



UNIVERSIDAD REGIONAL AMAZÓNICA IKIAM

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA

CARRERA DE BIOTECNOLOGÍA

**USO DE FUENTES DE MAGNESIO ALTERNATIVAS PARA LA
RECUPERACIÓN DE FÓSFORO Y NITRÓGENO DE DIGESTATO PORCINO EN
FORMA DE ESTRUVITA**

Proyecto de investigación previo a la obtención del Título de:

INGENIERA EN BIOTECNOLOGÍA

Autor: JENNYFFER MAYELY ELIZALDE GRANDA

Tutor: PhD. JAIME EMILIO MARTÍ HERRERO

Tena – Ecuador

2024

Carrera de Biotecnología

Declaración de derecho de autor, autenticidad y responsabilidad

Tena, 28 de agosto de 2024

De mi consideración:

Yo, Jennyffer Mayely Elizalde Granda con documento de identidad 1105480360, declaro que los resultados obtenidos en la investigación que presento en este documento final, previo a la obtención del título de Ingeniero de Biotecnología, son absolutamente inéditos, originales, auténticos y personales.

En virtud de lo cual, el contenido, criterios, opiniones, resultados, análisis, interpretaciones, conclusiones, recomendaciones y todos los demás aspectos vertidos en el presente documento, son de mi autoría y de mi absoluta responsabilidad.

Por la favorable atención a la presente, suscribo de usted,



Jennyffer Mayely Elizalde Granda

CI: 1105480360

Carrera de Biotecnología

Autorización de publicación en el repositorio institucional

Tena, 28 de agosto de 2024

Yo, Jennyffer Mayely Elizalde Granda, con documento de identidad 1105480360 en calidad de autor/a y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación “Uso de fuentes de magnesio alternativas para la recuperación de fósforo y nitrógeno de digestato porcino en forma de estruvita ”, de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN, reconozco a favor de la Universidad Regional Amazónica Ikiam una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Así mismo autorizo a la Universidad Regional Amazónica Ikiam para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el Repositorio Institucional de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.



Jennyffer Mayely Elizalde Granda

CI: 1105480360

Carrera de Biotecnología

Certificado de dirección de trabajo de titulación

Tena, 28 de agosto de 2024

Certifico que el trabajo de titulación: “Uso de fuentes de magnesio alternativas para la recuperación de fósforo y nitrógeno de digestato porcino en forma de estruvita”, aprobado bajo el mecanismo de titulación de: tesis, fue realizado por Jennyffer Mayely Elizalde Granda, bajo mi dirección.

El mismo ha sido revisado en su totalidad y analizado por la herramienta de verificación de similitud de contenido; por lo tanto, cumple con los requisitos teóricos, científicos, técnicos, metodológicos y legales establecidos por la Universidad Regional Amazónica Ikiam, para su entrega y defensa.

Jaime Emilio Martí Herrero

C.I: 175720565

TABLA DE CONTENIDO

PORTADA

DECLARACIÓN DE DERECHO DE AUTOR, AUTENTICIDAD Y RESPONSABILIDAD.....	ii
AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL.....	iii
CERTIFICADO DE DIRECCIÓN DE TRABAJO DE TITULACIÓN	iv
ÍNDICE DE TABLAS.....	vi
ÍNDICE DE FIGURAS.....	vii
RESUMEN.....	viii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUCCIÓN	2
2. MATERIALES Y MÉTODOS	8
2.1 Descripción de la zona de muestreo y características del digestor	8
2.2 Preparación de fuentes de Mg^{2+}	9
2.3 Diseño experimental	10
2.4 Montaje y procedimientos experimentales para la precipitación de estruvita.....	11
2.5 Métodos analíticos	13
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	14
3.1 Caracterización del digerido de estiércol porcino.....	14
3.2 Mg y Ca en materias primas y fuentes de magnesio residual	15
3.3 Recuperación de PO_4^{3-} y NH_4^+ a partir del digestato de biogás empleando fuentes de magnesio residual	16
4. CONCLUSIÓN.....	22
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Fuentes de magnesio residual empleadas para la precipitación de estruvita.	5
Tabla 2.	Parámetros de diseño y operación del digestor empleado	9
Tabla 3.	Matriz de diseño experimental para la recuperación de estruvita a partir de diversas fuentes de magnesio residual.	10
Tabla 4.	Condiciones experimentales para la precipitación de estruvita con fuentes de magnesio residual.	11
Tabla 5.	Evaluación de la calidad del digerido porcino.	15
Tabla 6.	Cuantificación del contenido de Mg^{2+} y Ca^{2+} en la materia prima del biocarbón, el biocarbón producido y el material refractario	16

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Localización y configuración del sistema de tratamiento de estiércol porcino mediante digestión anaerobia. A) País, B) departamento y C) donde se encuentra ubicado el digestor tubular de bajo costo. D) Digestor tubular de geomembrana de PVC ubicado en la finca Ecocerd S.A.S y E) depósito del digerido producido.....	8
Figura 2.	Procedimiento experimental para la precipitación de estruvita.....	11
Figura 3.	Recuperación de iones del digerido porcino sin la adición de fuente precursora de Mg^{2+}	16
Figura 4.	Recuperación de nutrientes del digerido porcino empleando diferentes fuentes de magnesio a relaciones molares $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ iguales a 1.0:1.0 y 1.5:1.0. a) Recuperación de P y b) recuperación de N.....	18
Figura 5.	Efecto de las fuentes de magnesio en el pH de la solución. a) relación molar $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ igual a 1.0:1.0 y b) relación molar igual a 1.5:1.0.....	21

RESUMEN

La digestión anaerobia (DA) es una tecnología rentable que facilita la transferencia de nutrientes entre zonas de producción animal y agrícola mediante el uso del digestato, un subproducto del tratamiento de estiércol animal, como una alternativa al uso de fertilizantes artificiales. Sin embargo, la aplicación del digestato en el sector agrícola enfrenta limitaciones fisicoquímicas, agronómicas y microbiológicas, además de desafíos prácticos para su almacenamiento y transporte. Para superar estas limitaciones, se requiere procesar el digestato para compactar y recuperar fósforo (P) y nitrógeno (N) como producto de alta calidad. Una alternativa es la recuperación de P y N en forma de estruvita, utilizando fuentes de magnesio, aunque esto supone un incremento de los costos operativos. En este estudio se preparó biocarbón de *Ilex guayusa* L., un residuo agrícola, mediante pirólisis a 500°C y se evaluó su uso como fuente de Mg alternativa y económica, comparándolo con material refractario, un residuo industrial. Ambos materiales se probaron a distintas relaciones molares $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ (1.0:1.0; 1.5:1.0). Los resultados mostraron que el biocarbón recuperó un alto porcentajes de P (76.67%) y N (87.68%), mientras que el material refractario presentó una mayor recuperación de P (92.49 %) pero menor de N (16.36%). No se observó diferencias significativas al aumentar la relación molar. Ambos materiales actuaron como ajustadores de pH. Los resultados demuestran que el biocarbón es eficaz para la recuperación de P y N, mientras que el material refractario es más eficiente para la recuperación de P, pudiéndose reciclar como potenciales fertilizantes de plantas.

Palabras clave: Biocarbón, digerido de estiércol porcino, *Ilex guayusa*, material refractario, precipitación de estruvita.

ABSTRACT

Anaerobic digestion (AD) is a cost-effective technology for transferring nutrients between animal and agricultural production areas by using digestate, produced in the treatment of animal manure, as an alternative to the use of artificial fertilizers. However, the agronomic use of digestate faces physicochemical, agronomic and microbiological limitations, as well as practical challenges for storage and transport. To overcome these limitations, digestate processing is required to compact and recover phosphorus (P) and nitrogen (N) as a high-quality product. An alternative is the recovery of P and N in the form of struvite, using magnesium (Mg^{2+}) sources, although this involves an increase in operating costs. In this study, biochar was prepared from *Ilex guayusa* L., an agricultural waste, by pyrolysis at 500°C and its use as an alternative and economic source of Mg was evaluated by comparing it with refractory material, an industrial waste. Both materials were tested at different $Mg^{2+} : PO_4^{3-}$ molar ratios (1.0:1.0; 1.5:1.0). The results showed that the biochar recovered high percentages of P (76.67%) and N (87.68%), while the refractory material presented a higher recovery of P (92.49 %) but lower N (16.36%). No significant differences were observed when increasing the molar ratio. Both materials acted as pH adjusters. The results show that biochar is effective for P and N recovery, while the refractory material is more efficient for P recovery and can be recycled as potential plant fertilizers.

Key words: Biochar, *Ilex guayusa*, pig manure digestate, refractory material, struvite precipitation.

Revista RedBioLAC

<http://revistaredbiolac.org/index.php/revistaredbiolac>

**Uso de fuentes de magnesio alternativas para la recuperación de fósforo y nitrógeno
de digestato porcino en forma de estruvita**

Jennyffer Elizalde

1. INTRODUCCIÓN

En la transición de una economía basada en reservas fósiles a una economía sostenida en energías renovables, la digestión anaeróbica (DA) se ha destacado como una tecnología prometedora para la estabilización de materia orgánica para la producción de energía en forma de biogás (Sajjad et al., 2024; Vaneeckhaute et al., 2017). No obstante, a pesar de que la DA ofrece beneficios desde el punto de vista energético y ambiental, como la reducción del impacto del efecto invernadero y la conversión de biorresiduos en productos de valor agregado, sigue siendo un proceso ineficaz en términos de reducción de nutrientes como el fósforo (P) y el nitrógeno (N) (Muhmood et al., 2019; Ochoa et al., 2021; Vaneeckhaute et al., 2017).

El efluente de los digestores anaeróbicos, denominado digestato, constituye el 70% del producto de digestión (Castro et al., 2018). Contiene concentraciones considerables de amonio (NH_4^+) y fosfatos (PO_4^{3-}) en fracciones sólidas y líquidas, además de la fracción orgánica recalcitrante no digerida y agua. En el caso del nitrógeno, este proviene de las proteínas presentes en los materiales de alimentación. Mientras que, el fósforo se deriva de materias primas como los aditivos inorgánicos. Este último, generalmente se identifica como ortofosfato y está asociado a las condiciones de pH (Shi et al., 2018; Vaneeckhaute et al., 2017).

Paralelamente, una rápida e incontrolada urbanización ha dado lugar a la generación de cantidades masivas de estiércol y otros desechos asociados a la cría de animales (Sajjad et al., 2024). Las aguas residuales producidas en actividades porcícolas contienen altas concentraciones de P, N y materia orgánica derivados del proceso de alimentación de los cerdos, ya que hasta el 95% del nitrógeno y el 70% de fósforo ingeridos se excreta con el estiércol (Banik et al., 2023; R. Li et al., 2017). Comúnmente, se emplea la DA para el tratamiento de dichos residuos, pues es una tecnología rentable para la transferencia de nutrientes entre zonas de producción animal y zonas de producción agrícola

mediante aplicaciones del digestato al suelo (Lorick et al., 2020; Montalvo et al., 2020; Sajjad et al., 2024).

Hoy en día, en los países empobrecidos, el uso del digestato se ha centrado en su aplicación directa o a través de la separación de fases (sólida y líquida) como una alternativa al uso de fertilizantes comerciales. Sin embargo, estas prácticas agronómicas presentan limitaciones debido a riesgos de contaminación fisicoquímica, agronómica y microbiológica (Castro et al., 2018). No obstante, el cuello de botella del uso del digestato se debe a las limitaciones prácticas para el almacenamiento de grandes volúmenes y a la impracticabilidad de regar cultivos situados a largas distancias de las instalaciones de sistema de tratamiento por DA. Esto ocasiona que su transporte a larga distancia no sea factible en la práctica, dado que el digestato contiene más del 90% de agua (González-Morales et al., 2021; Sajjad et al., 2024; Vaneekhaute et al., 2017).

En este sentido, se requiere un procesamiento adicional del digestato para la compactación y recuperación *in situ* de P y N como productos resultantes de alta calidad (Sajjad et al., 2024; Shaddel et al., 2020; Vaneekhaute et al., 2017). Comúnmente, se ha conjugado la DA y diversas tecnologías para la recuperación de nutrientes, entre las cuales la precipitación de estruvita ha demostrado ser una tecnología sostenible, madura y eficiente para este fin (Aguilar-Pozo et al., 2023; Lorick et al., 2020; Siciliano et al., 2020). Este proceso permite la precipitación de fosfato, amonio y magnesio en proporciones molares iguales (1.0:1.0:1.0), de acuerdo a la siguiente reacción química (Ecuación 1):



Este proceso se lleva a cabo en dos etapas: nucleación y crecimiento (Jia et al., 2017; Siciliano et al., 2020). Además, está controlado por varios parámetros, incluyendo el pH, índice de saturación y la presencia de iones extraños como calcio (Ca^{2+}) y carbonatos (CO_3^{2-}). Estos parámetros deben ser controlados durante el proceso de precipitación,

dado que tienen un impacto significativo en la morfología y tamaño de los cristales de estruvita (González-Morales et al., 2021).

Dada la composición química y las características de la estruvita, esta puede ser utilizada potencialmente como abono ecológico, ya que contienen nutrientes esenciales para las plantas con un contenido bajo de impurezas. El contenido teórico de P en la estruvita es cercano al de la roca fosfórica (12.6% de peso seco (b.s)), un recurso natural no renovable en agotamiento y distribuido de manera desigual en todo el mundo, a partir del cual se derivan los fertilizantes fosfatados comerciales (González-Morales et al., 2021; Jellali et al., 2023; Martí et al., 2017; Muys et al., 2021). Además, la estruvita presenta una baja solubilidad en condiciones ambientales, lo que permite una liberación lenta de amonio y fósforo en el suelo. Esto evita la pérdida de nutrientes por escorrentías y, por consiguiente, la eutrofización de ecosistemas acuáticos (Muys et al., 2021; Thant Zin & Kim, 2021; Zhu et al., 2020).

Generalmente, para cumplir con las relaciones estequiométricas, los procesos de precipitación de estruvita requieren la adición de Mg^{2+} según las características fisicoquímicas del digestato anaerobio, puesto que, a menudo estos efluentes presentan bajas concentraciones de magnesio. Las fuentes más comúnmente utilizadas de iones de magnesio (Mg^{2+}) incluyen cloruro de magnesio ($MgCl_2$), óxido de magnesio (MgO), sulfato de magnesio ($MgSO_4$) e hidróxido de magnesio ($Mg(OH)_2$). No obstante, esto representa un gasto operativo significativo en los sistemas de precipitación de estruvita, pues constituyen hasta un 75% de los costos globales de producción (Montalvo et al., 2020; Shi et al., 2018; Siciliano et al., 2020). Es así que, el elevado costo de las fuentes de magnesio ha impulsado la exploración de fuentes alternativas que permitan reducir la dependencia a fuentes comerciales. En este contexto, se ha optado por la búsqueda de fuentes de magnesio que sean sostenibles y económicamente viables para aplicarse en los procesos de precipitación de estruvita. Por ejemplo, en la literatura se han estudiado subproductos de MgO y biocarbón (Tabla 1) (Aguilar-Pozo et al., 2023; Shaddel et al., 2020).

Tabla 1. Fuentes de magnesio residual empleadas para la precipitación de estruvita.

Sustrato	Fuente de Mg	% de recuperación		Referencia
		PO_4^{3-}	NH_4^+	
Digestato anaerobio	Cenizas volantes	33.5	43	(Myllymäki et al., 2019)
Digestato de estiércol de ganado	Magnesita	69.2 – 96.3	78.5 – 96.9	(Kutlar et al., 2024)
Purín de biogás	Biocarbón de paja de trigo modificado con MgCl_2	90	25	(Xiao et al., 2020)
Aguas residuales	Biocarbón de paja de arroz modificado con MgCl_2	> 98	> 80	(Cai & Ye, 2022)

En los últimos años, el biocarbón ha destacado como un material altamente prometedor para la recuperación de P y N de soluciones acuosas, debido a sus propiedades estructurales y superficiales (Shakoor et al., 2021; Wang et al., 2022). Además de desempeñar un papel como regulador de pH (Yang et al., 2020). No obstante, la capacidad de adsorción del biocarbón prístino generalmente es muy baja debido a la carga negativa en su superficie (Nardis et al., 2021). Por esta razón, para optimizar este parámetro, se ha considerado la posibilidad de sintetizar biocarbón a partir de biomasa vegetal con concentraciones considerables de Mg^{2+} debido a su afinidad con el fosfato, evitando así el uso de reactivos químicos para la impregnación de este metal en la materia prima, pues esto implica un proceso costoso, no ecológico y complicado (Jellali et al., 2023; R. Li et al., 2017; Yao et al., 2013). El biocarbón puede derivarse de desechos agrícolas y residuos sólidos que se encuentran en abundancia y que pueden recolectarse fácilmente, por lo que se considera un material renovable y de bajo costo (Fseha et al., 2021; Shakoor et al., 2021; Yang et al., 2020). Su síntesis se lleva a cabo mediante procesos termoquímicos, entre los cuales la pirólisis destaca como una de las tecnologías ampliamente utilizadas (Jellali et al., 2023). Además, puede ser reintegrado en la agricultura, en un contexto de economía circular, pues actúa como potencial fijador de carbono en el suelo (Yang et al., 2020).

Otro residuo con potencial uso como fuente de magnesio para la precipitación de estruvita es el subproducto de MgO de la calcinación de magnesita (LG-MgO). Este material se genera durante el procesamiento de la magnesita en hornos y su uso presenta diversos beneficios, pues (i) es mucho más barato que las fuentes de magnesio de alto grado, (ii) aumenta el pH de la solución tras la hidratación y disolución del MgO, (iii) tiene un bajo contenido de metales pesados y (iv) se considera una tecnología sostenible para la recuperación de fósforo que se ajusta a los principios de la economía circular mediante la valorización de un subproducto industrial (Aguilar-Pozo et al., 2023; Al-Mallahi et al., 2020; Crutchik et al., 2017). Así, este residuo de la industria siderúrgica de bajo costo, puede utilizarse como abono luego de la adsorción de fosfato, un elemento esencial para el crecimiento de las plantas (Maghchiche et al., 2012).

En Ecuador, la expansión del uso de *Ilex guayusa* o guayusa, un producto agroforestal amazónico, ha generado una cadena de valor que ha escalado desde su producción familiar hasta su exportación. Dicha producción se ha integrado a los sistemas de chakras de las comunidades Kichwas de Napo y se considera la planta más cultivada y cosechada en estas comunidades (Andrade, 2024; Jarrett et al., 2017). Sin embargo, durante el proceso de clasificación de las hojas, se generan residuos, ya que solo se utilizan hojas limpias, de textura gruesa y maduras (Andrade, 2024; Jarrett et al., 2017). Estos residuos pueden aprovecharse para producir subproductos de valor añadido como el biocarbón, pues contiene concentraciones considerables de Mg a niveles de 6030 µg/g (Wise & Negrin, 2020; Wise & Santander, 2018). Sumado a esto, la industria de fundición de metales en Colombia representa el 7% de la industria nacional (Carabalí et al., 2018). En esta industria se genera material refractario, el cual representa un pasivo ambiental. Este material se utiliza para cumplir con los requisitos de temperatura en los procesos de producción de acero. Gracias a su alto contenido de magnesio, puede ser reciclado para los procesos de recuperación de nutrientes (Horckmans et al., 2019; D. Y. Li et al., 2022).

Por lo tanto, el objetivo general de este estudio fue evaluar el uso del biocarbón derivado de *Ilex guayusa* L. como fuente de magnesio residual para la recuperación de

fósforo y nitrógeno del digestato de estiércol porcino, mediante la formación de estruvita. Los objetivos específicos fueron los siguientes (1) sintetizar biocarbón a partir de hojas de *Ilex guayusa* L. mediante el proceso de pirólisis y (2) aplicar el biocarbón como fuente de magnesio residual, a distintas relaciones molares para la recuperación de P y N del digestato porcino y compararlo con el material refractario en el marco de la cooperación entre la Universidad Regional Amazónica Ikiam (URAI) y la Universidad Industrial de Santander (UIS). De esta manera, se presenta un estudio de la factibilidad de fuentes renovables de magnesio, aprovechando dos tipos de residuos: uno industrial y otro agrícola, como alternativa a los reactivos químicos puros comúnmente empleados para la obtención de estruvita.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Descripción de la zona de muestreo y características del digester

El digerido empleado en este estudio se recolectó de un biodigester tubular de bajo costo, construido con geomembrana de PVC (Figura 1), ubicado en la finca denominada Ecocerd S.A.S, en Floresta, Boyacá, Colombia. Esta finca se encuentra a una altitud de 2800 m.s.n.m (N:5°51'35.71" W:72°55'07.92") y presenta una temperatura ambiente de $17\pm3^{\circ}\text{C}$. El biodigester se alimenta con estiércol de cerdo como sustrato y cuenta con parámetros de diseño y operación resumidos en la tabla 2.

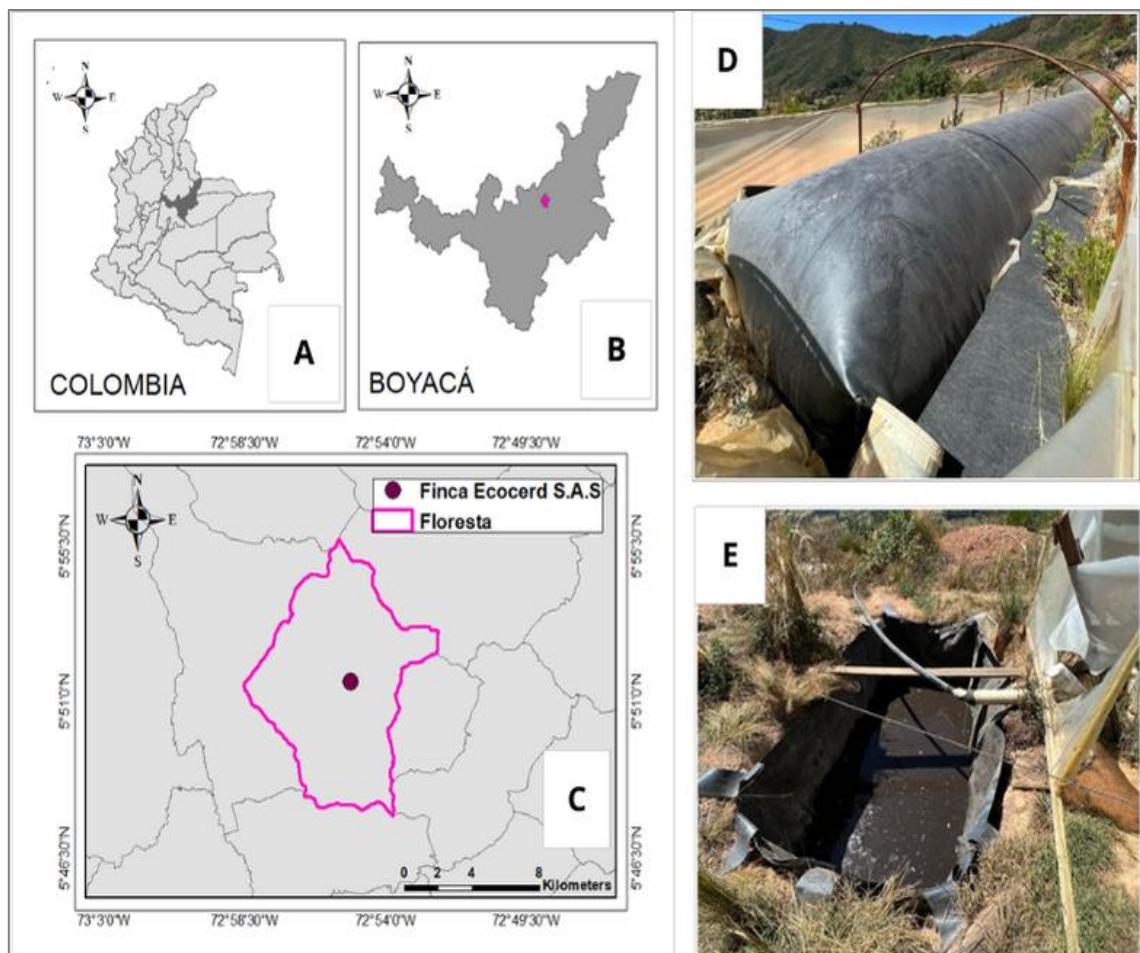


Figura 1. Localización y configuración del sistema de tratamiento de estiércol porcino mediante digestión anaerobia. A) País, B) departamento y C) municipio donde se encuentra ubicado el digester tubular de bajo costo. D) Digester tubular de geomembrana de PVC ubicado en la finca Ecocerd S.A.S y E) depósito del digerido producido.

Tabla 2. Parámetros de diseño y operación del digestor empleado

Parámetro	Unidad	Valor
Longitud	m	16
Ancho	m	2.2
Volumen total	m ³	40
TRH	días	24
Carga diaria	m ³ / día	3

Nota: TRH, tiempo de retención hidráulica.

En este sistema, el digestor tubular de bajo condiciones psicrofílas alcanza una producción promedio de biogás de 9 m³/día, con una calidad de 65% de CH₄ y 2.8 m³/día de digerido anaerobio.

2.2 Preparación de fuentes de Mg²⁺

En este estudio, se produjo biocarbón a partir de hojas de *Ilex guayusa* utilizando un método modificado de pirólisis (D. Jiang et al., 2018; Nardis et al., 2021; Yao et al., 2011). En resumen, las hojas de *I. guayusa* se lavaron, se secaron a 35°C durante 12 horas y se trituraron hasta un tamaño de partícula de 1 a 2 mm. Luego, las muestras obtenidas se colocaron en un crisol de porcelana hasta completar su capacidad máxima y se introdujeron en un horno de tubo de alta temperatura GSL-1100X con un flujo de N₂ de 100 mL/min y una velocidad de calentamiento de 10 °C/min. La temperatura y el tiempo de retención empleados para la síntesis de biocarbón fueron 500 °C y 60 min, respectivamente. Por su parte, el material refractario fue recolectado de una empresa siderúrgica ubicada en el departamento de Boyacá, Colombia. Tanto el material refractario como el biocarbón, fueron triturados y tamizados en un tamaño de partícula <1 mm antes de su caracterización y su uso en los ensayos de recuperación de nutrientes en forma de estruvita (Frišták et al., 2021).

2.3 Diseño experimental

Para evaluar la factibilidad de utilizar biocarbón y material refractario como fuentes de magnesio residual en la precipitación de estruvita a partir de aguas residuales porcinas digeridas anaeróbicamente, se empleó un diseño factorial 2². Se correlacionaron dos variables: la fuente de magnesio (biocarbón; material refractario) y la relación molar $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ (1.0:1.0; 1.5:1.0) (Tabla 3). Cada ensayo se realizó por triplicado y se utilizó MgO como grupo control debido a su capacidad para aumentar el pH, al mismo tiempo que aporta iones Mg^{2+} necesarios para la formación de estruvita (Siciliano et al., 2020).

Tabla 3. Matriz de diseño experimental para la recuperación de estruvita a partir de diversas fuentes de magnesio residual.

Fuente de Mg^{2+}	Relación molar $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$
MgO	1.0:1.0
MgO	1.5:1.0
Biocarbón	1.0:1.0
Biocarbón	1.5:1.0
Material refractario	1.0:1.0
Material refractario	1.5:1.0

Por otro lado, Kubar et al. (2021) indican que el rango de pH adecuado para la precipitación de estruvita es entre 8.0 y 10.0. Sin embargo, se considera que el valor de pH óptimo es de alrededor 8.5 en aguas residuales porcinas como sustrato, por lo que fue seleccionado para este estudio (Acosta et al., 2024; Ochoa et al., 2021). Otros parámetros operativos en los procesos de precipitación de estruvita, como la velocidad de agitación y el tiempo de reacción, se fijaron en 200 rpm y 1h, dado que un estudio previo determinó un mayor tamaño de partícula de precipitado de estruvita cuando la velocidad de agitación oscilaba entre 100 y 200 rpm (González-Morales et al., 2019). Mientras que, Acosta et al. (2024) sostuvieron que, a un tiempo de reacción mayor de 60 minutos, no se presentaron cambios considerables en los porcentajes de recuperación de estruvita para un pH de 8.5. Las condiciones experimentales de los procesos de precipitación de estruvita se resumen en la tabla 4.

Tabla 4. Condiciones experimentales para la precipitación de estruvita con fuentes de magnesio residual.

Condiciones experimentales	Valor
pH	8.5
Temperatura (°C)	25
Velocidad de agitación (rpm)	200
Tiempo de reacción (h)	1
Volumen (L)	2
Tiempo de sedimentación (h)	16
Réplicas	3
Relación molar $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$	1.0:1.0; 1.5:1.0

2.4 Montaje y procedimientos experimentales para la precipitación de estruvita

Las pruebas experimentales de precipitación de estruvita se llevaron a cabo en un probador de jarras estándar, configurado con recipientes de plástico acrílico y paletas planas de acero inoxidable. Además, el dispositivo incluía un controlador de revoluciones que variaba de 0 a 200 rpm (Figura 2).

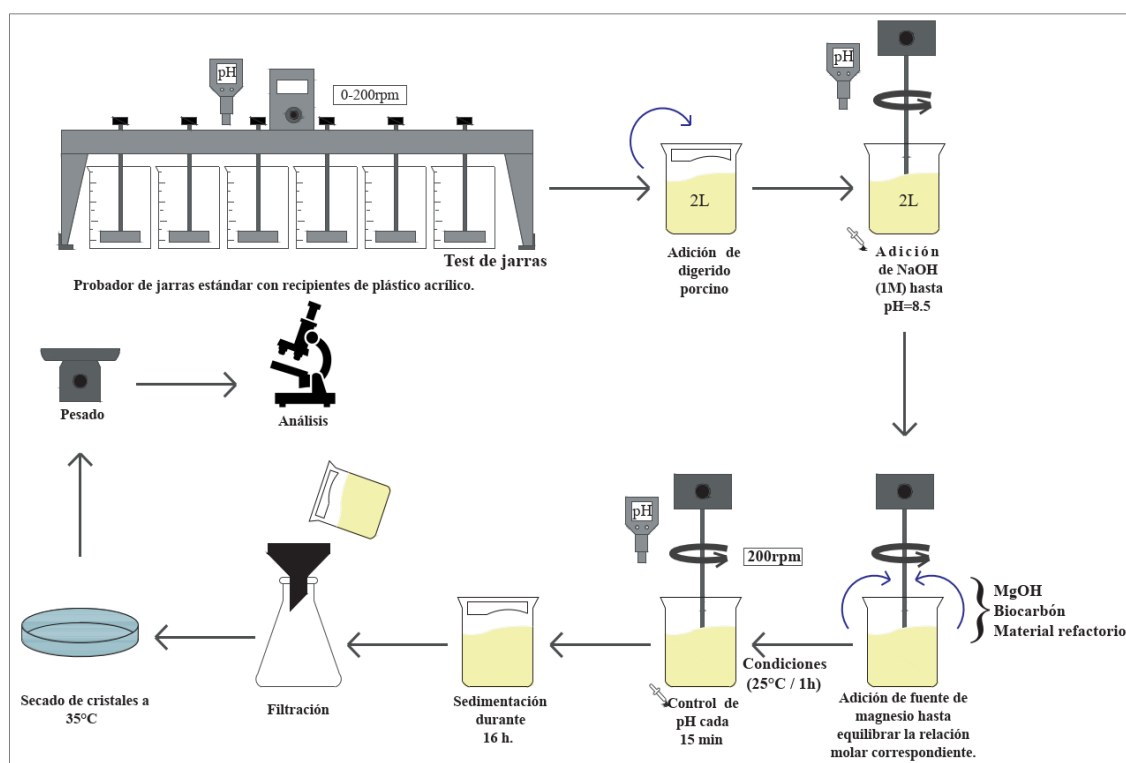


Figura 2. Procedimiento experimental para la precipitación de estruvita.

Nota. Adaptado de (González-Morales et al., 2021)

Para estimar la recuperación de PO_4^{3-} en el digerido, se realizó una prueba blanco sin adición de fuente de magnesio. Inicialmente, el digestato de estiércol porcino previamente recolectado y almacenado a 4°C, se filtró con una tela de tamaño de poro de 10 μm y luego se centrifugó a 5000 rpm durante 15 min, con el fin de remover sólidos en el digerido y garantizar una mayor pureza de estruvita (González-Morales et al., 2021). Seguidamente, se llevó a cabo un tratamiento de pH con una solución de NaOH 1M para protonar los iones fosfato hasta alcanzar un pH de 8.5, controlándolo cada 15 minutos durante 1 h de tiempo de reacción a una agitación de 200 rpm. Luego, se dejó sedimentar durante 16 horas y, al finalizar este tiempo, se separaron los cristales formados del digestato residual mediante filtración con filtros de membrana de 1,2 μm (González-Morales et al., 2019). Los cristales se recolectaron en placas de Petri y se secaron en una incubadora a 35°C, para análisis posteriores (Figura 2). Para evaluar el efecto de las variables definidas en el diseño experimental, se repitió el proceso anteriormente descrito, esta vez ajustando el pH de la solución a 8.5 y luego añadiendo las fuentes de magnesio.

Para equilibrar la relación molar $\text{Mg}^{2+}:\text{PO}_4^{3-}$ correspondiente, se calculó la dosis de Mg^{2+} necesaria en función de la concentración inicial de PO_4^{3-} , dado que su concentración es más baja en el digestato en comparación con el NH_4^+ , actuando como reactivo limitante e indicando la cantidad máxima que podría formarse de estruvita (Castro et al., 2018). Así, la variable respuesta en el diseño experimental y en la prueba blanco tomada fue la concentración final de los nutrientes (NH_4^+ y PO_4^{3-}). Por ende, para calcular el porcentaje de recuperación de nutrientes se propuso la ecuación 2:

$$\text{recuperación (\%)} = \left(\frac{\text{concentración inicial} - \text{concentración final}}{\text{concentración inicial}} \right) \cdot 100 \% \quad (\text{Ec. 2})$$

Finalmente, para determinar la significancia de los resultados se empleó el análisis estadístico ANOVA, utilizando el software estadístico Rstudio.

2.5 Métodos analíticos

La concentración de Ca^{2+} total, Ca^{2+} soluble, Mg^{2+} total y Mg^{2+} soluble en el digerido, antes y después de la recuperación de nutrientes, se cuantificó mediante espectroscopia de absorción atómica (Jiang et al., 2019). El contenido de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y demanda química de oxígeno (DQO) se determinaron siguiendo métodos estándar (APHA, 2017). Además, para determinar el contenido de iones fosfato y amonio, se realizaron pruebas de espectrofotometría UV-Vis (equipo GENESYS™ 50 UV-Vis) a una longitud de onda de 960 nm, utilizando los kits Phosphate Test (Merck) y Ammonium Test (Supelco) (Acosta et al., 2024).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización del digerido de estiércol porcino

Las características fisicoquímicas y las concentraciones de nutrientes y metales pesados del digestato de estiércol porcino se resumen en la tabla 5. Este efluente presentó concentraciones de ST y SV de 6.05 ± 0.05 g/kg y 3.43 ± 0.03 g/kg, respectivamente, permitiendo catalogarlo como un producto líquido debido al bajo contenido de sólidos totales en el efluente (Cucina et al., 2021). Esta característica es típica del digestato de estiércol porcino proveniente de digestores tubulares de plástico, donde ocurre la sedimentación de sólidos en el fondo del reactor debido a la ausencia de mezcla (Garfí et al., 2016). En cuanto a la concentración de DQO, se encontró un valor de 5.31 g/L, similar a lo reportado en un estudio previo (Jaimes-Estévez et al., 2020). Sin embargo, este valor supera los límites recomendados para reutilización agrícola del digestato (< 0.5 g/L) (Cucina et al., 2021). Adicionalmente, el digestato presentó un pH alcalino ($\text{pH} = 7.96$), lo cual concuerda con lo mencionado en un estudio anterior que sostiene que el pH del digestato de estiércol animal es alrededor de 8 (Tigini et al., 2016). Estos valores son consecuencia de la liberación de amoníaco de las proteínas hidrolizadas durante el proceso de digestión anaerobia, así como de los ácidos grasos volátiles (AGV) producidos durante las primeras fases de la DA, que luego se convierten en biogás durante la metanogénesis (Cucina et al., 2021).

En cuanto a la cuantificación de nutrientes en el medio, el digestato de estiércol de cerdo contenía una mayor concentración de amonio (819.26 mg/L) en comparación con la cantidad de fosfatos presentes (139.86 mg/L) (Tabla 5). Aun así, la concentración de fosfatos fue superior a 50 mg P/L, superando la concentración umbral para la viabilidad económica de la precipitación de estruvita (Aguilar-Pozo et al., 2023). Generalmente, la proporción de amonio es mayor en el digestato de estiércol porcino debido al alto contenido de proteínas que se incluyen en la dieta de los cerdos, que no son completamente asimiladas y se expulsan en las excretas (Odales et al., 2020).

Típicamente, la concentración de amonio es mayor en el digestato que en el sustrato inicial que ingresa al proceso de DA (Risberg et al., 2017). No obstante, la composición nutricional del digestato difiere según la composición de la materia prima y el funcionamiento de los digestores (Garfí et al., 2016). Las cantidades de PO_4^{3-} , NH_4^+ y Mg^{2+} son cercanas a las concentraciones empleadas en un estudio realizado por González-Morales et al. (2021) para la precipitación de estruvita en diferentes condiciones de pH y temperatura.

Tabla 5. Evaluación de la calidad del digerido porcino.

Parámetro	Unidad	Valor
Fisicoquímicos	ST	g/Kg
	SV	g/Kg
	DQO Total	g O ₂ /L
	pH	-
Nutrientes	Mg total	mg/L
	NH_4^+	mg/L
	PO_4^{3-}	mg/L

Nota: ST: sólidos totales, SV: sólidos volátiles, DQO: demanda química de oxígeno. Los datos son valores medios $\pm$ error estándar de tres réplicas.

3.2 Mg y Ca en materias primas y fuentes de magnesio residual

En la tabla 6 se muestran las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} en las muestras de hojas de *Ilex guayusa* y en las fuentes de magnesio residual empleadas en este estudio. Como se presenta, el proceso de pirólisis concentró el contenido de Mg^{2+} en las muestras de biocarbón, pero disminuyó el contenido de Ca^{2+} . El contenido de Mg^{2+} soluble en el biocarbón (0.151%) fue menor que el contenido de Ca^{2+} soluble (0.266%). Un comportamiento similar se observó en el material refractario, que contenía 0.184% de Mg^{2+} soluble y 0.213% de Ca^{2+} soluble. Estos porcentajes son bajos en comparación con otro estudio, donde el biocarbón producido a partir de biomasa vegetal enriquecida con Mg^{2+} y Ca^{2+} de plantas acumuladoras de estos elementos metálicos alcanzó niveles de 8.8% de Mg^{2+} y 12% de Ca^{2+} en el biocarbón tras la pirólisis. En ese caso, se observó la formación de partículas de MgO y Mg(OH)_2 en la matriz del biocarbón (Yao et al.,

2013). Esto se debe a que la pirólisis promueve la descomposición de compuestos orgánicos y la generación de componentes minerales (Zhu et al., 2021).

Tabla 6. Cuantificación del contenido de Mg^{2+} y Ca^{2+} en la materia prima del biocarbón, el biocarbón producido y el material refractario

Material	Hojas de <i>Ilex guayusa</i>	Biocarbón	Material refractario
Mg total (%)	0.778	0.830	1.517
Mg soluble (%)	0.015	0.151	0.184
Ca total (%)	3.052	1.939	1.610
Ca soluble (%)	1.601	0.266	0.213

3.3 Recuperación de PO_4^{3-} y NH_4^+ a partir del digestato de biogás empleando fuentes de magnesio residual

Los resultados del porcentaje de recuperación de fosfatos y amonio del digerido porcino sin la adición de fuentes de magnesio se muestran en la figura 3.

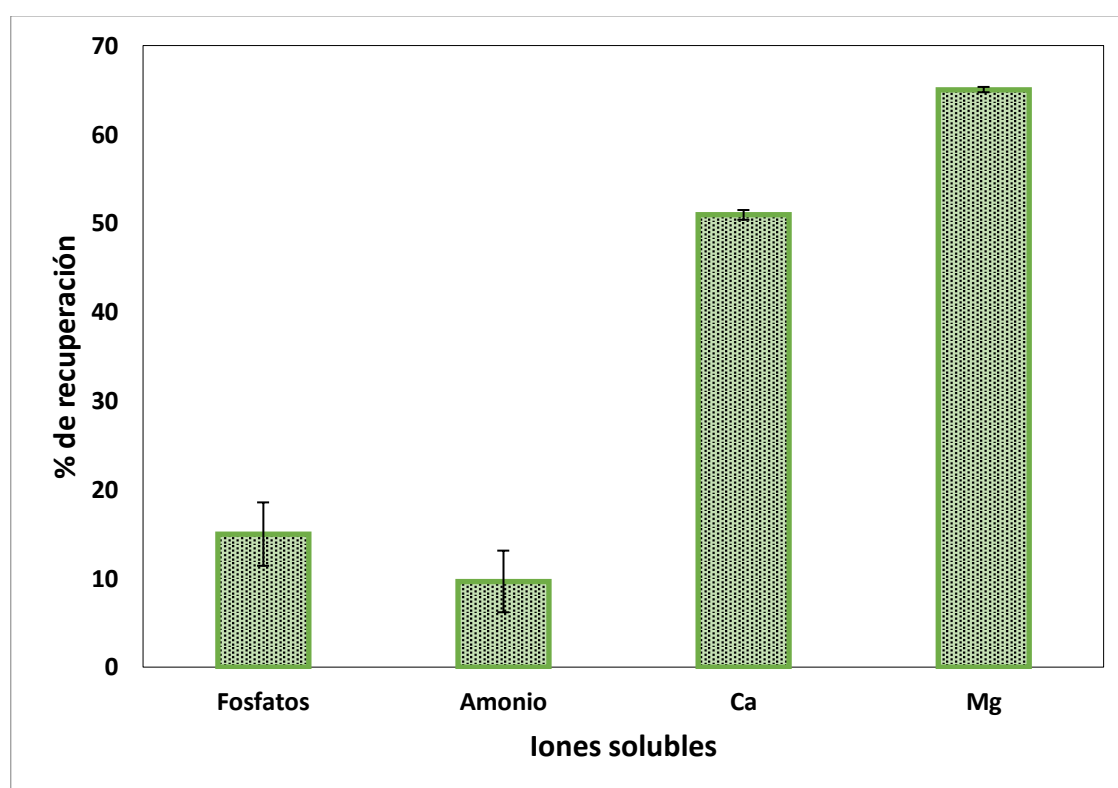


Figura 3. Recuperación de iones del digerido porcino sin la adición de fuente precursora de Mg^{2+}

Dadas las concentraciones de los iones disueltos de magnesio y fosfato en el digestato, la relación molar de $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ es < 1 , por lo que estas características promovieron una baja recuperación de fósforo sin adición de un reactivo químico de grado analítico como precursor de Mg^{2+} . En los procesos de precipitación de estruvita, las condiciones adecuadas para la precipitación de nutrientes de la fase líquida del digestato anaeróbico es una relación molar $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ de al menos 1.0:1.0 para lograr una recuperación de alrededor del 85% de fósforo (Lorick et al., 2020). En un estudio, se obtuvo una recuperación del 14,98% de fósforo, mientras que el porcentaje de recuperación de amonio fue del 9,65%. Este porcentaje significó un bajo rendimiento del proceso por lo que es necesario suministrar una fuente de magnesio adicional, dado que una mayor concentración de este elemento conduce a una mayor formación de estruvita (Jia et al., 2017).

Por otra parte, la precipitación de estruvita utilizando fuentes alternativas de magnesio residual mejoró la recuperación de fosfato y amonio del digestato anaerobio de estiércol de cerdo (Figura 4). Independientemente de la fuente de magnesio residual, los porcentajes de recuperación de P y N no mostraron cambios notables para las relaciones molares estudiadas ($p > 0.05$). A diferencia del grupo control, en el que el aumento de la relación molar $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ de 1.0:1.0 a 1.5:1.0 mostró diferencias significativas ($p < 0.05$). En el caso del material refractario, este presentó las mayores eficiencias de recuperación de fósforo, con un 88.59% y 92.49% para las relaciones molares $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ de 1.0:1.0 y 1.5:1.0, respectivamente. Sin embargo, la recuperación de amonio fue baja alcanzando un 14.45% y 16.36% para las mismas relaciones. En contraste, el biocarbón mostró un porcentaje de recuperación de P del 76.03% y 76.67% para la relación de 1.0:1.0 y 1.5:1.0, respectivamente, así como también el mayor porcentaje de recuperación de N con 82.15% y 87.68%. En comparación con las fuentes alternativas de magnesio residual, el grupo control, donde se empleó óxido de magnesio (MgO), mostró porcentajes más bajos de recuperación de fósforo (67.27% y 66.93%) y de amonio (7.29% y 5.8%) para las relaciones molares $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ iguales 1.0:1.0 y 1.5:1.0, respectivamente.

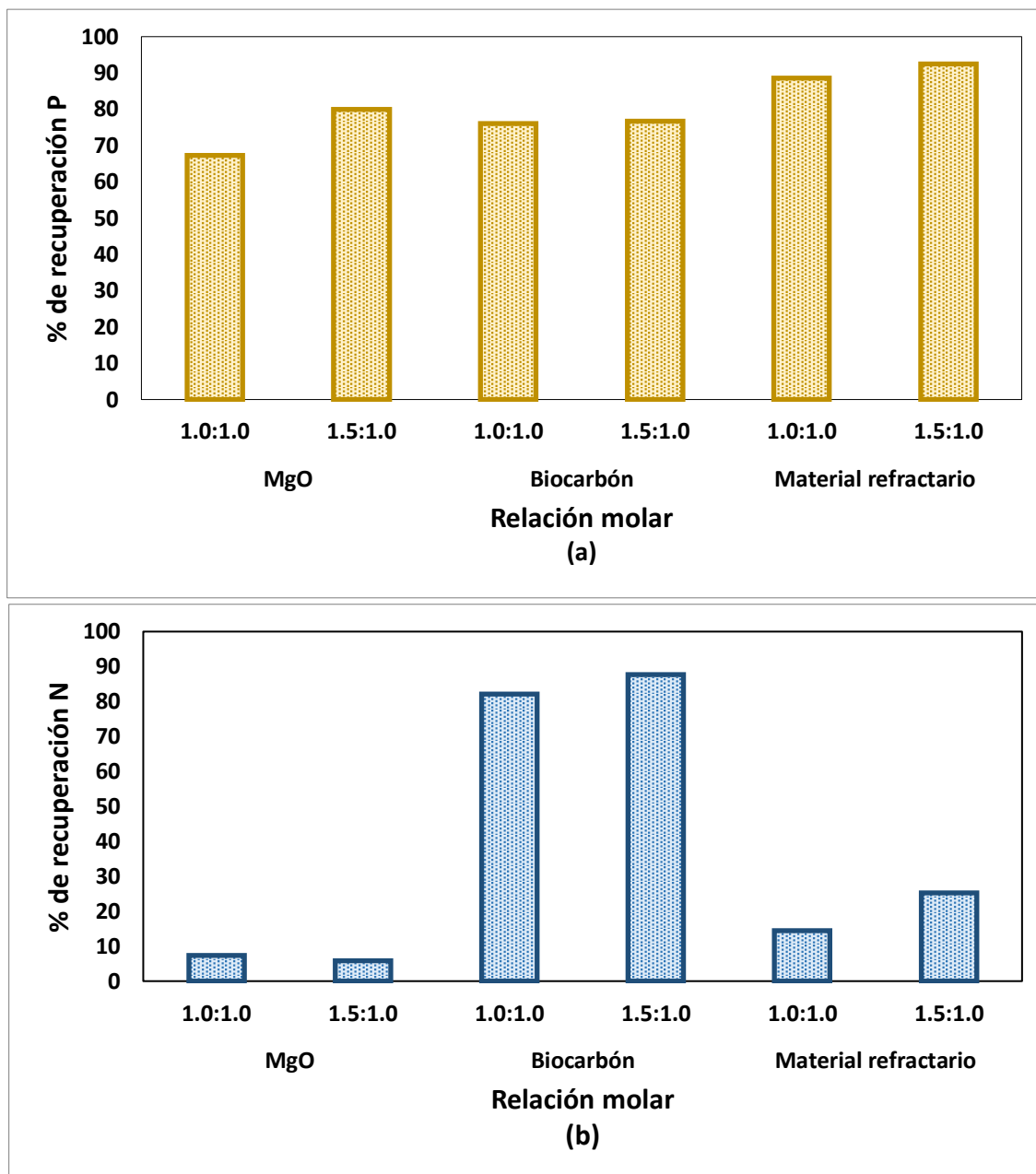


Figura 4. Recuperación de nutrientes del digerido porcino empleando diferentes fuentes de magnesio a relaciones molares $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ iguales a 1.0:1.0 y 1.5:1.0. a) Recuperación de P y b) recuperación de N

Estudios informan que, a pesar de que la relación estequiométrica $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ es de 1.0:1.0, se presenta una baja eliminación de P entorno a este valor (Barbosa et al., 2016). En el estudio realizado por Ahmed y Ahmed (2021), se evidenció un porcentaje de eliminación de NH_4^+ del 50.33% con una relación $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ de 1.1:1.0 que aumentó a 61.43% a una relación de 1.5:1.0. Por otro lado, mostró un porcentaje de eliminación de PO_4^{3-} de 93.38% en la relación molar $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ de 1.1:1.0 que aumentó a 99.06% en

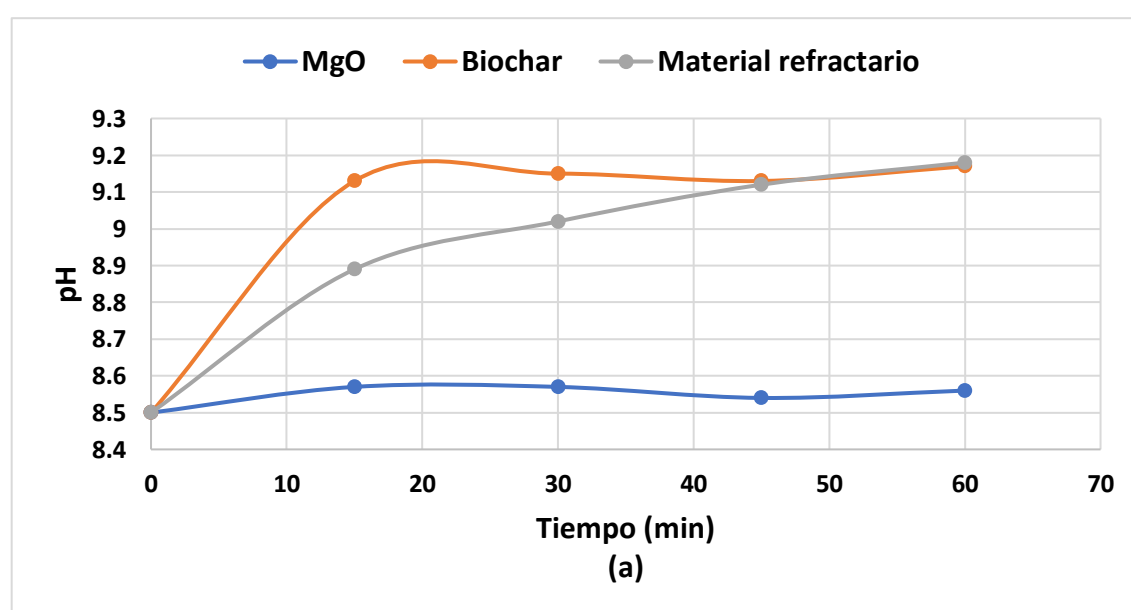
la relación 1.5:1.0. De acuerdo con un estudio realizado por Romero-Güiza et al. (2015), se determinó que el grado de eliminación de NH_4^+ , empleando MgO como fuente de magnesio, resultó en una recuperación de 47% de dicho nutriente en forma de estruvita junto con la interacción de PO_4^{3-} . No obstante, mencionaron que, debido a la baja solubilidad del reactivo, solo se disponía del 45 % de magnesio añadido, lo que limitó la formación de estruvita.

En un estudio de Li et al. (2017) y Xiao et al. (2020), se concluyó que la presencia de cationes como el Mg^{2+} en la superficie del biocarbón aumenta su afinidad con el fosfato. Este estudio mostró que el biocarbón de paja de trigo modificado con MgCl_2 presentó una mayor capacidad de adsorción, logrando eficiencias de eliminación del 25% de NH_4^+ y del 90% de PO_4^{3-} en suspensión de biogás. El biocarbón contenía 5.16% de Mg^{2+} , un porcentaje superior al del biocarbón empleado en este estudio. Adicionalmente, se encontró que la capacidad de absorción de NH_4^+ por parte del biocarbón aumenta gradualmente con el incremento de la relación molar de N:P de 0.25 a 2.0 para los biocarbones cargados de MgO. Según lo mencionado por Li et al. (2017), el incremento de Mg^{2+} en el biocarbón desde 0,44% hasta 23.07% aumentó significativamente la adsorción de fósforo, alcanzando una recuperación superior al 99,1%.

La absorción de PO_4^{3-} y NH_4^+ en el biocarbón está gobernada por diferentes mecanismos, entre los cuales están involucrados la precipitación de P con Mg^{2+} , las reacciones de intercambio de ligandos en la superficie del biocarbón y la atracción electroestática. Sin embargo, esta última se considera el mecanismo predominante en los biocarbones modificados con Mg^{2+} , ya que la superficie positiva del biocarbón atrae al P cargado negativamente (Y. H. Jiang et al., 2019; Nardis et al., 2021). Esta interacción esta influenciada por el valor de pH del medio, puesto que, la forma molecular del P se relaciona con este parámetro. En un pH ácido de 2.1, la especie de fósforo predominante es H_3PO_4 . En un rango de pH entre 2.1 y 7.2, los aniones H_2PO_4 prevalecen en la solución, mientras que a valores de pH entre 7.2 y 13.2 prevalece HPO_4^{2-} . En este estudio, el pH del medio fue de 8.5 por lo que HPO_4^{2-} fue la fase de fosfato predominante en la solución. Así, se espera una mayor interacción entre estos iones y el biocarbón, dado

que su energía de adsorción es mayor en comparación con las otras formas moleculares del fósforo, lo que facilita su adsorción (de Carvalho Eufrásio Pinto et al., 2019; Y. H. Jiang et al., 2019). Adicionalmente, dada la mayor concentración de Ca^{2+} en comparación con el Mg^{2+} en el biocarbón, se sugiere que el Ca^{2+} pudo promover la adsorción del fosfato. Esto podría explicarse en base a que el Ca^{2+} puede reaccionar con el fosfato para formar fosfato de calcio (Acosta et al., 2024).

La figura 5 muestra la influencia de las fuentes de magnesio en el pH del medio durante el proceso de recuperación de nutrientes del digestato anaerobio. El biocarbón y el material refractario mostraron un aumento pronunciado del pH, alcanzando un valor cercano a 9.2 en la relación molar 1.0:1.0 (Figura 5a). En la relación 1.5:1.0, el biocarbón alcanzó un pH de 9.3 y el material refractario de 9.1 (Figura 5b). En contraste, el MgO presentó un incremento no significativo, manteniendo valores de pH estables entre 8.5 y 8.7 para ambas relaciones molares. Estudios indican que el aumento de pH de la solución se debe a la protonación del MgO presente en las fuentes de magnesio, por lo que podría estar involucrado en procesos de sorción a través del intercambio de ligandos (Fang et al., 2022; Feng et al., 2023). Además, Xiao et al. (2020) indicó que las eficiencias de eliminación de NH_4^+ aumentaron con el incremento del pH de la solución. Por el contrario, la capacidad de adsorción del PO_4^{3-} disminuyó con el aumento del pH.



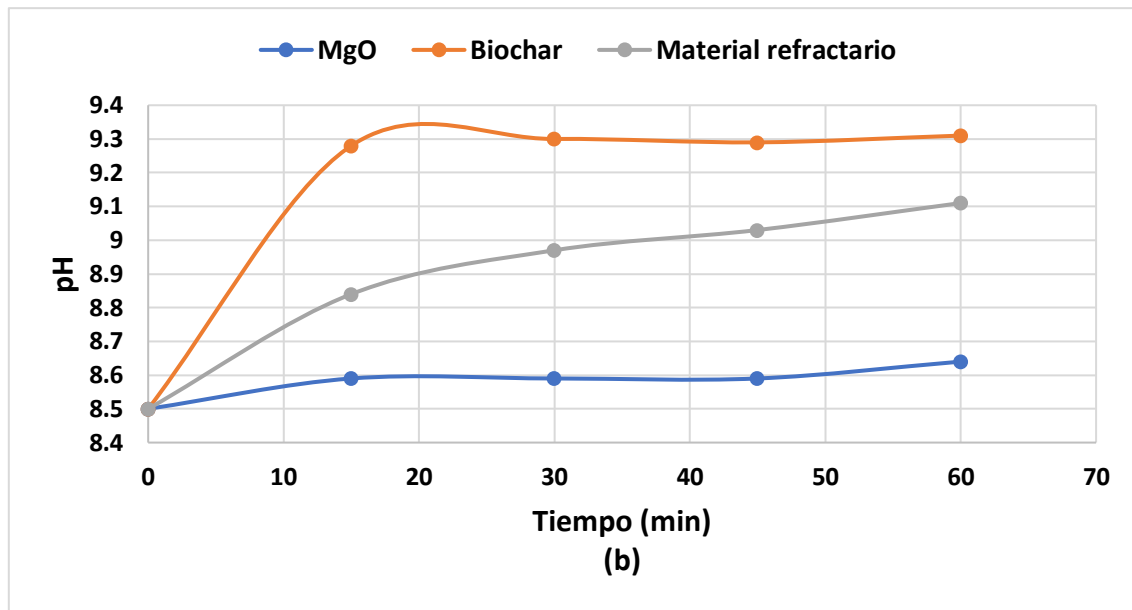


Figura 5. Efecto de las fuentes de magnesio en el pH de la solución. a) relación molar $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ igual a 1.0:1.0 y b) relación molar igual a 1.5:1.0

Dado el potencial del biocarbón para la recuperación de P y N, y la alta tasa de recuperación de P del material refractario, ambos materiales pueden ser reutilizados para la recuperación de nutrientes de medios acuosos (Feng et al., 2023). Según Jiang et al. (2019), el biocarbón puede regenerarse hasta 5 veces o más para recuperar P, aunque dicha adsorción disminuye gradualmente con cada ciclo. El biocarbón cargado con Mg y P puede ser reutilizado como fertilizante, permitiendo reciclar el P de los digestatos anaerobios (Fang et al., 2022). En un estudio realizado por Nardis et al. (2021), se reutilizó el biocarbón como fertilizante fosfatado para el crecimiento y la nutrición del maíz, observando un rendimiento igual o mayor que el superfosfato triple, debido a que el P y el Mg actúan de forma sinérgica, provocando que la absorción de P sea máxima en presencia de Mg.

4. CONCLUSIÓN

La pirólisis de hojas de *Ilex guayusa* a 500 °C produjo exitosamente un compuesto de biocarbón. Este material exhibió altas capacidades de adsorción simultánea de P y N en digerido de estiércol porcino a pH 8.5, alcanzando una recuperación máxima de N de 87.68% y una recuperación menor de P de 76.67% a una relación molar $Mg^{2+}: PO_4^{3-}$ de 1.5:1.0. En cambio, el material refractario mostó una mayor capacidad de adsorción de P, con una recuperación de 92.49% y una baja recuperación de N de 16.36% a la misma relación molar. Por lo tanto, el biocarbón resultó ser un material adsorbente eficaz para la recuperación simultánea de P y N mientras que el material refractario es adecuado para la recuperación exclusiva de P. Además, no se observó una influencia significativa al aumentar la relación molar de 1.0:1.0 a 1.5:1.0. Los resultados de este estudio sugieren que tanto el biocarbón como el material refractario son materiales con potencial para la recuperación de nutrientes presentes en digestatos anaerobios, además de actuar como ajustadores de pH. Tras la adsorción, estos materiales saturados de P y N, podrían reciclarse como potenciales fertilizantes para las plantas. En conclusión, este estudio enfatiza la importancia de utilizar fuentes alternativas de Mg renovables y de bajo costo que promuevan el uso de residuos industriales y agronómicos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilar-Pozo, V. B., Chimenos, J. M., Elduayen-Echave, B., Olaciregui-Arizmendi, K., López, A., Gómez, J., Guembe, M., García, I., Ayesa, E., & Astals, S. (2023). Struvite precipitation in wastewater treatment plants anaerobic digestion supernatants using a magnesium oxide by-product. *Science of The Total Environment*, 890, 164084. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164084>
- Ahmed, T., & Ahmed, N., (2021, marzo). Effect of ph and molar ratio (Mg:P) on the recovery of struvite. *International Conference on Energy, Water and Environment – ICEWE-2021* (pp. 192-193). Lahore, Pakistan.
- Al-Mallahi, J., Sürmeli, R. Ö., & Çalli, B. (2020). Recovery of phosphorus from liquid digestate using waste magnesite dust. *Journal of Cleaner Production*, 272, 122616. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122616>
- Andrade, A. E. (2024). Socio-cultural components related to the cropping, harvesting, and brewing of guayusa (*Ilex guayusa* Loe) for consumption in Amazonian Kichwa communities of Napo province, Ecuador. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4384593/v1>
- Acosta, A., Uribe, M. J., Castro, L., Escalante, H., & Muñoz, A. (2024). Obtención de estruvita a partir del digerido producido en la digestión anaerobia de estiércol porcino en clima frío [Tesis de pregrado – Universidad Industrial de Santander]. Repositorio de la Universidad Industrial de Santander. <https://noesis.uis.edu.co/handle/20.500.14071/42496>
- APHA. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*
- Banik, C., Bakshi, S., Andersen, D. S., Laird, D. A., Smith, R. G., & Brown, R. C. (2023). The role of biochar and zeolite in enhancing nitrogen and phosphorus recovery: A sustainable manure management technology. *Chemical Engineering Journal*, 456, 141003. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.141003>
- Barbosa, S. G., Peixoto, L., Meulman, B., Alves, M. M., & Pereira, M. A. (2016). A design of experiments to assess phosphorous removal and crystal properties in struvite precipitation of source separated urine using different Mg sources. *Chemical Engineering Journal*, 298, 146–153. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.148>
- Cai, G., & Ye, Z. long. (2022). Concentration-dependent adsorption behaviors and mechanisms for ammonium and phosphate removal by optimized Mg-impregnated biochar. *Journal of Cleaner Production*, 349, 131453. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131453>
- Carabalí, D. M., Forero, C. R., & Cadavid, Y. (2018). Energy diagnosis and structuring an energy saving proposal for the metal casting industry: An experience in Colombia. *Applied Thermal Engineering*, 137, 767–773. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2018.04.012>
- Castro, L. D. P., Vecino-Gutierrez, K. P., Díaz-Moyano, L. J., Jaimes-Estévez, J., & Escalante-Hernández, H. (2018). Lighting the anaerobic digestion process in rural areas: obtainment of struvite from

- bovine manure digestate. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 20(2), 78–88. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v20n2.71184>
- Crutchik, D., Morales, N., Vázquez-Padín, J. R., & Garrido, J. M. (2017). Enhancement of struvite pellets crystallization in a full-scale plant using an industrial grade magnesium product. *Water Science and Technology*, 75(3), 609–618. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.527>
- Cucina, M., Castro, L., Escalante, H., Ferrer, I., & Garfí, M. (2021). Benefits and risks of agricultural reuse of digestates from plastic tubular digesters in Colombia. *Waste Management*, 135, 220–228. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.09.003>
- de Carvalho Eufrásio Pinto, M., David da Silva, D., Amorim Gomes, A. L., Menezes dos Santos, R. M., Alves de Couto, R. A., Ferreira de Novais, R., Leopoldo Constantino, V. R., Tronto, J., & Pinto, F. G. (2019). Biochar from carrot residues chemically modified with magnesium for removing phosphorus from aqueous solution. *Journal of Cleaner Production*, 222, 36–46. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.012>
- Fang, Y., Ali, A., Gao, Y., Zhao, P., Li, R., Li, X., Liu, J., Luo, Y., Peng, Y., Wang, H., Liu, H., Zhang, Z., & Pan, J. (2022). Preparation and characterization of MgO hybrid biochar and its mechanism for high efficient recovery of phosphorus from aqueous media. *Biochar*, 4(1), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00171-0/figures/7>
- Feng, C., Zhang, L., Zhang, X., Li, J., Li, Y., Peng, Y., Luo, Y., Li, R., Gao, B., Hamouda, M. A., Smith, K., Ali, E. F., Lee, S. S., Zhang, Z., Rinklebe, J., & Shaheen, S. M. (2023). Bio-assembled MgO-coated tea waste biochar efficiently decontaminates phosphate from water and kitchen waste fermentation liquid. *Biochar*, 5(1), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s42773-023-00214-0/tables/4>
- Frišták, V., Pipíška, M., Turčan, V., Bell, S. M., Laughinghouse, H. D., Ďuriška, L., & Soja, G. (2021). Preparation and Characterization of Novel Magnesium Composite/Walnut Shells-Derived Biochar for As and P Sorption from Aqueous Solutions. *Agriculture* 2021, Vol. 11, Page 714, 11(8), 714. <https://doi.org/10.3390/agriculture11080714>
- Fseha, Y. H., Sizirici, B., & Yildiz, I. (2021). The potential of date palm waste biochar for single and simultaneous removal of ammonium and phosphate from aqueous solutions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106598. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106598>
- Garfí, M., Martí-Herrero, J., Garwood, A., & Ferrer, I. (2016). Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 60, 599–614. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.071>
- González-Morales, C., Camargo-Valero, M. A., Molina-Pérez, F. J., Fernández, B., González-Morales, C., Camargo-Valero, M. A., Molina-Pérez, F. J., & Fernández, B. (2019). Effect of the stirring speed on the struvite formation using the centrate from a WWTP. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 92, 42–50. <https://doi.org/10.17533/udea.redin.20190518>
- González-Morales, C., Fernández, B., Molina, F. J., Naranjo-Fernández, D., Matamoros-Veloza, A., & Camargo-Valero, M. A. (2021). Influence of pH and temperature on struvite purity and recovery

- from anaerobic digestate. *Sustainability* (Switzerland), 13(19), 10730. <https://doi.org/10.3390/su131910730/s1>
- Horckmans, L., Nielsen, P., Dierckx, P., & Ducastel, A. (2019). Recycling of refractory bricks used in basic steelmaking: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, 140, 297–304. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.09.025>
- Jaimes-Estévez, J., Zafra, G., Martí-Herrero, J., Pelaz, G., Morán, A., Puentes, A., Gomez, C., Castro, L. D. P., & Hernández, H. E. (2020). Psychrophilic Full Scale Tubular Digester Operating over Eight Years: Complete Performance Evaluation and Microbiological Population. *Energies*, 14(1), 151. <https://doi.org/10.3390/en14010151>
- Jarrett, C., Cummins, I., & Logan-Hines, E. (2017). Adapting Indigenous Agroforestry Systems for Integrative Landscape Management and Sustainable Supply Chain Development in Napo, Ecuador. *Advances in Agroforestry*, 12, 283–309. https://doi.org/10.1007/978-3-319-69371-2_12
- Jellali, S., Hadroug, S., Al-Wardy, M., Al-Nadabi, H., Nassr, N., & Jeguirim, M. (2023). Recent developments in metallic-nanoparticles-loaded biochars synthesis and use for phosphorus recovery from aqueous solutions. A critical review. *Journal of Environmental Management*, 342, 118307. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118307>
- Jia, G., Zhang, H., Krampe, J., Muster, T., Gao, B., Zhu, N., & Jin, B. (2017). Applying a chemical equilibrium model for optimizing struvite precipitation for ammonium recovery from anaerobic digester effluent. *Journal of Cleaner Production*, 147, 297–305. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.116>
- Jiang, D., Chu, B., Amano, Y., & Machida, M. (2018). Removal and recovery of phosphate from water by Mg-laden biochar: Batch and column studies. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 558, 429–437. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2018.09.016>
- Jiang, Y. H., Li, A. Y., Deng, H., Ye, C. H., Wu, Y. Q., Linmu, Y. D., & Hang, H. L. (2019). Characteristics of nitrogen and phosphorus adsorption by Mg-loaded biochar from different feedstocks. *Bioresource Technology*, 276, 183–189. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.079>
- Kubar, A. A., Huang, Q., Sajjad, M., Chen, Y., Lian, F., Wang, J., & Kubar, K. A. (2021). The Recovery of Phosphate and Ammonium from Biogas Slurry as Value-Added Fertilizer by Biochar and Struvite Co-Precipitation. *Sustainability* 2021, Vol. 13, Page 3827, 13(7), 3827. <https://doi.org/10.3390/su13073827>
- Kutlar, F. E., Engin, I., & Yilmazel, Y. D. (2024). Nutrient recovery from manure digestate by using waste magnesite powder and bone meal as sustainable substitutes for struvite precipitation. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 99(7), 1671–1682. <https://doi.org/10.1002/jctb.7661>
- Li, D. Y., Cho, Y. C., Hsu, M. H., & Lin, Y. P. (2022). Recovery of phosphate and ammonia from wastewater via struvite precipitation using spent refractory brick gravel from steel industry. *Journal of Environmental Management*, 302, 114110. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114110>

- Li, R., Wang, J. J., Zhou, B., Zhang, Z., Liu, S., Lei, S., & Xiao, R. (2017). Simultaneous capture removal of phosphate, ammonium and organic substances by MgO impregnated biochar and its potential use in swine wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 147, 96–107. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.069>
- Lorick, D., Macura, B., Ahlström, M., Grimvall, A., & Harder, R. (2020). Effectiveness of struvite precipitation and ammonia stripping for recovery of phosphorus and nitrogen from anaerobic digestate: a systematic review. *Environmental Evidence*, 9(1), 1–20. <https://doi.org/10.1186/s13750-020-00211-x/tables/5>
- Maghchiche, A., Naseri, R., & Haouam, A. (2012). Uses of Blast Furnace Slag as Complex Fertilizer. *J. Chem. Chem. Eng*, 6, 853–859. <https://www.researchgate.net/publication/262009718>
- Martí, N., Barat, R., Seco, A., Pastor, L., & Bouzas, A. (2017). Sludge management modeling to enhance P-recovery as struvite in wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 196, 340–346. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.074>
- Montalvo, S., Huiliñir, C., Castillo, A., Pagés-Díaz, J., & Guerrero, L. (2020). Carbon, nitrogen and phosphorus recovery from liquid swine wastes: a review. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 95(9), 2335–2347. <https://doi.org/10.1002/jctb.6336>
- Muhmood, A., Lu, J., Kadam, R., Dong, R., Guo, J., & Wu, S. (2019). Biochar seeding promotes struvite formation, but accelerates heavy metal accumulation. *Science of The Total Environment*, 652, 623–632. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.302>
- Muys, M., Phukan, R., Brader, G., Samad, A., Moretti, M., Haiden, B., Pluchon, S., Roest, K., Vlaeminck, S. E., & Spiller, M. (2021). A systematic comparison of commercially produced struvite: Quantities, qualities and soil-maize phosphorus availability. *Science of The Total Environment*, 756, 143726. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143726>
- Myllymäki, P., Pesonen, J., Romar, H., Hu, T., Tynjälä, P., & Lassi, U. (2019). The Use of Ca- and Mg-Rich Fly Ash as a Chemical Precipitant in the Simultaneous Removal of Nitrogen and Phosphorus—Recycling and Reuse. *Recycling* 2019, Vol. 4, Page 14, 4(2), 14. <https://doi.org/10.3390/recycling4020014>
- Nardis, B. O., Santana Da Silva Carneiro, J., Souza, I. M. G. De, Barros, R. G. De, & Azevedo Melo, L. C. (2021). Phosphorus recovery using magnesium-enriched biochar and its potential use as fertilizer. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 67(8), 1017–1033. <https://doi.org/10.1080/03650340.2020.1771699>
- Ochoa, C., Hernández, M. A., Bayona, O. L., Camargo, H. A., Cabeza, I. O., & Candela, A. M. (2021). Phosphorus recovery by struvite from anaerobic co-digestion effluents during residual biomass treatment. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 11(2), 261–274. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-01146-6/figures/7>

- Odales, L., López, E., López, L. M., Jiménez, J., & Barrera, E. L. (2020). Biofertilizer potential of digestates from small-scale biogas plants in the Cuban context. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 37(2). <https://doi.org/10.22267/rcia.203702.134>
- Risberg, K., Cederlund, H., Pell, M., Arthurson, V., & Schnürer, A. (2017). Comparative characterization of digestate versus pig slurry and cow manure – Chemical composition and effects on soil microbial activity. *Waste Management*, 61, 529–538. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.016>
- Romero-Güiza, M. S., Tait, S., Astals, S., del Valle-Zermeño, R., Martínez, M., Mata-Alvarez, J., & Chimenos, J. M. (2015). Reagent use efficiency with removal of nitrogen from pig slurry via struvite: A study on magnesium oxide and related by-products. *Water Research*, 84, 286–294. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.043>
- Sajjad, M., Huang, Q., Khan, S., Nawab, J., Khan, M. A., Ali, A., Ullah, R., Kubar, A. A., Guo, G., Yaseen, M., & Sajjad, M. (2024). Methods for the removal and recovery of nitrogen and phosphorus nutrients from animal waste: A critical review. *Ecological Frontiers*, 44(1), 2–14. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2023.05.003>
- Shaddel, S., Grini, T., Andreassen, J. P., Østerhus, S. W., & Ucar, S. (2020). Crystallization kinetics and growth of struvite crystals by seawater versus magnesium chloride as magnesium source: towards enhancing sustainability and economics of struvite crystallization. *Chemosphere*, 256, 126968. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126968>
- Shakoor, M. B., Ye, Z. L., & Chen, S. (2021). Engineered biochars for recovering phosphate and ammonium from wastewater: A review. *Science of The Total Environment*, 779, 146240. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146240>
- Shi, L., Simplicio, W. S., Wu, G., Hu, Z., Hu, H., & Zhan, X. (2018). Nutrient Recovery from Digestate of Anaerobic Digestion of Livestock Manure: a Review. *Current Pollution Reports*, 4(2), 74–83. <https://doi.org/10.1007/s40726-018-0082-z/tables/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* 2020, Vol. 12, Page 7538, 12(18), 7538. <https://doi.org/10.3390/su12187538>
- Thant Zin, M. M., & Kim, D. J. (2021). Simultaneous recovery of phosphorus and nitrogen from sewage sludge ash and food wastewater as struvite by Mg-biochar. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123704. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123704>
- Tigini, V., Franchino, M., Bona, F., & Varese, G. C. (2016). Is digestate safe? A study on its ecotoxicity and environmental risk on a pig manure. *Science of The Total Environment*, 551–552, 127–132. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.004>
- Vaneeckhaute, C., Lebuf, V., Michels, E., Belia, E., Vanrolleghem, P. A., Tack, F. M. G., & Meers, E. (2017). Nutrient Recovery from Digestate: Systematic Technology Review and Product Classification. *Waste and Biomass Valorization*, 8(1), 21–40. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9642-x/tables/3>

- Wang, S., Sun, K., Xiang, H., Zhao, Z., Shi, Y., Su, L., Tan, C., & Zhang, L. (2022). Biochar-seeded struvite precipitation for simultaneous nutrient recovery and chemical oxygen demand removal in leachate: From laboratory to pilot scale. *Frontiers in Chemistry*, 10, 990321. <https://doi.org/10.3389/fchem.2022.990321/bibtex>
- Wise, G., & Negrin, A. (2020). A critical review of the composition and history of safe use of guayusa: a stimulant and antioxidant novel food. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 60(14), 2393–2404. <https://doi.org/10.1080/10408398.2019.1643286>
- Wise, G., & Santander, D. E. (2018). Comparative Composition Analysis of the Dried Leaves of *Ilex guayusa* (Loes.). *Journal of Food and Nutrition Research*, 6(10), 638–644. <https://doi.org/10.12691/jfnr-6-10-4>
- Xiao, R., Zhang, H., Tu, Z., Li, R., Li, S., Xu, Z., & Zhang, Z. (2020). Enhanced removal of phosphate and ammonium by MgO-biochar composites with NH₃-H₂O hydrolysis pretreatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(7), 7493–7503. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07355-5/schemes/1>
- Yang, H., Ye, S., Zeng, Z., Zeng, G., Tan, X., Xiao, R., Wang, J., Song, B., Du, L., Qin, M., Yang, Y., & Xu, F. (2020). Utilization of biochar for resource recovery from water: A review. *Chemical Engineering Journal*, 397, 125502. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125502>
- Yao, Y., Gao, B., Chen, J., Zhang, M., Inyang, M., Li, Y., Alva, A., & Yang, L. (2013). Engineered carbon (biochar) prepared by direct pyrolysis of Mg-accumulated tomato tissues: Characterization and phosphate removal potential. *Bioresource Technology*, 138, 8–13. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.057>
- Yao, Y., Gao, B., Inyang, M., Zimmerman, A. R., Cao, X., Pullammanappallil, P., & Yang, L. (2011). Removal of phosphate from aqueous solution by biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1–3), 501–507. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.083>
- Zhu, D., Chen, Y., Yang, H., Wang, S., Wang, X., Zhang, S., & Chen, H. (2020). Synthesis and characterization of magnesium oxide nanoparticle-containing biochar composites for efficient phosphorus removal from aqueous solution. *Chemosphere*, 247, 125847. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125847>
- Zhu, D., Yang, H., Chen, X., Chen, W., Cai, N., Chen, Y., Zhang, S., & Chen, H. (2021). Temperature-dependent magnesium citrate modified formation of MgO nanoparticles biochar composites with efficient phosphate removal. *Chemosphere*, 274, 129904. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129904>