitation from nutrient-rich wastewater: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 17453–17464. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5450-2>
- Levin, G., Della Sala, U. Phostrip® Process—a Viable Answer To Eutrophication of Lakes and Coastal Sea Waters in Italy. In *Biological Phosphate Removal from Wastewaters*, International Association on Water Pollution Research and Control Specialized Conference, Rome, Italy, September 28-30, 1987, 249-259 pp.
- Levin, G.V., Topol, G.J., Tarnay, A.G. 1975. Operation of full-scale biological phosphorus removal plant. *Water Pollution Control Federation*, 47, 577–590.
- Otieno, J., Kowal, P., Mąkinia, J. 2022. The occurrence and role of Tetrasphaera in enhanced biological phosphorus removal systems. *Water*, 14, 3428. <https://doi.org/10.3390/w14213428>
- Parde, D., Ghosh, R., Rajpurohit, P., Bhaduri, S., Behera, M. 2024. Nutrient retrieval techniques in wastewater treatment. In *Biological and Hybrid Wastewater Treatment Technology: Recent Developments in India*. Cham: Springer Nature, Switzerland, 159-195 pp.
- Quang, M. N., Rogers, T., Hofman, J., Lanham, A. B. 2019. New framework for automated article selection applied to a literature review of Enhanced Biological Phosphorus Removal. *Plos One*, 14, e0216126. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216126>
- Ramasahayam, S. K., Guzman, L., Gunawan, G., Viswanathan, T. 2014. A comprehensive review of phosphorus removal technologies and processes. *Journal of Macromolecular Science, Part A*, 51, 538-545. <https://doi.org/10.1080/10601325.2014.906271>
- Rugaika, A. M., Van Deun, R., Njau, K. N., Van der Bruggen, B. 2019 Phosphorus recovery as calcium phosphate by a pellet reactor pre-treating domestic wastewater before entering a constructed wetland. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16, 3851–3860. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-02179-1>
- Shaddel, S., Bakhtiary-Davijany, H., Kabbe, C., Dadgar, F., Østerhus, S. W. 2019. Sustainable sewage sludge management: From current practices to emerging nutrient recovery technologies. *Sustainability*, 11, 3435. <https://doi.org/10.3390/su11123435>



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

- Sichler, T. C., Montag, D., Barjenbruch, M., Mauch, T., Sommerfeld, T., Ehm, J.-H., Adam, C. 2022. Variation of the element composition of municipal sewage sludges in the context of new regulations on phosphorus recovery in Germany. *Environmental Sciences Europe*, 34, 1-12. <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00658-4>
- Siciliano, A., Limonti, C., Curcio, G. M., Molinari, R. 2020. Advances in struvite precipitation technologies for nutrients removal and recovery from aqueous waste and wastewater. *Sustainability*, 12, 7538. <https://doi.org/10.3390/su12187538>
- World Health Organization (WHO). 2018. Guidelines on Sanitation and Health. Ginebra, Switzerland (2018). Disponible en: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/274939/9789241514705-eng.pdf>



P

P

CAPÍTULO 3

Tecnologías para la recuperación de fósforo a partir de aguas residuales



EL FÓSFORO: De residuo a recurso

CAPÍTULO 4





Avances en Busca de la Economía Circular del Fósforo

Valentina Carrillo ^{1,2}, Gloria Gómez ^{1,2}, y Gladys Vidal ^{1,2}

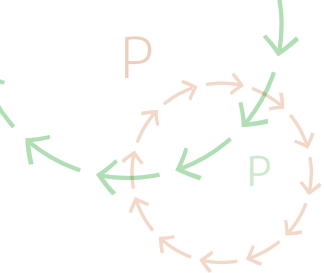
¹ Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA-UDEC).
Departamento de Ingeniería Ambiental. Facultad de Ciencias Ambientales-Centro EULA. Universidad de Concepción, Chile.

² Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería (CRHIAM),
Centro ANID FONDAF, Concepción, Chile.

1. Introducción

El fósforo como elemento esencial para todos los organismos vivos no puede ser reemplazado por ningún otro elemento en los procesos bioquímicos; los seres humanos dependen en última instancia de su disponibilidad. Actualmente, el fósforo se obtiene principalmente de la roca fosfórica extraída. Sin embargo, las reservas naturales de roca fosfórica de alta calidad son limitadas y están disminuyendo a escala mundial, como ya se ha indicado anteriormente. Por ello, se han incrementado los esfuerzos para reciclar el fósforo a partir de fuentes secundarias, incluidos los lodos de depuradora, el estiércol animal, los desechos alimentarios y la escoria de fabricación de acero, y así cerrar el ciclo antropogénico del fósforo (Ohtake and Tsuneda, 2019).

La economía circular es un modelo económico sostenible que busca reducir el desperdicio, maximizar el uso eficiente de los recursos y prolongar el ciclo de vida de los materiales. Este enfoque tiene como objetivo minimizar el impacto ambiental, reducir la dependencia de recursos no renovables y fomentar una transición hacia sistemas más resilientes y equilibrados. La economía circular no solo aborda cuestiones ambientales, como la reducción de residuos y la mitigación del cambio climático, sino que también impulsa beneficios económicos



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

al crear empleos en sectores de reciclaje, innovación tecnológica y manufactura sostenible (Morseletto, 2020). Es importante destacar que las ideas clave de una economía circular (Pearce y Turner 1990; Ghisellini *et al.*, 2016), o de la cuna a la cuna (Braungart y McDonough 2002), que tienen menos de 30 años, reconocen cada vez más que el reciclaje y el cierre de ciclos en la cadena de oferta y demanda están en la ventaja competitiva del desarrollo económico.

La economía circular del fósforo es un enfoque sostenible que busca maximizar la eficiencia en el uso de este recurso esencial, reduciendo su desperdicio y promoviendo su recuperación y reutilización. Este modelo busca cambiar de una economía lineal a una circular, enfocándose en el reciclaje, limitación y reutilización de los insumos físicos. Además, promueve el uso de residuos como recurso, lo cual contribuye a reducir el consumo de recursos primarios (Jedelhauser & Binder, 2018). Aunque existe un creciente interés en adoptar un modelo sustentable, la implementación práctica de la economía circular sigue siendo un desafío. En el caso del fósforo, es esencial determinar qué tecnologías usar, dónde y cómo reciclar, quiénes participan en el proceso y qué recursos se requieren. Además, es crucial evaluar los impactos y verificar si estas acciones generan cambios reales en los sistemas actuales (Morseletto, 2020).

2. Cierre de ciclo

La utilización del fósforo requiere una estrategia integral para el cierre de ciclo de este elemento, permitiendo su recuperación y reutilización (Jupp *et al.*, 2021). En la Figura 1 se presenta un esquema para la recuperación de fósforo a partir de aguas residuales, como parte de este enfoque. Este enfoque tiene como propósito reducir la dependencia de las reservas naturales de roca fosfórica, un recurso no renovable, mientras se mitigan los impactos ambientales derivados de su manejo inadecuado. Además, el cierre del ciclo del fósforo se centra en disminuir las pérdidas de este recurso, optimizar su uso en la agricultura y promover su recuperación a partir de fuentes secundarias, contribuyendo así a una gestión más sostenible y eficiente (Sarvajayakesavalu *et al.*, 2018).



Figura 1. Esquema del ciclo cerrado para la recuperación de fósforo a partir de aguas residuales.

El cierre de ciclo del fósforo incluye ciertos elementos claves, los cuales se enumeran a continuación:

1. Aguas residuales:

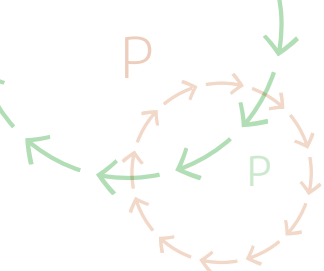
La extracción de fósforo en las plantas de tratamiento mediante distintas tecnologías que permitan optimizar el fósforo y poder utilizarlo como fertilizante.

2. Productos recuperados:

Un producto valioso y de calidad, por ejemplo, sal de fosfato precipitada (MgP, CaP o FeP), lodos, cenizas y escorias ricas en fósforo, o materiales de pirólisis y gasificación ricos en fósforo (biocarbón).

3. Aplicación en la agricultura:

Uso eficiente de fertilizantes fosfatados aplicados en cantidades óptimas para satisfacer las necesidades de las plantas sin excedentes que puedan ser arrastrados por escorrentía. Prácticas agrícolas que mejoren la retención



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

de fósforo en el suelo, reduzcan la erosión y minimicen pérdidas. Como también el uso de biofertilizantes con la incorporación de microorganismos solubilizadores de fósforo que incrementan su disponibilidad en el suelo.

4. Seguridad alimentaria:

La población desempeña un papel fundamental, y la aceptación social y del consumidor es un impulsor clave para la adopción de prácticas más sostenibles. Las evaluaciones de riesgos y los estudios sobre la salud, contaminantes orgánicos, metales pesados y patógenos son impulsados por la preocupación por posibles efectos sobre la salud.

Desde una perspectiva ambiental, uno de los principales beneficios del cierre del ciclo del fósforo es la protección ambiental de los recursos naturales. Este enfoque permite controlar la escorrentía y la erosión, evitando la pérdida de fósforo hacia cuerpos de agua. Además, incluye la gestión adecuada de fuentes puntuales y difusas mediante el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales, así como la regulación de prácticas agrícolas que contribuyen a la contaminación por fósforo (Kok *et al.*, 2018). Estas acciones ayudan a prevenir la eutrofización y a mejorar la calidad del agua. Asimismo, la recuperación de fósforo contribuye a la sostenibilidad al disminuir la dependencia de las reservas de roca fosfórica, un recurso recientemente incluido en la lista de materias primas críticas de la Unión Europea (European Commission EC, 2017).

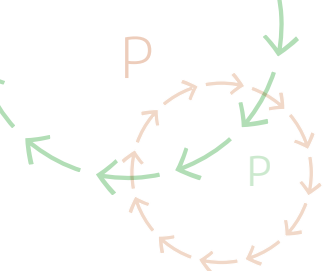
3. Marco institucional del fósforo

Para implementar el cierre del ciclo del fósforo, es fundamental contar con un marco institucional sólido que contemple un conjunto de leyes, normas, políticas, acuerdos y procesos enfocados en su gestión sostenible (Ahlström & Cornell, 2018). Este marco busca garantizar la disponibilidad de fósforo a largo plazo, minimizar los impactos ambientales de su uso y abordar desafíos globales como la sobreexplotación de reservas, la contaminación y la desigualdad en el acceso a fertilizantes fosfatados. Entre las medidas propuestas se incluyen la limitación

de descargas de fósforo, la promoción de tecnologías para su recuperación en aguas residuales, la reutilización de productos con alto contenido de fósforo y la regulación del mercado de fertilizantes, estableciendo límites en su uso agrícola. Estas estrategias no solo reducen las pérdidas de fósforo, sino que también promueven la sostenibilidad ambiental y la protección de la salud pública (Carrillo *et al.*, 2024).

El marco legal debe incorporar políticas públicas e incentivos que impulsen la recuperación de fósforo en plantas de tratamiento, como subsidios, apoyos financieros y exenciones fiscales (De Boer *et al.*, 2018; Nanda & Kansal, 2021). La legislación desempeña un papel esencial en el avance hacia el cierre del ciclo del fósforo, ya que establece estándares de calidad, derechos, directrices y medidas de gestión de riesgos para la salud. En particular, las normativas ambientales son clave para la gestión de residuos y la prevención de la contaminación de los recursos hídricos, influyendo directamente en las prácticas de recuperación de fósforo. Este interés por recuperar fósforo se ha intensificado debido al aumento de la contaminación en cuerpos de agua, lo que ha llevado a la implementación de normativas que exigen estándares específicos para el tratamiento de aguas residuales (Sarvajayakesavalu *et al.*, 2018).

La Tabla 1 presenta una recopilación de normativas que han regulado el manejo del fósforo en distintos países, tanto en Europa como a nivel global. Una de las primeras normativas relacionadas con el fósforo en la Unión Europea fue la Directiva 86/278/CEE del Consejo (EC, 1986), que exige el tratamiento de lodos antes de su uso agrícola y prohíbe la aplicación de lodos sin tratar en tierras agrícolas, salvo que estos sean inyectados o incorporados al suelo. En el marco del desarrollo sostenible, el “Pacto Verde Europeo” incluye un “Plan de Acción de Economía Circular”, enfocado en la reutilización del agua en la agricultura y la gestión integral de nutrientes. Por su parte, la Directiva Marco de Residuos (2008/98/CE) introduce principios clave para la gestión de residuos, como el “principio de quien contamina paga” y el “esquema de responsabilidad ampliada del productor”(EP, 2008).



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

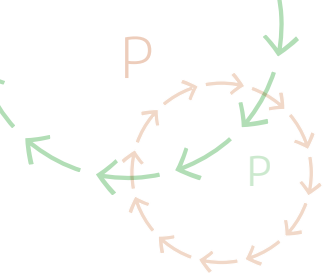
Tabla 1. Marco normativo para la recuperación de fósforo y sus aplicaciones.

Normativa	Aplica/Regula	Contenidos destacados	Referencias
Sewage Sludge Directive – 86/278/EEC	Aplicación agrícola de los lodos de depuradora	Prohíbe la utilización de lodos no tratados en terrenos agrícolas; Análisis de parámetros de materia orgánica, nutrientes, metales pesados; Fija estándares restrictivos de la UE con fines de protección de suelos y salud humana.	(EC, 1986)
Fertilizer Regulation - 2003/2003/EC - Modified by Regulation (EU) 2019/1009	fertilizantes: compuestos químicos que aportan nutrientes a las plantas	Introduce límites para contaminantes tóxicos y siete categorías de productos fertilizantes, abonos, tales como: abonos orgánicos y abonos organominerales, enmiendas del suelo, inhibidores, bioestimulantes vegetales o sustratos de cultivo.	(EC, 2019)
Waste Framework Directive (2008/98/EC) (WFD)	Valorización de residuos	Explica cuándo un residuo deja de serlo y se convierte en materia prima secundaria, y cómo distinguir entre residuos y subproductos; Clasificación de la EDAR de producción como operación de «gestión de residuos».	(EP, 2008)
Environmental Impact Assessment (EIA) Directive (2011/92/EU)	Fabricantes de fertilizantes	Si los residuos se utilizan como materia prima para la producción de fertilizantes	(European Parliament and Council, 2011)
Environmental Impact Assessment (EIA) Directive (2011/92/EU)	Instalaciones de tratamiento de aguas residuales	Se exige una EIA para las instalaciones de eliminación de residuos que incineren, traten químicamente o depositen residuos peligrosos en vertederos.	

Continuación Tabla 1.

Normativa	Aplica/Regula	Contenidos destacados	Referencias
Industrial Emissions Directive (IED), Directive 2010/75/EU	Instalaciones de fabricación de fertilizantes	Concede permisos para las instalaciones de valorización de residuos y obliga a los operadores a presentar a las autoridades la información pertinente sobre sus procesos y plantas.	(European Parliament and Council, 2010)
Directive (91/271/EEC) concerning urban wastewater treatment	Instalaciones de tratamiento de aguas residuales	Para áreas de 10,000 a 100,000 PE se exige un tratamiento de 2 mg/L, mientras que, para zonas con más de 100,000 PE, la norma es de 1 mg/L en áreas sensibles.	(EC, 2019)
Closing the loop - Action plan for the Circular Economy-2015	Productos sostenibles	Promueve la sostenibilidad y la eficiencia en el uso de los recursos, y ofrece orientación y apoyo para fomentar su aplicación en toda Europa.	(EC, 2015)
Reglamento (CE) nº 1907/2006 (REACH)	Fabricantes, importadores y usuarios de sustancias químicas o residuos	Su objetivo principal es garantizar un alto nivel de protección de la salud humana y el medio ambiente frente a los riesgos que pueden presentar las sustancias	(Commission, 2007)

En la Unión Europea (UE), se han implementado diversas medidas regulatorias enfocadas en la gestión sostenible del fósforo y los recursos hídricos. Entre ellas, destaca la Directiva 91/271/CEE (EC, 1991), que establece un marco para el tratamiento de aguas residuales, y la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) (Parliament & Council, 2000), que define políticas para la protección y uso sostenible de los recursos hídricos. Posteriormente, se adoptaron regulaciones específicas, como el Reglamento 259/2012 (EPC, 2012), destinado a limitar el



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

uso de fósforo en detergentes, reduciendo así su liberación al medio ambiente a través de las aguas residuales. Un avance significativo se produjo en 2014 con la inclusión de la roca fosfórica y el fósforo en la lista de materias primas críticas de la UE (European Commission EC, 2017) reconociendo la alta dependencia de fuentes externas y la necesidad de garantizar un suministro propio.

Algunas iniciativas que surgen con la reutilización en la producción de fertilizantes es el Reglamento (UE) 2019/1009 (EC, 2019), que busca garantizar el uso y comercialización seguros de los productos fertilizantes de la UE. Este enfoque plantea la reutilización del fósforo recuperado, disminuyendo la necesidad de importaciones y asegurando un suministro sostenible y confiable para la agricultura y otros sectores estratégicos de la economía de la UE. A nivel nacional, algunos países han implementado leyes avanzadas que establecen un marco institucional y regulatorio para la recuperación de fósforo. Alemania, los Países Bajos y Suiza han adoptado normativas que fomentan la recuperación de fósforo a partir de lodos de depuradora y sus cenizas, mientras que Dinamarca y Austria se enfocan en la recuperación de fósforo de corrientes líquidas (Carrillo *et al.*, 2024).

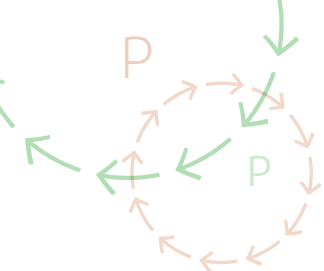
En Asia, países como China y Japón carecen de normativas específicas sobre aguas residuales, aunque han avanzado en proyectos y tecnologías de recuperación de fósforo. Japón impulsa el reciclaje de fósforo mediante investigaciones sobre flujos de materiales, evaluación del ciclo de vida y la creación del Consejo de Promoción del Reciclaje de Fósforo en 2008 (Nättorp *et al.*, 2019). En China, las iniciativas se enfocan en la recuperación de nutrientes y el fomento de una economía circular en el tratamiento de aguas residuales.

La legislación europea sobre la calidad y uso agrícola del fósforo recuperado es la más avanzada, aunque fragmentada. Las PTAS que fomentan la recuperación y reciclaje están reguladas por la Directiva de Impacto Ambiental (2011/92/UE), la de Emisiones Industriales (2010/75/UE) y la Directiva Marco de Residuos (2008/98/EC). (EP, 2008; European Parliament and Council, 2010, 2011; Hukari *et al.*, 2016).

Es fundamental contar con legislación que regule un mercado eficiente para los recursos de fósforo recuperado, especialmente en su uso como fertilizantes. Estas normativas deben apoyar las iniciativas de recuperación, garantizando una transición segura y sostenible hacia una gestión más responsable de los nutrientes (Barquet *et al.*, 2020). En la UE, la incorporación del fósforo recuperado al mercado está regulada por el Plan de Acción de Economía Circular, el Reglamento (UE) 2019/1009 (EC, 2019) sobre fertilizantes y la Directiva Marco de Residuos (2008/98/CE) (EP, 2008).

Estas directivas definen los criterios de Fin de Condición de Residuo (End-Of-Waste, EoW) que deben cumplirse para que un material recuperado deje de ser considerado un residuo y pase a ser clasificado como un producto (Hukari *et al.*, 2016). Este cambio de categoría requiere el cumplimiento del Reglamento (CE) n° 1907/2006 (REACH), que regula el registro, evaluación, autorización y restricción de sustancias químicas, así como del Reglamento (CE) n° 1272/2008 (CLP), que establece normas para la clasificación, etiquetado y envasado de sustancias y mezclas (Hukari *et al.*, 2016).

Una de las principales barreras es que el mercado del fosfato presenta características oligopólicas, con tendencias monopolísticas debido al reducido número de países proveedores (De Boer *et al.*, 2018). Además, el bajo costo del fosfato convencional representa un desafío económico significativo para el desarrollo de una cadena de valor competitiva para productos de fósforo recuperado, como la estruvita (Shaddel *et al.*, 2019). Otra limitación subestimada es la falta de información sobre sus beneficios ambientales y sociales. Aunque los costos iniciales sean elevados, la recuperación de fósforo puede generar beneficios económicos mediante subproductos como energía y nutrientes, además de reducir el uso de químicos costosos. Para garantizar su sostenibilidad, se requiere un enfoque integral que considere la viabilidad económica, la calidad del producto, la aceptación pública y un marco regulatorio adecuado (Chripim *et al.*, 2019).



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

4. Consideraciones finales

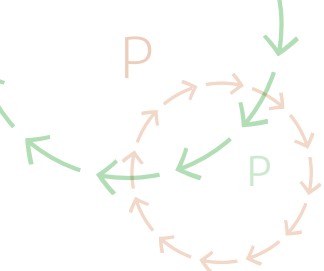
La Unión Europea, Japón y otras naciones altamente desarrolladas están claramente avanzando desde la recuperación al reciclaje del fósforo. La Unión Europea está demostrando su firme compromiso de gestionar adecuadamente el fósforo, cuando colocó la roca fosfórica en una lista de materias primas críticas y se refirió al reciclaje como una opción potencial en términos de importancia económica y riesgo de suministro. Este paso significativo se dio, aunque, en la actualidad, no hay escasez física de suministro de roca fosfórica en el corto plazo, es decir, en este siglo.

La importancia de implementar una economía circular del fósforo es muy importante por varias razones. Lo primero tiene que ver con el aumento del reciclaje del fósforo y con ello la seguridad del suministro. Es sabido que bajo un escenario de escasez los precios de los fertilizantes suben, así como los productos. Por otra parte, una gran parte del fósforo comercializado a nivel mundial proviene de países con una estabilidad política calificada como baja. Como tal, el reciclaje puede fomentar una mayor diversidad entre los productores de fósforo y, por lo tanto, reducir el riesgo de abastecimiento. Otra razón muy importante está vinculada con el principio de justicia intergeneracional. Este concepto introducido por en la Convención de Río de las Naciones Unidas de 1992, claramente deja ver que para reducir los costos de oportunidad para las generaciones futuras y proporcionar acceso a largo plazo a depósitos de alta calidad, es necesario cerrar el ciclo roto del fósforo. En tercer lugar, las ideas clave de una economía circular o de cuna a cuna, que tienen menos de 30 años, reconocen cada vez más que el reciclaje y el cierre de ciclos en la cadena de oferta y demanda están en la ventaja competitiva del desarrollo económico.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen al Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería CRHIAM. ANID/FONDAP/1523A0001.



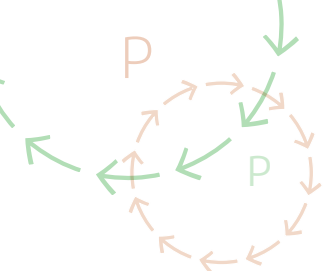


EL FÓSFORO: de residuo a recurso

6. Referencias

- Ahlström, H., Cornell, S. E. 2018. Governance, polycentricity and the global nitrogen and phosphorus cycles. *Environmental Science & Policy*, 79, 54-65. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.10.005>
- Barquet, K., Järnberg, L., Rosemarin, A., Macura, B. 2020. Identifying barriers and opportunities for a circular phosphorus economy in the Baltic Sea region. *Water Research*, 171, 115433. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115433>
- Braungart, M., McDonough, W. 2002. *Cradle to cradle*. ISBN 0-86547-587-3. North Point Press, New York, 193 p.
- Carrillo, V., Castillo, R., Magrí, A., Holzapfel, E., Vidal, G. 2024. Phosphorus recovery from domestic wastewater: A review of the institutional framework. *Journal of Environmental Management*, 351, 119812. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119812>
- Chripim, M. C., Scholz, M., Nolasco, M. A. 2019. Phosphorus recovery from municipal wastewater treatment: Critical review of challenges and opportunities for developing countries. *Journal of Environmental Management*, 248, 109268. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109268>
- Council Directive, 91/271/EEC on urban wastewater treatment, 40-52, 1991.
- De Boer, M., Romeo-Hall, A., Rooimans, T., Slootweg, J. 2018. An assessment of the drivers and barriers for the deployment of urban phosphorus recovery technologies: A case study of the Netherlands. *Sustainability*, 10, 1790. <https://doi.org/10.3390/su10061790>
- European Commission (EC). 1986. Council Directive 86/278/EEC, On the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. Bruselas, Belgium Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A31986L0278>
- European Commission (EC). 2007. Regulation (EC) No 1907/2006—Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH). *Off J Eur Union L*, 136, 3-280.
- European Commission (EC). 2015. Closing the Loop—an EU Action Plan for the Circular Economy. Brussels Retrieved from <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52015DC0614>
- European Commission (EC). 2017. European Commission Study on the review of the list of Critical Raw Materials.

- European Parliament (EP). 2008. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on Waste and Repealing Certain Directives; . Brussels, Belgium.
- European Parliament and Council (EPC). 2000. Water Framework Directive 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, 327, 1-73.
- European Parliament and Council (EPC). 2010. Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control). Off. J. Eur. Union, 334, 117-119.
- European Parliament and Council (EPC). 2011. Directive 2011/92/EU of the European Parliament and of the Council of 13 December 2011 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment. Official Journal of the European Communities, 26, 1-21.
- European Parliament and Council (EPC). 2012. Regulation (EU) No 259/2012, amending Regulation (EC) No 648/2004 as regards the use of phosphates and other phosphorus compounds in consumer laundry detergents and consumer automatic dishwasher detergents Off. J. Eur. Communities - Legislation, 94 (2012), pp. 16-21. <https://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2012:094:0016:0021:en:PDF>
- Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S. 2016. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal Cleaner Production*, 114, 11–32. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>
- Hukari, S., Hermann, L., Nättorp, A. 2016. From wastewater to fertilisers—Technical overview and critical review of European legislation governing phosphorus recycling. *Science of The Total Environment*, 542, 1127-1135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.064>
- Jedelhauser, M., Binder, C. R. 2018. The spatial impact of socio-technical transitions – The case of phosphorus recycling as a pilot of the circular economy. *Journal of Cleaner Production*, 197, 856-869. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.241>
- Jupp, A., Beijer, S., Narain, G., Schipper, W., Slootweg, J. 2021. Phosphorus recovery and recycling—closing the loop. *Chemical Society Reviews*, 50, 87-101. <https://doi.org/10.1039/D0CS01150A>
- Kok, D., Pande, S., van Lier, J., Ortigara, A., Savenije, H., Uhlenbrook, S. 2018. Global phosphorus recovery from wastewater for agricultural reuse. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22, 5781-5799. <https://doi.org/10.5194/hess-22-5781-2018>



EL FÓSFORO: de residuo a recurso

- Morseletto, P. 2020. Targets for a circular economy. *Resources, Conservation and Recycling*, 153, 104553. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104553>
- Nanda, M., Kansal, A. 2021. Pathways for sustainable phosphorus loop in Germany: Key lessons from stakeholders' perspectives. *Current Research in Environmental Sustainability*, 3, 100062. <https://doi.org/10.1016/j.crsust.2021.100062>
- Nättorp, A., Kabbe, C., Matsubae, K., Ohtake, H. 2019. Development of phosphorus recycling in Europe and Japan. In *Phosphorus Recovery and Recycling*, Springer, Singapore, 3-27 pp.
- Ohtake, H., Tsuneda, S. 2019. *Phosphorus Recovery and Recycling*. ISBN: 978-981-10-8030-2. Springer, Singapore, 541 p.
- Pearce, D.W., Turner, R.K. 1990. *Economics of natural resources and the environment*. John Hopkins University Press, Baltimore, Johns Hopkins University Press, 378 p.
- Reglamento (UE) 2019/1009, por el que se establecen normas sobre la comercialización de productos fertilizantes de la UE y se modifican los Reglamentos (CE) n.º 1069/2009 y (CE) n.º 1107/2009 y se deroga el Reglamento (CE) n.º 2003/2003., 1-114 L 170/1 (2019). <http://data.europa.eu/eli/reg/2019/1009/oj>
- Sarvajayakesavalu, S., Lu, Y., Withers, P. J. A., Pavinato, P. S., Pan, G., Chareonsudjai, P. 2018. Phosphorus recovery: a need for an integrated approach. *Ecosystem Health and Sustainability*, 4, 48-57. <https://doi.org/10.1080/20964129.2018.1460122>
- Shaddel, S., Bakhtiary-Davijany, H., Kabbe, C., Dadgar, F., Østerhus, S. W. 2019. Sustainable sewage sludge management: From current practices to emerging nutrient recovery technologies. *Sustainability*, 11, 3435. <https://doi.org/10.3390/su11123435>





CRHIAM
CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS PARA LA AGRICULTURA Y LA MINERÍA
ANID/FONDAP/1523A0001

P

P



P

P

P



Universidad de Concepción



UNIVERSIDAD
DE LA FRONTERA



Universidad del Desarrollo
Universidad de Excelencia

